

LEVENSCYCLUSANALYSE VAN GRONDSTOFFEN UIT RIOOLWATER



RAPPORT

2016
22

LEVENSCYCLUSANALYSE VAN GRONDSTOFFEN
UIT RIOOLWATER

RAPPORT

2016

22

ISBN 978.90.5773.713.8



COLOFON

UITGAVE Stichting Toegepast Onderzoek Waterbeheer
Postbus 2180
3800 CD Amersfoort

AUTEUR(S)

C. Visser (KNN Advies B.V.)
I.Y.R. Odegard (CE Delft)
N.R. Naber (CE Delft)
G.C. Bergsma (CE Delft)
A.F. van Nieuwenhuijzen (Wittveen+Bos)
M.H.A. Sanders (Witteveen+Bos)

BEGELEIDINGSCOMISSIE

C.S. Van Erp Taalman Kip (Waterschap Hollandse Delta)
A. Deeke (Waterschap de Dommel)
A.J. Boswinkel (RvO)
L.F.J. Systemans (SNB)
H.C.E. Pinkse (Waterschap Drents Overijsselse Delta)
E. Klaversma (Waternet)
C.A. Uijterlinde (STOWA)

DRUK Kruyt Grafisch Adviesbureau
STOWA STOWA 2016-22
ISBN 978.90.5773.713.8

COPYRIGHT Teksten en figuren uit dit rapport mogen alleen worden overgenomen met bronvermelding.

DISCLAIMER Deze uitgave is met de grootst mogelijke zorg samengesteld. Niettemin aanvaarden de auteurs en de uitgever geen enkele aansprakelijkheid voor mogelijke onjuistheden of eventuele gevolgen door toepassing van de inhoud van dit rapport.

TEN GELEIDE

KEUZE VOOR VERWAARDINGSROUTE ONDERMEER AFHANKELIJK VAN LOKALE OMSTANDIGHEDEN

Voor de waterschappen zijn grondstoffenterugwinning en energie- en kostenbesparing belangrijke uitdagingen voor de toekomst. Door met een nieuwe bril naar het traditionele waterzuiveringsproces te kijken, zijn de waterschappen tot het concept van de Energie- en Grondstoffenfabriek gekomen. Op dit moment is een transitie gaande om producten met een steeds hogere toepassingswaarde uit afval te produceren. De Energie- en Grondstoffenfabriek is zowel een concept, het winnen, verwerken en afzetten van grondstoffen en energie uit afvalwater, als ook een fysieke locatie, een rioolwaterzuivering waar grondstoffen en energie uit afvalwater gewonnen worden.

Uit afvalwater kunnen veel grondstoffen gewonnen worden. Bij het analyseren van routes om grondstoffen uit rioolwater te winnen is het niet alleen van belang om te kijken naar de technische en financiële haalbaarheid ervan, maar ook naar het duurzaamheidsperspectief. Dat laatste kan door middel van het uitvoeren van een levenscyclusanalyse (LCA). In de hier beschreven LCA zijn verschillende verwaardingsroutes voor verschillende grondstoffen uit rioolwater op hun milieu-impact beoordeeld.

In deze studie zijn voor fosfaat twee verwaardingsroutes voor de terugwinning uit rioolwater bekeken: de decentrale route (op de RWZI) en de centrale route (uit de as van de slibverbranding). Voor beide routes is het milieuvoordeel boven de winning van fosfaat uit fosfaaterts vastgesteld. Voor een zo duurzaam mogelijke terugwinning van fosfaat, waarbij rekening wordt gehouden met milieukundige voordelen en circulariteit, is het de uitdaging om beide routes zo optimaal mogelijk in te zetten. Een dergelijk optimaal scenario voor maximale fosfaatwinning en milieuwinst kan als duurzame roadmap op basis van deze studie worden ontwikkeld.

In deze studie zijn voor organische stof drie verwaardingsroutes voor de terugwinning uit rioolwater bekeken, te weten productie van PHA (grondstof voor bioplastic), cellulose en korrelslib-alginaat (ALE). Alle drie de grondstofroutes hebben milieuvoordeel boven de nu gangbare productie. Er zijn verschillende onzekerheden in de routes vastgesteld die van invloed zijn op milieu-impact. Voor RWZI's zijn lokale doelstellingen van de waterschappen en de configuratie van de RWZI belangrijk bij het bepalen welke van de drie verwaardingsroutes het beste geïmplementeerd kan worden.

Joost Buntsma
Directeur STOWA

SAMENVATTING

Rioolwater heeft potentieel veel grondstoffen. Bij het analyseren van routes om grondstoffen uit rioolwater te winnen is het niet alleen van belang om te kijken naar de technische en financiële haalbaarheid ervan, maar ook naar het duurzaamheidsperspectief. Dat laatste kan door middel van het uitvoeren van een levenscyclusanalyse (LCA). In de hier beschreven LCA zijn verschillende verwaardingsroutes voor grondstoffen uit rioolwater milieukundig bekeken. De routes zijn: fosfaatterugwinning op de RWZI via struviet en na de RWZI via de vliegias van slibmonoverbranding, en terugwinning van organische stof via de productie van polyhydroxyalkanoaat, cellulose, en Nereda® alginaat. Voor alle routes is gekeken naar een functionele eenheid van rioolwater (influent) voor 100.000 i.e. met gemiddelde samenstelling. Met deze functionele eenheid is geanalyseerd wat het milieueffect is van het terugwinnen van een bepaalde grondstof uit rioolwater van 100.000 i.e. De totale zuiveringscapaciteit in Nederland is ongeveer 29 miljoen i.e. Bij grotere of kleinere RWZI's kan de impact omgerekend worden naar ratio. De technologieën waarmee producten worden teruggewonnen zijn niet op elke RWZI toepasbaar vanwege verschillen in grootte en configuratie van RWZI's. Daarom zijn er drie referentie-RWZI's gedefinieerd, met elk verschillende procesparameters en mogelijkheden. Dit betekent ook dat de routes onderling niet vergeleken kunnen worden.

TABEL 0.1 OVERZICHT VAN DE BELANGRIJKSTE RESULTATEN VAN DE EFGF-VERWAARDINGSROUTES PER 100.000 I.E.

Product	Milieuvoordeel of –nadeel? ^a Per 100.000 i.e.	TRL ^b	Aandachtspunten
Fosfaat (struviet) afscheiden bij RWZI	Voordeel: 14-25 kPt/jaar	7-9	Niet mogelijk op een rwzi <100.000 i.e ; Doet P-concentratie in slib dalen, beperkt mogelijkheden voor fosfaatterugwinning uit slib; Efficiëntie P-terugwinning: 23-47% t.o.v. P in influent Milieuvoordeel hoger bij toepassing WASSTRIP of vergelijkbaar proces
Fosfaat (vliegias) afscheiden na slibverbranding	Voordeel: 4,5 kPt/jaar	7-8	Niet bij elke slibverwerker mogelijk (alleen bij monoverbranders); Efficiëntie P-terugwinning: 82% t.o.v. P in influent; Voordeel mogelijk groter bij verbreden systeemgrenzen naar kunstmestproduct.
Polyhydroxyalkanoaat (PHA)	Voordeel gemiddelde case: PHA-productiecase 1: 22 kPt/jaar (bandbreedte van voordeel van 80 kPt/jaar tot nadeel van 23 kPt/jaar) PHA-productiecase 2: 35 kPt/jaar (bandbreedte van voordeel van 89 kPt/jaar tot nadeel van 9 kPt/jaar)	5	Juist ontwerp PHA-productiefabriek noodzakelijk om milieuvoordeel te benutten VFA-opbrengst heeft grootste invloed op nettoresultaat PHA-opbrengst is hoger wanneer ook primair slib voorhanden is Biogasopbrengst (huidige situatie RWZI) wordt verlaagd
Cellulose	Voordeel: Separaat vergisten: 46 kPt/jaar Energiepellets: 36 kPt/jaar Cellulosevezels: 34-45 kPt/jaar	5	Meer testen met zeefgoed winnen en opwerken nodig Biogasopbrengst (huidige situatie RWZI) wordt verlaagd bij materiaalroute

Product	Milieuvoordeel of –nadeel? ^a Per 100.000 i.e.	TRL ^b	Aandachtspunten
Alginate-like exopolysaccharide (ALE; Nereda® alginaat)	Voordeel gemiddelde case: 52 kPt/jaar (bandbreedte van voordeel van 115 kPt/ jaar tot nadeel van 11 kPt/jaar)	4	Juist ontwerp extractie-installatie noodzakelijk om milieuvoordeel te benutten Alginaatopbrengst heeft grootste invloed op nettoresultaat Biogasopbrengst (huidige situatie RWZI) wordt verlaagd

^a 1 kPt is de milieubelasting van een gemiddelde Europeaan

^b Technology readiness level (TRL) van een techniek vertelt hoever een techniek is uitontwikkeld op een schaal van 1-9 (een hoger cijfer betekent meer uitontwikkeld). De TRL hier weergegeven is de gemiddelde TRL volgens 18 experts

FOSFAAT

Er zijn in deze studie twee routes voor de terugwinning van fosfaat uit rioolwater bekeken. Ten eerste terugwinning op de RWZI (ook wel decentrale terugwinning), waarbij hoogwaardig struviet op de RWZI geproduceerd wordt. Dit kan gebruikt worden als meststof, en vervangt daarmee kunstmest. Ten tweede terugwinning door de slibverwerker, waarbij de vlieggas van de slibverwerker (monoverbranding) dient als grondstof voor productie van fosfaatproducten via as-uitloging. In deze studie is gekeken tot afzet van de vlieggas aan de eindverwerker, waarbij de vlieggas fosfaaterts vervangt. Dit kan verder opgewerkt worden tot kunstmest of diervoeder.

De routes hebben beiden milieuvoordelen. Terugwinning op de rwzi (struviet) heeft een hoger milieuvoordeel dan terugwinning in de vlieggas door de slibverwerker per 100.000 i.e. Uit zeer recente publicaties (Remy, 2015) blijkt dat het milieuvoordeel van terugwinning door en na de slibverwerker verder kan toenemen, door efficiëntievoordelen in het fosfaatproduct-productieproces. In de studie van Remy (2015) blijkt in vergelijking tussen as-uitloging door Ecophos en struvietwinning (Pearl), dat as-uitloging in alle milieucategorieën beter scoort, behalve op marine vermessing.

De routes hebben beiden milieuvoordeel, maar verschillende P-terugwinefficiënties; in de route via de slibverwerker wordt meer fosfaat teruggewonnen dan in de RWZI-route; 82% ten opzichte van 23-47% van het P in het influent. In de RWZI-route is er meer milieuvoordeel. De RWZI-route is echter maar in te zetten bij een deel van RWZI's. Voor een zo duurzaam mogelijke terugwinning van fosfaat, waarbij we rekening houden met milieukundig voordeel en circulariteit, is het noodzakelijk beide routes zo optimaal mogelijk in te zetten. Dat betekent terugwinning via struviet waar dat kan, waarbij het slib van die RWZI's zoveel mogelijk bij andere slibverwerkers dan monoverbranders terecht komt. Dit in combinatie met terugwinning uit slib via monoverbranders, waarin de concentratie fosfaat in slib hoog genoeg blijft om terugwinning mogelijk te maken. Een dergelijk optimaal scenario voor maximale fosfaat-afscheiding en milieuwinst kan als duurzame roadmap worden ontwikkeld op basis van deze studie.

ORGANISCHE STOF

Er zijn in deze studie drie verwaardingsroutes voor organische stof uit rioolwater bekeken, te weten productie van PHA, en terugwinning van cellulose en korrelslib-alginaat (ALE).

PHA wordt geproduceerd uit slib via mixed culture met vluchtige vetzuren (VFA) als voedingsbron. De VFA's moeten eerst nog zelf uit slib geproduceerd worden voordat PHA-productie plaats kan vinden. Door de eigenschappen van PHA (bijvoorbeeld biologische afbreekbaarheid) kan deze gebruikt worden als bioplastic, maar dan wel in nieuwe markten/toepassingen. PHA vervangt dan ook geen ander soort plastic, maar wel PHA geproduceerd via monocultuur.

Cellulose wordt op de RWZI teruggewonnen als zeefgoed. Dit zeefgoed kan daarna opgewerkt worden tot energie (via separaat vergisten of verbranden als pellets) of materiaal (cellulosevezels). Voor het opwerken tot cellulosevezels kan gebruik worden gemaakt van een aantal processtappen van de papierrecyclingsketen. Cellulosevezels zouden bijvoorbeeld gebruikt kunnen worden als afdruiptremmers of isolatiemateriaal, en vervangen daarmee oud-papier. ALE wordt geproduceerd uit korrelslib. In deze studie is het ALE gewonnen in de vorm van alginezuur. ALE kan gebruikt worden als alginaat, en kan daarmee alginaat uit zeewier vervangen. Zeewieralginaat wordt thans vooral toegepast in textiel, voedingsmiddelen, bouw en papierindustrie. ALE kan zeewieralginaat in de textiel, bouw en papierindustrie vervangen. Toepassing van ALE uit communaal korrelslib wordt vanwege de herkomst niet overwogen in de voedingsmiddelensector of farmaceutica.

Alle drie de verwaardingsroutes hebben milieuvoordeel. Door de onzekerheid in een viertal/vijftal parameters bij de productie van PHA en ALE zit er een bandbreedte op de milieu-impact van de routes. Om te zorgen dat het hier berekende milieuvoordeel daadwerkelijk behaald gaat worden is een juist ontwerp van de productieroute nodig. In het geval van PHA-productie heeft de VFA-opbrengst de grootste invloed op de netto milieuscore, gevolgd door butanolterugwinning en VFA-consumptie. In het geval van ALE-productie heeft de alginaatopbrengst de grootste invloed, gevolgd door chemicaliëngebruik. Het is belangrijk om de hier nu genoemde parameters prioriteit te geven bij desbetreffende optimalisatiestudies.

Voor RWZI's zijn lokale doelstellingen en de configuratie ter plaatse belangrijk bij het bepalen welke van de drie verwaardingsroutes het beste geïmplementeerd kan worden.

De drie verwaardingsroutes PHA-productie, cellulosewinning, en ALE-productie passen alle drie in de doelstellingen van de biobased economy: van tweede generatie biomassa (slib) kunnen weer biomaterialen (PHA, cellulose, Nereda[®] alginaat) gemaakt worden.

DEFINITIELIJST

ALE	Alginate-like exopolysaccharide / Nereda [®] -alginaat
AS	Actief slib
AT	Aerobe (beluchte) tank
BZV	Biologisch zuurstofverbruik
CZV	Chemisch Zuurstof Verbruik
DALY	Disability adjusted lifeyears
DWA	Droog Weer Aanvoer
DS	Droge Stof
EFGF	Energie- en grondstoffenfabriek;
i.e.	Inwonerequivalent o.b.v. 150 g zuurstof per inwoner per dag
kPt	kilopunt – eenheid voor gewogen LCA resultaat
LCA	Levenscyclusanalyse
ODS	Organische Droge Stof
PE	Polyelektroliet
PHA	Polyhydroxyalkanoaat
RWZI	Rioolwaterzuiveringsinrichting
SNB	N.V. Slibverwerking Noord-Brabant
TRL	Technology Readiness Level
VBT	Voorbezinktank
VFA	Volatile Fatty Acid / vluchtig vetzuur
WKK	Warmte-Krachtkoppeling

DE STOWA IN HET KORT

STOWA is het kenniscentrum van de regionale waterbeheerders (veelal de waterschappen) in Nederland. STOWA ontwikkelt, vergaart, verspreidt en implementeert toegepaste kennis die de waterbeheerders nodig hebben om de opgaven waar zij in hun werk voor staan, goed uit te voeren. Deze kennis kan liggen op toegepast technisch, natuurwetenschappelijk, bestuurlijk-juridisch of sociaalwetenschappelijk gebied.

STOWA werkt in hoge mate vraaggestuurd. We inventariseren nauwgezet welke kennisvragen waterschappen hebben en zetten die vragen uit bij de juiste kennisleveranciers. Het initiatief daarvoor ligt veelal bij de kennisvragende waterbeheerders, maar soms ook bij kennisinstellingen en het bedrijfsleven. Dit tweerichtingsverkeer stimuleert vernieuwing en innovatie.

Vraaggestuurd werken betekent ook dat we zelf voortdurend op zoek zijn naar de 'kennisvragen van morgen' – de vragen die we graag op de agenda zetten nog voordat iemand ze gesteld heeft – om optimaal voorbereid te zijn op de toekomst.

STOWA ontzorgt de waterbeheerders. Wij nemen de aanbesteding en begeleiding van de gezamenlijke kennisprojecten op ons. Wij zorgen ervoor dat waterbeheerders verbonden blijven met deze projecten en er ook 'eigenaar' van zijn. Dit om te waarborgen dat de juiste kennisvragen worden beantwoord. De projecten worden begeleid door commissies waar regionale waterbeheerders zelf deel van uitmaken. De grote onderzoeklijnen worden per werkveld uitgezet en verantwoord door speciale programmacommissies. Ook hierin hebben de regionale waterbeheerders zitting.

STOWA verbindt niet alleen kennisvragers en kennisleveranciers, maar ook de regionale waterbeheerders onderling. Door de samenwerking van de waterbeheerders binnen STOWA zijn zij samen verantwoordelijk voor de programmering, zetten zij gezamenlijk de koers uit, worden meerdere waterschappen bij één en het zelfde onderzoek betrokken en komen de resultaten sneller ten goede van alle waterschappen.

De grondbeginselen van STOWA zijn verwoord in onze missie:

Het samen met regionale waterbeheerders definiëren van hun kennisbehoeften op het gebied van het waterbeheer en het voor én met deze beheerders (laten) ontwikkelen, bijeenbrengen, beschikbaar maken, delen, verankeren en implementeren van de benodigde kennis.

LEVENSCYCLUSANALYSE VAN GRONDSTOFFEN UIT RIOOLWATER

INHOUD

	TEN GELEIDE	
	SAMENVATTING	
	DEFINITIELIJST	
	DE STOWA IN HET KORT	
1	INLEIDING	1
1.1	Achtergrond	1
1.2	Grondstoffen uit de RWZI	2
1.3	Probleemstelling	3
1.4	Doel	3
1.5	Leeswijzer	3
2	METHODE EN LCA KADER	3
2.1	Methode	4
2.1.1	Levenscyclusanalyse	4
2.1.2	Functie en functionele eenheid	4
2.1.3	Attributionele LCA	5
2.1.4	LCA methode en milieueffectcategorieën	5
2.2	Potentiële grondstoffen uit rioolwater	6
2.2.1	Fosfaat	6
2.2.2	Organische stoffen	7
2.2.3	Vermeden producten	8
2.3	Technology readiness level (TRL)	9
2.3.1	Achtergrond	9
2.3.2	Doel TRL	9
2.3.3	Uitkomsten TRL enquête	9
2.4	Datakwaliteit	11
2.5	Hulpmiddelen	12

3	TECHNISCHE UITGANGSPUNTEN	13
3.1	Systeemgrenzen	13
3.1.1	Bedrijfsvoering RWZI	13
3.1.2	Producten	13
3.1.3	Effluent	13
3.1.4	Slibverwerking	13
3.2	Influentsamenstelling	14
3.3	Referentiecases: Standaard RWZI en (mono)verbranding van slib	15
3.3.1	Referentiecasing 1: Voorbezinktank met actief-slibproces	15
3.3.2	Referentiecasing 2: Actief-slibproces	16
3.3.3	Referentiecasing 3: Aeroob korrelslibproces	17
3.4	Effluentkwaliteit	18
3.5	Balansen	19
3.6	Slib	20
4	INVENTARISATIE FOSFAATTERUGWINNING	22
4.1	P-terugwinning bij de slibeindverwerker	22
4.1.1	Veranderingen bedrijfsvoering slibverwerker	24
4.1.2	Efficiëntie terugwinning	24
4.1.3	Vermeden product: opgewerkt fosfaaterts	25
4.1.4	Inventarisatiedata voor modellering	25
4.2	P-terugwinning op de RWZI	25
4.2.1	Type RWZI	26
4.2.2	Inventarisatie struvietproductie	27
4.2.3	Veranderingen bedrijfsvoering op RWZI	27
4.2.4	Vermeden product: kunstmest	29
4.2.5	Inventarisatiedata voor modellering	30
5	INVENTARISATIE VOOR ORGANISCHE STOFFEN	32
5.1	Inventarisatie referentiecasing	32
5.1.1	Referentiecasing 1: Voorbezinktank met actief-slibproces	32
5.1.2	Referentiecasing 2: Actief-slibproces	35
5.1.3	Referentiecasing 3: Aeroob korrelslibproces	36
5.2	PHA	37
5.2.1	Inventarisatie PHA-productiecasing 1	37
5.2.2	Inventarisatie PHA-productiecasing 2	44
5.3	Cellulose	47
5.3.1	Celluloseproductiecasing 1	47
5.3.2	Celluloseproductiecasing 2	47
5.4	Alginaat	57
6	RESULTATEN FOSFAATTERUGWINNING	62
6.1	P-terugwinning bij de slibeindverwerker	62
6.1.1	Single score	62
6.1.2	Midpointscore	63
6.1.3	Klimaat (CO ₂ -eq) en energie (GER-waarden)	64
6.2	Resultaten P-terugwinning op de RWZI	64
6.2.1	Single score	64
6.2.2	Midpointscore	66
6.2.3	Klimaat (CO ₂ -eq) en energie (GER-waarden)	67

7	RESULTATEN ORGANISCHE STOF	68
7.1	Resultaten PHA-productiecase 1	68
7.1.1	Single score	68
7.1.2	Klimaat (CO ₂ -eq) en energie (GER-waarden) PHA-productiecase 1	69
7.1.3	Optimalisatie	69
7.2	Resultaten PHA-productiecase 2	73
7.2.1	Single score	73
7.2.2	Midpointscore PHA-productiecase 1 en 2	74
7.2.3	Klimaat (CO ₂ -eq) en energie (GER-waarden) PHA-productiecase 2	74
7.2.4	Optimalisatie	75
7.3	Resultaten celluloseproductiecase 2	75
7.3.1	Single score	75
7.3.2	Midpointscore	78
7.3.3	Klimaat (CO ₂ -eq) en energie (GER-waarden)	78
7.4	Resultaten alginaatproductiecase	79
7.4.1	Single score	79
7.4.2	Midpointscore	80
7.4.3	Klimaat (CO ₂ -eq) en energie (GER-waarden)	81
7.4.4	Optimalisatie	81
8	INTERPRETATIE	85
8.1	Verwaardingsroute fosfaat	85
8.1.1	P-terugwinning bij de slibverwerker	85
8.1.2	P-terugwinning op de RWZI	85
8.1.3	P-terugwinning: gevoeligheidsanalyses	86
8.1.4	Naar een circulaire fosfaathuishouding	86
8.2	Verwaardingsroutes organische stof	88
8.2.1	PHA	88
8.2.2	Cellulose	90
8.2.3	Nereda® alginaat	91
8.2.4	Naar een biobased economie	92
9	CONCLUSIE EN AANBEVELINGEN	94
9.1	Conclusie	94
9.2	Aanbevelingen	94
9.2.1	Combinaties van verschillende verwaardingsroutes	94
9.2.2	Roadmap Duurzame Fosfaathuishouding Nederland/Europa	95
9.2.3	Kosteneffectiviteit van verduurzamingsroutes: maatschappelijke kosten-batenanalyse	95
9.2.4	Organisch materiaal: PHA, cellulose, Nereda® alginaat of biogas?	95
9.2.5	Uitgebreide analyse productie fosfaatproduct uit vliegas	95
9.2.6	Validatie uitgangspunten bij verdere ontwikkeling productieprocessen met lage TRL	95
10	REFERENTIES	96

	BIJLAGEN	101
Bijlage I	LCA methode en milieueffectcategorieën	102
Bijlage II	Uitleg Technology readiness level (TRL)	104
Bijlage III	Deelnemerslijst workshop	106
Bijlage IV	Balansen	107
Bijlage V	aanpak inventarisatie organische stof	142
Bijlage VI	Vermeden product bij PHA-productie: PHA geproduceerd via monocultuur	146
Bijlage VII	PHA-productiecase 2	150
Bijlage VIII	Uitwerking papierketen van pulpen tot en met drogen	157
Bijlage IX	Vermeden product: alginaatproductie uit zeewier	161
Bijlage X	Gevoeligheidsanalyses fosfaatterugwinning	166
Bijlage XI	Optimalisatie PHA productiecase 2	176
Bijlage XII	Gevoeligheidsanalyse Organische stof: Celluloseproductiecase 2	180

1

INLEIDING

1.1 ACHTERGROND

Rioolwater heeft potentieel veel grondstoffen. De afgelopen jaren wordt steeds meer gekeken welke grondstoffen er uit het rioolwater gehaald kunnen worden. Zo heeft de Energie- en Grondstoffenfabriek (EFGF) tot doel de duurzaamheidsambities in de watersector te concretiseren en is er een Green Deal opgesteld om onderzoek naar winning van grondstoffen uit rioolwater te stimuleren (GD174, 2014). In het kader van de grondstoffenfabriek zijn reeds verschillende STOWA onderzoeken uitgevoerd zoals:

- Bioplastic uit slib, Verkenning naar PHA-productie uit zuiveringslib (STOWA 2014-10, 2014);
- Fosfaat terugwinning in communale afvalwaterzuiveringinstallaties (STOWA 2011-24, 2011);
- Verkenning mogelijkheden grondstof RWZI (STOWA 2013-31, 2013).

Al deze studies hebben tot doel om diverse verwaardingsroutes voor energie en grondstoffen in beeld te brengen, waarbij terugwinroutes op RWZI-niveau (lokaal) en centraal niveau (bijvoorbeeld bij eindverwerking slib of RWZI als logistiek centrum) mogelijk zijn. De status van de initiatieven varieert anno 2015 van een globaal projectidee, business cases tot ontwerp, realisatie en praktijktoepassingen.

Het is van belang om de verwaardingsroutes goed te analyseren om de strategische keuzes te kunnen maken die de EFGF naar volledig geaccepteerde praktijktoepassingen kunnen doorontwikkelen. Daarbij is het niet alleen van belang te weten welke routes het meest gunstig zijn op technisch-economisch perspectief (technische en financiële haalbaarheid), maar ook vanuit duurzaamheidsperspectief. Uniforme levenscyclusanalyses (LCA's) voor de verschillende verwaardingsroutes zijn daarvoor essentieel. Ook maakt een LCA inzichtelijk waar een keten verder geoptimaliseerd kan worden. Verder is het mogelijk om milieuvoordelen die downstream in de productketen kunnen worden behaald middels LCA inzichtelijk te maken. Hieronder vallen ook de productieroutes die vervangen worden door het gebruik van grondstoffen uit de RWZI, zoals ertsen (in geval van fosfor), fossiele brandstoffen of andere (eindige of te verbouwen) grondstoffen. Omdat de verschillende grondstoffen effect hebben op een groot deel van de RWZI en slibverwerkingsketen is het belangrijk de effecten van de verschillende productieroutes apart te analyseren.

Box 1 EFGF – De Energie- en grondstoffenfabriek

In dit onderzoek gebruiken we een brede definitie voor de EFGF, We verstaan hieronder: het terugwinnen van energie in de vorm van biogas, en het terugwinnen van grondstoffen in de vorm van nutriënten zoals fosfor en stikstof, PHA, alginaat en cellulose. De hier genoemde grondstoffen kunnen op de RWZI (decentraal) of centraal worden teruggewonnen.

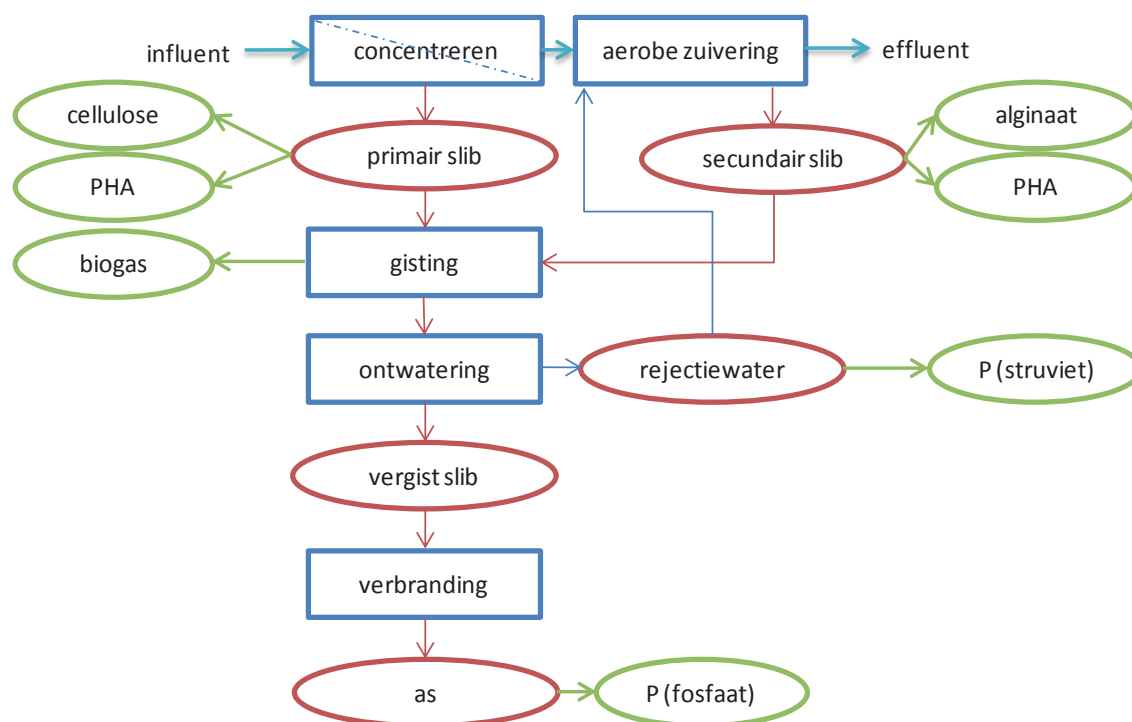
Binnen de watersector wordt momenteel verkend wat de mogelijkheden zijn voor onderzoek naar de productieroutes en wat het draagvlak daarvoor is. De tijd lijkt nu rijp om volwaardig en uniform LCA-onderzoek uit te voeren naar de verwaardingsroutes van de meest gangbare grondstoffen binnen de grondstoffenfabriek, te weten: nutriënten en organische stof. De focus ligt op de grondstoffen:

- fosfaat (via struviet of via asrest).
- organische stoffen in primair slib en secundair slib:
 - polyhydroxyalkanoaat (PHA);
 - cellulose;
 - alginaat (ALE).

1.2 GRONDSTOFFEN UIT DE RWZI

In voorgaande studies van o.a. de STOWA zijn potentiële producten van de RWZI in kaart gebracht (STOWA 2013-31; STOWA 2014-10). In Figuur 1.1 is een algemeen overzicht van een waterzuivering gegeven. Zo is een voorbehandeling, concentratiestap, voor de aerobe zuivering te zien, maar niet alle zuiveringen hebben een voorbehandeling. De meeste zuiveringen met een voorbehandeling hebben een voorbezinktank, maar dit kan ook een fijnzeef zijn of een andere concentratiestap. Op de verschillen tussen RWZI's wordt verder ingegaan in hoofdstuk 3.2.

FIGUUR 1.1 GRONDSTOF TERUGWINNEN UIT DE RWZI (GEBASEERD OP STOWA 2013-31; STOWA 2014-10)



In Figuur 1.1 laten de groene ovals zien welke producten uit de RWZI gewonnen kunnen worden en waar in het zuiveringsproces. Voor de meeste producten geldt in deze studie dat er extra processtappen nodig zijn om de producten vermarktbaar te maken. Alleen biogas kan direct op locatie in de WKK gebruikt worden.

De grondstoffen die in deze studie op de RWZI teruggewonnen kunnen worden zijn:

- Alginaat. Alginate-like exopolysaccharide (ALE = korrelslib-alginaat; Nereda[®] alginaat) is een lijmstof dat wordt geproduceerd door bacteriën en dat verantwoordelijk is voor de vorming van het aerobe korrelslib. De hoeveelheid alginaat en de kwaliteit ervan lijkt beduidend hoger in aerob korrelslib dan in actief slib, vandaar de focus op winning van korrelslib-alginaat uit aerob korrelslib.
- Biogas. Biogas kan uit primair en secundair slib gewonnen worden middels gisting van het slib;
- Cellulose. Cellulose is voornamelijk het toiletpapier dat in het water zit en kan het beste via zeefgoed of primair slib gewonnen worden;
- P. Fosfor, kan uit het nutriëntrijke rejectiewater gewonnen worden als struviet of als fosfaat uit het verbrandingsas wanneer de concentratie in het as hoog genoeg is;
- PHA. PHA is een biopolymeer dat wordt geproduceerd door bacteriën als energie- en koolstofopslag. De focus ligt op winning van PHA uit primair en/of secundair slib;

1.3 PROBLEEMSTELLING

Op dit moment is er nog weinig informatie over de milieu-impact van de verschillende verwaardingsroutes van de EFGF ten opzichte van de huidige bedrijfsvoering van de RWZI.

1.4 DOEL

Het primaire doel van dit project is het genereren van concrete informatie over de duurzaamheid van verschillende grondstof-terugwinroutes uit rioolwater door het uitvoeren van LCA-berekeningen. De onderliggende doelstelling is versterking van onderbouwing voor strategische keuzes binnen de energie- en grondstoffenfabriek voor de watersector.

Omdat de verschillende routes andere uitgangspunten, een ander mechanisme en een ander vermeden product hebben, mogen ze onderling niet zomaar vergeleken worden. Dit vergelijk is dan ook niet een onderdeel van deze studie.

Datzelfde probleem (andere uitgangspunten, systeemgrenzen e.d.) speelt ook bij het vergelijken van deze studie met studies uit de literatuur.

1.5 LEESWIJZER

In hoofdstuk 2 wordt de methode en de afbakening van deze LCA studie gegeven. Daarnaast wordt er ingegaan op de potentiële grondstoffenwinning uit rioolwater en de producten die dan vermeden worden. In hoofdstuk 3 worden de uitgangspunten voor de LCA op een rij gezet en de drie referentiecasses geïntroduceerd.

De grondstofproductieroutes die in deze LCA zijn geanalyseerd kunnen worden onderverdeeld in twee hoofdgroepen: fosfaat en organische stof. Fosfaat is verder onderverdeeld in 'P-terugwinning bij de slibeindverwerker' en 'P-terugwinning op de RWZI', en organische stof is verder onderverdeeld in PHA, cellulose en alginaat. In deze onderverdeling en volgorde worden de verschillende grondstoffen ook behandeld in dit rapport. Zo worden in respectievelijk hoofdstuk 4 en 5 de inventarisatie van de milieu-ingrepen en de gegevens die als input dienen voor de modellering gegeven. De resultaten van deze LCA worden behandeld in respectievelijk hoofdstuk 6 en 7. De interpretatie van de resultaten is weergegeven in hoofdstuk 8 en de conclusie met aanbevelingen in hoofdstuk 9.

2

METHODE EN LCA KADER

In deze studie wordt gekeken naar alle ingrepen die in en om het waterzuiveringsproces gedaan moeten worden om bepaalde grondstoffen uit RWZI-influent te halen. Er wordt dus gekeken naar de hele zuiveringslijn van influent tot effluent en de slibverwerking en eindverwerking (meerdere stappen).

2.1 METHODE

2.1.1 LEVENSCYCLUSANALYSE

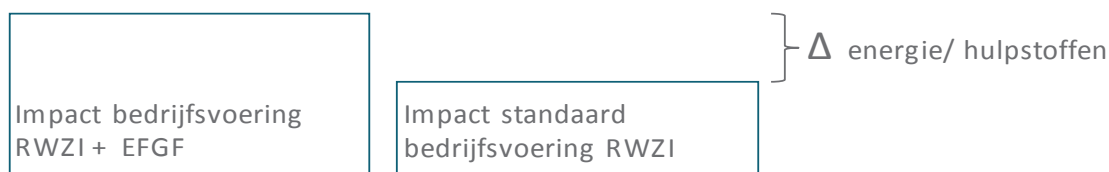
Het doel van een levenscyclusanalyse (LCA) is om inzicht te geven in de milieukundige voor- en nadelen van producten of diensten, in dit geval de verwerking van rioolwater. Alle ingrepen, zoals bijvoorbeeld gebruik van elektriciteit, hulpstoffen, transport van afvalstoffen en reststoffen, worden milieukundig gewaardeerd, meestal 'van wieg tot graf'. LCA kan gebruikt worden om producten of processen te vergelijken, en om inzicht te krijgen in de belangrijkste bijdragen aan de milieu-impact van een product of dienst. In deze LCA zijn alle additionele ingrepen opgenomen om het rioolwater te verwerken, met een bepaald eindproduct als resultaat.

2.1.2 FUNCTIE EN FUNCTIONELE EENHEID

De hoofdfunctie van de RWZI is het zuiveren van rioolwater. Hier komen met de EFGF extra functies bij: het terugwinnen van organische stof voor de productie van biogas/PHA/cellulose/alginaat, fosfor en stikstof in diverse vormen voor de productie van meststoffen. Biogas wordt tegenwoordig al veel teruggewonnen en is daarmee geen nieuw product. Biogas wordt daarom in deze LCA opgenomen in de referentie. Door de productie van PHA, cellulose en alginaat zal de biogasproductie omlaag gaan. De LCA resultaten geven inzicht in de milieu-voor- en nadelen van het vervangen van biogas voor andere producten.

Met de LCA's van producten uit de EFGF willen we inzicht geven in de impact van de processen van de EFGF, per product. Deze technologieën vormen een aanvulling op de RWZI. Daarom kijken we enkel naar de milieu-impact van het verschil in bedrijfsvoering op de RWZI (zie Figuur 2.1).

FIGUUR 2.1 VERSCHIL BEDRIJFSVOERING RWZI EN RWZI + EFGF BEPAALT MILIEU-IMPACT VAN PRODUCTEN UIT EFGF



De functionele eenheid sluit aan bij de functie van RWZI's: het verwerken van rioolwater. In Box 2 is de functionele eenheid toegelicht. Het gaat hierbij dus om het verschil ten opzichte van de normale bedrijfsvoering: de additionele ingrepen. Deze kunnen positief of negatief zijn, bijvoorbeeld extra gebruik van hulpstoffen en verminderd energiegebruik.

Box 2 Functionele eenheid

De functionele eenheid is: de verwerking van 100.000 i.e. influent van gemiddelde samenstelling (zie hoofdstuk 3 Technische uitgangspunten: tabel 3.1 voor de samenstelling) in de EFGF.

Deze theoretische eenheid is zo gekozen omdat dit een gemiddelde grootte is van een RWZI, en omdat de schaal groot genoeg is om voldoende significantie te krijgen in het opzetten van balansen. Daarnaast zijn deze waarden van deze schaalgrootte eenvoudig te vertalen naar andere schaalgroottes. De concentraties en de vrachten per inwoner (i.e.; 150 g zuurstofverbruik per dag per persoon) blijven namelijk wel gelijk ongeacht de schaalgrootte; dus bij een schaalgrootte van 200.000 i.e. zullen de totale vrachten twee keer zo hoog zijn dan bij 100.000 i.e.

Sommige technologieën zijn financieel haalbaar vanaf een bepaalde schaalgrootte. Dit staat los van de functionele eenheid en wordt in de resultatenhoofdstukken 6 en 7 verder toegelicht indien van toepassing.

2.1.3 ATTRIBUTIONELE LCA

In deze studie is een attributionele LCA gedaan. Dit betekent dat er gekeken wordt naar alle ingrepen die nodig zijn om aan de functionele eenheid te voldoen; verwerking van 100.000 i.e. van gemiddelde samenstelling, waarbij het gaat om het verschil ten opzichte van normale bedrijfsvoering op de RWZI. Dit geeft een goed inzicht van de milieukundige effecten van verschillende verwaardingsroutes.

Een andere aanpak voor LCA studies is de consequentiële LCA. In consequentiële LCA studies wordt gekeken naar grote systeemveranderingen. Een voorbeeld: wat is het milieukundige effect als alle RWZI's die hiervoor geschikt zijn cellulose gaan winnen of struviet gaan produceren. Als op grote schaal nieuwe processen opgezet worden of nieuwe producten worden geproduceerd kan dit effect hebben op de huidige installaties en systemen. De effecten van die veranderingen zijn dan ook onderdeel van de analyse.

Attributionele analyses zijn een goed uitgangspunt om inzicht te krijgen in milieueffecten. Omdat in deze studie een attributionele analyse gedaan is, zijn grote systeemveranderingen geen onderdeel van de analyse.

2.1.4 LCA METHODE EN MILIEUEFFECTCATEGORIEËN

De LCA wordt uitgevoerd met de analysemethode ReCiPe (Goedkoop et al., 2009). Met deze methode kunnen de milieueffecten worden gerapporteerd op drie niveaus:

- Midpoints: probleem-georiënteerde milieueffecten, zoals broeikaseffect en verzuring. Er zijn 18 midpoints;
- Endpoints: schade-georiënteerde effecten: effect op natuur, effect op mensen en effect op voorraden. Er zijn 3 endpoints, hierin zijn alle midpoints opgenomen;
- Single score (gewogen milieuscore van de 3 endpoints, uitgedrukt in punten, ofwel Pt).

Een uitgebreidere uitleg van de ReCiPe methode is te vinden in bijlage I.

In deze studie ligt de nadruk op de single score, waarin alle milieu-impactcategorieën gewogen zijn. De single score wordt in deze studie uitgedrukt in kilopunten (kPt). Hierbij is het zo dat 1 kPt de milieubelasting van een gemiddelde Europeaan is. Ook worden de resultaten gepresenteerd per milieu-effectcategorie (midpointniveau). Daarnaast wordt per processtap ook op midpointniveau gerapporteerd over klimaatverandering (CO₂-eq) en GER-waarden.

De methode die in deze studie gehanteerd is, is een aanbevolen aanpak voor het uitvoeren van verdere LCA's in de afvalwaterwereld.

De LCA-berekeningen zijn opgesplitst in berekeningen voor de fosfaatroute en berekeningen voor organische stofroute (zie figuur 2.1). De LCA voor de fosfaatroutes is uitgevoerd door CE Delft, de organische stofroutes door KNN Advies B.V. Na het uitvoeren van de LCA-berekeningen hebben CE Delft en KNN Advies B.V. elkaars LCA-methode gereviewd.

De tabellen die gepresenteerd worden in de inventarishoofdstukken 4 en 5 geven outputs weer vanuit SimaPro waar de voertaal Engels is, en zijn daarom in het Engels weergegeven.

2.2 POTENTIËLE GRONDSTOFFEN UIT RIOOLWATER

2.2.1 FOSFAAT

Fosfaat moet verwijderd worden uit rioolwater om te voldoen aan effluenteisen. Er is echter ook veel aandacht voor terugwinning van fosfaat. Het is een essentieel nutriënt voor de landbouw, en wordt nu gewonnen uit niet-hernieuwbare bronnen. Op termijn is het dus nodig een circulaire fosfaathuishouding te bereiken. Andere Europese landen zoals Duitsland en Zwitserland voeren al beleid om terugwinning uit rioolwater te stimuleren.

Tot op heden wordt fosfaat verwijderd in RWZI's om aan de effluenteisen te voldoen. Er zijn globaal twee methoden voor het verwijderen van fosfaat uit rioolwater:

- 1 biologisch;
- 2 chemisch.

In de referentiecasses wordt fosfaat hoofdzakelijk biologisch verwijderd. Hierbij wordt fosfaat opgenomen door fosfaataccumulerende bacteriën die met het slib gescheiden worden van het water. Wanneer biologische fosfaatverwijdering niet mogelijk of ontoereikend is voor het behalen van de gewenste effluentkwaliteit, wordt chemische fosfaatverwijdering gebruikt. Dit kan door het toevoegen van ijzer of aluminium, waarna het gevormde chemische slib samen met het biologische slib verwijderd wordt. Alleen in referentiecasse 1, waarbij een voorbezinktank voor het actief-slibstelsel aanwezig is, is chemische fosfaatverwijdering nodig om te voldoen aan de effluenteisen.

Naast chemische verwijdering met ijzer of aluminium kan fosfaat ook met magnesium en ammonium neerslaan tot struviet. Hier ligt de volgende reactie aan ten grondslag:



Struviet kan op natuurlijke wijze gevormd worden in installaties waar de concentraties van fosfaat, ammonium en magnesium hoog genoeg zijn, zoals in de sliblijn. Aanslag van struviet (scaling) kan verstoppingen veroorzaken. Deze aanslag kan verminderd worden door gecon-

troleerd struviet te verwijderen uit het systeem door middel van een struvietreactor (STOWA 2012-27, 2012). Sinds januari 2015 is het toegestaan om hoogwaardig struviet af te zetten als kunstmestvervanger in de landbouw (RvO, 2015). Hiermee kan struvietproductie niet alleen gebruikt worden om fosfaat uit het rioolwater te verwijderen, maar ook om fosfaat terug te winnen. Struvietproductie heeft hierdoor meerdere voordelen:

- voordelen voor bedrijfsvoering op de RWZI (minder verstoppingen, verlagen van retourfosfor- en -stikstofvracht);
- productie van een verkoopbaar product;
- productie van een kunstmestvervanger waarmee wordt bijgedragen aan het sluiten van de fosforkringloop.

P-TERUGWINNING OP DE RWZI IN DEZE STUDIE

Struvietreactoren kunnen op verschillende plaatsen in de RWZI geplaatst worden. Eén mogelijkheid is tussen de slibgisting en slibontwatering. Plaatsing van de struvietreactor in de sliblijn vóór ontwatering heeft als voordeel dat struvietaanslag wordt verminderd. Het nadeel van dit product is dat het nog gescheiden moet worden van het uitgegiste slib (STOWA 2013-32, 2013). Een andere mogelijkheid is plaatsing van een reactor ná de ontwatering (op de rejectiewaterstroom). Dit is de route die in deze studie milieukundig is doorgerekend.

Struvietwinning op het rejectiewater heeft als voordeel dat deze stroom minder vervuild is met slib, waardoor het struviet als EG-meststof verkocht kan worden zonder extra zuiveringstap (Pearl technologie van Ostara Technologies). De struviet is dus een waardevol eindproduct. Daarom is deze technologie gekozen voor de milieudoorrekening in deze studie. Deze route kan aangevuld worden, door toepassing van het WASSTRIP-proces (Waste Activated Sludge Stripping to Remove Internal Phosphorus (Ostara, 2015) of vergelijkbare processen. Dit is een proces dat vóór de gisting geplaatst kan worden. In dit proces wordt fosfaat uit het slib vrijgemaakt en direct naar de struvietreactor gestuurd, waardoor de struvietproductie in de reactor wordt verhoogd en de ongewenste struvietaanslag in de sliblijn wordt gereduceerd. Het rendement van een struvietreactor in de sliblijn met WASSTRIP kan oplopen tot 45% van de P in het influent t.o.v. 20% van een struvietreactor in de sliblijn (STOWA 2011-24, 2011).

P-TERUGWINNING BIJ SLIBVERWERKERS

Op dit moment komt 85% van de P in het influent in het slib terecht (15% in het effluent). Dit kan teruggewonnen worden als de slibeindverwerking door monoverbranders gedaan wordt. Dit wordt ook wel centrale terugwinning genoemd; hierbij vindt terugwinning plaats op een centrale locatie, waar slib van meerdere RWZI's bij elkaar komt: de slibverwerker. Een groot deel (57%) van het rioolwaterzuiveringsslib in Nederland wordt verwerkt door monoverbranding bij twee verwerkers (SNB en HVC). Hier wordt het slib verbrand, met een aantal restproducten als resultaat. Een van deze restproducten is het vliegas, waar zo'n 98% van alle P in het slib terecht komt. In de toekomst zullen SNB en HVC hun vliegas leveren aan de Belgische firma Ecophos, die het gebruikt als fosfaatbron voor de productie van onder andere kunstmest. Normaliter is fosfaaterts de grondstof voor de productie van het eindproduct kunstmest. In deze studie wordt daarom aangenomen dat de fosfaathoudende vliegas fosfaaterts vermijdt.

2.2.2 ORGANISCHE STOFFEN

Rioolwater kan worden ingezet voor de productie van organische stoffen in de vorm van energie (biogas) of materialen (PHA, cellulose, alginaat).

Biogas

Biogas is een gas dat ontstaat als gevolg van anaeroob vergisten van rioolslib (primair en/of secundair slib) bij een RWZI. Dit biogas kan vervolgens lokaal verbrand worden in een WKK, en de hieruit geproduceerde warmte en elektriciteit kan worden ingezet bij de warmte- en elektriciteitsvraag van de RWZI.

Biogas wordt in deze studie beschouwd als onderdeel van de huidige situatie (referentie).

PHA

Polyhydroxyalkanoaat (PHA) is een lineair polyester die biologisch afbreekbaar is. PHA wordt geproduceerd door micro-organismen met als voedingsbron een koolstofbron. In deze studie zijn vluchtige vetzuren (VFA's) de koolstofbron. PHA wordt opgeslagen in de intracellulaire compartimenten van de micro-organismen als energie- en koolstofopslagbron. Het type koolstofbron dat wordt gebruikt bepaalt welk type PHA geproduceerd wordt.

PHA wordt in deze studie geproduceerd vanuit primair en secundair slib. Dit gebeurt of bij de RWZI, wanneer een gistingstank aanwezig is waar gebruik van kan worden gemaakt, of bij de slibverwerker, wanneer op de RWZI geen gistingstank staat.

Cellulose

Cellulose is een polysacharide opgebouwd uit glucose-eenheden, die door nagenoeg alle planten wordt gemaakt. Cellulose zit in veel natuurlijke vezels. Cellulose is aanwezig in het influent dat bij de RWZI binnenkomt. De bron hiervan is toiletpapier dat aanwezig is in het rioolwater. Cellulose wordt in deze studie teruggewonnen met behulp van een fijnzeef, die tussen influent en actiefslibreactor wordt geplaatst.

Alginaat

Alginaat is een hydrofiel polymeer dat voornamelijk gewonnen wordt uit zeewier. Het hoofdbestanddeel is alginezuur, een polysacharide opgebouwd uit mannuronzuur (M) en guluronzuur (G). De lengte van het polymeer en de verhouding tussen de mannuronzuur en guluronzuur bepalen hoofdzakelijk de eigenschappen van het alginaat. Alginaat uit de Nereda[®]-korrel vertoont fysisch-chemisch zeer sterke overeenkomsten met alginaat, maar is niet geheel identiek. Alginaat uit korrelslib is een extracellulair polysacharide (terwijl zeewieralginaat geïntegreerd is in de celwanden), en het heeft zowel hydrofiele als hydrofobe eigenschappen. Alginaat uit de Nereda[®]-korrel wordt ook wel alginate-like exopolysaccharide (ALE) genoemd. In deze studie heet het Nereda[®] alginaat dan ook ALE. ALE wordt in deze studie geproduceerd bij de slibverwerker, vanuit korrelslib.

2.2.3 VERMEDEN PRODUCTEN

De producten uit de EFGF worden op de markt gebracht en vermijden daarmee gebruik van conventionele producten (zie Tabel 2.1). In de analyse en modellering worden de ingrediënten opgenomen die nodig zijn om de producten op te werken tot producten met een positieve marktwaarde. In veel gevallen is verdere opwerking nodig of mogelijk. Daarom zal duidelijk aangegeven worden welke opwerkingsstappen meegenomen worden in de analyse, welke kwaliteit het product heeft en wat dit product mogelijk vervangt op de markt.

TABEL 2.1 PRODUCTEN UIT DE EFGF EN VERMEDEEN GEBRUIK VAN CONVENTIONELE PRODUCTEN

Product	Techniek	Vermijdt gebruik van:
Fosfaathoudend vliegias	Slibverwerking (monoverbranding)	Grondstof voor kunstmest: fosfaaterts
Struviet	Ontwatering	Kunstmest: N: vermijdt gebruik van calcium ammonium nitraat P: vermijdt gebruik van tripelsuperfosfaat Mg: vermijdt gebruik van magnesiumsulfaat
PHA	Gisting en extractie	PHA dat uit gewassen gewonnen worden
Cellulose	VBT of fijnzeef	Andere cellulosevezels
Alginaat	Aerobe zuivering	Alginaat dat uit zeewier gewonnen wordt

2.3 TECHNOLOGY READINESS LEVEL (TRL)

2.3.1 ACHTERGROND

De ontwikkeling van nieuwe technologieën gaat in verschillende fases (levels). De Technology Readiness Level (TRL) geeft aan hoe ver een technologie ontwikkeld is en dus in welke fase de ontwikkeling van een project is. Deze fases kunnen verschillend gedefinieerd worden afhankelijk van de sector waarin de TRL gebruikt wordt. De TRL zoals die voor Horizon 2020 gebruikt wordt heeft negen verschillende fases (levels) (COSMOS, n.d.).

De definitie van de TRL die door Horizon 2020 gebruikt wordt is ook in dit project gebruikt:

- 1 Het innovatieve idee en de basisprincipes worden onderzocht;
- 2 Formulering van het technologisch concept en praktische toepassingen;
- 3 Hypothesen over verschillende componenten van het concept worden getoetst en gevalideerd;
- 4 Valideren van het concept op labschaal;
- 5 De werking van het technologisch concept wordt onderzocht in een relevante omgeving (validatie in pilot);
- 6 De demonstratie van het concept in een relevante omgeving is actueel;
- 7 De demonstratie van het concept vindt plaats in een gebruikersomgeving;
- 8 In deze fase vindt het concept zijn definitieve vorm;
- 9 Het concept is technisch en commercieel gereed.

Voor een uitgebreidere beschrijving van de fases van de TRL zie Bijlage II.

