

# De invloed van allocatie in levenscyclusanalyse op het berekenen van broeikasgasemissies van de Nederlandse agrosector

Deelrapport in het project  
Klimaatperspectief Nederlandse  
agroproductie



**Blonk**  
SUSTAINABILITY TOOLS



**WAGENINGEN**  
UNIVERSITY & RESEARCH

## De PPS Klimaatperspectief Nederlandse Agroproductie

Het doel van de publiek private samenwerking (PPS) **Klimaatperspectief Nederlandse Agroproductie** is om de monitoring van klimaat effecten van de Nederlandse Agro & Food productie op basis van de ketenbenadering en de nationale benadering (schoorsteenbenadering) beter op elkaar te laten aansluiten. Het betreft dan zowel het transparant maken van de verschillen, afstemming op het gebied van methodiek en data(bronnen) en het beter inzichtelijk maken van effecten van sectormaatregelen.

Reductie van het klimaat effect van Nederlandse agro-productieketens is, in een wereld met een groeiende voedselvraag en ambitieuze klimaatdoelen, essentieel voor de 'license to produce'. Het klimaat effect van Nederlandse agro-productieketens is op dit moment echter niet makkelijk te koppelen aan Nederlands klimaatbeleid. Dit heeft alles te maken met het verschil in de oriëntatie van de internationale ketenrekenmethodiek (op basis van levenscyclusanalyse; LCAs) die in het bedrijfsleven gangbaar is en de nationale benadering van de overheid.

Binnen de PPS behandelen we meerdere vraagstukken die relevant zijn voor het doel van de PPS om de ketenbenadering en nationale benadering beter op elkaar aan te laten sluiten. In dit rapport behandelen we het vraagstuk "Allocatie".

Dit rapport is tot stand gekomen binnen het publiek-private samenwerkingsproject "Klimaatperspectief Nederlandse agroproductie" voor de topsector Agri & Food (TKI LWV19183).

**Titel** De invloed van allocatie in levenscyclusanalyse op het berekenen van broeikasgasemissies van de Nederlandse agrosector

**Datum**

<b>Auteurs</b>	Nynke Draijer	Blonk Sustainability
	Hans Blonk	Blonk Sustainability
	Pim Mostert	Wageningen Livestock Research
	Joan Reijs	Wageningen Economic Research



# Samenvatting

Levenscyclusanalyse (LCA) is een rekenmethodiek die in (o.a.) de agrosector veel wordt gebruikt en daar inzicht geeft in de milieueffecten van productieketens. Om de consistentie te garanderen zijn uitgebreide standaarden opgesteld met rekenregels.

De LCA-methodiek wordt door de Nederlandse agrosectoren gebruikt om hun emissies te monitoren en reductiedoelstellingen op te formuleren. Daarnaast wordt de LCA-methodiek ook steeds vaker gebruikt in labels op voedselproducten zoals Eco-score en Planet-score label. Allocatie heeft echter invloed op de berekening van broeikasgasemissies via LCA en dit kan leiden tot verkeerde keuzes of verschuiving van emissies. Allocatie in LCA is het verdelen van de milieu-impact over de co-producten van een multifunctioneel productiesysteem. Dit kan op verschillende manieren worden gedaan: bijvoorbeeld op basis van economische waarde, massa of andere productkenmerken. Het doel en de systeemgrenzen van LCA bepalen of allocatie noodzakelijk is. Footprinting, waarbij de impact van een product op een bepaald moment wordt berekend en gecommuniceerd, is gebaseerd op attributieve LCA. In attributieve LCA wordt allocatie toegepast wanneer er meerdere producten zijn. De allocatieregels voor attributieve LCA zijn zoveel mogelijk gespecificeerd in (sector) LCA-richtlijnen. De andere vorm van LCA, consequentiële LCA, is gericht op het onderzoeken van veranderingen. Door systeemuitbreiding, kan allocatie hier grotendeels worden vermeden. In dit rapport onderzoeken we in hoeverre allocatie invloed heeft op het niveau van broeikasgasemissies van de Nederlandse agrosector en het definiëren van verbetermaatregelen voor reductie daarvan. Hierbij kijken we naar productiesystemen in de Nederlandse agrosector, met nadruk op de veevoeder-, zuivel-, kalfs- en varkensvleessectoren.

## Resultaten van dit onderzoek

Allereerst behandelen we welke allocatiemethodes worden voorgeschreven in de verschillende standaarden voor LCA-berekeningen en aan de hand van voorbeelden laten we zien wat het effect van verschillende allocatiekeuzes is. Vervolgens laten we het effect van allocatie op verbetermaatregelen (opwaarderen van co-producten, optimalisatie van mengvoerders en benutting van meststoffen) die in het Nederlands beleid aandacht krijgen en stellen we de vraag of footprinting middels LCA met allocatie de juiste sturing biedt.

De voorbeelden in dit rapport laten zien dat de allocatiemethodologie een grote invloed kan hebben op de uiteindelijke milieu-impact die wordt toegewezen aan producten. Omdat de allocatie gebeurt op de achtergrond tijdens de berekening van de milieu impacts, is de gebruiker zich hier niet altijd bewust van. Producten met een relatief lage waarde ten opzichte van het hoofdproduct en producten die in relatief geringe mate vrijkomen bij productie (bijvoorbeeld kalveren bij melkproductie) zijn het meest gevoelig voor de keuze van de allocatie methode.

In een tweede stap laten we zien wat dit betekent voor het definiëren van verbetermaatregelen aan de hand van drie voorbeelden. De drie voorbeelden van verbetermaatregelen in de Nederlandse agrosector tonen dat de attributieve benadering met allocatie beperkingen heeft.

- Wanneer co-producten opgewaardeerd worden, verschuift de waarde en daarmee de allocatiefactor. Regelmatige herijking is nodig zodat de allocatiefactoren de daadwerkelijke situatie zo goed mogelijk representeren.
- Via optimalisatie van mengvoerders kan men sturen op bepaald grondstofgebruik, maar er wordt dan niet over de grenzen van sectoren heen gekeken. Toepassing in andere sectoren kan over het totale Nederlandse systeem wenselijker zijn, maar bij een attributieve benadering wordt dat niet in beschouwing genomen. Voor optimale benutting van grondstoffen en reductie van de impact van het totale systeem, zou verantwoordelijkheid om alle mogelijke opties te vergelijken moeten worden afgestemd.
- Het benutten van meststoffen, deze opwaarderen en dus ook “op-alloceren”, kan vergaande gevolgen hebben voor de milieueffecten van gewassen die daarmee geteeld worden. Via mengvoeder heeft dit ook weer effect op het diersysteem waar de mest uit komt – verschuivingen in een kringloopsysteem die met attributieve LCA niet simpel kunnen worden gerepresenteerd.

Belangrijk blijft te realiseren dat veranderingen in allocatie onterecht de indruk kunnen geven dat er reductie van broeikasgassen heeft plaatsgevonden. Allocatieverschuivingen veranderen alleen de toewijzing van broeikasgassen, maar reduceren deze niet.

## Aanbevelingen

De huidige richtlijnen voor het uitvoeren van LCA binnen de Nederlandse en Europese agrosector (zoals van de PEF-CR's of de verwante FAO LEAP richtlijnen) hebben vooral betrekking op attributionele LCA. Er bestaan nog weinig concrete voorschriften voor het uitvoeren van consequentiële LCA. In de praktijk wordt met name attributionele LCA gebruikt. Deze vorm van LCA is te beperkt om afwentelingen in het bredere systeem volledig zichtbaar te maken. Nu footprinting door middel van LCA steeds belangrijker wordt voor de Nederlandse agro-industrie, is voorzichtigheid met het toepassen van attributionele LCA gebaseerde footprinting resultaten geboden.

Voor het sturen naar oplossingen waar de totale milieu-impact van het Nederlandse agrosysteem gereduceerd wordt, en waarbij ook afwentelingen en systeemverschuivingen worden gevat, geven footprint resultaten berekend met attributionele LCA geen volledig inzicht. Het is daarom belangrijk om mechanismen in te bouwen die laten zien hoe groot de invloed van allocatie is op de resultaten. Consequentiële LCA (en voorkomen van allocatie door systeemuitbreiding) biedt voor het meenemen van grootschalige verschuivingen meer mogelijkheden dan attributionele LCA, want dit wordt uitgevoerd met een ander perspectief. Effecten van vraag en aanbod en systematische verschuivingen worden hierbij wel ingeschat. Voor deze methode is echter het definiëren van het agrosysteem ter analyse een grotere uitdaging, waarbij aannames worden gedaan die ook weer onzekerheden met zich meebrengen. Continue feedback tussen de verschillende perspectieven (attributioneel en consequentiële) en analyses (zoals de wijdverbreide LCA in de sectoren enerzijds en nationale rapportages anderzijds) kan helpen om van beide niveaus de bevindingen mee te nemen en tot een juiste gevolgtrekking te komen om daadwerkelijk reductie van milieu-impact te behalen. Inzicht krijgen in het gevolg van sturen op footprinting resultaten op de potentiële systeemwijde gevolgen hiervan is de uitdaging. Maar dit is nog op geen enkele wijze georganiseerd.

Dit onderzoek toont dat allocatie een belangrijk effect heeft op de klimaatimpact op product niveau. De gemaakte keuze van allocatie kan een product een lagere impact of een hogere klimaatimpact geven, terwijl de totale impact van alle producten samen niet verandert. Daarnaast kan allocatie bij het toepassen van bepaalde maatregelen en jaarlijks monitoren van emissies een (onbewust) effect hebben op de impact van een product of een sector, terwijl allocatie slechts een verschuiving van emissies tussen producten en sectoren is. Idealiter wordt allocatie altijd zoveel mogelijk voorkomen. Als er toch allocatie nodig is, dan is het belangrijk dat binnen dezelfde sector en tussen sectoren dezelfde allocatie wordt gebruikt en men bewust is van het effect van een bepaalde allocatiekeuze op de klimaatimpact van een product. Het is goed om te realiseren dat deze consistentie niet altijd bestaat in de PEF-CR's die de Europese Commissie heeft gepubliceerd.

# Inhoudsopgave

Rekenvoorbeelden	4
1 Inleiding	5
2 Allocatie in LCA	6
2.1 Algemene principes allocatie	6
2.2 Attributionele en consequentiële LCA	6
2.3 Allocatie in attributionele LCA	7
2.3.1 Definitie co-producten	7
2.4 Systemuitbreiding in consequentiële LCA	8
2.4.1 Consequentiële LCA in industrie-standaarden	9
2.5 Perspectieven van LCA: producent versus beleidsmaker	9
3 Allocatie in dierlijke productiesystemen	10
3.1 Veevoedergrondstoffen	10
3.1.1 Teelt	11
3.1.2 Verwerking (co-producten)	11
3.2 Melkveehouderij	14
3.3 Kalverhouderij	15
3.4 Varkenshouderij	16
3.5 Mestverwerking en -bewerking	16
3.5.1 Vermeden productie van kunstmest	16
3.5.2 Mestgebruik op het land	17
3.5.3 Mest als co-product	17
3.5.4 Vergisten van mest	17
3.6 Slachterij	17
3.6.1 Slachthuis allocatie volgens de FCR Red Meat	17
3.6.2 Voorbeeld: allocatie op varkensproducten in een slachthuis	18
3.7 Conclusie	20
4 Verbetermaatregelen in de Nederlandse agrosector	22
4.1 Sturen op gebruik van reststromen en circulariteit	22
Opwaarderen van co-producten	23
4.2 Optimalisatie mengvoeders	25
4.2.1 Voorbeeld: bierbostel	26
4.3 Benutting van meststoffen	27
4.3.1 Mest voor teelt voedergrondstoffen	27
4.3.2 Verbetering voederconversie	30
4.4 Conclusie	30
5 Discussie, conclusie en aanbevelingen	31
5.1 Discussie	31
5.2 Conclusie	32
5.3 Aanbevelingen	32

6	Referenties	33
	Achtergronddata	34
	ISO 14044 standard	36

## Rekenvoorbeelden

Tenzij anders aangegeven, komt de data uit de rekenvoorbeelden uit Agri-footprint 5 (Blonk Consultants, 2019) en is de impact berekend met de ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.04 methode en economisch gealloceerd. In de appendix Achtergronddata Tabel 3 zijn de data getabuleerd zoals gebruikt voor het visualiseren van de gepresenteerde concepten. De voorbeelden zijn bedoeld om de effecten van allocatie te laten zien, niet om specifieke footprint data uit te extraheren en voor andere doeleinden te gebruiken. Meer detail over de modellering van de gebruikte data is te vinden in de Agri-footprint documentatie (Blonk Consultants, 2019).

# 1 Inleiding

De veehouderij levert een belangrijke bijdrage (14.5%) aan de totale uitstoot van broeikasgasemissies wereldwijd. (Gerber et al., 2013). Deze emissies worden met name uitgestoten tijdens het productieproces van voer ingrediënten (teelt, transport, verwerking), pens en darmfermentatie van dieren, en tijdens opslag en verwerking van mest. Op nationaal en internationaal niveau worden er doelstellingen bepaald om deze emissies in de veehouderij te verminderen. Een manier om emissies in de veehouderij te berekenen is een levenscyclusanalyse (LCA). In een LCA worden alle emissies in de hele productieketen meegenomen totdat een product een bedrijf verlaat of geconsumeerd wordt. Bij het uitvoeren van een LCA moeten er soms methodologische keuzes worden gemaakt. Een keuze die vaak gemaakt moet worden is de keuze voor allocatiemethode. Allocatie het verdelen van milieu-impact van productie over de meerdere functies van een productiesysteem. Het gaat daarbij om de "verdeling van de input- of outputstromen van een proces of een productsysteem tussen het product waarop wordt gefocust en een of meer andere producten" (ISO, 2006a). Er zijn verschillende manieren van allocatie mogelijk en de keuze die daarbij gemaakt wordt kan effect hebben op de emissies van verschillende producten. Om de consistentie te garanderen binnen sectoren zijn uitgebreide standaarden opgesteld met rekenregels, waarbij meestal voorstellen worden gedaan voor allocatie.

De LCA-methodiek wordt door de Nederlandse agrosectoren gebruikt om hun emissies te monitoren en reductiedoelstellingen op te formuleren. Daarnaast wordt de LCA-methodiek ook steeds vaker gebruikt in labels op voedselproducten zoals Eco-score en Planet-score label. Allocatie heeft echter invloed op de berekening van broeikasgasemissies via LCA en dit kan leiden tot verkeerde keuzes of verschuiving van emissies.

In dit rapport onderzoeken we in hoeverre allocatie invloed heeft op het berekenen van broeikasgasemissies en het definiëren van verbetermaatregelen voor reductie daarvan in de Nederlandse agrosector.

## Leeswijzer

We beginnen in hoofdstuk 2 met de algemene principes van allocatie alsook hoe allocatie anders wordt ingevuld bij verschillende LCA-methodes (attributioneel of consequentieel).

In hoofdstuk 3 kijken we naar productiesystemen in de Nederlandse agrosector, met nadruk op de veevoeder-, zuivel-, kalfs- en varkensvleessectoren. We behandelen welke allocatiemethodes worden voorgeschreven in de verschillende standaarden voor LCA-berekeningen en aan de hand van voorbeelden<sup>1</sup> laten we zien wat het effect van verschillende allocatiekeuzes is.

In hoofdstuk 4 betrekken we de allocatiemethodologie op verbetermaatregelen die in het Nederlands beleid aandacht krijgen en stellen we de vraag of footprinting middels LCA met allocatie de juiste sturing biedt. Het doel is uiteindelijk verlaging van emissies wereldwijd, maar allocatie heeft soms een ondoorzichtige verschuiving van emissies tot gevolg, waardoor het lijkt of emissies worden gereduceerd maar ze in de praktijk slechts verschuiven. Voor reductie zijn echte veranderingen in het systeem nodig.

Een definitieve oplossing voor de tekortkomingen van LCA met allocatie bieden we niet in dit rapport. In hoofdstuk 5 vatten we onze conclusies samen en geven we aanbevelingen die helpen om bewust te blijven van de tekortkomingen, discrepanties te voorkomen en helpen met het juist toepassen, interpreteren en gebruiken van LCA-methodiek en resultaten om de Nederlandse agrosector te verduurzamen.

---

<sup>1</sup> Tenzij anders vermeld zijn de voorbeelden in dit rapport berekend op basis van Agri-footprint 5.0 met de ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.04 methode en economisch gealloceerd

## 2 Allocatie in LCA

### 2.1 Algemene principes allocatie

**Allocatie** is een methode voor het oplossen van het verdelen van milieu-impact van productie over de meerdere functies van een productiesysteem. Het gaat daarbij om de "verdeling van de input- of outputstromen van een proces of een productsysteem tussen het product waarop wordt gefocust en een of meer andere producten" (ISO, 2006a). Er zijn verschillende manieren van allocatie mogelijk. Om de beste methode te definiëren voor een bepaalde studie en toepassing is er een stapsgewijs keuzeprocess gedefinieerd (ISO, 2006b). Hieronder volgt een Nederlandse vertaling van de voorschriften in deze norm:

De ISO-norm hanteert de volgende algemene uitgangspunten voor allocatie:

- De inputs en outputs moeten worden toegewezen aan verschillende co-producten volgens duidelijk aangegeven procedures die worden gedocumenteerd en uitgelegd.
- De som van de toegewezen inputs en outputs van een proces is gelijk aan de inputs en outputs van het proces vóór toewijzing.
- Wanneer er meerdere alternatieve toewijzingsprocedures mogelijk zijn in een studie, zal er een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd om de gevolgen van de allocatiekeuze te bestuderen.

