

LCA Circulaire Biopolymeren - PHA

Circulaire biopolymeren waardeketens voor PHA en cellulose



Voorwoord

Dit rapport is geschreven in het kader van het project Circulaire Biopolymeren Waardeketens voor PHA en Cellulose. Binnen het project was er de wens om een LCA te doen van de extractieroutes van PHA. In dit rapport versla ik de analyse van het beoordelen van de milieu-impact van het extraheren van PHA door middel van een tweetal extractieroutes. In dit proces zijn er diverse partijen van belang geweest voor het ontwikkelen van de analyse en bespreken van de opzet. Mijn dank gaat dan ook naar hen uit: het projectteam CBW onder leiding van Karen Geerts, João Sousa van Paques Biomaterials, Dana Colpa, Janneke Krooneman en Ids Dijkstra van de Universiteit Groningen. Zij hebben allemaal bijgedragen in het tot stand komen van dit werk. Ik hoop dat dit rapport een goede stap is tot het verder ontwikkelen van duurzame extractieroutes voor PHA in de toekomst.

Met vriendelijke groet,

Jerke W. de Vries, Associate Lector Milieu-impact van Circulaire Agro- en Foodketens.
Van Hall Larenstein
Leeuwarden / Velp, 2021



DOI: <https://doi.org/10.31715/2022.1>

Samenvatting

Biopolymeren vormen een potentieel interessant alternatief voor conventioneel op olie gebaseerde polymeren, omdat zij geen fossiele grondstoffen gebruiken voor de productie. Daarentegen is het productie procedé afhankelijk van energie en toevoegmiddelen die weer bijdragen aan het verbruik van energie en de emissie van onder andere broeikasgassen en zijn de grondstoffen van belang, zoals het gebruik van reststromen uit de afvalverwerking of andere biomaterialen. Binnen het project Circulaire Biopolymeren Waardeketens zijn meerdere productiemethoden bestudeerd om polyhydroxyalkanoaten (PHAs) te maken uit organische reststromen: GFT en afvalwaterslib, een bijproduct uit de afvalwaterzuivering. Productie en extractie van PHAs kan middels diverse routes. In het project zijn meerdere extractieroutes bestudeerd betreffende hun mogelijkheden. Als onderdeel van het project is een levenscyclusanalyse (LCA) gedaan om de milieu-impact van de productie van de biopolymeren in kaart te brengen. Deze is hier beschreven. De milieu-impact van PHA productie via twee extractieroutes werd vergeleken met conventionele polymeren zoals polyethyleen (PE) en polyethyleentereftalaat (PET). De extractieroutes waren: NaOCl, water-based en Chloroform, solvent-based extractie. De milieu-impact werd berekend op basis van de productie van 1 kg polymeer. Het systeem includeerde de veranderingen in het conventionele management van GFT en afvalwaterslib, o.a. substitutie van energie doordat de reststromen nu gebruikt werden voor PHA productie en niet voor energieproductie. Op basis van een modelstudie van de Universiteit Groningen is een massabalans opgemaakt en zijn gegevens gebruikt voor energieverbruik te bepalen en de hoeveelheid toevoegmiddelen die nodig waren tijdens de extractie. Op basis van literatuur zijn aannames gedaan zoals calorische waarden voor verbranding en het energieverbruik voor ontwateren, drogen en vergisting. De Ecoinvent database werd gebruikt voor achtergrond gegevens ten behoeve van de energieproductie en achtergrondprocessen. De volgende milieu-impacts werden berekend: broeikasgassen, verzuring, eutrofiëring, landgebruik, fijnstofemissie en fossiel energieverbruik. Een gevoeligheidsanalyse gaf inzicht in de verandering van parameters op het eindresultaat. De resultaten lieten zien dat watergebaseerde extractie leidde tot emissie van 5,95 kg CO₂-eq per kg PHA en chloroformextractie tot 47 kg CO₂-eq per kg PHA. Verschillen zaten met name in het energieverbruik tijdens het proces en de productie van de toevoegmiddelen. Verzuring was lager voor chloroformextractie met -0,015 kg SO₂-eq ten opzichte van watergebaseerde extractie, namelijk 0,013 kg SO₂-eq per kg PHA. Energieverbruik was 90,7 MJ voor watergebaseerde extractie en 772 MJ per kg PHA voor chloroformextractie. Landgebruik was lager voor chloroformextractie met -4,7 m² per kg PHA en 0,43 m² per kg PHA voor watergebaseerde extractie. Eveneens was fijnstofemissie lager voor chloroformextractie en marine eutrofiëring lager voor watergebaseerde extractie. Chloroformextractie had hogere impact in broeikasgassen, energieverbruik en eutrofiëring vergeleken met PET en PE. Watergebaseerde extractie had hogere impact in broeikasgassen, energieverbruik, fijnstofemissie en eutrofiëring, maar werd vergelijkbaar of lager ten opzichte van conventionele polymeren wanneer een lager energieverbruik werd aangenomen. Onderzoek naar het exacte energieverbruik is daarom nodig. Geconcludeerd werd dat verdere verlaging van de milieu-impact kan worden bereikt door het verminderen van het gebruik van toevoegmiddelen en het gebruiken van groene energie zoals wind en zon. Voor vervolgonderzoek is het van belang om data te verifiëren en eventueel andere extractieroutes te onderzoeken.



Inhoud

Voorwoord	3
Samenvatting	4
1. Introductie	6
2. Materialen en Methoden	7
2.1. Levenscyclusanalyse	7
2.2. Functionele eenheid	7
2.3. Keten en extractieroutes	7
2.4. Data en aannames	7
2.4.1. Massabalans	7
2.4.2. Substitutie	7
2.4.3. Proces parameters	10
2.4.4. Impact assessment	10
2.5. Gevoeligheidsanalyse	10
3. Resultaten	11
3.1. Broeikasgasemissie	11
3.2. Verzuring	11
3.3. Energieverbruik	11
3.4. Landgebruik	11
3.5. Fijnstofemissie	11
3.6. Marine eutrofiëring	14
3.7. Gevoeligheidsanalyse	14
4. Discussie	16
5. Conclusie	18
6. Referenties	19
Appendix	21

1. Introductie

Polymeren kennen veel nuttige toepassingen in ons dagelijks leven. Momenteel worden de meeste polymeren gemaakt uit fossiele grondstoffen afkomstig van aardolie. In de afgelopen decennia is het gebruik van aardolie gelinkt aan klimaatverandering, het opraken van grondstoffen en daarnaast is plastic gekoppeld aan het fenomeen van de plastic soep in de oceanen. Hierdoor is interesse ontstaan in alternatieve grondstoffen voor polymeren, zoals biomassa. Deze polymeren worden biopolymeren genoemd en zijn wel of niet afbreekbaar in de natuurlijke omgeving afhankelijk van het voorgaande productieproces en afhankelijk van het molecuul en plastic.