2.3.2 DOEL TRL

Het doel van het vaststellen van de TRL van verschillende technologieën voor het terugwinnen van grondstoffen op de RWZI is om inzicht te krijgen in hoeverre een technologie ontwikkeld is. Dit kan vervolgens meegenomen worden in de onzekerheidsanalyse en interpretatie van de resultaten. Een technologie die minder ver ontwikkeld is brengt een grotere onzekerheid met zich mee wat betreft de aannames die worden gedaan dan een technologie die al volledig doorontwikkeld is.

2.3.3 UITKOMSTEN TRL ENQUÊTE

ALGEMEEN

Voor dit onderzoek is aan verschillende experts, waaronder leden van de Begeleidingscommissie en experts op het gebied van de technologieën, gevraagd om van de verschillende technologieën voor het terugwinnen van grondstoffen op de RWZI een indicatie te geven van de TRL

waar de desbetreffende technologie zich momenteel bevindt. De uitkomsten van de TRL zijn ook besproken met de deelnemers tijdens een workshop (zie bijlage III). Het doel van de workshop was onder andere terugkoppeling krijgen vanuit de waterschappen, slibverwerkers en industrie over de LCA.

De uitkomst van deze enquête is te vinden in Figuur 2.2. De enquête is ingevuld door 18 personen. Sommige deelnemers hebben niet voor iedere technologie de TRL ingevuld, omdat ze hun kennis over sommige technologieën niet toereikend genoeg vonden om de TRL in te kunnen vullen. Zoals te zien in Figuur 2.2 is er een bandbreedte voor het niveau waarin iedere technologie zich op de TRL schaal bevindt. Hoe donkerder groen het veld hoe meer mensen dezelfde TRL aan een technologie hebben toegedeeld. Dit komt door verschillende redenen. Zo kan een verschil in kennis en interpretatie van de deelnemers een variatie in de toegekende TRL's geven. Maar ook een variatie in de TRL van de technologieën van verschillende bedrijven (merken) en/of de variatie in TRL voor de verschillende processtappen zorgen voor een variatie in de totale TRL. Ondanks de bandbreedte geeft de TRL goed aan hoever de technologieën voor het terugwinnen van de verschillende grondstoffen zijn.

FIGUUR 2.2 TRL VAN VERSCHILLENDE TECHNOLOGIEËN VOOR FOSFAAT- EN ORGANISCHE GRONDSTOFFEN TERUGWINNING OP DE RWZI

TRL	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	Basic Principles Observed	Technology Concept Formulated	Experimental Proof of Concept	Technology Validation in lab	Technology Validation in relevant environment	Demonstration in relevant environment	Demonstration in operational environment	System complete and qualified	Successful mission operation
Technologie									
struvietproductie uit centraat							2	1	8
struvietproductie uit digestaat							3		9
struviet met WASSTRIP					1		3	2	3
fosfaat terugwinnen uit vliegias				1	2	2	3	3	2
cellulose winnen uit afvalwater				3	5	2	2	1	2
PHA -productie uit afvalwater				1	7	4	3		
vetzurenproductie uit afvalwater			1	3	3	4	2		
alginaat			1	9	1	2	1		
slibvergisting									14

VERSCHILLEN TUSSEN TECHNOLOGIEËN

In Figuur 2.2 is te zien dat de technologieën voor struvietwinning over het algemeen verder ontwikkeld zijn dan de technologieën voor het terugwinnen van organische grondstoffen zoals PHA, vetzuren en alginaat. Slibgisting wordt al geruime tijd in de praktijk toegepast en werd daarom ook door iedereen die de tabel invulde als commercieel gereed beschouwd.

Bij zowel fosfaatterugwinning uit vliegias en cellulose terugwinnen uit rioolwater wordt de TRL erg breed geschat. Voor fosfaatherwinning uit vliegias komt deze bandbreedte voornamelijk doordat de informatie over deze technologie niet openbaar beschikbaar was. Niet bij iedereen was bekend dat er een fullscale installatie gebouwd gaat worden in België in 2017/2018. Door de mensen bij wie dit wel bekend was, is een score van 9 gegeven. De rest scoorde dit lager.

Celluloseterugwinning uit rioolwater is door de deelnemers van de enquête verschillend geïnterpreteerd. Zo wordt cellulose winnen uit zeefgoed (TRL 7) gezien als verder ontwikkeld dan het winnen uit primair slib (TRL 4-5). Maar vooral het opschonen en marktrijp maken van cellulose wordt gezien als minder ver ontwikkeld (TRL 2-4). Dit heeft geresulteerd in een grote bandbreedte voor de TRL van cellulose winnen uit rioolwater. Daarnaast is tijdens de workshop door de discussie en opmerkingen naar aanleiding van deze enquête inzicht verkregen in het dilemma dat rond celluloseterugwinning speelt. Namelijk dat naast het feit dat het

marktrijp maken van cellulose nog niet zo ver ontwikkeld is, er nog de vraag is waar we de cellulose voor willen gebruiken. Als die vraag eerst beantwoord wordt, dan is het daarna ook duidelijk wat er nog gedaan moet gaan worden om cellulose marktrijp te maken.

AANVULLENDE TECHNOLOGIEËN EN OPMERKINGEN

Bij het invullen van de TRL van de technologieën (Figuur 2.2) is ook de vraag gesteld welke technologieën voor het winnen van grondstoffen uit de RWZI aan deze lijst toegevoegd kunnen worden. Uit de aanvullingen blijkt dat de volgende stoffen worden beschouwd als mogelijke andere grondstoffen uit de RWZI:

- Stikstof (N, ammonium)
- Eiwitten
- Kalium (K)

Van deze stoffen is stikstof terugwinnen door middel van strippen het meest genoemd. Stikstof kan op meerdere plekken in het waterzuiverings- en slibverwerkingsproces worden teruggevoerd. Zo wordt onderscheid gemaakt tussen stikstof terugwinnen in de waterlijn en stikstof terugwinnen uit composteringsslib. Hoe ver de technologie is voor het terugwinnen van stikstof uit de RWZI hangt ook af van waar in het proces de stikstof teruggewonnen wordt.

De aanvullingen die zijn gegeven zijn samengevat in Figuur 2.3.

FIGUUR 2.3 TRL VAN AANVULLENDE TECHNOLOGIEËN VOOR HET TERUGWINNEN VAN GRONDSTOFFEN OP DE RWZI

TRL	1 Basic Principles Observed	2 Technology Concept Formulated	3 Experimental Proof of Concept	4 Technology Validation in lab	5 Technology Validation in relevant environment	6 Demonstration in relevant environment	7 Demonstration in operational environment	8 System complete and qualified	9 Successful mission operation
Extra technologieën									
struviet uit mest				1					
fosfaat stripper in hoofdstream								1	
algen							1		
power to protein			1	1	1				
kaliumwinning uit centraat		1							
slibvergisting (thermofiel)							1		
stikstof strippen				2	1				2
stikstof recovery uit waterlijn		1							
stikstof uit composteringsslib									1

2.4 DATAKWALITEIT

De basis voor de LCA's zijn de massa- en energiebalansen. Deze balansen zijn modelmatig opgezet door Witteveen en Bos, en gereviseerd door CE Delft en KNN Advies B.V. In de balansen zijn de referentiesystemen volledig uitgewerkt. Voor alle verwaardingsroutes is gekeken naar de effecten die het (terug)winnen of produceren van een product heeft op het systeem. Een voorbeeld: struvietwinning heeft invloed op de concentraties nutriënten in het rioolwater, wat invloed heeft op de beluchting. Dit verschil is berekend en opgenomen in de LCA.

In aanvulling op modelmatige data is voor de proces- en productiedata bronnen uit de literatuur gebruikt, of informatie ingewonnen bij de verschillende ontwikkelaars en uitvoerders van de routes. Deze informatie is vervolgens zo opgenomen dat het aansluit bij de gegeven functionele eenheid en systeemgrenzen.

Voor het modelleren van de routes is in principe (waar mogelijk) uitgegaan van de Ecoinvent 3.1 Recycled Content database. Dit is een uitgebreide en recent geüpdate database waarin de ingrepen voor talloze processen en producten is opgenomen. Uit de gevoeligheidsanalyse

blijkt dat er verschillen zijn tussen Ecoinvent database en een Agri-foot database, ((Blonk Agri-footprint B.V., 2015) die ook recent is, maar niet zo'n brede focus heeft als Ecoinvent).

De TRL's zijn niet voor alle routes gelijk. Hoe hoger de TRL is, hoe meer uitontwikkeld de technologie is, hoe zekerder de data zijn. Die zekerheid uit zich onder andere in een bandbreedte van de data. Hoe zekerder de data, hoe kleiner de bandbreedte. Normaal gesproken is een gevoeligheidsanalyse onderdeel van een LCA-studie. Maar omdat in het geval van productie van PHA en ALE de TRL 4-5 is, en er dus een bandbreedte zit op de parameters, is voor die grondstoffen een optimalisatie-analyse gedaan in plaats van een gevoeligheidsanalyse. Hierin is de onzekerheid in aannames voor bepaalde data opgenomen.

2.5 HULPMIDDELEN

De gebruikte software is Excel voor de balansen en Simapro 8 en ReCiPe midpoint Europe H en endpoint Europe H/A, V1.12 voor de LCA berekeningen. De gebruikte database is Eco-invent 3.1 recycled content.

3

TECHNISCHE UITGANGSPUNTEN

3.1 SYSTEEMGRENZEN

In deze studie is gekeken naar de milieu-impact van verschillende verwaardingsroutes van de EFGF. De analyse begint bij het influent en eindigt bij een vermarktbaar eindproduct en de verwerking van de reststromen. Zoals weergegeven in figuur 2.2 is hierbij gekeken naar het verschil van de EFGF ten opzichte van de impact van de standaard bedrijfsvoering van de RWZI.

3.1.1 BEDRIJFSVOERING RWZI

Hierbij is rekening gehouden met de invloed van de EFGF op de standaardroute binnen een RWZI, bekeken vanaf het influent van gemiddelde en gedefinieerde samenstelling (zie paragraaf 3.2: Tabel 3.1) tot een effluent met een samenstelling die voldoet aan de wettelijke norm (zie paragraaf 3.4: Tabel 3.2). Het is mogelijk dat bijvoorbeeld de verwijdering van nutriënten de standaardbedrijfsvoering beïnvloedt.

3.1.2 PRODUCTEN

De grondstoffen en nutriënten zijn bekeken van winning tot vermarktbaar product. Dat wil zeggen dat de producten worden opgewerkt tot een product met een positieve marktwaarde. Voor cellulose, PHA en alginaat zal dat de vezelfractie of pellets zijn die één keer gezuiverd zijn. Voor de P-terugwinning op de RWZI, is dit de struviet die gecertificeerd is als EG-meststof. Bij de technologie wordt een garantie voor afzet geleverd. Voor de P-terugwinning bij de slibverwerker zal dit de fosfaathoudende vliegias, met een concentratie van >20% zijn. Op dit moment liggen er al contracten voor vliegiaslevering van monoverbranders (SNB en HVC) aan de verwerker die er uiteindelijk fosfaathoudende producten zoals kunstmest van maakt (Ecophos).

3.1.3 EFFLUENT

Het effluent (concentraties van o.a. stikstof en fosfor) is in de modellering van de gebruikte energie en hulpstoffen op de RWZI + EFGF gelijk gehouden. Een verbetering in effluent is omgerekend naar een verbetering in gebruik van energie en hulpstoffen. Hiermee wordt de ingewikkelde materie van het milieukundig bepalen van de impact van effluent vermeden en zijn de systeemgrenzen voor alle routes gelijk.

3.1.4 SLIBVERWERKING

In deze analyse wordt het slib op een centrale locatie verwerkt. Op een RWZI waar primair slib voorhanden is, is gemodelleerd dat biogas wordt geproduceerd op de RWZI zelf. Op een RWZI waar alleen secundair slib voorhanden is, is gemodelleerd dat na een transportstap biogas geproduceerd wordt bij de centrale slibverwerker. De toevoeging van de EFGF zal niet leiden tot aankoop van meer land (installaties worden bijgezet op het huidige terrein), landgebruik wordt daarom niet opgenomen in de analyse. De gebruikte materialen zijn wel additioneel

en hebben waarschijnlijk een impact, dus deze zullen waar nodig meegenomen worden in de berekeningen.

Het proces van SNB vewerkt in 4 verbrandingslijnen centraal het slib van meerdere RWZI's. Eén lijn verwerkt ongeveer 120 kton slibkoek per jaar, wat neerkomt op ongeveer 2 miljoen i.e. en staat gelijk aan ongeveer 20 RWZI's van 100.000 i.e.

Voor het bepalen van de milieuvordelen en -nadelen van slibverwerking is het proces van SNB gemodelleerd (aanvulling op CE Delft en Aiforo, 2013). In deze studie wordt gekeken naar een toekomstige situatie, en wordt de slibverwerking gemodelleerd met verwachte procesdata voor 2018. Hier zijn verschillende redenen voor:

- Veel van de processen waarin deze studie naar wordt gekeken zijn gericht op de toekomst. Voor SNB geldt dat ook; het restproduct van het verbrandingsgas, de vliegas wordt nog niet geleverd aan Ecophos, maar dat is wel de verwachting voor de toekomst (er worden de komende jaren nog installaties bijgebouwd of in gebruik genomen).
- SNB heeft de afgelopen jaren aanpassingen gedaan in hun processen en installaties bijgebouwd (DEMON, HD-ketels), waardoor de data van de studie uit 2013 niet meer actueel zijn. Ook de data voor 2014 zijn daarmee niet representatief; een deel van het jaar is er een lagere productie gedraaid in verband met de omschakeling.
- SNB gaat ook het komende jaar nog aanpassingen doorvoeren (extra turbine/generator).

Omdat voor alle routes naar veranderingen ten opzichte van de huidige situatie wordt gekeken, is de milieu-impact van slibverwerking per ton slibkoek enkel relevant voor deze studie bij de processen die een verandering in de slibhoeveelheid of -samenstelling veroorzaken. Voor de vergelijking van de milieu-impact van fosfaat bij centraal of decentraal verwerken, is de levering van vliegas aan Ecophos relevant. Hierbij vergelijken we 0% levering van vliegas aan Ecophos met 100% levering van vliegas aan Ecophos. In de andere cases wordt uitgegaan van 0% levering van vliegas aan Ecophos.

3.2 INFLUENTSAMENSTELLING

Bij het opstellen van de balansen wordt uitgegaan van een standaard RWZI van 100.000 i.e. Dit is de functionele eenheid (zie hoofdstuk 2.1.2). 100.000 i.e. is gekozen, omdat een vertaling van deze waardes naar de waardes voor een andere schaalgrootte eenvoudig is. De totaal geïnstalleerde capaciteit van de RWZI's in Nederland is ongeveer 29 miljoen i.e. Driekwart van deze RWZI's zijn kleiner dan 100.000 i.e., wat neerkomt op ongeveer 9 miljoen i.e. en 30% van de totale geïnstalleerde capaciteit. Daarmee zit 70% van de geïnstalleerde capaciteit in RWZI's groter dan 100.000 i.e. (CBS, StatLine, 2015). 100.000 i.e. is ongeveer de scheiding tussen grote RWZI's, veelal met voorbezinktanks, en kleinere RWZI's zonder voorbezinktanks. In de volgende paragraaf (3.3) wordt verder ingegaan op de verschillen in configuratie van de RWZI's in de referentiecasses die in deze studie gebruikt worden.

Voor de samenstelling van het rioolwater is uitgegaan van de gemiddelde concentratie van RWZI-influent (CBS, StatLine, 2015) en de vrachten die daarbij horen voor een schaalgrootte van 100.000 i.e. (zie Tabel 3.1). Het bijbehorende aanvoerdebiet bij een schaalgrootte van 100.000 i.e. is gemiddeld 21.000 m³/dag. Omdat de concentraties en vrachten per inwoner (i.e.) gelijk blijven ongeacht de schaalgrootte kunnen deze waardes lineair vertaald worden naar andere schaalgroottes.

Deze influentsamenstelling wordt gebruikt als invoer voor de massabalans (zie paragraaf 3.5 en bijlage IV).

TABEL 3.1 INFLUENTSAMENSTELLING VAN NEDERLANDS HUISHOUDELIJK RIOOLWATER IN 2013 (CBS, STATLINE 2015)

	gemiddelde concentratie (mg/l) ^a	gemiddelde vracht (kg/dag per 100.000 i.e.)	gemiddelde vracht (ton/jaar per 100.000 i.e.)
zwevende stof ^b	244	5.121	1.869
BZV	204	4.283	1.563
CZV	505	10.613	3.874
P-totaal	7	150	55
P-niet ortho	2	43 ^c	16
P-ortho	5	107 ^c	39
N-totaal	47	987	360
N-Kj	46	966 ^c	353
NO ₃ -N	1	21 ^c	8

^a uitgerekend op basis van de vrachten

^b uitgerekend op basis van de concentratie (alleen concentratie bekend bij CBS)

^c uitgerekend op basis van de normale verdeling van P en N

3.3 REFERENTIECASES: STANDAARD RWZI EN (MONO)VERBRANDING VAN SLIB

Voor dit LCA-onderzoek wordt het milieu-effect, de impact, van verschillende grondstofwinningsroutes op de RWZI geanalyseerd. Hiervoor hoeft niet de totale impact van de RWZI bepaald te worden, maar wordt het verschil met een referentiecasi, de nulsituatie, bepaald. Deze verschillen tussen de nulsituatie en het scenario met de grondstofterugwinroute vormen de invoer van de LCA.

Omdat niet alle RWZI's in Nederland dezelfde configuratie hebben wordt er uitgegaan van drie verschillende configuraties voor de referentiecasi:

- 1 Een voorbezinktank gevolgd door een actief-slibproces
- 2 Alleen een actief-slibproces
- 3 Een aerob korrel-slibproces

Door deze drie referentiecasi te gebruiken is er een vergelijking mogelijk met het merendeel van de RWZI's in Nederland. Het verschil in configuratie zorgt ervoor dat sommige grondstoffen op verschillende plaatsen in de referentiecasi teruggewonnen kunnen worden of in welke configuratie dat het handigste kan. Zo kan algiinaat het best worden gewonnen uit aerob korrel-slib, referentiecasi 3.

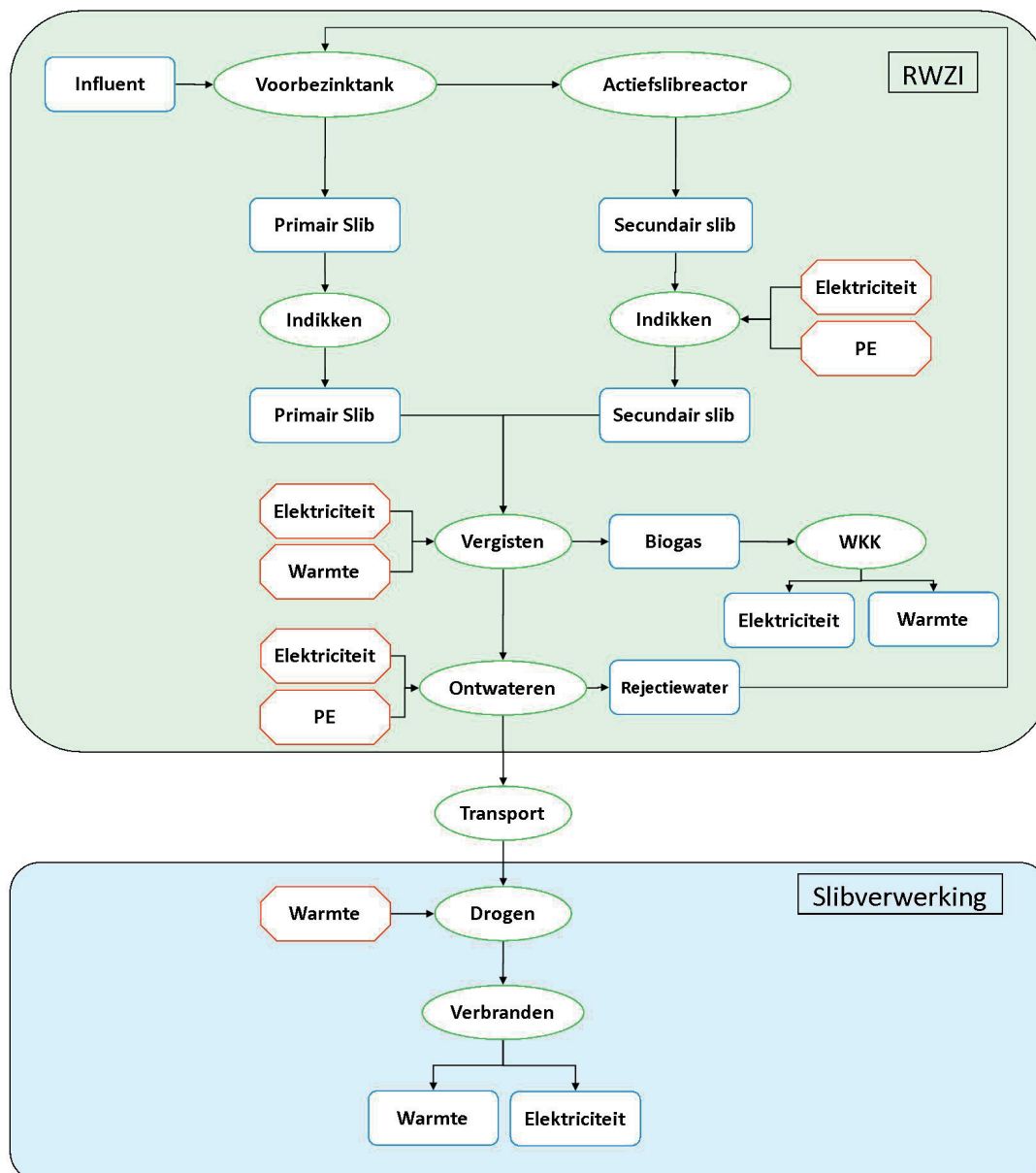
In deze studie wordt onderzocht wat het effect is van het terugwinnen van fosfaat, PHA, cellulose en algiinaat. Waar in de referentiecasi deze stoffen het beste kunnen worden teruggewonnen wordt verder besproken in hoofdstuk 4 en 5.

3.3.1 REFERENTIECASE 1: VOORBEZINKTANK MET ACTIEF-SLIBPROCES

De waterlijn van referentiecasi 1 bestaat uit een roostergoedinstallatie, voorbezinktanks, actief-slibtanks voor BZV- en stikstofverwijdering, en fosfaateliminatie door het bio-P-proces gevolgd door nabezinktanks. Slib uit de voorbezink- en nabezinktank wordt na indikking ter plaatse vergist en ontwaterd. Het rejectiewater van de slibontwatering wordt teruggevoerd naar de voorbezinktank. Slibkoek wordt extern verbrand. Over het algemeen wordt deze procesconfiguratie toegepast op RWZI's gelijk of groter dan ca. 100.000 i.e.

In Figuur 3.1. is referentiecasi 1 afgebeeld. Bij struvietwinning op de RWZI wordt ervan uitgegaan dat deze winning plaatsvindt op de rejectiewaterstroom. Dit heeft effect op de de hoeveelheid fosfaat die teruggevoerd wordt naar de voorbezinktank en heeft daarmee effect op de waterlijn. Bij alle andere routes zoals de organische stofroutes is aangenomen dat de deltascore van de waterlijn 0 is. Hierbij is alleen naar de slijblijn gekeken.

FIGUUR 3.1 REFERENTIECASE 1: VOORBEZINKING MET ACTIEF-SLIBPROCES

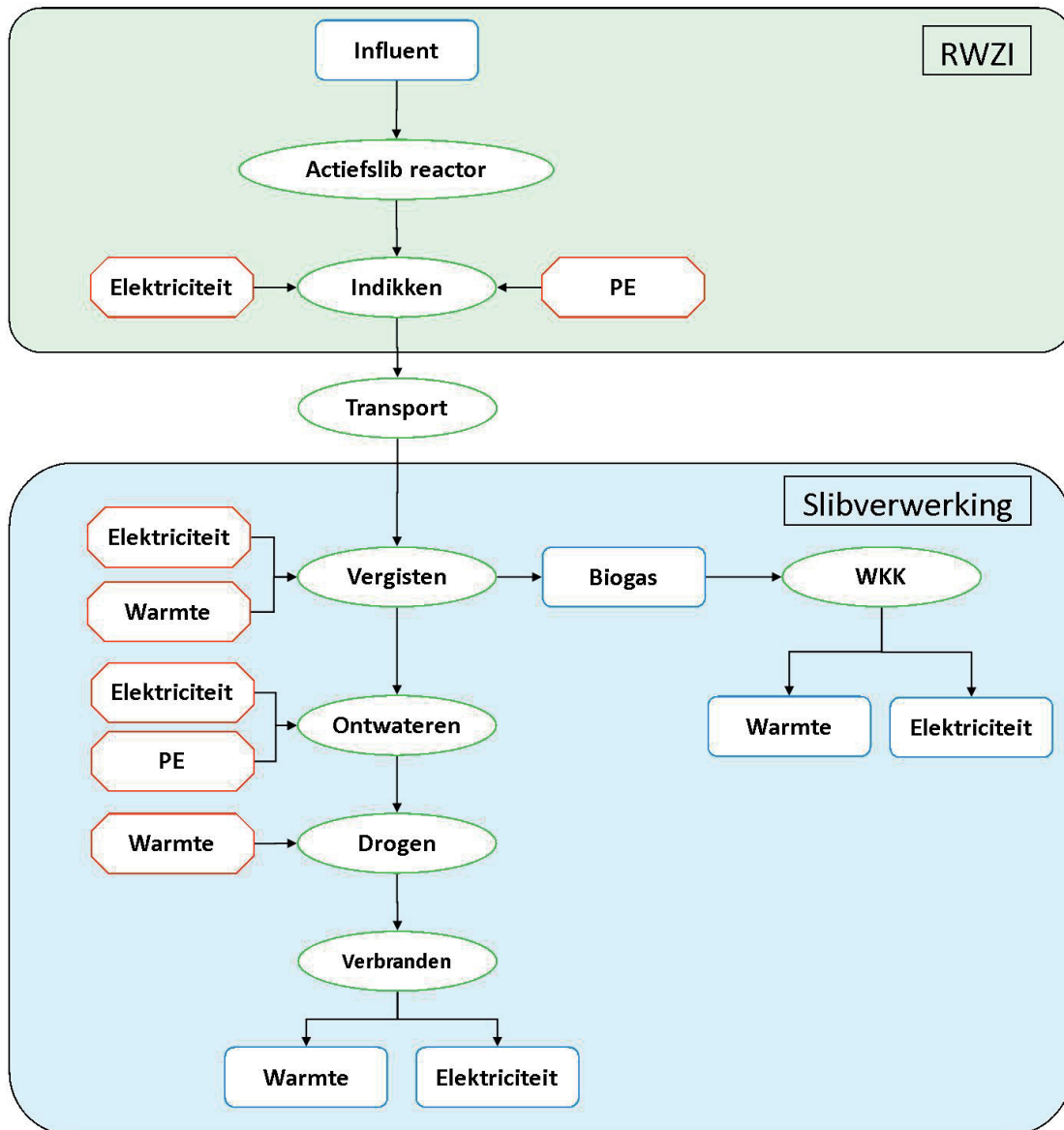


3.3.2 REFERENTIECASE 2: ACTIEF-SLIBPROCES

De waterlijn van referentiecasi 2 bestaat uit dezelfde stappen als referentiecasi 1 met uitzondering van de voorbezinktank die in referentiecasi 2 is weggelaten. Deze waterlijn bestaat uit een roostergoedinstallatie, actief-slijbtanks voor BZV- en stikstofverwijdering en fosfaate-liminatie door het bio-P-proces en nabezinktanks. Secundair spuisslijb wordt na indikking en ontwatering afgevoerd voor verdere externe verwerking. Voor deze LCA wordt uitgegaan van verbranding aangezien het marktaandeel van monoverbranders >50% is. Over het algemeen wordt deze procesconfiguratie toegepast op RWZI's gelijk of kleiner dan ca. 100.000 i.e.

Omdat in deze studie wordt aangenomen dat de deltascore van de waterlijn nul is, is alleen de slibroute van referentiecasi 2 afgebeeld in Figuur 3.2.

FIGUUR 3.2 REFERENTIECASE 2: ALLEEN ACTIEF-SLIBPROCES

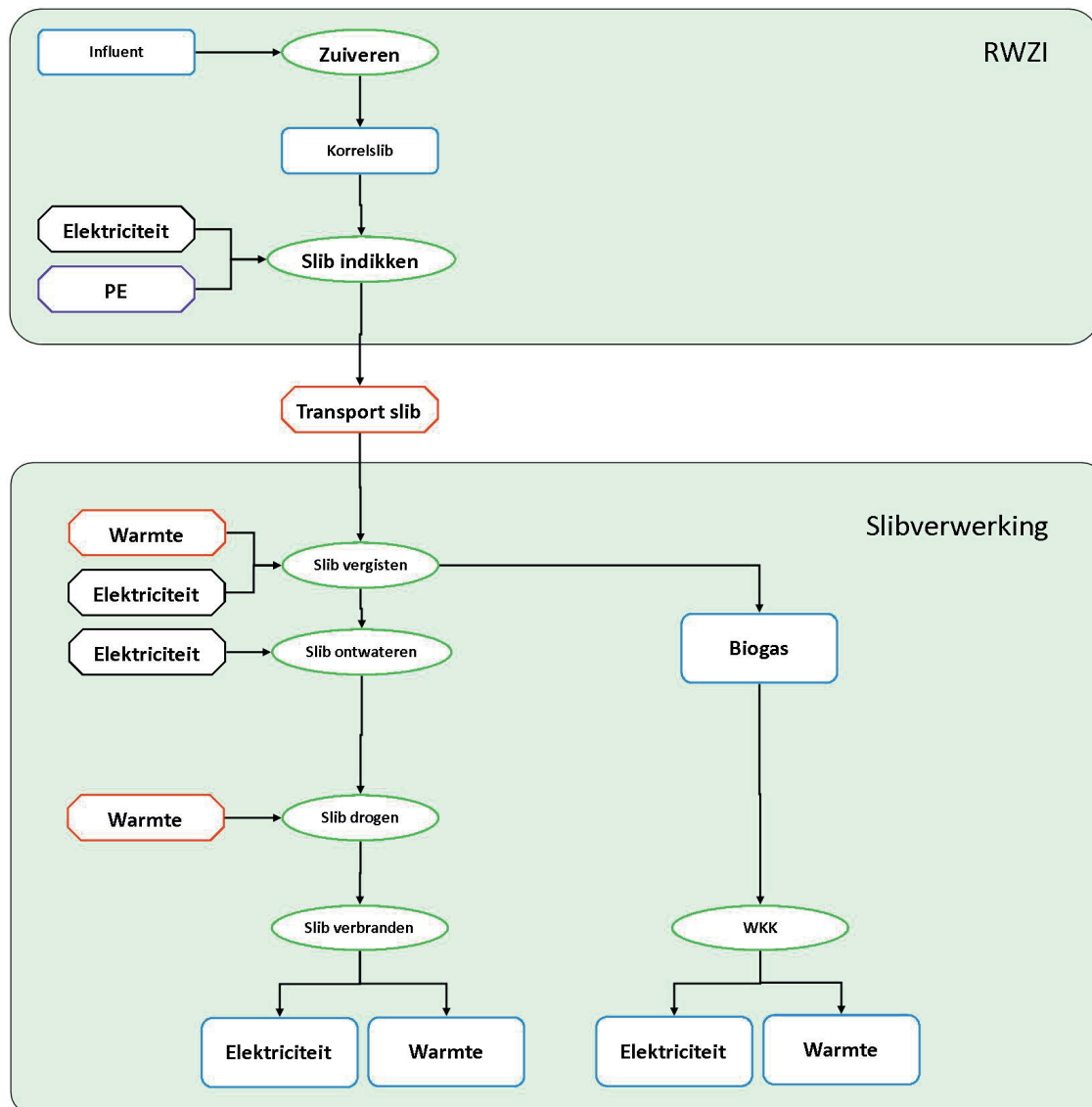


3.3.3 REFERENTIECASE 3: AEROOB KORRELSLIBPROCES

De waterlijn van referentiecasi 3 bestaat uit een fijn roostergoedinstallatie en aerobe korrelslibtanks (Nereda-concept) voor BZV- en simultane stikstofverwijdering, en fosfaateliminatie door het bio-P-proces (STOWA 2010-29, 2010). Er wordt aangenomen dat gespuid korrelslib qua samenstelling gelijk is aan actiefslib uit de nabezinktank en dat na indikking het afvoeren en de verdere verwerking van het slib door verbranding gelijk is aan actief slib.

Omdat in deze studie wordt aangenomen dat de deltascore van de waterlijn nul is, is alleen de slibroute van referentiecasi 3 afgebeeld in Figuur 3.3.

FIGUUR 3.3 REFERENTIECASE 3: AEROBE KORRELSLIBPROCES



3.4 EFFLUENTKWALITEIT

Voor de effluentkwaliteit is de gemiddelde lozingskwaliteit van RWZI's in Nederland in 2013 aangenomen (CBS, StatLine 2015). Door de gemiddelde lozingskwaliteit van de RWZI's in Nederland te gebruiken voor de vergelijking van de varianten kan een betere vergelijking met de huidige situatie gemaakt worden. Dit is o.a. gedaan omdat voor CZV de gemiddelde lozingsconcentratie veel lager is dan de norm. Tabel 3.2 geeft de gemiddelde effluent kwaliteit weer die in Nederland gemeten wordt (laatste kolom).

TABEL 3.2 EFFLUENTKwaliteit Volgende de Generieke Nederlandse Lozingsnormen en de Gemiddelde Effluentkwaliteit in 2013 (CBS, Statline 2015)

	lozingsnorm (mg/l)	gemiddeld in 2013 (mg/l)	gemiddelde vracht (per 100.000 i.e.)
zwevende stof	< 25	8	169 ^a
BZV	< 35	4	77
CZV	< 125	38	770
P-totaal	< 1	1	23
N-totaal	< 10	7	165

^a uitgerekend aan de hand van de concentratie (geen alleen concentratie bekend bij CBS)

3.5 BALANSEN

Om de nulsituatie te kwantificeren zijn balansen opgesteld voor de referentiecasses. Deze alansen zijn opgesteld op basis van de uitgangspunten zoals die in de vorige paragrafen (3.1 tot en met 3.3) zijn gegeven (zie bijlage IV voor de balansen). Voor iedere referentiecasse is de massabalans opgesteld voor de nutriënten N en P, CZV, CH₄, de drogestof en de debieten.

De slibproductie in de aerobe zuivering van de referentiecasses is berekend met behulp van het HSA-model op basis van de in de massabalans berekende concentraties en vrachten in de ingaande stroom van de zuivering. De afbraak van organische stof en daarmee de biogasproductie in de gistingstank is berekend op basis van 60% en 34% omzetting voor respectievelijk primair en secundair slib. Deze omzetting is onder andere bepaald op basis het Chen-Hashimoto-model voor mesofiele vergisting. De massabalansen zijn gebruikt als invoer van de energiebalansen van de referentiecasses. Dit omdat de energievraag gerelateerd is aan de grootte van de stofstromen zoals bijvoorbeeld de energie voor ontwatering samenhangt met de hoeveelheid slib die ontwaterd moet worden.

De massabalansen voor referentiecasse 2 (alleen actief slib) en referentiecasse 3 (korrelslib) zijn door de overeenkomstige configuratie en uitgangspunten van de systemen gelijk aan elkaar voor P, N, CZV en droge stof. Over het algemeen zijn de debieten bij referentiecasse 2 en 3 ook gelijk, behalve voor het spuislib. In referentiecasse 3 wordt het korrelslib (0,2%) met een veel lagere concentratie gespuid dan bij referentiecasse 2, maar deze stroom is niet relevant voor de energiebalans en de LCA. De energiebalansen van beide referentiecasses verschillen doordat het aerobe korrelstelsel anders bedreven en belucht wordt dan een gewoon actief slib systeem en er geen nabezinktank nodig is. Hierdoor is het energieverbruik van referentiecasse 3 (7644 kWh/d) een stuk lager dan dat van referentiecasse 2 (8572 kWh/d). Referentiecasse 1 (7739 kWh/d) heeft ten opzichte van referentiecasse 3 een iets hoger energieverbruik, maar daar staat tegenover dat bij referentiecasse 1 veel meer biogas wordt geproduceerd dan bij referentiecasse (2 en) 3.

Voor de fosfaatbalans zijn referentiecasse 2 en 3 gelijk aan elkaar. Daarom is voor fosfaatterugwinning alleen referentiecasse 2 doorgerekend. Alginaatwinning wordt alleen vergeleken met referentiecasse 3, omdat alginaat het beste uit korrelslib terugwonnen kan worden. Omdat de slibhoeveelheden in referentiecasse 2 en 3 gelijk zijn aan elkaar is voor de PHA-productie alleen referentiecasse 1 en 2 doorgerekend. Dit wordt in de volgende hoofdstukken verder uitgelegd.

BALANSEN OPSTELLEN VOOR VERWAARDINGSROUTES VAN DE EFGF

De LCA die in deze studie is gebruikt is een attributionele LCA (zie hoofdstuk 2.1.3). Er wordt dus gekeken naar de veranderingen t.o.v. de nulsituatie van de referentiecasses. Kleine veranderingen in de balansen kunnen grote effecten hebben op de LCA-berekeningen. Hier moet rekening mee gehouden worden bij het opstellen van de balansen. Bij veranderingen moet nagegaan worden wat het effect hiervan op de bedrijfsvoering is. Vooral bij kleine veranderingen moet nagegaan worden of dit ook een effect heeft op de bedrijfsvoering. Zo wordt wanneer er een kleinere hoeveelheid organische stof naar de zuivering gaat niet meteen een kleinere zuivering gebouwd aangezien deze aanpassingen meestal voor bestaande zuiveringen is. Maar veranderingen in hoeveelheid organische stof of stikstof die naar de waterzuivering wordt (terug)gevoerd resulteren in een (theoretische) vermindering van de beluchtingsenergie. Kleine veranderingen van 1-3% zijn al significant voor de (attributionele) LCA. Daarom moeten veranderingen van 1-3% op de energiebalans ook meegenomen worden in de LCA-berekeningen. Maar er moet wel rekening mee gehouden worden dat dit een biologisch systeem betreft en dat de verandering in energie in de praktijk anders kan uitpakken. Het is daarom van belang de bijdrage van de losse processtappen inzichtelijk te maken, zodat duidelijk is hoeveel welke verandering bijdraagt aan het resultaat. De balansen voor de LCA moeten daarom nauwkeurig genoeg zijn om deze veranderingen te kunnen kwantificeren. Het is daarbij belangrijk om de achtergrond van de veranderingen goed te begrijpen, zodat duidelijk is dat de veranderingen ook in praktijk zullen plaatsvinden en niet alleen een modelmatige benadering omvatten.

Voor het opstellen van de balansen moeten een aantal stappen doorlopen worden:

- 1 Bepalen voor welke grondstof(fen) en grondstofterugwinroute(s) de LCA wordt uitgevoerd;
- 2 De referentiecasse, nulsituatie, bepalen inclusief de stofstromen hiervan;
- 3 Bepalen welke stoffen en stofstromen van de referentiecasse invloed hebben op de grondstof waarvoor de LCA wordt uitgevoerd en vaststellen stofstromen van de grondstofterugwinroute;
- 4 De massa- en energiebalansen opstellen van de referentiecasse; (de uitgangspunten die in deze studie gehanteerd zijn bieden een goede basis voor het opstellen van deze balansen);
- 5 De massa- en energiebalansen opstellen voor de grondstofterugwinroutes;
- 6 Controleren of alle veranderingen die ten opzichte van de referentiecasse doorgerekend worden in de praktijk een verandering betekenen. Indien dit niet het geval is: aanpassen punt 4 en/of 5;
- 7 Het verschil tussen de referentiecasse en grondstofterugwinroute vaststellen.

RWZI's zijn complexe systemen. Daarom is het waarschijnlijk dat er een aantal iteratiestappen nodig zijn om de effecten van grondstofwinning op de RWZI volledig in beeld te brengen en door te rekenen.

3.6 SLIB

In onderstaande tabel (Tabel 3.3) staan per referentiecasse de hoeveelheden slib die per 100.000 i.e. op jaarbasis worden geproduceerd. Alle slibhoeveelheden van de verwaardingsroutes voor organische stof zijn berekend op jaarbasis. Vanwege de leesbaarheid zijn de getallen in het rapport afgerond op gehele getallen. Voor de verwaardingsroutes van organische stof is het rejectiewater niet gemodelleerd, aangezien aangenomen is dat de deltascore hiervan 0 is.

TABEL 3.3 SLIBHOEVEELHEDEN PER REFERENTIECASE PER 100.000 I.E.

Onderwerp	Referentiecasi 1	Referentiecasi 2	Referentiecasi 3
Hoeveelheid slib / jaar	Primair 23,7 kton Secundair 15,4 kton	28,5 kton	28,5 kton
Hoeveelheid DS / jaar	Primair 0,95 kton Secundair 1,0 kton	1,7 kton	1,7 kton
Hoeveelheid ODS / jaar	Primair 0,76 kton Secundair 0,71 kton	1,3 kton	1,3 kton

4

INVENTARISATIE FOSFAATTERUGWINNING

In dit hoofdstuk is de inventarisatie van terugwinning van fosfaat uit de as van (slib)monoverbranders (ook wel centrale terugwinning) in paragraaf 4.1 en terugwinning van fosfaat op de RWZI door middel van productie van struviet (ook wel decentrale terugwinning) in paragraaf 4.2 gegeven. Deze inventarisatie heeft betrekking op toepassing bij referentiecasi 1 (3.3.1 Referentiecasi 1: Voorbezinktank met actief-slibproces).

4.1 P-TERUGWINNING BIJ DE SLIBEINDVERWERKER

In dit hoofdstuk is de inventarisatie (dataverzameling voor de modellering van de milieu-impact) voor fosfaatwinning in as van monoverbranders gegeven. In paragrafen 4.1.1 tot 4.1.3 wordt ingegaan op de veranderingen in de bedrijfsvoering bij de slibverwerker, de efficiëntie van de terugwinning en het vermeden product. In paragraaf 4.1.4 is een samenvatting van alle data gegeven. Deze inventarisatie heeft betrekking op referentiecasi 1. In bijlage X is een gevoeligheidsanalyse opgenomen voor een doorrekening voor referentiecasi 2 en 3. Omdat de resultaten erg dicht bij elkaar liggen en omdat voor P-terugwinning op de RWZI enkel referentiecasi 1 relevant is, is ervoor gekozen in dit hoofdstuk te focussen op referentiecasi 1.

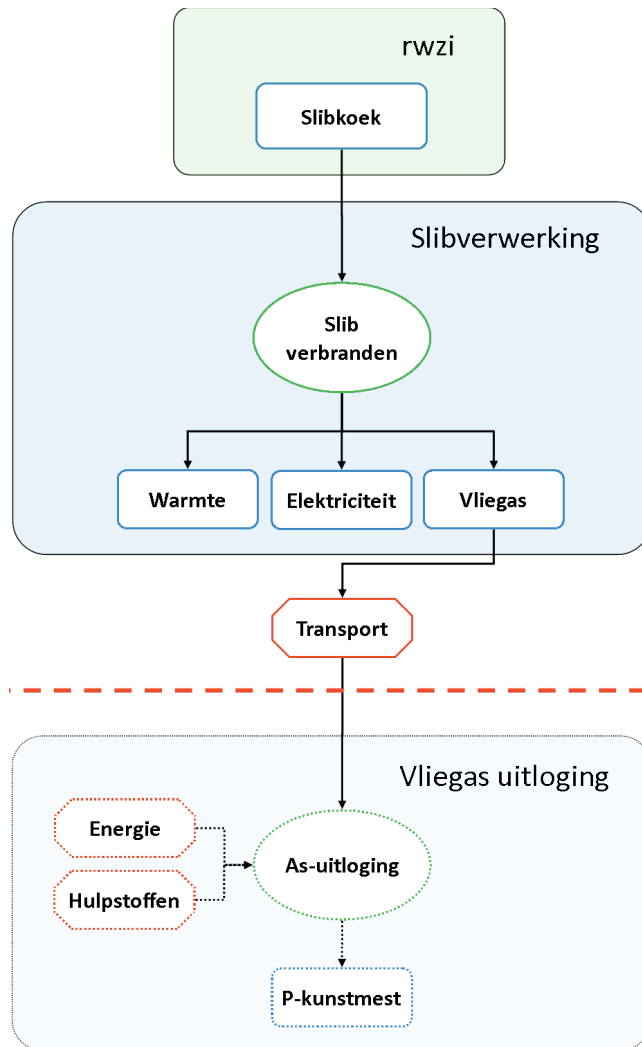
In Figuur 4.1 is het processchema weergegeven. Zoals aangegeven in de figuur ligt de grens bij de levering van de vliegias, als fosfaathoudend product als vervanging van fosfaaterts, aan Ecophos. Dit installatie voor dit proces is op dit moment in aanbouw, en dus nog niet gerealiseerd en in gebruik. De opwerking bij Ecophos valt buiten de analyse. Er wordt gekeken naar de veranderingen bij de slibverwerker als vliegias als fosfaathoudend product wordt geleverd aan Ecophos in plaats van ingezet in de huidige toepassingen.

Bij monoverbranding (57% van de slibverwerking in Nederland) komt zo'n 98% van de fosfor uit het slib terecht in de vliegias. Vliegias is een restproduct van de slibverwerking, en wordt op dit moment gebruikt als vulstof in asfalt en als vervanging van zand in de mijnbouw. Monoverbranders SNB en HVC hebben begin 2015 een contract getekend met Ecophos voor de levering van de vliegias van monoverbranding. Ecophos kan het vliegias gebruiken als grondstof voor de productie van kunstmest. Door middel van uitloging kan de fosfor aan de vliegias onttrokken worden¹. Op deze manier kan de vliegias hoogwaardig ingezet worden. In de bedrijfsvoering van de slibverwerkers (de monoverbranders) hoeft niets te veranderen om de vliegias geschikt te maken voor gebruik door Ecophos. Op dit moment is de fabriek in aanbouw, er wordt hier dan ook naar een toekomstbeeld gekeken.

In Tabel 4.1 is aangegeven hoeveel slib er per dag en per jaar geproduceerd wordt in referentiecasi 1. Ook is aangegeven welk aandeel van de hoeveelheid fosfor (P) in het slib en in de vliegias terechtkomt.

¹ Er wordt gerefereerd naar de verwerking van vliegias door middel van as-uitloging als het "Ecophos proces" of "verwerking van de vliegias door Ecophos"

FIGUUR 4.1 PROCESSHEMA TERUGWINNING BIJ SLIBVERWERKER: FOSFAATHOUDEND VLIEGAS



TABEL 4.1 INVENTARISATIE – BASISDATA SLIB (PER 100.000 I.E., VOOR REFERENTIECASE 1)

Thema	referentiecasi 1
Slibproductie ^a	14.952 kg per dag 5.458 ton per jaar
P in slib ^a	127 kg per dag 46,4 ton per jaar
% van slib naar vliegasi ^b	8%
% P ₂ O ₅ in vliegasi ^c	24,1% ^d

^a Op basis van massabalans (zie bijlage IV). Drogestofgehalte: 23%. Droge stof ref 1: 3374 kg/dag

^b SNB, 2015. Bij het berekenen van de fosfaatconcentratie in de vliegasi zijn praktijkwaarden van SNB gebruikt over de hoeveelheid as die overblijft per ton verbrand slib.

^c Het percentage P₂O₅ in vliegasi (gebaseerd op de massabalans, zie bijlage IV) wijkt af van de praktijkwaarde volgens SNB (20,2%). Dit kan komen omdat SNB in praktijk van veel verschillende typen RWZI slib ontvangt. Een deel wint mogelijk al fosfaat terug door middel van struvietwinning op de RWZI, een ander deel zal andere processpecificaties hebben (groter/kleiner dan 100.000 i.e., andere bedrijfsvoering dan aangenomen in onze massabalans), waardoor de P vracht in het slib anders is.

^d Concentratie P₂O₅ in as: 127 kg P = 288,6 kg P₂O₅. 8% van het slib komt terecht in de vliegasi: 14.952 = 1196 kg vliegasi. 288.6/1196=24,1%.

4.1.1 VERANDERINGEN BEDRIJFSVOERING SLIBVERWERKER

Er wordt in de milieukundige analyse enkel naar de verschillen tussen de huidige situatie en de toekomstige situatie gekeken, waarin vliegias op een andere manier wordt verwerkt. De veranderingen die worden meegenomen zijn:

- De nieuwe toepassing van de vliegias, die de oude toepassing vervangt;
- Het transport van de vliegias.

TOEPASSING VAN Vliegias

In Tabel 4.2 is de huidige toepassing en de toekomstige toepassing van vliegias weergegeven, evenals de percentages voor verschillende toepassingen. Het wegvallen van de conventionele toepassingen is opgenomen in de modellering. De toepassingen waarvoor de vliegias momenteel wordt ingezet, worden weer ingevuld door grondstoffen die de vliegias normaal vervangt (kalk en zand).

TABEL 4.2 HUIDIGE TOEPASSING VAN Vliegias

	Vulstof asfalt	Vulstof zoutmijn	Afdekking stortplaats	Totaal
Kg per kg slib	0,038	0,011	0,030	0,08
%	48	14	38	100%
Vervangt nu	Kalk	Zand	Zand	

Noot: Op basis van CE Delft 2013; Milieuscore monoverbranding van zuiverings-slib.

Aanpassing in de modellering van vliegias als vulstof: vermeden stort van vliegias is niet opgenomen in de modellering.

Proceskaart vervanging zand: Sand {CH}| gravel and quarry operation

Proceskaart vervanging kalk: Lime {CH}| production, milled, loose

Inclusief transport naar afzetlocaties. Proceskaart: Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 {RER}

Voor de berekening van de milieu-impact en vermeden milieu-impact van deze toepassingen is aangesloten bij de eerdere studie van CE Delft voor SNB (CE Delft en Aiforo, 2013). In de toekomst zal alle vliegias aan Ecophos geleverd worden als bron van fosfaat (in massa 8% van het naar de slibverwerker aangevoerde slib).

TRANSPORT

De vliegias moet getransporteerd worden van de slibverwerker naar de eindverwerker. Deze transportstap is opgenomen in de modellering. Als basis is de afstand van Moerdijk (SNB) naar Duinkerke (industrieterrein Ecophos in Frankrijk) aangehouden, 250 km. In een gevoeligheidsanalyse is aangegeven wat het effect is van een 100 km langere transportafstand.

4.1.2 EFFICIËNTIE TERUGWINNING

In het influent is 150 kg P per dag aanwezig (per 100.000 i.e.). Hiervan komt 127 kg P in het slib terecht (85%, voor referentiecasi 1). Van het P in slib komt 98% bij de slibverwerker in de vliegias terecht (SNB, 2015) Door Ecophos wordt 97% van het P in de vliegias teruggewonnen (Jossa en Remy., 2015).

TABEL 4.3 INVENTARISATIE CENTRALE P TERUGWINNING (KG P/D, PER 100.000 I.E., VOOR REFERENTIECASE 1)

	kg/dag	Efficiëntie
P in het influent	150	
P in het slib	127	85% van P in het influent
P in de vliegias	124,5	98% van P in het slib
P in kunstmest	123,2	97% van P in het slib wordt teruggewonnen

4.1.3 VERMEDEN PRODUCT: OPGEWERKT FOSFAATERTS

Ecophos zal de vliegas, afkomstig uit monoverbranding, gebruiken om fosfaatproducten te produceren. De vliegas vervangt daarmee de grondstof (opgewerkt) fosfaaterts. De concentratie fosfor (als P_2O_5) in de vliegas moet boven de 20% uitkomen om het interessant te maken als grondstof voor Ecophos. Bij een lagere concentratie is terugwinning niet meer mogelijk met de as-uitlogingsmethode van Ecophos. Op dit moment is de concentratie in de praktijk 20,2% (SNB, 2015). Zoals aangegeven in Tabel 4.1 is de concentratie P_2O_5 in de vliegas volgens onze massabalans 24,1% (zie noot c bij Tabel 4.1). Een verschil tussen praktijk en theorie is te verwachten (zie Tabel 4.1).

De analyse van het productieproces van Ecophos (omzetting van vliegas naar kunstmestproduct) is geen onderdeel van deze studie. Voor de huidige milieuanalyse liggen de systeemgrenzen rond de RWZI en slibverwerker (zie ook paragraaf 3.1 in hoofdstuk 3 Technische uitgangspunten). Als aanvulling op deze grens worden producten uit de rioolwaterketen bekeken op het moment dat ze interessant zijn voor een volgende afnemer. In het geval van centrale terugwinning van fosfaat ligt dat punt bij de levering van vliegas uit slibmonoverbranding aan Ecophos. De vraag hoe het Ecophos proces zich verhoudt tot conventionele kunstmestproductie wordt hier dan ook niet uitgebreid behandeld. Om een eerste inzicht te geven in de milieu-impact van het Ecophosproces is in bijlage X.14 een korte samenvatting van een literatuuranalyse hierover opgenomen.

4.1.4 INVENTARISATIEDATA VOOR MODELLERING

In Tabel 4.4 zijn de inventarisatiedata samengevat. In de vergelijking is rekening gehouden met de fosfaatinhoud in de erts en in de vliegas. De fosfaaterts wordt in Marokko deels opgewerkt tot een concentratie van rond de 30%. Dit opgewerkte product wordt naar Nederland verscheept om gebruikt te worden als grondstof voor de kunstmestproductie.

