



Duurzaamheid biobased kunststoffen

Analyse ter ondersteuning actieplan
biobased kunststof



Committed to the Environment

Duurzaamheid biobased kunststoffen

Analyse ter ondersteuning actieplan biobased kunststof

Delft, CE Delft, november 2020

Publicatienummer: 20.190238.165

Deze notitie is opgesteld door: Martijn Broeren en Geert Bergsma

CE Delft

Committed to the Environment

CE Delft draagt met onafhankelijk onderzoek en advies bij aan een duurzame samenleving. Wij zijn toonaangevend op het gebied van energie, transport en grondstoffen. Met onze kennis van techniek, beleid en economie helpen we overheden, NGO's en bedrijven structurele veranderingen te realiseren. Al 40 jaar werken betrokken en kundige medewerkers bij CE Delft om dit waar te maken.



1 Inleiding

Achtergrond en opbouw

De algemene achtergrond van dit onderzoek wordt besproken in de notitie over beleid voor biobased kunststoffen (zie notitie ‘Welk beleid voor biobased plastic?’). Een belangrijk uitgangspunt van deze beleidsnotitie is dat overheidsstimulering (bijv. subsidie of regulering) vanuit duurzaamheidsoogpunt gekoppeld is aan criteria die deze duurzaamheidsvoordelen borgen. Wij sluiten in deze notitie aan bij dit uitgangspunt.

Als aanvulling op de beleidsanalyse gaat deze notitie in op de volgende vragen:

1. Hoe duurzaam zijn biobased kunststoffen¹ ten opzichte van petrochemische kunststoffen? Welke factoren zijn het belangrijkste en waar zitten de onzekerheden?
2. Hoe zou een toetsingskader voor duurzaamheid van biobased kunststof eruit kunnen zien? Aan welke duurzaamheidsvoorwaarden zouden biobased kunststoffen moeten voldoen om in aanmerking te komen voor overheidssteuning?

De eerste set van vragen wordt beantwoord door een overzicht van bestaande literatuur te presenteren. De belangrijkste constatering worden samengevat in Hoofdstuk 2. Het volledige overzicht is opgenomen als Bijlage A van deze notitie.

In Hoofdstuk 0 wordt ingegaan op de tweede set vragen. We trekken conclusies uit de beschouwde literatuur en doen een voorstel over hoe duurzaamheidsvoorwaarden voor overheidssteun eruit zouden kunnen zien. Het idee hiervan is dat biobased plastics die voldoen aan duurzaamheidscriteria (tijdelijk) gestimuleerd kunnen worden door de overheid. Dit is vergelijkbaar met de situatie voor bio-energie en biotransportbrandstoffen, waarbij criteria gehanteerd worden om duurzaamheid te garanderen.

Leeswijzer

De hoofdstukken 1 tot en met 3 geven een snelle indruk van de gehele kwestie en de voorgestelde duurzaamheidscriteria. Lezers die geïnteresseerd zijn in de volledige duurzaamheidsanalyse wordt aangeraden om eerst Bijlage A door te nemen en vervolgens de hoofdttekst te lezen.

Afbakening

We onderzoeken de hele levenscyclus van (biobased) kunststoffen, van grondstofproductie (biomassateelt), omzetting tot kunststoffen, het gebruik en de afdankingsfase (cradle-to-grave). Hierbij vallen zowel drop-in biobased kunststoffen als biobased kunststoffen die uit nieuwe (‘novel’, ‘innovative’, ...) polymersoorten bestaan binnen de scope. De eventuele impacts van de gebruiksfase (bijv. het benzinegebruik van een auto waarin kunststoffen gebruikt worden) worden hier niet onderzocht, omdat de verschillen tussen biobased en petrochemische kunststoffen zeer beperkt zijn. Wel wordt (zoveel mogelijk) rekening gehouden met verschillen in technische eigenschappen, waardoor bijv. meer of minder massa nodig is om dezelfde functionaliteit te verzorgen. In sommige toepassingen zoals

¹ Onder biobased kunststoffen worden in deze notitie kunststoffen verstaan die fysiek biogene koolstof bevatten (in lijn met de EN16575-definitie van ‘biobased product’), maar ook ‘biomass-balanced’ kunststoffen, dat wil zeggen kunststoffen waarvoor via een gecertificeerde *chain of custody* is vastgelegd dat er in de productie biomassa gebruikt is (zie bijv. (EMF, 2019)). Deze laatste worden ook regelmatig aangeduid als een onderdeel van Certified Circular Polymers. Hierbij gaat het om zowel biobased kunststoffen als om kunststoffen gemaakt uit afvalkunststof.



zelfhelend beton met biobased materiaal of biobased coatings op zaden is er een extra functionaliteit door toevoeging van biobased kunststoffen. Waar mogelijk zou dit zoveel mogelijk ook kwantitatief meegenomen moeten worden.

We richten ons daarnaast niet op een specifieke (sub)markt. Hoewel dus toepassingen in consumentengoederen, automotieve, de bouw, verpakkingen, etc. allemaal binnen de scope vallen, zijn niet voor alle markten evenveel casestudies uitgevoerd.

In deze notitie wordt er verder van uitgegaan dat de lezer bekend is met fossiele, biobased en biologisch afbreekbare kunststoffen en met de principes van LCA-studies.

2 Constateringen duurzaamheid biobased kunststoffen

Op basis van de onderzochte literatuur over de duurzaamheid van biobased kunststoffen (Bijlage A) constateren we:

- Er zijn methodologische en datagerelateerde redenen waarom het lastig kan zijn om de duurzaamheid van biobased en petrochemische kunststoffen op een eerlijke manier te vergelijken (zie Paragraaf A.4). Ook is het aantal uitgevoerde casestudies van hoge kwaliteit beperkt. Desondanks zijn er combinaties van kunststof en toepassing waarin met grote zekerheid te zeggen is dat biobased wat (wereldwijde) klimaatimpact betreft beduidend beter scoort dan fossiel (Tabel 1 in Paragraaf A.5). Biobased kunststof zou daarom (in specifieke toepassingen) gestimuleerd kunnen worden om klimaatverandering tegen te gaan. Zulke overheidsondersteuning kan ervoor zorgen dat er meer casestudies uitgevoerd worden en onzekerheden verkleind worden.
- De wetenschappelijke LCA-studies op productniveau laten zien dat biobased kunststoffen in sommige gevallen een veel lagere klimaatimpact hebben over de hele levenscyclus dan fossiele kunststoffen (tot meer dan 80% reductie), terwijl dit in andere gevallen tegenovergesteld uitvalt (geen reductie). Ook kan hetzelfde biobased polymeertype in sommige gevallen zorgen voor substantieel meer reductie dan in andere. Dit laat zien dat het niet mogelijk is om op polymeer- noch op productniveau conclusies te trekken; er dient altijd gekeken te worden naar de klimaatimpactreductie die door een combinatie van kunststofsoort en toepassing gerealiseerd kan worden.
- Een aantal producten van biobased kunststof kan op het moment al een wereldwijde klimaatimpactreductie van meer dan 30% realiseren (over de hele levenscyclus). Deze waarde zou daarom als minimum gebruikt kunnen worden om in aanmerking te komen voor overheidsstimulering, waarmee aan de ene kant gegarandeerd wordt dat er een substantiële reductie plaatsvindt, maar die aan de andere kant ook niet zo streng is dat er nu geen start gemaakt kan worden met brede stimulering. Dit minimum zou opgetrokken kunnen worden naar bijv. 50% in 2025 à 2030, zodat de wereldwijde klimaatimpact verder verlaagd wordt. In Tekstbox 1 worden de gevolgen van een voorwaarde van 30%-klimaatimpactreductie voor biobased kunststoffen belicht.
- Er bestaan zorgen over de potentiële milieu-impacts van de biomassateeltfase, met name gerelateerd aan landgebruik. Omdat deze fase grofweg hetzelfde is bij biobased kunststof als bij biobrandstoffen, ligt het voor de hand om dezelfde minimaleisen (zie Tekstbox 3 in Paragraaf 0) te gebruiken. Qua klimaatimpact is de bijdrage van de grondstoffase over het algemeen beperkt. Deze kan zelfs negatief zijn (Figuur 2) als de opname van biogene koolstof meegeteld wordt². De grootste onzekerheid qua klimaatimpact zit in potentiële ILUC-emissies van biomassateelt. Om het risico op ILUC-emissies

² Er kan hierbij opgemerkt worden dat sommige studies (met name voor biobrandstoffen) de koolstofopname tijdens de biomassateelt niet meetellen, en ook de uitstoot van koolstof in de afdankingsfase (bijv. bij verbranding) niet meenemen (Pawelzik, et al., 2013). Over de hele levenscyclus leiden deze twee opvattingen



te verkleinen kan aangesloten worden bij de methode die voor biobrandstoffen gebruikt wordt.

- De productiefase, waarin de grondstof wordt omgezet tot een eindproduct, lijkt over het algemeen het grootste deel van de klimaatimpact te bepalen. Dit komt voornamelijk door het gebruik van fossiele energie in de omzettingprocessen. In het geval van drop-in basismaterialen (bijv. bio-ethyleen uit ethanol) is de verdere omzetting tot biobased kunststof identiek aan die van petrochemische alternatieven.
- De bijdrage die de afdankingsfase (end-of-life) levert aan de totale klimaatimpact verschilt per verwerkingstechniek. In het geval van drop-in biobased kunststof is ook deze fase identiek aan die van petrochemische alternatieven. Dat de klimaatimpact sterk kan verschillen per afvalverwerkingstechniek laat zien dat er winst te behalen valt in het verbeteren van de inzameling, sortering en verwerking van kunststoffen. Over het algemeen geldt, voor zowel biobased als fossiel, dat de klimaatimpact het laagst is als de afvalhiërarchie gevolgd wordt, wat betekent dat recycling het beste scoort. Alleen bij composteerbare kunststoffen die samen met voedselresten verzameld kunnen worden wordt anaerobe vergisting voor een lagere klimaatimpact (COWI/UU, 2018) (CE Delft, 2017). Hoe nieuwe biobased kunststoffen zich gedragen in composteringsinstallaties, stortplaatsen en recyclinginstallaties wordt momenteel onderzocht.

Tekstbox 1 - Kan met een klimaatimpactreductie-eis van 30% de 370 kton/jaar gehaald worden?

In de transitieagenda circulaire economie voor kunststoffen is een streefbeeld voor 2030 opgesteld waarin jaarlijks 370 kiloton (kton) aan biobased kunststoffen in Nederland op de markt gebracht wordt (I&W/EZK, 2018). Dit komt overeen met 15% van het totale gebruik van 2.460 kton/jaar in 2030. Op het moment bedraagt dit percentage 1%. In deze notitie wordt voorgesteld dat biobased kunststoffen een klimaatimpactreductie van 30% moeten realiseren om in aanmerking te komen voor overheidsstimulering (zie ook Hoofdstuk 0). Dit leidt tot de vraag of dit voorstel compatibel is met de wens voor 2030 om 370 kton/jaar aan biobased kunststof op de Nederlandse markt te krijgen.

De resultaten van een recent Europees LCA-project laten zien dat onder andere bio-PE, zetmeelplastics en PLA in een aantal toepassingen een klimaatimpactreductie realiseren (COWI/UU, 2018). Hierbij dient direct opgemerkt te worden dat niet alle biobased kunststoffen en toepassingen onderzocht zijn, en dat de studie uitgaat van de Europese situatie die onder andere qua afvalverwerking niet representatief is voor de Nederlandse situatie (zie volledige beschouwing in Paragraaf A.5). We beperken ons hier desondanks tot die drie kunststofsoorten.