De norm schrijft het volgende stappenplan voor:

Stap 1: Waar mogelijk moet allocatie worden vermeden door:

- a) het opdelen van een proces in twee of meer deelprocessen en het verzamelen van de input- en outputgegevens die betrekking hebben op deze deelprocessen; of
- b) het productsysteem uitbreiden met de extra functies van de co-producten.

Stap 2: Waar allocatie niet kan worden vermeden, moeten de inputs en outputs van het systeem worden verdeeld over de verschillende producten of functies op een manier die de onderliggende fysieke relaties ertussen weerspiegelt. Met andere woorden, ze moeten de manier weerspiegelen waarop de inputs en outputs worden beïnvloed volgens eventuele kwantitatieve veranderingen in de producten of functies die door het systeem worden geleverd.

Stap 3: Waar fysieke relaties niet kunnen worden vastgesteld of gebruikt als basis voor toewijzing, moeten inputs worden verdeeld over de producten en functies op een manier die de andere relaties tussen hen weerspiegelt. Input- en outputgegevens kunnen bijvoorbeeld worden verdeeld over co-producten in verhouding tot de economische waarde van de producten.

Binnen een studie dienen de allocatieprocedures op uniforme wijze te worden toegepast op soortgelijke inputs en outputs van het betrokken systeem. Als bijvoorbeeld allocatie wordt toegepast op bruikbare producten (bijv. tussenproducten of afgedankte producten) die het systeem verlaten, dan moet de allocatieprocedure hetzelfde zijn als de allocatieprocedure die voor dergelijke producten wordt gebruikt bij het binnenkomen in het systeem.

Bovendien zal, wanneer meerdere alternatieve toewijzingsprocedures van toepassing lijken, een gevoeligheidsanalyse worden uitgevoerd om de gevolgen van de afwijking van de gekozen aanpak te illustreren (ISO, 2006b).

### 2.2 Attributionele en consequentiële LCA

Er bestaan op hoofdlijnen twee algemene methodes om LCA toe te passen: attributionele en consequentiële LCA. Het doel van beide methodes verschilt, alsook de systeemgrenzen binnen de analyses.

- Met attributionele LCA worden de milieu-impacts van een bepaald product of service geanalyseerd. Er wordt in feite gekeken naar hoe het productiesysteem nu (of beter in het recente verleden) producten voortbrengt, vergelijkbaar met een accountancy rapport.
- Met consequentiële LCA worden milieueffecten van veranderingen in een productiesysteem en zijn producten op het bredere systeem gekwantificeerd.



Een voorbeeld van attributionele LCA is het berekenen van de broeikasgasemissies van de productie van 1 liter melk. De broeikasgasemissies van de hele keten (zoals van productie en transport van voeder ingrediënten, van de pensfermentatie op de boerderij, van de mest emissies et cetera) worden geïventariseerd en verdeeld (gealloceerd) over de twee producten van het systeem: melk en vlees.

Bij consequentiële LCA is het systeem breder afgebakend, want het doel is om vooral óók verschuivingen in de markt in aanmerking te nemen. We kunnen dan bijvoorbeeld denken aan een consequentiële LCA voor het grootschalig introduceren van biobrandstoffen. Wanneer opeens veel brandstof wordt gemaakt van bijvoorbeeld rapzaadolie, betekent dat dat er op de markt meer vraag wordt gecreëerd naar rapzaad. Dat kan de beschikbaarheid en prijs van rapzaad beïnvloeden. Andere gebruikers zullen misschien overschakelen naar een ander product. Primaire producenten zullen op de vraag willen inspelen door meer rapzaad te produceren, met gevolgen voor landgebruik en productie van andere gewassen. Deze verschuivingen en effecten hebben impact op het milieu. Met een consequentiële LCA worden die meegenomen, door het te analyseren systeem uit te breiden tot alle relevante veranderingen worden meegenomen. Een attributionele analyse neemt de verbanden niet mee die bestaan tussen de mate van productie en modelleert alsof onafhankelijk op- of afgeschaald kan worden, en is daarmee niet geschikt voor het doorrekenen van grootschalige verschuivingen zoals de grootschalige implementatie van biobrandstoffen.

In de algemene ISO-richtlijnen voor LCA wordt overigens het onderscheid tussen attributionele en consequentiële LCA niet expliciet genoemd (ISO, 2006a, 2006b). Hoewel de discussie binnen de LCA-wereld al langer bestond, hebben deze begrippen pas later hun intrede gedaan in de PEF-richtlijnen.

## 2.3 Allocatie in attributionele LCA

Met attributionele LCA worden milieueffecten van een statische situatie ingeschat. Het telt het gebruik van hulpbronnen en emissies van een levenscyclus op en schrijft dit toe aan een (of meerdere) product(en). De levenscycli van een product en hetzelfde product met een interventie kunnen zo worden vergeleken met als doel inzichtelijk maken van emissiereductie als gevolg van de interventie.

Wanneer een systeem multifunctioneel is, moeten, tenzij het systeem kan worden opgesplitst in subsystemen en zodoende de multifunctionaliteit wordt vermeden, de milieueffecten worden gealloceerd (toewijzen aan) de verschillende producten. In attributionele LCA wordt meestal een allocatie-methode gebruikt op basis van het relatieve aandeel van het gewicht van een co-product in het totale gewicht van co-producten vermenigvuldigd met een zogenaamde allocatiefactor. Daarvoor zijn meerdere opties: massa allocatie (op basis van productmassa), biofysische allocatie (op biofysische gronden zoals bijvoorbeeld energie-inhoud) of economische allocatie (op basis van de prijs en opbrengst van producten).

Zoals aangegeven in de ISO-richtlijnen is consequent zijn in het toepassen van allocatie belangrijk. De totale som van milieueffecten moet worden verdeeld over alle producten. Ook kan tijdens het minimaliseren van de milieueffecten van een product, de milieueffecten onbedoeld worden verschoven naar een ander product binnen het productiesysteem, waardoor verbetering lijkt te zijn opgetreden, maar in werkelijkheid de totale milieueffecten van het systeem niet gereduceerd zijn. Om dit te voorkomen, kunnen de milieueffecten van alle co-producten gelijktijdig worden gekwantificeerd en gerapporteerd, in plaats van het milieueffect voor één van de meerdere co-producten.

### 2.3.1 Definitie co-producten

Bij verwerking kan er vaak onderscheid worden gemaakt tussen drie type producten: hoofdproducten, co-producten en residuele producten.

**Hoofdproducten** zijn de belangrijkste output van een proces en de voornaamste reden dat de productie plaatsvindt. Een verschuiving in vraag naar het hoofdproduct, stuurt het productievolume van hoofd- en bijproducten. Hoofdproducten worden gezien als de enige belangrijke output van een proces, en krijgen dan ook alle stroomopwaartse milieueffecten gealloceerd. Andere outputs van het proces zijn dan residueel of afval.

Wanneer er uit een proces meerdere producten voortkomen die tezamen bepalend zijn voor het resultaat van de onderneming dan spreken we van **co-producten**. Een voorbeeld hiervan is het verwerken van oliezaden tot olie en eiwithoudend schroot of tarwekorrels tot zetmeel en eiwitproducten. Er zijn dan meerdere markten van belang voor het resultaat van de onderneming. Over het algemeen is de technologische speelruimte om te sturen tussen de verdeling van co-producten die je uit een grondstof kan halen op de korte termijn beperkt. In situaties waarbij de omzet van meerdere co-producten van belang is voor het resultaat van het bedrijf is er een sterke tendens tot

innovatie om co-producten op te werken zodat ze afgezet kunnen worden in een hoger marktsegment. Co-producten krijgen een deel van de stroomopwaartse milieueffecten gealloceerd, dus moet er een verdeelsleutel worden bepaald voor deze allocatie (de allocatiefactoren).

**Residuele producten** zijn bijproducten met relatief weinig waarde en geen noemenswaardige bijdrage aan het resultaat van de onderneming (de winst). De vraag naar deze producten heeft geen invloed op het aanbod. Bijvoorbeeld de vraag naar bierbostel, leidt niet tot een grotere productie van bier. Het hoofdproduct van het proces bepaalt volledig het aanbod van residuele producten.

Het definiëren van de status van een product is belangrijk en heeft directe invloed op allocatie. Residuele producten krijgen een allocatiefactor nul, soms<sup>2</sup> zelfs wanneer de producten een beperkte positieve prijs hebben. Een criterium is dat de inkomsten als gevolg van het residuele product niet echt relevant zijn voor het resultaat van de onderneming en de aansturing van de processen. Dit betekent dat aan residuele producten geen milieueffecten van eerder in de keten toegerekend worden (milieueffecten van eventuele verwerking van die residuele producten worden wel meegerekend). Hoofdproducten krijgen de volledige stroomopwaartse milieueffecten toegewezen, voor co-producten worden de milieueffecten gealloceerd. Ook in dit geval wordt alle volgende (downstream) input voor verwerking van het co-product tot veevoeder, in hun geheel aan dat co-product toegewezen.

TABEL 1 OVERZICHT PRODUCTSOORTEN EN ALLOCATIE<sup>3</sup>

	<i>Stroomopwaartse milieueffecten</i>	<i>Stroomafwaartse milieueffecten</i>
<b>Hoofdproduct</b>	Volledig	Volledig
<b>Co-producten</b>	Gealloceerd deel	Volledig
<b>Residuele producten</b>	Geen	Volledig

Wanneer het discutabel is of een product een co-product of residueel product is, is het aan te raden een sensitiviteitsanalyse uit te voeren tijdens het berekenen van de milieueffecten.

## 2.4 Systeemuitbreiding in consequentiële LCA

In consequentiële LCA wordt allocatie zoveel mogelijk vermeden door systeemuitbreiding. De indirecte effecten van veranderingen in productie die buiten de systeemgrenzen vallen van het geanalyseerde product en die niet meegenomen worden met attributionele LCA, worden bij consequentiële LCA wel meegerekend. Dit zijn vaak indirecte, bijkomende (en soms onbedoelde) effecten van meer of minder productie of aanpassingen in productie. Vaak gaat het om markteffecten als gevolg van verschuivingen in vraag en aanbod. Bijvoorbeeld het grootschalig opwaarderen van een agri-food restproduct van diervoeder naar humane voeding, heeft tot gevolg dat er andere voedermaterialen geproduceerd moeten worden wanneer de vraag naar dierlijke productie niet verandert. Het nieuwe humane voedselproduct kan op basis van een attributionele LCA goed scoren in vergelijking met de producten die het vervangt. Maar wanneer tevens de eventuele negatieve milieueffecten in de diervoederindustrie door verschuiving van de vraag naar meer andere voedergrondstoffen wordt meegenomen, kan het effect op systeemniveau anders zijn. In een consequentiële LCA worden ook dat soort dynamische en indirecte gevolgen meegenomen in de analyse. Daarmee geeft consequentiële LCA een eerlijker beeld van de potentiële milieueffecten van alle verwachte gevolgen (zowel direct als indirect) van een interventie. Een nadeel is dat het voorspellen van verwachte indirecte effecten meer onzekerheden met zich meebrengt dan een attributionele LCA. Ook de benodigde data zijn anders en soms complexer ten opzichte van attributionele LCA. Waar bij attributionele LCA gemiddelde data en/of specifieke primaire data gebruikt worden, is er bij consequentiële LCA marginale data nodig over bijvoorbeeld economische verschuivingen en effecten van vraag en aanbod. Het modelleren en

<sup>2</sup> De verschillende richtlijnen zijn niet geheel eenduidig over wanneer een product als residueel moet worden beschouwd.

<sup>3</sup> Stroomopwaartse milieueffecten behelzen alles in de keten vóór het punt van alloceren, bijvoorbeeld primaire productie/teelt, transport naar de fabriek en energie gebruikt voor de verwerking aldaar. Stroomafwaartse milieueffecten behelzen alles in de keten ná het punt van alloceren, bijvoorbeeld transport van een co-product naar een verdere verwerkingslocatie en de het energiegebruik daar.

verzamenen van dit soort data vereist dus andere expertise (in de vorm van bijvoorbeeld economische modellen, tools en data) dan voor attributieele LCA.

## 2.4.1 Consequentiële LCA in industrie-standaarden

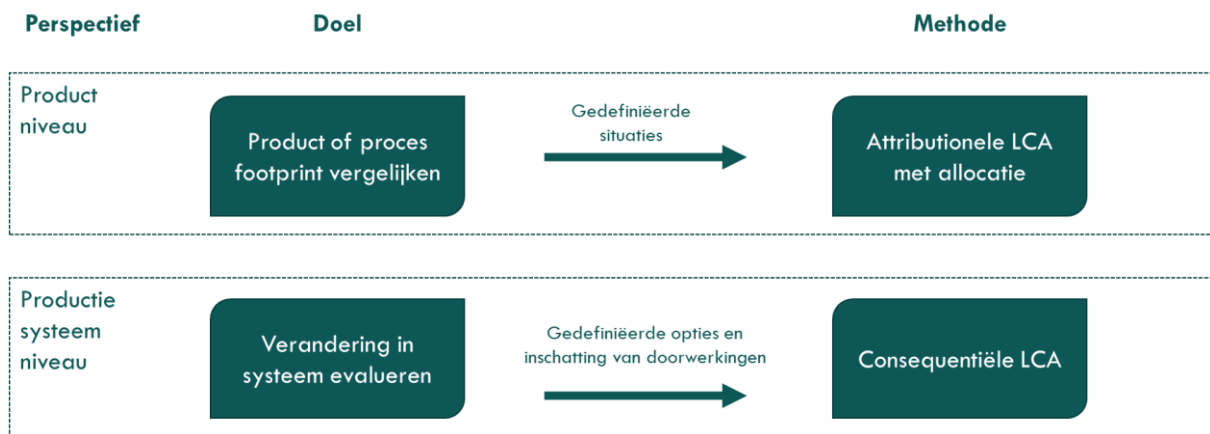
Het onderscheid tussen de attributieele en consequentiële benadering in LCA krijgt de afgelopen jaren veel aandacht (Weidema B, 2018). Binnen de LCA-gemeenschap bestaat er nog geen volledige consensus over de adequate toepassing van beide en de reikwijdte van de resultaten. De bestaande richtlijnen zijn ook niet altijd concreet over de verschillende keuzes die gemaakt dienen te worden tijdens het uitvoeren van een LCA. Met name voor het kwantificeren van effecten van grootschaliger veranderingen en de doorwerkingen daarvan door middel van consequentiële LCA is weinig tot niets te vinden in de standaarden. Consequentiële LCA is daarmee meer op het conceptuele niveau gedefinieerd en minder goed geoperationaliseerd.

Ook in het ILCD handboek wordt de keuze voor attributieele en consequentiële LCA niet consistent doorgevoerd (Ekvall et al., 2016). Wel wordt genoemd dat een verandering als “groot” wordt beschouwd wanneer meer dan 5% van de totale productiecapaciteit beïnvloed wordt, en in dat geval een consequentiële LCA moet worden toegepast.

## 2.5 Perspectieven van LCA: producent versus beleidsmaker

Attributieele allocatie dus gaat over het berekenen van de milieu-impact van producten in een statische setting en wordt daarom gebruikt door producenten van producten om van deze een footprint te berekenen. Wanneer een beleidsmaker diezelfde data gebruikt om beleid mee te formuleren, kunnen er ongewenste effecten plaatsvinden. Beleid gaat vaak over beslissingen die (al dan niet voorziene en/of gewenste) verschuivingen in een grootschaliger systeem veroorzaken. In die gevallen is een attributieele LCA niet afdoende en moeten de veranderingen van het systeem worden ingeschat door middel van consequentiële LCA.

Er zijn verschillende perspectieven waarmee een LCA-studie kan worden uitgevoerd en ook weer bij de verschillen tussen attributieele en consequentiële LCA. Figuur 1 geeft een overzicht van de verschillende perspectieven waarin LCA kan worden toegepast.



FIGUUR 1 KADER VAN PERSPECTIEVEN WAARMEE LCA KAN WORDEN UITGEVOERD

Een voorbeeld van analyse op productniveau is wanneer een producent een footprint van een product berekent om de hotspots voor milieu-impact te identificeren. Hiervoor bestaan standaarden in de verschillende PEF-CR's en is de analyse vergaand gestandaardiseerd en gedefinieerd. Veel analyses zijn op productniveau, maar voor het kwantificeren van effecten van verbetermaatregelen is het systeemniveau geschikter.

Op het tweede niveau van productiesystemen, bevindt zich de beleidsmaker die probeert de consequenties van beslissingen te kwantificeren en een consequentiële LCA gebruikt als beslissondersteuning. Maar ook de producent van een bijproduct die de meest milieuvriendelijke toepassing wil vinden voor dit product gebruikt consequentiële LCA. Omdat er weinig (standaardisatie voor) analyses op productiesysteem plaatsvinden, is hier potentie voor verwarring en inconsistente analyses, en in het slechtste geval ook voor greenwashing.

In veel situaties wordt LCA gebruikt om keuzes te analyseren die als doel hebben positieve milieueffecten te bereiken. Bijvoorbeeld als het gaat om product-etikettering en labels die erop gericht zijn om consumenten te beïnvloeden in hun aankoop. Hoewel de footprint van producten voor etikettering via een attributionele benadering wordt berekend, kan dit een grootschalige verandering in gang zetten door die beïnvloeding, wat een consequentiële benadering relevant maakt.