TABEL 4.4 INVENTARISATIE – FOSFAAT IN VLEGAS MONOVERBRANDERS (PER 100.000 I.E. PER JAAR, REFERENTIECASE 1)

Thema	Eenheid	Referentiecasi 1
Vermeden fosfaaterts, inclusief transport ^a	ton/jaar	102 ^b
Transport naar Ecophos ^c	ton vliegas/jaar	428
	km	250
Vervallen conventionele toepassingen vliegas, inclusief transport	ton/jaar	428 ^d

^a Omdat de proceskaart per kg P_2O_5 is, is een omrekenfactor gebruikt voor de transportafstanden. 21,6 Mton erts bevat 7,2 Mt P_2O_5 . De omrekenfactor komt daarmee op 3.

Transport per vrachtauto: afstand van mijn naar haven = 125 km (Kouribga naar Casablanca), van haven naar fabriek = 100 km (vanaf Rotterdam). Transport per vrachtauto per kg erts komt daarmee op 675 kgkm (omrekenfactor van 3 * 225). Proceskaart: Transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3 {RER} | transport, freight, lorry 16-32 metric ton, EURO3

Transport per schip: afstand van Casablanca naar Rotterdam: 2506 km. Transport per schip per kg erts komt daarmee op 7517 kgkm. Proceskaart: Transport, freight, sea, transoceanic ship {GLO} | processing

^b De proceskaart voor opgewerkt fosfaaterts is gedefinieerd per kg P_2O_5 . Met 0,44 kg P per P_2O_5 en de data uit de massabalans en de efficiënties (zie Tabel 4.1) geeft dat 102.200 kg P_2O_5 per jaar.

^c Transport naar Ecophos; Proceskaart: Transport, freight, lorry 16-32t, EURO5 {RER}

^d Volgens verhoudingen zoals aangeven in Tabel 4.2

4.2 P-TERUGWINNING OP DE RWZI

In dit hoofdstuk is de inventarisatie voor P-terugwinning op de RWZI gegeven. Er zijn verschillende technologieën om struviet te winnen. In deze studie kijken we naar struvietwinning op het rejectiewater, waarbij struviet geproduceerd wordt wat zonder extra zuiveringsstap verkocht kan worden als EG-meststof. In aanvulling op een struvietreactor kan een WASSTRIP geplaatst worden, wat het terugwinrendement verhoogt. Doel van deze technologie(ën) is

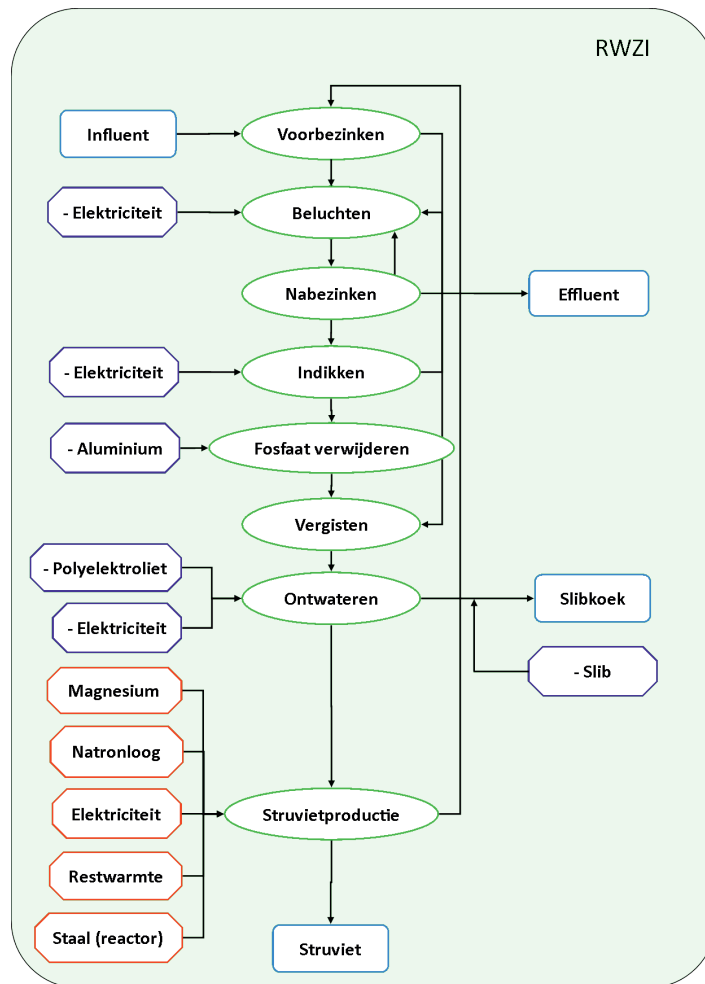
productie van een waardevol eindproduct (naast het creëren van additionele voordelen in de bedrijfsvoering op de RWZI), wat de beste keus voor technologie in het kader van deze studie maakt.

In paragrafen 4.2.1 t/m 4.2.3 wordt ingegaan op het type RWZI dat geschikt is voor struvietterugwinning, de inventarisatie van de struvietproductie en de veranderingen in de bedrijfsvoering op de RWZI. In paragraaf 4.2.4 wordt het product dat kan worden vermeden door het struviet behandeld. In paragraaf 4.2.5 is een overzicht gegeven van de inventarisatiedata gebruikt voor de modellering.

4.2.1 TYPE RWZI

Zoals aangegeven in de afbakening, zal enkel struvietwinning op referentiecasi 1 (RWZI met voorbezinking, actief-slibreactor en nabezinking) worden doorgerekend. Alle ingrepen die in Figuur 4.2 vermeld staan komen in de volgende paragrafen aan de orde.

FIGUUR 4.2 PROCESSCHEMA TERUGWINNING OP RWZI: STRUVIETPRODUCTIE



Noot: de paarse vlakken geven een vermindering aan, bijvoorbeeld dat er minder elektriciteit nodig is voor beluchting. De rode vlakken geven extra toevoegingen aan.

Naast het type RWZI, is ook de influent-vracht (kg P/dag) van belang voor de hoeveelheid terug te winnen fosfor per dag. De totale terug te winnen hoeveelheid per dag heeft volgens Ostara, producent van struvietreactoren, invloed op de economische haalbaarheid. In de optimale situatie voor een Pearl 2000 reactor van Ostara, is de toevoer 252 kg fosfor per dag. Dit

komt overeen met een schaalgrootte van tussen de 300.000 en 650.000 i.e. afhankelijk van het gebruik van de WASSTRIP of niet. In deze studie gaan we uit van een (lagere) toevoer van fosfor per dag op basis van de functionele eenheid van 100.000 i.e.. Het rendement, het energieverbruik, de reactor en de hulpstoffen zijn lineair geschaald vanuit de optimale situatie volgens Ostara, naar onze situatie met een RWZI van 100.000 i.e.. Met een kleinere struvietreactor, zoals de Pearl 500, is struvietwinning op de RWZI al mogelijk vanaf 100.000 i.e. met WASSTRIP en 200.000 i.e. zonder WASSTRIP. De impact van een kleinere reactor is in deze studie niet doorgerekend.

4.2.2 INVENTARISATIE STRUVIETPRODUCTIE

In Tabel 4.5 zijn de gegevens met betrekking tot de inventarisatie van de struvietproductie gegeven, waarbij is uitgegaan van terugwinning van fosfor met behulp van een struvietreactor met en zonder WASSTRIP.

TABEL 4.5 PRODUCTIEGETALLEN STRUVIET (KG/D EN TON/J, PER 100.000 I.E., REFERENTIECASE 1)

Onderdeel	RWZI met struvietreactor		RWZI met struvietreactor + WASSTRIP	
	kg/dag	ton/jaar	kg/dag	ton/jaar
Struviet ($\text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4 \cdot 6(\text{H}_2\text{O})$)	272	99	563	205
Fosfor (P)	34	12	71	26
Stikstof (N)	16	6	32	12
P als percentage (%) van P in influent	23	23	48	48

4.2.3 VERANDERINGEN BEDRIJFSVOERING OP RWZI

SLIBPRODUCTIE

In referentiecasi 1 volstaat het niet om enkel biologische zuivering, waarin fosfor wordt vastgelegd in biologisch slib, toe te passen voor de verwijdering van fosfor. Daarom wordt ijzer(III) sulfaat toegevoegd, waarmee door middel van chemische precipitatie met fosfaat chemisch slib ontstaat. Het slib bestaat dus deels uit biologisch slib en deels uit chemisch slib. De biologische slibproductie (slibproductie in de biologische zuivering exclusief het chemische slib van de defosfatering) is in alle situaties gelijk.

De productie van struviet heeft invloed op de slibkoekproductie. Struviet wordt gewonnen op de rejectiewaterstroom. Door struvietwinning neemt de fosforvrucht af in de rejectiewaterstroom en daarmee ook op de RWZI. Hierdoor hoeft er minder fosfor geprecipiteerd te worden met ijzer(II)sulfaat en neemt de chemische slibproductie af. Daarnaast zorgt de afname van chemisch slib voor een vermindering van de totale hoeveelheid slib wat gunstig is voor het PE verbruik bij ontwatering en de slibeindverwerking.

In Tabel 4.6 is de totale slibproductie, de natuurlijke slibproductie en de chemische slibproductie in de verschillende situaties samengevat. De natuurlijke slibproductie is het slib exclusief het chemische slib van de defosfatering na vergisting

Ten opzichte van de referentie neemt bij toepassing van een struvietreactor de productie van chemisch slib af, doordat er minder fosfaat teruggevoerd wordt naar de aerobe zuivering en er dus daar minder chemische defosfatering nodig is.

TABEL 4.6 SLIBPRODUCTIE (KG/D EN KG/J), ZONDER EN MET STRUVIETTERUGWINNING NA VERGISTING EN ONTWATERING (PER 100.000 I.E., VOOR REFERENTIECASE 1)

Grondstof	RWZI zonder struvietreactor		RWZI met struvietreactor		RWZI met struvietreactor + WASSTRIP	
	kg/dag	ton/jaar	kg/dag	ton/jaar	kg/dag	ton/jaar
Slibkoek (23% ds) - totaal	3.439	1.255	3.245	1.184	3.099	1.131
Waarvan natuurlijk slib	3.153	1.151	3.153	1.151	2.983	1.089
Waarvan chemisch slib	286	104	92	34	116	42
Afname in slibproductie t.o.v. RWZI zonder struvietreactor	-	-	194	71	340	124

In de situatie met WASSTRIP is de afname in chemischslibproductie lager dan in de situatie met enkel een struvietreactor. Door de WASSTRIP wordt P vrijgemaakt en naar de struvietreactor gestuurd in plaats van naar de slibgisting. Het rendement van de struvietreactor is 90% (P-verwijdering). Dit rendement is onafhankelijk van de toevoer. Dit betekent dat er in de situatie met WASSTRIP meer P in het rejectiewater na de struvietreactor zit dan in de situatie zonder WASSTRIP, en de P-toevoer op de waterlijn in de situatie met WASSTRIP hoger is. Hierdoor moet er in de situatie met WASSTRIP meer P chemisch geprecipiteerd worden dan in de situatie met alleen een struvietreactor.

Ook de hoeveelheid natuurlijk slib (niet-chemisch slib na vergisting) is lager in de situatie met WASSTRIP. Door de WASSTRIP wordt P, in de vorm van PO_4^{3-} , uit de cellen van de biomassa vrijgemaakt. Daarnaast komt magnesium vrij als tegen-ion om de lading van de opgeloste stoffen in het water neutraal te houden. Magnesium is de limiterende component in de vorming van struviet; minder magnesium betekent minder struviet. Het verwijderen van het magnesium uit het slib zorgt ervoor dat er in de vergister minder natuurlijk struviet neerslaat. Hierdoor is de hoeveelheid natuurlijk slib na vergisting lager bij gebruik van een WASSTRIP.

Voor fosfaatverwijdering in chemisch slib wordt gebruik gemaakt van ijzer(III)sulfaat. In Tabel 4.7 is weergegeven hoeveel er hiervan in de referentie gedoseerd wordt, en hoeveel in het geval een struvietreactor zonder of met WASSTRIP toegepast wordt. Er is uitgegaan van een overdosering van 1,6 mol Fe/mol $PO_4\text{-P}$.

TABEL 4.7 DOSERING IJZER(III)SULFAAT VOOR HET VERWIJDEREN VAN FOSFAAT IN CHEMISCH SLIB

Eenheid	RWZI zonder struvietreactor		RWZI met struvietreactor		RWZI met struvietreactor + WASSTRIP	
	kg/dag	ton/jaar	kg/dag	ton/jaar	kg/dag	ton/jaar
IJzer(III)sulfaat	466	170	147	54	183	67
Vermeden ijzer(III)sulfaat			319	116	283	103

SLIBSAMENSTELLING

In Tabel 4.8 is aangegeven hoeveel fosfor (als P) in het slib terecht komt bij RWZI-referentiecase 1.

TABEL 4.8 FOSFORVRACHT (KG/D EN KG/J) IN SLIB, ZONDER EN MET STRUVIETTERUGWINNING (PER 100.000 I.E., VOOR REFERENTIECASE 1)

Eenheid	RWZI zonder struvietreactor		RWZI met struvietreactor		RWZI met struvietreactor + WASSTRIP	
	kg/dag	ton/jaar	kg/dag	ton/jaar	kg/dag	ton/jaar
Fosfor (P)	127	46	93	34	56	20

ENERGIEBALANS

Uit de energiebalans blijkt dat het energiegebruik van de RWZI in verschillende cases verschilt voor een paar processen. In Tabel 4.9 is een overzicht gegeven van deze verschillen.

TABEL 4.9 ENERGIEVERBRUIK PROCESSEN RWZI (KWH/D EN KWH/J, PER 100.000 I.E., VOOR REFERENTIECASE 1), VOOR DE PROCESSEN WAAR HET ENERGIEVERBRUIK VERANDERT

Proces	RWZI zonder struvietreactor		RWZI met struvietreactor		RWZI met struvietreactor + WASSTRIP	
	kWh/dag	MWh/jaar	kWh/dag	MWh/jaar	kWh/dag	MWh/jaar
Beluchting in tanks	4.082	1.490	4.069	1.485	4.056	1.480
Mechanische slibontwatering ^a	127	46	118	43	119	43
Eindontwatering ^b	421	154	397	145	400	146
Afname t.o.v. RWZI zonder reactor	-		46	17	55	20

a Indikking tot een ds gehalte van 6%

b Ontwatering tot een ds-gehalte van 23%

Het winnen van struviet met behulp van een struvietreactor, met of zonder WASSTRIP, heeft invloed op de benodigde beluchtingsenergie, de energie voor de mechanische slibontwatering en de energie voor de eindontwatering.

Door de struvietreactor toe te passen is er 46 kWh/d minder energie nodig voor de processen op de RWZI en bij een struvietreactor met WASSTRIP is dit 55 kWh/d. De verschillen in de beluchtingsenergie worden veroorzaakt door de concentratie CZV en stikstof in het water. Hierdoor is minder beluchting nodig. De verschillen in het energieverbruik voor mechanische slibontwatering en de eindontwatering worden veroorzaakt door verschillen in het drogestofgehalte in het slib. Het verbruik is afhankelijk van de aanvoer van droge stof, en is dus lager bij toepassing van een struvietreactor en WASSTRIP.

4.2.4 VERMEDEN PRODUCT: KUNSTMEST

Struviet mag sinds januari 2015 (RVO, 2015) gebruikt worden als kunstmestvervanger. Er zijn verschillende kwaliteiten struviet. Struviet zoals geproduceerd door de struvietreactor, waar in deze studie vanuit is gegaan, heeft een hoge zuiverheid. De struvietkorrels worden opgemengd tot het product de juiste verhouding werkzame stoffen heeft. Het is daarnaast geregistreerd als EG-meststof en mag worden toegepast in Nederland (STOWA2015-34, 2015). Dit struviet heeft in de bodem voor de plant een werking die vergelijkbaar is met die van goed-oplosbare minerale fosfaatmeststof (Gell et al., 2011). In de 18 publicaties waarop Gell et al. (2011) hun conclusies baseren, zijn geen negatieve effecten gerapporteerd. Bij veeljarig gebruik van struviet wordt meer magnesium aangevoerd dan een gewas gemiddeld afvoert. Dit zou kunnen resulteren in een inefficiënt gebruik van de grondstof magnesium. Echter, in de praktijk wordt struviet altijd bijgemengd met kunstmest, zodat een goede verhouding aan werkzame stoffen ontstaat (Grontmij, 2015).

In dit onderzoek gaan we ervan uit dat struviet het gebruik van een combinatie van goed-oplosbare minerale meststof vervangt. De werkzame stoffen in struviet (fosfaat, stikstof en magnesium) vervangen kunstmesttypes met dezelfde verhouding aan werkzame stoffen. In de modellering wordt gekeken naar het verschil in milieu-impact tussen struviet en een combinatie van deze kunstmeststoffen. In de praktijk is het goed mogelijk dat struviet wordt gemengd met andere kunstmesten om een mengsel met de gewenste samenstelling te verkrijgen. Dit maakt voor de modellering van de werkzaamheid van de werkzame stoffen in struviet geen verschil.

In de praktijk is er wel een verschil tussen de werking van struviet en kunstmesttypes dat het vervangt. Struviet geeft de nutriënten vrij onder gecontroleerde snelheid (in tegenstelling tot kunstmest), zodat er geen gevaar is voor aantasting van de wortels (Doyle en Parsons, 2002). Daarentegen is dit wel iets waar gebruikers van het struviet rekening mee moeten houden als ze gewend zijn dat de werkzame stoffen direct kunnen worden opgenomen door de planten.

In Tabel 4.10 is weergegeven wat de verhouding is van de werkzame stoffen in struviet.

TABEL 4.10 VERHOUDING WERKZAME STOFFEN IN STRUVIET

Werkzame stof	Aandeel (kg/kg struviet)
Fosfor (uitgedrukt als P ₂ O ₅)	0,29
Stikstof (N)	0,06
Magnesium (uitgedrukt als MgO)	0,16

4.2.5 INVENTARISATIEDATA VOOR MODELLERING

Voor het produceren van struviet wordt gebruik gemaakt van een struvietreactor, al dan niet in combinatie met WASSTRIP. De struvietreactor mengt magnesiumchloride met het rejec-tiewater dat de struvietreactor binnenkomt. Hiervoor is zowel energie nodig als de hulpstof magnesiumchloride. Eventueel moet ook de hulpstof natronloog worden toegevoegd om de pH-waarde te verhogen. Dit hangt af van de pH-waarde en de buffercapaciteit van de vloeistof (Jossa en Remy, 2015). Voor het berekenen van de milieu-impact van struvietproductie wordt daarnaast het staal waar de reactor van is gemaakt meegenomen inclusief de energie die daar voor nodig is. We gaan uit van een functionele levensduur van 10 jaar voor de struvietreactor. De technische levensduur van de reactor is 20-25 jaar (Ostara Technologies, 2015). De overige materialen voor bijvoorbeeld sensoren, pompen en afsluiters worden niet meegenomen, omdat de impact hiervan op het gehele proces verwaarloosbaar wordt geacht. De WASSTRIP kan eenvoudig ingepast worden op een RWZI met buffers voor slibopslag. Dit is meestal aanwezig, om een gelijkmatige belasting van de gisting mogelijk te maken en voldoende vrijheid te hebben in transport van slib. Extra materialen (reactor of tank) zijn niet nodig, en daarom niet opgenomen in de modellering (Ostara technologies, 2015).

In Tabel 4.11 is de inventarisatie weergegeven voor de struvietreactor en voor de struvietre-actor met WASSTRIP. De waardes gegeven door Ostara voor de optimale situatie, zijn hierin omgerekend naar onze referentiecasi 1 van 100.000 i.e.

TABEL 4.11 INVENTARISATIE STRUVIETREACTOR (PER DAG EN PER JAAR, PER 100.000 I.E., VOOR REFERENTIECASE 1) (OSTARA, 2015)

	Struvietreactor		Struvietreactor + WASSTRIP	
	per dag	per jaar	per dag	per jaar
Fosfaatvrucht toevoer reactor	29 kg P/dag	10 ton P/jaar	71 kg P/dag	26 ton P/jaar
P-terugwinrendement	90 %	90%	90 %	90%
Gewicht reactor ^a	1,0 ton RVS	1,0 ton RVS	2,5 ton RVS	2,5 ton RVS
Dosering MgCl ₂ ^b	21,1 kg Mg/dag	8 ton Mg/jaar	37,0 kg Mg/dag	14 ton Mg/jaar
Dosering NaOH ^c	0 – 8,2 kg NaOH/dag	0 – 3 ton NaOH/jaar	0 – 27 kg NaOH/dag	0 – 10 ton NaOH/jaar
Energieverbruik ^d	45 kWhe/dag	16 MWhe/jaar	132 kWhe/dag	48 MWhe/jaar
Droogwarmte (restwarmte, geen primaire energie)	46 kWh/dag	17 MWh/jaar	113 kWh/dag	41 MWh/jaar
Struvietkorrels ^e	230 kg/dag	84 ton/jaar	563 kg/dag	205 ton/jaar

^a Ecoinvent process: Industrial machine, heavy, unspecified {RER}| production

^b De MgCl₂ dosering is lager bij gebruik van een WASSTRIP, omdat er rook magnesium vrijkomt in de WASSTRIP. Zonder WASSTRIP is de Mg:P verhouding 0,7, met WASSTRIP 0,5.

Ecoinvent proces: Magnesium {RoW}| magnesium production, electrolysis. Aanpassing: exclusief elektrolyse, tussenproduct is het gewenste product

^c Ecoinvent proces: Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {RER}| chlor-alkali electrolysis, membrane cell

^d Ecoinvent process: Electricity, medium voltage {NL}| market for

^e Ecoinvent process: Phosphate fertiliser, as P205 {RER}| single superphosphate production, Nitrogen fertiliser, as N {RER}| calcium ammonium nitrate production, Magnesium sulfate {RER}| production

In Tabel 4.12 zijn de data voor de veranderingen op de RWZI bij toepassing van een struvietreactor, al of niet met WASSTRIP gegeven.

TABEL 4.12 INVENTARISATIE VERANDERINGEN OP DE RWZI (PER DAG EN PER JAAR, PER 100.000 I.E., VOOR REFERENTIECASE 1)

	Struvietreactor		Struvietreactor + WASSTRIP	
	per dag	per jaar	per dag	per jaar
Fosfaatverwijdering – ijzer(III)sulfaatdosering ^a	-259 kg/dag	-94 ton/jaar	-229 kg/dag	-84 ton/jaar
Beluchting en ontwatering - energie ^b	-46 kWhe/dag	-17 MWhe/jaar	-55 kWhe/dag	-20 MWhe/jaar
Ontwatering – polyelektroliet (PE) ^c	-10,5 kg/dag	-3,8 ton/jaar	-18,5 kg/dag	-6,8 ton/jaar
Slib naar slibverwerking ^d	-194 kg/dag	-71 ton/jaar	-340 kg/dag	-124 ton/jaar

^a Ecoinvent process: Iron sulfate {GLO}| market for

^b Ecoinvent process: Electricity, medium voltage {NL}| market for

^c Ecoinvent process: Polyacrylamide {GLO}| production

^d Modelling: SNB slibverwerkingsproces, zie ook paragraaf 3.1.4

5

INVENTARISATIE VOOR ORGANISCHE STOFFEN

In dit hoofdstuk worden de processen zoals beschreven in hoofdstuk 3.3 gedetailleerd weergegeven en geïnventariseerd. Omdat de productie cq terugwinning van de organische stoffen invloed heeft op meerdere processtappen in de keten wordt de inventarisatie (dataverzameling voor de modellering van de milieu-impact) beschreven per processtap in plaats van per type ingreep (bijvoorbeeld electriciteit en hulpstoffen) om een beter beeld te kunnen schetsen van de invloed van de organische stofroutes. In de overzichtstabellen worden per processtap wel de inputs per type ingreep weergegeven.

Eerst worden de referentiecasses besproken in paragraaf 5.1.1, waarna de verwaardingsroutes voor PHA (paragraaf 5.2), cellulose (paragraaf 5.3) en alginaat (paragraaf 5.4) worden uitgewerkt. Voor alle routes is een bepaalde aanpak gehanteerd die verder wordt uitgelegd in bijlage V.

5.1 INVENTARISATIE REFERENTIECASES

5.1.1 REFERENTIECASE 1: VOORBEZINKTANK MET ACTIEF-SLIBPROCES

Deze paragraaf geeft een overzicht van de inventarisatie van referentiecasse 1. Voor referentiecasse 1 zijn de volgende ketenstappen geïdentificeerd (zie ook het processchema in Figuur 3.1 op pagina 21):

- 1 Slib indikken
- 2 Slib vergisten (biogasproductie)
- 3 Slib ontwateren
- 4 Transport slib
- 5 Slib drogen
- 6 Slib verbranden

In de onderstaande paragrafen worden de stappen toegelicht en geïnventariseerd.

SLIB INDIKKEN

Het geproduceerde primaire en secundaire slib wordt eerst ingedikd voordat het richting de gistingstank gaat. Om het primaire slib in te dikken wordt gravitaire indikking gebruikt, oftewel het slib bezinkt op de bodem van een bezinkingstank. Dit leidt tot een DS van 4%. Het bezinken vereist geen energie en daarom wordt deze stap niet geïnventariseerd. Het secundaire slib wordt ingedikd door middel van mechanische slibindikking tot 6% DS. Dit proces heeft electriciteit nodig (Tabel 5.3). Het mechanisch indikken van slib kost 45 kWh per ton drogestof (STOWA 2014-10, 2014).

Naast elektriciteit wordt polyelektroliet gebruikt als hulpmiddel voor het flocculeren. De consumptie hiervan bedraagt 3 kg polyelektroliet per ton drogestof (STOWA2012-06, 2012). Polyelektroliet is niet aanwezig in de Ecoinvent-database, maar polyacrylamide wel, dus daarom is hiervoor gekozen bij het berekenen van de milieu-impact. Polyacrylamide is een flocculant welke ook goed gebruikt zou kunnen worden als hulpmiddel bij het indikken.

SLIB VERGISTEN (BIOGASPRODUCTIE)

Zodra het primaire en secundaire slib ingedikd is wordt het samengevoegd tot één stroom en gaat het de gistingstank in. Gedurende de vergisting wordt een gedeelte van de organische stof omgezet in biogas. Dit organische drogestof verdwijnt daarmee uit het proces. Het organische materiaal in primair slib is makkelijker om te zetten naar biogas dan het organische materiaal in secundair slib (vandaar het verschil in biogasproductie in Tabel 5.1). Het produceren van biogas kost een beperkte hoeveelheid aan elektriciteit (Bijlage IV). Dit wordt hoofdzakelijk verbruikt door pompen. In Tabel 5.1 staan de productiegetallen voor biogas waarmee gerekend is in deze studie. De warmtevraag is uitgerekend volgens de procedure in Bijlage V.3 en staat in Tabel 5.3.

TABEL 5.1

PRODUCTIEGETALLEN BIOGAS

Onderwerp	Primair slib	Secundair slib
Biogasproductie/kg ingaande ODS	0,58 m ³	0,26 m ³
%ODS omzetting	60	34
Biogasproductie/kg omgezet ODS	0,97 m ³	0,76 m ³
Totale hoeveelheid biogas	625 * 10 ³ m ³	

WKK (BIOGAS VERBRANDEN)

Voor het berekenen van de hoeveelheid elektriciteit en warmte uit de WKK is gebruik gemaakt van de waarden gegeven in Tabel 5.2. Dit leidt tot de waarden weergegeven in Tabel 5.3.

TABEL 5.2

AANNAMES BEREKENINGEN WKK

Onderwerp	Waarde
Verbrandingswaarde biogas	23,3 MJ/m ³
Methaangehalte	65%
Verbrandingswaarde methaan	35,8 MJ/m ³
Efficiëntie elektriciteit	0,38
Efficiëntie warmte	0,40

SLIB ONTWATEREN

Het digestaat (38,4 kton) dat uit de gistingstank wordt vervolgens ontwaterd naar 23% DS. Dit wordt met behulp van een centrifuge gedaan. Hiervoor is per ton drogestof 120 kWh elektriciteit nodig (Tabel 5.3). Naast elektriciteit wordt ook polyelektroliet toegevoegd aan het slib om het ontwateren makkelijker te maken (12,5 kg polyelektroliet/ton ontwaterde drogestof).

TRANSPORT SLIB

Het ontwaterde slib (5,9 kton slib) wordt getransporteerd naar een slibverwerker alvorens het verder gedroogd wordt. Aangenomen is dat de gemiddelde afstand waarover het slib getransporteerd wordt 50 km is en dat de dichtheid van het slib 1000 g/l (expert judgement Witteveen+Bos) is.

SLIB DROGEN

Na het transport wordt de ontwaterde slibkoek verder gedroogd tot 40% met behulp van een wervelbeddroger, voordat het verbrand kan worden in de oven. Het warmtegebruik is berekend op 1,50 MJ/kg verwerkt slibkoek (omgerekend uit data van de STOWA (STOWA, 2013-WO3) en data geleverd door SNB)(SNB, 2015). Het elektriciteitsverbruik is berekend op 0,18 MJ/kg verwijderd water stowa (STOWA, 2013-WO3). De gebruikshoeveelheden staan in Tabel 5.3.

SLIB VERBRANDEN

Wanneer het slib gedroogd is wordt het verbrand. In Tabel 5.3 staan de waarden voor deze processtap. In totaal wordt 3,4 kton slib met een DS-gehalte van 40% verbrand. Gedurende de verbranding van slib wordt kalk toegevoegd om HCl en SO₂ te verwijderen (17 kg kalk/ton te verbranden slib). De energie die vrijkomt bij het verbranden van slib wordt gebruikt voor het opwekken van stoom. Dit stoom wordt gedeeltelijk ingezet als warmtebron en gedeeltelijk voor het opwekken van elektriciteit (voor berekening zie paragraaf V.5).

OVERZICHT INPUTS REFERENTIECASE 1

TABEL 5.3 OVERZICHT INVENTARISATIE REFERENTIECASE 1 OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
Slib indikken	Elektriciteit	167 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	3 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Slib vergisten (biogasproductie)	Warmte	1.302 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	9 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
WKK (biogas verbranden)	Elektriciteit	-5.816 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-1.302 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Slib ontwateren	Elektriciteit	589 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	17 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Transport slib	Transport	296 kt.km Proces: Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3
Slib drogen	Warmte	8.828 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	454 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Slib verbranden	Warmte	-8.828 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	-1.760 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Kalk	58 ton Proces: Lime {GLO} market for

5.1.2 REFERENTIECASE 2: ACTIEF-SLIBPROCES

Deze paragraaf geeft een overzicht van de inventarisatie van referentiecasi 2. Voor referentiecasi 2 zijn de volgende ketenstappen gedefinieerd (zie ook het processchema in Figuur 3.2 op pagina 22):

- 1 Slib indikken
- 2 Transport slib
- 3 Slib vergisten (biogasproductie)
- 4 Slib ontwateren
- 5 Slib drogen
- 6 Slib verbranden

Het verschil tussen referentiecasi 1 en referentiecasi 2 is het type slib dat geproduceerd wordt en de locatie van de gistingstank. Referentiecasi 2 produceert alleen secundair slib en de gistingstank staat op hetzelfde terrein als de slibverwerking (dat is zo gemodelleerd in deze studie). Daarom vindt de ontwateringsstap plaats op dezelfde locatie als de slibverwerking en wordt er dus meer massa getransporteerd naar de slibverwerker. In Tabel 5.4 staan de inputs voor referentiecasi 2 op jaarbasis.

TABEL 5.4 OVERZICHT INVENTARISATIE REFERENTIECASE 2 OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
Slib indikken	Elektriciteit	277 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	5 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Transport slib	Transport	1.426 kt.km Proces: Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3
Slib vergisten (biogasproductie)	Warmte	948 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	7 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
WKK (biogas verbranden)	Elektriciteit	-3.102 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-948 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Slib ontwateren	Elektriciteit	551 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	16 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Slib drogen	Warmte	8.253 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	424 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Slib verbranden	Warmte	-8.253 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	-2.116 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Kalk	54 ton Proces: Lime {GLO} market for

5.1.3 REFERENTIECASE 3: AEROOB KORRELSLIBPROCES

Deze paragraaf geeft een overzicht van de inventarisatie van referentiecasi 3. Voor referentiecasi 3 zijn de volgende ketenstappen gedefinieerd (zie ook het processchema in Figuur 3.3 op pagina 23):

- 1 Slib indikken
- 2 Transport slib
- 3 Slib vergisten (biogasproductie)
- 4 Slib ontwateren
- 5 Slib drogen
- 6 Slib verbranden

De massa- en energiebalans voor referentiecasi 2 en 3 zijn identiek, behalve dat in referentiecasi 3 slib geproduceerd wordt met behulp van een korrelslibreactor (gebruikmakend van Nereda-technologie) in plaats van een actief-slibreactor. In Tabel 5.5 staan de inputs voor referentiecasi 3 op jaarbasis.

TABEL 5.5 OVERZICHT INVENTARISATIE REFERENTIECASE 3 OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
Slib indikken	Elektriciteit	277 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	5 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Transport slib	Transport	1.426 kt.km Proces: Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3
Slib vergisten (biogasproductie)	Warmte	927 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	7 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
WKK (biogas verbranden)	Elektriciteit	-3.102 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-927 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Slib ontwateren	Elektriciteit	551 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	16 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Slib drogen	Warmte	8.254 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	424 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Slib verbranden	Warmte	-8.254 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	-2.150 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Kalk	54 ton Proces: Lime {GLO} market for

5.2 PHA

5.2.1 INVENTARISATIE PHA-PRODUCTIECASE 1

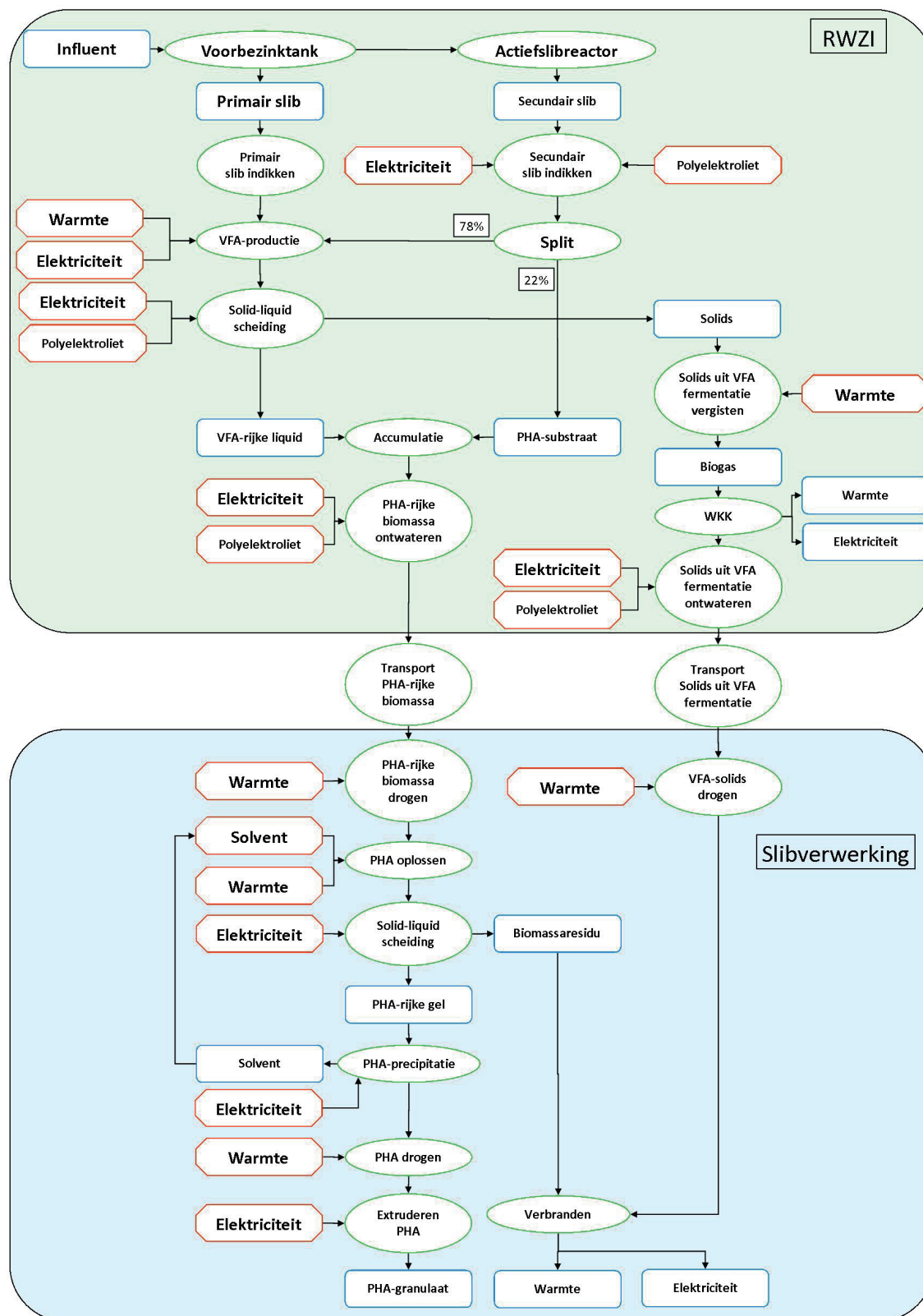
Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de inventarisatie van PHA-productiecase 1. Deze PHA-productiecase wordt vergeleken met referentiecasi 1, dus er zal primair en secundair slib voorhanden zijn voor PHA-productie. Voor PHA-productiecase 1 zijn de volgende ketenstappen gedefinieerd (zie ook het processchema in Figuur 5.1):

- 1 Slib indikken
- 2 Slibverdeling in twee fracties ten behoeve van VFA- en PHA-productie (split)
- 3 VFA-productie
- 4 PHA-accumulatie
- 5 PHA-rijke biomassa ontwateren
- 6 Transport PHA-rijke biomassa
- 7 PHA-rijke biomassa drogen
- 8 PHA-extractie, bestaande uit PHA oplossen, solid-liquid scheiding, PHA precipiteren
- 9 Extruderen PHA
- 10 Biomassaresidu verbranden
- 11 Solids uit VFA-fermentatie verwerken, bestaande uit vergisten, ontwateren, drogen, verbranden

Deze processtappen zullen hieronder uitgewerkt worden. Voor alle processtappen zal de deltascore bepaald worden ten opzichte van dezelfde processtap in referentiecasi 1.

Processtap 1 verandert niet in PHA-productiecase 1 ten opzichte van referentiecasi 1, oftewel de deltascore is nul. Daarom wordt deze niet verder beschreven. Voor processtap 5, 6 en 11 zijn de processen hetzelfde als voor referentiecasi 1, alleen de hoeveelheden zijn anders. In de overzichtstabel (Tabel 5.6) staan voor deze stappen de benodigde energievraag en hulpstoffen.

FIGUUR 5.1 PHA-PRODUCTIECASE 1

**SLIBVERDELING IN TWEE FRACTIES TEN BEHOEVE VAN VFA- EN PHA-PRODUCTIE (SPLIT)**

Het primaire slib wordt gebruikt voor de fermentatie van vluchtige vetzuren (VFA) en het secundaire slib wordt gebruikt als biomassa-bron voor de PHA accumulatie (zie ook (STOWA 2014-10, 2014)). Echter, de hoeveelheid VFA die geproduceerd wordt door de fermentatie van

alleen het primaire slib is niet voldoende om de PHA-potentie in de biomassa optimaal te benutten. Om de PHA-productie te maximaliseren wordt een gedeelte van het secundaire slib gebruikt voor het fermenteren van VFA. Hoe deze stroom verdeeld wordt is van aanzienlijk belang omdat het de totale PHA-productie bepaald. Op basis van de benodigde hoeveelheid kg VFA's die nodig is om 1 kg PHA te maken is berekend dat 78% van de secundaire slibstroom naar de VFA-fermentatie geleid wordt en 22% van de secundaire slibstroom wordt gebruikt voor de PHA-accumulatie.

VFA-PRODUCTIE

VFA-fermentatie

Het fermenteren van VFA gebeurt op circa 35 °C. De fermentatietijd bedraagt 5 dagen (Morgan-Sagastume et al., 2015). Aangenomen is dat de reactor 365 dagen per jaar draait en dat het mengsel op temperatuur gebracht en gehouden moet worden door middel van warmte. Met de formules beschreven in bijlage V.4 is de bijbehorende warmtevraag uitgerekend. Tabel 5.6 geeft een overzicht van de procesbenodigdheden.

VFA conversie

De conversie van organische stof naar VFA door middel van fermentatie is een belangrijke parameter aangezien de VFA als voeding (koolstofbron) dient voor de biomassa die PHA accumuleert. Volgens de (STOWA 2014-10, 2014) zit de conversie van VSS (organische stof in de slibstroom) naar VFA tussen de 0,15 en 0,50 g VFA/g VSS. Voor deze studie is aangenomen dat de conversie 0,3 g VFA/g VSS is (een schatting die aan de hoge kant is voor slib), en dat de efficiëntie van de VFA-productie voor primair en secundair slib gelijk is. In totaal wordt 394 ton VFA geproduceerd.

Solid-liquid scheiding

De geproduceerde VFA's moeten vervolgens gescheiden worden van restmateriaal (solidsresidu) in een solid-liquid scheidingsstap. Dit gebeurt met behulp van een decanteercentrifuge. De scheidingsefficiëntie van de centrifuge die gebruikt wordt om het slib te ontwateren kan als indicatie dienen voor de efficiëntie. Het rejectiewater uit de slibcentrifuge heeft een droge-stofgehalte van 0,08%. Dit betekent dat de centrifuge zeer efficiënt scheidt (vrijwel 100%). Voor deze studie is uitgegaan van een scheidingsefficiëntie van 99%.

De geproduceerde VFA's zijn opgelost in het water en gaan dus mee met de vloeistof. In het (STOWA2013-W03, 2013) wordt aangegeven dat 30% DS gehaald kan worden met een decanteercentrifuge. Omdat de opbrengst aan VFA zo hoog mogelijk moet zijn, dus dat betekent zo min mogelijk water naar de solidsstroom, is in deze studie 30% DS gebruikt bij de scheiding. Dit betekent wel dat het energieverbruik wat hoger is (150 kWh/ton DS ten opzichte van 120 kWh/ton DS voor 23% DS). Om de scheiding te vergemakkelijken wordt polyelektroliet toegevoegd (15 kg polyelektroliet/ton DS). Tabel 5.6 geeft een overzicht van de procesbenodigdheden voor de solid-liquid scheiding. In totaal is na deze stap 358 ton VFA beschikbaar voor de accumulatiestap.

PHA-ACCUMULATIE

De geproduceerde VFA's worden in deze stap samengevoegd met het secundair slib voor de PHA accumulatie. Om 1 kg PHA te produceren is 2,33 kg VFA nodig (STOWA 2014-10, 2014). In deze studie is aangenomen dat elke kg biomassa zijn eigen gewicht aan PHA kan accumuleren, dus dat betekent dat aan het eind van deze processtap het gehalte PHA in de biomassa 50% is (Janarthanan et al., 2016). Gedurende de accumulatie wordt de biomassa en VFA rond-

gepompt en belucht. Omdat deze processtap bij kamertemperatuur plaatsvindt, is in deze studie aangenomen dat hier geen warmte voor nodig is. Tabel 5.6 geeft een overzicht van de elektriciteitsbehoeften.

PHA-RIJKE BIOMASSA ONTWATEREN

Het water dat uit de slibstroom gewonnen wordt tijdens de ontwatering bevat een gedeelte aan drogestof en organische stof. Omdat dit rejectiewater een gedeelte aan organische stof bevat gaat daarmee ook een gedeelte van de geproduceerde PHA verloren. Het rejectiewater wordt weer toegevoegd aan de reguliere waterzuivering. Hierdoor zou de PHA uiteindelijk weer in de slibstroom terechtkomen, ware het niet dat de PHA als voeding geconsumeerd wordt door de bacteriën tijdens het waterzuiveringsproces. Daarom wordt de PHA die met het rejectiewater uit de stroom verdwijnt als een verlies beschouwd (6 ton PHA verlies; oftewel 4% van het totaal).

TRANSPORT PHA-RIJKE BIOMASSA

Als onbehandelde biomassa getransporteerd wordt blijft de biomassa actief, en in deze studie zou biomassa de net geproduceerde PHA gebruiken als voedselbron. Dit kan tegengegaan worden door de pH van de biomassa te verlagen zodat er geen biologische activiteit meer mogelijk is. Voor deze studie is aangenomen dat een pH van 2 biologische activiteit verhindert en dat de pH van de biomassa oorspronkelijk 7 is. Om de pH te verlagen wordt zoutzuur gebruikt. Qua transportafstand voor de biomassa is wederom 50 km aangenomen.

PHA-RIJKE BIOMASSA DROGEN

Nadat de PHA-rijke biomassa is ontwaterd wordt het gedroogd. Dit wordt gedaan met behulp van een flashdroger. Het energieverbruik van de droger wordt berekend aan de hand van de hoeveelheid water dat uit de stroom gehaald wordt. De PHA-rijke biomassa wordt gedroogd tot 90% DS. Per kg aan verwijderd water is 2,88 MJ aan warmte en 0,144 MJ aan elektriciteit nodig (STOWA2013-W03, 2013). In totaal wordt 1589 ton PHA-rijke biomassa gedroogd.

PHA-EXTRACTIE

PHA oplossen

PHA wordt eerst opgelost in een "PHA-poor"-oplosmiddel, bijvoorbeeld butanol (Werker et al., 2014). Gedurende dit proces wordt butanol toegevoegd aan de PHA-rijke biomassa en wordt het mengsel verwarmd en gemengd. De PHA-korrels lossen op in butanol en vervolgens worden het biomassa-residu en de PHA gescheiden. De hoeveelheid butanol die nodig is om de PHA in op te lossen is gebaseerd op literatuur (Werker et al., 2014). Volgens Werker et al. (2014) kan er tussen de 50 g/L en 70 g/L PHA in butanol worden opgelost. Dit komt overeen met een oplosmiddelgebruik tussen de 5 L/kg en 7 L/kg. Voor PHA-productiecase 1 wordt aangenomen dat gemiddeld 60 g/L PHA opgelost wordt; dat betekent 6 L butanol/kg biomassa. Ook andere publicaties, gebaseerd op labschaal, geven een oplosmiddelgebruik in deze bandbreedte weer (Elbahloul en Steinbuchel, 2009; Fiorese et al., 2009; Jacquelin et al., 2008). In totaal wordt 148 ton PHA opgelost.

Het PHA wordt opgelost onder een verhoogde temperatuur en, vanwege het kookpunt van het oplosmiddel, onder verhoogde druk. De PHA-rijke biomassa komt het extractieproces binnen vanuit de droger, daarom is aangenomen dat de biomassa niet verwarmd hoeft te worden. Het oplosmiddel moet daarentegen wel verwarmd worden. Deze energiebehoefte staat in Tabel 5.6.

Solid-liquid scheiding

Zodra de aanwezige PHA is opgelost in het oplosmiddel wordt dit van de biomassa gescheiden. Voor deze studie is aangenomen dat de scheiding met behulp van een filter gebeurt. Het type filter dat gebruikt wordt is het M-411 filter vanwege zijn capaciteit. Dit zijn filters met mazen die klein genoeg zijn om bacteriën uit een oplossing te kunnen filteren. De efficiëntie waarmee dit kan is zeer hoog. Voor het onderzoek is aangenomen dat 99% van de biomassa uit het oplosmiddel gefilterd moet worden. Echter, dat betekent dat een gedeelte van het oplosmiddel verloren gaat, en daarmee PHA. Dit verlies aan PHA is echter verwaarloosbaar klein (0,09% van het totaal). Tijdens het scheiden van de PHA van de biomassa gaat naast wat butanol ook wat water verloren. Zowel het water als het oplosmiddel wordt samen met de biomassa verbrand.

PHA precipiteren

Tijdens het precipiteren van PHA wordt de opgeloste PHA teruggewonnen uit butanol. In deze processtap wordt ook het gebruikte oplosmiddel teruggewonnen. Het precipiteren van PHA gebeurt door de temperatuur van de oplossing te verlagen. Hierdoor slaat de PHA als een gel neer welke vervolgens mechanisch gewonnen kan worden. De butanol die achterblijft kan vervolgens worden weggeperst en hergebruikt. De gel die gewonnen wordt bevat nog steeds een aanzienlijke hoeveelheid (rond de 10%) aan butanol en water.

Het persen van de gel kost energie. Deze energievraag kan bepaald worden aan de hand van de hoeveelheid perslucht die nodig is om alle oplossing te persen. Een pneumatische pers van het type AIM Joraco (Joraco, 2016) is in staat om de PHA-rijke oplossing te persen. Per persbeweging kan 6,5 L oplosmiddel verwerkt worden (5,5 bar, 0,05 m³ perslucht). Per minuut kunnen 50 persbewegingen gemaakt worden. Een compressor (type Doosan 7/26E; 21,2 kW motor; (CompAir, 2016) moet dan in staat zijn om 2,5 m³ perslucht per minuut op 5,5 bar te leveren. Per minuut wordt 325 L butanol verwerkt. In totaal moet 2 * 10⁶ L verwerkt worden. Dit leidt tot 112 uur aan arbeid voor de compressor. Dit kost 8546 MJ (2374 kWh) aan energie. Deze hoeveelheid energie is te verwaarlozen vergeleken met andere processen en is daarom niet verder meegenomen in de berekeningen.

Voor deze studie is aangenomen dat uiteindelijk 97% van het oplosmiddel teruggewonnen en hergebruikt kan worden. Het terugwinpercentage is een educated guess, gebaseerd op andere extractieprocessen en economische overwegingen voor de bedrijfsvoering van een dergelijke extractie-unit. Het verlies aan oplosmiddel tijdens het extractieproces moet aangevuld worden met nieuw ingekochte butanol. Tabel 5.6 geeft een overzicht van de procesbenodigdheden voor de PHA-extractie.

PHA drogen

De overige 3% butanol (60 ton) en het restant water (1 ton) wordt in deze processtap verwijderd door middel van verdamping. Hiervoor is berekend hoeveel energie het kost om butanol en water te verwarmen tot hun kookpunt, gevolgd door een berekening van de energie die het kost om butanol en water te verdampen.

EXTRUDEREN PHA

Om een vermarktbaar product te krijgen is in deze studie gekozen voor extrusie tot granulaat. Voor het extrusieproces is aangenomen dat een extruder gebruikt wordt met een capaciteit van 1 ton PHA per uur en een motor van 250 kW. Tabel 5.6 geeft een overzicht van het energieverbruik van de PHA extrusie.

SOLIDS UIT VFA-FERMENTATIE VERWERKEN

Na de VFA-fermentatie blijft restmateriaal (solidsresidu) over. Dit solidsresidu kan nogmaals gefermenteerd worden, maar nu tot biogas. Echter, een gedeelte van het (makkelijk) afbreekbaar organische stof is tijdens de VFA-fermentatie al omgezet naar VFA's. Daarom zal nu minder biogas geproduceerd kunnen worden dan in referentiecasi 1. Om de hoeveelheid biogas te berekenen is de VFA-conversie en de organische stof omzetting met elkaar vergeleken. Aangenomen is dat gedurende de VFA fermentatie 30% van het organische materiaal wordt omgezet in VFA (zie ook paragraaf 3.5.2 en STOWA rapport 2014-10). Dit organische materiaal kan niet meer omgezet worden in biogas, dus de hoeveelheid aan organische stof dat omgezet kan worden vermindert voor zowel primair als secundair slib met 30%. Uitgaande van een biogasomzetting voor primair slib van 60% en 34% voor secundair slib (zie Tabel 5.1) betekent dit dat van het nog aanwezige organische drogestof van primair slib 30% kan worden omgezet in biogas en 4% in het geval van secundair slib.

Na de VFA-fermentatie is nog 525 ton aan organische drogestof van primair slib over en 386 ton voor secundair slib. Na vermenigvuldiging met de factoren voor biogasproductie per kg omgezet ODS uit Tabel 5.1 leidt dit tot een biogasopbrengst van $165 * 10^3 \text{ m}^3$.

Daarnaast zit nog een beperkte hoeveelheid aan VFA in het solidsresidu na de solid-liquid scheiding (9% van de totale hoeveelheid geproduceerde VFA's). Omdat VFA's een tussenproduct zijn in de biogasproductie is aangenomen dat deze hoeveelheid VFA's volledig omgezet wordt naar biogas. Voor de biogasproductie per kg omgezet ODS is dezelfde waarde aangenomen als voor primair slib ($0,97 \text{ m}^3$; zie Tabel 5.1). In het solidsresidu zit 36 ton VFA. Dit resulteert in $35 * 10^3 \text{ m}^3$ biogas. Dit brengt de totale biogasproductie op $200 * 10^3 \text{ m}^3$ biogas.

De verdere verwerkingsstappen voor het solidsresidu (processtap 11) zijn, behalve de hoeveelheid, niet anders dan al beschreven voor slib in referentiecasi 1 (maar hier met solidsresidu in plaats van met slib). Tabel 5.6 geeft de inputs voor deze processtappen.

WKK (BIOGAS VERBRANDEN)

Het geproduceerde biogas wordt op locatie verbrand door middel van een WKK en ingezet bij de elektriciteits- en warmtevraag voor biogas- en VFA-productie.

SOLIDS- EN BIOMASSARESIDU VERBRANDEN

In deze stap worden het solidsresidu en biomassa-residu verbrand. De procedure hiervoor is hetzelfde als bij slib (zie referentiecasi 1, paragraaf 5.1.1 subparagraaf Slib verbranden op pagina 40).

OVERZICHT INPUTS PHA-PRODUCTIECASE 1

In Tabel 5.6 staat een overzicht van de deltascore van de processtappen voor PHA-productiecasi 1 op jaarbasis ten opzichte van referentiecasi 1. De totale opbrengst aan PHA is 148 ton.