Binnen het project Circulaire biopolymeren zijn twee productieroutes voor biopolymeren onderzocht: de routes via cellulose en polyhydroxyalkanoaten (PHA). Cellulose en PHA worden gemaakt uit een aantal verschillende reststromen die afkomstig zijn uit de agrarische(voedsel) sector, industrie (bv. papierindustrie, voedselverwerkingsindustrie) en afvalwaterzuivering. De reststromen worden eventueel omgewerkt om beschikbaar te zijn voor de productie van biopolymeer waarna het polymeer gebruikt kan worden als grondstof voor nieuwe producten of toepassingen. In het project zijn drie verschillende productieroutes onderzocht bij de Rijksuniversiteit Groningen: SDS met natriumhydroxide-/ hypochlorietextractie (NaOCl), chloroformextractie en gecombineerd enzym en methanol/ superkritische CO₂-extractie. Deze routes dienen om polymeren met bepaalde eigenschappen en toepassingen te ontwikkelen, maar ook om inzicht te krijgen in de basisparameters van het proces. Onbekend is wat de milieu-impact van deze extractieroutes en biopolymeren is ten opzichte van de gebruikelijke polymeren zoals polypropyleen (PP) en polyethyleen (PE). Onderzoek heeft al wel aangetoond dat biopolymeren meestal lager scoren op de emissie van broeikasgassen en het verbruik van fossiele energie, maar veelal een hogere verzuring of landgebruik kennen door o.a. het gebruik van land voor de productie van gewassen, zie bijvoorbeeld Kendall (2012), Yu en Chen (2008) en Yates en Barlow (2013). Broeikasgasemissie voor de productie van PHA kan variëren tussen de -4 en 5 kg per kg polymeer en het energieverbruik is tussen 0 tot >100 MJ per kg terwijl dit voor conventionele polymeren tussen de 1,5 en 3,5 kg CO₂-eq per kg polymeer en 75 tot 95 MJ kan variëren (Kendall, 2012; Yates & Barlow, 2013). De impact is daarentegen sterk afhankelijk van de grondstoffen zoals mais en afvalwater. Zo bleek uit de studie van Visser et al. (2016) dat rioolwaterslib als grondstof leidde tot een lagere milieubelasting voor de productie van PHA dan andere grondstoffen.

In dit onderzoek wordt vooral naar reststromen gekeken, zoals afvalwater en groente- en fruitresten (GFT) dat mogelijk de impact ten goede komt (Visser et al., 2016). Wel moet het alternatieve gebruik van de reststroom in acht worden genomen; te denken valt aan het gebruik van afvalwater voor biogas of het gebruik van cellulose voor verbranding en energie. In dit geval zal een additionele hoeveelheid energie aangewend moeten worden uit andere bronnen om het verminderde verbruik op te vullen (Andreasi Bassi et al., 2021). Op deze wijze wordt een lange-termijnperspectief voor de milieu-impact van de productie van polymeren weergegeven.

Het doel van dit onderzoek is om inzicht te geven in de milieu-impact van de biopolymeren uit twee extractieroutes, namelijk NaOCl en chloroform, en deze te vergelijken met conventionele polymeren uit aardolie.



2. Materialen en Methoden

2.1. Levenscyclusanalyse

Levenscyclusanalyse (LCA), specifiek veranderingsgerichte ofwel consequential LCA, wordt toegepast om de milieu-impact van de biopolymeren vast te stellen. Hierin wordt de verandering in het gebruik van de grondstoffen aan de voorkant meegenomen. Deze veranderingen vinden plaats door de verschuiving in de toepassing van de grondstoffen. Aan de achterkant substitueren de hoofd- en bijproducten de reguliere op de markt aanwezige producten (Weidema en Ekvall 2009).

2.2. Functionele eenheid

Om de verschillende extractieroutes met elkaar te vergelijken moet een eenheid ter vergelijking worden vastgesteld. Omdat de focus is om polymeer te produceren, wordt een functionele eenheid (FE) van 1 kg polymeer gebruikt.

2.3. Keten en extractieroutes

Het doel is het in kaart brengen van de milieu-impact van de productie van PHA uit verschillende extractieroutes. De productie richt zich in eerste instantie op pilotschaal met afvalwater en GFT als grondstof. De afbakening loopt vanaf het begin waar het afvalwater vrijkomt tot en met de productie van 1 kg polymeer na extractie (Figuur 1). Er worden twee extractieroutes bestudeerd op basis van modelwerk van (Dijkstra, 2020), namelijk: natriumhydroxide/ hypochlorietextractie (NaOCl) als water-based en chloroformgebaseerde extractie als solvent-based. Het polymeer kan op diverse wijzen worden toegepast, maar dat vormt geen onderdeel van deze analyse.