De gevonden reducties zijn het grootst voor bio-PE (COWI/UU, 2018). Omdat het een drop-in biobased kunststof is, zal bio-PE naar verwachting in alle toepassingen goed genoeg scoren. Op basis van het marktaandeel van PE van ca. 30% (PlasticsEurope, 2018) in Europa (waarvan het grootste deel in verpakkingen), zou bio-PE in Nederland tot maximaal $(2.460 * 30\%) = 740$ kton/jaar kunnen groeien.

Voor PLA is recent door CE Delft en Total Corbion ingeschat dat ca. 7 tot 15% van de kunststof verpakkingen van PLA gemaakt zouden kunnen worden (CE Delft, 2019). Als we aannemen dat PLA in de helft van de toepassingen voldoet aan de 30%-eis voor klimaatimpactreductie en dat ca. 40% van de markt voor kunststoffen uit verpakkingen bestaat (PlasticsEurope, 2018), gaat het hier om een volume van $(2.460 * 40\% * 7 \text{ tot } 15\% * 50\%) = 35 \text{ tot } 75$ kton/jaar. Deze schatting houdt nog geen rekening met de mogelijkheden om PLA in andere sectoren toe te passen. Eerder is (zeer grof) ingeschat dat PLA in alle toepassingen ca. 10% van het HDPE, PP en PS, en 20% van het PET technisch gezien zou kunnen vervangen (Shen, Worrell, & Patel, 2010). Als we wederom aannemen dat PLA in de helft van deze cases voldoet aan de klimaatimpactreductie-eis en dat de Europese

tot dezelfde resultaten, maar de bijdrage die door verschillende levenscyclusfasen geleverd wordt kan hierdoor vertekend worden.



marktaandeel van deze polymeersoorten representatief zijn voor Nederland, komen we tot een potentieel van ca. 70 kton/jaar.

Zetmeelplastics zorgen voor een klimaatimpactreductie van ruim boven de 30% over de hele keten in bepaalde land- en tuinbouwtoepassingen (COWI/UU, 2018), een markt waar op Europees niveau ca. 3,4% van de kunststoffen wordt toegepast (PlasticsEurope, 2018). Als hier in Nederland alleen nog maar zetmeelplastics voor toegepast zouden kunnen worden, zou het gaan om een volume van ca. $(2.460 * 3,4\%) = 85$ kton/jaar.

Bovenstaande, zeer onzekere, schattingen laten zien dat een klimaatimpactreductie van 30% het behalen van de 370 kton biobased kunststof in 2030 niet in de weg hoeft te staan. In de verdere uitwerking van het actieplan zou het interessant zijn om verder uit te zoeken in welke markten het grootste potentieel gezien wordt, waarbij ook andere polymeersoorten meegenomen zouden moeten worden.

3 Voorstel duurzaamheidsvoorwaarden

We stellen voor om in het actieplan drie duurzaamheidscriteria uit te werken. Biobased kunststoffen³ die voldoen aan deze criteria zouden in aanmerking kunnen komen voor aanvullende stimulering vanuit de overheid (zie ook de bijbehorende notitie 'Welk beleid voor biobased plastic?'). De voorgestelde criteria zijn:

1. Reductie klimaatimpact

Er moet een minimale reductie in de wereldwijde klimaatimpact ten opzichte van een petrochemisch alternatief over de hele levenscyclus behaald worden, vastgesteld in een LCA-studie. De reducties die in een specifieke applicatie gerealiseerd worden zouden in een standaardlijst gezet kunnen worden, op basis van concreet doorgerekende cases uit onafhankelijke studies. Deze standaardlijst kan gevuld worden met nieuwe LCA-studies door bedrijven, of met door de overheid gefinancierde LCA-studies. De minimumreductie zou op 30% kunnen starten, en later opgeschroefd kunnen worden naar bijv. 50% in 2030 (zoals ook voor onder andere biobrandstoffen gebeurt; zie Tekstbox 2). Deze studies zouden moeten voldoen aan een aantal voorwaarden:

- De hele levenscyclus dient te worden meegenomen (cradle-to-grave). Dit houdt in dat alle relevante processen die de vergelijking kunnen beïnvloeden meegenomen zouden moeten worden.
- Er dienen specifieke producttoepassingscategorieën (of families) onderzocht te worden. Dit betekent dat (waar nodig) rekening gehouden dient te worden met verschillen in de technische eigenschappen van (nieuwe) biobased polymeersoorten⁴. Eventuele overheidssteun zou dan ook alleen kunnen gelden voor die toepassingencategorieën waarin de klimaatimpactreductie gehaald wordt.

³ Deze notitie gaat dus niet in op duurzaamheidscriteria voor *fossiele* kunststoffen, omdat er ook niet overwogen wordt om deze plastics vanuit de overheid te stimuleren. De duurzaamheidscriteria voor biobased kunststof worden dus gecombineerd met stimulering vanuit de overheid.

⁴ Idealiter wordt ook de klimaatimpact van de additieven in kunststoffen meegenomen, omdat deze een aanzienlijk deel van het gewicht van het kunststof kunnen beslaan en daarmee de vergelijking tussen biobased en petrochemisch kunnen beïnvloeden. De additieven kunnen immers een hogere of lagere klimaatimpact hebben dan de gebruikte polymeren. Het kan echter uitdagend zijn om additieven mee te nemen, omdat er relatief weinig informatie over hun klimaatimpact bekend is. Het is daarom denkbaar dat er in de eerste LCA's die in dit kader uitgevoerd worden bekeken wordt of het haalbaar is om additieven mee te nemen, en hoe groot hun invloed is. Ook zou de verplichting om additieven mee te nemen kunnen afhangen van de mate waarin ze aanwezig zijn; zo zou per geval bekeken kunnen worden of het gaat om een kunststof waarin relatief veel (bijv. meer dan 10%) of juist weinig additieven gebruikt worden. Tot slot zou besloten kunnen worden om het gebruik



- Er wordt een geharmoniseerde LCA-methode gebruikt, bijv. wat betreft het modelleren van de afdankingsfase. Uitgangspunt hierbij moet zijn dat de methode zo representatief mogelijk moet zijn voor de situatie in Nederland. Er kan hierbij verder worden aangesloten bij de ontwikkeling van Europese methodes en standaarden (RED 2, Biospri-project, LCA4Plastics-project⁵, Product Environmental Footprint (PEF), en EN 16760:2015).
- De studie wordt door een onafhankelijke partij getoetst. Dit dient onder andere om ervoor te zorgen dat producenten van biobased kunststoffen die LCA-studies uitvoeren realistische, goed onderbouwde vergelijkingen opstellen. Dit zou kunnen gebeuren door de onafhankelijke commissie die ook de standaardlijst van klimaat-impactreducties (per biobased kunststof per toepassing) beheert en stap voor stap uitbreidt.
- De studie wordt eenmalig uitgevoerd voor de gehele producttoepassingscategorie (of familie) om onnodige last op bijv. MKB of klein-ondernemers te voorkomen.

Tekstbox 2 - Overzicht eisen aan klimaatimpactreducties voor biobrandstoffen in RED en RED 2

Voor biobrandstoffen en andere vormen van bio-energie is op Europees niveau de belangrijkste wetgeving de Richtlijn Hernieuwbare Energie (Renewable Energy Directive; RED). In December 2018 is de oorspronkelijke RED (2009/28/EC) vervangen door een gereviseerde versie, ook bekend als RED 2 (2018/2001/EU). Binnen de RED en RED 2 worden steeds strenger wordende eisen gehanteerd voor de klimaatimpactreductie die door biobrandstoffen gerealiseerd wordt.

RED (2009/28/EC, artikel 17)

- 35%
- 50% met ingang van 1 januari 2017
- 60% met ingang van 1 januari 2018 voor biobrandstof die geproduceerd is in een installatie die na 1 januari 2017 is gestart

RED 2 (2018/2001/EU, artikel 29)

- 50% voor installaties die operationeel waren vóór 5 oktober 2015
- 60% voor installaties die operationeel worden vanaf 5 oktober 2015 tot 31 december 2020
- 65% voor installaties die operationeel worden na 1 januari 2021

2. Gecertificeerde biomassa

Alleen biomassabronnen die voldoen aan dezelfde eisen die gelden voor bio-energie in RED 2⁶ worden ingezet (zie criteria in Tekstbox 3 in Paragraaf 0, met uitzondering van het zesde criterium). Hieronder valt ook het criterium dat high-ILUC-risk biomassabronnen niet gebruikt mogen worden. Dit betekent dat dezelfde certificeringssystemen die voor bio-energie gebruikt worden ook voor biobased kunststof ingezet worden. De RED 2-eisen kunnen op termijn voor zowel bio-energie als biobased kunststof aangescherpt worden, zodat risico's op niet-duurzame teelt verkleind worden maar er wel een gelijk speelveld blijft bestaan voor verschillende toepassingen van biomassa.

van specifieke additieven (bijv. alle chloorhoudende), waarvan aangetoond is dat ze milieuschade opleveren, te verbieden binnen deze stimuleringsregeling.

⁵ <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/plasticLCA.html>

⁶ Voor zoveel mogelijk harmonisatie tussen de verschillende toepassingen van biomassa in de biobased economie is het mogelijk op termijn te streven naar een Europees Renewable Energy and Materials Directive (REDM), zoals ook eerder geopperd door de Commissie Corbey (Commissie Duurzaamheidsvraagstukken Biomassa, 2014).



Het is hierbij belangrijk om het proces rondom de (RED 2-)certificering van biomassa-stromen te volgen en te controleren of de definities van afvalstromen/secundaire organische stromen helder zijn. Er moet voorkomen worden dat zulke afvalstromen ‘gecreëerd worden’ of dat de gesubsidieerde inzet voor biobased kunststoffen een afvalstroom wegtrekt van een milieukundig betere toepassing die niet gesubsidieerd wordt (bijv. veevoer). Als er aanwijzingen zijn dat dit het geval is, kan besloten worden om de LCA die voor het eerste duurzaamheids criterium uitgevoerd wordt uit te breiden. Dit kan door bijv. ook de referentie-inzet van de afvalstroom mee te nemen in de LCA en de afvalstroom niet als ‘milieukundig gratis’ te beschouwen (de gehanteerde eis voor minimumreductie kan hetzelfde blijven). Dezelfde instantie die de standaardlijst van klimaatimpactreducties voor het eerste criterium beheert zou hierover kunnen beslissen.