TABEL 5.6 OVERZICHT DELTAScores VOOR PHA-PRODUCTIECASE 1 OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
VFA fermenteren	Warmte	716 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	9 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Solid-liquid scheiding VFA	Elektriciteit	947 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	26 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
PHA accumulatie	Elektriciteit	467 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
PHA-rijke biomassa ontwateren	Elektriciteit	158 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	6 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Transport PHA-rijke biomassa	Transport	79 kt.km Proces: Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3
	Zoutzuur	0,6 ton Proces: Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} Market for
PHA-rijke biomassa drogen	Warmte	3.406 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	170 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
PHA-extractie	Warmte	85 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	17 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Butanol	62 ton Proces: Butanol {RER} production by hydration of butene
Extruderen PHA	Elektriciteit	133 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Solids uit VFA-fermentatie vergisten	Warmte	-568 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Solids uit VFA-fermentatie ontwateren	Energie	-98 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	-3 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
WKK (biogas verbranden)	Elektriciteit	3.963 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-148 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Transport solids uit VFA-fermentatie	Transport	-49 kt.km Proces: Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3
Solids uit VFA-fermentatie drogen	Elektriciteit	-75 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-1.466 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100k W

Stap	Onderwerp	Data
Solids uit VFA-fermentatie & Biomassaresidu verbranden	Elektriciteit	-458 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-2.024 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Kalk	-6 ton Proces: Lime {CH} production, milled, loose

In de deltascore voor de WKK is zowel een positief (elektriciteit) als een negatief (warmte) getal te zien. In referentiecasi 1 wordt meer biogas geproduceerd dan in PHA-productiecasi 1 wat zich vertaalt in een lagere elektriciteitsproductie voor PHA-productiecasi 1, en dus een positieve delta. Echter, de warmteproductie is lager in referentiecasi 1 omdat de warmteproductie in deze studie gekoppeld is aan de warmtevraag op locatie. De warmte geproduceerd door de WKK dat niet nuttig op locatie gebruikt kan worden is gemodelleerd als verlies en wordt dus geloosd. De lokale warmtevraag voor de productie van VFA's en biogas uit het solidresidu is groter dan de warmtevraag voor de productie van alleen biogas. Daarom is in de tabel te zien dat de WKK bij PHA-productiecasi 1 meer warmte geeft ten opzichte van referentiecasi 1 terwijl er minder biogas is.

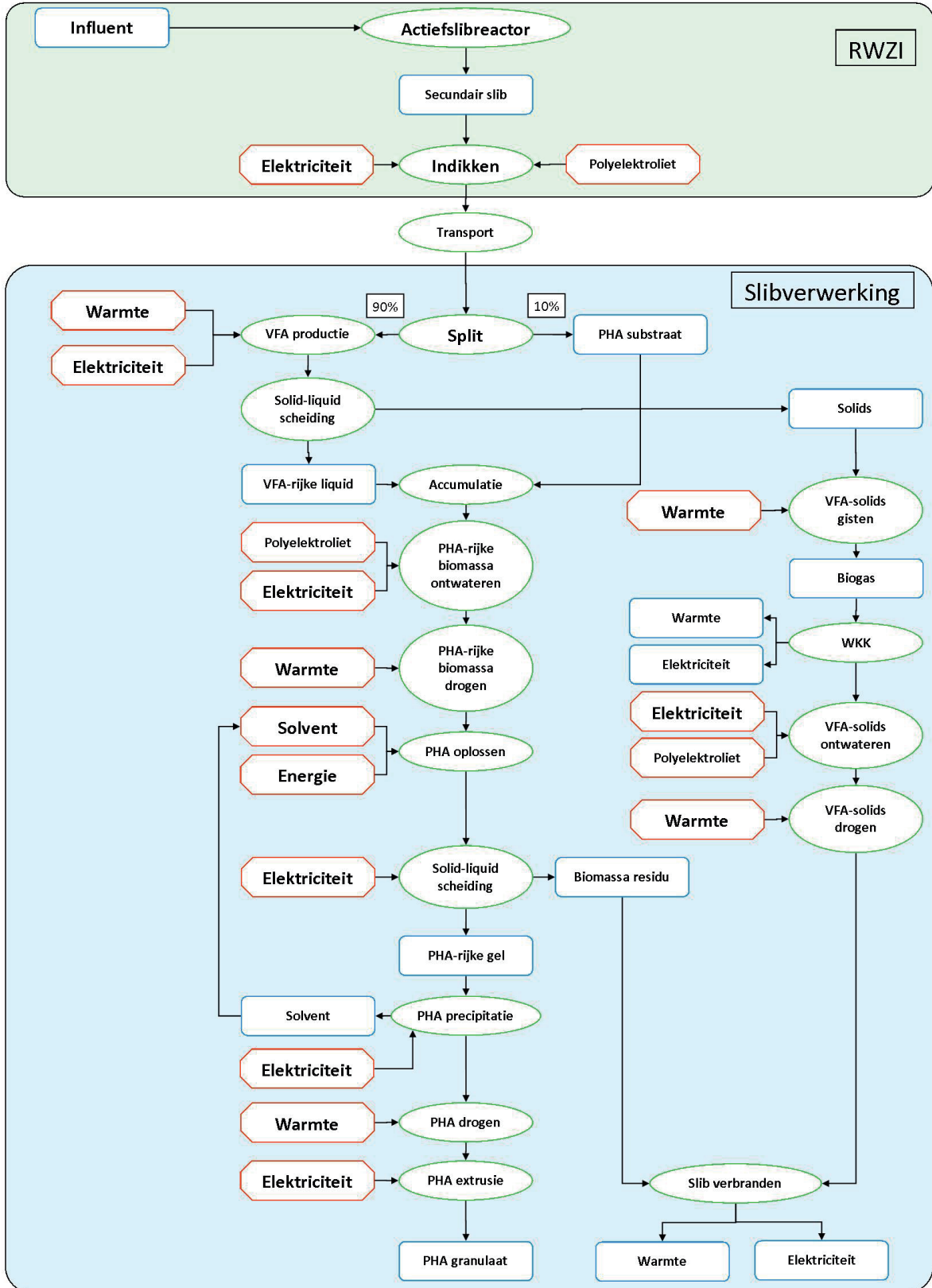
VERMEDEN PRODUCT

Om PHA geproduceerd uit slib (gebruikmakend van een mixed culture) milieukundig te beoordelen wordt deze vergeleken met PHA-productie gebruikmakend van een monocultuur. Omdat dit niet standaard is opgenomen in de Ecoinvent-database, is PHA-productie gebruikmakend van een monocultuur ook gemodelleerd. De uitwerking hiervan staat in bijlage VI.

5.2.2 INVENTARISATIE PHA-PRODUCTIECASE 2

Voor PHA-productiecasi 2 gelden dezelfde processtappen als voor PHA-productiecasi 1, behalve dat de hoeveelheid ODS lager is doordat er alleen secundair slib is (zie ook Figuur 3.2 voor het processchema). Daarom wordt in PHA-productiecasi 2 minder PHA geproduceerd dan in PHA-productiecasi 1. In Tabel 5.7 staat een overzicht van de deltascore van de processtappen voor PHA-productiecasi 2 op jaarbasis ten opzichte van referentiecasi 2. De hele uitwerking voor PHA-productiecasi 2 staat in bijlage VII. De totale opbrengst aan PHA is 125 ton.

FIGUUR 5.2 PHA PRODUCTIECASE 2



TABEL 5.7 OVERZICHT DELTASCORES VOOR PHA-PRODUCTIECASE 2 OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
VFA fermenteren	Warmte	519 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	7 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Solid-liquid scheiding VFA	Elektriciteit	829 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	23 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
PHA-accumulatie	Elektriciteit	467 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
PHA-rijke biomassa ontwateren	Elektriciteit	184 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	6 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
PHA-rijke biomassa drogen	Warmte	3.968 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	198 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
PHA-extractie	Warmte	30 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	13 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Oplosmiddel	57 ton Proces: Butanol {RER} production by hydration of butene
Extruderen PHA	Elektriciteit	113 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Solids uit VFA-fermentatie vergisten	Warmte	-301 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Solids uit VFA-fermentatie ontwateren	Energie	-56 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	-2 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
WKK (biogas verbranden)	Elektriciteit	2.524 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	377 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Solids uit VFA-fermentatie drogen	Elektriciteit	-43 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-832 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Solids uit VFA-fermentatie & biomassa-residu verbranden	Elektriciteit	-594 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-4.402 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW

5.3 CELLULOSE

5.3.1 CELLULOSEPRODUCTIECASE 1

Cellulose zou verkregen kunnen worden uit influent door gebruik te maken van bezinking (in referentiecasi 1), zeven (in referentiecasi 2) en centrifugeren. Uit eerder onderzoek van de STOWA (STOWA 2010-19, 2010) wordt verondersteld dat een fijnzeef een hoger rendement voor celluloseverwijdering heeft dan een voorbezinktank (bij een vergelijkbaar verwijderingsrendement voor zwevende stof). Echter, in de onderzoeksopzet voor STOWA-project Cellulose (toiletpapier) terugwinnen uit primair slib wordt vermeld dat bijna al het cellulose in het influent verwijderd kan worden in een voorbezinktank (RWZI Den Bosch meldt 95% verwijdering). Door deze contradictie en het feit dat STOWA-onderzoek Cellulose (toiletpapier) terugwinnen uit primair slib nog gaande is, is in deze studie celluloseproductie in referentiecasi 1 niet verder uitgewerkt.

5.3.2 CELLULOSEPRODUCTIECASE 2

Met een fijnzeef cellulose winnen kan het beste bij een RZWI waar geen voorbezinktank aanwezig is., zoals bij referentiecasi 2. De celluloseproductiecasi met fijnzeven wordt in dit rapport verder aangeduidt als celluloseproductiecasi 2, omdat deze vegeleken wordt met referentiecasi 2.

Het verwijderen van cellulose uit influent met behulp van een fijnzeef is reeds meerdere malen getest. Het hiermee geproduceerde zeefgoed kan op verschillende manieren worden verwerkt. Een van de doelen van deze studie is om een bandbreedte aan te geven van de impact van verschillende cellulose-opwerkroutes. In deze studie worden 4 theoretische routes uitgewerkt voor zeefgoed (deels gebruik makend van processen uit de papierketen):

- Separaat vergisten tot biogas
- Energiepellets, bestaande uit de stappen: drogen -> pelletiseren -> verbranden
- Cellulosevezels, bestaande uit de stappen: hygiëniseren -> pulpen/oplossen -> reinigen -> drogen
- Cellulosevezels, bestaande uit de stappen: pulpen/oplossen -> reinigen -> drogen/hygiëniseren

Separaat vergisten is een energieroute en deze wordt uitgewerkt omdat verwacht wordt dat cellulose een hogere opbrengst aan biogas geeft dan slib. Energiepellets is ook een energieroute en deze wordt uitgewerkt omdat dit een alternatief is voor de biomassapellets die nu meegestookt worden in een kolen- of biomassacentrale.

Cellulosevezels zijn vezelroutes en daarmee hoogwaardiger dan separaat vergisten en energiepellets. In deze routes is het nodig om zeefgoed op te werken tot cellulosevezel. Daartoe zijn processen die nu plaatsvinden in de papierindustrie gemodelleerd, want de processen in de papierindustrie leiden tot een hoog-kwalitatieve, schone cellulosevezel. Het verschil tussen de routes zit hem in de positie van de hygiëniseringsstap: in de ene route is het een aparte stap vooraan de keten, terwijl in de andere route wordt verondersteld dat de droogstap zelf voldoende is om te hygiëniseren en dat er geen contaminatieproblemen zijn eerder in de keten. In bijlage VIII is de papierketen van pulpen tot en met drogen uitgewerkt die heeft gediend als model voor het opwerken van de cellulosevezels.

Intussen zijn ontwikkelingen gaande waarbij het idee is om zeefgoed direct in te zetten als koolstofbron voor de synthese van onder andere methanol en ethanol (zoals beschreven in

het na de zomer van 2016 te verschijnen STOWA-project 432690 “Synergieverkenning valorisatie zeefgoed met AHP waste”), maar dit valt buiten de scope van deze studie.

De invloed van het plaatsen van een fijnzeef op de waterlijn wordt momenteel onderzocht (o.a. Ulrum). In eerder onderzoek (STOWA 2010-19, 2010) zijn er tests gedaan naar de hoeveelheid cellulose in het influent en op verschillende plekken in de water- en sliblijn. Omdat het maar een paar testen zijn, is voorzichtigheid geboden met extrapoleren naar een gemiddelde waterzuivering in Nederland.

In zeefgoed wordt verondersteld dat cellulose 79% van de DS en 84% van de ODS is (STOWA 2010-19, 2010). Zeefgoed lijkt daarentegen weinig N en P uit het influent te verwijderen (zie Tabel 5.8). In de laatste kolom van Tabel 5.8 is aangegeven welke waarden zijn aangenomen voor deze studie, gebaseerd op waarden van STOWA-rapport 2010-19. Ter vergelijking zijn in kolom 2 de verwijderingsrendementen voor een voorbezinktank weergegeven (referentiecasi 1).

TABEL 5.8 AANDEEL CELLULOSE IN VERSCHILLENDE FRACTIES EN VERWIJDERINGSRENDEMENTEN

Aandeel cellulose	STOWA 2010-19	Aangenomen in deze studie
Influent	0,3 – 0,5	
Zeefgoed	0,8	0,79
Primair slib	max 0,3	

Verwijderingsrendement	Voorbezinktank (balans bijlage IV)	Fijnzeef (STOWA 2010-19)	Fijnzeef (aangenomen in deze studie)
Zwevende stof	50%	40-50%	50%
BZV	33%	17%	17%
CZV	31%	25-34%	31%
KjN	10%	<1,5%	1%
P-tot	10%	<1,0%	0,5%

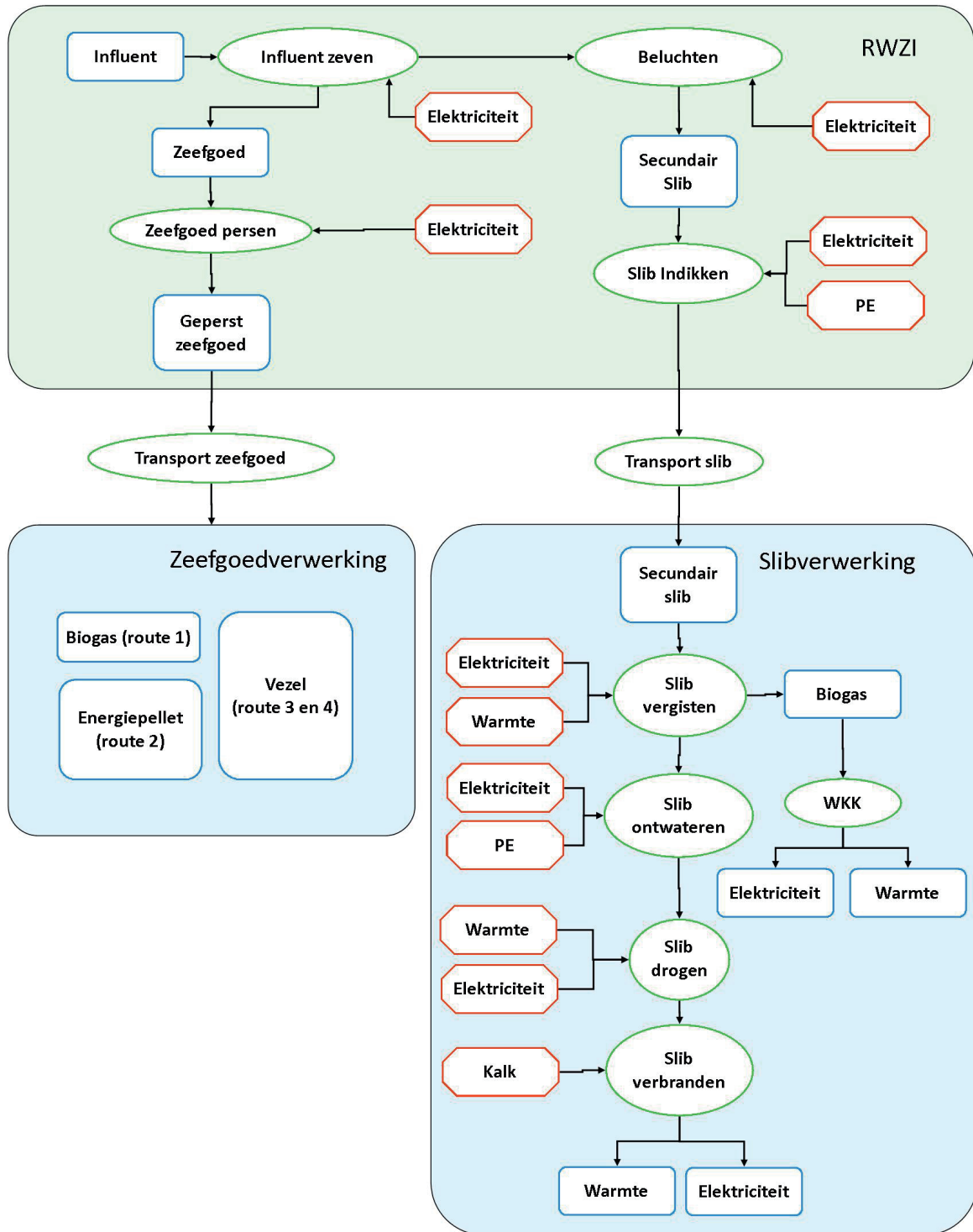
Voordat de verschillende celluloseroutes uitgewerkt kunnen worden, moet het cellulose eerst gewonnen worden op de RWZI. Daartoe zijn de volgende processtappen gedefinieerd voor celluloseproductiecasi 2 (zie ook het processchema in Figuur 5.3):

- 1 Influent zeven
- 2 Beluchten
- 3 Zeefgoed persen
- 4 Transport zeefgoed
- 5 Slib indikken
- 6 Transport slib
- 7 Slib vergisten
- 8 Slib ontwateren
- 9 Slib drogen
- 10 Slib verbranden

De processtappen vanaf secundair slib indikken tot en met slib verbranden (stap 5-10) zijn hetzelfde als voor referentiecasi 2; alleen met andere hoeveelheden slib. Door de aanwezigheid van de fijnzeef wordt 1022 ton DS ingedikt in plaats van 1711 ton DS voor referentiecasi 2. Deze verminderde hoeveelheid slib bevat verhoudingsgewijs wel minder ODS na de verwijdering van zeefgoed wat ervoor zorgt dat er minder warmte geproduceerd wordt bij verbranden dan in de referentiecasi. In Tabel 5.9 staan de deltascores voor secundair slib

indikken tot en met slib verbranden ten opzichte van referentiecasi 2. De stappen influent zeven tot en met transport zeefgoed worden hieronder besproken.

FIGUUR 5.3 PROCESSHEMA CELLULOSEPRODUCTIECASE 2



TABEL 5.9 OVERZICHT DELTASCORES VOOR HET SLIBVERWERKINGSGEDEELTE VAN CELLULOSEPRODUCTIECASE 2 OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
Slib indikken	Elektriciteit	-112 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	-2 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Transport slib	Transport	-574 kt.km Proces: Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3
Slib vergisten (biogasproductie)	Warmte	-331 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	-3 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
WKK (biogas verbranden)	Elektriciteit	1.200 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	331 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Slib ontwateren	Elektriciteit	-225 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	-7 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Slib drogen	Warmte	-3.369 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	-173 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Slib verbranden	Warmte	3.369 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	802 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Kalk	-22 ton Proces: Lime {CH} production, milled, loose

INFLUENT ZEVEN

De fijnzeef is gebaseerd op een Salsnes bandfilter (type SF 6000). Wanneer het gehele influent voor 100.000 i.e. door een fijnzeef wordt geleid, zijn er 2 (1,6) zeven van dit type nodig (waarbij de zeven door de 1,6 niet continue in bedrijf zijn). Er wordt echter in de tests (STOWA 2010-19, 2010) aangegeven dat zeven op het maximale debiet kan zorgen voor suboptimale verwijderingsresultaten. In dat geval zullen er meer zeven moeten worden bijgeplaatst. Maar in deze studie is gerekend met 1,6 zeven. In de zeefinstallatie zit een schroefpers die het zeefgoed ontwaterd tot 25% DS. Tabel 5.10 geeft een overzicht van de gegevens voor de zeefstap.

TABEL 5.10 GEGEVENS FIJNZEEF SALSNES BANDFILTER

Onderwerp	Waarde
Vermogen zeef	5,5 kW
Maximaal debiet	550 m ³ /h
%DS	25
Vermogen schroefpers	1 kW

BELUCHTEN

Door de verwijdering van zeefgoed wordt er ten opzichte van referentiecasi 2 minder afbreekbaar materiaal de beluchtingstank ingestuurd. Aangezien de beluchting gestuurd wordt op BZV en NKj, zou er minder beluchtingsenergie nodig zijn. Deze afname is echter minder dan in referentiecasi 1 (met voorbezinktank), aangezien daar het afscheidingsrendement op BZV en NKj hoger is dan voor een fijnzeef (STOWA 2010-19, 2010; Tabel 5.8). Door het afvangen van zeefgoed zal de beluchtingsenergie in celluloseproductiecasi 2 mogelijk veranderen van 4779 kWh/d naar 4690 kWh/d. Over een jaar gezien zou hiermee 117 GJ aan elektriciteit worden bespaard.

ZEEFgoed PERSEN

Na het zeven kan een deel van het water uit het zeefgoed worden geperst om een drogestofgehalte te bereiken van 50%. Daarvoor moet 1869 ton water verwijderd worden. In deze studie is aangenomen dat dit met een pers gebeurt met een energieverbruik van 120 kWh per ton droge stof. Na het persen is de opbrengst aan zeefgoed 1869 ton. In Tabel 5.11 staat de bijbehorende energievraag.

TRANSPORT ZEEFgoed

Na het persen wordt het zeefgoed getransporteerd naar de verwerkingslocatie. Om zeefgoedverwerking rendabel te maken is het verstandig om op een centrale plaats in Nederland een grote verwerkingslocatie te plaatsen. Daarom is een transportafstand van 150 km aangenomen. De energievraag die hierbij hoort staat in Tabel 5.11.

TABEL 5.11 OVERZICHT DELTAScores VOOR HET ZEEFgoedGEDEELTE VAN CELLULOSEPRODUCTIECASE 2 OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

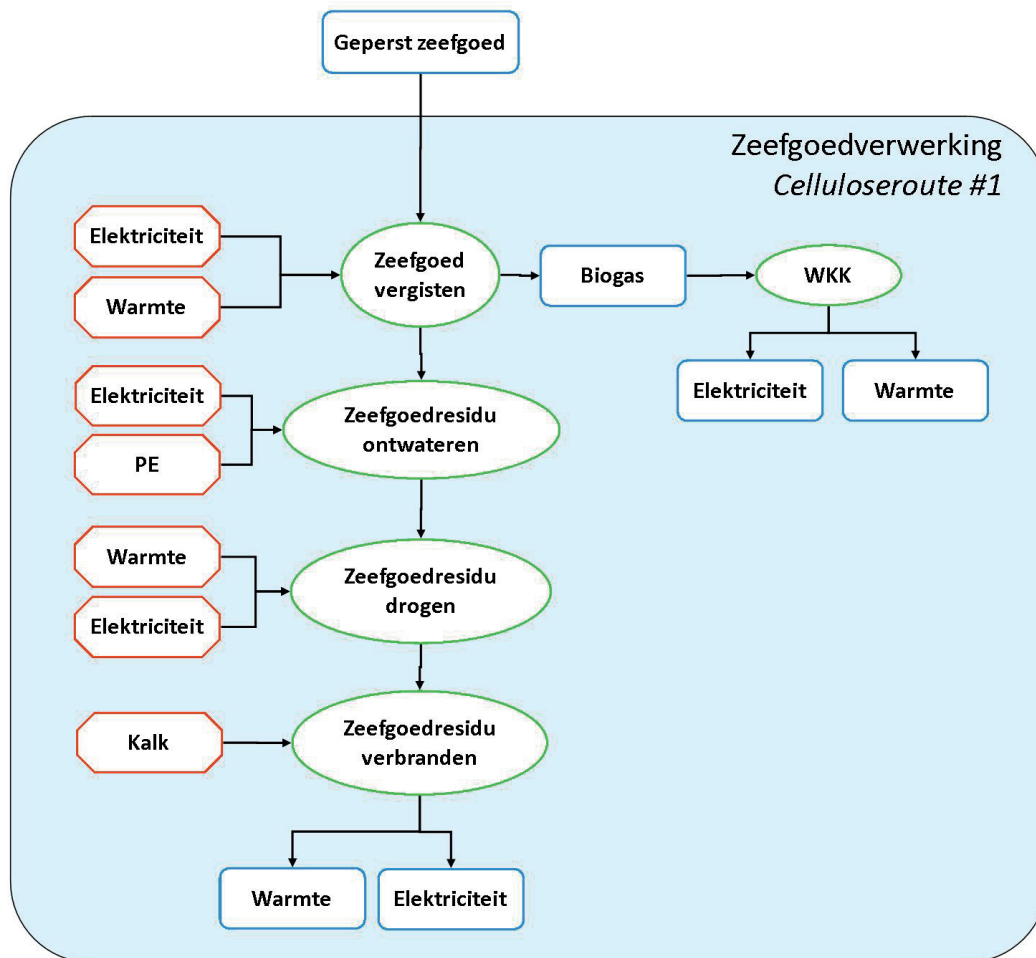
Stap	Onderwerp	Data
Influent zeven	Elektriciteit	326 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Beluchten	Elektriciteit	-117 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Zeefgoed persen	Elektriciteit	404 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Transport zeefgoed	Transport	280 kt.km Proces: Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3

Om de impact van de totale celluloseproductie te bepalen worden bovenstaande inputs aangevuld met de inputs van de 4 verschillende celluloseroutes.

CELLULOSEROUTE 1: SEPARAAT VERGISTEN

Zeefgoed zou na het zeven en persen ingezet kunnen worden in een gistingstank (Figuur 5.4). Een van de mogelijkheden zou kunnen zijn om het zeefgoed te mengen met mest of surplus-slib alvorens het gezamenlijk te vergisten. Dit zou echter de voordelen die zeefgoed heeft (hoog DS%, hoge kwaliteit grondstof) teniet doen. Zeefgoed zou echter wel separaat vergist kunnen worden, waarbij de omstandigheden in de gistingstank kunnen worden aangepast aan de grondstof. Tabel 5.12 geeft de deltascores voor separaat vergisten (uitgaande van 1869 ton zeefgoed en een vergisting van 20 dagen met een initiële DS van 6%).

FIGUUR 5.4 SEPARAAT VERGISTEN



Tests door TU Delft (Ghashimi et al., 2014) met zeefgoed laten een ODS-verwijdering van 64% zien en een biomethaanpotentieel van 330 NmL CH₄/g ODS. Wanneer gebruik wordt gemaakt van deze getallen komt er een jaarlijkse biogasproductie uit van 446 * 10³ Nm³ uit. Na het vergisten blijft een residu over (verder genoemd zeefgoedresidu). Dit kan opgewerkt worden op dezelfde manier als in de sliblijn gebeurt na vergisten (zie Figuur 5.4 voor de stappen en Tabel 5.12 voor de deltascores).

TABEL 5.12 OVERZICHT DELTASCORES SEPARAAT VERGISTEN OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
Zeefgoed vergisten	Elektriciteit	4 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	608 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
WKK (biogas verbranden)	Elektriciteit	-4.149 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-608 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Zeefgoedresidu ontwateren	Elektriciteit	161 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	5 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production

Stap	Onderwerp	Data
Zeefgoedresidu drogen	Elektriciteit	121 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	2.361 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Zeefgoedresidu verbranden	Elektriciteit	-891 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-2.361 Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW GJ
	Kalk	16 ton Proces: Lime {CH} production, milled, loose

Vermeden product

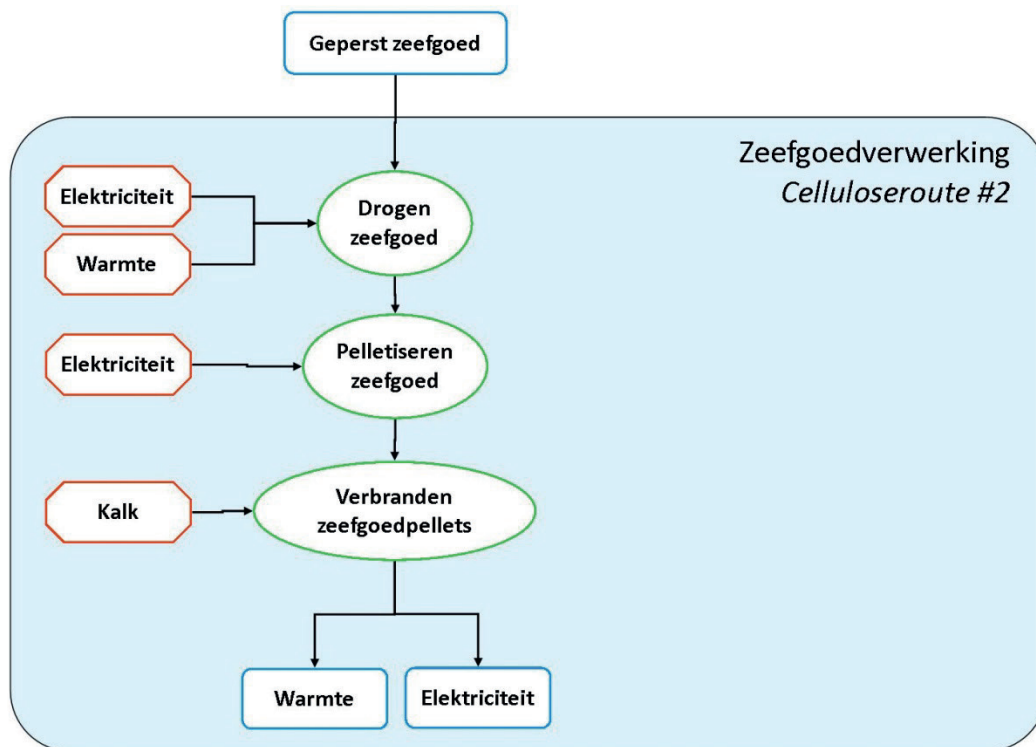
De geproduceerde biogas wordt direct op locatie weer gebruikt in de vorm van warmte en elektriciteit, dus de inkoop van elektriciteit en warmte zou als vermeden product kunnen worden gezien.

CELLULOSEROUTE 2: ENERGIEPELLETS

Figuur 5.5 geeft de route weer om van zeefgoed energiepellets te maken om deze vervolgens te verbranden voor warmte en elektriciteitsproductie.

Geperst zeefgoed heeft een DS gehalte van 50%. Om zeefgoed mee te kunnen stoken in een biomassa- of kolencentrale moet het verder gedroogd worden naar minstens 85% DS (van Doorn en van de Kamp, 2009). Hiervoor is warmte nodig en elektriciteit (5% van de warmtevraag). Tabel 5.13 geeft een overzicht van de deltascores voor energiepellets. Nadat het zeefgoed is gedroogd moet het geperst worden tot een pellet, om het volume te verminderen en de energiedichtheid te verhogen. Hiervoor is elektriciteit nodig (45 kWh/ton gedroogd zeefgoed). In het rapport van ECN (van Doorn en van de Kamp, 2009) worden de pellets gebruikt in een biomassacentrale. Deze heeft een efficiëntie van 50% (warmte) en 29% (elektriciteit). De pellet heeft een verbrandingswaarde van 13,8 MJ/kg, en er is 1100 ton pellets beschikbaar om te verbranden. In deze studie is aangenomen dat bij het verbranden kalk moet worden toegevoegd, net als bij slib om de vergelijking hiervan hetzelfde te houden, ook al zegt het rapport van ECN hier niets over. In deze studie is verder aangenomen dat de biomassacentrale naast de centrale verwerkingslocatie voor zeefgoed staat, waardoor een extra transportstap niet is gemodelleerd. In de biomassacentrale wordt 7532 GJ aan warmte geproduceerd vanuit de pellets en 4368 GJ aan elektriciteit. De geproduceerde warmte zou onder andere weer gebruikt kunnen worden om vers zeefgoed te drogen.

FIGUUR 5.5 CELLULOSEROUTE #2.CELLULOSE VERBRANDEN



TABEL 5.13 OVERZICHT DELTASCORES ENERGIEPELLETS OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
Drogen zeefgoed	Elektriciteit	120 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	2.396 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Pelletiseren zeefgoed	Elektriciteit	Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Verbranden zeefgoedpellets	Elektriciteit	-4.368 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-7.532 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Kalk	19 ton Proces: Lime {CH} production, milled, loose

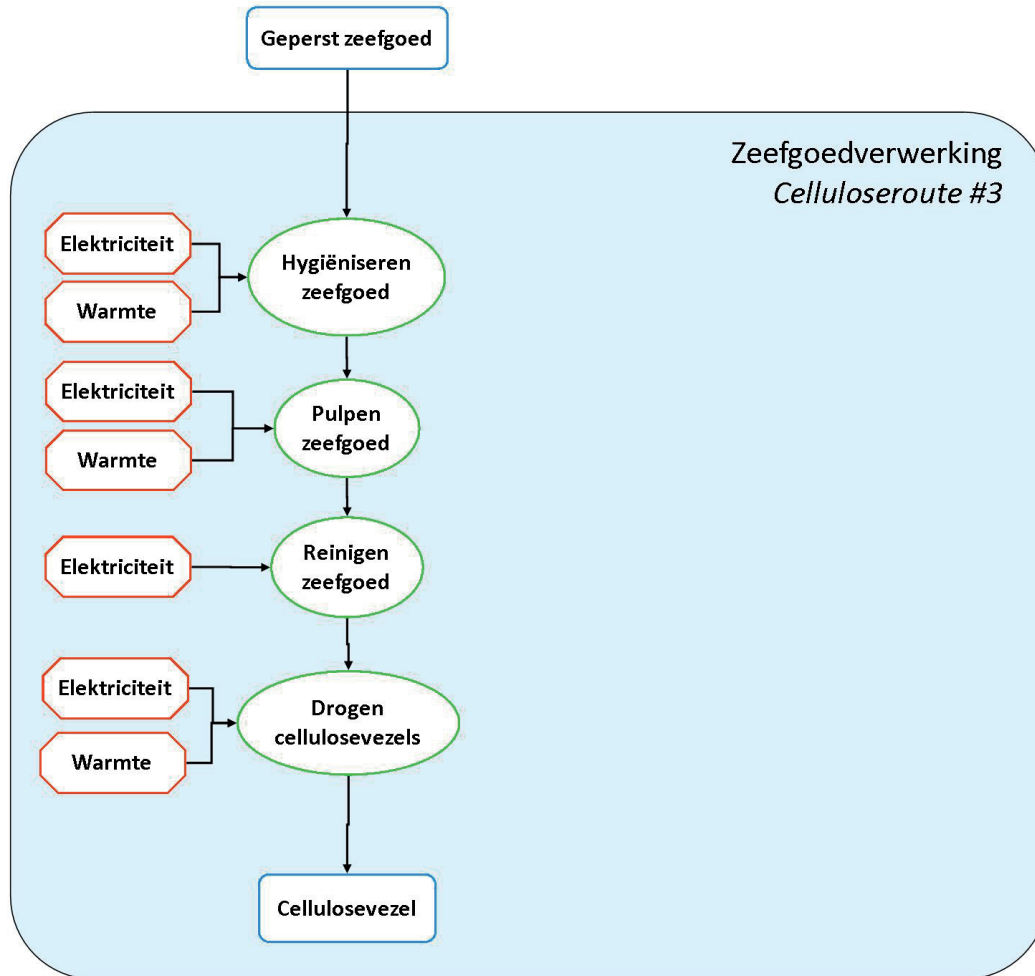
Vermeden product

Het verbranden van zeefgoedpellets levert warmte en elektriciteit, dus de inkoop van elektriciteit en warmte zou als vermeden product kunnen worden gezien.

CELLULOSEROUTE 3 EN 4: CELLULOSEVEZELS

In deze routes wordt het zeefgoed opgewerkt tot cellulosevezels. Figuur 5.6 en 5.7 laten de twee routes zien om cellulosevezels te verkrijgen. Omdat de tweede celluloseroute (route 4) hetzelfde is als de eerste cellulosevezelroute (route 3), behalve de plek van de hygiëniseringsstap, wordt deze route niet verder uitgewerkt. Tabel 5.16 laat de deltascores zien voor de tweede cellulosevezelroute. In de gevoeligheidsanalyse (bijlage XII) wordt gekeken naar het gebruik van chemicaliën in deze tweede cellulosevezelroute. In geen van de celluloseroutes is bouw materiaal meegenomen in de analyse. In bijlage XII zal dit worden toegevoegd voor de tweede cellulosevezelroute in de gevoeligheidsanalyse om te laten zien dat de impact hiervan niet significant is..

FIGUUR 5.6 EERSTE CELLULOSEVEZELROUTE (ROUTE 3)



Hygiëniseren zeefgoed

Het zeefgoed (1869 ton) wordt gehygiëniseerd met een autoclaaf (Papageorgiou et al., 2009). Dit kost 500 MJ/ton zeefgoed aan warmte en 45 kWh/ton zeefgoed aan elektriciteit. Tabel 5.15 geeft een overzicht van de deltascores voor celluloseroute #3.

Pulpen zeefgoed

Vervolgens kan het zeefgoed worden gepulpt. De getallen die hier zijn aangenomen, zijn van een roterende drumpulper, zoals gebruikt in de papierindustrie. Er wordt water toegevoegd om tot een mengsel te komen van 17% DS (Holik, 2013, waar een bandbreedte van 14-20% is gegeven). Ook andere literatuur geeft deze bandbreedte (15-20%), bijvoorbeeld McKinney (1995). Ook wordt het mengsel opgewarmd tot 45°C en is er elektriciteit nodig om het geheel te laten roteren (74 kWh/ton DS) (Suhr et al., 2015). Warmte en elektriciteit zijn beide verantwoordelijk voor 50% van de impact van deze stap.

Reinigen zeefgoed

Het gepulpte mengsel wordt vervolgens in een aantal stappen (zeven, cycloneren) ontdaan van eventuele verontreinigingen zoals zand, haren, plastic etc. Testen (STOWA 2013-21, 2013) wijzen uit dat er ~65% bruikbare vezels in zeefgoed zitten. Door uit te gaan van vergelijkbare processen als in de papierindustrie, is het waarschijnlijk dat ook hier de allerkleinste cellulosevezels worden afgescheiden met de verontreinigingen. Om deze stappen goed te laten plaatsvinden is een drogestofgehalte tussen 1% en 5% nodig (Parenco (2015); zie Tabel 5.14).

TABEL 5.14 DROGESTOFGEHALTES (PARENCO, 2015) EN ELEKTRICITEITSVERBRUIK (SUHR ET AL., 2015) REINIGINGSSTAPPEN

Onderwerp	Dikstofreiniging		Dunstofreiniging	
	Cyclonen	Zeven	Cyclonen	Zeven
Elektriciteit (kWh/ton luchtdroge stof, 90%)	40	40	29	69
DS (%)	5	3	1	1

Drogen cellulosevezels

Als laatste stap wordt de gereinigde vezel luchtdroog (90% DS) gemaakt. Voor dit droogproces wordt eerst een ontwateringsstap aangenomen (tot 30% DS, vergelijkbaar met het Parenco-proces zoals beschreven in bijlage VIII), vergelijkbaar met slib à 120 kWh/ton. Daarna wordt er gedroogd met een flashdroger (2,88 MJ warmte/kg H₂O verdampt en 0,14 MJ elektriciteit/kg H₂O verdampt). Tabel 5.15 geeft de energievraag weer voor deze processtap. De Cellulosevezelroutes leveren uiteindelijk 675 ton aan cellulosevezel op.

TABEL 5.15 OVERZICHT DELTASCORES EERSTE CELLULOSEVEZELROUTE OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

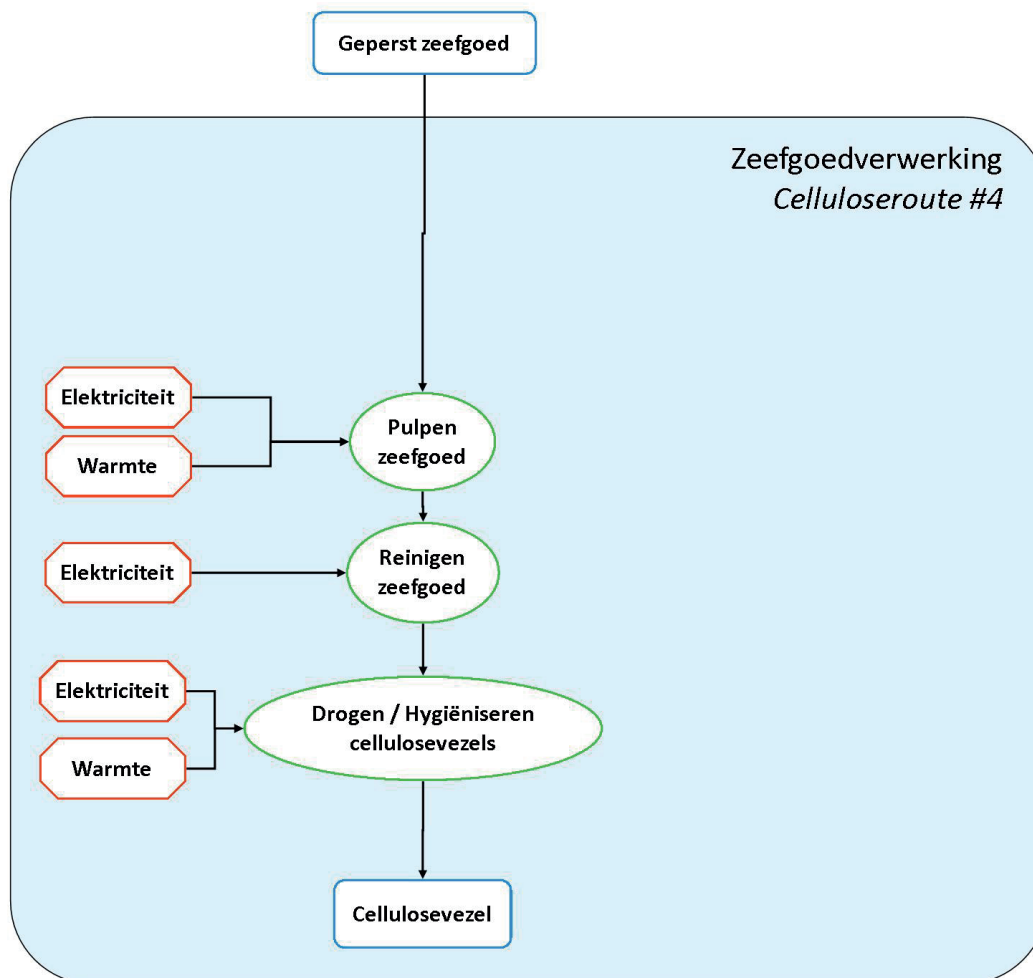
Stap	Onderwerp	Data
Hygiëniseren zeefgoed	Elektriciteit	303 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	935 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Pulpen zeefgoed	Elektriciteit	249 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	690 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Reinigen cellulosevezels	Elektriciteit	509 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Drogen cellulosevezels	Elektriciteit	338 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	1.555 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Vermeden impact	Materiaal	675 ton Zie hieronder beschreven onder kopje vermeden product

Vermeden product

Met het opwerken van zeefgoed wordt een bruikbare, schone vezel geproduceerd. Deze vezel zou kunnen worden ingezet in toepassingen als de afdruipremmer, waar normaal gesproken verse cellulosevezels uit hout of gerecyclede cellulosevezels uit oud papier voor worden gebruikt. In het eerste geval wordt dan direct verse vezel vervangen. In het tweede geval wordt indirect verse vezel vervangen, doordat het oud papier dan niet hoeft te worden ingezet als afdruipremmer, maar beschikbaar komt voor andere toepassingen, zoals voor papier, waardoor daarvoor dan weer minder verse vezel nodig is (Hetemäki et al., 2013; Weidema, 2015).

Om milieukundig te beoordelen wat het betekent als cellulosevezels uit zeefgoed indirect vezels uit hout vervangen is een vermeden impact gemodelleerd waarin de impact van chemi-thermomechanische pulp (177 mPt/kg) gemaakt van resthout verwerkt is met daarvan afgetrokken de impact van het inzamelen, sorteren en pulpen van oud papier (23 mPt/kg; zie bijlage VIII). Overall is de vermeden impact dan 154 mPt/kg.

FIGUUR 5.7 TWEDE CELLULOSEVEZELROUTE



TABEL 5.16 OVERZICHT DELTASCORES TWEDE CELLULOSEVEZELROUTE VOOR CELLULOSEVEZELS OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
Pulpen zeefgoed	Elektriciteit	249 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	690 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Reinigen zeefgoed	Elektriciteit	509 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Drogen cellulosevezels	Elektriciteit	338 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	1.555 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Vermeden impact	Materiaal	675 ton Zie beschreven onder kopje vermeden product bij celluloseroute #3

5.4 ALGINAAT

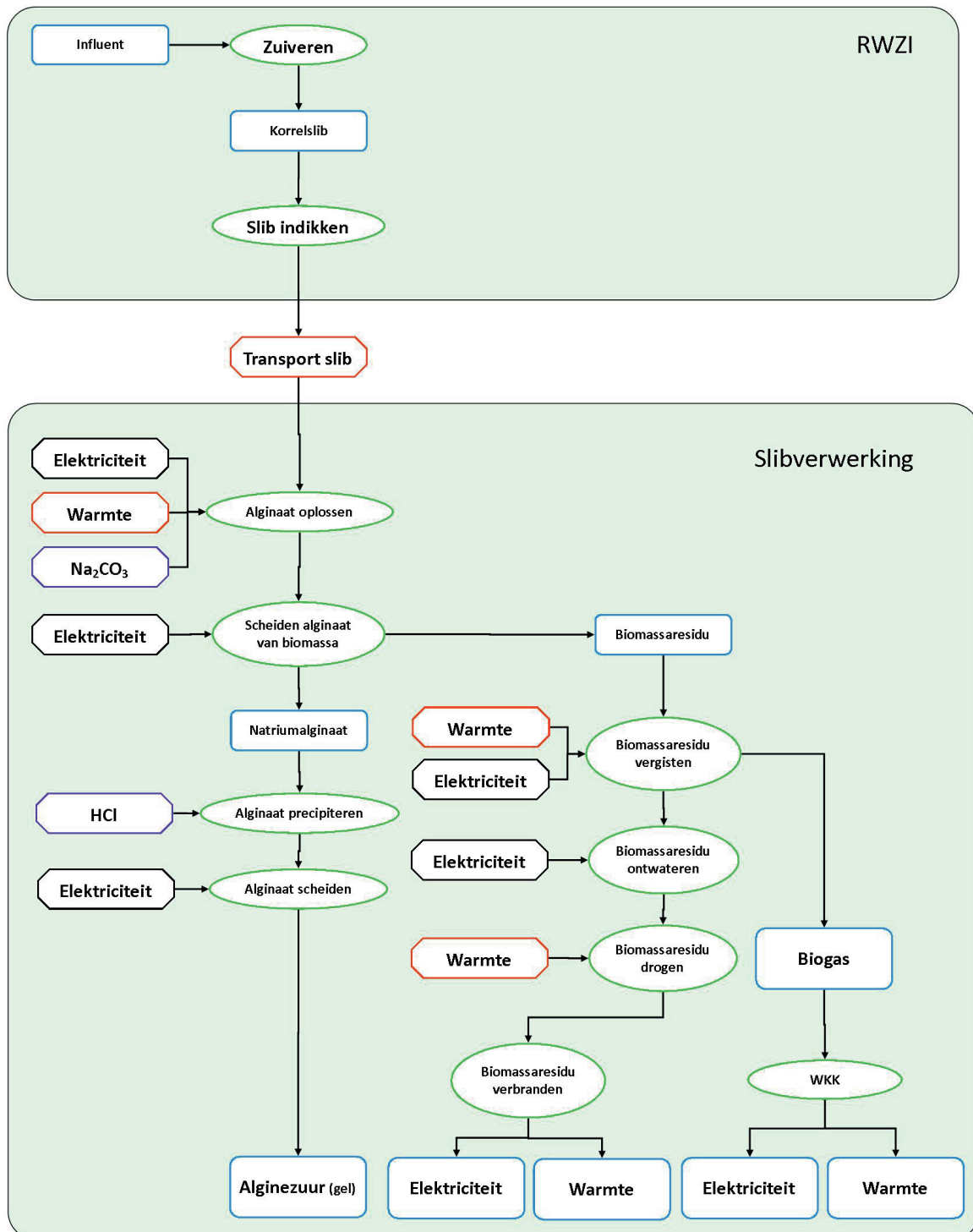
Deze paragraaf geeft een overzicht van de inventarisatie van de ALE-productiecase. Voor deze Nereda® alginaatproductiecase zijn de volgende ketenstappen gedefinieerd (zie ook het processchema in Figuur 5.8):

- 1 Slib indikken
- 2 Transport slib

- 3 Alginaatextractie, bestaande uit alginaat oplossen, scheiden alginaat van biomassa, alginaat precipiteren
- 4 Scheiden alginezuur van water
- 5 Biomassaresidu verwerken, bestaande uit vergisten, ontwateren, drogen, verbranden

Deze stappen zullen in de onderstaande paragrafen worden toegelicht en geïnventariseerd.

FIGUUR 5.8 PROCESSHEMA ALE-PRODUCTIE UIT KORRELSLIB



SLIB INDIKKEN

In tegenstelling tot bij referentiecasi 3 wordt het korrelslib nu niet mechanisch ontwaterd tot 6%, aangezien de vervolgstappen voor alginaatextractie het beste plaatsvinden met 4% drogestof. Polyelektrolyet heeft een versturende werking op het vervolgproces en wordt hierbij dus niet toegevoegd. Korrelslib uit de Nereda[®]-reactor wordt gravitair ingedikt tot 4% drogestof (RHDHV, 2015). Er wordt aangenomen dat de gravitaire indikking geen aanvullende elektriciteit kost, waarmee een besparing plaatsvindt ten opzichte van de referentiecasi.

TRANSPORT SLIB

Het korrelslib wordt op een andere locatie verwerkt. Voor het transport wordt net als bij referentiecasi 3 een gemiddelde afstand aangenomen van 50 km. Aangezien het slib meer water bevat, zal er meer transport nodig zijn. Met 42,8 kton slib komt dit neer op 0,7 miljoen t.km meer transport. Tabel 5.18 geeft een overzicht van de inputs voor de alginaatproductie.

ALGINAATEXTRACTIE

Alginaat oplossen

Om het ALE dat in het slib zit in oplossing te brengen, wordt er een base toegevoegd (bijvoorbeeld natriumcarbonaat; Na_2CO_3). Dit zorgt er voor dat alginaatzouten worden omgezet in goed oplosbaar natriumalginaat (Na-Alg). De Na_2CO_3 -dosering hangt af van de hoeveelheid slib en wordt voor Nereda-slib gezet op 0,5% op gewichtsbasis (RHDHV, 2015). In Tabel 5.18 staan de gebruikshoeveelheden.

De extractie wordt versneld door gedurende een korte periode een verhoogde temperatuur te hanteren. In deze studie wordt een temperatuur van 80°C aangenomen. Omdat de verblijftijd maar kort is zal het warmteverlies hierbij ondanks hogere temperatuur verwaarloosbaar (<1%) zijn ten opzichte van de benodigde warmte voor het opwarmen. Daarom is Q_B (voor de formules voor berekeningen van de warmtevraag zie bijlage V3) niet meegenomen voor deze ketenstap.

Voor het oplossen en mengen is een roerwerk nodig. Het energieverbruik hiervan is 2 kW.

Scheiden alginaat van biomassa

Het in oplossing gebrachte natriumalginaat wordt door middel van een centrifuge gescheiden van de onopgeloste deeltjes. De centrifuge heeft een vermogen van 33 kW en een capaciteit van 20 m³/h (RHDHV, 2015). Voor 100.000 i.e. betekent dit dat de centrifuge 25% van de tijd in bedrijf is. De onopgeloste deeltjes (celafval) worden afgescheiden met een drogestofgehalte van 25%. De opbrengst aan ALE uit korrelslib is gemodelleerd op 23% (ten opzichte van de oorspronkelijke hoeveelheid drogestof die de sliblijn ingaat). Deze opbrengst is gebaseerd op de opbrengst aan alginaat uit zeewier (Parthiban et al., 2012) en dan -4% (RHDHV, 2015). Tabel 5.18 geeft een overzicht van de input.

Alginaat precipiteren

Aan de natriumalginaatoplossing wordt een geconcentreerde zuuroplossing, bijvoorbeeld zoutzuur, toegevoegd om het ALE als alginezuur te laten neerslaan. Aangenomen wordt dat 10 liter van een 36% HCl oplossing per m³ oplossing (er is 37 miljoen m³ oplossing) wordt toegevoegd (RHDHV, 2015). Daarnaast is een roerwerk nodig om het geheel te mengen. Ook hier geldt een vermogen van 2 kW. In Tabel 5.18 staan de bijbehorende inputs.

SCHEIDEN ALGINEZUUR VAN WATER

Het alginezuur slaat neer en kan door middel van centrifugeren worden gescheiden van het water. Dit resulteert in een gel. Er wordt gebruik gemaakt van een centrifuge met een vermogen van 30 kW en een capaciteit van 3,5 m³/uur (zie Tabel 5.18 voor de hoeveelheid elektriciteit). Uitgaande van deze capaciteit zijn er twee van zulke centrifuges nodig, waarbij de tweede dan slechts 20% van de tijd draait.