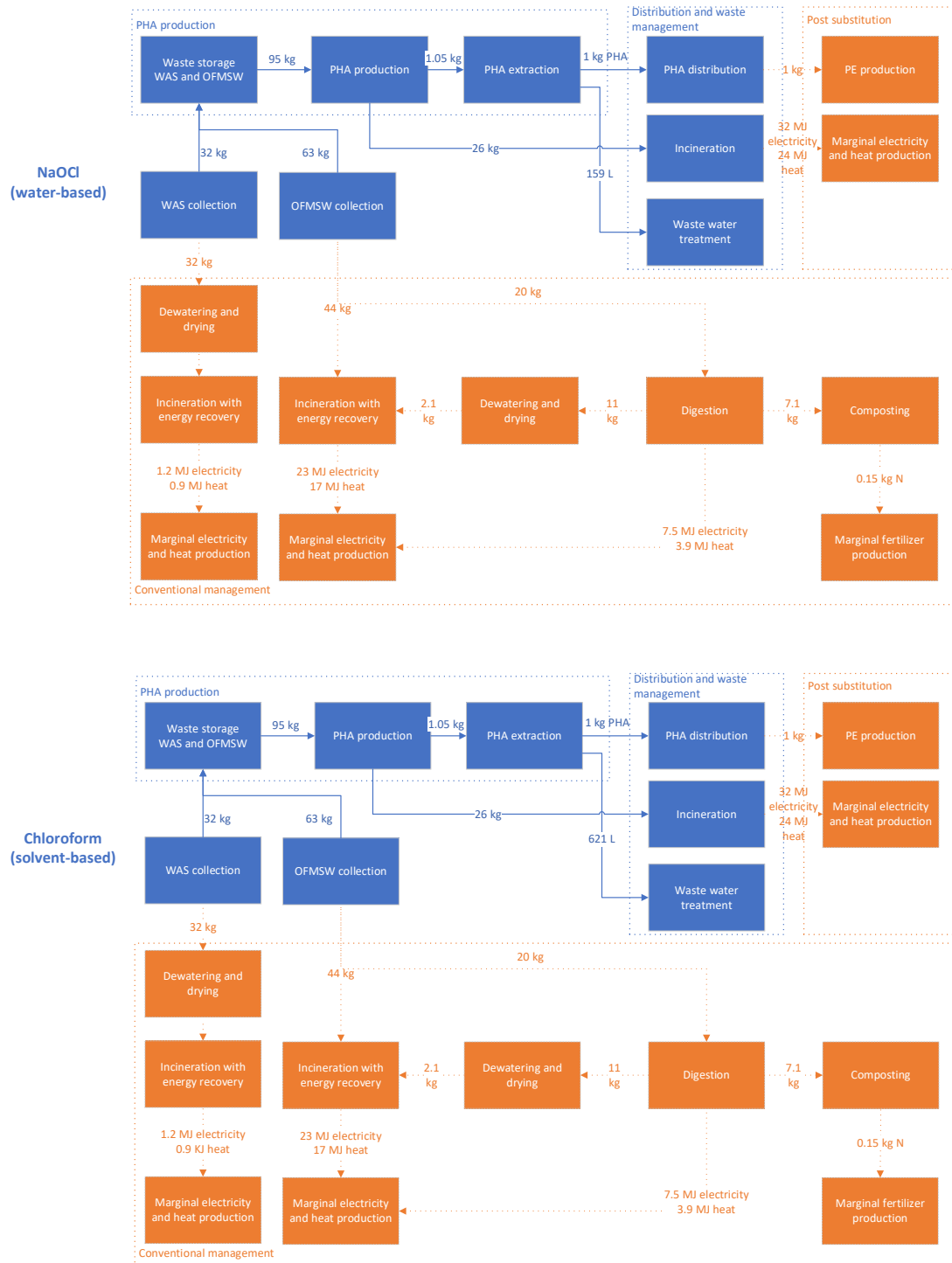
2.4. Data en aannames

2.4.1. Massabalans

Om tot 1 kg polymeer te komen is 63,4 kg (14,5 kg drogestof) aan GFT en 31,7 kg (0,82 kg drogestof) aan afvalwaterslib nodig (Dijkstra, 2020) (Figuur 1 en Tabel 1). Dit levert na de productie 1,046 kg PHA waarna de PHA wordt geëxtraheerd uit het celmateriaal om tot 1 kg PHA te komen. Deze PHA bestaat uit 72% PHB en 28% PHV. Aangenomen wordt dat de PHA uit deze productie conventioneel polyethyleen vervangt. Tijdens de productie en extractie worden reststromen geproduceerd: restslib dat naar de verbranding gaat en afvalwater dat wordt gezuiverd in een conventionele afvalwaterzuivering. Voor zowel de NaOCl-extractie als de chloroformextractie is het voortraject van de grondstoffen en de productie van de PHA hetzelfde. Strikt genomen zou dit buiten beschouwing gelaten kunnen worden omdat er niks verandert, maar om de uitkomsten vergelijkbaar te maken met de literatuur en andere bronnen is dit meegerekend.

2.4.2. Substitutie

Om het gebruik van afvalwater en GFT aan de voorkant te compenseren moeten er substituten worden ingerekend. GFT wordt normaal gesproken verbrand en vergist. Van het vergiste deel wordt 38,7% gecomposteerd en het overige deel wordt alsnog verbrand (Dijkstra, 2020). Afvalwaterslib wordt volledig verbrand.



Figuur 1. Productieketen voor PHA uit afvalwaterslib en GFT voor de water-based extractieroute (NaOCl) en solvent-base extractieroute (chloroform). Oranje processen en pijlen vertegenwoordigen een substitutie van een conventioneel proces.



Bij de verbranding en vergisting wordt energie opgewekt. Deze energie substitueert normaal gesproken elektriciteit uit de conventionele mix op het netwerk. De afgenomen productie van elektriciteit, door het gebruik van GFT en slib, wordt in de analyse daarom gesubstitueerd met de marginale energiemix betreffende elektriciteit en warmte. Voor warmte bestaat deze uit aardgas en wordt gemodelleerd met het proces 'heat, natural gas, at boiler condensing modulating > 100 kW, RER' uit de Ecoinvent database (EcoinventCentre, 2007). Voor elektriciteit wordt een mix van 67% gas-based, 28% coal-based en 4,9% wind-based energie gebruikt (De Vries, Groenestein, et al., 2012). Om de opbrengst van energie te berekenen, is gebruik gemaakt van de calorische waarde van GFT, slib en digestaat na vergisting en droging, deze staan gerapporteerd in Tabel 2. Voorafgaand aan verbranding van slib wordt het slib eerst ontwaterd en gedroogd. Voor de productie van PHA is dit niet nodig. Deze verandering is meegenomen in de analyse. Voor het drogen en ontwateren van slib werd een energieverbruik van 1,5 MJ/ kg gedroogd slib en 120 kWh/ t drogestof slib aangenomen (Visser et al., 2016). Bij verbranding van de organische resten wordt elektriciteit en warmte geproduceerd. Dezelfde berekening als in Visser et al. (2016) is hierbij aangehouden waarbij de efficiency van stoomproductie 73% was, de turbine efficiency 93% en het verschil in enthalpie 0,48 MJ/kg. Daarbij werd aangenomen dat 60% van de energie werd omgezet naar elektriciteit en 40% naar warmte.