Ook het recyclen en hergebruik (of opwaardering) van grondstoffen kan om een consequentiële benadering vragen. Bijvoorbeeld in het geval van een residueel bijproduct dat momenteel gebruikt wordt voor toepassing A. Bij een residueel product is het aanbodvolume niet afhankelijk van de vraag. Dit betekent dat een opwaardering van het bijproduct tot toepassing B tot gevolg heeft dat er een andere grondstof voor toepassing A gevonden moet worden. Om het effect van deze verschuiving te onderzoeken moet een consequentiële LCA worden uitgevoerd. In de praktijk wordt de footprint van nieuwe grondstoffen of toepassingen echter vaak berekend met attributionele LCA en vergeleken met de bestaande grondstoffen of toepassingen. Het is de vraag of dit voldoende inzicht genereert. Er bestaat een risico dat de attributionele methode met allocatie leidt tot verkeerde prioritering. Het is belangrijk om de analysemethode aan te passen aan het doel van de analyse, en ook de resultaten in deze context te interpreteren.

In de volgende hoofdstukken proberen we aan de hand van voorbeelden in de agri-food industrie hier meer duidelijkheid over te krijgen.

## 3 Allocatie in dierlijke productiesystemen

In dit hoofdstuk worden de allocatiemethodes voor verschillende sectoren in de Nederlandse agro-industrie beschreven. We behandelen de veevoeder-, zuivel-, kalfs- en varkensvleessectoren. We beschrijven hoe allocatie is gedefinieerd in de standaarden voor het uitvoeren van LCAs van dierlijke productiesystemen. Hierbij kijken we zowel naar de FAO Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) richtlijnen alsook de Product Environmental Footprint Category Rules (PEF-CR). De PEF-CR richtlijnen worden gebruikt voor footprinting van producten, en voor het opstellen van de PEF-CR richtlijnen waren de FAO LEAP richtlijnen het vertrekpunt.

De genoemde standaarden beschrijven hoe attributionele LCA moet worden toegepast voor het berekenen van milieu-impact van producten in de specifieke sectoren. Aanvullend op de allocatiemethoden in de productiesystemen op de voorgrond, vindt allocatie ook plaats in de achtergrondatabases. Een overzicht van allocatiemethoden die worden gebruikt binnen de productiesystemen alsook de verschillende voederdatabases kan worden gevonden in Blonk et al. (2021).

Naast het beschrijven van de voorschreven methode van allocatie, behandelen we voorbeelden die het effect van verschillende allocatiekeuzes verduidelijken<sup>4</sup>.

### 3.1 Veevoedergrondstoffen

De FAO LEAP feed guidelines definiëren de gewenste manier van allocatie in diervoederproductie. Overeenkomstig met de stapsgewijze benadering van de ISO-richtlijnen moet allocatie allereerst worden vermeden door systeembuitbreiding, vervolgens wordt gekeken of er een eenduidige relatie op biofysische gronden vastgesteld kan worden, en wanneer dat niet lukt wordt gealloceerd op economische gronden. Een beslisboom (op basis van de ISO-standaard hiërarchie) helpt de gebruiker om de juiste vragen ten aanzien van het voederproductiesysteem te stellen wanneer er twijfel bestaat over de geschikte allocatiemethode (FAO LEAP, 2015, pagina 38). Deze beslisboom is vervolgens voor de meeste situaties beschreven en uiteindelijk is economische allocatie de voorgeschreven allocatiesleutel voor de baseline berekeningen. Andere allocatiesleutels kunnen worden gebruikt in gevoeligheidsanalyses.

---

<sup>4</sup> Tenzij anders vermeld zijn de voorbeelden in dit rapport berekend op basis van Agri-footprint 5.0 met de ReCiPe 2016 Midpoint (H) V1.04 methode en economisch gealloceerd

## 3.1.1 Teelt

### 3.1.1.1 Aanbevolen optie internationale standaarden: economische allocatie

Het definiëren van biofysische stelregels voor allocatie voor voedermaterialen is ingewikkeld, omdat voedermaterialen worden gebruikt voor verschillende fysieke eigenschappen (bijvoorbeeld energie- vs eiwitrijk). Wanneer allocatieregels volgens die fysieke eigenschappen worden gedefinieerd, zou dit kunnen leiden tot een inconsistente mix van allocatieregels voor de verschillende voeder ingrediënten. Daarom wordt economische allocatie genoemd in de standaarden als de geprefereerde methode. Dit wordt door velen gezien als de meest consistente en betekenisvolle grond voor allocatie. De PEF-CR feed geeft een overzicht van standaard allocatiefactoren, wanneer primaire data niet beschikbaar zijn.

Omdat een proces een grote verscheidenheid aan producten en productkwaliteit kan opleveren, wordt er gebruik gemaakt van gemiddelde verkoopprijzen (in tegenstelling tot het bepalen van batchkwaliteit) en worden verschillende co-producten samen gegroepeerd op basis van toepassing (materiaal/voeder/voeding).

In de PEF-CR feed wordt aangeraden een gevoeligheidsbeoordeling op te nemen in PEF-studies waarin een vergelijking gemaakt wordt, waarbij het effect van verschillende manieren van allocatie wordt geëvalueerd.

### 3.1.1.2 Kanttekeningen

Hoewel bij de productie van voedergrondstoffen er meestal economische allocatie wordt toegepast, zijn er enkele situaties waar er een andere allocatie wordt toegepast op basis van een fysiek oorzakelijk verband. Een daarvan is bijvoorbeeld bij het gebruik van organische meststoffen in een teeltrotatiesysteem. Hier kunnen de emissies van toepassing en productie van organische meststoffen, wanneer er voldoende informatie beschikbaar is, worden verdeeld op basis van de voedingstoffenbehoeften van de verschillende gewassen.

In de FAO LEAP richtlijnen (FAO LEAP, 2015) wordt systeemuitbreiding door middel van vermeden productie alleen toegepast wanneer eenduidig kan worden vastgesteld welke producten vermeden worden en er geen inmenging met andere dier(voeder)productiesystemen plaatsvindt. Een voorbeeld hiervan is levering aan een elektriciteit-, gas-, warmte- of CO<sub>2</sub>-net. In de meeste andere gevallen is het discutabel welk product vermeden wordt en is er vaak sprake van bredere markteffecten die leiden tot veel extra complexiteit in het systeem.

## 3.1.2 Verwerking (co-producten)

Vaak leidt de verwerking van voedergrondstoffen tot meerdere producten. Zoals in sectie 2.3.1 beschreven, kan er onderscheid worden gemaakt tussen drie type producten: hoofdproducten, co-producten en residuele producten. In het geval van coproductie is het nodig om de milieueffecten te alloceren.

### 3.1.2.1 Aanbevolen optie: economische allocatie

Identiek aan de teelt van gewassen (3.1.1), wordt ook voor verdere verwerking economische allocatie aanbevolen in de PEF-CR en zijn standaard allocatiefactoren beschikbaar bij gebrek aan primaire data.

### 3.1.2.2 Kanttekening

Niet alle processen in de voederketen worden economisch gealloceerd. Bijvoorbeeld elektriciteitsgebruik van een voedermolen en brandstofgebruik tijdens transport worden verdeeld over de massa van te verwerken/transporteren product.

### 3.1.2.3 Voorbeeld: het effect van grondslag voor allocatie van soja

Een goed voorbeeld om het effect van allocatiegrondslag te demonstreren is de teelt en verwerking van sojabonen. Zowel bij de gewasteelt (stro + boon) als bij de verwerking (olie + schroot) worden meerdere producten geproduceerd. Figuur 2 geeft een overzicht van de productieketen en verschillende allocatiefactoren voor allocatie op massa (droge stof) en economische grondslag<sup>5</sup>.

---

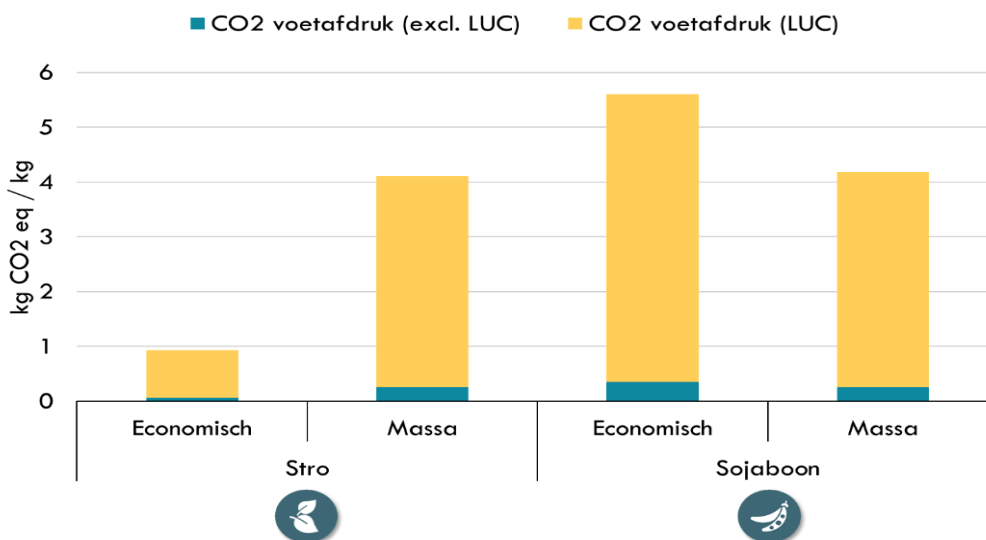
<sup>5</sup> Data uit Agri-footprint 5 (Blonk Consultants, 2019)



FIGUUR 2 ALLOCATIEFACTOREN VOOR SOJABOONTEELT EN VERWERKING, DROGE STOF MASSA (LICHTBLAUW) EN ECONOMISCH (GROEN)

We zien aanzienlijke verschillen in bijvoorbeeld de allocatiefactor voor stro: economisch gezien geen heel interessant product (7%), maar wel een behoorlijke massa-stroom (30%).

Wanneer we deze verschillende factoren gebruiken om de CO<sub>2</sub> voetafdruk te berekenen van producten van sojateelt in Brazilië (zie rekenvoorbeeld 1, uitkomsten in Figuur 3), zien we dan ook een groot verschil<sup>67</sup>:



FIGUUR 3 CO<sub>2</sub> VOETAFDruk (IN KG CO<sub>2</sub>-EQUIVALENTEN PER KG PRODUCT, BESTAANDE UIT DE CO<sub>2</sub> VOETAFDruk EXCLUSIEF LAND USE / CHANGE (LUC) (BLAUW) EN DE CO<sub>2</sub> VOETAFDruk LUC (GEEL)) VOOR SOJA STRO EN BOON GETEELD IN BRAZILIË BEREKEND MET ALLOCATIE OP ECONOMISCHE EN MASSA GRONDSLAG

<sup>6</sup> Data uit Agri-footprint 5 (Blonk Consultants, 2019)

<sup>7</sup> De CO<sub>2</sub> voetafdruk van Land Use Change (LUC) wordt doorgaans apart weergegeven vanwege verschillen in de methodologie van impactberekening in vergelijking met de rest van de CO<sub>2</sub> voetafdruk

### Rekenvoorbeeld 1: sojateeltproducten gealloceerd op droge stof basis

De teelt van soja op 1 hectare leidt tot een uitstoot van ~17300 kg CO<sub>2</sub>eq (inclusief LUC). De opbrengst per hectare is 2870 kg sojaboon en 1280 kg stro.

Droge stofgehaltenes voor boon en stro zijn respectievelijk 89% en 88%. De totale droge stof (ds) opbrengst is dan:

$$2870kg * 89\% + 1280kg * 88\% = 2554kg ds + 1126kg ds = 3681 kg ds$$

Waarvan (2554/3681) 70% afkomstig is van de bonen en (1126/3681) 30% van het stro. De droge stof allocatiefactoren zijn dus 70% en 30%.

Daarmee alloceren we de totale CO<sub>2</sub>eq uitstoot over de producten:

Naar de sojabonen:  $17300 \text{ kg CO}_2\text{eq} * 70\% = 12110 \text{ kg CO}_2\text{eq}$

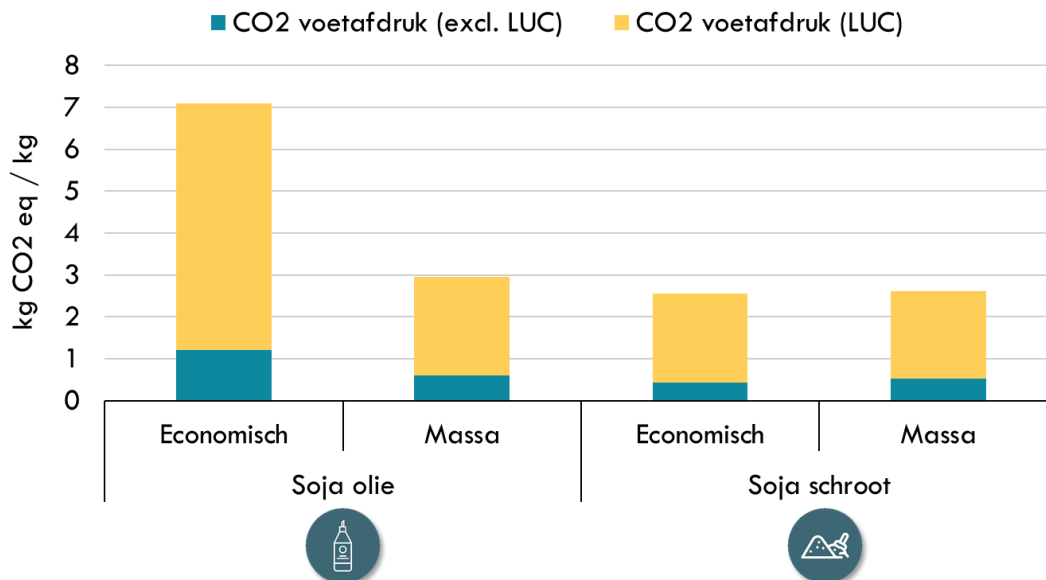
Naar het stro:  $17300 \text{ kg CO}_2\text{eq} * 30\% = 5190 \text{ kg CO}_2\text{eq}$

Wanneer we dit verdelen over de hoeveelheid product, krijgen we de uitstoot per kg:

Sojabonen:  $\frac{12110 \text{ kg CO}_2\text{eq}}{2870 \text{ kg}} = 4.2 \text{ kg CO}_2\text{eq/kg}$

Stro:  $\frac{5190 \text{ kg CO}_2\text{eq}}{1280 \text{ kg}} = 4.1 \text{ kg CO}_2\text{eq/kg}$

Ook voor de verwerking van sojaboon tot olie en schroot kunnen we de CO<sub>2</sub> voetafdruk volgens verschillende allocatiemethodes berekenen (Figuur 4)<sup>8</sup>.



FIGUUR 4 CO<sub>2</sub> VOETAFDRUK (IN KG CO<sub>2</sub>-EQUIVALENTEN PER KG PRODUCT, BESTAANDE UIT DE CO<sub>2</sub> VOETAFDRUK EXCLUSIEF LAND USE / CHANGE (LUC) (BLAUW) EN DE CO<sub>2</sub> VOETAFDRUK LUC (GEEL)) VOOR SOJAOLIE EN SOJASCHROOT BEREKEND MET ALLOCATIE OP ECONOMISCHE- EN MASSAGRONDSLAG

<sup>8</sup> Data uit Agri-footprint 5 (Blonk Consultants, 2019)

We zien voor sojaolie meer dan een factor twee verschil tussen het gebruik van de verschillende allocatiemethodes. Voor sojaschroot zien we nauwelijks een verschil: het effect van allocatiefactoren op verschillende punten in de keten compenseert elkaar ongeveer. We geven hier geen voorbeeld van gemengde allocatie (bijvoorbeeld, economische allocatie toepassen voor sojaboon/stro en massa allocatie voor sojaschroot/olie). Goede gewoonte is om dezelfde allocatiemethode aan te houden voor hetzelfde type producten binnen een systeem.

Er kunnen verschillende allocatiemethoden bestaan in een systeem. Een voorbeeld is de melkveehouderij, die in de volgende paragraaf beschreven wordt. Diervoeder (volgens de PEF-CR Feed met economische allocatie berekend) wordt daar gebruikt in een systeem waar vervolgens biofysisch wordt gealloceerd.

Via mest zijn de productiesystemen voor gewassen en dierlijke producten met elkaar verbonden. In de meeste gevallen wordt mest als een residueel product van dierlijke productie beschouwt (zie ook 3.5 Mestverwerking en -bewerking). Het transport en emissies tijdens de toepassing van mest, worden toegewezen aan het gewasteelstelsysteem.

## 3.2 Melkveehouderij

De melkveehouderij produceert meerdere producten: melk, (slacht)vee, kalveren en mest. Mest en dode dieren worden in principe als residueel product behandeld en zodoende worden daar geen milieueffecten aan gealloceerd (zie ook sectie 3.5 Mestverwerking en -bewerking).

De producten van waarde waar wel milieueffecten aan worden gealloceerd zijn melk, op de melkveehouderij verwerkte zuivelproducten en levend vee (zowel kalveren als koeien, voor slacht of doorverkoop). Voor op de melkveehouderij geproduceerde zuivelproducten wordt het systeem gesplitst voor rauwe melk en verwerkte zuivel.