BIOMASSARESIDU VERWERKEN

Biomassaresidu vergisten (biogasproductie)

Het celafval dat is ontstaan na alginaatextractie kan worden vergist. Door de voorgaande processtappen zijn de afbreekbare delen in het slib beter te ontsluiten, waardoor een hogere biogasopbrengst kan worden behaald. Aangenomen is dat dit te vergelijken is met de uitkomsten van een mogelijke voorbehandelingsstap van thermische druk hydrolyse (TDH; STOWA 2012-25, 2012; RH DHV, 2015), en daarom is aangenomen dat een zelfde opbrengstverhoging gehaald wordt. In Tabel 5.17 staan de gebruikte aannames. Per kg aan organische stof wordt nu gemiddeld 0,35 m³ aan biogas geproduceerd. Er gaat zo'n 1000 ton ODS de gistingstank in, en na het vergisten is daarvan nog zo'n 550 ton ODS van over.

TABEL 5.17

OVERZICHT AANNAMES ODS AFBRAAK EN SPECIFIEKE BIOGASPRODUCTIE

Case 3 (Nereda)	Afbraak ODS (%)	Biogasproductie (Nm ³ /kg ODS-afbraak)
Mesofiel, referentiecasi 3	34%	0,76
Mesofiel, na alginaatextractie	46%	0,76

WKK (biogas verbranden)

Het geproduceerde biogas wordt op locatie verbrand door middel van een WKK en ingezet bij de elektriciteits- en warmtevraag van biogasproductie en alginaatextractie (zie Tabel 5.18). De rest van de verwerkingsstappen (biomassaresidu ontwateren, drogen en verbranden) zijn, behalve de hoeveelheid, niet anders dan al beschreven voor referentiecasi 1 (maar hier met biomassaresidu in plaats van met slib). Tabel 5.18 geeft de inputs voor deze ketenstappen.

OVERZICHT INPUTS ALGINAATPRODUCTIECASE

In Tabel 5.18 staat een overzicht van de deltascore van de processtappen voor de ALE-productiecasi op jaarbasis ten opzichte van referentiecasi 3. De totale opbrengst aan ALE is 394 ton.

TABEL 5.18

OVERZICHT DELTASCORES VOOR DE ALE-PRODUCTIECASE OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
Slib indikken	Elektriciteit	-277 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektroliet	-5 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Transport slib	Transport	713 kt.km Proces: Transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3 {RER} transport, freight, lorry >32 metric ton, EURO3
Alginaat oplossen	Natrium-carbonaat	214 ton Proces: Soda ash, dense {GLO} modified Solvay process, Hou's process
	Warmte	2.197 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	63 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for

Stap	Onderwerp	Data
Scheiden algiinaat van biomassa	Elektriciteit	255 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Algiinaat precipiteren	Zoutzuur	159 ton Proces: Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} market for
	Elektriciteit	63 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Scheiden alginezuur van water	Elektriciteit	1.157 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Biomassaresidu vergisten	Warmte	118 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
WKK (biogas verbranden)	Elektriciteit	-225 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-2.270 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Biomassaresidu ontwateren	Elektriciteit	-186 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektrolyet	-5,5 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Biomassaresidu drogen	Elektriciteit	-148 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-2.890 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Biomassaresidu verbranden	Warmte	2.890 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	706 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Kalk	-19 ton Proces: Lime {CH} production, milled, loose

VERMEDEN PRODUCT: ALGINAAT UIT ZEEWIER

Om Nereda®-algiinaat geproduceerd uit korrelslib milieukundig te beoordelen wordt deze vergeleken met algiinaatproductie uit zeewier. Omdat dit niet standaard is opgenomen in de Ecoinvent-database, is algiinaatproductie uit zeewier ook gemodelleerd. De uitwerking hiervan staat in bijlage IX.

BIOGASPRODUCTIE IN DE VERSCHILLENDE ORGANISCHE STOFROUTES

Omdat de verschillende organische stofroutes de biogasproductie beïnvloeden is in onderstaande tabel (Tabel 5.19) een overzicht gegeven van de biogasproductie in de verschillende routes. Dit geproduceerde biogas wordt op locatie verbrand door middel van een WKK en ingezet bij de elektriciteits- en warmtevraag.

TABEL 5.19 BIOGASPRODUCTIE IN DE VERSCHILLENDE ORGANISCHE STOFROUTES

Organische stofroute	Biogasproductie (10 ³ m ³)
Referentiecasi 1	626
Referentiecasi 2 + 3	334
PHA-productiecasi 1	199
PHA-productiecasi 2	62
Algiinaatproductiecasi	361

6

RESULTATEN FOSFAATTERUGWINNING

In dit hoofdstuk worden de resultaten voor de P-terugwinning via de slibverbrander (paragraaf 6.1) en via de RWZI (paragraaf 6.2) van nutriënten gegeven. Er wordt ingegaan op de ReCiPe single score, waarin alle verschillende milieuthema's gewogen opgenomen zijn, op de klimaatimpact (CO₂-eq) en op de GER-waarden. Ook is de impact op midpointniveau samengevat. De gevoeligheidsanalyses, inclusief resultaat, zijn opgenomen in bijlage X.

6.1 P-TERUGWINNING BIJ DE SLIBEINDVERWERKER

In dit hoofdstuk zijn de resultaten van de milieukundige analyses van fosfaatterugwinning bij de slibverwerker gegeven. In paragraaf 6.1.1 is de single score gegeven, in paragraaf 6.1.2 het midpointresultaat en in paragraaf 6.1.3 de klimaatimpact (ton O₂-eq) en de GER-waarden (GJ).

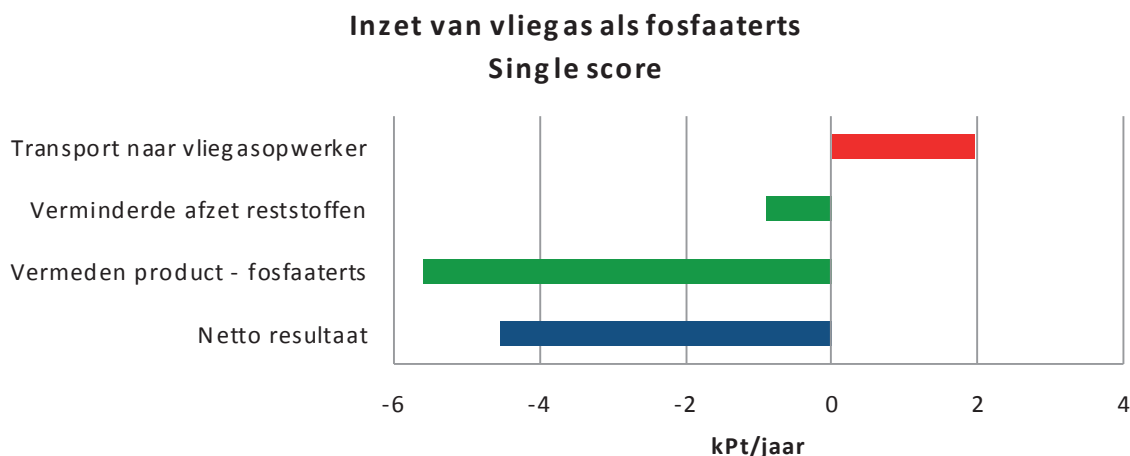
6.1.1 SINGLE SCORE

In Figuur 6.1 is het resultaat voor P-terugwinning bij de verwerker weergegeven in ReCiPe single score. In deze modellering is gekeken naar de keten van influent *tot* levering van de vliegias aan de eindverwerker (Ecophos). Het vermeden product is de grondstof opgewerkt fosfaaterts.

Zoals te zien in Figuur 6.1 geeft terugwinning een netto milieuvoordeel. Het vermijden van de winning en opwerking van fosfaaterts heeft de grootste invloed op de milieuscore. Transport naar Ecophos (bovenste balk in Figuur 6.1) heeft ook een substantiële invloed op het resultaat; het milieunadeel door transport is even groot als 35% als het milieuvoordeel van het uitsparen van opgewerkt fosfaaterts (derde balk in Figuur 6.1).

Er wordt ook een milieuvoordeel geboekt omdat de conventionele toepassing van vliegias wegvalt. De afvalstoffen worden nuttig ingezet als vulmiddel in bijvoorbeeld asfalt. Hier is wel een milieunadeel aan verbonden. Dit komt voornamelijk door de langere transportafstanden om de vliegias op de gewenste plek te krijgen. Storten van afval is ongewenst, daarom wordt voor de toepassing als vulmiddel gekozen. Omdat huidige toepassing van de reststoffen een milieunadeel heeft, biedt het wegvallen van deze conventionele toepassingen een milieuvoordeel (tweede balk in Figuur 6.1).

FIGUUR 6.1 SINGLE SCORE (KPT) PER 100.000 I.E. PER JAAR VOOR REFERENTIECASE 1 VOOR DE INZET VAN VLIEGAS ALS VERVANGING VAN OPGEWERKT FOSFAATERTS



Er zijn vijf gevoeligheidsanalyses gedaan, om de robuustheid van de resultaten te onderzoeken. Uit de gevoeligheidsanalyses blijkt dat deze geen invloed hebben op de conclusie dat P-terugwinning in de as een milieuvoordeel heeft. In paragrafen 10X.1 tot 10X.5 wordt hier dieper op ingegaan.

In Tabel 6.1 zijn de waarden uit Figuur 6.1 samengevat.

TABEL 6.1 SINGLE SCORE (KPT) VOOR REFERENTIECASE 1 PER 100.000 I.E. PER JAAR – BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN VOOR INZET VAN VLIEGAS ALS FOSFAATERTSVERVANGER (VERSCHIL MET SITUATIE ALS VLIEGAS CONVENTIONEEL INGEZET WORDT)

Fase	Vervanging opgewerkt fosfaaterts door vliegias single score (kPt)
Vermeden product – opgewerkt fosfaaterts, P ₂ O ₅	-5,6
Verminderde afzet reststoffen	-0,9
Transport – monoverbranders naar vliegiasopwerker	2,0
Totaal	-4,5

6.1.2 MIDPOINTSORE

In Tabel 6.2 zijn de resultaten weergegeven op midpointniveau. Wat in deze resultaten opvalt is dat, op de categorie watergebruik na, voor elke effectcategorie fosfaatertegwinning bij de slibverwerker milieukundig gunstig is.

TABEL 6.2 RESULTATEN RECIPE MIDPOINTS P-TERUGWINNING BIJ DE SLIBVERWERKER (VERSCHIL MET SITUATIE ALS VLIEGAS CONVENTIONEEL INGEZET WORDT) PER 100.000 I.E. PER JAAR

Effectcategorie	Eenheid	Resultaat
Climate change	kg CO ₂ eq	-3,78E+04
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	-4,26E-03
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	-3,53E+02
Freshwater eutrophication	kg P eq	-1,02E+01
Marine eutrophication	kg N eq	-1,59E+01
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-7,89E+03
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	-2,97E+02
Particulate matter formation	kg PM10 eq	-2,54E+02
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-3,92E+01
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-2,39E+02
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-2,53E+02

Effectcategorie	Eenheid	Resultaat
Ionising radiation	kBq ²³⁵ U eq	-4,23E+03
Agricultural land occupation	m ² a	-9,00E+02
Urban land occupation	m ² a	-1,85E+03
Natural land transformation	m ²	-1,23E+01
Water depletion	m ³	2,26E+02
Metal depletion	kg Fe eq	-8,49E+02
Fossil depletion	kg oil eq	-1,11E+04

6.1.3 KLIMAAT (CO₂-EQ) EN ENERGIE (GER-WAARDEN)

In Tabel 6.3 zijn de resultaten voor klimaat en energie, in CO₂-eq en GJ gegeven. Ter vergelijking zijn ook de ReCiPe single score en de bijdrage van de verschillende processtappen aan de single score gegeven.

TABEL 6.3 GER-WAARDEN EN CO₂-EQ (PER 100.000 I.E. VOOR REFERENTIECASE 1) – BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN (VERSCHIL MET SITUATIE ALS VLEGAS CONVENTIONEEL INGEZET WORDT)

	GER-waarden			Klimaat
	Niet-hernieuwbaar	Hernieuwbaar	Totaal	IPCC 2013 GWP 100a
	GJ	GJ	GJ	ton CO ₂ eq
Vermeden product – opgewerkt fosfaaterts	-672	-32	-704	-48
Bedrijfsvoering slibverwerker – afzet reststoffen	-127	26	-101	-9
Bedrijfsvoering slibverwerker – transport	299	3	303	18
Totaal	-499	-3	-503	-38

6.2 RESULTATEN P-TERUGWINNING OP DE RWZI

In deze paragrafen zijn de resultaten van de milieukundige analyses weergegeven. In paragraaf 6.2.1 is dit de single score, in paragraaf 6.2.2 het midpointresultaat en in paragraaf 6.2.3 de klimaatimpact (ton CO₂-eq) en de GER-waarden (GJ).

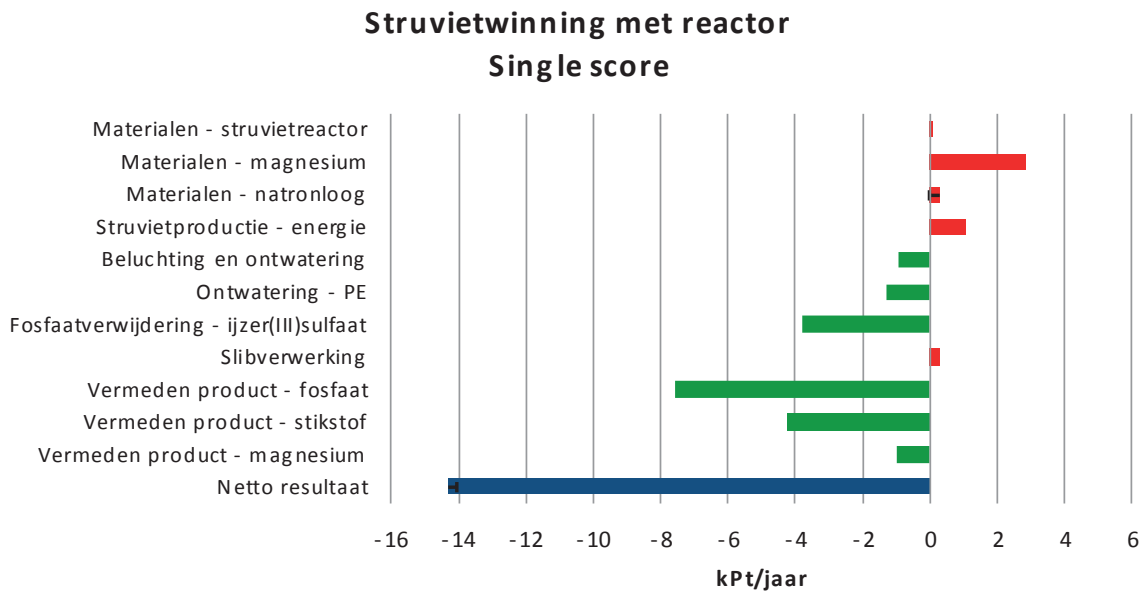
6.2.1 SINGLE SCORE

In Figuur 6.2 is het resultaat voor P-terugwinning op de RWZI weergegeven in ReCiPe single score. In deze modellering is gekeken naar de keten van influent tot en met productie van de struvietkorrels. Het vermeden product is een combinatie van verschillende typen kunstmest met dezelfde verhouding aan werkbare stoffen als in struviet. In bijlage X.6 tot en met X.8 zijn drie gevoeligheidsanalyses opgenomen: over het gebruik van fossiele brandstoffen in plaats van restwarmte voor het drogen van de struvietkorrels, over de modellering van kunstmest; verschillende databases geven verschillende milieuresultaten, en over het gebruik van aluminium in plaats van ijzer voor het verwijderen van fosfaat.

Zoals te zien is in Figuur 6.2 en Figuur 6.3 heeft P-terugwinning op de RWZI een netto milieuvoordeel, zowel in het geval van struvietwinning met enkel een struvietreactor, als in het geval van struvietwinning met een struvietreactor in combinatie met WASSTRIP. De lagere slibproductie heeft verschillende effecten: lagere dosering van polyelektroliet, lagere dosering van ijzer(III)sulfaat en minder slib verwerkt door de slibverwerker. Van deze drie ingrepen heeft de lagere dosering ijzer(III)sulfaat, wat nodig is voor het neerslaan van chemisch slib, de grootste invloed op de milieuscore. Daarnaast levert het vermijden van de productie van kunstmest (voornamelijk fosfaat en stikstof) een grote invloed op in de milieuscore.

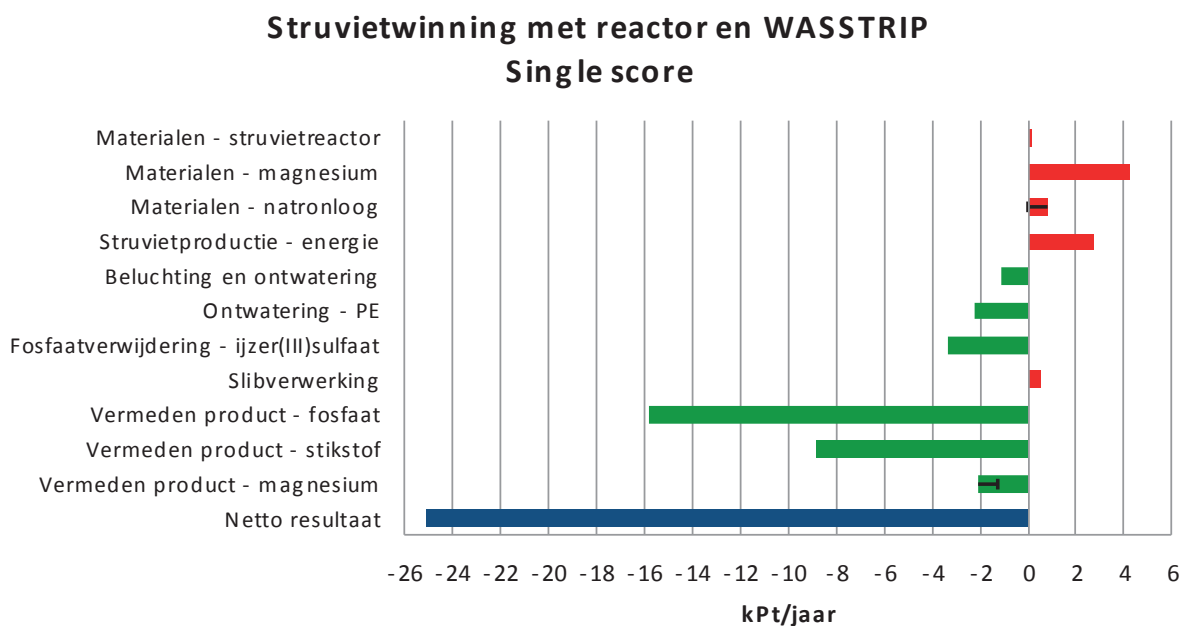
Bij struvietwinning met reactor in combinatie met een WASSTRIP kan veel meer fosfaat worden teruggewonnen bij een gelijke hoeveelheid aan influent. Het milieuvoordeel van het vermijden van kunstmestproductie neemt dan ook ongeveer evenredig toe met deze stijging aan terug te winnen fosfaat. Het milieuvoordeel van verminderde slibproductie is echter niet evenredig met de hoeveelheid terug te winnen fosfaat. Dit komt doordat de verminderde chemisch slibproductie bij de struvietreactor en reactor met WASSTRIP niet veel van elkaar verschilt (zie paragraaf 4.2.3).

FIGUUR 6.2 SINGLE SCORE VAN STRUVIETWINNING MET REACTOR - PER 100.000 I.E. PER JAAR (VERSCHIL MET SITUATIE ZONDER STRUVIETWINNING OP RWZI)



In deze figuur is bij natronloog een bandbreedte gegeven, omdat de benodigde hoeveelheid varieert tussen 0 en de maximum waarde zoals weergegeven in de grafiek.

FIGUUR 6.3 SINGLE SCORE VAN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN WASSTRIP - PER 100.000 I.E. PER JAAR (VERSCHIL MET SITUATIE ZONDER STRUVIETWINNING OP RWZI)



In deze figuur is bij natronloog een bandbreedte gegeven, omdat de benodigde hoeveelheid varieert tussen 0 en de maximum waarde zoals weergegeven in de grafiek.

TABEL 6.4 SINGLE SCORE (KPT) - PER 100.000 I.E. PER JAAR – BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN WASSTRIP (VERSCHIL MET SITUATIE ZONDER STRUVIETWINNING OP RWZI)

Fase	Struvietwinning met reactor	Struvietwinning met reactor en WASSTRIP
	single score (kPt)	single score (kPt)
Materialen – struvietreactor	0,1	0,1
Materialen – magnesium	2,8	4,2
Materialen – natronloog	0,3	0,8
Struvietproductie – energie	1,1	2,7
Beluchting en ontwatering – energie	-0,9	-1,1
Ontwatering – PE	-1,3	-2,2
Fosfaatverwijdering – ijzer(III)sulfaat	-3,8	-3,4
Slibverwerking	0,3	0,5
Vermeden product: fosfaat	-7,6	-15,9
Vermeden product - stikstof	-4,2	-8,9
Vermeden product - magnesium	-1,0	-2,1
Totaal	-14,3	-25,1

Er zijn drie gevoeligheidsanalyses gedaan, waarmee de robuustheid van de resultaten is bekeken. Gebruik van fossiele warmte voor het drogen van de struvietkorrels heeft vrijwel geen invloed op het resultaat. Gebruik van een andere database voor het doorrekenen van de voordelen van vermeden kunstmestproductie beïnvloedt de score wel; het voordeel van lager uit bij gebruik van de Agri-footprintdatabase in plaats van de Ecoinvent database. Het effect van gebruik van aluminium in plaats van ijzer voor fosfaatverwijdering is ook bekeken. Bij gebruik van aluminiumsulfaat neemt het milieuvoordeel toe. Dit komt omdat aluminiumsulfaat een hogere impact heeft dan ijzer(III)sulfaat en de dosering op de RWZI afneemt bij struvietwinning. De gevoeligheidsanalyses veranderen de conclusie dat P-terugwinning op de RWZI een milieuvoordeel heeft niet.

6.2.2 MIDPOINTSORE

In Tabel 6.5 zijn de resultaten weergegeven op midpointniveau als een verschil tussen de situatie zonder struvietterugwinning. Wat in deze resultaten opvalt is dat voor elke effectcategorie struvietwinning (met en zonder WASSTRIP) op de RWZI milieukundig gunstig is.

TABEL 6.5 RESULTATEN MIDPOINTS STRUVIETWINNING MET REACTOR EN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN WASSTRIP (VERSCHIL MET SITUATIE ZONDER STRUVIETWINNING OP RWZI) PER 100.000 I.E. PER JAAR

Effectcategorie	Eenheid	Struvietwinning met reactor	Struvietwinning met reactor en WASSTRIP
Climate change	kg CO ₂ eq	-1,12E+05	-1,97E+05
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	-1,12E-02	-1,84E-02
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	-1,14E+03	-2,12E+03
Freshwater eutrophication	kg P eq	-1,02E+02	-1,83E+02
Marine eutrophication	kg N eq	-7,30E+01	-1,30E+02
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-9,00E+04	-1,49E+05
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	-5,07E+02	-8,81E+02
Particulate matter formation	kg PM10 eq	-4,52E+02	-8,37E+02
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-3,23E+01	-6,30E+01
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-3,20E+03	-5,06E+03
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-3,12E+03	-4,97E+03

Effectcategorie	Eenheid	Struvietwinning met reactor	Struvietwinning met reactor en WASSTRIP
Ionising radiation	kBq ²³⁵ U eq	-2,57E+04	-4,21E+04
Agricultural land occupation	m ² a	-6,94E+03	-1,05E+04
Urban land occupation	m ² a	-1,45E+04	-2,95E+04
Natural land transformation	m ²	-3,22E+01	-5,88E+01
Water depletion	m ³	-3,52E+03	-7,03E+03
Metal depletion	kg Fe eq	-2,06E+04	-3,22E+04
Fossil depletion	kg oil eq	-3,43E+04	-5,96E+04

6.2.3 KLIMAAT (CO₂-EQ) EN ENERGIE (GER-WAARDEN)

In Tabel 6.6 zijn de resultaten voor klimaat en energie, in CO₂-eq en GJ gegeven van zowel struvietwinning met enkel een struvietreactor, als struvietwinning met een struvietreactor in combinatie met WASSTRIP. De resultaten geven het verschil weer met de situatie zonder struvietwinning op de RWZI. De nettoresultaten (totaal) uitgedrukt in deze twee indicatoren geeft voor struvietwinning op de RWZI een positieve milieu-impact

TABEL 6.6 GER-WAARDEN (GJ) - PER 100.000 I.E. PER JAAR – BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN WASSTRIP (VERSCHIL MET SITUATIE ZONDER STRUVIETWINNING OP RWZI)

GJ Fase	Struvietwinning met reactor			Struvietwinning met reactor en WASSTRIP		
	Niet hernieuwbaar	Hernieuwbaar	Totaal	Niet hernieuwbaar	Hernieuwbaar	Totaal
Materialen – struvietreactor	3	0	4	7	1	7
Materialen – magnesium	434	4	438	649	6	655
Materialen – natronloog	47	5	52	142	14	156
Struvietproductie – energie	200	11	212	504	28	533
Beluchting en ontwatering - energie	-176	-10	-185	-210	-12	-222
Ontwatering – PE	-268	-4	-273	-470	-8	-478
Fosfaatverwijdering – ijzer(III)sulfaat	-463	-46	-510	-411	-41	-452
Slibverwerking	40	2	43	71	4	75
Vermeden product – fosfaat	-1.030	-59	-1.090	-2.152	-124	-2.276
Vermeden product – magnesium	-398	-10	-408	-830	-21	-852
Vermeden product – stikstof	-162	-15	-177	-337	-32	-369
Totaal	-1.772	-123	-1.895	-3.038	-185	-3.222

TABEL 6.7 KLIMAATIMPACT (TON CO₂-EQ.) - PER 100.000 I.E. – BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN WASSTRIP (VERSCHIL MET SITUATIE ZONDER STRUVIETWINNING OP RWZI)

Fase	Struvietwinning met reactor	Struvietwinning met reactor en WASSTRIP
	ton CO ₂ -eq.	ton CO ₂ -eq.
Materialen – struvietreactor	0	1
Materialen – magnesium	36	54
Materialen – natronloog	3	8
Struvietproductie – energie	13	32
Beluchting en ontwatering – energie	-11	-13
Ontwatering – PE	-11	-20
Fosfaatverwijdering – ijzer(III)sulfaat	-32	-29
Slibverwerking	4	7
Vermeden product: fosfaat	-50	-104
Vermeden product: magnesium	-53	-110
Vermeden product: stikstof	-8	-18
Totaal	-110	-191

7

RESULTATEN ORGANISCHE STOF

7.1 RESULTATEN PHA-PRODUCTIECASE 1

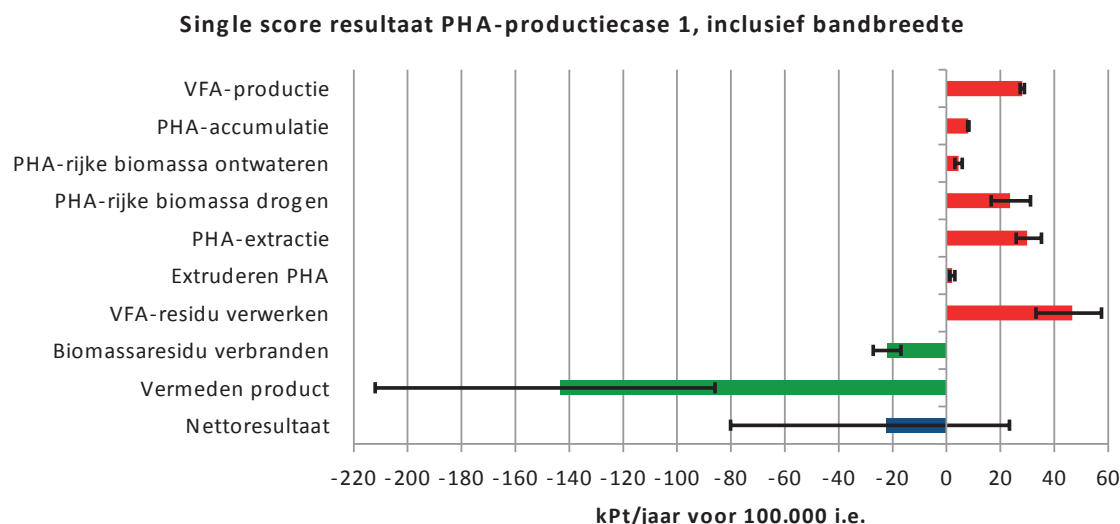
In deze paragraaf zijn de resultaten van de milieukundige analyses voor PHA-productiecase 1 weergegeven. Eerst wordt de single score behandeld (paragraaf 7.1.1), daarna de GER-waarden (GJ) en klimaatimpact (ton CO₂-eq; paragraaf 7.1.2). Het midpointscore resultaat wordt samen met die van PHA-productiecase 2 weergegeven in paragraaf 7.2.2. De optimalisatieanalyse wordt behandeld in paragraaf 7.1.3.

7.1.1 SINGLE SCORE

In Figuur 7.1 zijn de deltascores voor PHA-productiecase 1 weergegeven als ReCiPe single score. In de figuur staan de processtappen die nodig zijn om uit slib uiteindelijk PHA-pellets te verkrijgen. In de balk 'VFA-residu verwerken' zijn de verschillen ten opzicht van dezelfde stappen voor slib (referentiecasi 1) opgenomen. Omdat voor een aantal processtappen aannames zijn gedaan met betrekking tot hoeveelheden en opbrengst, zijn voor vijf cruciale parameters (VFA-opbrengst, oplosmiddelgebruik, terugwinningspercentage oplosmiddel, PHA-accumulatieopbrengst, VFA-consumptie) een gemiddelde case, een best case en een worst case gedefinieerd. De gemiddelde cases zijn te zien als de gekleurde balk (groen voor een milieuvoordeel en rood voor een milieunadeel). De best case en worst case zijn weergegeven door middel van de zwarte bandbreedtelijn. In paragraaf 7.1.3 worden van de vijf parameters de bandbreedtes verder uitgelegd.

Uit Figuur 7.1 blijkt dat in de gemiddelde case er een milieuvoordeel is voor PHA-productiecase 1 van 22 kPt per jaar), maar zoals te zien is in de figuur is de onzekerheid nogal groot, dus het nettoresultaat kan ergens liggen tussen een milieuvoordeel van 80 kPt per jaar tot een milieunadeel van 23 kPt per jaar. Het milieuvoordeel van 22 kPt per jaar is een voordeel van 25% ten opzichte van referentiecasi 1.

FIGUUR 7.1 SINGLE SCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 1



7.1.2 KLIMAAT (CO₂-EQ) EN ENERGIE (GER-WAARDEN) PHA-PRODUCTIECASE 1

In Tabel 7.1 zijn de resultaten voor energie en klimaat, in GJ en CO₂-eq gegeven voor PHA-productiecase 1. De nettoresultaten (totaal) uitgedrukt in deze twee indicatoren geeft een milieunadeel voor de gemiddelde case in GER-waarde en een klein milieuvoordeel in CO₂-eq.

TABEL 7.1 GER-WAARDEN EN KLIMAATIMPACT VOOR PHA-PRODUCTIECASE 1 PER JAAR VOOR 100.000 I.E.

Proces	GER-waarden			CO ₂ equivalenten
	Niet hernieuwbaar	Hernieuwbaar	Totaal	IPCC 2013 GWP 100a
	GJ	GJ	GJ	ton CO ₂ -eq
VFA-productie	5.422	190	5.612	303
PHA-accumulatie	1.473	78	1.550	93
PHA-rijke biomassa ontwateren	868	32	900	46
PHA-rijke biomassa drogen	4.351	45	4.396	271
PHA-extractie	6.481	194	6.674	274
Extruderen PHA	386	22	408	25
VFA-residu verwerken	8.689	605	9.294	561
Biomassaresidu verbranden	-4.068	-90	-4.157	-255
Vermeden product	-20.640	-439	-21.079	-1.343
Nettoresultaat	2.962	636	3.598	-25

7.1.3 OPTIMALISATIE

In de figuur in paragraaf 7.1.1 zijn de gekleurde balken voorzien van een bandbreedtelijn. Deze bandbreedtelijnen geven het verschil weer tussen best case en worst case, en worden veroorzaakt door een aantal onzekerheden in de aannames. In deze paragraaf wordt de invloed van de aannames bekeken. Dit is dan ook een optimalisatieanalyse en geen gevoeligheidsanalyse. In de PHA-productie is voor vijf cruciale parameters een bandbreedte aangenomen, namelijk voor

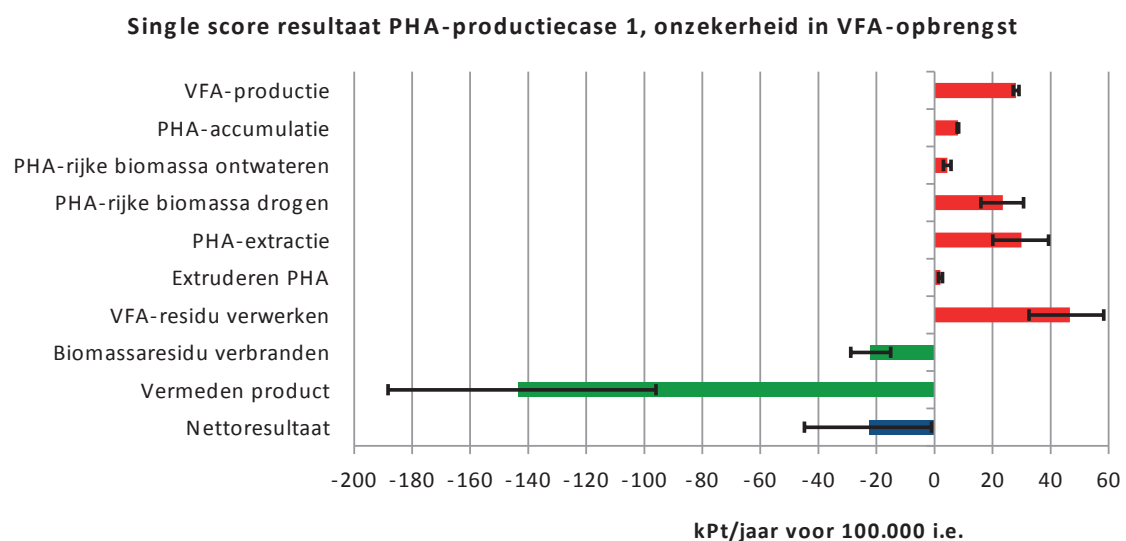
- VFA-opbrengst (0,2-0,4 g VFA/g VSS)
- VFA-consumptie (2,10-2,55 g VFA/g geaccumuleerd PHA)
- PHA-accumulatie (40-60% van de biomassa na accumulatie is PHA)
- butanolgebruik (50-70 g opgelost PHA/L butanol)
- butanolterugwinning (95-98%)

INVLOED VFA-OPBRENGST

In deze studie is een gemiddelde opbrengst van 0,3 g VFA/g VSS aangenomen, met als best case 0,4 g VFA/g VSS en als worst case 0,2 g VFA/g VSS. Het gemiddelde van 0,3 g VFA/g VSS is aan de hoge kant voor slib, maar is wel haalbaar onder de juiste condities. Figuur 7.2 laat het effect zien van de VFA-opbrengst op de netto milieuscore van PHA-productiecase 1. Uit de figuur blijkt dat de VFA-opbrengst invloed heeft op alle verdere ketenstappen van de PHA-productie. De netto milieuscore ligt tussen -44 en -1 kPt per jaar door de bandbreedte in VFA-opbrengst.

De VFA-opbrengst heeft een grote invloed op de uiteindelijke PHA-opbrengst omdat veel slib nodig is om VFA's uit te maken (100% van het primaire slib en 78% van het secundaire slib); slib dat niet gebruikt kan worden voor PHA-accumulatie. De bandbreedte in VFA-opbrengst leidt tot een bandbreedte in PHA-opbrengst van 99-194 ton. Dit vertaalt zich in de figuur als de bandbreedtelijn op het vermeden product.

FIGUUR 7.2 INVLOED VAN DE VFA-OPBRENGST OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 1

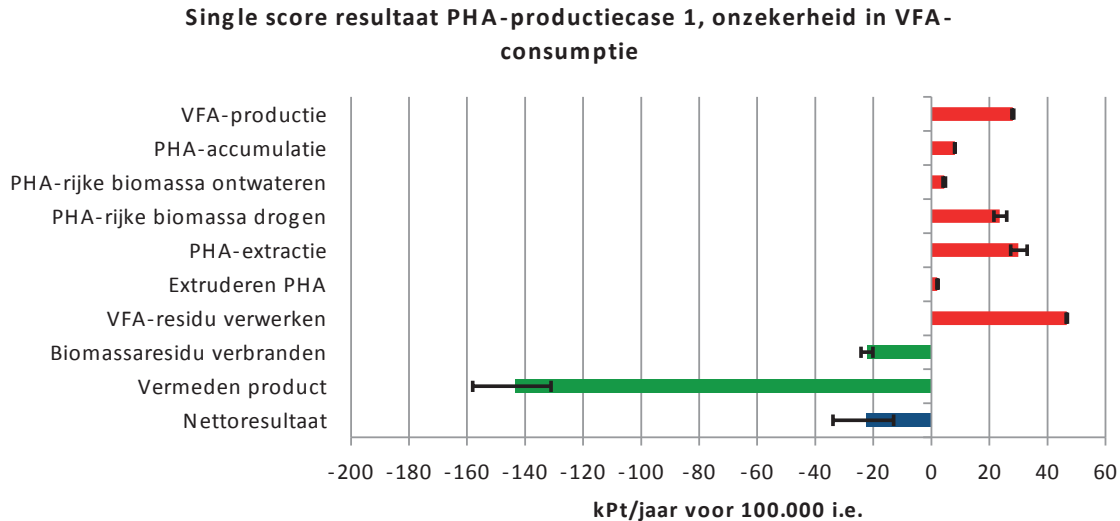


INVLOED VFA-CONSUMPTIE

In deze studie is een gemiddelde consumptie van 2,33 g VFA/g geaccumuleerd PHA aangenomen, met als best case 2,10 g VFA/g geaccumuleerd PHA en als worst case 2,55 g VFA/g geaccumuleerd PHA. Figuur 7.3 laat het effect zien van de VFA-consumptie op de netto milieuscore van PHA-productiecase 1. Uit de figuur blijkt dat ook de VFA-consumptie invloed heeft op alle verdere ketenstappen van de PHA-productie, maar de invloed is een stuk kleiner dan die van de VFA-opbrengst. De netto milieuscore ligt tussen -33 en -13 kPt per jaar door de bandbreedte in VFA-consumptie.

De VFA-consumptie heeft invloed op de uiteindelijke PHA-opbrengst, maar de invloed is een stuk lager dan voor de VFA-opbrengst. De bandbreedte in VFA-opbrengst leidt tot een bandbreedte in PHA-opbrengst van 135-163 ton. Dit vertaalt zich in de figuur als de bandbreedtelijn op het vermeden product.

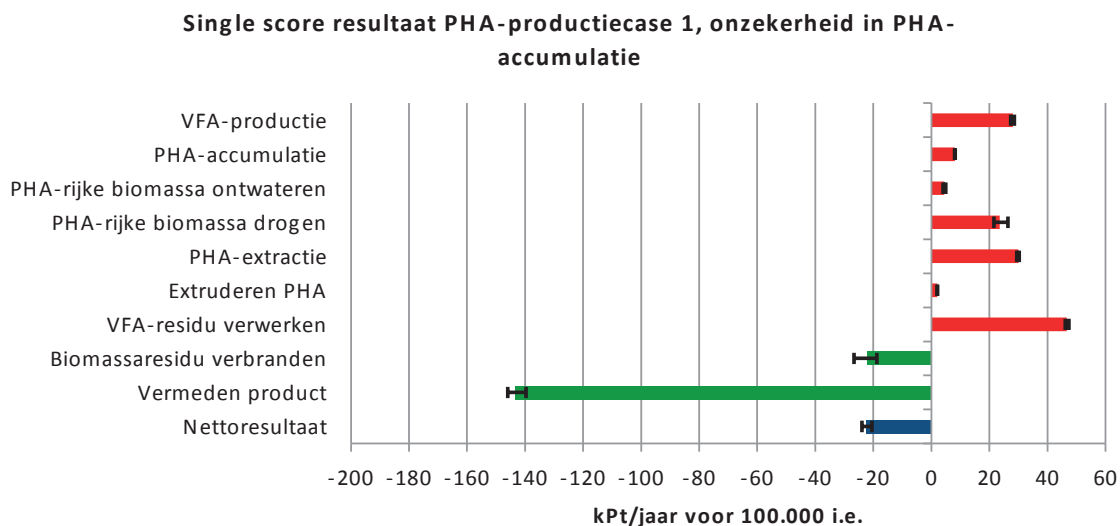
FIGUUR 7.3 INVLOED VAN DE VFA-CONSUMPTIE OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 1



PHA-ACCUMULATIE

In deze studie is een gemiddelde PHA-accumulatie van 50% van de biomassa aangenomen, met als best case 60% en als worst case 40%. Figuur 7.4 laat het effect zien van de PHA-accumulatie op de netto milieuscore van PHA-productiecase 1. Uit de figuur blijkt dat het accumulatiepercentage weinig invloed heeft op de PHA-accumulatiestap zelf aangezien daarin alleen de massa verpompt wordt. De PHA-accumulatie heeft wel een kleine invloed op de hoeveelheid VFA's dat geproduceerd kan worden (doordat minder slib nodig is voor de accumulatie kan meer slib gebruikt worden voor VFA-productie). De netto milieuscore ligt tussen -24 en -20 kPt per jaar door de bandbreedte in PHA-accumulatie. Dat houdt in dat de invloed van het accumulatiepercentage vrijwel verwaarloosbaar is ten opzichte van het effect van de andere vier parameters, dus dat het accumulatiepercentage minder cruciaal is voor het nettoresultaat.

FIGUUR 7.4 INVLOED VAN DE PHA-ACCUMULATIE OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 1



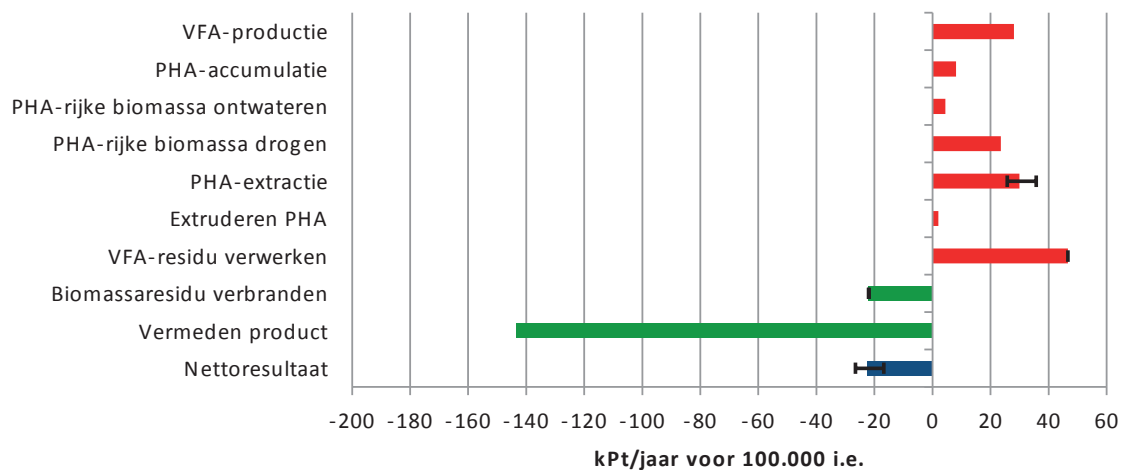
BUTANOLGEBRUIK

In deze studie is een gemiddeld butanolgebruik van 60 g opgelost PHA/L butanol aangenomen, met als best case 70 g opgelost PHA/L butanol en als worst case 50 g opgelost PHA/L butanol. Figuur 7.5 laat het effect zien van het butanolgebruik op de netto milieuscore van PHA-productiecase 1. Uit de figuur blijkt dat het butanolgebruik alleen invloed heeft op de

PHA-extractie. De hoeveelheid en het verlies aan butanol is verwerkt in de PHA-extractiestap. De netto milieuscore ligt tussen -27 en -17 kPt per jaar door de bandbreedte in butanolgebruik.

FIGUUR 7.5 INVLOED VAN HET BUTANOLGEBRUIK OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 1

Single score resultaat PHA-productiecase 1, onzekerheid in butanolgebruik

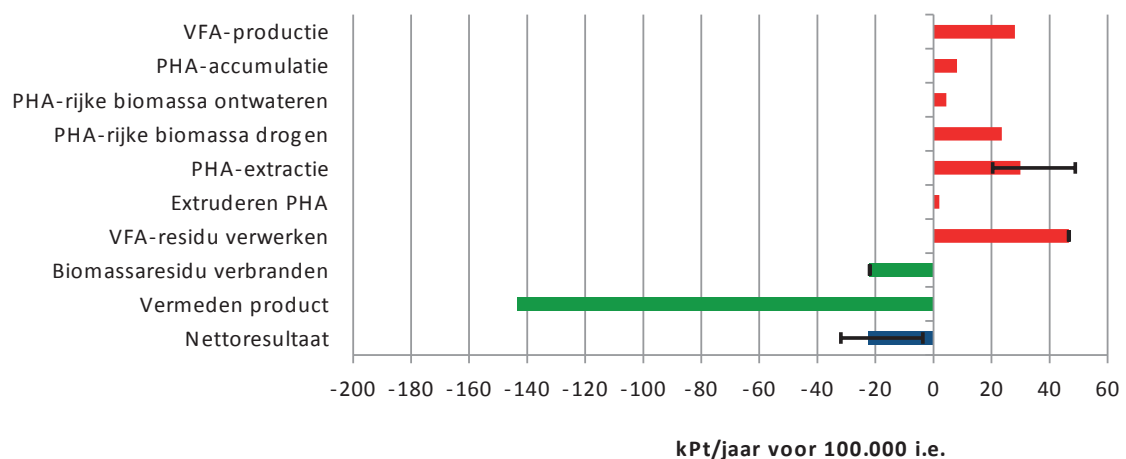


BUTANOLTERUGWINNING

In deze studie is een gemiddelde butanolterugwinning van 97% aangenomen, met als best case 98% en als worst case 95%. De best case is gekozen omdat de doelstelling van de industrie is om zoveel mogelijk oplosmiddel terug te winnen, maar hoger dan 98% is lastig; dan gaat de energieconsumptie waarschijnlijk zo erg omhoog dat het niet meer uit kan qua duurzaamheid en economie. De worst case is gekozen omdat momenteel het terugwinnen van oplosmiddel bij PHA-productie nog geen geoptimaliseerd industrieel proces is. Figuur 7.6 laat het effect zien van de butanolterugwinning op de netto milieuscore van PHA-productiecase 1. Uit de figuur blijkt dat de butanolterugwinning alleen invloed heeft op de PHA-extractie. De hoeveelheid en het verlies aan butanol is verwerkt in de PHA-extractiestap. De netto milieuscore ligt tussen -32 en -4 kPt per jaar door de bandbreedte in butanolterugwinning.

FIGUUR 7.6 INVLOED VAN BUTANOLTERUGWINNING OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 1

Single score resultaat PHA-productiecase 1, onzekerheid in butanolterugwinning



De opbrengst aan PHA is 148 ton voor de gemiddelde case (paragraaf 5.2.1 subparagraaf Overzicht op pagina 48). Wanneer de bandbreedtes voor de vijf parameters worden meege-
nomen, dan leidt dat tot een PHA-opbrengst van 88-219 ton.

Voor het vermeden product is een gemiddelde case gedefinieerd volgens dezelfde uitgangs-
principes als voor de PHA-productiecase. Bij het vermeden product zou dan ook een band-
breedte vastgesteld kunnen worden voor een paar parameters. Hierdoor zouden de resultaten
van de PHA-productiecase een klein beetje kunnen veranderen qua bandbreedtelijn, maar het
optimaliseren van het vermeden product valt buiten de scope van deze studie.

Naast deze 5 cruciale parameters zijn er nog andere die geoptimaliseerd kunnen worden.
Te denken valt bijvoorbeeld aan de dosering van PE bij het ontwateren van de PHA-rijke
biomassa. Er zou wellicht minder PE hoeven te worden gedoseerd dan in de referentiecase
waardoor een milieuvoordeel behaald kan worden.

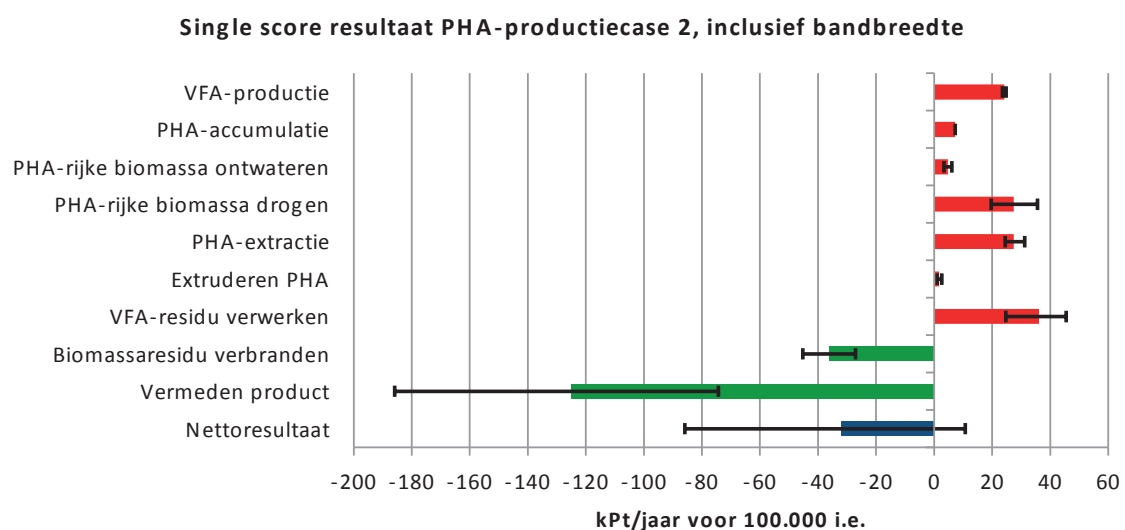
7.2 RESULTATEN PHA-PRODUCTIECASE 2

In deze paragraaf zijn de resultaten van de milieukundige analyses voor PHA-productiecase 2
weergegeven. De single score wordt behandeld in paragraaf 7.2.1, het midpointscore resultaat
in paragraaf 7.2.2 en de GER-waarden (GJ) en klimaatimpact (ton CO₂-eq) in paragraaf 7.2.3. In
bijlage XI is de optimalisatieanalyse weergegeven.

7.2.1 SINGLE SCORE

In Figuur 7.7 zijn de deltascores voor PHA-productiecase 2 weergegeven als ReCiPe single
score. In de figuur staan de processtappen die nodig zijn om uit slib uiteindelijk PHA-pellets
te verkrijgen. In de balk 'VFA-residu verwerken' zijn de verschillen ten opzichte van dezelfde
stappen voor slib (referentiecase 2) opgenomen. Ook hier zijn de gemiddelde cases te zien als
gekleurde balk (groen voor een milieuvoordeel en rood voor een milieunadeel). De best case
en worst case zijn weergegeven door middel van de zwarte bandbreedtelijn. Dezelfde best case
en worst case zijn gedefinieerd als voor PHA-productiecase 1

FIGUUR 7.7 SINGLE SCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 2



Uit Figuur 7.7 blijkt dat in de gemiddelde case er een milieuvoordeel is van 32 kPt per jaar voor PHA-productiecase 2, maar zoals te zien is in de figuur is de onzekerheid nogal groot, dus het nettoresultaat kan ergens liggen tussen een milieuvoordeel van 86 kPt per jaar tot een milieunadeel van 11 kPt per jaar. Het milieuvoordeel van 32 kPt per jaar is een voordeel van 80% ten opzichte van referentiecase 2.

7.2.2 MIDPOINTSORE PHA-PRODUCTIECASE 1 EN 2

In Tabel 7.2 zijn de resultaten voor de twee PHA-productiecases weergegeven op midpoint-niveau. Wat in deze resultaten opvalt is dat beide PHA-productiecases in dezelfde effectcategorieën een milieuvoordeel hebben en in dezelfde effectcategorieën een milieunadeel (behalve voor fossil depletion). PHA-productiecase 1 heeft in 10 van de 18 categorieën een milieuvoordeel, en PHA-productiecase 2 in 11 van de 18.

TABEL 7.2 MIDPOINTSORES VOOR PHA-PRODUCTIECASE 1 EN 2 PER JAAR VOOR 100.000 I.E.

Effectcategorie	Eenheid	PHA-productiecase 1	PHA-productiecase 2
Climate change	kg CO ₂ eq	-2,84E+04	-1,77E+05
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	1,23E-02	2,39E-03
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	-4,09E+03	-3,66E+03
Freshwater eutrophication	kg P eq	-1,70E+02	-1,87E+02
Marine eutrophication	kg N eq	-2,08E+03	-1,81E+03
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	1,11E+05	6,89E+04
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	-3,79E+02	-4,82E+02
Particulate matter formation	kg PM10 eq	-7,48E+02	-6,95E+02
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-1,07E+03	-9,35E+02
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	5,08E+03	3,02E+03
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	6,08E+03	3,96E+03
Ionising radiation	kBq ²³⁵ U eq	1,04E+05	6,84E+04
Agricultural land occupation	m ²	-2,50E+05	-2,26E+05
Urban land occupation	m ²	2,21E+03	1,23E+03
Natural land transformation	m ²	-2,65E+03	-2,34E+03
Water depletion	m ³	-1,55E+04	-1,34E+04
Metal depletion	kg Fe eq	3,29E+03	1,83E+03
Fossil depletion	kg oil eq	4,03E+04	-8,67E+03

7.2.3 KLIMAAT (CO₂-EQ) EN ENERGIE (GER-WAARDEN) PHA-PRODUCTIECASE 2

In Tabel 7.3 zijn de resultaten voor energie en klimaat, in GJ en CO₂-eq gegeven voor PHA-productiecase 2. De nettoresultaten (totaal) uitgedrukt in deze twee indicatoren geeft een klein milieunadeel voor de gemiddelde case qua GER-waarde, en een milieuvoordeel qua CO₂-eq.