Tabel 1. Input conventioneel afval management t.b.v. substitutie aan de voorkant. Massa balans o.b.v. Dijkstra (2020)

Product	Input kg	Output kg naar verbranding	Input kg naar vergisting	Output vergisting	
				kg naar compostering	kg naar verbranding
GFT	63,4	43,8	19,7		
Slib	31,7	31,7			
Digestaat				7,67	12
Totaal	95,1	75,5	19,7	7,67	12

Tabel 2. Calorische waarden van GFT, Slib en Digestaat voor verbranding

Product	Calorische waarde	Eenheid	Bron
GFT	16,5	MJ/kg	(Komilis et al., 2012)
Slib	15	MJ/kg	(Bartelds, 1984)
Slib droog	21,5	MJ/kg	40% drogestof (Visser et al., 2016)
Digestaat	15	MJ/kg	40% drogestof (Kratzeisen et al., 2010)

Omdat GFT niet wordt vergist wanneer het voor PHA wordt gebruikt, wordt de emissie en opbrengst van energie tijdens en na vergisting vermeden. Aangenomen werd dat de biogas-opbrengst 0,26 m³/ kg ODS betrof (Visser et al., 2016). Het ODS-gehalte van GFT werd op 23% gezet. Het methaangehalte van het biogas was 65%, de energetische efficiency van de warmtekrachtkoppeling was 78% met 38% omzetting naar elektriciteit en 40% naar warmte waarvan 50% werd gebruikt. Voor de substitutie van de elektriciteit en warmte werden dezelfde marginale mixen aangehouden zoals beschreven in deze paragraaf. Tijdens de vergisting kwam 1,5% van de geproduceerde methaan vrij door lekkage en niet-verbrand gas uit de motor. Daarnaast werd door de verbranding van biogas 0,1 kg N₂O per TJ en 0,42 g NO_x per m³ biogas geëmitteerd (De Vries, Vinken, et al., 2012). Verder werd aangenomen dat voor het

vergistingsproces 110 MJ warmte/ ton input nodig was en 66 MJ elektriciteit per ton input (Berglund & Börjesson, 2006).

Naast de vermeden vergisting was er ook geen sprake van verbranding en compostering van het digestaat door toepassing in de PHA-productie. De verandering van energie uit verbranding en het gebruik van nutriënten bij de toepassing van compost dan wel de emissie tijdens de compostering werden meegenomen in de analyse. Voor compostering werd aangenomen dat er 29 kWh/ ton materiaal nodig was, 0,027 kg ammoniak, 0,195 kg CH₄ en 0,101 kg N₂O per ton vergist materiaal werd uitgestoten (Brinkman, Van Zundert en Saft 2004). De compost werd gesubstitueerd met ammoniumnitraat voor de stikstof, namelijk 0,15 kg N op basis van een GFT samenstelling van 0,0263 kg N/ kg drogestof en 40% werkzaamheid van de N (Dijkstra, 2020). Productiedata voor kunstmest werd gebaseerd op de Ecoinvent database (EcoinventCentre, 2007).

2.4.3. Proces parameters

Gedurende het extractieproces werd energie gebruikt en werden oplosmiddelen toegevoegd. Op basis van het werk van Dijkstra (2020) zijn de volgende parameters aangenomen. Voor de extractie middels NaOCl werd 6,2 kWh/ kg PHA elektriciteit verbruikt en 22,4 MJ warmte. Per kg PHA werd 0,3 kg NaOCl gebruikt. Verder werd er netto 159 liter afvalwater geproduceerd per kg PHA (Figuur 1). Voor de extractie middels chloroform werd 4,6 kWh/ kg PHA elektriciteit verbruikt en 343 MJ warmte. Per kg PHA werd 3,31 liter chloroform, 0,67 liter ethanol en 1,43 liter butanol gebruikt. Verder werd er netto 621 liter afvalwater geproduceerd. De productie-emissies van de toevoegmiddelen werden gemodelleerd op basis van de Ecoinvent database v3.2. (EcoinventCentre, 2007).

2.4.4. Impact assessment

De impact assessment is het categoriseren van de emissies in de betreffende categorieën. Denk daarbij aan de mate waarin CO₂, CH₄ en N₂O bijdragen aan klimaatverandering. De impact assessment methode die hiervoor gebruikt wordt is de ReciPe v2.0 hierarchist methode (Goedkoop et al., 2009). De volgende categorieën zijn in kaart gebracht:

- Broeikasgasemissies: *in kg CO₂-equivalenten (100 years)*
- Verzuuring: *in kg SO₂-equivalenten*
- Eutrofiëring – Marine: *in kg N-eq*
- Landgebruik: *in m²a*
- Fijnstofemissie: *in kg PM₁₀-equivalenten*
- Fossiel energieverbruik: *in MJ*

2.5. Gevoeligheidsanalyse

Een gevoeligheidsanalyse is gedaan om inzicht te krijgen in de variabiliteit van de resultaten door verandering in een aantal aannames. De aannames en de verandering die hierin getoetst zijn waren:

- Energieproductie naar 100% wind energie
- Calorische waarden +20%
- Calorische waarden -20%
- Het verbruik van toevoegmiddelen met 50% verlaagd
- Energieverbruik van het proces naar 3,6 kWh en 37 MJ warmte per kg PHA (Visser et al., 2016).



3. Resultaten

3.1. Broeikasgasemissie

De broeikasgasemissie (BKG) voor watergebaseerde extractie was 5,95 kg-eq per kg PHA en voor chloroformextractie 47 kg CO₂-eq per kg PHA (Tabel 3). De emissie van broeikasgassen was sterk afhankelijk van de energie die nodig was voor de extractie, het conventioneel management (calorische waarden), drogen en verbranden van het residu. Vooral bij chloroformextractie was de procesenergie de grootste bijdrager, >65%, maar ook de productie van toevoegmiddelen droeg meer dan een derde bij aan de emissie van broeikasgassen (Figuur 2). Netto was de emissie van PHA-productie hoger dan bij conventionele polymeren polyethyleentereftalaat (PET) en polyethyleen (PE), 3,96 en 2,88 kg CO₂-eq, respectievelijk.

3.2. Verzuring

Verzuring voor watergebaseerde extractie was 0,013 kg SO₂-eq per kg PHA en voor chloroformextractie -0,015 kg SO₂-eq per kg PHA (Tabel 3). De meeste emissie kwam van dezelfde ketenstappen als bij de emissie van broeikasgassen en was dan ook sterk gerelateerd aan de productie van energie. Bij chloroformextractie hadden de toevoegmiddelen, specifiek chloroform, een sterk reducerend (negatieve waarden) karakter op verzuring doordat bij de productie van de middelen substitutie plaatsvindt van bijvoorbeeld ethanol (Figuur 2). Netto was de verzuring van NaOCl-extractie ongeveer gelijk aan PE en die van chloroformextractie lager ten opzichte van conventionele polymeren.