Voor allocatie heeft het volgen van fysieke relaties tussen in- en outputs de voorkeur (zie ook 2.1). In het geval van zuivel is dan ook een biofysische verdelingsleutel vastgesteld voor de allocatie over rauwe melk en levend vee door de IDF (International Dairy Federation) in 2015 die is opgenomen in de PEF-CR Dairy. De allocatiefactoren worden bepaald door middel van de massa van levend gewicht van verkocht vee en vet- en eiwit- gecorrigeerde melk (fat and protein corrected milk, FPCM) zoals in Vergelijking 1.

VERGELIJKING 1 ALLOCATIEFACTOR (AF) VOOR VET- EN EIWIT- GECORRIGEERDE MELK, AFHANKELIJK VAN MASSA VAN LEVENGEWICHT (MMEAT) EN MASSA VAN VET/EIWIT GECORRIGEERDE MELK (MMILK) (EUROPEAN COMMISSION, 2018)

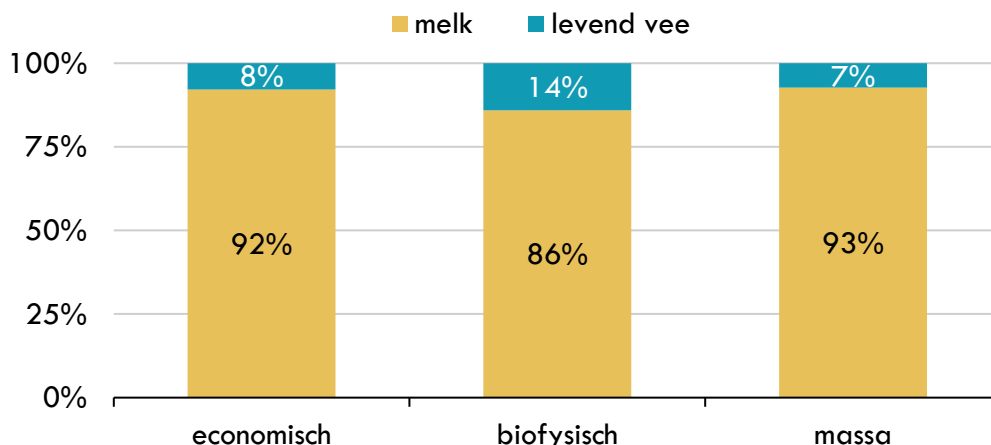
$$AF = 1 - 6.04 * \frac{M_{meat}}{M_{milk}}$$

Figuur 5 laat het verschil zien in de allocatiefactoren voor melk en vee op verschillende grondslagen<sup>9</sup>. Het gebruik van biofysische grondslag resulteert in een grotere factor voor levend vee.

---

<sup>9</sup> Data uit Agri-footprint 5 (Blonk Consultants, 2019)



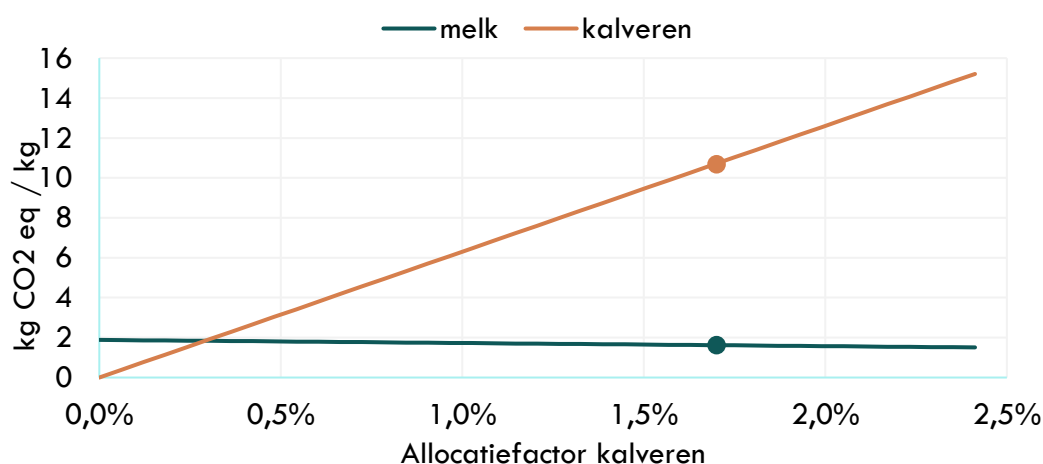


FIGUUR 5 ALLOCATIEFACTOREN VOOR MELK (GEEL) EN LEVEND VEE (BLAUW) OP DE MELKVEEHOUDERIJ OP ECONOMISCHE-, BIOFYSISCHE- EN MASSA-GRONDSLAGEN

In 2022 heeft de International Dairy Federation (IDF) aangepaste allocatieregels gepubliceerd in hun nieuwe Carbon Footprint standard (IDF, 2022). Met deze nieuwe methode leidt een hoger vlees-melk product ratio (zoals bijvoorbeeld in een dubbeldoel bedrijf) niet tot een negatieve allocatiefactor voor de gecorrigeerde melk. Een netto energiebehoefte per massa product is gedefinieerd voor melk en dieren (levend gewicht). In tegenstelling tot de voorgaande methode, wordt hierin onderscheid gemaakt tussen volwassen koeien en jongvee. Het is de verwachting dat deze nieuwe methode zal worden opgenomen in de PEF-CR dairy als deze in de toekomst wordt herzien.

### 3.3 Kalverhouderij

De producten van de kalverhouderij zijn kalveren en mest. De nuchtere kalveren die worden binnengebracht in de kalverhouderij vanuit de melkveehouderij, dragen een gedeelte van de impact van de melkveehouderij met zich mee door allocatie. Voor deze kalveren heeft de allocatiefactor van levend vee ten opzichte van die van melk een groot effect. Zoals in paragraaf 3.2 toegelicht wordt dit gedaan op basis van biofysische grondslag en er wordt in de huidige PEF-CR Dairy geen onderscheid gemaakt tussen kalveren en slachtvee (deze worden beiden gezien als product levendgewicht). Het effect van de allocatiefactor voor kalveren op de resulterende CO<sub>2</sub> voetafdruk van kalveren en die van melk bij het verlaten van de boerderij is te zien in Figuur 6. Het effect op de voetafdruk van kalveren is veel groter dan op die van melk<sup>10</sup>.



FIGUUR 6 CO<sub>2</sub> VOETAFDRUK (IN KG CO<sub>2</sub>-EQUIVALENTEN PER KG PRODUCT) VOOR MELK EN KALVEREN OP EEN NEDERLANDSE MELKVEEHOUDERIJ, AFHANKELIJK VAN DE ALLOCATIEFACTOR VOOR KALVEREN. ● GEEFT HET PUNT VAN BIOFYSISCHE ALLOCATIE AAN ZOALS AANBEVOLEN IN DE HUIDIGE PEF-CR DAIRY

<sup>10</sup> Data uit Agri-footprint 5 (Blonk Consultants, 2019)

De relatief grotere invloed op de impact van kalveren ten opzichte van melk, komt omdat er zo'n 40 keer zoveel kg melk de melkveehouderij verlaat dan levend gewicht dieren. De verandering in impact voor kalveren, wordt dus over minder kg verdeeld dan de verandering in impact over melk.

Het gebruik van biofysische allocatie zoals momenteel voorgeschreven door de IDF, maakt geen onderscheid tussen allocatie naar kalveren of slachtvee. Momenteel is er een nieuwe richtlijn, waarbij wel onderscheid wordt gemaakt. De allocatiemethode is dan meer geschikt voor bedrijven die naast melk ook veel kalveren en vlees produceren, zoals dubbeldoel bedrijven. Meer over deze nieuwe voorgestelde methode is te lezen in Ineichen et al., 2022.

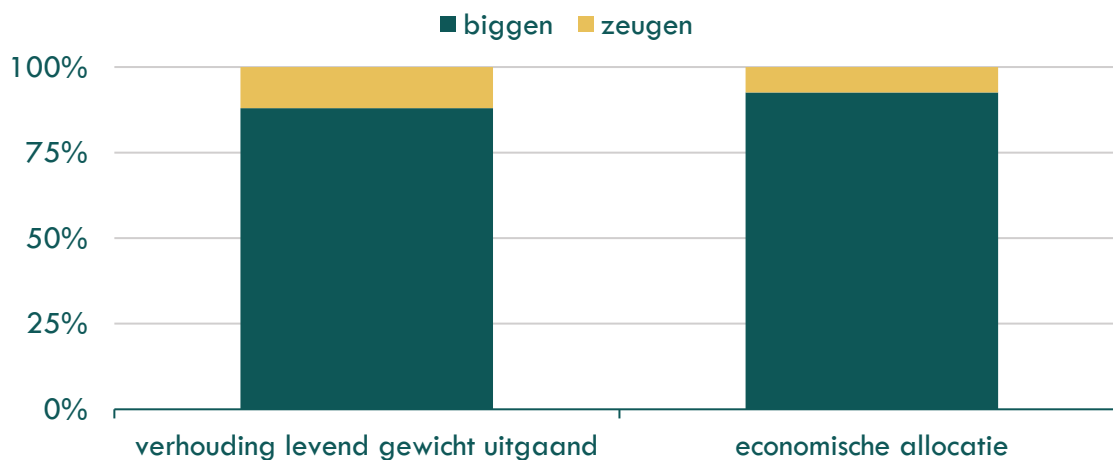
De producten die de kalverhouderij verlaten zijn kalveren en mest. Waar in de FAO LEAP richtlijnen mest als residueel product wordt beschouwd (zie ook sectie 3.5 Mestverwerking en -bewerking), wordt in de FCR Red Meat systeemuitbreiding met vermeden productie van kunstmatige mest geadviseerd. Voor allocatie in het slachthuis, zie 3.6 Slachterij.

## 3.4 Varkenshouderij

De producten van de varkenshouderij zijn zeugen, biggen, vleesvarkens en mest.

Waar in de FAO LEAP richtlijnen mest als residueel product wordt beschouwd (zie ook sectie 3.5 Mestverwerking en -bewerking), wordt in de FCR Red Meat systeemuitbreiding met vermeden productie van kunstmest geadviseerd.

FCR Red Meat en FAO LEAP raden beide biofysische allocatie aan voor zeugen en biggen. De allocatie zou worden gedaan op de verhouding van energievereisten voor groei van zeugen ten opzichte van bigproductie. Er is verder weinig praktische indicatie gegeven over hoe dit toe te passen. Misschien is dat de reden dat ondanks dat biofysische allocatie wordt aangeraden, er in de praktijk vaak ofwel niet gealloceerd (en een impact per totaal uitgaand levend gewicht gerapporteerd) of een allocatie op economische basis wordt gedaan. Figuur 7 laat de verhouding tussen uitgaand levend gewicht en de allocatiefactoren zien voor biggen en zeugen.



FIGUUR 7 PERCENTAGES VOOR UITGAANDE PRODUCTEN EN ECONOMISCHE ALLOCATIEFACTOREN VOOR EEN NL VARKENSHOUDERIJ

## 3.5 Mestverwerking en -bewerking

### 3.5.1 Vermeden productie van kunstmest

Waar de FAO LEAP pig richtlijn mest in principe als residueel product beschouwd en dus geen allocatiefactor toewijst, wordt in de FCR Red Meat systeemuitbreiding met vermeden productie van kunstmest geadviseerd wanneer mest de boerderij verlaat. De gangbare kunstmest die normaal gesproken door een boer zou worden toegepast wordt vastgesteld (standaard is CAN – calcium ammonium nitraat voor stikstof en TSP – triple

superphosphate voor fosfaat). De vervangingsratio wordt bepaald door de nutriëntenverhouding (bij gebrek aan data is de standaard 50% van de nutriënten in de dierlijke mest) en de productie, transport en gebruik van deze kunstmest wordt in mindering gebracht. Het transport en gebruik van dierlijke mest (en eventuele bewerking) moet worden meegenomen.

### 3.5.2 Mestgebruik op het land

Wanneer mest gebruikt wordt op het land, wordt daarmee het dierproductiesysteem gelinkt aan gewasproductie. De standaardbenadering in de FAO LEAP richtlijnen is om mest in dat geval als residueel product te beschouwen. De impact van mestopslag wordt daarmee aan de dierproductie toegewezen. Het transport en de toepassing van mest wordt toegewezen aan het plantproductiesysteem. De FAO LEAP large ruminants richtlijn noemt dat wanneer een overmaat van mest op het land wordt toegepast, de overmaat als afvalproduct wordt gezien en de emissies van toepassing op het land van die fractie, aan het dierproductiesysteem worden toegewezen.

### 3.5.3 Mest als co-product

**FAO LEAP Feed** - Wanneer mest toch als co-product van een dierproductie gedefinieerd wordt omdat het verkocht wordt, wordt economische allocatie gebruikt om milieu-impact aan de mest toe te wijzen. Er is wel bewijs nodig van de verkoop, en wanneer de mest in overmaat wordt toegepast op het land zal het alsnog als residueel product worden behandeld.

**FAO LEAP pig & large ruminants** - De FAO LEAP pig en FAO LEAP large ruminants richtlijnen raden biofysische allocatie (op basis van energiebehoefte) aan voor mest wanneer het een co-product betreft. De definitie van co-product volgt uit het al dan niet genereren van opbrengst via de mestafzet. Als de energie-inhoud van het dieet niet bekend is, wordt economische allocatie aangeraden.

### 3.5.4 Vergisten van mest

Dierlijke mest kan via een anaerobe vergisting worden omgezet in biogas. Dat kan via monovergisting (enkel de dierlijke mest) of co-vergisting (>50% dierlijke mest aangevuld met plantaardige biomassa). Bij co-vergisting is de gasopbrengst hoger, maar de hoeveelheid mest die overblijft neemt toe. Het digestaat na vergisting geldt namelijk ook als mest.

Het geproduceerde gas kan direct aan het gasnet worden geleverd, er kan dus ontegenzeggelijk worden vastgesteld dat er vermeden productie van gas plaatsvindt. Toch wordt dit niet verrekend via vermeden productie, maar volgens de PEF-CR dairy moet het systeem worden gesplitst in een dierlijk productiesysteem en energieproductie systeem, waarbij de milieueffecten van de vergister voor rekening zijn van de energieproductie.

## 3.6 Slachterij

De milieueffecten van verwerking in het slachthuis zijn een kleine bijdrage ten opzichte van bijvoorbeeld voederproductie en pensfermentaties eerder in de dierproductieketen. Maar de allocatie in het slachthuis heeft wel een grote invloed op hoe deze stroomopwaartse milieueffecten worden verdeeld. Over hoe deze allocatie toegepast wordt is de FCR Red Meat niet consistent met de PEF-guide. De FCR Red Meat schrijft in het slachthuis allocatie op basis van massa (as is) voor, waarbij restproducten geen milieueffecten worden toegewezen. Volgens de PEF-guide zou economische allocatie gebruikt moeten worden.

### 3.6.1 Slachthuis allocatie volgens de FCR Red Meat

De redenering vanuit de FCR Red Meat is dat de bestemming van verschillende karkasonderdelen (vlees, vet, been, slachtafval) erg aan verandering onderhevig is: het ene product kan wisselend voor zowel humane consumptie als dierlijke voeding worden gebruikt. Niet los daarvan, fluctueert de vraag en daarmee marktwaarde op globale schaal van deze producten danig. Het vaststellen van fracties en een economische allocatiesleutel is daardoor lastig. Data over de bestemming van de massastromen binnen een slachterij zijn doorgaans tot in detail beschikbaar.

#### 3.6.1.1 Producten van slachterij

Voor allocatie over de producten van de slachterij, maakt de FCR Red Meat een verdeling in fracties met de volgende bestemmingen:

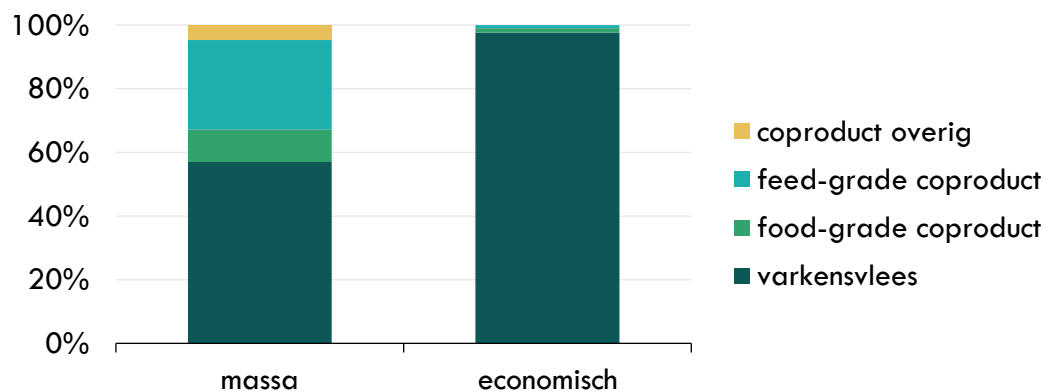
- Humane consumptie
- Leerindustrie

- Dierlijke voeding (huisdieren of bontdierproductie)
- Farmaceutische industrie
- Slachtafval voor destructie
- Biogas productie

Voor elk diertype worden de verschillende slachtmaterialen verdeeld over deze bestemmingen (het gemiddelde van meerdere jaren), resulterend in een grote matrix met massafactoren voor allocatie.