3. Recycleerbaar (of biologisch afbreekbaar in specifieke toepassingen)

In de afdankingsfase dienen biobased kunststoffen gerecycled te kunnen worden; biologische afbreekbaarheid is toegestaan voor specifieke toepassingen. Hiervoor geldt:

- Recycling verdient de voorkeur, omdat recycling ervoor zorgt dat de materialen in de economie beschikbaar blijven. Daarnaast scoort recycling goed qua klimaat-impact. Drop-in biobased kunststoffen kunnen hierbij aansluiten bij de bestaande sorteer- en recyclingstructuur. Nieuwe polymeersoorten worden nog niet uitgesorteerd, maar de huidige sorteringssystemen kunnen worden gebruikt om deze voorkeursroute van recycling te faciliteren. In de verdere uitwerking van het actieplan kan deze discussie verder gevoerd worden, bijv. door per (nieuwe) polymeersoort te kijken in hoeverre deze bestaande recycling zou verstoren en wat de (milieukundige/economische) kosten en baten zijn van het uitbreiden van de sorteer- en recyclinginfrastructuur.
- Biologisch afbreekbare plastics kunnen ook gerecycled worden, maar mogen daarnaast ingezet worden in toepassingen waar deze functionaliteit meerwaarde heeft (ook qua klimaatimpact) en er zo min mogelijk vervuiling van bestaande stromen die goed verwerkt worden plaatsvindt. (Hierbij speelt dat er ook gekeken zal worden naar aanpassing van recyclingsystemen om ook efficiënt nieuwe biobased kunststoffen uit te sorteren en te recyclen.) Alleen kunststoffen die volledig afbreken tot natuurlijk voorkomende stoffen dienen in aanmerking te komen voor overheidssteun; oxo-biologisch afbreekbaar kunststof dient niet gestimuleerd te worden, vanwege het risico dat deze ervoor zorgen dat microplastics in het milieu terechtkomen.

Het **eerste criterium** maakt het mogelijk voor producenten om zelf bewijs aan te dragen, waarmee de standaardlijst steeds verder kan worden uitgebreid. Zij kunnen hierdoor op zoek gaan naar specifieke kunststof-toepassingscombinaties waarin biobased meerwaarde biedt, en innovaties (nieuwe productieprocessen, andere feedstocks) met een lagere klimaatimpact kunnen zo beloond worden. Zo hoeft daarnaast niet gewacht te worden op meer wetenschappelijke studies.

De minimale reductie dient nader bepaald te worden. Op basis van de hier gepresenteerde studies is het haalbaar om in diverse toepassingen de klimaatimpact met minimaal 30% te verminderen ten opzichte van fossiel (over de hele levenscyclus). Dit doel zou tot 2030 opgeschroefd kunnen worden naar 50%. Een doel van 50% komt overeen met de minimumreductie voor biobrandstoffen (voor installaties die voor 2015 operationeel worden) zoals voorgesteld in de RED 2.

Anderzijds zijn er argumenten denkbaar om, in bepaalde gevallen, juist een lagere eis voor klimaatimpactreductie te hanteren. De instantie of commissie die ook de standaardlijst met reducties beheert zou hierover per geval kunnen oordelen. Zo is het denkbaar dat een biobased kunststof een substantieel duurzaamheidsvoordeel kan realiseren dat in de andere criteria niet tot uiting komt. Hierbij is bijv. te denken aan het inzetten van kunststoffen die in de bodem volledig biologisch afbreekbaar zijn in consumentenproducten die vaak buiten gebruikt worden en daarmee ‘zwerfafvalgevoelig’ zijn. In dit geval kan een uitzondering op de 30%-klimaatimpactreductie overwogen worden. Een ander voorbeeld is een situatie waarin een biobased kunststof op het moment de grens van 30% niet haalt, maar waarin het zeer aannemelijk is dat deze binnen afzienbare tijd wel gehaald wordt, bijv. door opschaling van productieprocessen, een vergroening van de energiemix of verbeteringen in de afvalverwerking.

Tot slot is het eerste criterium gebaseerd op LCA-vergelijkingen op productniveau, waarin verschillen in de technische eigenschappen van polymeren zijn meegenomen. Om het eenvoudiger te maken om bewijs aan te leveren zou overwogen kunnen worden om ook LCA-vergelijkingen op polymeerniveau toe te staan. Hier zouden dan wel hogere klimaatimpactreductie-eisen tegenover kunnen staan (bijv. 50% in plaats van 30%), omdat de onzekerheid toeneemt (het is immers minder zeker dat op productniveau ook een reductie gerealiseerd wordt).

Het **tweede criterium** zorgt voor een gelijk speelveld met biobrandstoffen wat betreft welke biomassastromen gebruikt mogen worden (bijv. voorkomen dat land met hoge koolstofvoorraden wordt getransformeerd). Hoewel de duurzaamheidseisen aangescherpt zouden kunnen worden, is het ons inziens niet logisch wanneer aan verschillende toepassingen van biomassa andere eisen worden gesteld voor de grondstoffase.

Het **derde criterium** zorgt ervoor dat biobased kunststoffen zo goed mogelijk in een circulaire economie passen. Omdat recyclesystemen veelal collectief worden georganiseerd is hier wel regie op nodig. Dit dient ook aandacht te krijgen in het actieplan.

Er kan hier tot slot opgemerkt worden dat op het moment ook door PBL en RHDHV wordt nagedacht over duurzaamheidscriteria voor biomassa die in Nederland wordt toegepast (niet alleen voor kunststoffen). Dit rapport wordt in november verwacht. Het is hierbij van belang dat de eisen goed op elkaar afgestemd zijn, om te voorkomen dat voor de ene toepassing van biomassa wezenlijk andere eisen gelden dan voor de andere.

4 Literatuur

Alaerts, L., Augustinus, M., & Van Acker, K. (2018). Impact of Bio-Based Plastics on Current Recycling of Plastics. *Sustainability*.

Broeren, M., Kuling, L., Worrell, E., & Shen, L. (2017). Environmental impact assessment of six starch plastics focusing on wastewater-derived starch and additives. *Resources, Conservation and Recycling*(127), 246-255.

Broeren, M., Molenveld, K., van den Oever, M., Patel, M., Worrell, E., & Shen, L. (2016). Early-stage sustainability assessment to assist with material selection: a case study for biobased printer panels. *Journal of Cleaner Production*, 30-41.

Carus, M., vom Berg, C., Scharf, A., & Puente, A. (2019). *Open Letter to the JRC - How can the environmental effects of bio-based polymers be compared with those of petrochemical polymers on equal footing?* Hürth, Germany: nova-Institut.

CE Delft. (2017). *Biobased Plastics in a Circular Economy*. Delft: CE Delft.

CE Delft. (2019). *Verkenning uitsorteren en recyclen van bioplastic PLA - Analyse van kosten, baten en CO2-emissiereductie voor PLA van consumentenverpakkingen*. Delft: CE Delft.

Commissie Duurzaamheidsvraagstukken Biomassa. (2014). *Visie op een duurzame bio-economie in 2030: de hoofdlijnen*. Opgehaald van <http://www.corbey.nl/includes/download.asp?mediald=305&md5=55749D7BFED56DC72C738F15B5CC43E1>

COWI/UU. (2018). *Environmental impact assessments of innovative bio-based products*. Brussels: Written by COWI A/S and Utrecht University. Directorate-General for Research and Innovation, European Commission.

EC. (2019). *Commission delegated regulation (EU) of 13.3.2019 supplementing Directive (EU) 2018/2001 as regards the determination of high indirect land-use change-risk feedstock for which a significant expansion of the production area into land with high carbon...* Brussels, Belgium: European Commission.

European Bioplastics. (2019). *Sound LCA as a basis for policy formulation - Challenges and limitations in using LCA methodology to evaluate innovative technologies*. Berlin, Germany: European Bioplastics.

Hottle, T., Bilec, M., & Landis, A. (2017). Biopolymer production and end of life comparisons using life cycle assessment. *Resources, Conservation and REcycling*, 122, 295-306.

I&W/EZK. (2018). *Transitie-agenda circulaire economie - Kunststoffen*. Den Haag: I&W/EZK.

Ivar do Sul, J., & Costa, M. (2014). The present and future of microplastic pollution in the marine environment. *Environmental Pollution*(185), 352-364.

Lambert, S., & Wagner, M. (2017). Environmental performance of bio-based and biodegradable plastics: the road ahead. *Chem Soc Rev*, 46, 6855.



Leslie, H., van der Meulen, M., Kleissen, F., & Vethaak, A. (2011). *Microplastic Litter in the Dutch Marine Environment - Providing facts and analysis for Dutch policymakers concerned with marine microplastic litter*. Deltares.

Morão, A., & de Bie, F. (2019). Life Cycle Impact Assessment of Polylactic Acid (PLA) Produced from Sugarcane in Thailand. *Journal of Polymers and the Environment*, 1-17.

Narancic, T., Verstichel, S., Reddy Chaganti, S., Moralez-Games, L., Kenny, S., De Wilde, B., . . . O'Connor, K. (2018). Biodegradable Plastic Blends Create New Possibilities for End-of-Life Management of Plastics but They Are Not a Panacea for Plastic Pollution. *Environmental Science & Technology*.

Nessi, S., Bulgheroni, C., Konti, A., Sinkko, T., Tonini, D., & Pant, R. (2018). *Environmental sustainability assessment comparing through means of lifecycle assessment the potential environmental impacts of the use of alternative feedstock (biomass, recycled plastics, CO2) for plastic articles in comparison to using current feedstock*. Brussels, Belgium: JRC, European Commission.

NL Agency. (2012). *Sustainability certification for biomass - Shaping the biomass market*. Utrecht, Netherlands: NL Agency.

Patel, M., Bechu, A., Villegas, J., Bergez-Lacoste, M., Yeung, K., Murphy, R., . . . Bryant, D. (2018). Second-generation bio-based plastics are becoming a reality - Non-renewable energy and greenhouse gas (GHG) balance of succinic acid-based plastic end products made from lignocellulosic biomass. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining*, 12(3), 426-441.

Pawelzik, P., Carus, M., Hotchkiss, J., Narayan, R., Selke, S., Wellisch, M., . . . Patel, M. (2013). Critical aspects in the life cycle assessment (LCA) of bio-based materials - Reviewing methodologies and deriving recommendations. *Resources, Conservation and Recycling* 73, 211-228.

PlasticsEurope. (2005). *Polyurethane Rigid Foam - Eco-profiles of the European Plastics Industry*. Brussels, Belgium: PlasticsEurope.

PlasticsEurope. (2011). *Polyethylene Terephthalate (PET) (Bottle Grade). Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers*. Brussels: PlasticsEurope.

PlasticsEurope. (2012). *General-Purpose Polystyrene (GPPS) and High-Impact Polystyrene (HIPS) - Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers*. Brussels, Belgium: PlasticsEurope.

PlasticsEurope. (2014a). *High-density Polyethylene (HDPE), Low-density Polyethylene (LDPE), Linear Low-density Polyethylene (LLDPE) - Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers. Update December 2016*. Brussel, België.

PlasticsEurope. (2014b). *Polypropylene (PP) - Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers*. Brussels, Belgium: PlasticsEurope.

PlasticsEurope. (2015). *Vinyl chloride (VCM) and Polyvinyl chloride (PVC) - Eco-profiles and Environmental Product Declarations of the European Plastics Manufacturers*. Brussels, Belgium: PlasticsEurope.



PlasticsEurope. (2018). *Plastics - the Facts 2018*. Brussel, België: PlasticsEurope.

Richtlijn (EU) 2018/2001. (2018). *Richtlijn (EU) 2018/2001 van het Europees Parlement en de Raad van 11 december 2018 ter bevordering van het gebruik van energie uit hernieuwbare bronnen (herschikking)*. Brussel, België: Publicatieblad van de Europese Unie.

Rist, S., & Hartmann, N. (2018). Aquatic Ecotoxicity of Microplastics and Nanoplastics: Lessons Learned from Engineered Nanomaterials. In M. Wagner, & S. Lambert (Red.), *The Handbook of Environmental Chemistry 58: Freshwater Microplastics* (pp. 25-49). Cham, Switzerland: Springer Open.