3.3. Energieverbruik

Het energieverbruik voor watergebaseerde extractie was 90,7 MJ per kg PHA en voor chloroformextractie 772 MJ per kg PHA (Tabel 3). Het meeste energieverbruik was gemoeid met het extractieproces, de productie van toevoegmiddelen en het verwerken van het residu (Figuur 2). De substitutie bij conventioneel management was licht positief met 36 MJ (Appendix). Netto was het energieverbruik voor NaOCl extractie net hoger dan voor PET en PE.

3.4. Landgebruik

Landgebruik voor watergebaseerde extractie was 0,43 m² per kg PHA en voor chloroformextractie -4,67 m² per kg PHA (Tabel 3). De reductie bij chloroformextractie was weer te wijten aan substitutie tijdens de productie van de toevoegmiddelen. Ook in het geval van NaOCl-extractie kwam de grootste bijdrage van de productie van toevoegmiddelen, namelijk >80%. Netto was het landgebruik onder andere hierdoor lager dan van conventionele polymeren.

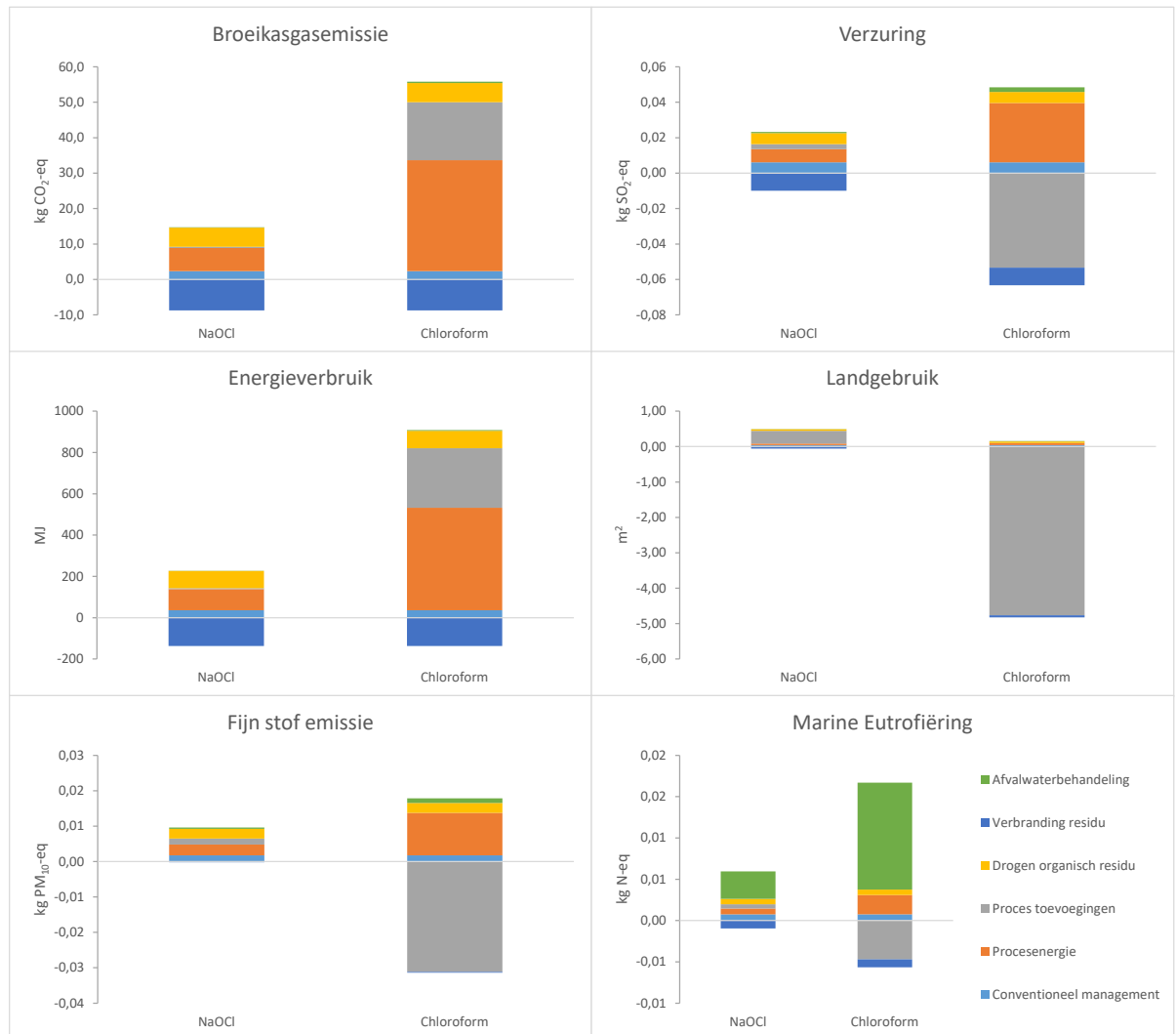
3.5. Fijnstofemissie

Fijnstofemissie voor watergebaseerde extractie was 0,009 kg PM₁₀-eq per kg PHA en voor chloroformextractie -0,014 kg PM₁₀-eq per kg PHA (Tabel 3). Fijnstofemissie was sterk gerelateerd aan de productie van de toevoegmiddelen, maar ook aan de productie van de energie.