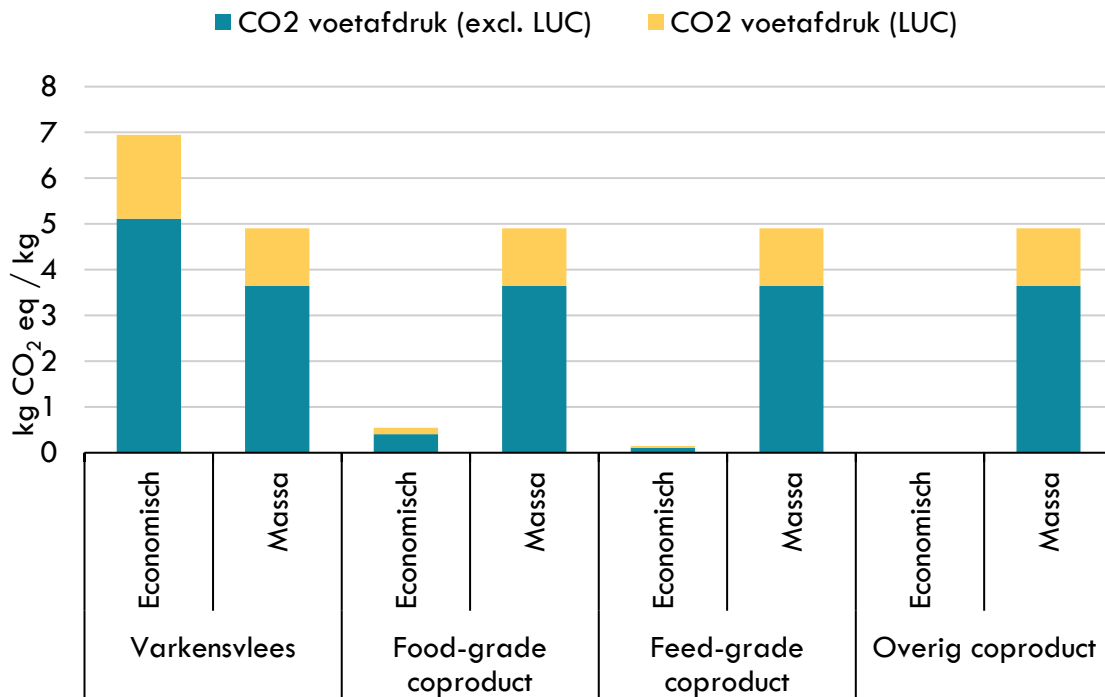
### 3.6.2 Voorbeeld: allocatie op varkensproducten in een slachthuis

In onderstaande figuren wordt de tegenstelling tussen de FCR Red Meat en de PEF-guide over allocatie binnen de slachterij geïllustreerd. In Figuur 8 worden de allocatiefactoren voor massa en economische grondslag weergegeven. Er wordt in Agri-footprint onderscheid gemaakt tussen vlees, producten die geen vlees zijn maar wel geschikt voor menselijke consumptie (food-grade coproduct), producten die geschikt zijn voor dierlijke consumptie (feed-grade coproduct) en overige coproducten.



FIGUUR 8 ALLOCATIEFACTOREN VOOR VARKENSVLEES IN HET SLACHTHUIS, OP MASSA- EN ECONOMISCHE GRONDSLAG

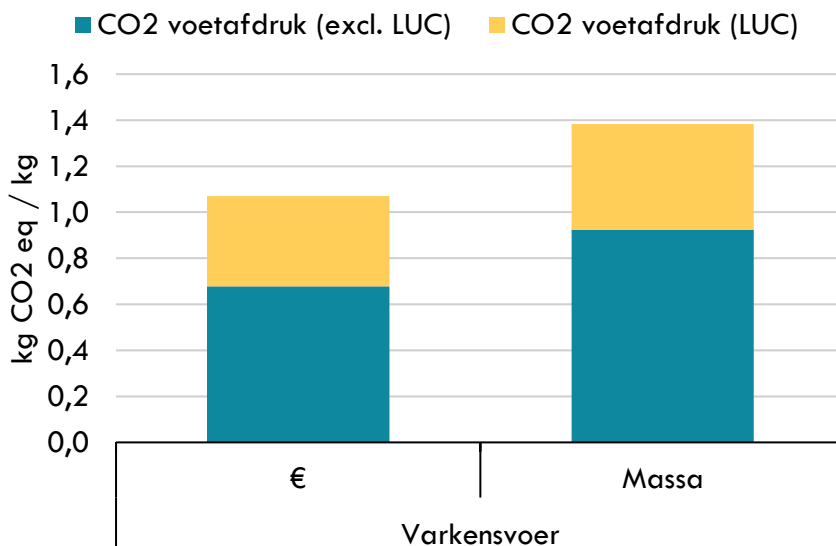
Waar bij economische allocatie de impact grotendeels aan varkensvlees wordt toegeschreven, wordt bij massa allocatie ook een significant deel aan de co-producten toegeschreven. In Figuur 9 zien we het effect op de CO<sub>2</sub> voetafdruk voor de slachterijproducten volgens de verschillende allocatiemethoden.



FIGUUR 9 CO<sub>2</sub> VOETAFDruk (IN KG CO<sub>2</sub>-EQUIVALENTEN PER KG PRODUCT, BESTAANDE UIT DE CO<sub>2</sub> VOETAFDruk EXCLUSIEF LAND USE / CHANGE (LUC) (BLAUW) EN DE CO<sub>2</sub> VOETAFDruk LUC (GEEL)). MASSA VERSUS ECONOMISCHE ALLOCATIE VOOR PRODUCTEN UIT DE VARKENSSLACHTERIJ

Met name voor de co-producten, maar ook voor het varkensvlees, zien we een groot verschil in berekende milieu-impact. Waar bij voorgaande figuren een consistente allocatie door de keten is toegepast, raadt de FCR Red Meat aan om voor voer de PEF-CR Feed te volgen. Dat betekent dat voor voeder economische allocatie wordt toegepast, en in het slachthuis massa allocatie wordt toegepast.

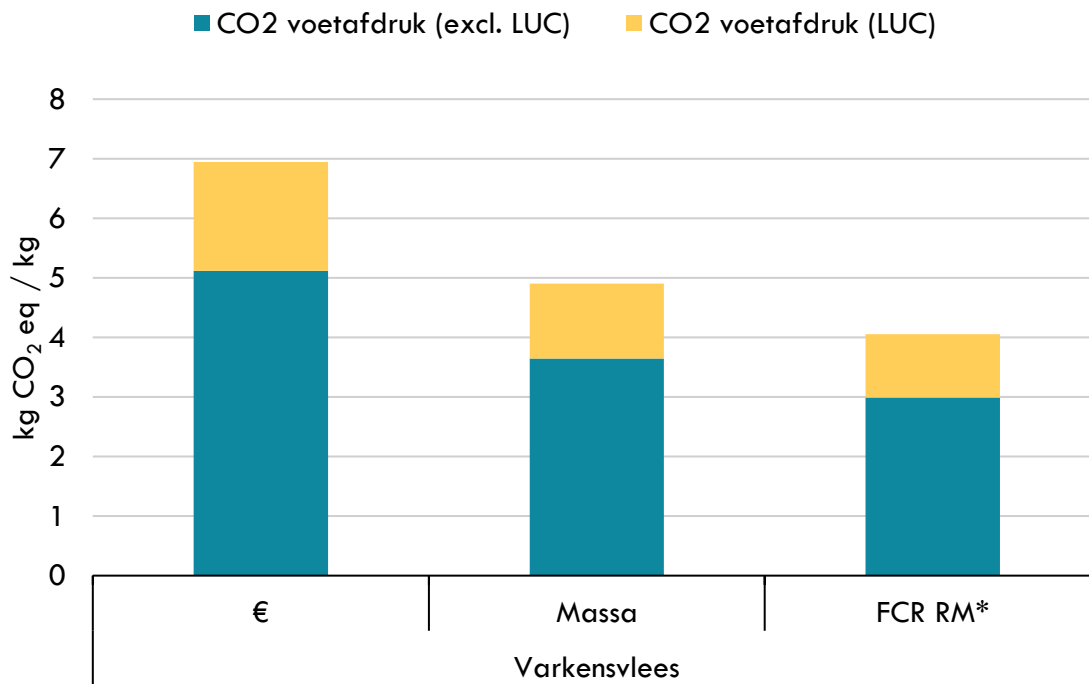
In Figuur 10 vergelijken we de impact voor varkensvoer berekend met economische of massa allocatie.



FIGUUR 10 CO<sub>2</sub> VOETAFDruk (IN KG CO<sub>2</sub>-EQUIVALENTEN PER KG VARKENSVoER, BESTAANDE UIT DE CO<sub>2</sub> VOETAFDruk EXCLUSIEF LAND USE/ CHANGE (LUC) (BLAUW) EN DE CO<sub>2</sub> VOETAFDruk LUC (GEEL)). BEREKEND MET MASSA VERSUS ECONOMISCHE ALLOCATIE VOOR VARKENVoEDER

Omdat voor varkensvoer economische-allocatie een lagere milieu-impact tot gevolg heeft dan massa-allocatie (zoals te zien in Figuur 10), resulteert deze allocatiemix in een lagere impact ten opzichte van economische- of massa-allocatie toegepast door de hele keten. Figuur 11 laat de impact per kg varkensvlees zien berekend met economische allocatie, massa allocatie of de allocatie zoals aangeraden in de FCR Red meat (waarbij economische

allocatie voor het voer is gebruikt en massa allocatie in het slachthuis). We zien dat die laatste combinatie leidt tot de laagste impact per kg varkensvlees.



FIGUUR 11 CO<sub>2</sub> VOETAFDruk (IN KG CO<sub>2</sub>-EQUIVALENTEN PER KG VARKENSVLEES, BESTAANDE UIT DE CO<sub>2</sub> VOETAFDruk EXCLUSIEF LAND USE / CHANGE (LUC) (BLAUW) EN DE CO<sub>2</sub> VOETAFDruk LUC (GEEL)). MASSA- VERSUS ECONOMISCHE-ALLOCATIE EN ALLOCATIE VOLGENS FCR RED MEAT (FCR RED MEAT) VOOR VARKENSVLEES. \*) DE IMPACT VAN VERMEDEEN KUNSTMEST ZOALS AANGERADEN DOOR DE FCR RED MEAT IS HIER NIET MEEGENOMEN

We zien dat de keuze voor allocatiemethode veel uitmaakt voor de berekende footprint van een product. De keuze voor een allocatiemethode is echter niet iets wat de totale emissies reduceert. Alloceren kan daarom soms leiden tot ongewenste prikkels: door het kiezen van een andere allocatiemethode gaat de footprint van een product omlaag, zonder dat de totale emissies worden gereduceerd. Daadwerkelijke reductie van milieu impacts is waartoe aangedrongen moet worden, niet verandering van allocatiemethode.

### 3.7 Conclusie

De keuze voor allocatiemethodologie kan een grote invloed hebben op de uiteindelijke milieu-impact die wordt toegewezen aan producten. Omdat de allocatie gebeurt op de achtergrond tijdens de berekening van de milieu impacts, is de gebruiker zich hier niet altijd bewust van. Producten met een relatief lage waarde ten opzichte van het hoofdproduct en producten die in relatief geringe mate vrijkomen bij productie (bijvoorbeeld kalveren bij melkproductie) zijn het meest gevoelig voor de keuze van de allocatie methode. Voor dierlijke productiesystemen is de geprefereerde allocatiemethode dan ook vastgelegd in standaarden, hoewel de verschillende standaarden niet altijd consistent zijn met elkaar (bijvoorbeeld als het gaat om allocatie in de slachterij). Het berekenen van milieu-impact volgens deze standaarden gebeurt vrijwel uitsluitend via attributionele LCA. Soms zijn er consequentiële modelleringelementen opgenomen zoals het inrekenen van vermeden mestproductie in de FCR Red meat. Bij het vaststellen van allocatiemethodes zijn verschillende stakeholders betrokken, zoals wetenschappers maar ook sectorvertegenwoordigers. Het bereiken van een brede consensus is (vanwege de gevolgen voor product footprint) in zekere mate een politiek proces en kan tijdrovend zijn. Lagere milieueffecten als gevolg van allocatieveranderingen zijn echter geen daadwerkelijke reducties, maar slechts een verandering van verdeling.

We kunnen stellen dat het toepassen van attributionele LCA op een consistente manier voldoende inzicht geeft in de relatieve milieu-impact van producten en dat de impact van dezelfde productengroepen daarmee vergelijkbaar wordt. Dat is waar - maar het is niet per se waar dat verbeteringen in het productiesysteem met attributionele LCA ook volledig en accuraat worden berekend. Vanwege het grote effect van allocatiefactoren op de resultaten van de analyses, raden we aan om verschillende allocatiemethodes te testen en allocatiefactoren regelmatig te iken. Ook moet een consistente methodekeuze voor zelfde type producten worden gehanteerd (zoals ook voorgeschreven in de ISO-richtlijn). Het bekijken van de totale milieueffecten van een systeem (vóór allocatie) kan

inzicht geven of deze milieueffecten door een alternatief daadwerkelijk worden gereduceerd of slechts anders worden gealloceerd. Ook blijft het belangrijk om alleen conclusies te trekken die aansluiten bij de context van het onderzoek, en niet zomaar resultaten te extrapoleren, door bijvoorbeeld attributionele resultaten te gebruiken voor een conclusie waarvoor een consequentiële studie nodig zou zijn.

In het volgende hoofdstuk onderzoeken we of de huidige methodes afdoende zijn wanneer we het effect van verbetermaatregelen willen kwantificeren door middel van LCA. We kijken naar enkele relevante voorbeelden in de Nederlandse agrosector.

# 4 Verbetermaatregelen in de Nederlandse agrosector

Op het Nederlands agro-productiesysteemniveau zijn er diverse verbeteropties die in een beleidscontext veel aandacht krijgen. Voorbeelden zijn meer circulariteit, sturen op metsamenstelling en mestbenutting, en sturen op de origine en samenstelling van mengvoeders die in Nederland worden gebruikt (LNV, 2018).

Dit soort verbeteringen in het systeem kunnen leiden tot grootschalige verschuiving in het benutten van reststromen. Dit heeft effect op de economische allocatie (of vermeden productiescenario's bij systeemuitbreiding) die in attributionele LCA wordt toegepast. Attributionele LCAs hebben dan beperkte waarde omdat ze niet het volledige beeld van verbeteringen op systeemniveau geven. In dit hoofdstuk gaan we in op drie typen veranderingen in het Nederlandse agro-productiesysteem waarbij de impact beïnvloed wordt door allocatie:

- alternatief (hoogwaardiger) hergebruik van co-producten uit voedingsmiddelenindustrie
- veranderingen in samenstelling van mengvoeders
- veranderingen in waardering van meststoffen

## 4.1 Sturen op gebruik van reststromen en circulariteit

Kringlooplandbouw wordt vanuit de overheid gestimuleerd en als één van de oplossingen gezien voor milieuproblematiek in de agrarische sector, waarbij principes van circulariteit worden gevolgd. Circulariteit kent geen eenduidige definitie. RVO typeert het als het behouden van grondstoffen en producten in de kringloop, het sluiten van kringlopen en het volledig en optimaal benutten van reststromen (RVO, 2022). Ook lokaliteit van productie en grondstofgebruik is belangrijk bij het concept circulariteit. Cirkels moeten bij voorkeur gesloten worden op lokale of regionale schaal maar wat die schaal precies is, is onduidelijk. Dit soort vormen van kringloopsluiting leiden niet automatisch tot een lagere milieupact van zowel de landbouw of het totale systeem.

Een veelvoorkomend voorbeeld is het proces van opwaarderen van levensmiddelproductiezijstromen op verschillende manieren. Zowel humane voeding, diervoeding als energieproductie zijn vaak opties voor valorisatie, en volgens bijvoorbeeld de ladder van Moerman (Figuur 12) ook in die volgorde van wenselijkheid.



FIGUUR 12 MOERMANS LADDER VOOR RANGSCHIKKEN VAN RESTSTROOMGEBRUIK VAN DE LEVENSMIDDELENINDUSTRIE. FIGUUR VAN CIRCULAIRVOER.NL



Er zijn meerdere versies van de ladder van Moerman in omloop met globaal dezelfde benadering: het rangschikken van reststroomgebruik van laagwaardig tot hoogwaardig hergebruik. De vraag kan gesteld worden of het volgen van deze rangordes ook per se leidt tot lagere milieu-impact, en zo nee, wat de meest wenselijke optie is.

## Opwaarderen van co-producten

Er zijn verschillende voorbeelden te geven van multifunctionele productiesystemen waar in het verleden een grote verandering heeft plaatsgevonden in de waardering van de co-producten en als gevolg ook de allocatie.

### Voorbeeld: kaas en wei

Wei werd vroeger (en in sommige landen nu nog steeds) als een afvalproduct van de kaas productie beschouwd en weggespoeld (Parmar and Aparnathi, 2016; Sebastián-Nicolás et al., 2020). Na verloop van tijd kwam men tot de ontdekking dat de wei als hoogwaardig voedermiddel voor diverse landbouwhuisdieren kon worden gebruikt (nat en gedroogd). De volgende stap was opwaardering tot humane voeding. De ontwikkeling en specialisatie ging en gaat door tot nu waarbij er verschillende wei-eiwit concentraten, isolaten en hydrolysaten op de markt zijn. Deze worden gebruikt in vele voedingsmiddelen maar ook toepassingen buiten de voedingssector zoals de farmacie.