TABEL 7.3 GER-WAARDEN EN KLIMAATIMPACT VOOR PHA-PRODUCTIECASE 2 PER JAAR VOOR 100.000 I.E.

Proces	GER-waarden			CO ₂ equivalenten
	Niet hernieuwbaar	Hernieuwbaar	Totaal	IPCC 2013 GWP 100a
	GJ	GJ	GJ	ton CO ₂ -eq
VFA-productie	4664	165	4829	260
PHA-accumulatie	1359	76	1436	6
PHA-rijke biomassa ontwateren	928	36	964	50
PHA-rijke biomassa drogen	5069	52	5121	315
PHA-extractie	5937	177	6114	251

Proces		GER-waarden		CO ₂ equivalenten
Extruderen PHA	328	18	346	21
VFA residu verwerken	6729	428	7448	432
Biomassaresidu verbranden	-6686	-155	-6841	-419
Vermeden product	-18006	-383	-18389	-1171
Nettoresultaat	322	415	737	-174

7.2.4 OPTIMALISATIE

Omdat de single score resultaten voor PHA-productiecase 2 overeenkomen met die van PHA-productiecase 1 (alleen net andere waarden), en de bandbreedtes in de aannames hetzelfde zijn, is de optimalisatieanalyse van PHA-productiecase 2 opgenomen in bijlage XI.

7.3 RESULTATEN CELLULOSEPRODUCTIECASE 2

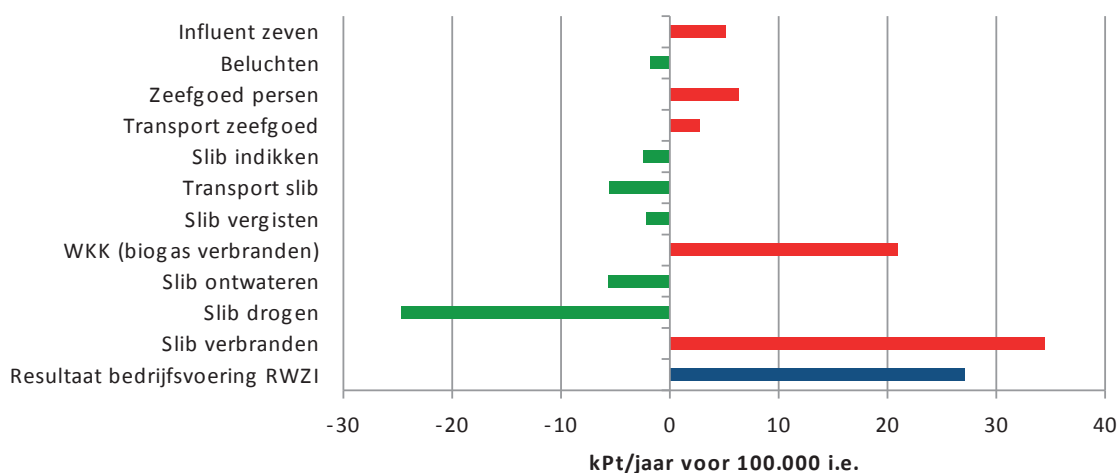
In deze paragraaf zijn de resultaten van de milieukundige analyses voor celluloseproductiecase 2 weergegeven. In paragraaf 7.3.1 is dit de single score, in paragraaf 7.3.2 het midpoint-score resultaat en in paragraaf 7.3.3 de GER-waarden (GJ) en klimaatimpact (ton CO₂-eq). In bijlage XII is de gevoeligheidsanalyse van celluloseproductiecase 2 te vinden.

7.3.1 SINGLE SCORE

In Figuur 7.8 zijn de deltascores voor celluloseproductiecase 2 weergegeven als ReCiPe single score. Zowel de bedrijfsvoering van de RWZI is te zien alsook de invloed van het plaatsen van een fijnzeef en het daarna opwerken van de opgevangen fractie tot transporteerbaar zeefgoed.

FIGUUR 7.8 SINGLE SCORE VAN DE BEDRIJFSVOERING VAN DE RWZI VOOR CELLULOSEPRODUCTIECASE 2

Single score resultaat bedrijfsvoering RWZI voor celluloseproductiecase 2

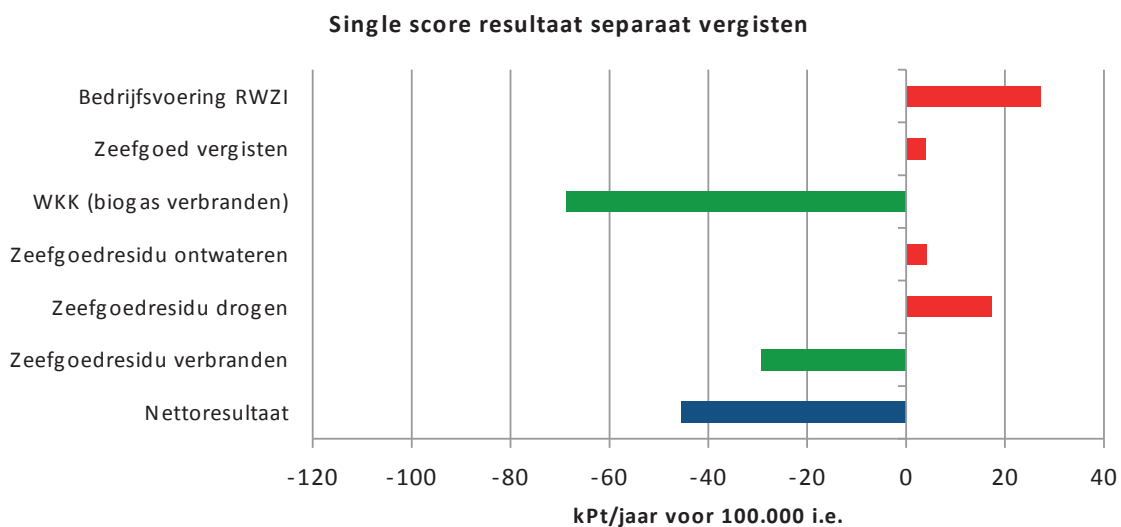


Uit Figuur 7.8 blijkt dat als puur gekeken wordt naar de bedrijfsvoering van de RWZI (inclusief slib opwerken) het verwijderen van zeefgoed helpt in de stappen om het slib te verwerken aangezien er minder slib te verwerken is. Dat betekent echter ook dat er minder biogas geproduceerd wordt en er minder slib verbrand wordt waardoor minder warmte en elektriciteit beschikbaar is om nieuw slib op te werken. Dit alles leidt tot een netto milieunadeel in de orde van grootte van 27 kPt per jaar voor celluloseproductiecase 2 ten opzichte van referentiecase 2.

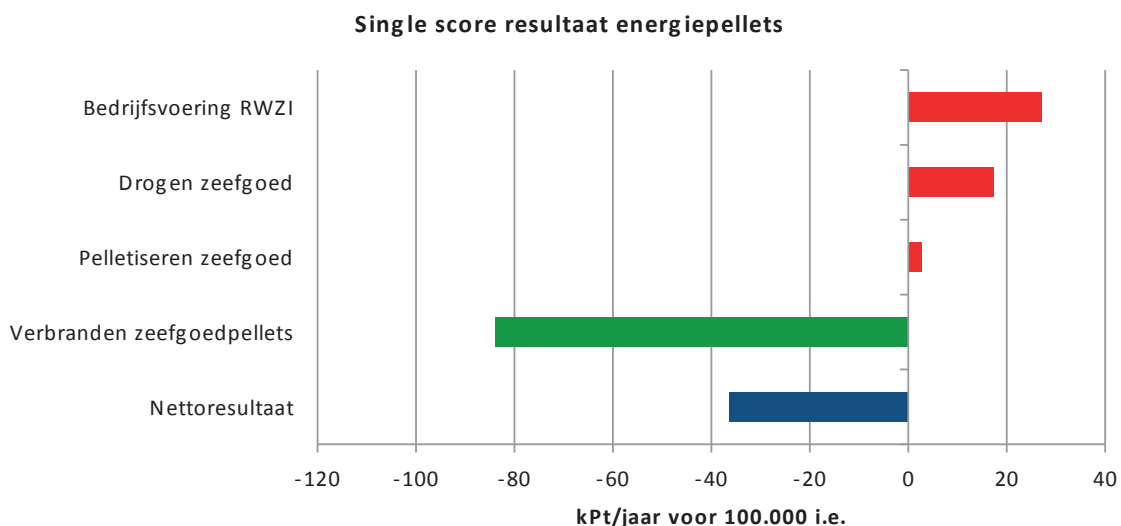
Dit overall resultaat verandert echter wanneer ook de opwerkroute voor het zeefgoed wordt meegenomen. In Figuur 7.9 t/m Figuur 7.12 zijn de resultaten voor de 4 celluloseroutes weer gegeven. Omdat de bedrijfsvoering op de RWZI (inclusief slib opwerken) voor alle 4 routes hetzelfde is, is dit als 1 balk weergegeven in de figuren (genaamd bedrijfsvoering RWZI). Deze balk heeft dezelfde score als het nettoresultaat van Figuur 7.8 (+27 kPt per jaar).

Omdat een aantal aannames zijn gedaan bij het uitwerken van de celluloseroutes die nog niet door experimentele data gestaafd zijn, moeten de waarden in Figuur 7.9 t/m Figuur 7.12 als orde van grootte gezien worden. Onderling kunnen ze echter goed vergeleken worden.

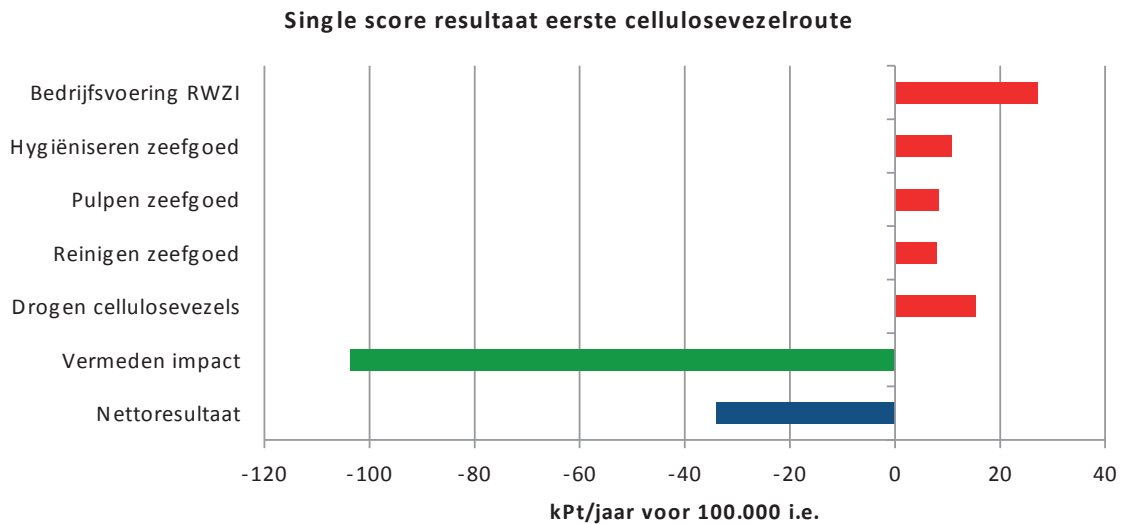
FIGUUR 7.9 SINGLE SCORE VAN SEPARAAT VERGISTEN VAN CELLULOSE



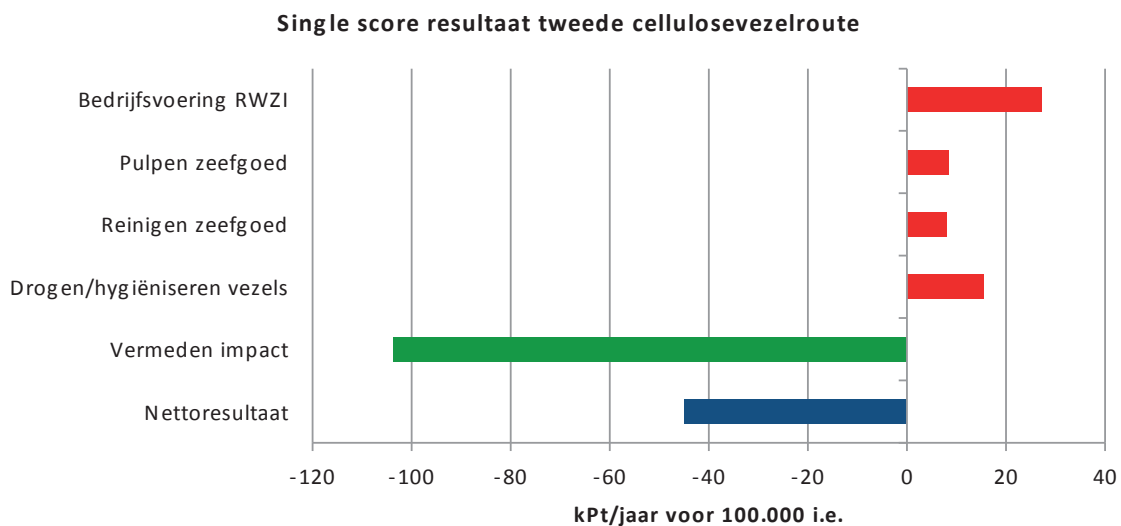
FIGUUR 7.10 SINGLE SCORE VAN ENERGIEPELLETS



FIGUUR 7.11 SINGLE SCORE VAN EERSTE CELLULOSEVEZELROUTE



FIGUUR 7.12 SINGLE SCORE VAN TWEDE CELLULOSEVEZELROUTE



Uit de 4 figuren blijkt dat alle celluloseroutes een netto milieuvoordeel opleveren. Het separaat vergisten van zeefgoed (Figuur 7.9) geeft een netto milieuvoordeel van 46 kPt per jaar. Zeefgoed verwerken tot pellets en deze vervolgens verbranden in een biomassacentrale (Figuur 7.10) leidt tot een milieuvoordeel van 36 kPt per jaar, een iets minder groot voordeel dan voor het separaat vergisten. Hieruit blijkt dat wanneer gekozen wordt voor een energieroute het milieukundig meer oplevert om zeefgoed eerst te vergisten en daarna het residu te verbranden in een oven en het biogas in een WKK, dan om het zeefgoed als pellets mee te verbranden in een biomassacentrale.

In beide vezelroutes wordt het milieuvoordeel behaald doordat in deze routes chemisch pulp van resthout vermeden wordt (hier is wel het tot pulp maken van oud papier vanaf gehaald zoals beschreven bij vermeden product in paragraaf 5.3.2). Het netto milieuvoordeel van de eerste cellulosevezelroute (hygiëniseren, pulpen, reinigen, drogen; Figuur 7.11) is 34 kPt per jaar en die van de tweede cellulosevezelroute (pulpen, reinigen, drogen/ hygiëniseren; Figuur 7.12) 45 kPt per jaar. Dit houdt in dat de extra hygiënisatiestap aan het begin van de route ~ 11 kPt per jaar kost.

Er zijn twee gevoeligheidsanalyses gedaan, waarmee de robuustheid van de resultaten is bekeken. Het gebruik van chemicaliën in de tweede cellulosevezelroute beïnvloedt de score; het milieuvoordeel wordt 20% minder als het gebruik van chemicaliën wordt toegevoegd. Het materiaalgebruik van de installaties heeft geen significante invloed op het resultaat in vergelijking met andere impacts in de route(s). De gevoeligheidsanalyses veranderen de conclusie dat cellulosewinning op de RWZI met behulp van een fijnzeef een milieuvoordeel heeft niet.

7.3.2 MIDPOINTSORE

In Tabel 7.4 zijn de resultaten voor de vier celluloseroutes weergegeven op midpointniveau. Wat in deze resultaten opvalt is dat voor separaat vergisten en energiepellets voor elke effectcategorie het winnen van cellulose milieukundig gunstig is. Voor de tweede cellulosevezelroute is voor elke effectcategorie behalve fossil depletion en natural land transformation het winnen van cellulose milieukundig gunstig. Bij de eerste cellulosevezelroute zijn alle effectcategorieën milieukundig gunstig behalve fossil depletion, climate change en natural land transformation. Dat deze categorieën milieukundig nadelig zijn komt waarschijnlijk door de energievraag van de hygiëniseringsstap en het drogen van de cellulosevezels.

TABEL 7.4 MIDPOINTSORES VOOR DE VIER CELLULOSEROUTES PER JAAR VOOR 100.000 I.E.

Effectcategorie	Eenheid	Vergisten	Pellets	Vezel 1	Vezel 2
Climate change	kg CO ₂ eq	-5,23E+05	-4,11E+05	9,59E+04	-2,85E+04
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	-3,11E-02	-2,53E-02	-3,61E-02	-4,30E-02
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	-6,70E+02	-6,30E+02	-2,63E+03	-2,89E+03
Freshwater eutrophication	kg P eq	-1,21E+02	-9,30E+01	-3,85E+02	-4,01E+02
Marine eutrophication	kg N eq	-8,64E+01	-1,14E+02	-6,08E+02	-6,16E+02
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-9,68E+04	-7,78E+04	-3,04E+05	-3,20E+05
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	-7,54E+02	-6,54E+02	-1,06E+03	-1,21E+03
Particulate matter formation	kg PM10 eq	-2,61E+02	-2,38E+02	-8,62E+02	-9,31E+02
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-1,97E+01	-1,94E+01	-4,37E+01	-4,79E+01
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-4,70E+03	-3,71E+03	-1,41E+04	-1,49E+04
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-4,48E+03	-3,55E+03	-1,32E+04	-1,39E+04
Ionising radiation	kBq ²³⁵ U eq	-6,83E+04	-5,22E+04	-3,24E+05	-3,32E+05
Agricultural land occupation	m ² a	-2,51E+04	-1,91E+04	-1,32E+06	-1,32E+06
Urban land occupation	m ² a	-4,18E+03	-3,85E+03	-1,32E+04	-1,34E+04
Natural land transformation	m ²	-1,01E+02	-7,93E+01	3,50E+01	1,58E+01
Water depletion	m ³	-1,84E+03	-1,60E+03	-6,21E+03	-6,42E+03
Metal depletion	kg Fe eq	-6,05E+03	-5,62E+03	-1,05E+04	-1,19E+04
Fossil depletion	kg oil eq	-1,67E+05	-1,35E+05	6,29E+04	2,17E+04

7.3.3 KLIMAAT (CO₂-EQ) EN ENERGIE (GER-WAARDEN)

In Tabel 7.5 zijn de resultaten voor energie en klimaat, in GJ en CO₂-eq gegeven voor de vier celluloseroutes. De nettoresultaten (totaal) uitgedrukt in deze twee indicatoren geeft voor celluloseroute separaat vergisten, energiepellets en de tweede cellulosevezelroute (drogen/hygiëniseren in een stap) een milieuvoordeel. Voor de eerste cellulosevezelroute (hygiëniseren en drogen als aparte stap) geeft het resultaat uitgedrukt in energie een milieuvoordeel, maar in klimaat een klein milieunadeel.

TABEL 7.5 GER-WAARDEN EN KLIMAATIMPACT VOOR DE BEDRIJFSVOERING RWZI INCLUSIEF FIJNZEEF, EN DE VIER CELLULOSE ROUTES PER JAAR VOOR 100.000 I.E.

Proces	GER waarden			CO ₂ equivalenten
	Niet-hernieuwbaar	Hernieuwbaar	Totaal	IPCC 2013 GWP 100a
RWZI	GJ	GJ	GJ	ton CO ₂ -eq.
Beluchten	-340	-19	-359	-22
Slib indikken (delta)	-468	-21	-489	-27
Transport slib (delta)	-824	-11	-835	-49
Slib vergisten (delta)	-406	-2	-408	-25
WKK (biogas verbranden)	3.882	197	4.078	246
Slib ontwateren (delta)	-1.106	-44	-1.151	-60
Slib drogen (delta)	-4.550	-46	-4.596	-283
Slib verbranden (delta)	6.371	145	6.517	399
Zeven influent, zeefgoed persen en transporteren zeefgoed	2.522	124	2.646	159
Subtotaal bedrijfsvoering RWZI	5.081	323	5.403	339
Separaat vergisten	-13.477	-765	-14.242	-865
Energiepellets	-11.817	-659	-12.476	-752
Eerste cellulosevezelroute	-5.847	-8.457	-14.304	-241
Tweede cellulosevezelroute	-7.849	-8.511	-16.360	-367
Nettoresultaat Separaat vergisten	-8.397	-442	-8.839	-526
Nettoresultaat Energiepellets	-6.737	-336	-7.073	-413
Nettoresultaat cellulosevezelroute 1	-766	-8.134	-8.900	98
Nettoresultaat cellulosevezelroute 2	-2.768	-8.188	-10.956	-28

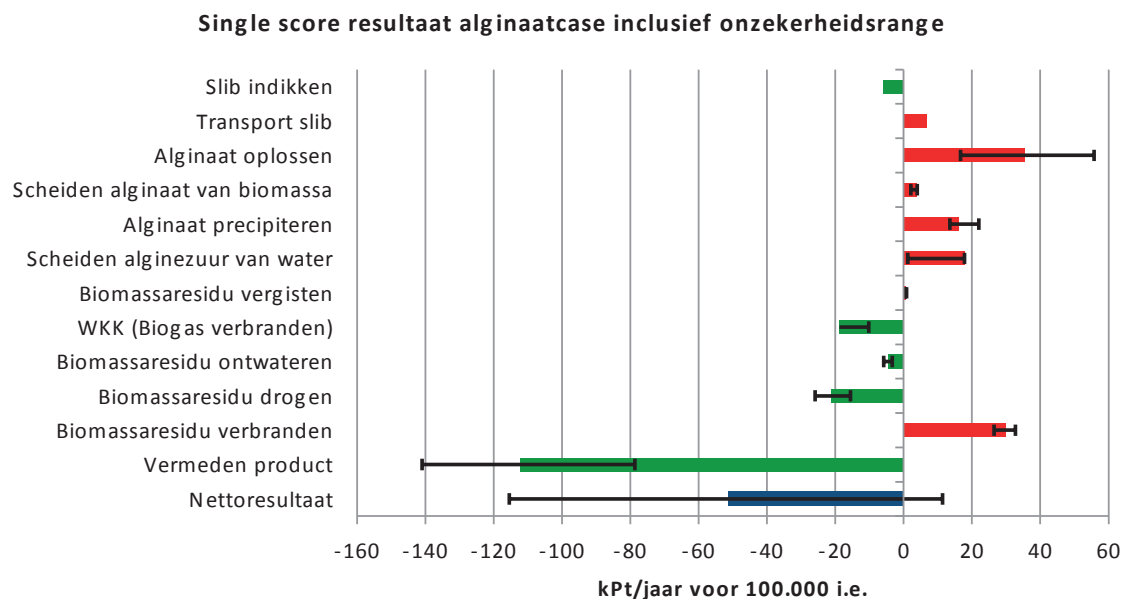
7.4 RESULTATEN ALGINAATPRODUCTIECASE

In deze paragraaf zijn de resultaten van de milieukundige analyses voor de ALE-productiecase weergegeven. Eerst wordt de single score behandeld (paragraaf 7.4.1), daarna het midpoint-score resultaat (paragraaf 7.4.2) en als laatste de GER-waarden (GJ) en klimaatimpact (ton CO₂-eq; paragraaf 7.4.3). De optimalisatieanalyse wordt behandeld in paragraaf 7.4.4.

7.4.1 SINGLE SCORE

In Figuur 7.13 zijn de deltascores voor de ALE-productiecase weergegeven als ReCiPe single score. In de figuur staan de processtappen die nodig zijn om uit korrelslib uiteindelijk alginezuur te verkrijgen. Omdat voor een aantal processtappen aannames zijn gedaan met betrekking tot hoeveelheden en opbrengst, zijn voor vier cruciale parameters (chemicaliëngebruik, extractietemperatuur, scheidingstechniek en alginaatopbrengst) een gemiddelde case, een best case en een worst case gedefinieerd. De gemiddelde cases zijn te zien als de gekleurde balk (groen voor een milieuvoordeel en rood voor een milieunadeel). De best case en worst case zijn weergegeven door middel van de zwarte bandbreedtelijn. In paragraaf 7.4.4 worden van de vier parameters de bandbreedtes verder uitgelegd.

FIGUUR 7.13 SINGLE SCORE VAN DE ALGINAATPRODUCTIECASE



Uit Figuur 7.13 blijkt dat in de gemiddelde case er een milieuvoordeel is van 52 kPt per jaar voor de ALE-productiecase, maar zoals te zien is in de figuur is de onzekerheid relatief groot, dus het nettoresultaat kan ergens liggen tussen een milieuvoordeel van 115 kPt per jaar tot een milieunadeel van 11 kPt per jaar. Het milieuvoordeel van 52 kPt per jaar is een voordeel van 125% ten opzichte van referentiecase 3.

7.4.2 MIDPOINTSCORE

In Tabel 7.6 zijn de resultaten voor de ALE-productiecase weergegeven op midpointniveau. Wat in deze resultaten opvalt, is dat voor elke effectcategorie het winnen van Nereda[®]-alginat milieukundig gunstig is.

TABEL 7.6 MIDPOINTSORES VOOR DE ALE-PRODUCTIECASE PER JAAR VOOR 100.000 I.E.

Effectcategorie	Eenheid	ALE-productiecase
Climate change	kg CO ₂ eq	-4,45E+05
Ozone depletion	kg CFC-11 eq	-1,12E-01
Terrestrial acidification	kg SO ₂ eq	-4,36E+03
Freshwater eutrophication	kg P eq	-1,36E+02
Marine eutrophication	kg N eq	-9,73E+02
Human toxicity	kg 1,4-DB eq	-2,46E+05
Photochemical oxidant formation	kg NMVOC	-3,95E+03
Particulate matter formation	kg PM10 eq	-1,48E+03
Terrestrial ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-9,92E+01
Freshwater ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-7,03E+03
Marine ecotoxicity	kg 1,4-DB eq	-6,76E+03
Ionising radiation	kBq ²³⁵ U eq	-6,80E+04
Agricultural land occupation	m ² a	-1,14E+04
Urban land occupation	m ² a	-2,30E+03
Natural land transformation	m ²	-1,43E+02
Water depletion	m ³	-6,21E+03
Metal depletion	kg Fe eq	-6,02E+04
Fossil depletion	kg oil eq	-1,53E+05

7.4.3 KLIMAAT (CO₂-EQ) EN ENERGIE (GER-WAARDEN)

In Tabel 7.7 zijn de resultaten voor energie en klimaat, in GJ en CO₂-eq gegeven voor de ALE-productiecase. De nettoresultaten (totaal) uitgedrukt in deze twee indicatoren geeft een milieuvoordeel.

TABEL 7.7 GER-WAARDEN EN KLIMAATIMPACT VOOR DE ALGINAATPRODUCTIECASE PER JAAR VOOR 100.000 I.E.

Proces	GER waarden			CO ₂ equivalenten
	Niet-hernieuwbaar	Hernieuwbaar	Totaal	IPCC 2013 GWP 100a
	GJ	GJ	GJ	ton CO ₂ eq.
Slib indikken	-1.163	-51	-1.214	-66
Transport slib	1.023	14	1.037	60
Alginaat oplossen	5.796	179	5.974	372
Scheiden alginaat van biomassa	742	41	783	47
Alginaat precipiteren	2.614	222	2.836	143
Scheiden alginezuur van water	3.361	188	3.549	214
Biomassaresidu vergisten	141	1	142	9
WKK (biogas verbranden)	-3.469	-53	-3.522	-216
Biomassaresidu ontwateren	-913	-36	-950	-50
Biomassaresidu drogen	-3.904	-39	-3.943	-243
Biomassaresidu verbranden	5.519	128	5.647	346
Vermeden product	-17.191	-393	-17.585	-1.065
Nettoresultaat	-7.444	199	-7.245	-449

7.4.4 OPTIMALISATIE

In de figuur in paragraaf 7.4.1 zijn de gekleurde balken voorzien van een bandbreedtelijn. Deze bandbreedtelijnen geven het verschil weer tussen best case en worst case, en worden veroorzaakt door een aantal onzekerheden in de aannames. In deze paragraaf wordt de invloed van de aannames bekeken. Dit is dan ook een optimalisatieanalyse en geen gevoeligheidsanalyse.

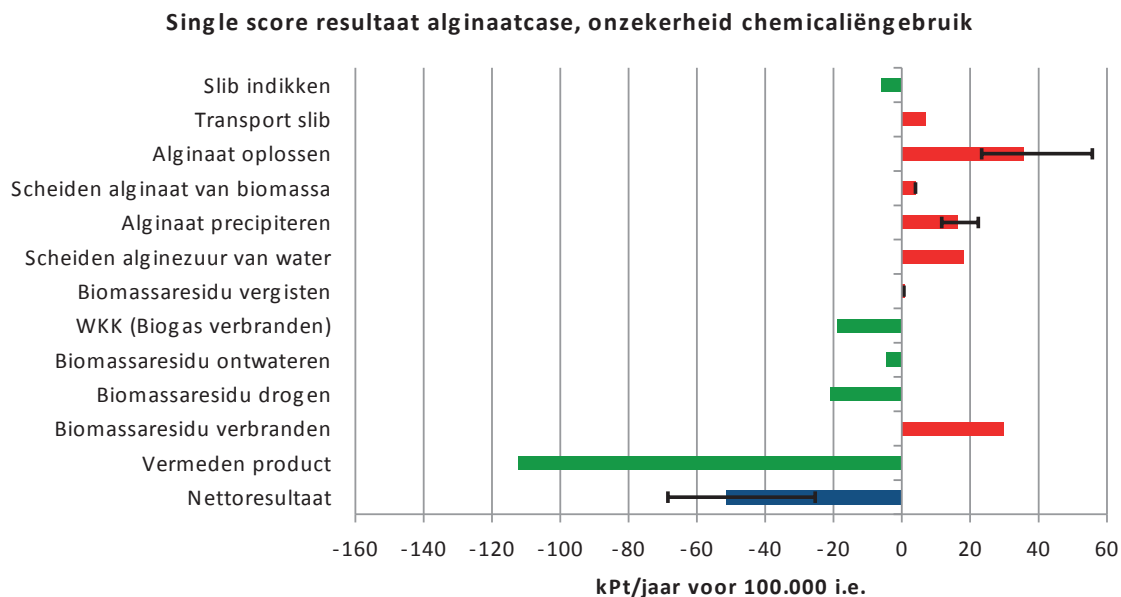
In de ALE-productie is voor vier cruciale parameters een bandbreedte aangenomen, namelijk voor

- Chemicaliëngebruik (7-14 L HCl en 0,2-1% Na₂CO₃)
- Extractietemperatuur (lange tijd op 40 °C vs korte tijd op 80 °C)
- Scheidingstechniek (centrifugeren vs filtreren)
- Alginaatopbrengst (16-29%)

CHEMICALIËNGEBRUIK

In deze studie is een gemiddeld chemicaliëngebruik van 10 L HCl per m³ oplossing en 0,5% Na₂CO₃ op gewichtsbasis aangenomen, met als best case 7 L HCl en 0,2% Na₂CO₃ en als worst case 14 L HCl en 1% Na₂CO₃. Figuur 7.14 laat het effect zien van het chemicaliëngebruik op de netto milieuscore van de ALE-productiecase. Uit de figuur blijkt dat het chemicaliëngebruik invloed heeft op het alginaat oplossen en het ALE precipiteren. Verder blijkt dat de worst case nog steeds een milieuvoordeel oplevert. De netto milieuscore ligt tussen -68 en -25 kPt per jaar door de bandbreedte in chemicaliëngebruik.

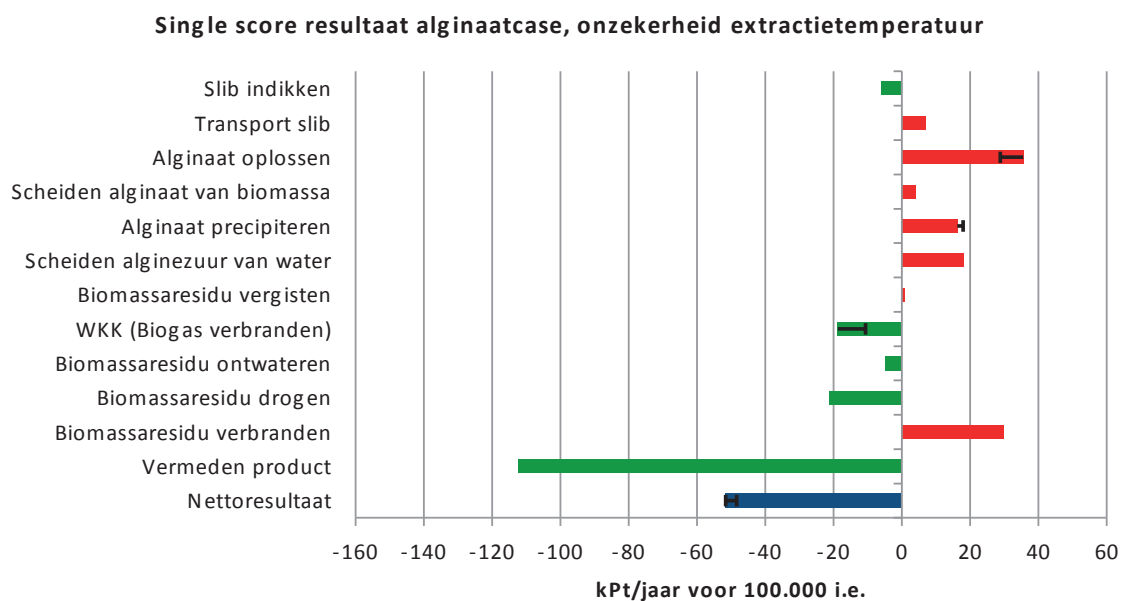
FIGUUR 7.14 INVLOED VAN HET CHEMICALIËNGEBRUIK OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN DE ALGINAATPRODUCTIECASE



EXTRACTIETEMPERATUUR

In deze studie is voor de extractie een korte tijd op 80 °C aangenomen. De extractie zou echter ook kunnen worden uitgevoerd op lagere temperatuur, maar dan gedurende een langere tijd. In de optimalisatieanalyse is daarom lange tijd (12 uur) op 40 °C vergeleken met korte tijd op 80 °C. Figuur 7.15 laat het effect zien van de extractietemperatuur op de netto milieuscore van de alginatproductiecase. Uit de figuur blijkt dat de extractietemperatuur invloed heeft op het alginat oplossen en het biogas verbranden in de WKK. Er is minder warmte nodig bij 40 °C dat leidt tot een positief milieueffect, maar dat betekent tegelijkertijd dat er minder nuttige warmte uit de WKK gewonnen kan worden. De netto milieuscore voor 80 °C is -52 kPt per jaar, en die voor 40 °C -48 kPt per jaar. Dat houdt in dat de invloed van de extractietemperatuur vrijwel verwaarloosbaar is ten opzichte van de andere drie parameters, dus dat de extractietemperatuur minder cruciaal is voor het nettoresultaat.

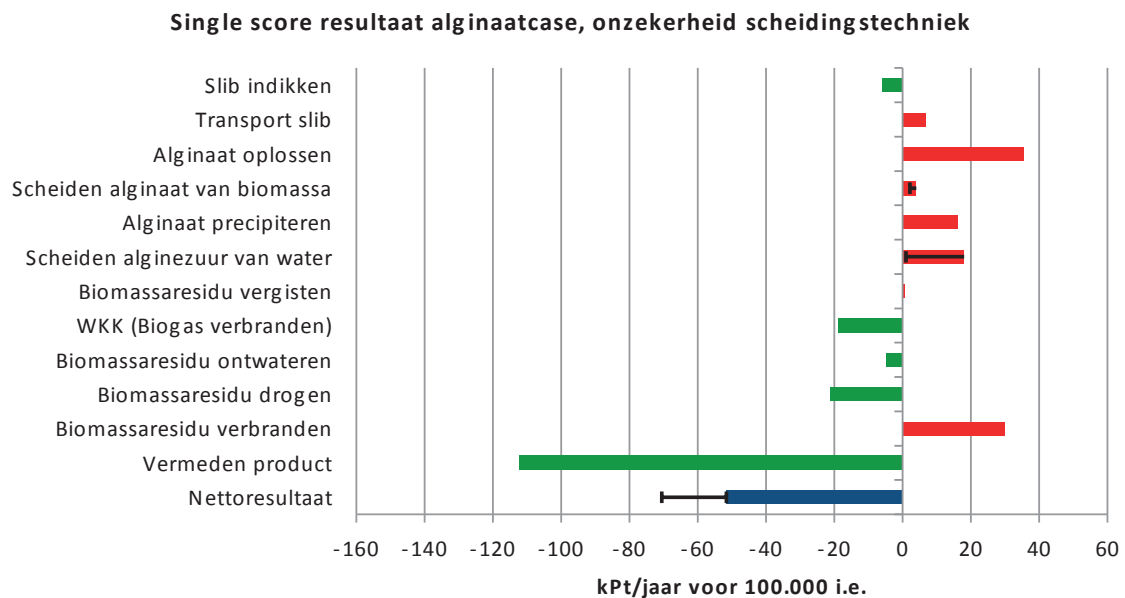
FIGUUR 7.15 INVLOED VAN DE EXTRACTIETEMPERATUUR OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN DE ALGINAATPRODUCTIECASE



SCHEIDINGSTECHNIEK

In deze studie is voor de scheiding van zowel het alginaat van de biomassa als het alginezuur van het water aangenomen dat dit met een centrifuge wordt gedaan. De scheiding zou echter ook bewerkstelligd kunnen worden met behulp van filtratie. In de optimalisatieanalyse is daarom centrifugeren vergeleken met filtreren. Voor de filtratie is aangenomen dat dit in de stap scheiden alginaat van biomassa gebeurt met een combinatie van fijnzeef en vacuüm precoat drumfilter. Daarbij is een laagje van 3 cm van de hulpstof perliet nodig voor op het filter (Eco-invent entry perliet (26 ton): Expanded perlite {CH} | production). De afmetingen van de fijnzeef en het filter zijn gebaseerd op de capaciteit van de centrifuge. In de stap scheiden alginezuur van water wordt een doekenfilter gebruikt met een energieverbruik van 45 kWh/ton DS. Figuur 7.16 laat het effect zien van de scheidingstechniek op de netto milieuscore van de alginaatproductiecase. Uit de figuur blijkt dat de scheidingstechniek alleen invloed heeft op de twee scheidingsstappen. De netto milieuscore voor centrifugeren is -52 kPt per jaar, en die voor filtreren -70 kPt per jaar. Het veranderen van de scheidingstechniek naar filtratie levert daarmee een milieuvoordeel op van 18 kPt per jaar.

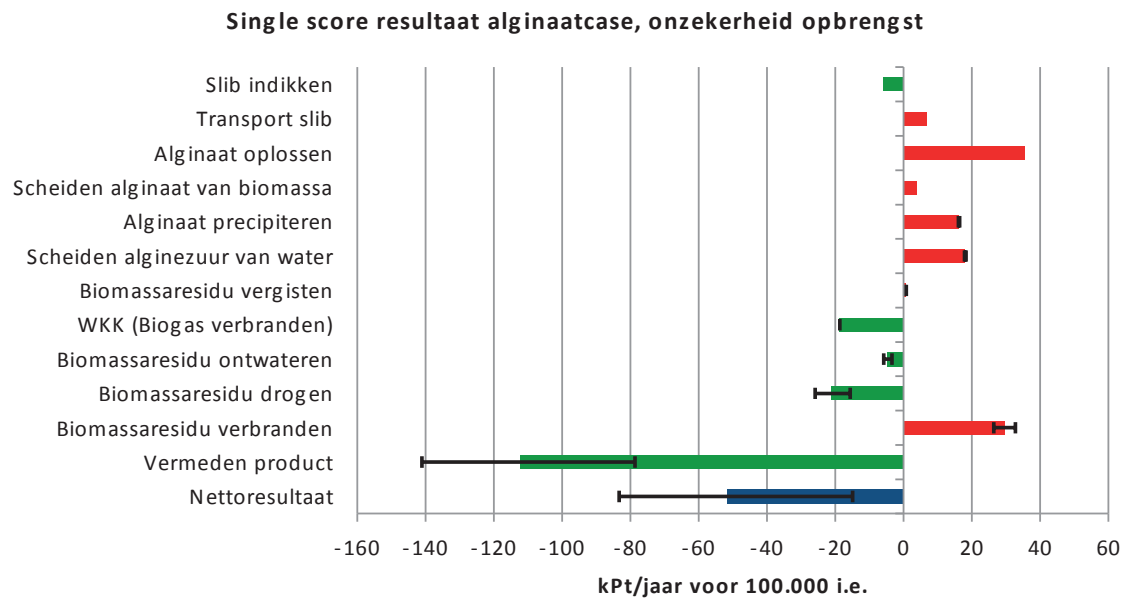
FIGUUR 7.16 INVLOED VAN DE SCHEIDINGSTECHNIEK OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN DE ALGINAATPRODUCTIECASE



ALGINAATOPBRENGST

In deze studie is een gemiddelde alginaatopbrengst van 23% ten opzichte van de totale DS van het korrelslib aangenomen, met als best case 29% en als worst case 16%. Figuur 7.17 laat het effect zien van de alginaatopbrengst op de netto milieuscore van de ALE-productiecase. Uit de figuur blijkt dat de alginaatopbrengst invloed heeft op bijna alle stappen. De netto milieuscore ligt tussen -83 en -15 kPt per jaar door de bandbreedte in alginaatopbrengst.

FIGUUR 7.17 INVLOED VAN DE ALGINAATOPBRENGST OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN DE ALGINAATPRODUCTIECASE



De opbrengst aan ALE is 394 ton voor de gemiddelde case (paragraaf 5.4 subparagraaf Overzicht op pagina 68). Wanneer de bandbreedtes voor de vier parameters worden meegenomen, dan leidt dat tot een ALE-opbrengst van 274-496 ton.

Voor het vermeden product is een gemiddelde case gedefinieerd volgens dezelfde uitgangsprincipes als voor het Nereda[®]-alginaat. Bij het vermeden product zou dan ook een bandbreedte vastgesteld kunnen worden voor een paar parameters. Hierdoor zouden de resultaten van de ALE-productiecase een klein beetje kunnen veranderen qua bandbreedtelijn, maar het optimaliseren van het vermeden product valt buiten de scope van deze studie.

Naast deze 4 cruciale parameters zijn er nog andere die geoptimaliseerd kunnen worden. Te denken valt bijvoorbeeld aan de dosering van ployelektroliet bij het ontwateren van het biomassaresidu. Er zou wellicht minder ployelektroliet hoeven te worden gedoseerd dan in de referentiecasse waardoor een milieuvoordeel behaald kan worden. Verder zou de ODS van het korrelslib hoger kunnen zijn in de praktijk dan de hier aangenomen 75% (er zijn testen gedaan waarin de ODS 80% bleek te zijn), waardoor bijvoorbeeld de opbrengst aan biogas wordt verhoogd (maar dat geldt dan ook voor de referentiecasse, dus de deltascore zal niet significant veranderen). De opbrengst aan alginaat verandert daarmee echter niet, aangezien die in deze studie berekend is ten opzichte van de DS en niet de ODS.

8

INTERPRETATIE

8.1 VERWAARDINGSROUTE FOSFAAT

Er zijn in deze studie twee routes voor de terugwinning van fosfaat uit rioolwater bekeken. Ten eerste decentrale terugwinning, waarbij struviet op de RWZI geproduceerd wordt (paragraaf 8.1.1). Ten tweede centrale terugwinning, waarbij de vliegias van de slibverwerker (monoverbranding) dient als grondstof voor productie van fosfaatproducten via as-uitloging (paragraaf 8.1.1). De routes hebben beiden milieuvoordelen. P-terugwinning op de RWZI heeft bij onze systeemgrenzen een hoger milieuvoordeel dan terugwinning bij de slibverwerker. De routes hebben ook verschillende efficiënties; in de route via de slibverwerker wordt meer fosfaat teruggewonnen dan in de RWZI-route, maar dit is niet bij alle slibverwerkers mogelijk. Een duurzame fosfaathuishouding in Nederland vergt daarom een optimale inzet van beide routes (paragraaf 8.1.3).

8.1.1 P-TERUGWINNING BIJ DE SLIBVERWERKER

Uit de milieukundige analyse blijkt dat het terugwinnen van fosfaat bij slibeindverwerkers (monoverbranders) een milieukundig voordeel biedt. Dit geldt zowel voor de netto milieuscore, waarin 18 milieuthema's zijn gewogen, als voor alle individuele milieuthema's op watergebruik na. Het milieuvoordeel is 4,5 kPt per jaar, voor 100.000 i.e. Het klimaatvoordeel is ruim 38 ton CO₂-eq per jaar.

De veranderingen in de bedrijfsvoering van de slibmonoverbranders zijn minimaal; de vliegias kan direct ingezet worden als bron van fosfaat in het proces waarin de as uitgelooft wordt wat leidt tot een fosfaatproduct (bijvoorbeeld kunstmest) als eindproduct. De vliegias vervangt daarmee het gebruik van fosfaaterts. Voor het delven en opwerken zijn energie en hulpstoffen nodig. Daarnaast veroorzaakt deze winning ter plaatse grote hoeveelheden afval. Het opwerken van de vliegias tot kunstmest is niet opgenomen in deze LCA, maar uit literatuuranalyse van een zeer recente studie (Jossa en Remy, 2015) op dit gebied blijkt dat het proces van as-uitloging een milieukundig voordeel biedt ten opzichte van het gebruik van conventionele productie met fosfaaterts als input en een fosfaatproduct als output. Als de verdere verwerking van de fosfaathoudende vliegias in de analyse opgenomen zou worden, zou het dus kunnen dat het milieuvoordeel netto groter is.

De efficiëntie van de terugwinning van fosfaat via terugwinning bij de slibverwerker is hoog. 85% van de P uit het influent komt in het slib terecht als er geen P wordt teruggewonnen op de RWZI. De overige 15% komt in het effluent terecht. Van de P die in het slib terecht komt, komt 98% in de vliegias terecht en kan 97% teruggewonnen worden via as-uitloging. Dit geeft een overall efficiëntie van zo'n 82% op P in het influent.

8.1.2 P-TERUGWINNING OP DE RWZI

Uit de milieukundige analyse blijkt dat het terugwinnen van fosfaat op de RWZI een milieukundig voordeel oplevert ten opzichte van het niet terugwinnen van fosfaat. Voor de route

met enkel de struvietreactor, levert het voor referentiecasi 1 per 100.000 i.e. een voordeel op van 14 kPt per jaar, terwijl het milieuvooordeel in de situatie met reactor en WASSTRIP 25 kPt per jaar is. Het klimaatvoordeel voor deze twee routes is respectievelijk 110 ton en 191 ton CO₂-eq per jaar.

Wanneer ook de WASSTRIP wordt gebruikt, wordt er meer dan twee keer zoveel fosfaat teruggewonnen bij eenzelfde hoeveelheid influent. Het milieuvooordeel van de route met WASSTRIP is vooral groter omdat er meer kunstmestvervangend product geproduceerd wordt (P, N en Mg). Vooral de winning van fosfaaterts en het produceren van kunstmest zijn milieu-intensieve processen die door het inzetten van struviet kunnen worden vermeden. De hoeveelheid chemisch slib neemt af als er struviet geproduceerd wordt, dit heeft een relatief klein nadeel bij de slibverwerker (slibverwerking heeft een milieuvooordeel). Het heeft echter ook drie voordelen: er is minder energie nodig voor beluchting en ontwatering, er is minder poly-elektrolyet (PE) nodig voor ontwatering en er is minder ijzer(III)sulfaat nodig voor fosfaatverwijdering. Er zijn een aantal procesonderdelen die een negatieve milieu-impact hebben. Wat het meeste bijdraagt aan de negatieve milieu-impact zijn de benodigde hulpstof magnesium en de extra energie die nodig is.

De efficiëntie van de terugwinning van fosfaat op de RWZI is lager bij enkel de reactor dan bij de reactor in combinatie met WASSTRIP: 23% versus 47% van de P uit het influent komt in de struviet terecht. De efficiëntie van de reactor heeft te maken met het formaat van de RWZI. In deze studie is gebruik gemaakt van data voor struvietwinning op basis van een influent van 200.000 i.e.. Deze data zijn geschaald naar de functionele eenheid van 100.000 i.e. In de praktijk zal per schaalgrootte moeten worden onderzocht of deze efficiëntie gehaald kan worden.

8.1.3 P-TERUGWINNING: GEVOELIGHEIDSANALYSES

Er zijn verschillende gevoeligheidsanalyses uitgevoerd, waarbij effecten van belangrijke aannames nader bekeken zijn. De resultaten van de gevoeligheidsanalyses hebben geen effect op de conclusies: beide routes hebben en houden een milieuvooordeel. Voor beide routes valt het milieuvooordeel lager uit als een andere database (Agri-footprint in plaats van Ecoinvent) gebruikt wordt voor het doorrekenen van het voordeel van het vermijden van de productie van fosfaaterts en kunstmest. De impact van deze productieprocessen zou verder uitgediept kunnen worden, zodat zeker is dat ze goed aansluiten op de Nederlandse situatie.

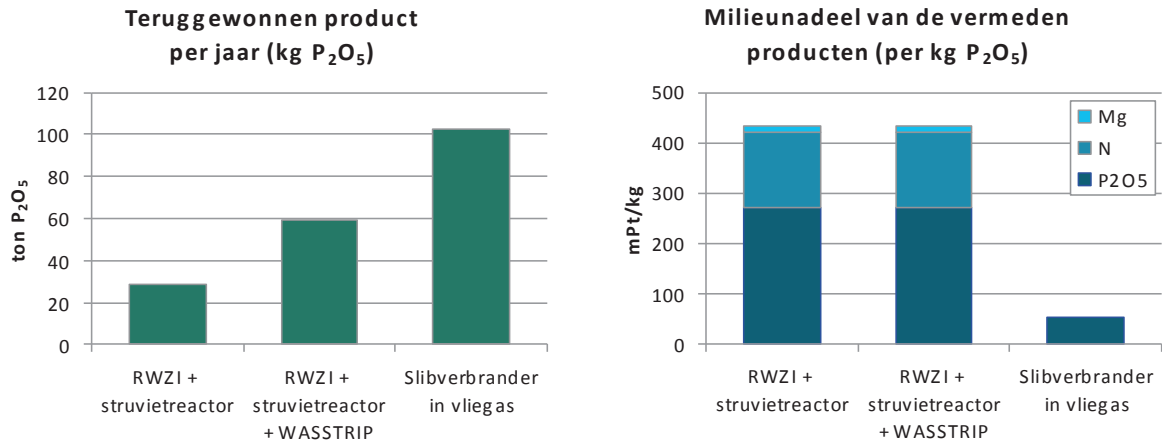
Het verschil in milieuvooordeel tussen P-terugwinning op de RWZI en bij de slibverwerker, zou in de praktijk kleiner kunnen uitvallen. Uit zeer recente analyses (niet kwantitatief opgenomen in deze analyse, wel samengevat in paragraaf 10X.4 "Proces Ecophos", blijkt dat de productie van fosfaatproducten uit vlieg-as milieukundig efficiënter is dan zowel conventionele productie uit fosfaaterts als terugwinning op de RWZI. Als dit meegerekend wordt dan zou het kunnen dat het milieuvooordeel van terugwinning bij de slibverwerker hoger uitvalt.

8.1.4 NAAR EEN CIRCULAIRE FOSFAATHUISHOUDING

De wens voor fosfaatterugwinning komt voort uit de eindigheid van de conventionele fosfaatbronnen: fosfaaterts uit mijnen. Eindigheid van hulpbronnen is op dit moment beperkt opgenomen in de LCA-methodieken; fossiele energiebronnen en metalen zijn wel opgenomen, maar onder andere mineralen zoals fosfaat niet. Bij een analyse van de duurzaamheid van fosfaatterugwinning is het dus zinnig om aandacht te hebben voor de mate van circulariteit.

De efficiëntie van de terugwinning verschilt; bij terugwinning bij slibverwerkers kan zo'n 82% van het P uit het influent teruggewonnen worden, bij terugwinning op de RWZI 23-47%. Dit is weergegeven in de eerste grafiek in Figuur 8.1. Als enkel gekeken wordt naar circulariteit lijkt terugwinning bij de slibverwerker dus aantrekkelijker. Als we kijken naar het milieuvoordeel blijkt dat het berekende milieuvoordeel voor onze functionele eenheid en systeemgrenzen groter is voor terugwinning op de RWZI dan voor terugwinning bij de slibverwerker (14-25 kPt per jaar versus 5,5 kPt per jaar). Dit komt voornamelijk omdat het vermeden product een groter milieunadeel heeft, zoals weergegeven in Figuur 8.1.