Shen, L., Worrell, E., & Patel, M. (2010). Present and future development in plastics from biomass. *Biofuels, Bioproducts & Biorefining*, 24-40.

Spierling, S., Knüpffer, E., Behnsen, H., Mudersbach, M., Krieg, H., Springer, S., . . . Endres, H.-J. (2018). Bio-based plastics - A review of environmental, social and economic impact assessments. *Journal of Cleaner Production*, 185, 475-491.

Tsiropoulos, I., Faaij, A., Lundquist, L., Schenker, U., Briois, J., & Patel, M. (2015). Life cycle impact assessment of bio-based plastics from sugarcane ethanol. *Journal of Cleaner Production*(90), 114-127.

van Oers, L., van der Voet, E., & Grundmann, V. (2012). Additives in the Plastics Industry. In B. Bilitewski, R. Darbra, & D. Barceló (Red.), *Global Risk-Based Management of Chemical Additives I: Production, Usage and Environmental Occurrence* (pp. 133-149). Berlin: Spring Berlin Heidelberg.

Vink, E., & Davies, S. (2015). Life Cycle Inventory and Impact Assessment Data for 2014 Ingeo Polylactide Production. *Industrial Biotechnology*, 167-180.

Weiss, M., Haufe, J., Carus, M., Brandão, M., Bringezu, S., Hermann, B., & Patel, M. (2012). A Review of the Environmental Impacts of Biobased Materials. *Journal of Industrial Ecology*, 16(S1), S169-S181.

Wicke, B., Brinkman, M., Gerssen-Gondelach, S., van der Laan, C., & Faaij, A. (2015). *ILUC prevention strategies for sustainable biofuels: Synthesis report from the ILUC Prevention project*. Utrecht, the Netherlands: Utrecht University, <http://www.geo.uu.nl/iluc>.

WWF. (2013). *Searching for Sustainability - Comparative Analysis of Certification Schemes for Biomass used for the Production of Biofuels*. Berlin, Germany: WWF Deutschland.



A Overzicht duurzaamheidsstudies

In deze bijlage geven we een literatuuroverzicht van hoe duurzaam biobased kunststoffen zijn ten opzichte van petrochemische kunststof. We richten ons hier met name op:

- Bestaand onderzoek dat met behulp van **vergelijkende levenscyclusanalyses (LCA)** de milieuprestaties van biobased kunststof onderzoekt.
- Studies die de toepassing van biobased kunststof in **specifieke producttoepassingen** onderzoeken. Hierdoor wordt (voor nieuwe biobased polymeersoorten) rekening gehouden met verschillen in technische eigenschappen.
- De **klimaatimpact** als belangrijkste indicator. De voornaamste redenen waarom biobased kunststoffen onderzocht worden zijn hun mogelijke bijdrage aan een circulaire economie (het voorkomen van de inzet van fossiele brandstoffen) en het verlagen van de klimaatimpact; twee sterk gelinkte issues waar veel informatie over beschikbaar is.
- **Andere milieu-impacts** dan klimaatimpact worden afzonderlijk besproken. Er is met name veel discussie over de verschillende milieu-impacts die de biomassateelt (bijv. vermisting, maar ook landgebruiksverandering) en de afdankingsfase (bijv. biologische afbreekbaarheid/composteerbaarheid, recycling) van biobased kunststoffen kunnen hebben.

In Figuur 1 wordt een overzicht van de opbouw van dit hoofdstuk getoond. We bespreken eerst in brede zin de verschillende duurzaamheidskwesties rondom biobased kunststof per levenscyclusfase in Paragraaf 0, A.2 en A.3.

Vervolgens zoomen we in op LCA-resultaten, waarbij we de nadruk leggen op vergelijkingen van de klimaatimpact van biobased kunststof versus die van petrochemisch kunststof. Omdat dit soort vergelijkingen tussen biobased en petrochemische plastics een aantal belangrijke onzekerheden kennen, bespreken we deze eerst in Paragraaf A.4. Vervolgens gaat Paragraaf A.5 in op klimaatimpactresultaten van LCA-studies op product-niveau, waarbij de hele levenscyclus (cradle-to-grave) meegenomen is. Tot slot geven we ter informatie in paragraaf A.6 een kort overzicht geeft van studies op polymeerniveau (cradle-to-gate).

Deze twee laatste paragrafen geven voorbeelden van toepassingen waarin biobased kunststoffen milieukundig beter, en milieukundig slechter, scoren dan petrochemische kunststoffen. Het doel van deze bijlage is dus niet om een uitputtend overzicht van alle LCA's naar biobased kunststoffen te geven, maar om te laten zien wat voor soort klimaat-impactresultaten er op dit moment uit onderzoek naar voren komen. Deze resultaten kunnen gebruikt worden om criteria op af te stemmen. Criteria moeten immers streng genoeg zijn om duurzaamheid te garanderen, maar ook te behalen zijn door verschillende biobased plastics.

Figuur 1 - Opbouw Bijlage A

	Levenscyclusfase			
	Grondstof	Productie	Gebruik	Afdanking
Duurzaamheid algemeen	A.1	A.2		A.3
LCA-studies en klimaatimpact	A.4 Methodologische kanttekeningen			
	A.5 Resultaten productniveau			
	A.6 Resultaten polymeerniveau			

A.1 Grondstoffase

De grondstoffase betreft de productie van de biomassastromen die uiteindelijk omgezet worden in kunststoffen. Voor grondstoffen is er verschil tussen afval-/reststromen en gewassen uit de landbouw.

In geval van grondstoffen uit de landbouw gaat het veelal om de teelt van suiker- of zetmeelrijke gewassen. In geval van geschikte afval-/reststromen gaat het om organische stromen die primair voor een andere toepassing geproduceerd zijn of daarbij vrijkomen (secundaire organische stromen). Er bestaan in deze context zorgen om de mogelijke duurzaamheidsimpacts van deze grondstoffen.

In geval van geteelde biomassa zijn deze zorgen vooral gekoppeld aan het landgebruik. Het gaat om potentiële milieukundige impacts op bijv. biodiversiteit of bodemkwaliteit (vruchtbaarheid, organisch koolstofgehalte, erosie), en om de klimaatimpact van de conversie van natuurgebied naar landbouwgrond (land use change; LUC). Zeker het risico op indirecte LUC (ILUC⁷) leeft sterk, omdat ILUC-emissies een grote klimaatimpact kunnen veroorzaken. Tot slot spelen potentiële sociale impacts zoals het aantasten van voedselzekerheid, arbeidsomstandigheden en landrechten. Naast de mogelijke negatieve impacts is een belangrijk positief effect dat de biomassa tijdens de teelt koolstof opneemt uit de atmosfeer, wat in feite neerkomt op een 'negatieve uitstoot' van broeikasgassen. Dit wordt in veel LCA-studies dus ook meegenomen als een reductie in klimaatimpact.

Secundaire organische stromen worden vaak als 'milieukundig gratis' beschouwd (zie bijv. RED 2 in Tekstbox 3). Dit houdt in dat ze beschikbaar zijn zonder bijbehorende milieu-impact, terwijl geteelde biomassa wel een milieu-impact met zich meedraagt. De redenering hierachter is dat het afvalstromen betreft die voortkomen uit een

⁷ Indirecte landgebruiksverandering komt voor wanneer de productie van een biobased product (bijv. kunststoffen, maar ook brandstoffen) ervoor zorgt dat de totale (wereldwijde) vraag naar landbouwgrond toeneemt. Dit is bijv. het geval wanneer feedstockproductie in plaats komt van de productie van een voedselgewas, waardoor dit voedselgewas ergens anders geteeld gaat worden. De uitbreiding van de wereldwijde landbouwgrond zorgt ervoor dat land dat voorheen niet voor landbouw gebruikt werd wordt omgezet, waarbij emissies vrijkomen (bijv. bij het kappen en omploegen van bossen).

andere activiteit, en dat deze activiteit verantwoordelijk is voor de gehele milieu-impact. Deze opvatting maakt het (vanuit LCA-perspectief) gunstig om secundaire organische stromen in te zetten. Er zijn hier echter kanttekeningen bij te plaatsen. Ten eerste leeft de zorg aan welke criteria deze stromen moet voldoen om aangemerkt te worden als afval-/reststroom (bijvoorbeeld om te voorkomen dat een afvalstroom ‘gecreëerd’ wordt). Ten tweede bestaat er een risico dat overheidsstimulering voor de ene inzet van een secundaire organische stroom (bijv. biobased kunststof) ervoor zorgt dat een bestaande toepassing (bijv. veevoer) tegengewerkt wordt. Als de bestaande toepassing hierdoor een andere biomassa-bron gaat gebruiken (bijv. de inzet van geteelde primaire biomassa als veevoer) kan het netto-effect juist negatief uitvallen. In andere gevallen, bijv. wanneer er op het moment geen nuttige toepassing voor de reststroom is maar deze gestort wordt, hoeft dit niet het geval te zijn. Vanwege deze twee redenen kan daarom besloten worden om specifieke organische stromen niet als ‘milieukundig gratis’ te beschouwen, door bijv. in de bepaling van de klimaatimpact ook rekening te houden met de voorketen en de huidige toepassing.

De milieu-impacts van een bepaalde biomassastroom worden niet beïnvloed voor waar deze feedstock uiteindelijk voor gebruikt wordt. Dit betekent dat de potentiële issues die voor biobased kunststof spelen ook voor bijv. biotransportbrandstoffen en andere vormen van bio-energie gelden, die ook uit veel van dezelfde gewassen geproduceerd worden. We bespreken hier daarom hoe in het geval van biobrandstoffen wordt omgegaan met duurzaamheid in de grondstoffase.

Gedurende de ontwikkeling en toenemende inzet van biobrandstoffen (onder andere in de EU en VS) zijn biomassacertificaten ontwikkeld om de kans op milieukundige en sociale impacts te verkleinen. Een gecertificeerde biomassastroom biedt (afhankelijk van het soort certificaat) bepaalde garanties over waar en hoe de biomassa geproduceerd wordt. De uitwerking van certificatiesystemen voor biomassa is onder andere beschreven door AgentschapNL/RVO (NL Agency, 2012).

De Europese wetgeving die de bijmenging van biobrandstoffen voor het eerst verplicht heeft gesteld (de Richtlijn Hernieuwbare Energie; RED 1, inmiddels vervangen door RED 2) bevat ook duurzaamheidscriteria die aangeven hoe en waar biomassa geteeld mag worden (om mee te tellen voor nationale doelstellingen). Vijftien bestaande biomassacertificatiesystemen zijn door de Europese Commissie erkend⁸, wat wil zeggen dat ze in lijn zijn met de RED 1-duurzaamheidscriteria voor biobrandstoffen. Dit zijn bijv. Bonsucro EU, RSB EU RED (Roundtable on Sustainable Biofuels), RSPO RED (Roundtable on Sustainable Palm Oil), Better Biomass en ISCC EU (International Sustainability and Carbon Certification).

Desalniettemin is er ook kritiek op de duurzaamheidscriteria in RED 1 en de biomassacertificaten. Zo geeft het WWF aan dat veel van de (voor RED 1 goedgekeurde) certificaatsystemen onvoldoende geloofwaardig zijn als duurzame milieukundige en sociale standaard (WWF, 2013). Ook geeft het WWF aan dat de eisen die RED 1 stelt aan biomassa onvoldoende duurzaam zijn, bijv. omdat er geen verplichte eisen zijn voor het behouden of verbeteren van de lokale bodem-, water- en luchtkwaliteit of voor sociale kwesties (WWF, 2013). Ook is RED 1 bekritiseerd omdat er onvoldoende rekening werd gehouden met het risico op ILUC-emissies (Commissie Duurzaamheidsvraagstukken Biomassa, 2014).