Met het opwaarderen van wei, komt ook het vraagstuk van allocatie bovendrijven. Op basis van de huidige impact data en economische allocatie<sup>11</sup>, heeft het waarderen van de natte wei de impact van kaas maar miniem verlaagd van 13.4 kg CO<sub>2</sub> / kg naar 13.2 kg CO<sub>2</sub> / kg, omdat de economische waarde van natte wei relatief laag is.

Figuur 13 laat zien hoe allocatie op basis van economische waarde of droge stof de allocatiefactoren verandert.



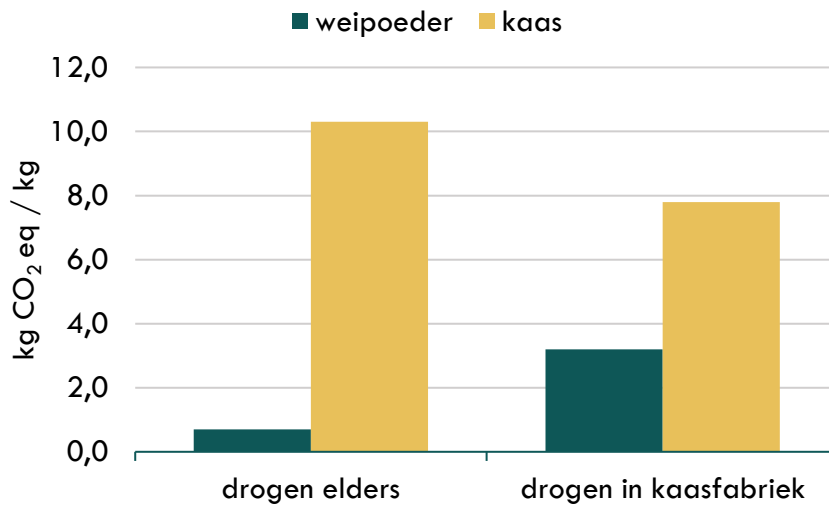
FIGUUR 13 ALLOCATIE VAN MILIEUEFFECTEN OVER KAAS EN NATTE WEI OP ECONOMISCHE BASIS OF DROGE STOF BASIS

Het is duidelijk dat wei misschien wel een grote massastroom is (zeker op niet-droge-stof basis) maar qua economische waarde niet veel bijdraagt.

Wanneer de wei vervolgens tot een poeder wordt gedroogd draagt dat bij aan de milieu-impact omdat het droogproces energie vraagt (zo'n 2% extra tov de CO<sub>2</sub>-eq impact van kaas- en natte wei-productie). Met het drogen wordt wel de waarde van de wei aanmerkelijk verhoogd. De locatie van drogen (in de kaasfabriek of elders) bepaalt of de allocatie over kaas en wei plaatsvindt vóór drogen van de wei, of daarna. Deze verandering in waarde zorgt voor een aanzienlijk verschil in de verdeling van de (met name stroomopwaarts veroorzaakte) milieu-impact over het weipoeder en de kaas (Figuur 14). Wanneer de wei elders gedroogd wordt, wordt het milieueffect van het drogen wellicht totaal toegerekend aan de wei, maar zorgt de lage waarde van natte wei dat een kleiner gedeelte van de melkproductie impact aan de wei wordt toegerekend. Wanneer de wei in de

<sup>11</sup> Data uit Agri-footprint 5 (Blonk Consultants, 2019)

kaasfabriek gedroogd wordt, zorgt de waardevermeerdering van het weipoeder voor een grotere impactverdeling naar de wei, ondanks dat de impact van het drogen van de wei nu ook gedeeltelijk aan de kaas wordt toegerekend.



FIGUUR 14 CO<sub>2</sub> VOETAFDRUK (IN KG CO<sub>2</sub>-EQUIVALENTEN PER KG PRODUCT) VOOR WEIPOEDER (BLAUW) EN KAAS (GEEL) AFHANKELIJK VAN DROOGLOCATIE. ECONOMISCHE ALLOCATIE.

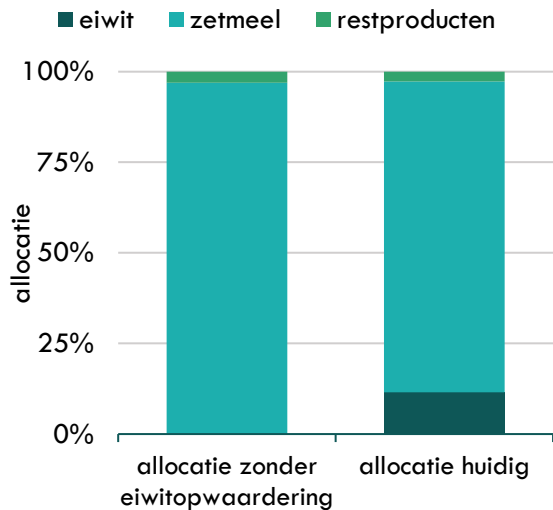
Hoewel we een groot verschil zien in het milieueffect van weipoeder en kaas per kg, is er qua totale procesimpact niets anders (verschil in transportimpacts buiten beschouwing van dit voorbeeld). Om een echte reductie in milieueffect te visualiseren zou in dit geval totale, niet-gealloceerde impact een beter overzicht geven.

### Voorbeeld: aardappeleiwit

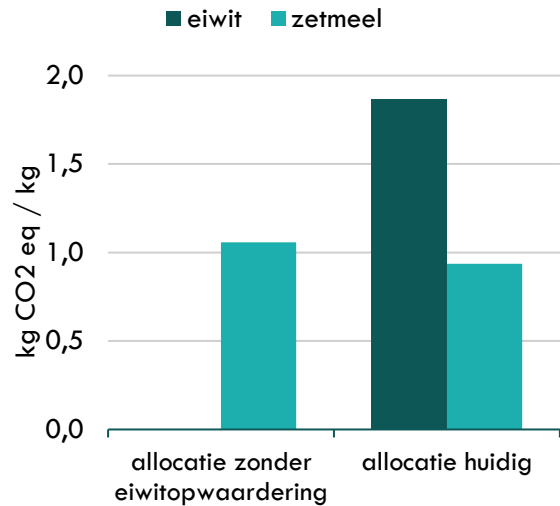
Met aardappeleiwit zien we een gelijke trend (Torres and Domínguez, 2020). Waar vroeger deze reststroom van aardappelzetmeel in het riool belandde, heeft de aardappelzetmeelindustrie intussen in deze reststroom (en milieuprobleem) een antwoord op de vraag naar plantaardige eiwitten gevonden (Duynie Group, 2022). Ook hier begon de opwaardering als diervoeder en werd langzaam maar zeker uitgebreid naar humane levensmiddelen. Nu wordt aardappeleiwit gezien als een belangrijk en winstgevend product van de aardappelverwerkende industrie.

Waar het gebruik van aardappeleiwit als diervoedermiddel eerst als milieuvriendelijk kon worden gezien (dat was ten slotte beter dan door het riool spoelen) kan nu de vraag gesteld worden of dat geen verspilling is: er is tenslotte ook de opwaardeeroptie tot humane voeding.

Met het opwaarderen van aardappeleiwit, verandert uiteraard ook de allocatieverdeling. Het verwerkingsproces van aardappel tot zetmeel en eiwit geeft ook enkele restproducten, een vezel (pulp) en een natte zijstroom. Als we dezelfde verhouding tussen de allocatie voor zetmeel en reststromen hanteren, zien we dat het opwaarderen van eiwit ervoor zorgt dat er zo'n 11% minder impact naar de zetmeelfractie wordt gealloceerd en de CO<sub>2</sub> voetafdruk daardoor daalt van 1.06 naar 0.94 kg CO<sub>2</sub> per kg (Figuur 15 en Figuur 16).



FIGUUR 15 ALLOCATIE VOOR AARDAPPELVERWAARDING, MET EN ZONDER EIWITOPWAARDERING



FIGUUR 16 CO2 VOETAFDruk PER KG VOOR GEDROOGD AARDAPPELZETMEEL EN NAT AARDAPPELEIWIT, MET EN ZONDER EIWITOPWAARDERING

Bovenstaande voorbeelden laten zien dat het succesvol opwaarderen van reststromen grote verschuivingen kan veroorzaken in multifunctionele productiesystemen. Daarmee kan de milieu-impact van het restproduct als gevolg van de toegenomen waarde sterk toenemen en soms zelfs hoger worden dan het oorspronkelijke hoofdproduct. Zeker als het co-product dat opgewaardeerd wordt een relatief kleine fractie is ten opzichte van het hoofdproduct, kan de gealloceerde impact van het co-product stijgen terwijl de waarde van het hoofdproduct redelijk stabiel blijft. Het kan dan voelen alsof opwaardering met name de impact van de bijproducten verhoogt, wat contraproductief kan werken voor innovatie. De opwaardering van de allocatie volgt echter altijd de economische opwaardering, die vaak ook aanleiding voor innovatie is. Om een overzicht te houden van de totale verschuiving, kan men kijken naar de totale milieu-impacts (vóór allocatie) en de totale geproduceerde waarde. De voorbeelden laten ook zien dat het erg belangrijk is om allocatiefactoren regelmatig te ijk en aan te passen op de huidige situatie. Een verandering in (op)waardering kan grote effecten hebben op de gealloceerde milieu-impact.

## 4.2 Optimalisatie mengvoeders

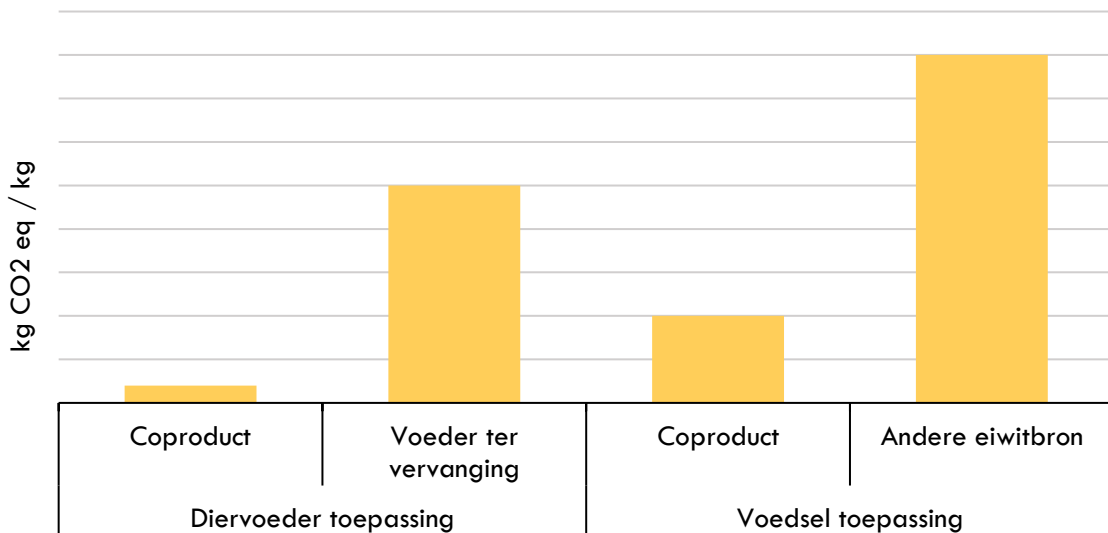
De samenstelling van mengvoeders is een complexe puzzel die in de praktijk door middel van (kosten) optimalisatie modellen wiskundig wordt opgelost. Uitgaande van bepaalde grenzen (bijvoorbeeld het voldoen aan bepaalde nutritionele vereisten) kan de mix van ingrediënten worden bepaald die het gestelde doel het meest vervult. Vaak is dit de laagste kostprijs. In plaats van het minimaliseren van de kosten, kan ook een lage milieu-impact als doel gesteld worden in een mengvoeder optimalisatie. In optimalisatie kunnen ook meerdere doelen gelijktijdig worden geoptimaliseerd. De uitkomsten van deze optimalisaties zijn uiteraard in sterke mate afhankelijk van de data die het model ingaan.

Wanneer een restproduct opgewaardeerd wordt en verkocht wordt in een ander marktsegment, dan kan de waardering snel verschuiven (zie sectie 4.1). Daardoor zal ook de bijbehorende milieu-impact als gevolg van economische allocatie veranderen. Het is echter heel goed mogelijk dat in mengvoeder optimalisatie nog niet geactualiseerde milieu-impact data worden gebruikt.

Via economische allocatie bestaat een koppeling tussen prijs en milieu-impact van een restproduct, waarmee de prijs ook indirect als prikkel fungeert om producten met een lage milieu-impact te gebruiken. Prijzen kunnen fluctueren en dat wordt ondervangen door rollende 5-jaars gemiddeldes van prijzen te hanteren. In (Blonk en Ponsioen, 2009) is toegelicht dat deze methode tot stabiele economische allocatie leidt tenzij er een duidelijke verandering in de markt optreedt. Het realiseren van een toepassing buiten de mengvoedermarkt die de fabrikant hogere opbrengsten levert, is een voorbeeld van zo'n verandering.

## 4.2.1 Voorbeeld: bierbostel

Bierbostel is een bijproduct van bierproductie, dat eiwit bevat. Het kan worden toegepast als diervoedermiddel, maar kan ook nog verder worden verwerkt en gebruikt in humane voeding. In Figuur 17 wordt de relatieve impact vergeleken voor het gebruik van bierbostel ("Co-product") in de diervoederindustrie of voor humane voeding. Voor humane voeding is de impact groter, omdat er nog meerdere verwerkingstappen nodig zijn (zoals bijvoorbeeld drogen). Dit is te zien aan de relatief hogere impact voor "Co-product" bij voedsel toepassing vergeleken met diervoeder toepassing.

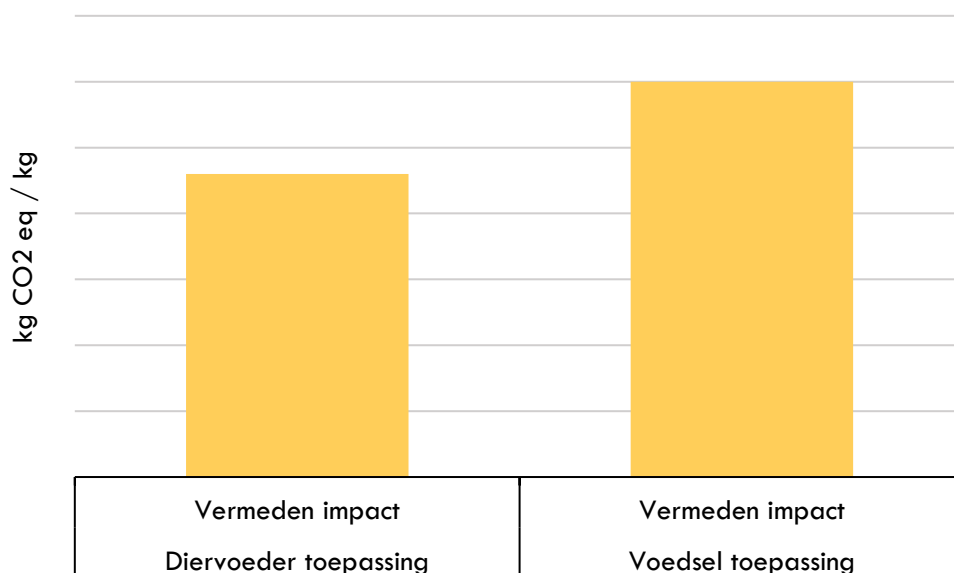


FIGUUR 17 HET TOEPASSEN VAN HET EIWITRIJKE COPRODUCT BIERBOSTEL VOOR DIERVOEDER OF HUMANE VOEDING<sup>12</sup>

Als diervoeder presteert dit bierbostel co-product beter dan het voedermiddel dat anders ter vervanging zou moeten worden gebruikt (zie linker twee balken in Figuur 17).

Wanneer het bierbostel co-product voor humane voeding wordt gebruikt, resulteert de extra benodigde verwerking in een hogere footprint in vergelijking met het co-product voor de diervoedertoepassing. Echter, de eiwitbron die voor humane voeding het alternatief zou zijn heeft een nóg hogere footprint. Dat betekent dat de vermeden impact nog groter is in het geval van toepassing in de humane voeding. In Figuur 18 is die vermeden impact (dat is het verschil tussen de twee linker balken en het verschil tussen de twee rechter balken in Figuur 17) gevisualiseerd in een staafdiagram, die weergeeft wat het verschil is tussen het gebruik van bierbostel of het alternatief, zowel voor diervoeder als humane voeding.

<sup>12</sup> De data zijn relatief weergegeven vanwege vertrouwelijkheid



FIGUUR 18 VERGELIJKING VAN DE VERMEDEN IMPACT VAN HET TOEPASSEN VAN EEN EIWIJRIJK BIERBOSTEL RESTPRODUCT VOOR DIERVOEDER OF HUMANE VOEDING

In de diervoederindustrie bij mengvoederoptimalisatie zal de vergelijking met de vermeden milieu-impact van voedseltoepassing niet gemaakt worden, omdat dat niet valt binnen het standaard kader van attributionele PEF-methodiek en optimalisatiemethode. Daar zal slechts de footprint van de diervoedertoepassing meegenomen worden. In bovenstaand voorbeeld worden ook consequentiële aspecten ingerekend.