FIGUUR 8.1 TERUGGEWONNEN FOSFAAT (P_2O_5 PER JAAR) EN MILIEUNADEEL VAN DE PRODUCTEN DIE VERMEDEN WORDEN (PER $kg P_2O_5$), PER 100.000 I.E. VOOR REFERENTIECASE 1



Om te komen tot een duurzame fosfaatterugwinning is het noodzakelijk om naar het hele systeem te kijken, in plaats van enkel naar een milieukundige vergelijking op basis van verwerking van een bepaalde hoeveelheid influent in bepaalde RWZI-systemen. Beide routes hebben randvoorwaarden. Voor terugwinning bij de slibverwerker geldt dat terugwinning van fosfaat uit vliegias pas mogelijk is bij concentraties van 20% en hoger. Op dit moment ligt de fosfaatconcentratie boven deze grens (volgens SNB rond de 20,2%), maar het is mogelijk dat de concentratie in de toekomst zakt door terugwinning op de RWZI. Door fosfaatterugwinning op de RWZI vermindert de hoeveelheid fosfaat in het slib naar de eindverwerker. Wanneer de overige inerte delen die in de asrest komen niet of minder afnemen door deze terugwinning zal de concentratie fosfaat in de asrest zakken. Verder heeft terugwinning bij de slibverwerker betrekking op terugwinning uit de vliegias van monoverbranders, die op dit moment zo'n 57% van het slib in Nederland verwerken. Zolang niet alle slib verwerkt wordt via monoverbranding in combinatie met vliegias-uitloging, gaat een groot deel van het fosfaat dus sowieso verloren. Voor terugwinning op de RWZI geldt dat fosfaatterugwinning enkel efficiënt is bij RWZI's vanaf een bepaalde grootte. Voor veel RWZI's geldt dus dat terugwinning op hun locatie geen optie is.

Voor een zo duurzaam mogelijke terugwinning van fosfaat, waarbij we rekening houden met milieukundig voordeel en circulariteit, is het dus noodzakelijk beide routes zo optimaal mogelijk in te zetten. Dat betekent terugwinning op de RWZI waar dat kan, waarbij het slib van die RWZI's zoveel mogelijk bij andere slibverwerkers dan monoverbranders terecht komt, in combinatie met terugwinning uit slib bij slibverwerkers (de monoverbranders) waarin de concentratie fosfaat hoog genoeg blijft om terugwinning mogelijk te maken. Het wordt aanbevolen om een nationale Roadmap Duurzame Fosfaatterugwinning te ontwikkelen, waarin milieu-impact en circulariteit gecombineerd worden om tot een duurzaam systeem

te komen. Andere Europese landen zoals Duitsland en Zwitserland voeren al beleid om terugwinning uit rioolwater te stimuleren, deze ontwikkelingen zouden in de analyse meegenomen kunnen worden. .

8.2 VERWAARDINGSROUTES ORGANISCHE STOF

Er zijn in deze studie vier verwaardingsroutes bekeken voor organische stof uit rioolwater, te weten biogas (tevens referentiecasse aangezien dit nu al een onderdeel van de bedrijfsvoering is), PHA, cellulose en alginat.

8.2.1 PHA

Er zijn twee cases geanalyseerd om PHA te produceren: een waarbij zowel primair als secundair slib beschikbaar is (PHA-productiecasse 1), en een waarbij alleen secundair slib voorhanden is (PHA-productiecasse 2). Uit de milieukundige analyse blijkt dat PHA-productiecasse 1 een milieuvoordeel oplevert van 22 kPt per jaar, waarbij de bandbreedte loopt van een milieuvoordeel van 80 kPt per jaar tot een milieunadeel van 23 kPt per jaar. PHA-productiecasse 2 levert een milieuvoordeel op van 32 kPt per jaar, met een bandbreedte tussen een voordeel van 86 kPt per jaar en een nadeel van 11 kPt per jaar. Dat PHA-productiecasse 2 meer milieuvoordeel oplevert dan PHA-productiecasse 1 komt door twee dingen: het feit dat referentiecasse 2 milieukundig minder gunstig is dan referentiecasse 1; en de locatie van de gistingstank (en bijbehorende WKK). In PHA-productiecasse 2 staat de gistingstank op dezelfde locatie als waar de PHA-productie plaatsvindt, waardoor meer warmte vanuit de WKK nuttig gebruikt kan worden. Alleen de warmte die gevraagd wordt op locatie is als nuttig gemodelleerd. Overtollige warmte is in deze studie geloosd. Dit geldt (vooral) voor PHA-productiecasse 1, waarin er alleen een warmtevrage is voor de VFA-productie op de locatie van de WKK. Het klimaatvoordeel is 25 ton CO₂-eq per jaar voor PHA-productiecasse 1 en 206 ton voor PHA-productiecasse 2.

De bandbreedte qua milieuscore komt doordat er een aantal onzekerheden in de aannames zitten. Sommige data zijn geëxtrapoleerd van experimenten uitgevoerd op labschaal, maar bij labexperimenten zijn bijvoorbeeld hoeveelheden gebruikt oplosmiddel of efficiëntie van de omzetting minder van belang. Andere aannames zijn gebaseerd op educated guesses omdat nog niet genoeg informatie voorhanden is voor een bepaalde processtap of gebruikt apparaat.

In de PHA-productie is voor vijf cruciale parameters een bandbreedte aangenomen, namelijk voor

- VFA-opbrengst (0,2-0,4 g VFA/g VSS)
- VFA-consumptie (2,10-2,55 g VFA/g geaccumuleerd PHA)
- PHA-accumulatie (40-60% van de biomassa na accumulatie is PHA)
- butanolgebruik (50-70 g opgelost PHA/L butanol)
- butanolterugwinning (95-98%)

Uit de milieukundige analyse blijkt dat PHA-accumulatie de minste invloed heeft, bijna verwaarloosbaar zelfs ten opzichte van het effect van de andere vier parameters. De bandbreedte in PHA-accumulatie levert een netto milieuscore op die ligt tussen -24 en -20 kPt per jaar voor PHA-productiecasse 1, en tussen -35 en -34 kPt per jaar voor PHA-productiecasse 2. De VFA-opbrengst heeft de grootste invloed, op afstand gevolgd door butanolterugwinning en VFA-consumptie. De bandbreedte in VFA-opbrengst levert een netto milieuscore op die ligt tussen -44 en -1 kPt per jaar in het geval van PHA-productiecasse 1 en tussen -55 en -10 kPt per jaar in het geval van PHA-productiecasse 2. Voor butanolterugwinning geldt

dat de netto milieuscore ligt tussen -32 en -4 kPt per jaar of tussen -40 en -16 kPt per jaar voor PHA-productiecase 1 en PHA-productiecase 2, respectievelijk. De bandbreedte in VFA-consumptie levert een netto milieuscore op die ligt tussen -33 en -13 kPt per jaar voor PHA-productiecase 1, en tussen -42 en -23 kPt per jaar voor PHA-productiecase 2.

De butanolterugwinning beïnvloedt de milieuscore door het vermijden van gebruik van hulpstoffen (butanol zelf), terwijl de VFA-opbrengst de milieuscore beïnvloedt door haar invloed op de uiteindelijke PHA-opbrengst en daarmee op de hoeveelheid vermeden product. Ook de VFA-consumptie beïnvloedt de milieuscore door middel van de PHA-opbrengst, maar dan in mindere mate dan de VFA-opbrengst. In het geval van butanolterugwinning is een tweede argument belangrijk naast het duurzaamheidsargument: het economische aspect van butanol inkopen. Hoe minder ingekocht hoeft te worden per jaar, hoe goedkoper het is. De VFA-opbrengst beïnvloedt ook zowel de duurzaamheid als de portemonnee. Hoe lager de VFA-opbrengst, hoe meer slib er nodig is om VFA uit te maken, hoe minder secundair slib beschikbaar is voor PHA-accumulatie, hoe minder PHA er geproduceerd kan worden. De bandbreedte in VFA-opbrengst leidt tot een PHA-opbrengst van 99-194 ton (met een gemiddelde van 148 ton (paragraaf Overzicht op pagina 48)) in het geval van PHA-productiecase 1, en 84-165 ton PHA (met een gemiddelde van 125 ton (paragraaf 5.2.2)) in het geval van PHA-productiecase 2. In PHA-productiecase 1 is 78% van het secundair slib nodig om VFA's uit te maken, en bij PHA-productiecase 2 zelfs 90% van het slib. Wanneer een externe VFA-bron voorhanden zou zijn in plaats van zelf VFA's te produceren, zou al het secundair slib kunnen worden gebruikt voor PHA-accumulatie. Dit zou leiden tot een veel hogere PHA-opbrengst: voor 100.000 i.e. zou dan ~700 ton PHA per jaar kunnen worden geproduceerd in PHA-productiecase 1, en in PHA-productiecase 2 zelfs ~1300 ton PHA/jaar. Een veel hogere PHA-opbrengst zou zich in de figuren vooral vertalen als een veel grotere balk voor het vermeden product, waarmee het milieuvoordeel voor PHA significant zou toenemen.

Een indicatie geven voor de hoeveelheid geproduceerd PHA ten opzichte van de markt is wat lastig. Door de eigenschappen van PHA (onder andere biologische afbreekbaarheid) wordt namelijk naar nieuwe markten/toepassingen gezocht. Wat wel gezegd kan worden is dat de wereldwijde markt voor bioplastics 1,7 miljoen ton is op het moment, maar daarbij gaat het voornamelijk om bio-PET, PLA, bio-PE en afbreekbare fossiele plastics zoals PBAT (European Bioplastics, 2015). In Nederland zou PHA bijvoorbeeld ingezet kunnen worden als landbouwplastic. De landbouwplasticmarkt in Nederland is ~20.000 ton per jaar (APE Europe, 2014). Het is een arbeidsintensief proces om het landbouwplastic aan te brengen en weer te verwijderen na het seizoen, dus daar zou PHA met haar biologische afbreekbaarheid kunnen helpen. De hoeveelheid PHA die geproduceerd wordt bij 100.000 i.e. (148 ton) kan 0,7% van de Nederlandse landbouwplasticsmarkt bedienen. Vanwege de lage verkoopprijs van landbouwplastic is het echter economisch niet erg winstgevend om daar PHA voor te gaan inzetten.

In potentie is er een milieuvoordeel te behalen van zo'n 80-90 kPt per jaar voor PHA-productie ten opzichte van het niet produceren van PHA binnen de voor deze studie gestelde systeemgrenzen. Dit betekent wel dat de verschillende processtappen optimaal moeten worden ingericht en de juiste keuzes worden gemaakt qua toegepaste technologieën. Omdat de VFA-opbrengst, gevolgd door butanolterugwinning en VFA-consumptie, de grootste invloed hebben op de netto milieuscore is het belangrijk om deze prioriteit te geven bij optimalisatiestudies. Wanneer een RWZI wordt ingericht als PHA-productiefabriek is het erg belangrijk om een ontwerp te kiezen dat zal leiden tot een milieuvoordeel, en daarmee duurzaam is. Een onjuist ontwerp voor een PHA-productiefabriek zou kunnen leiden tot een milieunadeel.

Indien alle uitgangspunten negatief uitvallen (van alle vijf parameters de worst case) is er namelijk een milieunadeel van 23 kPt per jaar voor PHA-productiecase 1 en 9 kPt per jaar voor PHA-productiecase 2.

PHA-productie met het bijbehorende milieuvoordeel lijkt een duurzame optie te zijn voor de RWZI's. Om te zien of in de praktijk hetzelfde milieuvoordeel gehaald wordt als in deze studie berekend is, en om tot de juiste keuzes en optimalisatie te komen, zijn meer experimentele data nodig voor PHA-productie, maar dan wel data van experimenten in het veld die op grotere schaal worden uitgevoerd, zoals op pilotschaal (worden dit jaar uitgevoerd) of een demofabriek (gepland voor 2017-2018).

8.2.2 CELLULOSE

Er zijn vier voorgestelde routes geanalyseerd: zeefgoed separaat vergisten, zeefgoed als pellets meestoken in een kolen- of biomassacentrale, cellulosevezel maken uit zeefgoed waarbij in de ene route hygiëniseren een aparte processtap is en in de andere route drogen en hygiëniseren als 1 processtap wordt gezien.

Omdat een aantal aannames zijn gedaan bij het uitwerken van de celluloseroutes die nog niet door experimentele data gestaafd zijn, moeten de uitkomsten als orde van grootte gezien worden. Onderling kunnen de routes echter goed vergeleken worden.

Uit de milieukundige analyse blijkt dat alle celluloseroutes een milieuvoordeel opleveren ten opzichte van het niet winnen van cellulose. Het plaatsen van een fijnzeef op de RWZI om de cellulose uit het influent te halen levert in de bedrijfsvoering van de RWZI (inclusief slibverwerking) een milieunadeel op van 27 kPt per jaar, maar dat wordt ruimschoots gecompenseerd door het milieuvoordeel van het opwerken van het zeefgoed. Het milieunadeel komt doordat veel minder slib beschikbaar is om te vergisten en te verbranden bij de slibverwerker. Als enkel gekeken wordt naar het extra nadeel op de RWZI zelf (zonder de slibverwerking), dan komt dat neer op slechts 4 kPt per jaar. In de praktijk zal het opwerken van zeefgoed geen onderdeel zijn van de bedrijfsvoering RWZI, maar plaatsvinden op een centrale locatie in Nederland. De RWZI's zouden dan goede afspraken kunnen maken met de zeefgoedopwerker, waardoor ze meeprofiteren met de te behalen milieuvoordelen.

Voor de energieroutes vergisten en meestoken is het milieuvoordeel respectievelijk 46 en 36 kPt per jaar. Hieruit blijkt dat eerst zeefgoed vergisten en vervolgens het ontstane biogas en residu verbranden 10 kPt per jaar meer voordeel oplevert dan het direct verbranden van zeefgoed als pellets. Het bijbehorende klimaatvoordeel is 526 ton CO₂-eq per jaar voor vergisten en 413 ton CO₂-eq jaar voor verbranden. Eerst vergisten en daarna verbranden levert daarmee ruim 100 ton meer klimaatvoordeel op dan het direct verbranden van zeefgoed.

Voor de vezelroutes is het milieuvoordeel 34 kPt per jaar en 45 kPt per jaar. In deze routes kost hygiëniseren als aparte processtap 11 kPt per jaar. De processtappen om het zeefgoed op te werken tot cellulosevezel hebben allemaal een milieunadeel, maar er kan veel winst worden behaald doordat deze cellulosevezel verse vezel of vezel uit oud papier zou kunnen vervangen. In het geval van oud papier zou dat oud papier beschikbaar komen voor andere toepassingen zoals in de papierindustrie. Aangezien wereldwijd de vraag naar oud papier groeit en dat nu wordt opgevangen door verse vezel (virgin materiaal), zou het beschikbaar zijn van meer oud papier ook hier schelen in het gebruik van virgin materiaal, en dus in het kappen van bomen. Het klimaatvoordeel is 28 ton CO₂-eq per jaar als hygiëniseren en drogen

één stap is; wanneer dit twee aparte stappen zijn is er een klimaatnadeel van 98 ton CO₂-eq per jaar. Hygiëniseren als aparte processtap kost daarmee 126 ton CO₂-eq per jaar.

Om een indicatie te geven over het potentiële marktaandeel van de gewonnen cellulosevezel is als voorbeeld de toepassing van cellulosevezels als afdruipremmer gekozen. De hoeveelheid cellulosevezel die verkregen wordt bij 100.000 i.e. (675 ton) kan 12-25% van de Nederlandse afdruipremmersmarkt bedienen (uitgaande van 9 Mton asfalt per jaar waarvan 10-20% afdruipremmers incorporeert (EAPA, 2012) en er is 3 kg afdruipremmer nodig/ton asfalt (ESHA, 2013), dus dat betekent 2.700-5.400 ton cellulosevezel), dus dat lijkt significant genoeg om verder te onderzoeken.

De celluloseroutes zien er milieukundig gezien gunstig uit. Wel zijn meer experimentele data nodig over zowel het winnen van de cellulosefractie op de RWZI, het opwerken hiervan tot pellets of vezels, en de mogelijke toepassingen van de cellulosevezels.

8.2.3 NEREDA® ALGINAAT

Voor Nereda®-alginaat (ALE) is de volgende case geanalyseerd: het produceren van alginezuur uit korrelslib. Uit de milieukundige analyse blijkt dat de ALE-productiecase een milieuvoordeel oplevert van 52 kPt per jaar, maar waarbij de bandbreedte loopt van een milieuvoordeel van 115 kPt per jaar tot een milieunadeel van 11 kPt per jaar. Het klimaatvoordeel is 449 ton CO₂-eq per jaar. De bandbreedte qua milieuscore komt doordat er een aantal onzekerheden in de aannames zitten.

Sommige data zijn geëxtrapoleerd van experimenten uitgevoerd op labschaal, maar bij labexperimenten zijn bijvoorbeeld hoeveelheden gebruikte chemicaliën minder van belang.

In de ALE-productie is voor vier cruciale parameters een bandbreedte aangenomen, namelijk voor

- Chemicaliëngebruik (7-14 L HCl en 0,2-1% Na₂CO₃)
- Extractietemperatuur (lange tijd op 40 °C vs korte tijd op 80 °C)
- Scheidingstechniek (centrifugeren vs filtreren)
- Alginaatopbrengst (16-29%)

Uit de milieukundige analyse blijkt dat de extractietemperatuur de minste invloed heeft, bijna verwaarloosbaar ten opzichte van het effect van de andere drie parameters. Het uitvoeren van de extractie bij 80 °C levert een netto milieuscore op van -52 kPt per jaar en voor 40 °C is dat -48 kPt per jaar. De alginaatopbrengst heeft de grootste invloed. De bandbreedte in alginaatopbrengst levert een netto milieuscore op die ligt tussen -83 en -15 kPt per jaar. De bandbreedte in opbrengstpercentage leidt tot een alginaatopbrengst van 274-496 ton (met een gemiddelde van 394 ton (paragraaf Overzicht op pagina 68)). De alginaatopbrengst beïnvloedt zowel de duurzaamheid als de portemonnee. Hoe hoger de opbrengst, hoe beter het is qua businesscase voor ALE-productie. Om een indicatie te geven voor deze hoeveelheid wordt gekeken naar de wereldwijde alginaatmarkt. De hoeveelheid alginaat die verkregen wordt bij 100.000 i.e. (394 ton) zou zo'n 1,5% van de markt kunnen bedienen (uitgaande van een wereldwijde alginaatmarkt van 27.000 ton voor alle huidige toepassingen). Een van de verwachte toepassingen van ALE is als verlijmingsmiddel in de papierindustrie; de verwachte markt daarvan is veel en veel groter dan 27.000 ton (de verlijmingsmiddelenmarkt in Nederland voor de papierindustrie is ca. 26.000 ton verlijmingsmiddel; die van Europa ca. 0,9 miljoen ton verlijmingsmiddel; (Papierenkarton.nl, 2016)).

Voor het chemicaliëngebruik geldt dat de netto milieuscore ligt tussen -68 en -25 kPt per jaar. Bij chemicaliëngebruik is ook een tweede argument belangrijk naast het duurzaamheidsargument: het economische aspect van chemicaliën inkopen. Hoe minder ingekocht hoeft te worden, hoe goedkoper het is.

Het overgaan van centrifugeren naar filtreren voor de twee scheidingsstappen (scheiding tussen ALE en biomassa en scheiding tussen alginezuur en water) levert een milieuvoordeel op van 18 kPt per jaar. De netto milieuscore voor centrifugeren is -52 kPt per jaar, en die voor filtreren -70 kPt per jaar. Milieukundig lijkt het dus de moeite waard om verder onderzoek te doen naar filtratietechnieken, bijvoorbeeld in de vorm van pilottesten.

In potentie is er in totaal een milieuvoordeel te behalen van zo'n 115 kPt per jaar ten opzichte van het niet winnen van ALE binnen de voor deze studie gestelde systeemgrenzen. Dit betekent wel dat de verschillende processtappen optimaal moeten worden ingericht en de juiste keuzes worden gemaakt qua toegepaste technologieën. Een onjuist ontwerp voor een extractie-installatie zou kunnen leiden tot een milieunadeel. Indien alle uitgangspunten negatief uitvallen (van alle vier parameters de worst case) is er namelijk een milieunadeel van 11 kPt per jaar. Omdat de alginaatopbrengst de grootste invloed heeft op de netto milieuscore, gevolgd door het chemicaliëngebruik, is het belangrijk om deze twee prioriteit te geven bij optimalisatiestudies.

Productie van ALE met het bijbehorende milieuvoordeel lijkt een duurzame optie te zijn voor de RWZI's. In de praktijk betekent het echter wel dat een RWZI die ALE zou willen produceren eerst omgebouwd moet worden van een actiefslibreactor naar een Nereda[®]-installatie. Of dat ombouwen economisch uit kan, is geen onderdeel geweest van deze studie. Maar voor een RWZI waar de installatie aan vervanging toe is, zou het milieukundig gezien het overwegen waard zijn om over te gaan naar een korrelslibreactor met ALE-productie.

Om te zien of in de praktijk hetzelfde milieuvoordeel gehaald wordt met productie van ALE als in deze studie berekend is, zijn meer experimentele data nodig, maar dan wel data van experimenten in het veld die op grotere schaal worden uitgevoerd, zoals op pilotschaal (worden dit jaar uitgevoerd) of een demofabriek (gepland voor 2017-2018).

8.2.4 NAAR EEN BIOBASED ECONOMIE

Als gekeken wordt naar de verschillende verwaardingsroutes voor organische stof uit rioolwater, dan blijkt uit deze studie dat PHA, cellulose en Nereda[®]-alginaat alle drie een (duidelijk) milieuvoordeel hebben ten opzichte van de huidige verwaardingsroute van biogas. Daar komt bij dat deze drie materialen (PHA, cellulose en ALE) hoger staan in de waardepyramide (Ministerie van LNV, 2007) dan biogas. Biogas is energie en staat daarmee op het laagste plateau. De andere drie zijn polymeren en daarmee materialen waardoor ze één plateau hoger staan in de pyramide. Dit zal zich vertalen in meer toegevoegde waarde, meer duurzaamheid en betere economische cijfers. Het produceren van PHA en ALE, en het winnen van cellulose lijken daarom alle drie een duurzame optie voor de RWZI's om verder te gaan onderzoeken. Hierbij zijn nog wel wat hordes te nemen. De productie van PHA en ALE zijn allebei in de pilotfase (ook te zien in de TRL-analyse weergegeven in paragraaf 2.3). De volgende fase, die van demofabriek, staan gepland voor 2017-2018. De fase daarna is pas die van commerciële productiefabriek. De celluloseroute is nog iets minder ver qua ontwikkeling. Er zijn al wel wat pilottesten uitgevoerd met het winnen van zeefgoed, maar wat minder testen met het vervolg van de route, namelijk het winnen en toepassen van de cellulosevezel c.q. het vergisten/verbranden van zeefgoed.

Voor RWZI's hangt het af van lokale doelstellingen en de configuratie ter plaatse welke van de drie verwaardingsroutes het beste geïmplementeerd kan worden.

De drie verwaardingsroutes PHA-productie, cellulosewinning, en ALE-productie passen alle drie in de doelstellingen van de biobased economy: van tweede generatie biomassa (slib) kunnen weer biomaterialen (PHA, cellulose, ALE) gemaakt worden.

9

CONCLUSIE EN AANBEVELINGEN

9.1 CONCLUSIE

Deze levenscyclusanalyse geeft inzicht in de milieu-impact van verschillende verwaardingsroutes voor fosfaat en organisch materiaal. Voor fosfaatterugwinning is naar twee routes gekeken: op de RWZI via productie van struviet en via vliegas na de slibverwerker. Voor organisch materiaal is gekeken naar drie routes, te weten PHA, cellulose en ALE. Voor alle routes is gekeken naar het milieueffect ten opzichte van de huidige situatie, waarin biogas geproduceerd wordt. Omdat niet alle RWZI's dezelfde configuratie hebben en niet alle technologieën waarmee producten kunnen worden teruggewonnen toepasbaar zijn op elke RWZI zijn er 3 verschillende referentiecases omschreven om de huidige situatie te definiëren:

- 1 Voorbezinktank met actiefslibproces;
- 2 Actief slibproces;
- 3 Aeroob korrelslibproces.

Uit deze studie blijkt dat alle onderzochte routes een milieuvoordeel opleveren ten opzichte van de huidige situatie.

Er zijn verschillende mogelijkheden voor verder onderzoek naar de verduurzaming van de EFGF, deze worden hieronder toegelicht.

9.2 AANBEVELINGEN

9.2.1 COMBINATIES VAN VERSCHILLENDE VERWAARDINGSROUTES

Inzicht in de milieu-impact van mogelijke combinaties van verwaardingsroutes, zou een goede aanvulling op de resultaten die er nu liggen zijn. Om een zo duurzaam mogelijk systeem te krijgen, en de EFGF zo optimaal mogelijk in te richten, zou het de moeite waard zijn om in een aanvullende analyse te kijken naar de mogelijkheid van het combineren van routes voor het terugwinnen/producen van organisch materiaal en fosfaat. In deze aanvullende analyse dient goed gekeken te worden of en hoe de routes elkaar beïnvloeden, en hoe additionele efficiëntievoordelen behaald kunnen worden. Er valt te denken aan de volgende mogelijke combinaties :

- Terugwinning van fosfaat en het winnen van cellulose
- Terugwinning van fosfaat en ALE-productie
- Terugwinning van fosfaat en PHA-productie
- Decentrale terugwinning van fosfaat en centrale terugwinning van fosfaat
- Het winnen van cellulose en ALE-productie
- Het winnen van cellulose en PHA-productie waarbij een externe VFA-bron gebruikt wordt
- PHA-productie en ALE-productie
- Een combinatie van alle 5 bestudeerde routes in deze studie

Van deze mogelijke combinaties is het nuttig om zowel de milieu-impact te bepalen, als ook de business case en de maatschappelijke kosten en baten (zie ook paragraaf 9.2.3).

9.2.2 ROADMAP DUURZAME FOSFAATHUISHOUDING NEDERLAND/EUROPA

Het wordt aanbevolen om een nationale Roadmap Duurzame Fosfaatterugwinning te ontwikkelen, waarin milieu-impact en circulariteit gecombineerd worden om tot een duurzaam systeem te komen en waarin naar het hele waterzuiveringssysteem van Nederland wordt gekeken. Hierin wordt centrale en decentrale fosfaatafscheiding op een slimme manier gecombineerd om te komen tot zoveel mogelijk milieuvoordeel en zoveel mogelijk fosfaatre cycling. Onderdelen die hierin onder andere aan de orde zijn: overzicht van typen RWZI's en mogelijkheden per RWZI, kansen en beperkingen van beide routes, uitgebreide milieukundige uitwerking van de verwerking van vliegas tot fosfaatproduct (ook apart goed mogelijk), beleid in andere Europese landen, mogelijkheden voor optimale synergie tussen beide routes met als resultaat een advies over hoe de fosfaatterugwinning in Nederland zo optimaal mogelijk te maken.

9.2.3 KOSTENEFFECTIVITEIT VAN VERDUURZAMINGSROUTES: MAATSCHAPPELIJKE KOSTEN- BATENANALYSE

In deze studie ligt de focus op de milieukundige voor- en nadelen van EFGF verwaardingsroutes. Om een breder beeld te krijgen van de duurzaamheid van de routes, kan gekeken worden naar de kosteneffectiviteit. Dit kan door middel van een maatschappelijke kosten-batenanalyse (MKBA), waarin niet alleen de direct zichtbare financiële kosten en baten worden opgenomen, maar ook andere zaken die van belang zijn, zoals milieu, worden uitgedrukt in financiële kosten en baten.

9.2.4 ORGANISCH MATERIAAL: PHA, CELLULOSE, NEREDA® ALGINAAT OF BIOGAS?

Op dit moment wordt er door waterschappen veel aandacht besteedt aan biogasproductie. Uit deze studie blijkt echter dat alle andere verwaardingsroutes voor organisch materiaal PHA-productie, het winnen van cellulose, en ALE-productie leiden naar polymere producten die een milieuvoordeel geven ten opzichte van het produceren van biogas. Daar komt bij dat in de waardepyramide polymeren (PHA, cellulose en ALE) een plateau hoger staan dan energie (biogas). Het zou daarom interessant zijn om onderzoek te doen naar de mogelijkheden voor het implementeren van de productie van deze polymeren op de verschillende RWZI's.

9.2.5 UITGEBREIDE ANALYSE PRODUCTIE FOSFAATPRODUCT UIT VliegAS

In de huidige analyse voor fosfaat uit slibverwerking is gekeken naar de milieu-impact van de productie van een (opgewerkt) fosfaaterts vervangend product. Een goede aanvulling zou zijn een analyse te doen, waarin de milieu-ingrepen (voor- en nadelen) van de productie van een fosfaatproduct uit vliegas bekeken worden. Er zijn indicaties dat met vliegas er verder in het proces ook nog voordelen te behalen zijn ten opzichte van standaard fosfaatproductie.

9.2.6 VALIDATIE UITGANGSPUNTEN BIJ VERDERE ONTWIKKELING PRODUCTIEPROCESSEN MET LAGE TRL

De productie van PHA en ALE zit qua ontwikkeling op het moment van schrijven in de pilotfase. Er vinden de komende tijd (2016-2017) verschillende testen plaats op pilotschaalgrootte bij RWZI's. In deze studie zijn voor de productie in de berekeningen aannames gedaan ten aanzien van een viertal/vijftal kritische parameters. Het verdient aanbeveling om als RWZI na de pilotfase en voor de fase van het bouwen van een demofabriek (op de planning voor 2017-2018) te controleren of inderdaad het beoogde milieuvoordeel, berekend in deze studie, behaald wordt in deze testen, en of de bandbreedte verkleind kan worden.

10

REFERENTIES

Aitken, D., Bulboa, C., Godoy-Faundez, A., Turrion-Gomez, J.L., Antizar-Ladislao, B., 2014. Life cycle assessment of macroalgae cultivation and processing for biofuel production. *J. Clean. Prod.* 75, 45–56. doi:10.1016/j.jclepro.2014.03.080

Akiyama, M., Tsuge, T., Doi, Y., 2003. Environmental life cycle comparison of polyhydroxyalkanoates produced from renewable carbon resources by bacterial fermentation. *Polym. Degrad. Stab.* 80, 183–194. doi:10.1016/S0141-3910(02)00400-7

APE Europe, 2014. European non packaging agriplastics market survey 2013 [WWW Document]. *Agric. Plast. Environ.* URL <http://www.apeeurope.eu/statistiques.php>

Bixler, H.J., Porse, H., 2011. A decade of change in the seaweed hydrocolloids industry. *J. Appl. Phycol.* 23, 321–335. doi:10.1007/s10811-010-9529-3

Blonk Agri-footprint B.V., 2015. Agri-footprint.

CBS, StatLine, 2015. Zuivering van stedelijk afvalwater; per provincie en stroomgebieddistrict [WWW Document]. URL <http://statline.cbs.nl/Statweb/publication/?DM=SLNL&PA=7477&D1=0,12,43,55&D2=0&D3=1&HDR=G1,T&STB=G2&VW=T> (accessed 9.9.15).

CE Delft, Aiforo, 2013. Milieuscore monoverbranding van zuiveringsslib.

CompAir, 2016. Compressor zoeken - Compressorinformatie - C30 (DLT0206) [WWW Document]. CompAir. URL http://www.compair.nl/Compressor_Selector.asp?model=C30%20%28DLT0206%29&air=3&motor=22.7&Pressure=7+tot+8&Speed=n%2Fa§ion=detail&id=1714&Pressureunits=Bar%20g&MinPressure=5&Flowunits=m3/min (accessed 3.21.16).

COSMOS, n.d. Are you familiar with the Technology Readiness Levels? [WWW Document]. URL <http://ncp-space.net/are-you-familiar-with-the-technology-readiness-levels/>

Doyle, J.D., Parsons, S.A., 2002. Struvite formation, control and recovery. *Water Res.* 36, 3925–3940. doi:10.1016/S0043-1354(02)00126-4

EAPA, 2012. Asphalt in figures. Key figures of the European asphalt industry.

Elbahloul, Y., Steinbuchel, A., 2009. Large-Scale Production of Poly(3-Hydroxyoctanoic Acid) by *Pseudomonas putida* GPo1 and a Simplified Downstream Process. *Appl. Environ. Microbiol.* 75, 643–651. doi:10.1128/AEM.01869-08

ESHA, 2013. Afdruipremmers [WWW Document]. www.eshainfrasolutions.nl. URL http://www.eshainfrasolutions.nl/Producten/Asfalt_productie_en_verwerking/Afdruipremmers.aspx (accessed 10.4.13).

European Bioplastics, 2015. Global production capacities of bioplastics 2014 (by material type).

Fiorese, M.L., Freitas, F., Pais, J., Ramos, A.M., de Aragão, G.M.F., Reis, M.A.M., 2009. Recovery of polyhydroxybutyrate (PHB) from *Cupriavidus necator* biomass by solvent extraction with 1,2-propylene carbonate. *Eng. Life Sci.* 9, 454–461. doi:10.1002/elsc.200900034

Fry, J.M., Joyce, J., Aumônier, S., 2012. Carbon footprint of seaweed as a biofuel. Environmental Resources Management Limited (ERM) for the Crown Estate.

GD174. 2014. GD174 -Green Deal Grondstoffen Unie van Waterschappen – Rijk. Green Deals. URL <http://www.greendeals.nl/themas/grondstoffen/>

Gell, K., Ruijter, F.J. d., Kuntke, P., Graaff, M. de, Smit, A.L., 2011. Safety and Effectiveness of Struvite from Black Water and Urine as a Phosphorus Fertilizer. *J. Agric. Sci.* 3. doi:10.5539/jas.v3n3p67

Ghashimi, D., Kreuk, M. de, Lier, J. van, 2014. vergisten.....zonde!.....? Toiletpapier uit afvalwater.

Goedkoop, M., Heijungs, R., Huijbregts, M., De Schryver, A., Struijs, J., van Zelm, R., 2009. ReCiPe 2008. Life Cycle Impact Assess. Method Which Comprises Harmon. Categ. Indic. Midpoint Endpoint Level version 1.08.

Grontmij, Morgenschweis, C., 2015. Bijmengen struviet, materialen benodigd voor struvietwinning, restwarmte drogen struvietkorrels.

Harding, K., Dennis, J., Vonblotnitz, H., Harrison, S., 2007. Environmental analysis of plastic production processes: Comparing petroleum-based polypropylene and polyethylene with biologically-based poly-hydroxybutyric acid using life cycle analysis. *J. Biotechnol.* 130, 57–66. doi:10.1016/j.jbiotec.2007.02.012

Hernández-Carmona, G., Freile-Peigrín, Y., Hernández-Garibay, E., 2013. Conventional and alternative technologies for the extraction of algal polysaccharides, in: *Functional Ingredients from Algae for Foods and Nutraceuticals*. Elsevier, pp. 475–516.

Hetemäki, L., Hänninen, R., Moiseyev, A., 2013. Markets and Market Forces for Pulp and Paper Products, in: *The Global Forest Sector*. CRC Press, pp. 99–128.

Hogendoorn, A.A., 2013. Enhanced digestion and alginate-like-exopolysaccharides extraction from Nereda sludge (Master thesis). TU Delft, Delft University of Technology.

Holik, H. (Ed.), 2013. *Handbook of paper and board*, Second, revised and enlarged edition. ed. Wiley-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, Germany.

Jacquel, N., Lo, C.-W., Wei, Y.-H., Wu, H.-S., Wang, S.S., 2008. Isolation and purification of bacterial poly(3-hydroxyalkanoates). *Biochem. Eng. J.* 39, 15–27. doi:10.1016/j.bej.2007.11.029

Janarthanan, O.M., Laycock, B., Montano-Herrera, L., Lu, Y., Arcos-Hernandez, M.V., Werker, A., Pratt, S., 2016. Fluxes in PHA-storing microbial communities during enrichment and biopolymer accumulation processes. *New Biotechnol.* 33, 61–72. doi:10.1016/j.nbt.2015.07.007

Jossa, P., Remy, C., 2015. Life Cycle Assessment of selected processes for P recovery from sewage sludge, sludge liquor, or ash (P-REX), Work package: WP09: Comparative Life Cycle Assessment of treatment-recovery paths (No. D9.2), WP09. European Commission.

Joraco, 2016. DIRECT-AIRE® Pneumatic Press - Straight Cylinder Series [WWW Document]. Joraco.com. URL ://joraco.com/products/pneumatic-presses/direct-aire/direct-aire-straight-pneumatic-cylinder-press-series (accessed 3.21.16).

Kendall, A., 2012. A life cycle assessment of biopolymer production from material recovery facility residuals. *Resour. Conserv. Recycl.* 61, 69–74. doi:10.1016/j.resconrec.2012.01.008

Kim, S., Dale, B., 2005. Life Cycle Assessment Study of Biopolymers (Polyhydroxyalkanoates) - Derived from No-Tilled Corn (11 pp). *Int. J. Life Cycle Assess.* 10, 200–210. doi:10.1065/lca2004.08.171

Kim, S., Dale, B.E., 2008. Energy and Greenhouse Gas Profiles of Polyhydroxybutyrates Derived from Corn Grain: A Life Cycle Perspective. *Environ. Sci. Technol.* 42, 7690–7695. doi:10.1021/es8004199

Langlois, J., Sassi, J.-F., Jard, G., Steyer, J.-P., Delgenes, J.-P., Hélias, A., 2012. Life cycle assessment of biomethane from offshore-cultivated seaweed. *Biofuels Bioprod. Biorefining* 6, 387–404. doi:10.1002/bbb.1330

MacHugh, D.J. (Ed.), 1987. Production and utilization of products from commercial seaweeds, FAO fisheries technical paper. FAO, Rome.

Mäkinen, L., 2013. Improvement of resource efficiency in deinked pulp mill. UNIVERSITY OF OULU, Oulu.

McKinney, R.W.J. (Ed.), 1995. Technology of paper recycling. Blackie Academic & Professional ; Chapman & Hall, London : New York.

Ministerie van LNV, 2007. Overheidsvisie op de bio-based economy in de energietransitie: De keten sluiten. Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit, Den Haag.

Morgan-Sagastume, F., Hjort, M., Cirne, D., Gérardin, F., Lacroix, S., Gaval, G., Karabegovic, L., Alexandersson, T., Johansson, P., Karlsson, A., Bengtsson, S., Arcos-Hernández, M.V., Magnusson, P., Werker, A., 2015. Integrated production of polyhydroxyalkanoates (PHAs) with municipal wastewater and sludge treatment at pilot scale. *Bioresour. Technol.* 181, 78–89. doi:10.1016/j.biortech.2015.01.046

NCASI, 2013. Environmental footprint comparison tool, effects of decreased water use.

Ostara technologies, Morgenschweis, C., 2015. Inventarisatie struvietreactor.

Ostara, 2015. Ostara/WASSTRIP [WWW Document]. Clean Waterinstituteorg. URL <http://www.cleanwaterinstitute.org/projects/ostarawasstrip.aspx> (accessed 9.17.15).

Papageorgiou, A., Barton, J.R., Karagiannidis, A., 2009. Assessment of the greenhouse effect impact of technologies used for energy recovery from municipal waste: A case for England. J. Environ. Manage. 90, 2999–3012. doi:10.1016/j.jenvman.2009.04.012

Papierenkarton.nl, 2016. Productieomvang [WWW Document]. Papierenkarton.nl. URL <http://www.papierenkarton.nl/productie-en-keten/papier-en-karton-productie/productieomvang> (accessed 3.21.16).

Parenco, 2015. Pulp % Energie: fotatieontinking (FOI) [WWW Document]. URL <http://www.parenco.com/media/12803/productieproces%20Nederlands.pdf>

Parthiban, C., Parameswari, K., Saranya, C., Hemalatha, A., Anantharaman, P., 2012. Production of sodium alginate from selected seaweeds and their physiochemical and biochemical properties. Asian Pac. J Trop. Biomed. 1, 1–4.

RHDHV, 2015. Persoonlijke communicatie RHDHV.

RvO, 2015. Handel en vervoer van overige meststoffen [WWW Document]. MijnRVO.nl. URL <https://mijn.rvo.nl/handel-en-vervoer-van-overige-meststoffen>

SNB, Sijstermans, L., 2015. Historische gegevens SNB.

STOWA 2010-19, 2010. Influent fijnzeven in RWZI's, 2010-19. STOWA, Amersfoort.

STOWA 2010-29, 2010. Nereda pilotonderzoeken 2003-2010., 2010-29. STOWA, Amersfoort.

STOWA 2011-24, 2011. Fosfaatterugwinning in communale afvalwaterzuiveringsinstallaties, 2011-24. STOWA, Amersfoort.

STOWA2012-06, 2012. GER-waarden en milieu-impactscores productie van hulpstoffen in de waterketen, 2012-06. STOWA, Amersfoort.

STOWA 2012-25, 2012. Thermische slibontsluiting: pilot-onderzoek naar de mogelijkheden en randvoorwaarden, 2012-25. STOWA, Amersfoort.

STOWA 2012-27, 2012. Pilotonderzoek op de rioolwaterzuivering Amsterdam west: struviet productie door middel van het Airprex proces, 2012-27. STOWA, Amersfoort.

STOWA 2013-21, 2013. Vezelgrondstof uit zeefgoed, 2013-21. STOWA, Amersfoort.

STOWA 2013-31, 2013. Verkenning mogelijkheden grondstofrwzi, 2013-31. STOWA, Amersfoort.

STOWA 2013-32, 2013. Fosforhoudende producten uit de communale afvalwaterketen wet- en regelgeving, marktkansen, verwerkingsconcepten, 2013-32. STOWA, Amersfoort.

STOWA2013-W03, 2013. Marktconsultatie slibdroging- en slibontwatering, 2013-W03. STOWA, Amersfoort.

STOWA 2014-10, 2014. Bioplastic uit slib verkenning naar PHA-productie uit zuiveringslib, 2014-10. STOWA, Amersfoort.

STOWA2015-34, 2015. Verkenning van de kwaliteit van struviet uit de communale afvalwaterketen, 2015-34. STOWA, Amersfoort.

Suhr, M., Klein, G., Kourti, I., Rodrigo Gonzalo, M., Giner Santonja, G., Roudier, S., Delgado Sancho, L., Institute for Prospective Technological Studies, 2015. Best Available Techniques (BAT) reference document for the production of pulp, paper and board. Publications Office, Luxembourg.

Trond, L.G., Hinge, J., 2014. Macro algae logistics. Danish Technological Institute, Centre for Renewable Energy & Transport. Section for Biomass.

van Doorn, J., van de Kamp, W.L., 2009. Verwerking van zeefgoed voor duurzame energieopwekking.

Weidema, B.P., 2015. Consequential-LCA.org [WWW Document]. Wwwconsequential-lca.org. URL www.consequential-lca.org (accessed 8.12.15).

Werker, A.G., Tomas, P.S., Magnusson, P.O.G., 2014. Process for the extraction of polyhydroxyalkanoates from biomass. WO2014125422 A9.

Williamson, P.N. (Ed.), n.d. Chapter 7 in Energy cost reduction in the pulp and paper industry: A monograph, in: Paper, Board, Tissue and Pulp Machines. Pulp and Paper Research Institute of Canada (Paprican), Montreal.

BIJLAGEN

BIJLAGE I

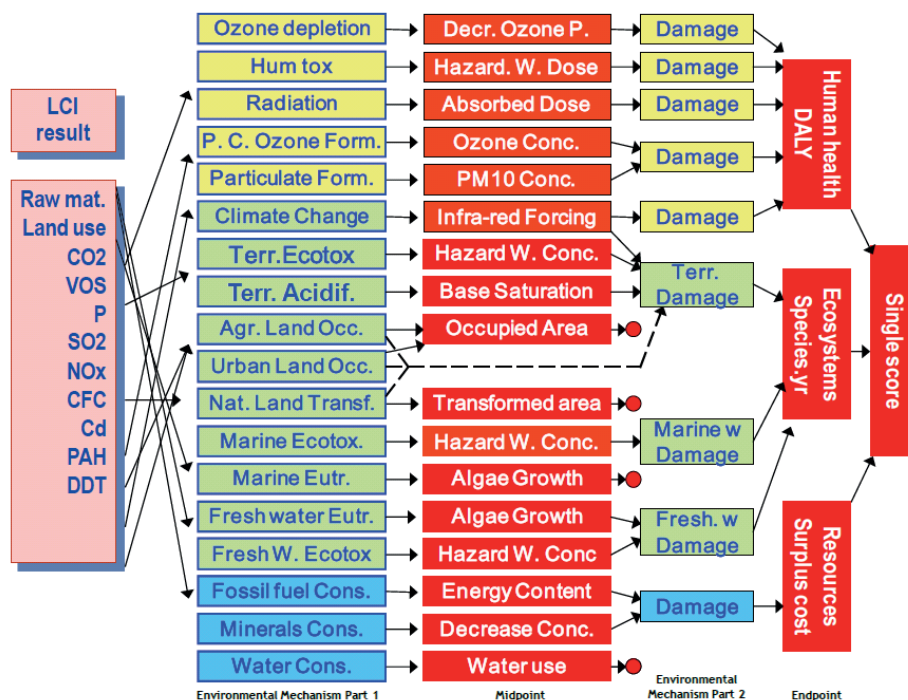
LCA METHODE EN MILIEUEFFECTCATEGORIEËN

De LCA-analyse wordt uitgevoerd met de analysemethode ReCiPe-midpoint (H)/Europe ReCiPe H/A (Goedkoop et al., 2009). De ReCiPe-methode is een analysemethode voor levenscyclusanalyse. Wanneer in het LCA-onderzoek de inventarisatie compleet is en de modellering is voltooid, wordt de milieu-impact berekend. In eerste instantie is dit een lange lijst met emissies en ruwe grondstoffen en hulpbronnen. Deze lijst heeft echter interpretatie en hiertoe zijn analysemethoden beschikbaar. Een van de beschikbare methoden is de ReCiPe-methode, die in deze studie is gebruikt. Het is een veelgebruikte methode en de opvolger van de vroegere EcoIndicator99- en CML2-methoden. De ReCiPe-LCA-methodiek is ontwikkeld in opdracht van de Nederlandse overheid en wordt ook in veel LCA-studies voor de Nederlandse overheid gebruikt. De ReCiPe-methode zet de lange lijst met primaire resultaten om in een aantal gedefinieerde indicatoren. De methode biedt drie niveaus van impactanalyse:

- 1 midpoint;
- 2 endpoint;
- 3 single score.

Zie ook de rode blokken in Figuur I.1. Dit wordt in de volgende paragrafen kort toegelicht.

FIGUUR I.1 RELATIE TUSSEN MILIEU-INGREPEN (EMISSIE VAN CO₂), MILIEUEFFECT EN MILIEUSCHADE BINNEN RECIPE (GOEDKOOP ET AL., 2009)



I.1 MIDPOINTNIVEAU OFWEL MILIEUEFFECTNIVEAU

Het midpointniveau is een directe vertaalslag van stof/emissie naar milieueffect. Dit niveau geeft inzicht in de afzonderlijke milieueffecten en kenmerkt zich door een hoog niveau van transparantie. Het gevolg van deze score, de daadwerkelijke milieuschade, is er echter niet aan af te zien. Hiervoor zijn de drie endpoints (niveau 2) geschikter.

I.2 ENDPOINTNIVEAU OFWEL SCHADENIVEAU

Op dit niveau worden de milieueffecten genormaliseerd en omgerekend naar schade. Zo heeft bijvoorbeeld een score voor ecotoxiciteit gevolgen voor de hoeveelheid dier- en plantensoorten (afname daarvan). Het effect van de milieueffecten op de schadecategorieën wordt vervolgens opgeteld.

Er worden drie schadecategorieën onderscheiden:

- 1 Schade aan menselijke gezondheid (uitgedrukt in DALYs: disability adjusted lifeyears).
- 2 Schade aan ecosystemen (uitgedrukt in verlies van soorten per jaar).
- 3 Schade aan grondstofbeschikbaarheid (monetair uitgedrukt (\$)).

I.3 EEN ENKELE GEAGGREGEERDE INDICATOR OFWEL SINGLE SCORE

Bij het berekenen van de 'single score' wordt elke schadecategorie genormaliseerd en wordt een waarderingsfactor toegekend; zo wordt een gewogen eindscore verkregen.

In Tabel I.1 wordt de koppeling getoond tussen de milieueffectcategorieën, de schadecategorieën 'menselijke gezondheid' (in DALY), 'ecosystemen' (in species.year) en 'uitputting van grondstoffen (in \$), en de weegfactoren voor de milieuscore 'single score' (Goedkoop et al., 2009)

TABEL I.1 MILIEUEFFECTCATEGORIEËN, EENHEDEN EN WEGING (GOEDKOOP ET AL., 2009)

Effectcategorie	Eenheid midpoint	Eenheid endpoint	Weging single score
Klimaatverandering, humane gezondheid	kg CO ₂ eq.	DALY	40%
Ioniserende straling	kBq ²³⁵ U eq.	DALY	
Aantasting ozonlaag	kg CFC-11 eq.	DALY	
Verzuring	kg SO ₂ eq.	DALY	
Humane toxiciteit	kg 1,4-DB eq.	DALY	
Fotochemische oxidantvorming	kg NMVOC	DALY	
Fijnstofvorming	kg PM10 eq.	DALY	
Vermesting	kg P eq.	species.year	40%
Klimaatverandering, ecosystemen	kg CO ₂ eq.	species.year	
Exotoxiciteit, terrestrisch	kg 1,4-DB eq.	species.year	
Ecotoxiciteit, zoet water	kg 1,4-DB eq.	species.year	
Ecotoxiciteit, zout water	kg 1,4-DB eq.	species.year	
Landgebruik, agrarisch	m ² a	species.year	
Landgebruik, stedelijk	m ² a	species.year	
Landgebruikverandering	m ²	species.year	
Verdroging	m ³	species.year	
Uitputting abiotische grondstoffen	kg Fe eq en kg oil eq.	\$	20%

BIJLAGE II

UITLEG TECHNOLOGY READINESS LEVEL (TRL)

Level 1: Het innovatieve idee en de basisprincipes worden onderzocht. Denk hierbij aan fundamenteel onderzoek en deskresearch.

Level 2: Wanneer de basisprincipes zijn onderzocht, kunnen het technologisch concept en de praktische toepassingen worden geformuleerd. In deze fase vindt experimentele en/of analytische studie plaats.

Level 3: De toepasbaarheid van het concept wordt op experimentele basis onderzocht (experimenteel proof of concept). Hypotheses over verschillende componenten van het concept worden getoetst en gevalideerd.

Level 4: Proof of concept wordt op labschaal getest: design, ontwikkeling en het testen van technologische componenten vinden plaats in een lab omgeving. Technische basiscomponenten worden geïntegreerd met elkaar om de werking te garanderen. Een prototype dat in deze fase wordt ontwikkeld kost relatief weinig geld en tijd om te ontwikkelen en is daarmee nog ver verwijderd van een definitief product, proces of dienst.

Level 5: De werking van het technologisch concept wordt onderzocht in een relevante omgeving (validatie in pilot). Dit is de eerste stap in demonstratie van de technologie. Een prototype dat in deze fase wordt ontwikkeld kost relatief veel tijd en geld om te ontwikkelen en is niet ver verwijderd van het uiteindelijke product of systeem. Functionaliteiten en de eerste look & feel van een product, proces of dienst zijn hier veelal aanwezig.

Level 6: De demonstratie van het concept in een relevante omgeving is actueel. Het vindt plaats na de technische validatie in een relevante (pilot) omgeving. Een prototype wordt uitgebreid getest en gedemonstreerd in een testopstelling, die lijkt op een operationele omgeving (pilot plant bijvoorbeeld). Het concept geeft inzicht in de werking van alle componenten tezamen in deze relevante pilot omgeving.

Level 7: De demonstratie van het concept vindt plaats in een gebruikersomgeving; bewijzen van de werking in een operationele omgeving. Demonstratie van het concept in een praktijkomgeving levert nieuwe inzichten op voor de definitieve markttoepassing van een product, proces of dienst.

Level 8: In deze fase vindt het concept zijn definitieve vorm. De technologische werking is getest en bewezen en voldoet aan gestelde verwachtingen, kwalificaties en normen (certificering). Daarnaast zijn ook de financiële kaders voor (massa)productie en lancering bepaald.

Level 9: Het concept is technisch en commercieel gereed; productierijp en klaar voor lancering in de gewenste marktomgeving. Nu het totale ontwikkelingsproces is afgerond is de volgende stap het commercieel wegzetten van een product bij de gewenste doelgroep in de juiste markt.