In december 2018 heeft het Europees Parlement ingestemd met een gereviseerde versie van de RED, ook wel RED 2 genoemd (Richtlijn (EU) 2018/2001, 2018). Hierin zijn onder andere de duurzaamheidscriteria aangescherpt, bijv. door striktere eisen te stellen aan de

⁸ <https://ec.europa.eu/energy/en/topics/renewable-energy/biofuels/voluntary-schemes>



broeikasgasemissiereducties die bio-energie moet bewerkstelligen. In Tekstbox 3 wordt een kort overzicht gegeven van de duurzaamheidscriteria in RED 2.

Naast striktere broeikasgasemissiereducties poogt RED 2 ook het risico op ILUC-emissies van bio-energie te verkleinen, door een onderscheid te introduceren tussen *low ILUC-risk fuels* and *high ILUC-risk fuels*. Bio-energie die geproduceerd wordt uit voedselgewassen die een grote kans hebben om wereldwijd uit te breiden naar gebieden die hoge koolstofvoorraden hebben, zoals bossen en veenlandschappen, hebben een groter risico op ILUC-emissies. Deze *high ILUC-risk fuels* worden daarom geleidelijk aan steeds minder, en vanaf uiterlijk 2030 helemaal niet meer, meegeteld voor de nationale doelstellingen voor hernieuwbare energie.

Low ILUC-risk fuels zijn daarentegen gedefinieerd als brandstoffen die op zo'n manier geproduceerd zijn dat ze ILUC-emissies tegengaan, bijv. doordat ze geproduceerd worden op marginale gronden. De specifieke definities zijn uitgewerkt door de Europese Commissie in een aanvulling op de RED 2 die in maart 2019 toegevoegd is (EC, 2019)⁹. *Low ILUC-risk fuels* tellen wel mee voor de nationale doelstellingen voor hernieuwbare energie.

Hoewel er geen breed geaccepteerde methoden zijn om ILUC-emissies te berekenen en toe te kennen aan een product, maakt de RED 2 hiermee gebruik van het feit dat er wel overeenstemming is over welke soorten biomassa een klein/verwaarloosbaar of juist groter risico hebben op ILUC-emissies (Commissie Duurzaamheidsvraagstukken Biomassa, 2014) en over hoe deze risico's verkleind kunnen worden (Wicke, Brinkman, Gerssen-Gondelach, van der Laan, & Faaij, 2015).

Tekstbox 3 - Duurzaamheidscriteria voor bio-energie in RED 2

Voor biobrandstoffen en andere vormen van bio-energie is op Europees niveau de belangrijkste wetgeving de Richtlijn Hernieuwbare Energie (Renewable Energy Directive; RED). In December 2018 is de oorspronkelijke RED (2009/28/EC) vervangen door een gereviseerde versie, ook bekend als RED 2 (2018/2001/EU). Voor de transportsector bevat RED 2 bijv. een verplicht aandeel van biobrandstoffen van 14% in 2030.

Voor *biofuels*, *bioliquids* en *biomass fuels*¹⁰ (hier gezamenlijk bio-energie genoemd) stelt de RED 2 in artikel 29 een aantal duurzaamheidscriteria die we hier kort samenvatten. Het gaat hier om een versimpeld overzicht; in de wetgeving verschillen de eisen bijv. afhankelijk van de specifieke inzet van biomassa. Daarnaast kan opgemerkt worden dat het hier om minimale eisen gaat, en dat EU-lidstaten aanvullende eisen kunnen stellen (RED 2, artikel 29; paragraaf 14).

Om mee te tellen voor het nationale aandeel hernieuwbare energie, voor de verplichtingen voor de inzet van hernieuwbare energie en om in aanmerking te komen voor financiële steun, dient bio-energie aan een aantal criteria te voldoen. Deze criteria, met uitzondering van de minimale reductie in klimaatimpact (criterium 6 in het overzicht hieronder), gelden niet voor bio-energie afkomstig uit afvalstoffen en residuen uit sectoren die niet de landbouw, aquacultuur, visserij of bosbouw zijn. De criteria zijn:

1. De biomassa mag niet geproduceerd zijn op land met hoge biodiversiteitswaarde, waaronder:
 - oerbos;

⁹ https://europa.eu/rapid/press-release_MEMO-19-1656_en.htm

¹⁰ In RED 2 (Richtlijn (EU) 2018/2001, 2018) worden deze termen als volgt gedefinieerd:

Biofuel ("biobrandstof"): uit biomassa geproduceerde vloeibare brandstof voor vervoer.

Bioliquid ("vloeibare biomassa"): uit biomassa geproduceerde vloeibare brandstof voor andere energiedoeleinden dan vervoer, waaronder elektriciteit, verwarming en koeling.

Biomass fuel ("biomassabrandstoffen"): gasvormige of vaste brandstoffen die uit biomassa worden geproduceerd.



- bos met hoge biodiversiteit;
 - gebieden die bij wet beschermd zijn vanwege natuurbescherming of vanwege bedreigde ecosystemen en soorten;
 - grasland met hoge biodiversiteit.
2. **De biomassa mag niet geproduceerd zijn op land met hoge koolstofvoorraden**, waaronder land dat in 2008 één van de volgende statussen had maar deze niet langer heeft:
 - waterrijk gebied (wetlands);
 - permanent beboste gebieden of bos dat aan andere eisen voldoet (o.a. bedekkingsgraad, boomhoogte, grootte gebied);
 3. **De biomassa mag niet geproduceerd zijn op veengebied** (tenzij de biomassaproductie niet tot ontwatering van het gebied leidt).
 4. **Wanneer bosbiomassa gebruikt wordt moet deze voldoen aan een aantal criteria die niet-duurzame productie tot een minimum beperken.** Er moet hiervoor ofwel (sub)nationale wetgeving bestaan ofwel beheersystemen gebruikt worden die zorgen voor:
 - legale oogst;
 - herbebossing na oogst;
 - bescherming van natuurbeschermingsgebieden;
 - oogsten met behoud van bodemkwaliteit en biodiversiteit;
 - oogsten met behoud (of toename) van de productiecapaciteit van het bos op lange termijn.
 5. **Wanneer bosbiomassa gebruikt wordt moet deze geproduceerd zijn op land dat voldoet aan eisen inzake landgebruik, wijzigingen in landgebruik en bosbouw** (*land use, land use change and forestry*; LULUCF). Dit criterium richt zich op het instandhouden (of versterken) van de totale koolstofvoorraden en -putten in de bossen in een land, zoals dit ook in het Parijsakkoord opgenomen is.
 6. **Het gebruik van de bio-energie zorgt minimaal voor een vastgestelde broeikasgasemissiereductie.** Deze wordt bepaald ten opzichte van fossiele energie, waarbij de hele keten met een vastgestelde methode onderzocht wordt. Voor de transportsector gelden de volgende minimale eisen aan de broeikasgasemissiereductie:
 - minimaal 50% reductie voor installaties die voor 5 oktober 2015 operationeel waren;
 - minimaal 60% reductie voor installaties die tussen 5 oktober 2015 en 31 december 2020 operationeel zijn;
 - minimaal 65% reductie voor installaties die operationeel zijn vanaf 1 januari 2021.

Voor de criteria die hierboven onder 4. en 5. samengevat worden stelt de commissie uiterlijk in januari 2021 'uitvoeringshandelingen' vast waarin wordt vastgesteld hoe bewezen kan worden dat een productiesysteem voldoet aan de criteria.

Daarnaast geldt voor criterium 6) dat *high-ILUC risk fuels* richting 2030 steeds minder mogen meetellen voor de doelstellingen voor hernieuwbare energie, terwijl dit niet het geval is voor *low-ILUC risk fuels* (zie hoofdstuk).

A.2 Productie- en gebruiksfasen

Onder de productiefase verstaan we hier de omzetting van ruwe biomassa tot een eindproduct, dat vervolgens verkocht en gebruikt kan worden. Onder productie vallen dus de opwerking tot een pure stroom (bijv. zetmeel, suiker, plantaardige olie), chemische omzetting tot polymeren, eventuele bijmenging van additieven, omzetting tot een eindproduct bij een converter, en de benodigde transportstappen. Deze stappen vinden nog veelal plaats met de inzet van fossiele energie, wat zorgt voor de uitstoot van broeikasgassen en uitputting van (fossiele) grondstoffen. Uit een aantal kwantitatieve analyses komt naar voren dat de productie van biobased kunststof meer energie gebruikt dan de productie van petrochemisch kunststof (COWI/UU, 2018). Dit betekent dat de omschakeling naar duurzamere energiebronnen (bijv. hernieuwbare elektriciteit) een groter effect heeft op de klimaatimpact van biobased kunststof dan op die van fossiel plastic. Het is kortom denkbaar

dat de klimaatimpactresultaten van biobased in de toekomst door de inzet van hernieuwbare energie sterker zullen verbeteren dan die van fossiel. Ook kunnen procesoptimalisaties en schaalvergroting mogelijk de milieu-impacts van biobased kunststof verkleinen, net als bij fossiele kunststoffen is gebeurd.

De aanwezigheid van additieven in kunststof heeft recent meer aandacht gekregen (Nessi, et al., 2018). Additieven worden toegevoegd om de technische eigenschappen van een puur polymeer aan te passen en geschikter te maken voor een specifieke toepassing. Eerder is geschat dat gemiddeld ongeveer 10% van het gewicht van plastics uit additieven bestaat (van Oers, van der Voet, & Grundmann, 2012) (Broeren, et al., 2016). Er is over het algemeen weinig bekend over welke (biobased en petrochemische) additieven aanwezig zijn in kunststoffen. Ze worden daarom vaak niet meegenomen in LCA-studies (er wordt gerekend met de impact van pure polymeerresins)¹¹.

Voor de omzettingfase, waar een eindproduct geproduceerd wordt, is het van belang aan dat nieuwe (biobased) polymeersoorten andere technische eigenschappen kunnen hebben dan bestaande polymeren. Dit kan het moeilijker maken eerlijke LCA-vergelijkingen op te stellen. Een biobased product kan door de andere eigenschappen immers een ander gewicht hebben dan een petrochemisch product dat dezelfde functie vervult, maar het is niet altijd eenvoudig om de benodigde gewichten te bepalen. Ook is niet altijd duidelijk met welke bestaande polymeersoorten een nieuw polymeer vergeleken dient te worden ('Kan PLA ingezet worden ter vervanging van PS of van PET?'). Deze problemen kunnen (deels) vermeden worden door vergelijkingen op basis van specifieke producttoepassingen op te stellen (zoals ook in Paragraaf A.5 gedaan wordt). Desalniettemin kan hierbij onzekerheid blijven bestaan, bijv. omdat een productgewicht geschat moet worden als er geen (functioneel-equivalent) product op de markt is. Dit probleem speelt niet bij drop-in biobased kunststoffen, maar uiteraard wel bij onderlinge vergelijking tussen twee verschillende petrochemische plastics (bijv. PP vs PET).