De keuze voor de beste toepassing van zo'n co-product kan beter met een meer complexe consequentiële LCA worden gemaakt. Tegelijkertijd kan men niet verwachten dat iedere gebruiker van co-producten die een footprint berekening maakt alle mogelijkheden en de doorwerkingen nagaat van alternatieve toepassingen. Dit is echter wel nodig wanneer men op systeemniveau bij de meest optimale toepassing uit wil komen, en daarmee dus ook het doel van beleidsmatige sturing op milieumaatregelen. Een iets minder complexe consequentiële LCA, zoals bovenstaand voorbeeld (wat in principe attributioneel benaderd is maar wel consequentiële aspecten meeneemt) geeft echter ook al nuttige informatie.

De vraag die hieruit voortkomt is hoe beleidsmatig te sturen op een manier dat de milieu-impact over het totale systeem wordt gereduceerd, terwijl tegelijkertijd in de markt geoptimaliseerd wordt op footprints van voedergrondstoffen die gebaseerd zijn op allocatie op basis van de verhoudingen in het recente verleden. De verantwoordelijkheid om alle mogelijke opties af te gaan en te vergelijken ligt nu niet expliciet bij een overheid, sector of actor, maar voor optimale benutting van grondstoffen zou de vergelijking wel gemaakt moeten worden.

## 4.3 Benutting van meststoffen

In de standaardbenadering in de FAO LEAP richtlijnen wordt mest als residueel product beschouwd en worden er geen milieueffecten naar dierlijke mest gealloceerd. Er zijn echter veel manieren om meststoffen te benutten. Met name in de biologische teelt, waar kunstmatige meststoffen niet zijn toegestaan, is dierlijke mest een waardevol product. Ook binnen de kringlooplandbouw wordt de benutting van dierlijke mest gestimuleerd. In deze sectie beschrijven we de mogelijke implicaties van het (niet) alloceren van milieueffecten van dierlijke productie naar mest. Deze allocatie die nu niet plaats vindt, zou logisch zijn vanuit de optiek van kringlooplandbouw maar heeft vergaande consequenties.

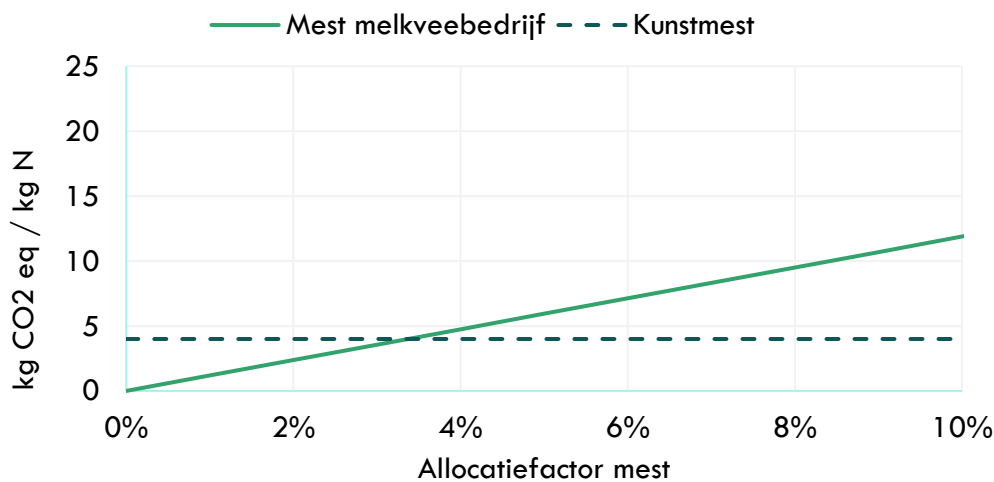
### 4.3.1 Mest voor teelt voedergrondstoffen

Via de teelt van voedergrondstoffen wordt de output (mest) van een dierproductiesysteem weer verbonden aan de input (voedergrondstoffen) van eenzelfde of vergelijkbaar dierproductiesysteem. De impact van mestopslag wordt aan de dierproductie toegewezen. Het transport en de toepassing van mest wordt toegewezen aan het plantproductiesysteem, en via de consumptie van die veevoedergrondstoffen weer aan dierproductie. Doorgaans wordt mest dus als residueel product gezien en wordt er geen milieueffect van het dierproductiesysteem aan

toegewezen. We nemen een model van een melkveehouderij als voorbeeld om te zien wat er gebeurt wanneer er wél milieueffecten naar de mest worden gealloceerd.

Op de milieu-impact van de co-producten van de melkveehouderij (melk, vlees, kalveren) heeft een geringe allocatie naar mest maar geringe directe invloed. We berekenen de impact van mest als er vanuit de melkveehouderij naar wordt gealloceerd, zonder deze doorwerkingen in de inputs van de melkveehouderij door te rekenen (bijvoorbeeld mengvoedergrondstoffen waarvoor mest gebruikt wordt tijdens de teelt, zouden dan een hogere impact krijgen). Dit is dus geen doorrekening van een reële situatie<sup>13</sup>, maar een eerste glimp van wat allocatie op mest tot gevolg zou kunnen hebben. Wat gebeurt er als we emissie aan mest alloceren als ware het een co-product?

We berekenden de CO<sub>2</sub>eq impact van mest, afhankelijk van het allocatiepercentage van het zuivelbedrijf wat naar de mest gealloceerd wordt (de huidige situatie is dus 0%). We drukken deze impact uit per kg N in de mest (gebruikmakend van een stikstofgehalte van 4 kg N per ton (Wageningen UR, 2020)), zodat we kunnen vergelijken met kunstmest. In Figuur 19 laten we deze impact afhankelijk van de allocatiefactor zien, waarbij de impact van kunstmest met een stippellijn is aangegeven. Al met een paar procent allocatie naar mest, streeft de impact van dierlijke mest die voor kunstmest al voorbij (Figuur 19):



FIGUUR 19 CO<sub>2</sub> VOETAFDRIJK IN KG PER KG STIKSTOF VOOR MEST VAN EEN MELKVEEBEDRIJF, AFHANKELIJK VAN DE ALLOCATIEFACTOR VOOR MEST. DE IMPACT PER KG STIKSTOF IS VASTGEZET OP 4 KG CO<sub>2</sub> EQ / KG N

Vervolgens kunnen we doorrekenen wat het gebruik van deze mest (die nu als co-product een impact op klimaatverandering met zich meebrengt) voor effect heeft op de impact van gewasteelt.

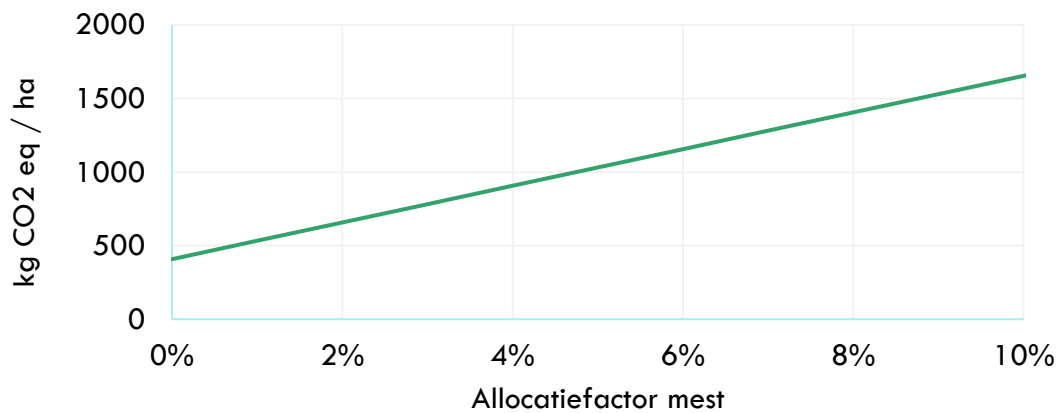
Tabel 2 laat zien dat in Nederland in 2019 ongeveer evenveel dierlijke mest wordt toegepast als kunstmest op het gemiddelde akkerbouwbedrijf.

TABEL 2 STIKSTOFBEMESTING OP AKKERBOUWBEDRIJVEN IN REGIO NEDERLAND 2019 (AGRIMATIE, 2022)

Stikstofbemesting	
Dierlijke mest	105 kg N/ha
Kunstmest	102 kg N/ha
Overige organische mest	20 kg N/ha

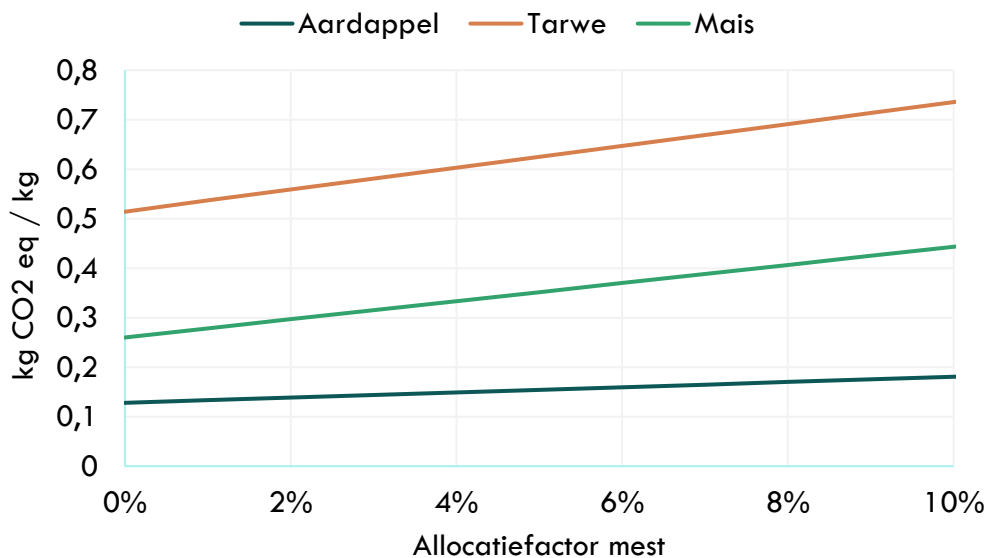
<sup>13</sup> Het is goed om te realiseren dat een gedeelte van de N die aanwezig is in mest, via gewasteelt ook al afkomstig is van N uit kunstmest.

Dat betekent dat wanneer we aannemen dat alle dierlijke mest uit de bovenstaande mest van de melkveehouderij bestaat, de impact voor stikstofbemesting per hectare flink kan stijgen afhankelijk van de allocatiefactor voor mest van de melkveehouderij (Figuur 20):



FIGUUR 20 CO<sub>2</sub> VOETAFDruk IN KG PER HA VOOR STIKSTOFBEMESTING, BEREKEND VOOR GEMIDDELDE KUNSTMEST EN DIERLIJKE MEST IN NEDERLAND IN 2019. MESTPRODUCTIE ALLEEN, EXCLUSIEF EMISSIES TIJDENS TOEPASSING. AFHANKELIJK VAN DE ALLOCATIEFACTOR VOOR MEST.

Bemesting over een akker toewijzen naar de verschillende gewassen die op deze akker worden verbouwd, is ingewikkeld in verband met gewasrotatie. In de Agri-footprint 5.0 database gebruiken we algemene data van FAOSTAT, met een waarde van 192.91 kg N dierlijke mest per hectare voor het verbouwen van de gewassen aardappel, tarwe en mais in Nederland. Bij het berekenen van de impact, worden altijd de emissies tijdens het gebruik van de mest al meegerekend. Normaal gesproken wordt echter de mest als residueel product gezien. Als we aannemen dat alle dierlijke mest stikstof van de eerdergenoemde mest als co-product van een melkveehouderij komt, en dus ook impact van de zuivelproductie meekrijgt, en dit vervolgens doorrekenen naar de gewassen, krijgen we een stijging van CO<sub>2</sub> voetafdruk zoals weergegeven in Figuur 21.



FIGUUR 21. STIJGING CO<sub>2</sub> VOETAFDruk VAN GEWASSEN ALS GEVOLG VAN ALLOCATIEFACTOR MEST OP MELKVEEHOUDERIJ

Omdat de hoeveelheid mest groot is, is de CO<sub>2</sub> footprint uitgedrukt per kg mest niet erg hoog (bij 20% allocatie nog <0.1 kg CO<sub>2</sub>eq/kg mest). Maar wanneer deze mest vervolgens gebruikt wordt voor de akkerbouw, zien we echter wel een groot effect op de voetafdruk van de gewassen. Dit zijn gewassen die vervolgens ook weer gebruikt kunnen worden als input van de veehouderij in veevoeder, waardoor de totale impact van de veehouderij ook weer verschuift. Ook hier constateren we dat de attributionele methode zoals we deze nu toepassen, niet toereikend is om de daadwerkelijke effecten van allocatie naar mest in te rekenen.

### 4.3.2 Verbetering voederconversie

Er zijn verschillende additieven voor dierlijke voeding op de markt die tot doel hebben de voederconversie te verbeteren, waarvan sommige specifiek zijn gericht op de stikstofefficiëntie. Het verbeteren van voederconversie betekent een hoger ratio van dierlijk product ten opzichte van voederinput. Als gevolg is de hoeveelheid stikstof in de mest output per dierlijke output lager. Dit betekent dat de stikstofemissies door dierlijke productie lager zijn, maar ook dat de stikstofgift uit mest lager zou kunnen worden.

In een attributionele benadering zal alleen de vermindering van emissies voor de voederinputs en lagere mestopslagemissies worden meegenomen. In een consequentiële benadering zou naast aspecten ook andere consequenties meegenomen worden. Deze consequenties van veranderingen in de nutritionele samenstelling van mest hangt af van de toepassing van de mest. Wanneer het stikstofgehalte in mest daalt, maar de mest vooral wordt toegepast voor de organische stof en stikstof in overmaat aanwezig is, heeft een lager stikstofgehalte in de mest een positief effect op de stikstof emissies in de akkerbouw. De stikstofefficiëntie van akkerbouw kan daarmee stijgen. Wanneer het stikstofgehalte in de mest nodig is voor de akkerbouw, zou een dalend stikstofgehalte tot gevolg kunnen hebben dat er aanvullend dierlijke mest maar ook kunstmest moet worden gebruikt, wat weer kan leiden tot stijgende milieueffecten elders.

Kortom, om de veranderende milieu-impact te bepalen van additieven die als doel hebben voederconversie te verbeteren, is er veel informatie nodig over het effect op zowel het dierproductiesysteem, de nutriëntengehaltes in de mest, de toepassing van de mest en de nutriëntenbalans daar waar de mest wordt toegepast. In dit geval is een systeemuitbreiding of consequentiële benadering passend om de veranderingen in milieu-impact te bepalen.

## 4.4 Conclusie

We hebben drie voorbeelden gezien van verbetermaatregelen in de Nederlandse agrosector: opwaarderen van co-producten, optimalisatie van mengvoerders en benutting van meststoffen. In elk voorbeeld heeft de attributionele benadering met allocatie beperkingen.

- Wanneer co-producten opgewaardeerd worden, verschuift de waarde en daarmee de allocatiefactor. Regelmatige herijking is nodig zodat de allocatiefactoren de daadwerkelijke situatie zo goed mogelijk representeren.
- Via optimalisatie van mengvoerders kan men sturen op bepaald grondstofgebruik, maar er wordt dan niet over de grenzen van sectoren heen gekeken. Toepassing in andere sectoren kan over het totale Nederlandse systeem wenselijker zijn, maar bij een attributionele benadering wordt dat niet in beschouwing genomen. Voor optimale benutting van grondstoffen en reductie van de impact van het totale systeem, zou verantwoordelijkheid om alle mogelijke opties te vergelijken moeten worden afgestemd
- Het benutten van meststoffen, deze opwaarderen en dus ook “op- alloceren”, kan vergaande gevolgen hebben voor de milieueffecten van gewassen die daarmee geteeld worden. Via mengvoeder heeft dit ook weer effect op het diersysteem waar de mest uit komt – grote verschuivingen die met attributionele LCA niet simpel kunnen worden gerepresenteerd.

Samengevat: over het algemeen is attributionele LCA met allocatie niet toereikend om verbetermaatregelen die grote verschuivingen tot gevolg hebben goed te analyseren. Om ongewenste verschuivingen of effecten, maar ook schijnverbeteringen te voorkomen, biedt consequentiële LCA meer mogelijkheden om op systeemniveau antwoord te krijgen.



# 5 Discussie, conclusie en aanbevelingen

## 5.1 Discussie

LCA is een rekenmethodiek die in (o.a.) de agrosector veel wordt gebruikt en daar inzicht geeft in de milieueffecten van productieketens en gebruikt kan worden om effecten van reductiemaatregelen vast te stellen. Bij het toepassen van bepaalde maatregelen en jaarlijks monitoren van emissies kan allocatie een (onbewust) effect hebben op de impact van een product of een sector, terwijl allocatie slechts het verdelen van emissies tussen producten en sectoren betreft.

Allocatie heeft veel invloed op de resultaten van een LCA en vooral voor producten die relatief laag gewaardeerd worden ten opzichte van het hoofdproduct (zoals voedselindustriebijproducten) of die vergelijkbaar gewaardeerd worden maar in geringere mate vrijkomen ten opzichte van het hoofdproduct (bijvoorbeeld kalveren bij melkproductie). Voor verschillende sectoren zijn er standaarden voor het uitvoeren van een (attributionele) LCA, maar er is niet altijd consensus over de manier van alloceren. De keuze voor economisch, massa, of biofysische allocatie kan een groot effect hebben op de berekende emissies van een bepaald product. Veranderingen of andere keuzes in allocatie kunnen daarmee onterecht de indruk wekken dat er verbeteringen in het systeem hebben plaatsgevonden, terwijl de totale emissies gelijk blijven.