Tabel 3: Resultaten van de milieu-impact van de productie van PHA uit de NaOCl- en chloroformextractieroutes: broeikasgasemissie (BKG), verzuring, energieverbruik, landgebruik, fijnstofemissie en marine-eutrofiëring (ME)

NaOCl	BKG	Verzuring	Energieverbruik	Land	Fijnstof	ME
Ketenstap	kg CO₂-eq	kg SO₂-eq	MJ	m²	kg PM10-eq	kg N-eq
Conventioneel management	2,36	0,006	36,5	0,04	0,002	7,5E-04
Procesenergie	6,52	0,007	102	0,04	0,003	7,0E-04
Procestoevoegingen	0,32	0,003	3,9	0,36	0,002	5,3E-04
Drogen organisch residu	5,40	0,006	84,0	0,04	0,003	6,5E-04
Verbranding residu	-8,75	-0,010	-137	-0,06	0	-9,6E-04
Afvalwaterbehandeling	0,09	0,001	0,9	0	0	3,3E-03
Totaal	5,95	0,013	90,7	0,43	0,009	5,0E-03
Chloroform						
Conventioneel management	2,36	0,006	36,5	0,04	0,002	7,5E-04
Procesenergie	31,3	0,034	496	0,06	0,012	2,3E-03
Procestoevoegingen	16,3	-0,053	288	-4,77	-0,031	-4,7E-03
Drogen organisch residu	5,40	0,006	84,0	0,04	0,003	6,5E-04
Verbranding residu	-8,75	-0,010	-137	-0,06	0	-9,6E-04
Afvalwaterbehandeling	0,36	0,003	3,6	0,01	0,001	1,3E-02
Totaal	47,0	-0,015	772	-4,67	-0,014	1,1E-02
PET	3,96	0,029	78,7	0,69	0	2,4E-03
PE	2,88	0,010	72,9	0,58	0,005	2,2E-03



Figuur 2. Resultaten van de extractieroutes en ketenstappen: conventioneel management, procesenergie, proces toevoegingen, drogen organisch residu, verbranding residu en afvalwaterbehandeling.



3.6. Marine eutrofiëring

Marine eutrofiëring voor watergebaseerde extractie was 0,005 kg N-eq per kg PHA en voor chloroformextractie 0,01 kg N-eq per kg PHA (Tabel 3). Eutrofiëring was sterk gerelateerd aan afvalwaterbehandeling voor zowel NaOCl-extractie als chloroformextractie (Figuur 2). Bij chloroformextractie zorgde de productie van toevoegmiddelen voor een reductie in eutrofiëring.

3.7. Gevoeligheidsanalyse

In de gevoeligheidsanalyse zorgde de verandering in energieproductie naar 100% wind in een verandering tussen de 43% tot -115% (Tabel 4). De grootste reductie werd behaald in de NaOCl-extractie doordat er minder energie nodig was voor de extractie, maar ook door verandering in het conventionele management. Daarentegen werd de reductie door verbranding van het organische residu kleiner doordat minder emissie werd vermeden.

Verhogen en verlaging van de calorische waarden gaf een maximale verandering van 7% in de emissie van fijnstof bij NaOCl-extractie. In de emissie van broeikasgassen was de verandering 5%.

Het verminderen van de toevoegmiddelen met de helft gaf een sterke daling in landgebruik van NaOCl-extractie, maar juist een sterke verhoging in bijvoorbeeld verzuring en fijnstofemissie bij chloroformextractie. Dit was te wijten aan het feit dat bij de productie van de chloroform meer emissie wordt vermeden dan geproduceerd. Hierdoor wordt het milieuvoordeel minder bij een lager gebruik aan toevoegmiddelen.

Het aanpassen van het energieverbruik van het proces leidde in beide gevallen tot een reductie in milieu-impact. Vooral de verzuring bij chloroformextractie liep sterk terug (>150%) ten opzichte van de baseline uitkomsten. Maar ook de broeikasgasemissie en het totale energieverbruik liep >40% terug in beide gevallen. Landgebruik veranderde daarentegen het minst.



Tabel 4. Resultaten voor de gevoeligheidsanalyse. Veranderingen zijn weergegeven als fractie ten opzichte van de baseline uit Tabel 3. Veranderingen <0,5% worden als '0' weergegeven

	Broeikasgas-emissie	Verzuring	Energieverbruik	Landgebruik	Fijnstof emissie	Marine eutrofiëring
Extractiemethode	kg CO ₂ -eq	kg SO ₂ -eq	MJ	m ²	kg PM ₁₀ -eq	kg N-eq
100% windenergie						
NaOCl extractie	-112%	-56%	-115%	-10%	-69%	-16%
Chloroformextractie	-12%	-41%	-11%	-1%	-43%	-6%
Calorische waarden -20%						
NaOCl extractie	-5%	-3%	-5%	0%	7%	-1%
Chloroformextractie	-1%	-2%	-1%	0%	5%	0%
Calorische waarden +20%						
NaOCl extractie	5%	3%	5%	0%	-7%	1%
Chloroformextractie	1%	-2%	1%	0%	-5%	0%
Toevoegmiddelen -50%						
NaOCl extractie	-3%	-11%	-2%	-42%	-9%	-5%
Chloroformextractie	-17%	179%	-19%	51%	115%	-21%
Energieverbruik proces 3,6 kWh en 37 MJ						
NaOCl extractie	-46%	-23%	-47%	-4%	-14%	-6%
Chloroformextractie	-54%	-182%	-53%	-1%	-70%	-16%

4. Discussie

De milieu-impact van PHA uit de NaOCl en chloroformextractieroutes lag voor sommige indicatoren hoger en andere lager ten opzichte van conventionele polymeren zoals polyethyleen en polyethyleentereftalaat. Met name de chloroformextractie had hogere impact in broeikasgassen, energieverbruik en marine eutrofiëring. Eén belangrijke reden was dat de gegevens in de onderzoek gestoeld zijn op pilotschaal en hierdoor hoger uit zouden kunnen vallen. Bij aanpassen van het energieverbruik voor het extractieproces in de gevoeligheidsanalyse werd dit ook zichtbaar doordat bijvoorbeeld de emissie van broeikasgassen ongeveer met de helft naar beneden ging. Deze reductie betekent dat de emissie van broeikasgassen per kg PHA uit NaOCl extractie rond de 3 kg CO₂-eq uit zou komen. Dit komt goed overeen met de range van -4 tot 5 kg CO₂-eq per kg polymeer zoals genoemd in de introductie (Kendall, 2012; Yates & Barlow, 2013). Bassi et al. (2021), die een vergelijkbare studie uitvoerden over diverse EU-regio's, rapporteerden een gemiddelde emissie van broeikasgassen van 1,5 kg CO₂-eq per kg PHA met een range van -16,3 tot 10,1 kg CO₂-eq. De resultaten van NaOCl-extractie vallen duidelijk binnen deze range maar zijn hoger dan het gemiddelde. Verder rapporteerden Bassi et al. (2021) een gemiddeld energieverbruik van 64 MJ per kg PHA en een range van 40 – 80 MJ per kg PHA. De NaOCl-extractie in deze studie lag iets hoger met 90 MJ. Daarentegen lag de chloroformextractie in deze studie duidelijk hoger in zowel energieverbruik als broeikasgasemissie, maar verzuring, landgebruik en fijnstof emissie waren lager. Onderzoek naar het energieverbruik tijdens extractie is daarom nodig om deze aannames te verscherpen, met name bij chloroformextractie.