A.3 Afdankingsfase

In de afdankingsfase is de duurzaamheid van kunststof sterk afhankelijk van waar het product uiteindelijk belandt. De klimaatimpact en andere milieueffecten kunnen sterk verschillen per verwerkingstechniek. Over het algemeen volgen LCA-resultaten de afvalhiërarchie, waarbij hergebruik/recycling beter scoren dan bijv. compostering verbranding of storten. Voor drop-in biobased kunststof is ook deze fase identiek aan die voor fossiel kunststof. Nieuwe biobased polymeren zijn doorgaans ook goed (mechanisch of chemisch) te recyclen, maar worden vanwege hun kleine marktvolume nog niet uitgesorteerd. Uitsortering van (nieuwe) polymeersoorten uit hoofdstromen is noodzakelijk, zodat die het recyclingproces van de hoofdstroom niet te verstoren. Zo gaat de kwaliteit van uitgesorteerd PET achteruit als hier ook PLA, PVC of PS in terecht komt (Alaerts, Augustinus, & Van Acker, 2018).

¹¹ Dit komt onder andere doordat de exacte compositie van plasticblends geheim gehouden wordt, omdat het fabrikanten tijd en moeite kost om de bestwerkende composities te achterhalen. Daarnaast is er weinig LCA-informatie beschikbaar is over de gebruikte additieven; zelfs als de exacte compositie bekend is, is het uitdagend de additieven goed op te nemen in het LCA-model. Deze situatie introduceert onzekerheid in bijv. de klimaatimpactresultaten. Voor biobased polymeren die een lagere klimaatimpact hebben per kg puur polymeer kan dit effect logischerwijs groter zijn. Anderzijds kan beargumenteerd worden dat bijv. het landgebruik dat aan biobased kunststof wordt toegerekend (en dus ook de mate van daaraan gekoppelde duurzaamheids-kwesties) wordt overschat wanneer gerekend wordt met data voor een puur polymeer. Daarnaast speelt nog dat kunststofadditieven via zwerfafval in het milieu kunnen belanden. Dit kan leiden tot ecotoxicologische impacts, zie ook Paragraaf A.3.



Daarnaast zijn nieuwe biobased polymeren soms biologisch afbreekbaar/composteerbaar. Deze optie kan milieukundig goed scoren (vergelijkbaar met recycling) wanneer het product samen met biologisch materiaal ingezameld wordt en samen gecomposteerd wordt (COWI/UU, 2018) (CE Delft, 2017). Als er op deze manier meer organisch materiaal ingezameld en gecomposteerd (in plaats van verbrand) wordt, spreekt men ook wel van 'co-benefits' van afbreekbare kunststoffen. Overigens geldt dat veel biologisch afbreekbare kunststoffen alleen afbreken in industriële composteringsinstallaties (Narancic, et al., 2018). In recent (nog niet gepubliceerd) onderzoek van de WUR in samenwerking met de VA is bekeken of verschillende biologisch afbreekbare kunststoffen goed degraderen in Nederlandse industriële composteringsinstallaties. Hieruit blijkt dat de meeste van de geteste producten goed afbreken, alhoewel de afbreekperiode per product en kunststof verschilt. Dit komt onder andere doordat er interne terugvoersystemen toegepast worden (materiaal dat nog niet voldoende is afgebroken blijft aanwezig in de installatie). Van de geteste producten (theezakjes, bloempotten, fruitstickers, koffiepads, koffiecups) geven alleen lichtgekleurde koffiecups een probleem omdat de lichte kleur in het eindproduct compost nog zichtbaar was. Hierbij kan overigens aangestipt worden dat er ook installaties zijn waar het materiaal wordt afgezeefd en als residu wordt afgevoerd naar een verbrandingsinstallatie.

Kunststof kan ook via zwerfafval langdurig in het milieu belanden, waar het erg langzaam afbreekt. Hierdoor kunnen microplasticdeeltjes en additieven in het milieu belanden met schadelijke impacts tot gevolg (Ivar do Sul & Costa, 2014) (Leslie, van der Meulen, Kleissen, & Vethaak, 2011) (Rist & Hartmann, 2018). Deze impacts worden echter nog niet gekwantificeerd in LCA-studies (Nessi, et al., 2018), omdat geschikte impactmodellen ontbreken. Voor alle kunststoffen is het echter onwenselijk om als zwerfafval in de natuur te belanden, aan de ene kant vanwege de onbekende maar mogelijke grote toxicologische impact, en aan de andere kant omdat zwerfafval gezien kan worden als een lekkage van materiaal uit de economie. Alleen bij materialen die snel afbreken in de natuur tot onschadelijke stoffen zijn deze impacts mogelijk kleiner.

A.4 Methodologische kanttekeningen bij LCA-vergelijkingen tussen biobased en fossiele kunststoffen

Een aantal zaken zorgt ervoor dat er onzekerheden bestaan in LCA's die de milieuprestaties van biobased kunststof vergelijken met die van petrochemische kunststoffen. Voor een deel wordt dit veroorzaakt doordat er geen gestandaardiseerde LCA-methode is voor biobased kunststoffen en vergelijkingen met fossiele kunststoffen (Spierling, et al., 2018) (Carus, vom Berg, Scharf, & Puente, 2019), waardoor studies soms met verschillende aannames, uitgangspunten en keuzes uitgevoerd worden. Overigens wordt er wel gewerkt aan een consistente en toegespitste methode, onder andere in het Europese LCA4Plastics-project¹².

We bespreken hier een aantal punten die specifiek voor deze vergelijkingen relevant zijn; kanttekeningen bij de LCA-methodologie in het algemeen laten we buiten beschouwing. Vanwege deze punten dient er rekening gehouden te worden met een foutenmarge rond resultaten van LCA-studies. Daarnaast zijn de huidige resultaten niet perse representatief voor een toekomstig, verder geoptimaliseerd systeem (bijv. wat betreft productie- en afvalverwerkingsprocessen). Een uitgebreider overzicht is onder andere beschikbaar in Nessi et al. (2018).

¹² <https://eplca.jrc.ec.europa.eu/plasticLCA.html>



De belangrijkste kwesties zijn:

- **Nieuwe (biobased) polymersoorten hebben andere technische eigenschappen dan bestaande polymeren.** Dit is toegelicht in Paragraaf A.2.
- **LCA's van biobased kunststof onderzoeken (doorgaans) de bestaande processen en productieroutes, zonder toekomstige optimalisaties.** De milieu-impact van biobased kunststoffen kan verlaagd worden, onder andere door optimalisaties of schaalvergroting in chemische processen of door verbeteringen bij de teelt/bron van biomassa. De invloed van zulke (doorgevoerde of toekomstige) verbeteringen is bijv. onderzocht voor PLA (Morão & de Bie, 2019) (Vink & Davies, 2015) en eerste- en tweede-generatie bio-PBS (Patel, et al., 2018). De LCA's van de huidige processen zijn daarom niet perse representatief voor de situatie in 2030 of 2050. Omdat biobased kunststoffen minder lang op de markt zijn en kleinschaliger geproduceerd worden dan petrochemische kunststoffen is het aannemelijk dat het verbeteringspotentieel groter is voor biobased kunststof. Uitgaan van de huidige productiesystemen is dus een conservatieve benadering vanuit biobased kunststof gezien.
- **Het is niet met zekerheid vast te stellen hoe een product in de na afdanking uiteindelijk verwerkt zal worden en de milieukundige kosten/baten zijn niet altijd eenduidig vast te stellen.** Verschillende afvalverwerkingsmethodes hebben een verschillende milieu-impact (recycling is bijv. vaak gunstiger dan verbranden), maar het is lastig te voorspellen waar een product uiteindelijk terecht komt. In LCA's wordt daarom vaak een keuze gemaakt voor een specifiek verwerkingsproces. Het is realistischer om uit te gaan van de huidige 'marktmix' van verwerkingsprocessen voor een product(soort), met de kanttekening dat de huidige mix niet perse representatief is voor de toekomst (European Bioplastics, 2019). Bij recyclingprocessen speelt daarnaast nog een aanvullend probleem (bij niet-drop-in kunststoffen): het is niet eenduidig welke producten deze in de markt kunnen vervangen. Zo kan beredeneerd worden dat (bijv.) gerecycled PLA ervoor zorgt dat er minder PET of PP geproduceerd hoeft te worden, maar er kan ook beredeneerd worden dat gerecycled PLA op de markt virgin PLA vervangt. Dit heeft gevolgen voor de berekende milieuwinst van recycling.
- **De data over de milieu-impacts van de Europese productie van petrochemische kunststoffen is weinig transparant en bevat ook onzekerheden.** De meest gebruikte LCA-resultaten voor petrochemische kunststoffen zijn afkomstig van PlasticsEurope, en zijn afgeleid van gemiddelde data van Europese producenten. Deze onderliggende data wordt echter niet gepubliceerd, waardoor deze niet gecontroleerd kan worden. Daarnaast zorgt dit ervoor dat er zeer weinig inzicht bestaat in de verschillen in milieuprestaties tussen verschillende processen of landen/continenten. Recent onderzoek voor de Europese Commissie schat in dat de klimaatimpact van petrochemische plastic-productie tot ca. 25% kan variëren tussen Europese landen en tot ca. 50% binnen Europese landen, bijv. door verschillen in de efficiëntie en energiemix van raffinaderijen (COWI/UU, 2018). Er is daarnaast gesuggereerd dat het vooral de installaties zijn die relatief nieuw zijn en goed presteren die data aanleveren (Carus, vom Berg, Scharf, & Puente, 2019). Dit betekent dat de zeer belangrijke referentiedata ook onzekerheden bevat. Meer details hierover zijn te vinden in het recente Biospri-project (COWI/UU, 2018), in Carus et al. (2019) en in Spierling et al. (2018).



A.5 Klimaatimpact - productniveau

In deze paragraaf geven we een overzicht van klimaatimpactresultaten voor LCA-studies die op biobased kunststof vergeleken hebben met fossiel kunststof op basis van een concreet product. Hierdoor wordt rekening gehouden met verschillende technische eigenschappen tussen polymeren (er is bijv. meer/minder materiaal nodig om een product te maken). Hierbij wordt de hele levenscyclus meegenomen (cradle-to-grave).

We vatten hier de resultaten van het Biospri-project samen, dat door COWI en de Universiteit Utrecht is uitgevoerd in opdracht van de Europese Commissie. In dit project zijn LCA-vergelijkingen gemaakt van biobased kunststof in vergelijking met petrochemische referenties. Het is één van de meest geavanceerde studies van biobased kunststof tot dusver:

- Er worden zeven concrete producttoepassingen bekeken (flessen, tuinbouwclips, bekers, bestek, landbouwfolies, folies voor voedselverpakkingen, en winkeltasjes). Per toepassing worden één of meerdere biobased kunststoffen vergeleken met een (of meerdere) petrochemische referentie(s). Er wordt hierbij rekening gehouden met verschillen in technische eigenschappen tussen de onderzochte materialen, en additieven worden zoveel mogelijk meegenomen. De gehele levenscyclus wordt meegenomen (cradle-to-grave). De methode sluit aan bij de Europese Product Environmental Footprint (PEF) LCA-methodologie.
- Om de afdankingsfase (end-of-life) te modelleren wordt gekeken naar een realistische ‘marktmix’ van verwerkingstechnieken, op basis van de huidige verhoudingen tussen bijv. recycling, verbranding en stort. Er wordt hierbij gebruik gemaakt van de huidige Europese situatie¹³. Daarnaast wordt ook onderzocht wat het effect zou zijn als alle producten in de beste (‘intended’) verwerkingstechniek zouden belanden. Deze laatste analyse is representatief voor een geoptimaliseerd afvalverwerkingsysteem, waarin alle producten in de meest gunstige verwerkingstechniek belanden.
- In de afdankingsfase is rekening gehouden met de invloed van aanhangend vuil dat na gebruik op het product aanwezig kan zijn (bijv. voedselresten, aarde).
- De milieu-impact van direct en indirecte landgebruiksverandering (indirect/direct land use change, ILUC/DLUC) is meegenomen. De klimaatimpact van ILUC is ingeschat op gemiddeld 4 ton CO₂-eq./ha/jaar (met een bandbreedte van 1,22 tot 5,20 t CO₂-eq./ha/jaar). Omdat er echter geen breed geaccepteerde methodologie om de impact van ILUC te bepalen bestaat, en omdat ILUC (per definitie) een indirect effect is, worden de resultaten in het Biospri-rapport, en hier, ook zonder ILUC getoond.