Daarnaast zijn economische allocatiefactoren veranderlijk en is regelmatig herijken gewenst. Momenteel worden marktverschuivingen die op de achtergrond autonoom plaatsvinden (van bijvoorbeeld veevoer naar humaan) vaak niet tijdig ondervangen in de richtlijnen gebaseerd op deze methode.

Grote verschuivingen in waardering van outputs van multifunctionele systemen die plaatsvinden door succesvol toepassen van co-producten, beïnvloeden via de economische allocatiefactoren ook de milieu-impact van de co-producten. Dit maakt verbeteropties die grootschalige verschuivingen in de markt tot gevolg hebben, lastig te kwantificeren. Ook toepassingen in andere sectoren en grootschalige verschuivingen worden niet afdoende gevat met attributionele LCA. Het gebruik van LCA-resultaten moet dus altijd kritisch benaderd worden: biedt de methode die gebruikt is voldoende grond om de conclusie te trekken? Alleen conclusies die aansluiten bij het doel en de systeemgrenzen van de analyse zijn relevant – verder extrapoleren kan leiden tot het negeren van ongewenste afwentelingen.

Labelling van voedselproducten is momenteel erg in opkomst. Hierbij worden ook de broeikasgasemissies van deze producten berekend met behulp van een attributionele LCA. Hoewel dit meestal vermeld wordt, moet er opgepast worden wanneer deze labels gebruikt worden om tussen verschillende productgroepen te vergelijken en daarop te sturen. Deze studie toont namelijk, dat ook al wordt bij verschillende producten dezelfde allocatiemethode gebruikt, dat dan de gemaakte allocatie keuze invloed heeft op de vergelijking tussen deze producten. Wel kan de attributionele LCA gebruikt worden om de voortgang van een sector te monitoren, waarbij er dan voor en na allocatie gekeken moet worden. De vraag die hieruit voortkomt is hoe beleidsmatig te sturen op een manier dat de milieu-impact over het totale systeem wordt gereduceerd, terwijl tegelijkertijd in de markt gestuurd wordt op attributioneel berekende resultaten. De verantwoordelijkheid om bijvoorbeeld alle mogelijke toepassingen voor een co-product af te gaan en te vergelijken ligt nu niet expliciet bij een overheid, sector of actor, maar voor optimale benutting van grondstoffen zou die (meer consequentiële) vergelijking wel gemaakt moeten worden. Het is wel goed dat er meer bewustwording komt van de betekenis van huidige resultaten, en welke mitigaties binnen sectoren tot (onbewuste) afwenteling kunnen leiden.

Consequentiële LCA (en voorkomen van allocatie door systeemuitbreiding) biedt voor het meenemen van grootschalige verschuivingen meer mogelijkheden dan attributionele LCA, want dit wordt uitgevoerd met een ander perspectief. Effecten van vraag en aanbod worden hierbij wel ingeschat. Voor deze methode is echter nog een gebrek aan standaarden en is het definiëren van het agrosysteem ter analyse een grotere uitdaging, waarbij aannames worden gedaan die ook weer onzekerheden met zich meebrengen.

Continue feedback tussen de verschillende perspectieven (attributioneel en consequentiëel) en analyses (zoals de wijdverbreide LCA in de sectoren enerzijds en nationale rapportages anderzijds) kan helpen om van beide niveaus de bevindingen mee te nemen en tot een juiste gevolgtrekking te komen om daadwerkelijk reductie van milieu-impact te behalen. Inzicht krijgen in het gevolg van sturen op footprinting resultaten op de potentiële systeemwijde gevolgen hiervan is de uitdaging. Maar dit is nog op geen enkele wijze georganiseerd.

## 5.2 Conclusie

Dit onderzoek toont dat allocatie een belangrijk effect heeft op de klimaatimpact op productniveau. De keuze van allocatiemethode kan voor een product een lagere impact of een hogere klimaatimpact tot gevolg hebben, terwijl de totale impact van alle producten samen niet verandert. Daarmee kan allocatie bij het toepassen van bepaalde maatregelen en jaarlijks monitoren van emissies een (onbewust) effect hebben op de impact van een product of een sector, terwijl allocatie slechts een verschuiving van emissies tussen producten en sectoren is. Idealiter wordt allocatie altijd zoveel mogelijk voorkomen. Als er toch allocatie nodig is, dan is het belangrijk dat binnen dezelfde sector en tussen sectoren dezelfde allocatie wordt gebruikt en men bewust is van het effect van een bepaalde allocatiekeuze op de klimaatimpact van een product. Ook moet allocatie niet worden gezien als manier om impact te reduceren.

## 5.3 Aanbevelingen

We formuleren enkele aanbevelingen voor industrie en overheid die helpen om discrepanties te voorkomen en die kunnen helpen om de impact reductie te bereiken die nagestreefd wordt. Deze kunnen gelden als zogenaamde “best practices”. Regelmatige communicatie tussen industriële actoren en beleidsmakers over de standaarden en in welke mate deze aansluiten bij de praktijk is gewenst.

Aanbevelingen voor industrie:

- Bij monitoren van emissies, mogelijk effect van allocatie op reductie in kaart brengen. Dus emissies met en zonder allocatie monitoren en rapporteren.
- Regelmatig iijken en testen van allocatie factoren en methoden. Met name als het gaat om restproducten op de markt waar veel verandering qua (op)waardering gaande is, is regelmatig iijken van allocatiefactoren belangrijk om geen verouderde data te gebruiken voor bijvoorbeeld optimalisatie van mengvoeders. Ook testen van effect van verschillende allocatie methoden, om een idee te krijgen van het effect.
- Nieuwe toepassingen van restproducten consequentiëel benaderen of systeemuitbreiding toepassen. Niet alleen de eigen toepassing doorrekenen, maar breder kijken naar andere mogelijke toepassingen, ook in andere sectoren.
- Wees voorzichtig met de vergelijking tussen productgroepen. Allocatie heeft effect op deze vergelijking, ook al wordt overal dezelfde allocatiemethode gebruikt.

Aanbevelingen voor overheden:

- Periodiek evalueren of de marktsturing (via attributieve LCA vanuit de industrie) het gewenste resultaat oplevert.
- Bij zowel het ex-ante formuleren alsmede het ex-post evalueren van beleid een consequentiële LCA-benadering toepassen of een systeemuitbreiding waarbij allocatie overbodig wordt.

De bovenstaande richtlijnen kunnen bijdragen aan het vermijden van de beperkingen van attributieve LCA met allocatie en in plaats daarvan geschiktere consequentiële benaderingen toe te passen. Dit kan helpen om sturing te vinden richting maatregelen ter reductie van impact die daadwerkelijk leiden tot verbeteringen op systeemniveau.

## 6 Referenties

- Agrimatie, 2022. Stikstofbemesting op akkerbouwbedrijven [WWW Document]. URL <https://www.agrimatie.nl/ThemaResultaat.aspx?subpubID=2232&themalD=2282&indicatorID=2772&sectorID=2233> (accessed 5.5.22).
- Blonk Consultants, 2019. Agrifootprint database, version 5.0: part 2: Description of data.
- Blonk, H., Kok, B., van Paassen, M., 2021. Verkenning van LCA-methodiek en gebruik daarvan in de Nederlandse agrosector voor diervoeders, zuivel, varkens en kalfsvlees. Gouda, the Netherlands.
- Blonk, H., Ponsioen, T., 2009. Towards a tool for assessing carbon footprints of animal feed. Blonk Milieu Advies, Gouda.
- Duynie Group, 2022. Potato Protein [WWW Document]. URL <https://www.duyniegroupprotein.com/innovation/potato-protein/> (accessed 5.5.22).
- Ekvall, T., Azapagic, A., Finnveden, G., Rydberg, T., Weidema, B.P., Zamagni, A., 2016. Attributional and consequential LCA in the ILCD handbook. *Int. J. Life Cycle Assess.* 21, 293–296. <https://doi.org/10.1007/s11367-015-1026-0>
- FAO LEAP, 2015. Environmental performance of animal feeds supply chains - Guidelines for assessment.
- IDF, 2022. The IDF global Carbon Footprint standard for the dairy sector (Bulletin of the IDF n° 520/2022).
- Ineichen, S., Schenker, U., Nemecek, T., Reidy, B., 2022. Allocation of environmental burdens in dairy systems: Expanding a biophysical approach for application to larger meat-to-milk ratios. *Livest. Sci.* 261, 104955. <https://doi.org/10.1016/j.livsci.2022.104955>
- ISO, 2006a. ISO 14040 Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework.
- ISO, 2006b. ISO 14044 - Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines.
- LNV, 2018. Visie Landbouw, Natuur en Voedsel: Waardevol en Verbonden. 08-09-2018 21.
- Parmar, S., Aparnathi, K.D., 2016. Whey and its Utilization. *Artic. Int. J. Curr. Microbiol. Appl. Sci.* <https://doi.org/10.20546/ijcmas.2016.508.016>
- RVO, 2022. Rijksdienst voor Ondernemend Nederland - Kringlooplandbouw [WWW Document]. Rijksd. voor Ondernem. Ned. - Kringlooplandbouw. URL <https://www.rvo.nl/onderwerpen/duurzame-landbouw/kringlooplandbouw#dit-houdt-kringlooplandbouw-in>
- Sebastián-Nicolás, J.L., González-Olivares, L.G., Vázquez-Rodríguez, G.A., Lucho-Constantino, C.A., Castañeda-Ovando, A., Cruz-Guerrero, A.E., 2020. Valorization of whey using a biorefinery. *Biofuels, Bioprod. Biorefining* 14, 1010–1027. <https://doi.org/10.1002/BBB.2100>
- Torres, M.D., Domínguez, H., 2020. Valorisation of potato wastes. *Int. J. Food Sci. Technol.* 55, 2296–2304. <https://doi.org/10.1111/IJFS.14228>
- Wageningen UR, 2020. Kwantitatieve Informatie Veehouderij 2019-2020.
- Weidema B, 2018. Attributional and consequential interpretations of the ISO 14044.

# Achtergronddata

TABEL 3. ACHTERGROND DATA UIT AGRI-FOOTPRINT 5 (BLONK CONSULTANTS, 2019) BEREKEND MET DE RECIPE 2016 MIDPOINT (H) V1.04 METHODE. INDIEN NIET ANDERS GESPECIFICEERD, ZIJN DE IMPACTS OP BASIS VAN ECONOMISCHE ALLOCATIE. GEDETAILLEERDE INFO OVER MODELLERING BESCHIKBAAR IN DE AGRI-FOOTPRINT 5 DATABASE EN BIJBEHORENDE DOCUMENTATIE. WE RADEN AF DEZE DATA TE EXTRAHEREN EN VOOR ANDERE DOELEINDEN TE GEBRUIKEN IVM AFRONDING EN VEROUDERING.

Figuur 3	Data per hectare soja-teelt, BR		
	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot	17	ton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
	Sojaboon massa	2870	Kg
	Sojastro massa	2180	Kg
	Allocatiefactor sojaboon droge stof	70	%
	Allocatiefactor sojastro droge stof	30	%
	Allocatiefactor sojaboon economisch	93	%
	Allocatiefactor sojastro economisch	7	%
Figuur 4	Data per ton verwerkte sojaboon, NL		
	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot	3.4	ton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
	Sojaolie massa	192	Kg
	Sojaschroot massa	785	Kg
	Allocatiefactor sojaolie – massa	22	%
	Allocatiefactor sojaschroot – massa	78	%
	Allocatiefactor sojaolie – economisch	40	%
	Allocatiefactor sojaschroot – economisch	60	%
Figuur 6	Data per jaarlijkse productie, NL		
	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot	1.25	kton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
	Meetmelk massa	662	ton
	Kalveren massa	2	ton
	Levend gewicht koe massa	14	ton
	Allocatiefactor meetmelk – economisch	86	%
	Allocatiefactor kalveren – economisch	1.7	%
	Allocatiefactor levend gewicht koe – economisch	12	%
Figuur 7	Data voor varkensproductie, NL		
	Levend gewicht biggen	693	Kg
	Levend gewicht zeugen	94	Kg
	Allocatiefactor biggen – economisch	93	%
	Allocatiefactor zeugen – economisch	7	%
Figuur 8 & 9	Data per ton verwerkt levend gewicht, NL		
	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot – massa allocatie	4.9	ton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
	Massa varkensvlees	570	Kg
	Massa food-grade coproduct	103	Kg
	Massa feed-grade coproduct	280	Kg
	Massa coproduct overig	47	kg
	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot – economische allocatie	4.1	ton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
	Allocatiefactor varkensvlees – economisch	98	%
	Allocatiefactor food-grade coproduct – economisch	1	%
	Allocatiefactor feed-grade coproduct – economisch	1	%
	Allocatiefactor coproduct overig – economisch	0	%
Figuur 10	Varkensvoer – economische allocatie	1.1	kg CO <sub>2</sub> eq/kg
	Varkensvoer – massa allocatie	1.4	kg CO <sub>2</sub> eq/kg
Figuur 11	Varkensvlees – economische allocatie	6.9	kg CO <sub>2</sub> eq/kg
	Varkensvlees – massa allocatie	4.9	kg CO <sub>2</sub> eq/kg
	Varkensvlees – FCR red meat allocatie (zonder vermeden productie)	4.1	kg CO <sub>2</sub> eq/kg
Figuur 13&14	Data per ton verwerkte melk, NL		
	Allocatiefactor kaas – massa	63	%
	Allocatiefactor wei – massa	37	%
	Allocatiefactor kaas – economisch	99	%
	Allocatiefactor wei – economisch	1	%
	Massa kaas	129	kg
	Massa wei	871	kg
	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot, kaas+wei productie	1.7	ton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)

	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot, drogen wei	0.03	ton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
Figuur 15&16	Data per ton verwerkte aardappel, NL		
	Massa eiwit	16	Kg
	Massa zetmeel	238	Kg
	Massa rest	194	Kg
	Allocatiefactor eiwit – economisch	12	%
	Allocatiefactor zetmeel – economisch	86	%
	Allocatiefactor rest – economisch	3	%
	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot	0.26	ton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
Figuur 17&18	Geen absolute data ivm vertrouwelijkheid		
Figuur 19	Data per jaarlijkse productie, NL		
	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot	1.25	kton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
	Meetmelk massa	662	ton
	Kalveren massa	2	ton
	Levend gewicht koe massa	14	ton
	Mest massa	2626	ton
	Allocatiefactor meetmelk – economisch	86	%
	Allocatiefactor kalveren – economisch	1.7	%
	Allocatiefactor levend gewicht koe – economisch	12	%
	Stikstofgehalte mest	4	Kg N/ton
Figuur 20	Kunstmest	4	kg CO <sub>2</sub> eq/kg N
Figuur 21	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot hectare aardappel	5.58	ton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
	Massa aardappel	43.6	ton
	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot hectare tarwe	5.35	ton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
	Massa tarwegraan	8720	kg
	Massa tarwestro	5356	Kg
	Allocatiefactor graan – economisch	84	%
	Allocatiefactor stro – economisch	16	%
	Ongealloceerde broeikasgas uitstoot hectare mais	3.26	ton CO <sub>2</sub> eq (incl. LUC)
	Massa mais	11.8	ton
	Massa mais stro	1.930	ton
	Allocatiefactor graan – economisch	94	%
	Allocatiefactor stro – economisch	6	%

# ISO 14044 standard

The ISO 14044:2006 standard sets the framework for defining allocation procedures by identifying general starting points and a stepwise approach. The standard states that:

- In the application of this guidance, the following requirements for allocation shall be met: inputs and outputs shall be allocated to different products according to clearly stated procedures that shall be documented and explained.
- The sum of the allocated inputs and outputs of a unit process shall be equal to the inputs and outputs of the unit process before allocation.
- Whenever several alternative allocation procedures seem applicable, a sensitivity analysis shall be conducted to illustrate the consequences of any departure from the selected approach.

Step 1: Wherever possible, allocation should be avoided by:

- a) dividing the unit process to be allocated into two or more sub-processes and collecting the input and output data related to these sub-processes; or
- b) expanding the product system to include the additional functions related to the co-products.

Step 2: Where allocation cannot be avoided, the inputs and outputs of the system should be partitioned among its different products or functions in a way that reflects the underlying physical relationships between them. In other words i.e. they should reflect the way in which the inputs and outputs are affected according to any quantitative changes in the products or functions delivered by the system.

Step 3: Where physical relationships alone cannot be established or used as the basis for allocation, inputs should be allocated among the products and functions in a way that reflects the other relationships between them. For example, input and output data might be allocated among co-products in proportion to the economic value of the products.

Allocation procedures shall be uniformly applied to similar inputs and outputs of the system under consideration. For example, if allocation is made to usable products (e.g. intermediate or discarded products) leaving the system, then the allocation procedure shall be similar to the allocation procedure used for such products when entering the system.

Furthermore, whenever several alternative allocation procedures seem applicable, a sensitivity analysis shall be conducted to illustrate the consequences of the departure from the selected approach (ISO 14044:2006).



**Blonk**  
SUSTAINABILITY TOOLS

Groen van Prinsterersingel 45  
2805 TD Gouda, The Netherlands  
[www.blonksustainability.nl](http://www.blonksustainability.nl)