Verdere optimalisatie van het proces zou de milieu-impact kunnen verlagen. Onder andere het verbruik van toevoegmiddelen verdient aandacht aangezien dit een belangrijke bijdrage heeft op het eindresultaat. Daarbij is ook de bron van de energie die opgewekt wordt van belang. Opwekken van eigen energie zal meespelen op installatieschaal waar mogelijk de energie zelf opgewekt kan worden middels zon- of wind- en/ of bio-energie.

Andere indicatoren die mogelijk een rol zouden kunnen spelen, maar hier niet zijn meegenomen, zijn onder meer het waterverbruik, maar ook de impact op landgebruik kan van belang zijn. Het waterverbruik bij chloroformextractie was hoger dan bij NaOCl-extractie. Afhankelijk van de plaats en de beschikbaarheid van water speelt dit een meer of minder grote rol. Landgebruik ten behoeve van biomassa is gerelateerd aan ontbossing en koolstofemissies door verandering van het gebruik. In de literatuur wordt dit indirect land use change (iLUC) genoemd. Emissies kunnen sterk oplopen. Doordat in deze studie PHA werd gemaakt uit reststromen is hier niet mee gerekend gezien de kleine hoeveelheid land dat wordt gebruikt. iLUC wordt van groter belang wanneer biomassa geteeld moet worden ten behoeve van de productie van PHA. Daarentegen moet genoemd worden dat reststromen gelimiteerd zijn in hun beschikbaarheid. Dat betekent dat PHA-productie uit afvalwaterslib en GFT een limiet kent. In deze studie was enkel 95 kg materiaal als input gebruikt. In Nederland wordt jaarlijks meer dan 300 duizend ton zuiveringsslib en zo'n 1,5 miljoen ton GFT geproduceerd (Bodemplus, n.d.; CBS, n.d.). Technisch zou dit een goeie 9 miljoen ton PHA kunnen opleveren. In 2017 was er ongeveer 1,9 miljoen ton plastic op de markt gebracht (Snijder & Nusselder, 2019).

In deze analyse zijn twee extractieroutes bestudeerd. Andere routes zouden hieraan toegevoegd kunnen worden, zoals enzymatische extractie of extractie middels butanol. Hoe dan ook de parameters die in deze analyse een belangrijke rol spelen voor de milieu-impact, zoals energieverbruik van het proces, toevoegmiddelen en verwerken van het organische residu, zullen dan ook van belang zijn. Het ontwikkelen van goede en betrouwbare data zijn daarbij prioriteit.



In de gevoeligheidsanalyse werd zichtbaar dat door het aanpassen van calorische waarden zowel in conventioneel management als in het behandelen van het organische residu de calorische waarden verschuiven. Dit zorgt voor een uitmiddeling waardoor de verandering beperkt bleef, <7%. In het geval enkel de calorische waarde van bijvoorbeeld GFT veranderd, heeft dit meer invloed op het eindresultaat. Een reductie van 20% zorgt bij NaOCl voor een 20% reductie in broeikasgassen. De stabiliteit en continuïteit van de calorische waarde is op lange termijn mede bepalend voor een verlaagde milieu-impact.

Minder gebruik van chloroform leidde in deze analyse tot een verhoging van sommige indicatoren doordat bij de productie soms meer substitutie van emissie plaatsvond dan emissie. Daarentegen daalden andere indicatoren. Deze uitkomst is tegen-intuïtief. Daarbij moet gesteld worden dat ten aanzien van kosten en broeikasgassen, energie en marine eutrofiëring het voordeliger zal zijn om het gebruik van chloroform te verlagen en zo efficiënt mogelijk te maken. Verder onderzoek van deze extractieroute zou zich kunnen richten op het verhogen van de gebruiksefficiëntie en recirculeren van het oplosmiddel.



5. Conclusie

Het doel van dit onderzoek was om inzicht te geven in de milieu-impact van het biopolymeer PHA uit twee extractieroutes, namelijk NaOCl en chloroform, en deze te vergelijken met conventionele polymeren uit aardolie. De extractieroutes werden beoordeeld op: broeikasgasemissie, verzuring, energieverbruik, landgebruik, fijnstofemissie en marine eutrofiëring. De impact in deze analyse was:

- Voor broeikasgasemissie 5,95 en 47 kg CO₂-eq per kg PHA voor NaOCl en chloroformextractie, respectievelijk
- Voor verzuring 0,013 en -0,015 kg SO₂-eq per kg PHA voor NaOCl en chloroformextractie, respectievelijk
- Voor energieverbruik 90,7 en 772 MJ per kg PHA voor NaOCl en chloroformextractie, respectievelijk
- Voor landgebruik 0,43 en -4,67 m² per kg PHA voor NaOCl en chloroformextractie, respectievelijk
- Voor fijnstofemissie 0,009 en -0,014 kg PM₁₀-eq per kg PHA voor NaOCl en chloroformextractie, respectievelijk, en
- Voor marine eutrofiëring 5,0E-03 en 1,1E-03 kg N-eq per kg PHA voor NaOCl en chloroformextractie, respectievelijk.

Voor de bestudeerde extractieroutes scoorden broeikasgasemissie, energieverbruik en marine eutrofiëring hoger dan conventionele polymeren, PET en PE. Chloroformextractie leidde tot een reductie in verzuring, landgebruik en fijnstofemissie ten opzichte van conventionele polymeren. Uit de gevoeligheidsanalyse werd duidelijk dat een reductie in energieverbruik tijdens extractie leidde tot een verbeterde score voor NaOCl-extractie op al deze indicatoren vergeleken met conventionele polymeren. Verdere verlaging van de milieu-impact kan worden bereikt door het verminderen van het gebruik van toevoegmiddelen en het gebruiken van groene energie zoals wind en zon. Voor vervolgonderzoek is het van belang om data te verifiëren en eventueel andere extractieroutes te onderzoeken.