Tabel 1 vat de onderzochte cases en (klimaatimpact)resultaten uit het Biospri-project samen. In de kolom ‘reductie klimaatimpact’ wordt de klimaatimpact van de onderzochte biobased kunststof vergeleken met die van petrochemisch kunststof. Hogere waardes geven een grotere reductie aan; negatieve waardes geven aan dat de klimaatimpact van de petrochemische referentie lager is dan die van het biobased kunststof.

De resultaten op andere indicatoren dan klimaatimpact worden kort toegelicht in Tekstbox 4.

¹³ Dit is niet volledig representatief voor de Nederlandse situatie, waarin de afvalsortering en -recycling relatief geavanceerd zijn. Naar verwachting heeft dit echter een beperkte invloed op de totale vergelijking, omdat het zowel voor de biobased als de petrochemische producten geldt, en omdat de afdankingsfase een beperkte bijdrage levert aan de totale impact van de producten.



Tabel 1 - Overzicht klimaatimpactresultaten op productniveau (cradle-to-grave) uit het Europese Biospri-project. Resultaten zijn berekend voor de gemiddelde Europese mix van afvalverwerkingstechnieken (inclusief een deel stort met methaanvorming). Als de duurzaamheidscriteria uit deze notitie worden overgenomen, zou de klimaatimpactreductie voor de Nederlandse situatie bepaald moeten worden.

Toepassing	Biobased kunststof	Feedstock	Referentie (petro-chemisch)	Reductie klimaatimpact ^a		Aandeel ILUC in klimaat-impact
				Excl. ILUC	Incl. ILUC	
Flessen	Bio-PET (30%)	Suikerriet, BR	PET	-4%	-12%	7%
		Ethanolgewassen, bijv. suikerbiet, EU (marktmix)		-5%	-22%	14%
Clips, tuinbouw (eenmalig gebruik)	Zetmeelplastic (33-68%)	Maïs/aardappel, EU	PP	77%	74%	11%
		Reststroom aardappelverwerking, EU		76%	n.b. ^b	n.b. ^b
Bekers, koude dranken (eenmalig gebruik)	PLA	Suikerriet, TH, maïs, US (marktmix)	PP	-7% tot 48% ^{d, e}	-22%	13%
		Mais, EU ^c		-27% ^e	-57%	19%
	Bio-PP	UCO ^f , EU ^c	108% ^e	n.b. ^b	n.b. ^b	
	PLA	Suikerriet, TH, maïs, US (marktmix)	PET	22% ^e	11%	13%
		Maïs, EU ^c		7% ^e	-15%	19%
	Bio-PP	UCO ^f , EU ^c	106% ^e	n.b. ^b	n.b. ^b	
Bestek (eenmalig gebruik)	PLA (kristallijn)	Suikerriet, TH, maïs, US (marktmix)	PS	14%	9%	5%
Landbouwfolie (mulch film)	Zetmeelplastic (33-68%)	Maïs/aardappel, EU	LDPE	68%	68%	0%
Folies, voedselverpakkingen	PLA	Suikerriet, TH, maïs, US (marktmix)	PP	13%	10%	3%
		Maïs, EU ^c		10%	5%	5%
	Bio-PP	UCO ^f , EU ^c	23%	n.b. ^b	n.b. ^b	
Winkeltasjes (eenmalig gebruik)	Zetmeelplastic	Maïs/aardappel, EU	LDPE	14%	4%	10%
	Bio-LDPE	Suikerriet, BR		73%	30%	62%

Bron: (COWI/UU, 2018).

- a Berekening CE Delft o.b.v. resultaat tabellen Biospri.
- b Resultaten voor deze productsystemen worden in het Biospri-rapport niet (kwantitatief) weergegeven.
- c Hypothetische productieroute.
- d De resultaten voor PLA worden sterk beïnvloed door de modellering van de afdankingsfase. De eerste waarde (-7%) komt overeen met de huidige Europese 'marktmix' van verwerkingstechnieken, waarin stort met bijbehorende methaanemissies meegenomen is. De tweede waarde (48% klimaatimpactreductie) komt overeen met de best-case voor PLA-afvalverwerking (vergisting/compostering en recycling). Deze twee uitersten zijn allebei niet representatief voor de huidige situatie in Nederland, waarin PLA waarschijnlijk grotendeels verbrand wordt met energieteerugwinning. De verwachting voor Nederland is daarom dat het resultaat tussen de -7% en 50% ligt.
- e De resultaten voor de biobased kunststoffen worden hier (op aparte regels) vergeleken met zowel PP als PET als referentie. Hiervan heeft PP de laagste klimaatimpact, waardoor de klimaatimpactreducties die de biobased alternatieven realiseren kleiner zijn dan bij PET.
- f UCO = used cooking oil.



Uit de studie blijkt dat er grote verschillen zijn in de klimaatimpactreductie die met biobased kunststof gerealiseerd kan worden. Er zijn verschillen per polymersoort, producttoepassing en productieketen. Zonder ILUC mee te nemen lopen de klimaatimpactreducties uiteen tussen ca. -30% (verslechtering) en 80% (één UCO-route is hier buiten beschouwing gelaten omdat dit een hypothetische route betreft). Inclusief ILUC gaat het om een range van circa 60% verslechtering tot circa 75% verbetering.

NB: Een belangrijke kanttekening bij deze analyse is dat er uitgegaan wordt van de gemiddelde Europese afvalverwerking, waarin ook stort met methaanvorming meegenomen is. In Nederland, waar vrijwel geen stort van brandbaar afval plaatsvindt, zal voor een aantal cases de score beter zijn.

Per polymersoort laten de klimaatimpactresultaten (excl. ILUC) een verschillend beeld zien. Om de reducties ten opzichte van petrochemische kunststoffen te benoemen gebruiken we de volgende termen: zeer goed (meer dan 60% reductie), goed (meer dan 40%), redelijk (meer dan 20%), matig (tussen 20% en 0%) en geen reductie (biobased scoort slechter dan petrochemisch). Per kunststofsoort worden de resultaten hiermee:

- Zetmeelblends (33-68%): Scoren zeer goed in tuinbouwclips en landbouwfolies. Matig in winkeltasjes.
- Bio-LDPE: Scoort zeer goed in winkeltasjes.
- Bio-PP uit UCO (hypothetische route): Scoort zeer goed in bekers, redelijk in verpakkingsfolies.
- PLA: Matig in folies voor voedselverpakkingen, matige tot redelijke reductie ten opzichte van PET-bekers, geen reductie ten opzichte van PP-bekers (beide bij het gemiddelde Europese afdankingsscenario). Het resultaat voor bekers wordt sterk beïnvloed door het gebruikte afdankingsscenario (Europese gemiddelde mix, met 31% stort). In een (best-case) gevoeligheidsanalyse waarin wordt aangenomen dat PLA gerecycled of gecomposteerd wordt, zorgt het voor een klimaatimpactreductie van ca. 50% ten opzichte van petrochemisch PP.
- Bio-PET (30%): Geen reductie in flessen.

Uiteraard dient hier aangestipt te worden dat er slechts zeven producttoepassingen onderzocht zijn, en dat in andere producten de resultaten anders kunnen uitvallen.

In Figuur 2 is de opbouw van de klimaatimpactresultaten voor de onderzochte biobased kunststoffen weergegeven (een aantal cases die de figuur sterk zouden vervormen zijn weggelaten). De bijdrage van de verschillende levenscyclusfasen verschilt sterk per product. Over het algemeen heeft de **grondstoffase**, waarin de gewassen geteeld en geoogst worden, een ‘negatieve klimaatimpact’. Dit komt door de koolstofopname die hier is meegenomen. De gemiddelde bijdrage is -41%.

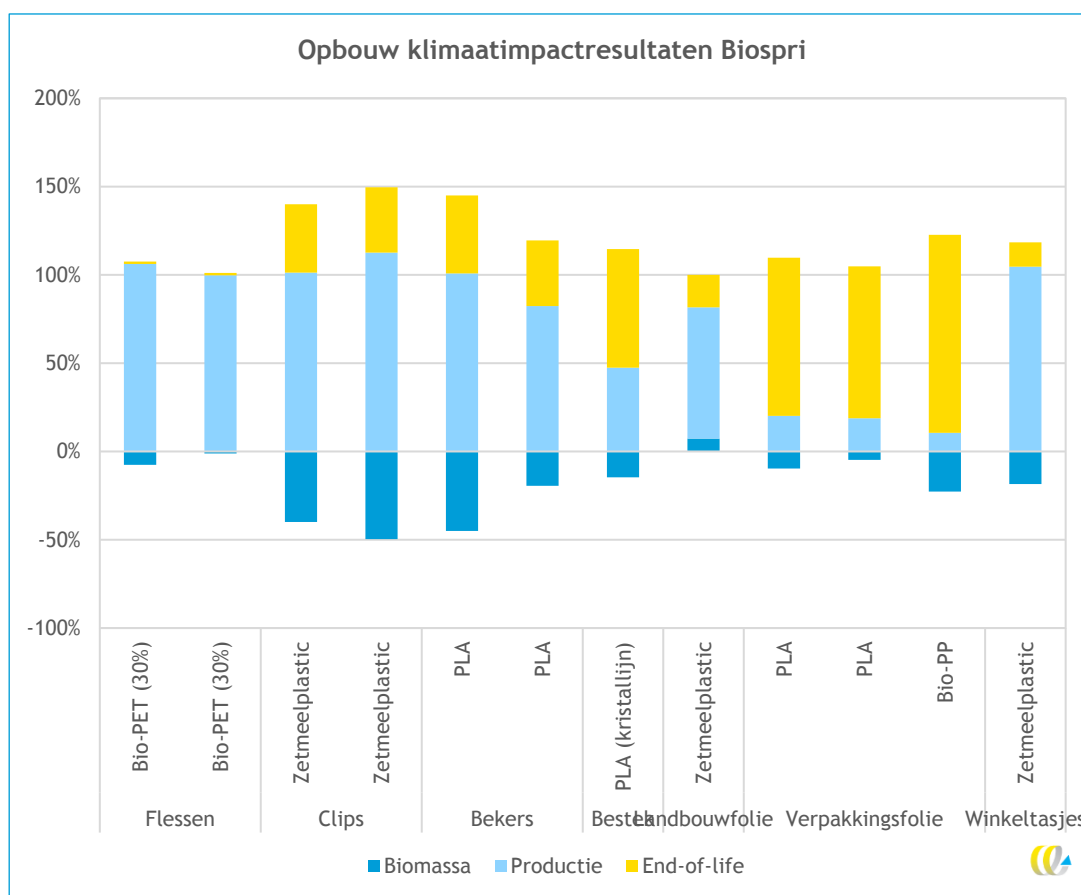
De **productiefase**, waarin de gewassen worden omgezet tot een eindproduct, levert verreweg de grootste bijdrage. Gemiddeld is dit ca. 90% van de totale klimaatimpact. Dit komt vooral door het gebruik van fossiele energie in de omzettingsprocessen. Het Biospri-rapport geeft aan dat verduurzaming van de energiesector de klimaatimpact van zowel biobased als fossiele plastics zou verbeteren. Deze ontwikkeling zou echter een grotere invloed hebben op de prestaties van de biobased kunststoffen dan op die van de petrochemische (COWI/UU, 2018).

De invloed van de **afdankingsfase** verschilt ook sterk. De gemiddelde bijdrage is 53%. Zoals aangegeven heeft de studie per producttype bepaald in welke verwerkingstechniek ze gemiddeld belanden, op basis van de huidige Europese situatie. Dit kan vertekenend werken. Zo wordt voor PLA in verpakkingsfolies uitgegaan van 15% recycling, 15% industriële compostering, 39% verbranding (deels met energierugwinning) en 31% stort. Omdat bij het

storten methaan vrijkomt (een sterk broeikasgas), levert de afdankingsfase een grote bijdrage aan de totale klimaatimpact van dit product. Deze mix van verwerkingstechnieken lijkt echter weinig representatief voor Nederland. Zoals hierboven aangestipt geeft het rapport aan dat PLA in bekertjes een klimaatimpactreductie van ca. 50% zou realiseren ten opzichte van petrochemische PP-bekertjes als de afdankingsfase zou bestaan uit recycling/compostering (de best-case).

Daarnaast laat het rapport ook zien dat de milieu-impact van alle producten aanzienlijk verbeterd kan worden wanneer de producten in de beste verwerkingstechniek terecht komen. Dit toont aan dat de afdankingsfase zeer belangrijk is (in lijn met bijv. Hottle et al. (2017)) en dat het belangrijk is om de meest realistische, lokale situaties te bestuderen.

Figuur 2 - Opbouw resultaten klimaatimpact voor biobased kunststoffen in Biospri-studie. Een paar onderzochte cases is niet weergegeven. Resultaten voor de gemiddelde Europese mix van afvalverwerkingstechnieken (inclusief een deel stort met methaanvorming)



Bron: (COWI/UU, 2018).

Tot slot wordt in het Biospri-project ook de impact van ILUC-emissies modelmatig ingeschat. Hoewel dit ervoor zorgt dat biobased producten minder goed scoren op klimaat-impact, zorgt de toevoeging niet voor zeer grote verschuivingen. Zoals weergegeven in Tabel 1 is de geschatte bijdrage van ILUC in alle cases, op één na, minder dan 20% van het totaal.



De Biospri-studie heeft een beperkt aantal cases bekeken. De auteurs stippen ook aan dat de resultaten daarom geen goed beeld geven van de milieuprestaties van biobased kunststof in het algemeen, en dat er daarvoor meer onderzoek nodig is. Binnenkort worden meer resultaten verwacht uit een vergelijkbaar Europees project¹⁴ waarin ook LCA's op product-niveau worden uitgevoerd, gericht op biologisch afbreekbare plastics.

Tekstbox 4 - Overzicht andere milieu-impacts (niet-klimaatimpact) uit LCA-studies

Voor petrochemische kunststoffen geeft het Biospri-project aan dat er voor veel andere milieueffecten weinig inzicht is (COWI/UU, 2018). De bestaande LCA-bronnen, bijv. de Eco-profiles van PlasticsEurope en de GaBi-database, hebben grofweg dezelfde scope maar komen toch tot zeer uiteenlopende resultaten op deze milieu-indicatoren. Geconcludeerd wordt daarom dat voor slechts vijf milieueffecten degelijke data bestaat, en dat daarop een vergelijking met biobased kunststoffen gemaakt kan worden. Deze zijn: klimaatimpact, gebruik van fossiele brandstoffen, fijnstof, ozonvorming, en terrestrische vermisting.

In Figuur 3 worden de Biospri-resultaten op deze vijf milieueffecten weergegeven. Het gaat hier om de gemiddelde prestaties van de biobased kunststoffen ten opzichte van de petrochemische alternatieven in de zeven onderzochte productcases (zie ook Tabel 1). Te zien is dat biobased kunststof - gemiddeld - beter scoort op klimaatverandering en het gebruik van fossiele brandstoffen (tot maximaal ca. 70 à 80%). De fijnstofuitstoot is gemiddeld hoger, waarbij aangestipt wordt dat dit sterk beïnvloedt wordt door de teelt van suikerriet in Brazilië, waarbij restmateriaal verbrand wordt (deze praktijk wordt verboden en zou vanaf 2031 volledig verdwenen moeten zijn). Op de laatste twee milieueffecten, ozonvorming en vermisting, zijn de resultaten niet eenduidig; soms scoort biobased beter, soms petrochemisch. Figuur 3 laat ook zien dat onder andere de klimaatimpact van biobased kunststof aanzienlijk verlaagd kan worden wanneer na afdanking de beste afvalverwerkingstechniek ingezet wordt ('intended EoL').

Deze resultaten zijn grofweg in lijn met een eerdere meta-analyse van 44 LCA-studies van biobased materialen door Weiss et al. (2012). Hoewel in deze bron producten per ton worden vergeleken (en er dus niet gecompenseerd wordt voor verschillen in technische eigenschappen) zijn de conclusies vergelijkbaar. Ook zij concluderen dat biobased materialen doorgaans een lagere klimaatimpact en lager fossiel energiegebruik hebben, maar dat de impacts op vermisting en ozonvorming gemiddeld hoger zijn.

Deze bevindingen, bijv. de hogere impact van biobased op milieueffecten zoals vermisting, fijnstof en ozonvorming, laten zien dat de biomassateelt van groot belang is. Vermisting en ozonvorming worden veroorzaakt door het gebruik van meststoffen tijdens de landbouw, terwijl fijnstofuitstoot en ozonvorming onder andere gekoppeld zijn aan (conventionele) landbouwpraktijken (Weiss, et al., 2012). Deze impacts kunnen verkleind worden door extensieve landbouw met minder kunstmestgebruik. Omdat dit echter kan zorgen voor lagere gewasopbrengsten, kan dit echter ervoor zorgen dat er in totaal meer land benodigd is (Weiss, et al., 2012).

¹⁴ 'Relevance of biodegradable & compostable consumer plastic products & packaging in a circular economy'.



Figuur 3 - Vergelijking van cradle-to-grave milieupacten van zeven biobased producten met petrochemische alternatieven

		Savings*, with EoL EU mix	Savings*, with intended EoL
Lower	Climate Change (GWP 100a)	-14% (-81% to 38%)	-66% (-87% to -14%)
	Abiotic depletion (fossil fuels)	-45% (-72% to -7%)	-46% (-72% to -3%)
Higher	Particulate matter	87% (2% to 603%)	94% (-2% to 597%)
Inconclusive	Photochemical ozone formation	23% (±79%)	12% (-79% to 58%)
	Terrestrial eutrophication	66% (-77% to 143%)	61% (-77% to 129%)

*Median savings based on the eight comparisons of the seven case studies (two comparisons were made for single-use cups).

Figure 214. Comparing cradle-to-grave environmental impacts of the seven bio-based products with their petrochemical counterparts, results indicated as environmental impact median savings of seven bio-based products (negative values stand for savings). The comparisons between the bio-based products with *intended EoL* are listed in the second column. Savings are without considering the effect of direct and indirect land use changes.

Bron: COWI/UU (2018).

A.6 Klimaatimpact - polymeerniveau

We richten ons nu op LCA-studies die op polymeerniveau uitgevoerd zijn, en dus de klimaat-impact per kg geproduceerd kunststof(resin) berekenen. In Tabel 2 wordt een overzicht gegeven van klimaatimpactresultaten uit recente LCA-studies naar biobased en petrochemische kunststoffen. We beperken ons hier tot resultaten uit recente wetenschappelijke publicaties (met uitzondering van de petrochemische kunststoffen) die bestaande productieroutes onderzoeken¹⁵.

De methodologieën die de studies uit deze tabel gebruiken zijn niet geharmoniseerd. Omdat het hier niet gaat om directe vergelijkingen tussen petrochemisch en biobased kan de toegepaste methode, afbakening en datakwaliteit van de studies verschillen, waardoor de onzekerheid groter is ten opzichte van LCA-vergelijkingen op productniveau. In één opzicht is de methodologie wel hetzelfde: voor biobased plastics is in alle gevallen de opname van biogene CO₂ tijdens de grondstoffase meegerekend (als ‘negatieve emissie’), wat in lijn is met verschillende LCA-handleidingen (Pawelzik, et al., 2013). Verder gaat het hier om *cradle-to-factory gate*-studies; de omzetting tot een product, de gebruiksfase en de afdanking zijn niet meegenomen. Omdat de resultaten van per kg kunststof gegeven worden, geldt daarnaast dat de resultaten voor de nieuwe polymeersoorten niet direct vergeleken kunnen worden met petrochemische kunststoffen door verschillen in de functionaliteit (zoals besproken in Paragraaf 0).

¹⁵ Er zijn daarnaast LCA-studies uitgevoerd voor productieroutes die nog niet op commerciële schaal beschikbaar zijn, bijv. op basis van labresultaten of modellen van grootschalige productie, en studies die buiten wetenschappelijke tijdschriften om gepubliceerd zijn. Dit is bijv. het geval voor bio-PA, bio-PVC, bio-PP, bio-PBS, bio-PTT, PEF en PHA's; zie bijv. (Spierling, et al., 2018) (Patel, et al., 2018).

Tabel 2 - Overzicht klimaatimpactresultaten voor LCA-studies op polymeerniveau (klimaatimpact per kg kunststof). De methodologie van onderstaande studies is niet geharmoniseerd (met uitzondering van koolstofopname in biobased kunststof); de resultaten dienen ter indicatie

Kunststoftype	Biomassafeedstock	Aandeel biogene koolstof	Klimaatimpact kg CO ₂ -eq./kg	Bron
Biobased - Drop-in				
Bio-PE	Suikerriet	100%	-0,75	Tsiropoulos et al. (2015)
Bio-PET	Suikerriet	30%	1,94 - 2,37	Tsiropoulos et al. (2015)
Biobased - Nieuwe polymeren				
PLA	Mais	100%	0,62	Vink & Davies (2015)
PLA	Suikerriet	100%	0,50	Morão & de Bie (2019)
Zetmeelblends	Aardappelzetmeel	18% - 85%	0,35 - 3,23	Broeren et al. (2017)
Petrochemisch				
LDPE	N.v.t.	0%	1,87	PlasticsEurope (2014a)
HDPE	N.v.t.	0%	1,80	PlasticsEurope (2014a)
LLDPE	N.v.t.	0%	1,79	PlasticsEurope (2014a)
PP	N.v.t.	0%	1,63	PlasticsEurope (2014b)
PET (bottle grade)	N.v.t.	0%	2,19	PlasticsEurope (2011)
PVC (suspension)	N.v.t.	0%	1,99	PlasticsEurope (2015)
PUR (rigid foam)	N.v.t.	0%	4,20	PlasticsEurope (2005)
PS (GPPS)	N.v.t.	0%	2,25	PlasticsEurope (2012)
PS (HIPS)	N.v.t.	0%	2,43	PlasticsEurope (2012)