6. Referenties

- Andreasi Bassi, S., Boldrin, A., Frenna, G., & Astrup, T. F. (2021). An environmental and economic assessment of bioplastic from urban biowaste. The example of polyhydroxyalkanoate. *Bioresource Technology*, 327, 124813. <https://doi.org/10.1016/j.BIORTECH.2021.124813>
- Bartelds, H. (1984). *Elk slib verbrandt op zijn eigen wijze*. TNO research, Apeldoorn.
- Berglund, M., & Börjesson, P. (2006). Assessment of energy performance in the life-cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy*, 30(3), 254–266. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biombioe.2005.11.011>
- Bodemplus. (n.d.). *Afvalverwerking in Nederland: composteren stabiel, verbranden afgenomen, sorteren toegenomen*. 2020. Retrieved December 15, 2021, from <https://www.bodemplus.nl/actueel/nieuwsberichten/2020/afvalverwerking-nederland-composteren-stabiel/>
- Brinkman, A. J. F., Van Zundert, E. H. M., & Saft, R. J. (2004). *Herziening levenscyclusanalyse voor GFT-afval. Herberekening LCA bij het MER-LAP*. Grontmij/ IVAM, Amsterdam.
- CBS. (n.d.). *Zuivering van stedelijk afvalwater; afzet zuiveringsslib, zuiveringstype*. Retrieved December 15, 2021, from <https://www.cbs.nl/nl-nl/cijfers/detail/83400NED>
- De Vries, J. W., Groenestein, C. M., & De Boer, I. J. . (2012). Environmental consequences of processing manure to produce mineral fertilizer and bio-energy. *Journal of Environmental Management*, 102(x), 173–183. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.02.032>
- De Vries, J. W., Vinken, T. M. W. J., Hamelin, L., & De Boer, I. J. M. (2012). Comparing environmental consequences of anaerobic mono- and co-digestion of pig manure to produce bio-energy - A life cycle perspective. *Bioresource Technology*, 125, 239–248. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2012.08.124>
- Dijkstra, I. (2020). *1st Deliverable for An Unconditional Approach to Sustainable Polyhydroxyalkanoate (PHA) Production*. Rijks Universiteit Groningen, Groningen.
- EcoinventCentre. (2007). *Ecoinvent Data v2.0 Final Reports Econinvent 2007*. Swiss Centre for Life Cycle Inventories, Dübendorf. <https://www.ecoinvent.org/>
- Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., & Zelm, R. Van. (2009). ReCiPe 2008. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. First edition. Report I: Characterisation. In *ReCiPe 2008. Pré-sustainability*, Amersfoort.
- Kendall, A. (2012). A life cycle assessment of biopolymer production from material recovery facility residuals. *Resources, Conservation and Recycling*, 61, 69–74. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2012.01.008>
- Komilis, D., Evangelou, A., Giannakis, G., & Lymperis, C. (2012). Revisiting the elemental composition and the calorific value of the organic fraction of municipal solid wastes. *Waste Management*, 32(3), 372–381. <https://doi.org/10.1016/j.WASMAN.2011.10.034>
- Kratzeisen, M., Starcevic, N., Martinov, M., Maurer, C., & Müller, J. (2010). Applicability of biogas digestate as solid fuel. *Fuel*, 89(9), 2544–2548. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.fuel.2010.02.008>
- Snijder, L., & Nusselder, S. (2019). *Plasticgebruik en verwerking van plastic afval in Nederland*. CE Delft, Delft.
- Visser, C., Odegard, I. Y. R., Naber, N. R., Bergsma, G. C., Nieuwenhuizen, A. F. van, & Sanders, M. H. A. (2016). *Levenscyclusanalyse van grondstoffen uit rioolwater*. STOWA, Amersfoort.
- Weidema, B., & Ekvall, T. (2009). *Consequential LCA. Chapter for CALCAS Deliverable D18 "Guidelines for Applications of Deepened and Broadened LCA."*. 2.0 LCA Consultants, Denmark.
- Yates, M. R., & Barlow, C. Y. (2013). Life cycle assessments of biodegradable, commercial biopolymers—A critical review. *Resources, Conservation and Recycling*, 78, 54–66.



<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2013.06.010>

Yu, J., & Chen, L. X. L. (2008). The Greenhouse Gas Emissions and Fossil Energy Requirement of Bioplastics from Cradle to Gate of a Biomass Refinery. *Environmental Science & Technology*, 42(18), 6961–6966. <https://doi.org/10.1021/es7032235>



Appendix

Substitutie en vermeden emissie en energieverbruik door veranderingen in het conventionele management van afvalwaterslib en GFT als gevolg van het gebruik voor de productie van PHA.

Slib + GFT

Substitutie van energie geproduceerd uit verbranden van GFT en slib

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
5,9	1,6E-04	0,01		0,004308	7,5E-03	97	0,04	0,003

Vermeden ontwateren en drogen van slib

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
-0,32	-1,1E-05	0,00		-0,00023	0,00	-5,22	0,00	0,000

Vermeden energieverbruik en emissies tijdens verbranden van slib en GFT

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
-3,9	-7,3E-05	-0,01		-0,003	-4,2E-03	-66	-0,02	-0,002

DIGESTAAT

Vermeden emissies tijdens vergisting

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
-1,24	0,00	-0,018		-0,0010	-1,90E-03	-20,8	-0,00668	0,000

Substitutie van energie geproduceerd uit vergisting

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
1,51	5,02E-05	1,30E-03		0,001	2,12E-03	24,5	0,013	0,001

Vermeden ontwateren en drogen van digestaat voorafgaand aan verbranding

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
-0,75	-2,50E-05	-0,00065		-0,00053	-0,0010538	-12,18	-0,0064	-0,0004

Vermeden energieverbruik en emissies tijdens verbranden van digestaat

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
-0,13	-2,42E-06	0,000		0,000	-1,38E-04	-2,2	-0,00053	-5,9E-05

Substitutie van energie geproduceerd uit verbranden van digestaat

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
1,0	2,71E-05	0,001281		0,000712	1,24E-03	16	0,006718	0,0004891

Vermeden emissies en energieverbruik bij composteren van digestaat

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
-0,15	-0,00073	-0,00152	-0,00019	-0,0001	-0,0002115	-2,44	-0,00129	-8,03E-05

Substitutie van kunstmest uit compost

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
0,44	0,002891587	0,000907	0,00135	0,00089	0,00233362	8,66422	0,016829	0,0001381

Totale veranderen conventioneel management

kg CO ₂	kg N ₂ O	kg CH ₄	kg NH ₃	kg SO ₂	kg NO _x	MJ	m ²	kg PM ₁₀
2,2	0,002	-0,018	0,001	0,002	0,005	36,5	0,04	0,002