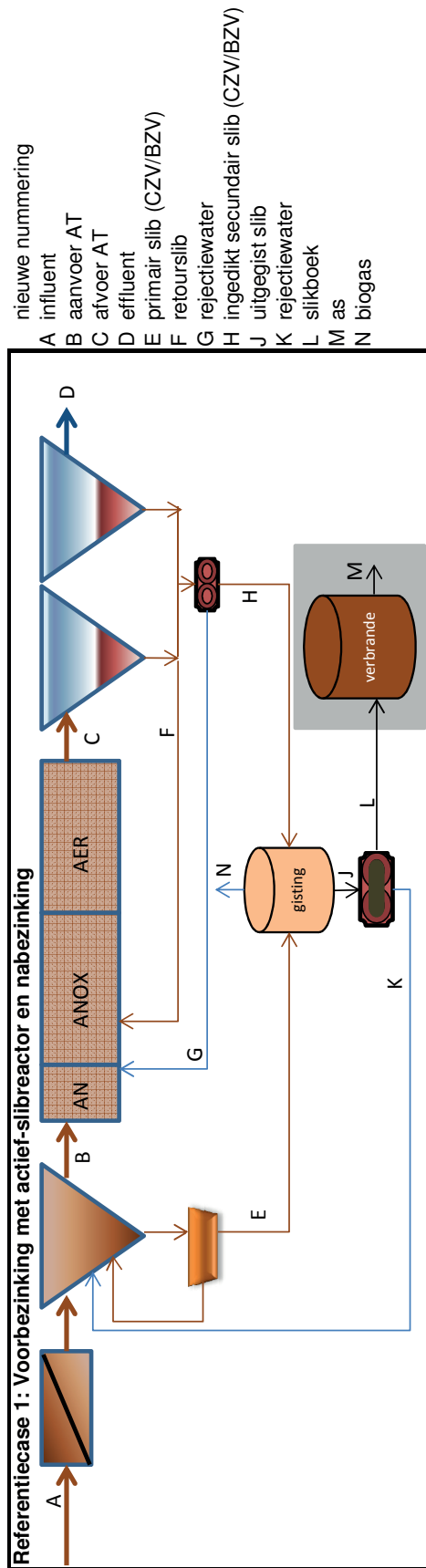
BIJLAGE III

DEELNEMERSLIJST WORKSHOP

1	Ad de Man	WBL
2	Alexandra Deeke	Waterschap de Dommel
3	Alan Werker	Anoxkaldnes
4	Annemiek Strijker	Nutrient Platform
5	Arne Boswinkel	RvO
6	Charlotte van Erp Taalman Kip	Grondstoffenfabriek/Waterschap Hollandse Delta
7	Chris Reijken	Waternet
8	Christa Morgenschweis	Grontmij
9	Cora Uijterlinde	STOWA
10	Enna Klaversma	Waternet
11	Erik Pijlman	KNN Cellulose
12	Heleen Pinkse	Waterschap Drents Overijsselse Delta
13	Henry van Veldhuizen	Waterschap Valei en Veluwe
14	Henny Bron	Waterschap Brabantse Delta
15	Luc Sijstermans	SNB
16	Maarten Schaafsma	RHDHV
17	Mark van Loosdrecht	TU Delft
18	Marc Bennebroek	GMB
19	Marit van Veen	BWA-water

BIJLAGE IV

BALANSEN



titel

Massabalans Referentiecasi 1

Uitgangspunten

tabel 3.1 influentsamenstelling

parameter	eenheid	aanvoer		
debieten				
gem dagaanvoer	m3/d	21.000	file CBS	
RWA	m3/h	onbekend		
DWA	m3/h	onbekend		
vuilvrachten				
zwevende stof	kg/d	5.121	tabel 3.1	244 mg/l
BZV	kg/d	4.283	tabel 3.1	204 mg/l
CZV	kg/d	10.613	tabel 3.1	505 mg/l
P-totaal	kg/d	150	tabel 3.1	7,1 mg/l
P-niet ortho	kg/d	43	tabel 3.1	2,0 mg/l
P-ortho	kg/d	107	tabel 3.1	5,1 mg/l
N-totaal	kg/d	987	tabel 3.1	47,0 mg/l
N-Kj	kg/d	966	tabel 3.1	46,0 mg/l
NO3-N	kg/d	21	tabel 3.1	1,0 mg/l
inwonerequivalenten				
i.e.-belasting	à 150 g TZV	100.000	100824	

Samenvatting	m3/d	kg ds/d	kg CZV/d	kg BZV/d	kg ods/d
stroom A	21.000	5.121	10.613	4.283	
stroom B	21.000	2.596	7.372	2.870	
stroom C	21.000	niet gedetailerd	niet gedetailerd	niet gedetailerd	niet gedetailerd
stroom D	21.000	168	770	77	?
stroom E	65	2.596	3.312	1.413	2.076
stroom F	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd
stroom G	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd
stroom H	42	2.821	2.766	?	1.948
stroom J	13,7	3.509	3.321	?	2.116
stroom K	93	64	71	?	42
stroom L	13,7	3.439	3.183	?	2.074
stroom M	1,4	1.365	0	0	0
stroom N	1.114	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

Stroom A: influent

debiet	m3/d	21.000
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	5.121	244
BZV	4.283	204
CZV	10.613	505
P-totaal	150	7,1
P-niet ortho	43	2,0
P-ortho	107	5,1
N-totaal	987	47
N-Kj	966	46
NO3-N	21	1,0

Voorbezinktank

in: stroom A en K
uit: stroom B en E

verwijderingsrendementen VBT

zwevende stof	50%	aangepast voor kloppende massabalans
BZV	33%	
CZV	31%	
P-totaal	10%	
P-niet ortho	20%	aangepast voor kloppende massabalans
P-ortho	7%	aangepast voor kloppende massabalans
N-totaal	10%	
N-Kj	10%	

stroom A en K

debiet	m3/d	21.093
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	5.191	247
BZV	4.283	204
CZV	10.684	509
P-totaal	188	9
P-niet ortho	43	2
P-ortho	145	7
N-totaal	1.101	52
N-Kj	1.080	51

titel **Massabalans Referentiecasi 1**

NO3-N	21	1
stroom B: aanvoer beluchtingstank		
debiet	m3/d	21.000
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	2.596	124
BZV	2.870	137
CZV	7.372	351
P-totaal	169	8
P-niet ortho	34	2
P-ortho	135	6
N-totaal	991	47
N-Kj	972	46
NO3-N	21	1
stroom E: ingedikt primair slib		
drogestofgehalte na gravitaire indikking	%	4% Handboek slibgisting (STOWA 2011-16): 2-
debiet	m3/d	65
slibproductie	g/m3	124 Metcalf&Eddy: 110-170, typical 150
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	2.596	40.000
BZV	1.413	21.782
CZV	3.312	51.041
P-totaal	19	290
P-niet ortho	9	133
P-ortho	10	157
N-totaal	110	1.698
N-Kj	108	1.665
NO3-N		
check CZV/ods		
aandeel organisch in drogestof	ods%	80% Handboek slibgisting: 60-80%; over BC 23-(
ods-vracht	kg/d	2.076
CZV gehalte	kg CZV/kg ods	1,80 Wiegant 2012: 1,80 voor primair slib
CZV vracht	kg CZV/d	3.738
Beluchtingstank		
in: stroom B+G+F		
uit: stroom C		
In de beluchtingstanks wordt:		
BZV en CZV afgebroken		
N-totaal omgezet in N2-gas		
P-ortho opgenomen in PHA-bacteriën		
bacteriële biomassa geproduceerd		
dit wordt gemodelleerd in het HSA-model		
stroom C: afloop beluchtingstanks		
debiet	m3/d	21.000
wordt niet verder gedetailleerd		
Nabezinktanks		
in: stroom C		
uit: stroom D, F, G, H		
stroom D: effluent		
debiet	m3/d	21.000
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	168	8 o.b.v. concentratie CBS
BZV	77	4 o.b.v. vracht CBS
CZV	770	37 o.b.v. vracht CBS
P-totaal	23	1,1 o.b.v. vracht CBS
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	165	7,9 o.b.v. vracht CBS
N-Kj		
NO3-N		
i.e.-waarde effluent	i.e. à 150 g TZV/dag	10.160
i.e. verwijderd	i.e. à 150 g TZV/dag	90.664
verwijderingsrendement		89,9%
stroom F: retourlib		
wordt niet gekwantificeerd		
stroom H: ingedikt surplusslib		

titel Massabalans Referentiecasi 1

drogestofgehalte na mechanische indikking	%	6%	Handboek slibgisting (STOWA2011-16): 4-8
debiet	m ³ /d	42	
slibproductie	g/m ³	120	Metcalf&Eddy: 70-100, typical 80
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)	
ds (surplus slib)	2.530	60.000	obv HSA (aangepast 30-7 IDC02)
ds(chemisch slib)	291		berekening zie WASSTRIP
ds (totaal)	2.821		
BZV			
CZV	2.766	65.604	
P-totaal	146	3.471	
P-totaal in biomassa	101		4% P in bioma 2-4,5% P in slib (:
P-totaal in chemisch slib	45		
P-niet ortho			
P-ortho			
N-totaal	152	3.600	N in waterfase verwaarloosd
N-Kj			
NO ₃ -N			
N-gehalte secundair slib	% van drogestof	6%	gecontroleerd met STOWA2008-18 concent
berekenen CZV/ods			
aandeel organisch in drogestof	ods%	77%	Handboek slibgisting: 50-85%; aanpassing r
ods-vracht	kg/d	1.948	
CZV gehalte	kg CZV/kg ods	1,42	Wiegant 2012: 1,42
CZV vracht	kg CZV/d	2.766	
	kg/d		
Metaal verbruik	79	2 molAl/mol P	aanname
chemisch slibproduct	178		
(Me) ₂ O ₃	74		
hydraadwater	39	3 molH ₂ O/molAl ₂ O ₃	
Total chemical sludge	291		
stroom G: rejectewater			
wordt niet gekwantificeerd			
Slibgisting			
in: stroom E en H			
uit: stroom J en N			
		stroom E	stroom H
slibproductie	kg ds/d	2.596	2.530
slibvolume	m ³ /d	65	42
ds-gehalte (ingaaand vergister)	%	4,0%	6,0%
ods-gehalte (ingaaand vergister)	% van ds	80%	77%
CZV (ingaaande vergister)	kg CZV/d	3.738	2.766
			totaal
			5.126
			107
			4,8%
			6.504
totaalstroom E en H (ingaaand slibgisting)			
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)	
droge stof	5.126	47.878	
BZV			
CZV	6.504	60.753	
P-totaal	165	1.543	
P-niet ortho			
P-ortho			
N-totaal	262	2.447	
N-Kj			
NO ₃ -N			
inschatting afbraak en biogasproductie o.b.v Chen-Hashimoto			
mesofiele slibgisting, 20 d verblijftijd, standaardparameters			
ods-afbraak		60%	34%
ods uit	kg ods/d	831	1.286
ds uit	kg ds/d	1.350	1.868
		62%	69%
CZV uit	kg CZV/d	1.495	1.826
ds-gehalte (uitgaand vergister)	%		3,0%
controle: slibproductie per i.e. verwijderd voor gisting	kg ds/ie	20,6	
controle: slibproductie per i.e. verwijderd na gisting	kg ds/ie	13,0	
stroom J: uitgestig slib			
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)	
droge stof	3.217	30.053	
ods uitgestig slib	2.116		
ds (chemisch slib)	291		
ds (totaal)	3.509		
ods-gehalte	60%	%	
BZV			

titel		Massabalans Referentiecasi 1		
CZV	3.321		31.020	
P-totaal	165		1.543	
P-niet ortho				
P-ortho				
N-totaal	262		2.447	aanname: geen N naar gasfase
N-Kj				
NO3-N				
stroom N: biogas				
methaanproductie	m3/d	stroom E	785	stroom H 329 totaal 1.114
methaangehalte biogas	%			65%
biogasproductie	m3/d			1.714
Slibontwatering				
in: stroom J				
uit: stroom K en L				
afscheidingsrendement eindontwatering	%		98%	
stroom K: rejectiewater				
drogestofgehalte	%		0,069%	
drogestofvracht	kg ds/d		64	
organische drogestofvracht	kg ods/d		42	
debiet	m3/d		93	
component vracht (kg/d) concentratie (mg/l)				
zwevende stof	70		750	B264 = C259
BZV				
CZV	71		757	
P-vastlegging in gisting			50%	P beschikbaar tov totaal vrijgemaakt P in gis
P-totaal	38		409	
P-niet ortho				
P-ortho	38			
N-vastlegging in gisting			0%	geen vastlegging: geen opname, reprecipita
N-totaal	114		1.227	
N-Kj	114		1.227	sanm: assumed all is ammonia
NO3-N				
stroom L: slibkoek				
drogestofgehalte na mechanische eindontwatering	%		23%	Trends in slibontwatering (STOWA 2012-46)
drogestofvracht (excl chemisch slib)	kg ds/d		3.153	
organische drogestofvracht	kg ods/d		2.074	
debiet	m3/d		13,7	
component vracht (kg/d) concentratie (mg/l)				
droge stof	3.153		230.000	
droge stof (chemisch slib)	286			
droge stof (totaal)	3.439			
ods-gehalte slibkoek	60%			
BZV				
CZV	3.183		232.195	
P-totaal	127		9.264	
P-niet ortho				
P-ortho				
N-totaal	147		10.757	
N-Kj				
NO3-N				
drogen en verbranden				
stroom M: as				
drogestofgehalte na verbranding	%		99%	aanname vela5
drogestofvracht	kg ds/d		1.365	
debiet	m3/d		1,4	
component vracht (kg/d)				
droge stof	1.365			
BZV	0			
CZV	0			
P-totaal	127			
P-niet ortho				
P-ortho				
N-totaal	0			
N-Kj				
NO3-N				

titel **Energiebalans referentiecasi 1**

Processtappen

legenda

rood

blauw

zwart

aanname

literatuurwaarde

berekende waarde

aantal inwonerequivalenten

i.e.

100.000 check: gelijk aan massabalans!

Invoergemaal

pompenergie

eenheid

waarde

21.000 check: gelijk aan massabalans!

debiet

m³/d

10

opvoerhoogte statisch

m waterkolom

1

opvoerhoogte dynamisch

m waterkolom

70%

rendement

-

dichtheid water

kg/m³

1000

valversnelling

m/s²

9,81

pompenergie nodig

kWh/d

899

12%

Roostergoedverwijdering

rooster grootte

mm

6

Voorbezinktank

slibruimer

aantal

-

1

kW

7,5

h/d

24

draaiuren

kWh/d

180

2%

Primair slibgemaal

Primair slibpompen incl versnijder

aantal

-

1

vermogen

kW

4,5

draaiuren

h/d

24

elektriciteitsverbruik

kWh/d

108

1%

Beluchtingstanks

voortstuwers?

aantal

-

6

vermogen per stuk

kW

2,5

draaiuren per stuk

h/d

24

elektriciteitsverbruik

kWh/d

360

5%

blowers

Aanvoer beluchtings tank uit massabalans

kg/d

2.870 uit massabalans

BZV aanvoeg beluchtingstank

kg/d

972 uit massabalans

N-kj

kg/d

2.596 uit massabalans

Zwevende stof

m³

11000 uit HSAmodel

Volume beluchtingstank (HSA model)

kg ds/d

2.530 uit massabalans

slibproductie

kgO₂/h

701 in beluchtingstab berekend

zuurstofinbrengcapaciteit

m

4

inblaasdiepte bellen beluchting

kg/m³

4

slibgehalte in reactor

kW

155 tablad beluchting

Beluchtingsvermogen

h/d

24

draaiuren per stuk

kWh/d

3722

48%

elektriciteitsverbruik

Recirculatiegemaal

recirculatievoud

#

5

debiet

m³/d

105000

opvoerhoogte statisch

m waterkolom

2

opvoerhoogte dynamisch

m waterkolom

1

rendement

-

70%

dichtheid water

kg/m³

1000

valversnelling

m/s²

9,81

pompenergie nodig

kWh/d

1226

16%

Nabezinktanks

aantal

-

2

vermogen

kW

5

draaiuren

h/d

24

elektriciteitsverbruik

kWh/d

240 hydraulisch 2 nabezink tanks op een voorbezi

3%

Retourslibgemaal

retourslibpompen

aantal

-

4

vermogen per stuk

kW

7

draaiuren per stuk

h/d

16

elektriciteitsverbruik

kWh/d

448

6%

Surplusslibpompen

verwaarlozen

Primair slib van indikker naar SGT?

titel **Energiebalans referentiecasi 1**

Mechanische slibontwatering

verbruik	kWh/ton ds	45	STOWA 2014-10	
aanvoer	kg ds/dag	2.821	uit massabalans	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	127		2%

Slibgistingstank

debiet	m3/d	108	uit massabalans	
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	10		
opvoerhoogte dynamisch	m waterkolom	1		
rendement	-	50%	ivm viscositeitseffect naar 50%	
dichtheid water	kg/m3	1100		
valversnelling	m/s2	9,81		
pompenenergie nodig	kWh/d	7		0%

energie verbruik verwaarlozen

methaan productie in massabalans	m3 biogas/d	1.714		625.593	m3 biogas/jaar
energie van methaan	m3/d	1.114	uit massabalans	406.635	m3 methaan/jaar
energie productie in methaan	kJ/m3 CH4	35846	M&E (2014) p 1085		
	kJ/d	39.934.922		14.576.247	MJ/jaar
	kWh/d	11093			
	benuttingsgraad bioga	95%	=	13.847.434	MJ/jaar
	E-productie% WKK	42%			
	nuttige W-productie%	40%			
	kWh/d elektrisch	4.426	=	5.815.922	MJ/jaar
	kWh/d warmte nuttig	4.215	=	5.538.974	MJ/jaar
			primaire energi	9.305.476	MJ/jaar
	E-efficiency	57%	op E		
	Energieefficiency	118%	op W en E		

Eindontwatering

verbruik	kWh/ton ds	120	centrifuge, STOWA 2012-46	
aanvoer	kg ds/dag	3.509	uit massabalans	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	421		5%

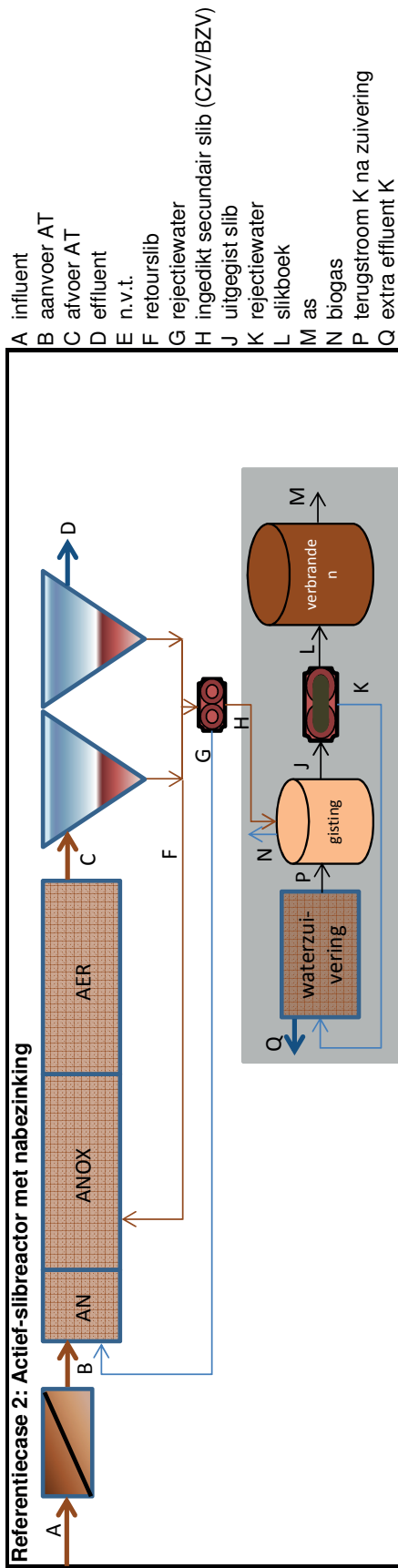
subtotaal RWZI

	kWh/d	7739		
	kWh/m3	0,37	8,8 kW/m3	
	kWh/i.e.	0,08	3,2 W/i.e.	

Drogen

(valt binnen verbrandingsstap van 25% DS slib)

Verbranden



titel

Massabalans referentiecase 2

Uitgangspunten

tabel 3.1 influentsamenstelling

parameter	eenheid	aanvoer	
debieten			
gem dagaanvoer	m3/d	21.000	file CBS
RWA	m3/h	onbekend	
DWA	m3/h	onbekend	
vuilvrachten			
zwevende stof	kg/d	5.121	tabel 3.1
BZV	kg/d	4.283	tabel 3.1
CZV	kg/d	10.613	tabel 3.1
P-totaal	kg/d	150	tabel 3.1
P-niet ortho	kg/d	43	tabel 3.1
P-ortho	kg/d	107	tabel 3.1
N-totaal	kg/d	987	tabel 3.1
N-Kj	kg/d	966	tabel 3.1
NO3-N	kg/d	21	tabel 3.1
inwonerequivalenten			
i.e.-belasting	à 150 g TZV	100.000	100824

Samenvatting	m3/d	kg ds/d	kg CZV/d	kg BZV/d	kg ods/d
stroom A	21.000	5.121	10.613	4.283	
stroom B	21.000	5.121	10.613	4.283	
stroom C	21.000	niet gedetailerd	niet gedetailerd	niet gedeta	niet gedetailerd
stroom D	21.000	168	770	77	?
stroom E	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
stroom F	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantifi	niet gekwa	niet gekwantificee
stroom G	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantifi	niet gekwa	niet gekwantificee
stroom H	78	4.688	4.993	?	3.516
stroom J	14,9	3.493	3.295	?	0
stroom K	63	70	102	?	46
stroom L	14,9	3.423	4.993	?	2.274
stroom M	1,2	1.149	0	0	0
stroom N	594	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
stroom P	1	70	102	niet gedeta	niet gedetailerd
stroom Q	62	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

Stroom A: influent

debiet	m3/d	21.000
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	5.121	244
BZV	4.283	204
CZV	10.613	505
P-totaal	150	7,1
P-niet ortho	43	2,0
P-ortho	107	5,1
N-totaal	987	47
N-Kj	966	46
NO3-N	21	1,0

stroom B: aanvoer beluchtingstank

debiet	m3/d	21.000
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	5.121	244
BZV	4.283	204
CZV	10.613	505
P-totaal	150	7
P-niet ortho	43	2
P-ortho	107	5
N-totaal	987	47
N-Kj	966	46
NO3-N	21	1

Beluchtingstank

in: stroom B (+ G en F, niet gekwantificeerd)
uit: stroom C

In de beluchtingstanks wordt:
BZV en CZV afgebroken
N-totaal omgezet in N2-gas
P-ortho opgenomen in PHA-bacteriën
bacteriële biomassa geproduceerd
dit wordt gemodelleerd in het HSA-model

titel **Massabalans referentiecasi 2**

stroom C: afloop beluchtingstanks

debiet m3/d 21.000
wordt niet verder gedetailleerd

Nabezinktanks

in: stroom C
uit: stroom D, F, G, H

stroom D: effluent

debiet m3/d 21.000

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	168	8 o.b.v. concentratie CBS
BZV	77	4 o.b.v. vracht CBS
CZV	770	37 o.b.v. vracht CBS
P-totaal	23	1 o.b.v. vracht CBS
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	165	7,9 o.b.v. vracht CBS
N-Kj		
NO3-N		

i.e.-waarde effluent	i.e. à 150 g TZV/dag	10.160
i.e. verwijderd	i.e. à 150 g TZV/dag	90.664
verwijderingsrendement		89,9%

stroom F: retourslib

wordt niet gekwantificeerd

stroom H: ingedikt surplusslib

drogestofgehalte na mechanische indikking % 6% Handboek slijbgisting (STOWA2011-16): 4-8
debiet m3/d 78
slibproductie g/m3 223 Metcalf&Eddy: 70-100, typical 80

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	4.688	60.000 obv HSA
BZV		
CZV	4.993	63.900
P-totaal	127	1.625 2,7% P in biomassa
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	281	3.600 N in waterfase verwaarloosd
N-Kj		
NO3-N		

N-gehalte secundair slijb % van drogestof 6% gecontroleerd met STOWA2008-18 concent

berekenen CZV/ods		
aandeel organisch in drogestof	ods%	75% Handboek slijbgisting: 50-85% (lager gezet c
ods-vracht	kg/d	3.516
CZV gehalte	kg CZV/kg ods	1,42 Wiegant 2012: 1,42
CZV vracht	kg CZV/d	4.993

stroom G: rejectiewater

wordt niet gekwantificeerd

Slijbgisting

in: stroom H
uit: stroom J en N

slijbproductie	kg ds/d	4.688
slijbvolum	m3/d	78
ds-gehalte (ingaaand vergister)	%	6,0%
ods-gehalte (ingaaand vergister)	% van ds	75,0%
CZV (ingaaand vergister)	kg CZV/d	4.993

inschatting afbraak en biogasproductie o.b.v Chen-Hashimoto mesofiele slijbgisting, 20 d verblijftijd, standaardparameters

ods-afbraak		34%
ods uit	kg ods/d	2.321
ds uit	kg ds/d	3.493
CZV uit	kg CZV/d	3.295
ds-gehalte (uitgaand vergister)	%	66%

controle: slijbproductie per i.e. verwijderd voor gisting	kg ds/ie	18,9
controle: slijbproductie per i.e. verwijderd na gisting	kg ds/ie	14,1

stroom J: uitgestit slijb

titel **Massabalans referentiecasi 2**

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	3.493	44.700
BZV		
CZV	3.295	42.174
P-totaal	127	1.625
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	281	3.600 aanname: geen N naar gasfase
N-Kj		
NO3-N		
stroom N: biogas		
methaanproductie	m3/d	totaal 594
methaangehalte biogas	%	65%
biogasproductie	m3/d	914
Slibontwatering		
in: stroom J		
uit: stroom K en L		
afscheidingsrendement eindontwatering	%	98%
stroom K: rejectewater		
drogestofgehalte	%	0,110%
drogestofvracht	kg ds/d	70
organische drogestofvracht	kg ods/d	46
debiet	m3/d	63
component		
zwevende stof	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
BZV	70	1.104
CZV	102	1.611
P-vastlegging in gisting		50% P beschikbaar tov totaal vrijgemaakt P in gis
P-totaal	16	256
P-niet ortho		
P-ortho		
N-vastlegging in gisting		0% geen vastlegging: geen opname, reprecipita
N-totaal	72	1.134 obv 4% uit ds dat naar gisting gaat is N in re
N-Kj		
NO3-N		
stroom L: slibkoek		
drogestofgehalte na mechanische eindontwatering	%	23% Trends in slibontwatering (STOWA 2012-46)
drogestofvracht	kg ds/d	3.423
organische drogestofvracht	kg ods/d	2.274
ods-gehalte		66%
debiet	m3/d	14,9
component		
zwevende stof	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
BZV	3.423	230.000
CZV	4.993	335.502
P-totaal	125	8.425 Bevat niet de P die terugkomt via K&P
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	210	14.082
N-Kj		
NO3-N		
drogen en verbranden		
stroom M: as		
drogestofgehalte na verbranding	%	99% aanname vela5
drogestofvracht	kg ds/d	1.149
debiet	m3/d	1,2
component		
zwevende stof	vracht (kg/d)	
BZV	1.149	1
CZV	0	
P-totaal	125	
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	0	
N-Kj		
NO3-N		
Stroom P: recycle van K; gaat uiteindelijk naar het slib		
drogestofgehalte na mechanische indikking	%	6% Handboek slibgisting (STOWA2011-16): 4-ε

titel **Massabalans referentiecasse 2**

debiet	m3/d	1
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	70	60.000 aanname TSS wordt gerecirculeerd
BZV		
CZV	102	87.522 aanname CZV wordt gerecirculeerd
P-totaal	15	90% aanname SANM verwijdering
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	4	3.600 aanname regel 124; N waterfase verwaarloosd
N-Kj		
NO3-N		
Stroom Q: effluent van K		
debiet	m3/d	62
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof		
BZV		
CZV		
P-totaal	2	-
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal		
N-Kj		
NO3-N		

titel Energiebalans referentiecase 2

Processtappen

legenda

rood

blauw

zwart

aanname

literatuurwaarde

berekende waarde

aantal inwonerequivalenten

i.e.

100.000 check: gelijk aan massabalans!

Invoergemaal

pompenergie

debiet

opvoerhoogte statisch

opvoerhoogte dynamisch

rendement

dichtheid water

valversnelling

pompenergie nodig

eenheid

waarde

21.000 check: gelijk aan massabalans!

10

1

70%

1000

9,81

899

10%

Roostergoedverwijdering

rooster grootte

mm

6

Voorbezinktank

slibruimer

aantal

vermogen

draaiuren

elektriciteitsverbruik

nvt

-

0

kW

5

h/d

24

kWh/d

0

0%

Primair slibgemaal

Primair slibpompen incl versnijder

aantal

vermogen

draaiuren

elektriciteitsverbruik

nvt

-

0

kW

4

h/d

24

kWh/d

0

0%

Beluchtingstanks

voortstuwers?

aantal

vermogen per stuk

draaiuren per stuk

elektriciteitsverbruik

-

4

kW

3

h/d

24

kWh/d

288

3%

blowers

Aanvoer beluchtings tank uit massabalans

BZV aanvoeg beluchtingstank

N-kj

Zwevende stof

Volume beluchtingstank (HSA model)

slibproductie

zuurstofinbrengcapaciteit

inblaasdiepte bellen beluchting

slibgehalte in reactor

Beluchtingsvermogen

draaiuren per stuk

elektriciteitsverbruik

kg/d

4.283 uit massabalans

kg/d

966 uit massabalans

kg/d

5.121 uit massabalans

m3

16000 uit HSAmodel

kg ds/d

4.688 uit massabalans

kgO2/h

900 in beluchtingstab berekend

m

4

kg/m3

4

kW

199 tablad beluchting

h/d

24

kWh/d

4779

56%

Recirculatiegemaal

recirculatievoud

debiet

opvoerhoogte statisch

opvoerhoogte dynamisch

rendement

dichtheid water

valversnelling

pompenergie nodig

#

5

m3/d

105000

m waterkolom

2

m waterkolom

1

-

70%

kg/m3

1000

m/s2

9,81

kWh/d

1226

14%

Nabezinktanks

aantal

vermogen

draaiuren

elektriciteitsverbruik

slibruimer: verwaarlozen

-

2

kW

5

h/d

24

kWh/d

240 hydraulisch 2 nabezink tanks op e

240

3%

Retourslibgemaal

retourslibpompen

aantal

vermogen per stuk

draaiuren per stuk

elektriciteitsverbruik

-

4

kW

7

h/d

16

kWh/d

448

5%

titel **Energiebalans referentiecasi 2**

Surpluslibpompen

verwaarlozen

Primair slib van indikker naar SGT?

Mechanische slibontwatering

verbruik	kWh/ton ds	45	STOWA 2014-10	
aanvoer	kg ds/dag	4.688	uit massabalans	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	211		2%

Slibgistingstank

debiet	m3/d	78	uit massabalans	
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	10		
opvoerhoogte dynamisch	m waterkolom	1		
rendement	-	50%		
dichtheid water	kg/m3	1100		
valversnelling	m/s2	9,81		
pompenenergie nodig	kWh/d	5		0%

energie verbruik verwaarlozen

methaan productie in massabalans	m3 biogas/d	914		333.629	m3 nbiogas/jaar
energie van methaan	m3/d	594	uit massabalans	216.859	m3 methaan/jaar
energie productie in methaan	kJ/m3 CH4	35846	M&E (2014) p 1085		
	kJ	21297316		7.773.520	MJ/jaar
	kWh/d	5916			
	benuttingsgraad biog	95%	=	7.384.844	MJ/jaar
	E-productie% WKK	42%			
	nuttige W-productie%	40%			
	kWh/d elektrisch	2.360	=	3.101.634,60	MJ/jaar
	kWh/d warmte nuttig	2.248	=	2.953.937,71	MJ/jaar

E-efficiency 28% op E
Energieefficiency 57% op W en E

Eindontwatering

verbruik	kWh/ton ds	120	centrifuge, STOWA 2012-46	
aanvoer	kg ds/dag	3.493	uit massabalans	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	419		5%

subtotaal RWZI

kWh/d	8572	
kWh/m3	0,41	9,8 kW/m3
kWh/i.e.	0,09	2,1 kW/i.e.

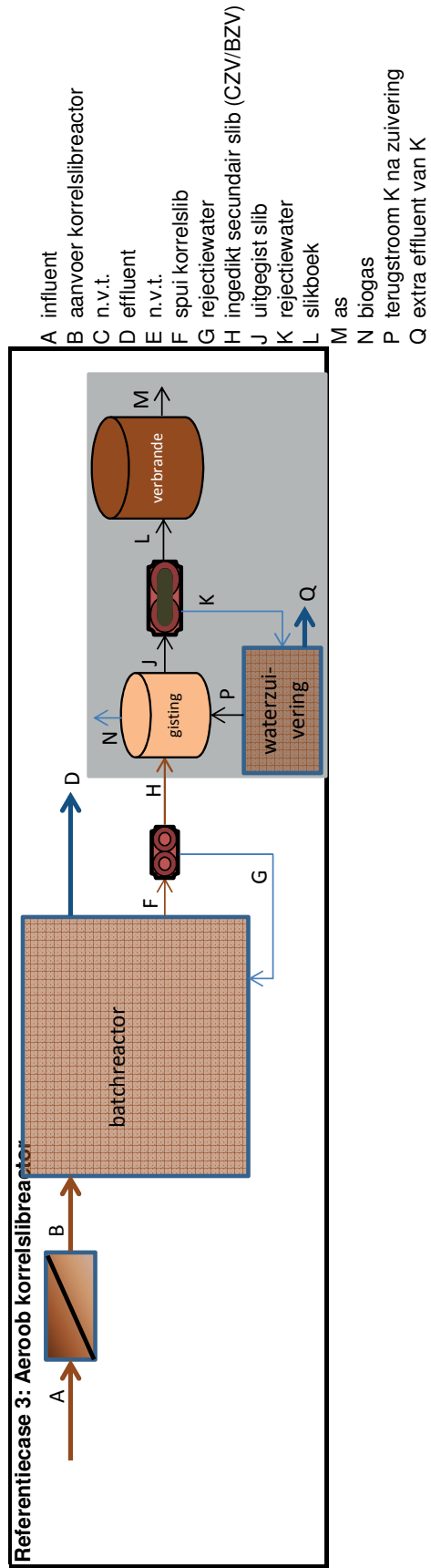
Drogen

(valt binnen verbrandingsstap van 25% DS slib)

Verbranden

N verwijdering rejectiewater

stroom K: N-totaal	kg/d	72	
stroom P: N-totaal	kg/d	4	
N verwijderd	kg/d	68	
nitrificatie	kgO2/kgN	4,57	
denitrificatie	kgO2/kgN	-2,86	
nitrificatie	kgO2/d	309	
denitrificatie	kgO2/d	-193	
zuurstofvraag	kgO2/d	115	
Beluchtungsvermogen	kW	2	tablad beluchting
draaiuren per stuk	h/d	24	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	56	



titel

Massabalans referentiecasi 3

Uitgangspunten

tabel 3.1 influentsamenstelling

parameter	eenheid	aanvoer	
debieten			
gem dagaanvoer	m3/d	21.000	file CBS
RWA	m3/h	onbekend	
DWA	m3/h	onbekend	
vuilvrachten			
zwevende stof	kg/d	5.121	tabel 3.1
BZV	kg/d	4.283	tabel 3.1
CZV	kg/d	10.613	tabel 3.1
P-totaal	kg/d	150	tabel 3.1
P-niet ortho	kg/d	43	tabel 3.1
P-ortho	kg/d	107	tabel 3.1
N-totaal	kg/d	987	tabel 3.1
N-Kj	kg/d	966	tabel 3.1
NO3-N	kg/d	21	tabel 3.1
inwonerequivalenten			
i.e.-belasting	à 150 g TZV	100.000	100824

Samenvatting	m3/d	kg ds/d	kg CZV/d	kg BZV/d	kg ods/d
stroom A	21.000	5.121	10.613	4.283	
stroom B	21.000	5.121	10.613	4.283	
stroom C	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
stroom D	21.000	168	770	77	?
stroom E	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
stroom F	2.344	4.688	niet gekwantificeerd	niet gekwa	niet gekwantificeerd
stroom G	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwa	niet gekwantificeerd
stroom H	78	4.688	4.993	?	3.516
stroom J	14,9	3.493	3.295	?	0
stroom K	63	70	102	?	46
stroom L	14,9	3.423	4.993	?	2.274
stroom M	1,2	1.149	0	0	0
stroom N	594	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.
stroom P	1	70	102	niet gedeta	niet gedetailleerd
stroom Q	62	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

Stroom A: influent

debiet	m3/d	21.000
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	5.121	244
BZV	4.283	204
CZV	10.613	505
P-totaal	150	7,1
P-niet ortho	43	2,0
P-ortho	107	5,1
N-totaal	987	47
N-Kj	966	46
NO3-N	21	1,0

stroom B: aanvoer korrelibreactor

debiet	m3/d	21.000
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	5.121	244
BZV	4.283	204
CZV	10.613	505
P-totaal	150	7
P-niet ortho	43	2
P-ortho	107	5
N-totaal	987	47
N-Kj	966	46
NO3-N	21	1

Korrelibreactor

in: stroom B (+ G, niet gekwantificeerd)
uit: stroom D, F

In de korrelibreactor wordt:

BZV en CZV afgebroken

N-totaal omgezet in N2-gas

P-ortho opgenomen in PHA-bacteriën

bacteriële biomassa geproduceerd

titel Massabalans referentiecasi 3

dit wordt gemodelleerd in het HSA-model

stroom D: effluent

debiet	m3/d	21.000	
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)	
zwevende stof	168	8	o.b.v. concentratie CBS
BZV	77	4	o.b.v. vracht CBS
CZV	770	37	o.b.v. vracht CBS
P-totaal	23	1,1	o.b.v. vracht CBS
P-niet ortho			
P-ortho			
N-totaal	165	7,9	o.b.v. vracht CBS
N-Kj			
NO3-N			
i.e.-waarde effluent	i.e. à 150 g TZV/dag	10.160	
i.e. verwijderd	i.e. à 150 g TZV/dag	90.664	
verwijderingsrendement		89,9%	

stroom F: spui korrelslib

spuislibproductie	kg ds/d	4.688	obv HSA
ds-gehalte	%	0,20%	
debiet	m3/d	2.344	

stroom H: ingedikt korrelslib

drogestofgehalte na mechanische indikking	%	6%	aanname: gelijk aan secundair slib
debiet	m3/d	78	
slibproductie	g/m3	223	Metcalf&Eddy: 70-100, typical 80
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)	
zwevende stof	4.688	60.000	obv HSA
BZV			
CZV	4.993	63.900	
P-totaal	127	1.625	2,7% P in biomassa
P-niet ortho			
P-ortho			
N-totaal	281	3.600	N in waterfase verwaarloosd
N-Kj			
NO3-N			
N-gehalte secundair slib	% van drogestof	6%	gecontroleerd met STOWA2008-18 concent
berekenen CZV/ods	ods%	75%	Handboek slibgisting: 50-85% (lager gezet c
aandeel organisch in drogestof	ods-vracht	3.516	
ods-gehalte	kg CZV/kg ods	1,42	Wiegant 2012: 1,42
CZV vracht	kg CZV/d	4.993	

stroom G: rejectiewater

wordt niet gekwantificeerd

Slibgisting

in: stroom H

uit: stroom J en N

slibproductie	kg ds/d	4.688
slibvolume	m3/d	78
ds-gehalte (ingaand vergister)	%	6,0%
ods-gehalte (ingaand vergister)	% van ds	75,0%
CZV (ingaande vergister)	kg CZV/d	4.993

inschatting afbraak en biogasproductie o.b.v Chen-Hashimoto mesofiele slibgisting, 20 d verblijftijd, standaardparameters

ods-afbraak		34%
ods uit	kg ods/d	2.321
ds uit	kg ds/d	3.493
CZV uit	kg CZV/d	3.295
ds-gehalte (uitgaand vergister)	%	66%

controle: slibproductie per i.e. verwijderd voor gisting	kg ds/ie	18,9
controle: slibproductie per i.e. verwijderd na gisting	kg ds/ie	14,1

stroom J: uitgegist slib

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	3.493	44.700
BZV		
CZV	3.295	42.174

titel **Massabalans referentiecasi 3**

P-totaal	127	1.625	
P-niet ortho			
P-ortho			
N-totaal	281	3.600	aanname: geen N naar gasfase
N-Kj			
NO ₃ -N			
stroom N: biogas			totaal
methaanproductie	m ³ /d	594	
methaangehalte biogas	%	65%	
biogasproductie	m ³ /d	914	
Slibontwatering			
in: stroom J			
uit: stroom K en L			
afscheidingsrendement eindontwatering	%	98%	
stroom K: rejectiewater			
drogestofgehalte	%	0,110%	
drogestofvracht	kg ds/d	70	
organische drogestofvracht	kg ods/d	46	
debiet	m ³ /d	63	
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)	
zwevende stof	70	1.104	
BZV			
CZV	102	1.611	
P-vastlegging in gisting		50%	P beschikbaar tov totaal vrijgemaakt P in gis
P-totaal	16	256	obv 2% uit ds dat naar gisting gaat is P in re
P-niet ortho			2-4,5% P in slib (HSA)
P-ortho			
N-vastlegging in gisting		0%	geen vastlegging: geen opname, reprecipita
N-totaal	72	1.134	obv 4% uit ds dat naar gisting gaat is N in re
N-Kj			
NO ₃ -N			
stroom L: slibkoek			
drogestofgehalte na mechanische eindontwatering	%	23%	Trends in slibontwatering (STOWA 2012-46)
drogestofvracht	kg ds/d	3.423	
organische drogestofvracht	kg ods/d	2.274	
ods-gehalte		66%	
debiet	m ³ /d	14,9	
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)	
zwevende stof	3.423	230.000	
BZV			
CZV	4.993	335.502	
P-totaal	125	8.425	Bevat niet de P die terugkomt via K&P
P-niet ortho			
P-ortho			
N-totaal	210	14.082	
N-Kj			
NO ₃ -N			
drogen en verbranden			
stroom M: as			
drogestofgehalte na verbranding	%	99%	aanname vela5
drogestofvracht	kg ds/d	1.149	
debiet	m ³ /d	1,2	
component	vracht (kg/d)		
zwevende stof	1.149	1	
BZV	0		
CZV	0		
P-totaal	125		
P-niet ortho			
P-ortho			
N-totaal	0		
N-Kj			
NO ₃ -N			
Stroom P: recycle van K; gaat uiteindelijk naar het slib			
drogestofgehalte na mechanische indikking	%	6%	Handboek slibgisting (STOWA2011-16): 4-ε
debiet	m ³ /d	1	
component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)	

titel **Massabalans referentiecasi 3**

zwevende stof	70	60.000 aanname TSS wordt gerecirculeerd
BZV		
CZV	102	87.522 aanname CZV wordt gerecirculeerd
P-totaal	15	90% aanname SANM verwijdering
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	4	3.600 aanname regel 124; N waterfase verwaarloosd
N-Kj		
NO3-N		

Stroom Q: effluent van K
debiet

m3/d 62

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof		
BZV		
CZV		
P-totaal	2	-
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal		
N-Kj		
NO3-N		

titel Energiebalans referentiecasi 3

Processtappen

legenda

rood
blauw
zwart

aanname
literatuurwaarde
berekende waarde

aantal inwonerequivalenten	i.e.	100.000	check: gelijk aan massabalans!	
Invoergemaal				
pompenergie	eenheid	waarde		
debiet	m ³ /d	21.000	check: gelijk aan massabalans!	
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	10		
opvoerhoogte dynamisch	m waterkolom	1		
rendement	-	70%		
dichtheid water	kg/m ³	1000		
valversnelling	m/s ²	9,81		
pompenenergie nodig	kWh/d	899		12%
Roostergoedverwijdering				
rooster grootte	mm	3	meer energie dan 6mm rooster	
Voorbezinktank				
slibruimer		nvt		
aantal	-	0		
vermogen	kW	7,5		
draaiuren	h/d	24		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	0		0%
Primair sliibgemaal				
Primair sliibpompen incl versnijder		nvt		
aantal	-	0		
vermogen	kW	5		
draaiuren	h/d	24		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	0		0%
Beluchtingstanks				
voortstuwars	Nereda heeft geen voortstuwars			
aantal	-	0		
vermogen per stuk	kW	2,5		
draaiuren per stuk	h/d	24		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	0		0%
blowers				
Aanvoer beluchtings tank uit massabalans				
BZV aanvoeg beluchtingstank	kg/d	4.283	uit massabalans	
N-kj	kg/d	966	uit massabalans	
Zwevende stof	kg/d	5.121	uit massabalans	
Volume Nereda tank	m ³	18000	uit Nereda model	
sliibproductie	kg ds/d	4.688	uit massabalans	
zuurstofinbrengcapaciteit	kgO ₂ /h	1056	in beluchtingstab berekend	
inblaasdiepte bellen beluchting	m	8		
sliibgehalte in reactor	kg/m ³	8		
Beluchtingsvermogen	kW	222	tablad beluchting	
draaiuren per stuk	h/d	24		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	5323		70%
Reicrualtiegemaal				
recirculatie	#	1		
debiet	m ³ /d	21000		
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	8		
opvoerhoogte dynamisch	m waterkolom	1		
rendement	-	70%		
dichtheid water	kg/m ³	1000		
valversnelling	m/s ²	9,81		
pompenenergie nodig	kWh/d	736		10%
Nabezinktanks				
aantal	-	0		
vermogen	kW	5		
draaiuren	h/d	24		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	0	hydraulisch 2 nabezink tanks op €	0%
sliibruimer: verwaarlozen				
Surplussliibpompen				
verwaarlozen				
Primair sliib van indikker naar SGT?				

titel **Energiebalans referentiecasi 3****Mechanische slibontwatering**

verbruik	kWh/ton ds	45 STOWA 2014-10	
aanvoer	kg ds/dag	4.688 uit massabalans	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	211	3%

Slibgistingstank

debiet	m3/d	78 uit massabalans	
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	10	
opvoerhoogte dynamisch	m waterkolom	1	
rendement	-	50% ivm viscositeitseffect naar 50%	
dichtheid water	kg/m3	1100	
valversnelling	m/s2	9,81	
pompenenergie nodig	kWh/d	5	0%

energie verbruik verwaarlozen

methaan productie in massabalans	m3 biogas/d	914	333.629 m3 nbiogas/jaar
energie van methaan	m3/d	594 uit massabalans	216.859 m3 methaan/jaar
energie productie in methaan	kJ/m3 CH4	35846 M&E (2014) p 1085	
	kJ	21297316	7.773.520 MJ/jaar
	kWh/d	5916	
	benuttingsgraad biogas	95% =	7.384.844 MJ/jaar
	E-productie% WKK	42%	
	nuttige W-productie%	40%	
	kWh/d elektrisch	2.360 =	3.101.634,60 MJ/jaar
	kWh/d warmte nuttig	2.248 =	2.953.937,71 MJ/jaar

E-efficiency **31%** op E
Energieefficiency **63%** op W en E

energie verbruik verwaarlozen
methaan productie in massabalans

Eindontwatering

verbruik	kWh/ton ds	120 centrifuge, STOWA 2012-46	
aanvoer	kg ds/dag	3.493 uit massabalans	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	419	5%

subtotaal RWZI

kWh/d	7644	
kWh/m3	0,36	8,7 kW/m3
kWh/i.e.	0,08	1,8 kW/i.e.

Drogen

(valt binnen verbrandingsstap van 25% DS slib)

Verbranden

???

N verwijdering rejectiewater

stroom K: N-totaal	kg/d	72	
stroom P: N-totaal	kg/d	4	
N verwijderd	kg/d	68	
nitrificatie	kgO2/kgN	4,57	
denitrificatie	kgO2/kgN	-2,86	
nitrificatie	kgO2/d	309	
denitrificatie	kgO2/d	-193	
zuurstofvraag	kgO2/d	115	
Beluchtungsvermogen	kW	2 tablad beluchting	
draaiuren per stuk	h/d	24	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	50	

titel

Massabalans Struvietproductiecase op RWZI

Uitgangspunten

tabel 3.1 influentsamenstelling

parameter	eenheid	aanvoer
debieten		
gem dagaanvoer	m3/d	21.000
RWA	m3/h	onbekend
DWA	m3/h	onbekend
vuilvrachten		
zwevende stof	kg/d	5.121
BZV	kg/d	4.283
CZV	kg/d	10.613
P-totaal	kg/d	150
P-niet ortho	kg/d	43
P-ortho	kg/d	107
N-totaal	kg/d	987
N-Kj	kg/d	966
NO3-N	kg/d	21
inwonerequivalenten		
i.e.-belasting	à 150 g TZV	100.000

file CBS

tabel 3.1	244 mg/l
tabel 3.1	204 mg/l
tabel 3.1	505 mg/l
tabel 3.1	7,1 mg/l
tabel 3.1	2,0 mg/l
tabel 3.1	5,1 mg/l
tabel 3.1	47,0 mg/l
tabel 3.1	46,0 mg/l
tabel 3.1	1,0 mg/l

100824

Samenvatting	m3/d	kg ds/d	kg CZV/d	kg BZV/d	kg ods/d
stroom A	21.000	5.121	10.613	4.283	
stroom B	21.000	2.596	7.368	2.870	
stroom C	21.000	niet gedetailerd	niet gedetailerd	niet gedetailerd	niet gedetailerd
stroom D	21.000	168	770	77	?
stroom E	65	2.596	3.310	1.413	2.076
stroom F	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd
stroom G	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd	niet gekwantificeerd
stroom H	42	2.622	2.766	?	1.948
stroom J	13,7	3.309	3.321	?	2.116
stroom K	93	64	65	?	42
stroom L	13,7	3.245	3.183	?	2.074
stroom M	1,1	1.129	0	0	0
stroom N	1.114	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.	n.v.t.

Stroom A: influent

debiet	m3/d	21.000
--------	------	--------

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	5.121	244
BZV	4.283	204
CZV	10.613	505
P-totaal	150	7,1
P-niet ortho	43	2,0
P-ortho	107	5,1
N-totaal	987	47
N-Kj	966	46
NO3-N	21	1,0

Voorbezinktank

in: stroom A en K

uit: stroom B en E

verwijderingsrendementen VBT

zwevende stof	50%	aangepast voor kloppende massabalans
BZV	33%	
CZV	31%	
P-totaal	10%	
P-niet ortho	20%	aangepast voor kloppende massabalans
P-ortho	5%	aangepast voor kloppende massabalans

titel Massabalans Struvietproductiecase op RWZI

N-totaal 10%
N-Kj 10%

stroom A en K

debiet m3/d 21.093

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	5.191	247
BZV	4.283	204
CZV	10.678	508
P-totaal	154	7
P-niet ortho	43	2
P-ortho	111	5
N-totaal	1.086	52
N-Kj	1.065	51
NO3-N	21	1

stroom B: aanvoer beluchtingstank

debiet m3/d 21.000

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	2.596	124
BZV	2.870	137
CZV	7.368	351
P-totaal	138	7
P-niet ortho	34	2
P-ortho	105	5
N-totaal	977	47
N-Kj	958	46
NO3-N	21	1

stroom E: ingedikt primair slib

drogestofgehalte na gravitaire inc% 4% Handboek slibgisting (STOWA 2011-16): 2-

debiet m3/d 65

slibproductie g/m3 124 Metcalf&Eddy: 110-170, typical 150

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	2.596	40.000
BZV	1.413	21.782
CZV	3.310	51.014
P-totaal	15	237
P-niet ortho	9	133
P-ortho	6	85
N-totaal	109	1.674
N-Kj	106	1.641
NO3-N		

check CZV/ods

aandeel organisch in drogestof ods% 80% Handboek slibgisting: 60-80%

ods-vracht kg/d 2.076

CZV gehalte kg CZV/kg ods 1,80 Wiegant 2012: 1,80 voor primair slib

CZV vracht kg CZV/d 3.738

Beluchtingstank

in: stroom B+G+F

uit: stroom C

In de beluchtingstanks wordt:

BZV en CZV afgebroken

N-totaal omgezet in N2-gas

P-ortho opgenomen in PHA-bacteriën

bacteriële biomassa geproduceerd

dit wordt gemodelleerd in het HSA-model

titel Massabalans Struvietproductiecase op RWZI

stroom C: afloop beluchtingstanks

debiet m³/d 21.000
wordt niet verder gedetailleerd

Nabezinktanks

in: stroom C
uit: stroom D, F, G, H

stroom D: effluent

debiet m³/d 21.000

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	168	8 o.b.v. concentratie CBS
BZV	77	4 o.b.v. vracht CBS
CZV	770	37 o.b.v. vracht CBS
P-totaal	23	1,1 o.b.v. vracht CBS
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	165	7,9 o.b.v. vracht CBS
N-Kj		
NO ₃ -N		

i.e.-waarde effluent	i.e. à 150 g TZV/dag	10.160
i.e. verwijderd	i.e. à 150 g TZV/dag	90.664
verwijderingsrendement		89,9%

stroom F: retourlib

wordt niet gekwantificeerd

stroom H: ingedikt surpluslib

drogestofgehalte na mechanisch	%	6% Handboek slibgisting (STOWA2011-16): 4-8
debiet	m ³ /d	42
slibproductie	g/m ³	120 Metcalf&Eddy: 70-100, typical 80

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	2.530	60.000 obv HSA (aangepast 30-7 IDC02)
zwevende stof (chemisch slib)	92	berekening zie WASSTRIP
zwevende stof (totaal)	2.622	
BZV		
CZV	2.766	65.604
P-totaal	115	2.738
P-totaal in biomassa	101	4% P in biomassa
P-totaal in chemisch slib	14	
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	152	3.600 N in waterfase verwaarloosd
N-Kj		
NO ₃ -N		

N-gehalte secundair slib	% van drogestof	6% gecontroleerd met STOWA2008-18 concent
--------------------------	-----------------	---

berekenen CZV/ods		
aandeel organisch in drogestof	ods%	77% Handboek slibgisting: 50-85%
ods-vracht	kg/d	1.948
CZV gehalte	kg CZV/kg ods	1,42 Wiegant 2012: 1,42
CZV vracht	kg CZV/d	2.766

	kg/d	
Metaal verbruik	25	2 molAl/mol P aanname
chemisch slibproduct (Me) ₂ O ₃	56	
hydraadwater	23	
Total chemical sludge	12	3 molH ₂ O/molAl ₂ O ₃
	92	

stroom G: rejectiewater

titel Massabalans Struvietproductiecase op RWZI

wordt niet gekwantificeerd

Slibgisting

in: stroom E en H

uit: stroom J en N

		stroom E	stroom H	totaal
slibproductie	kg ds/d	2.596	2.530	5.126
slibvolume	m ³ /d	65	42	107
ds-gehalte (ingaaand vergister)	%	4,0%	6,0%	4,8%
	% van ds	80%	77%	
ods-gehalte (ingaaand vergister)				
CZV (ingaaande vergister)	kg CZV/d	3.738	2.766	6.504

totaalstroom E en H (ingaaand slibgisting)

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	5.126	47.878
BZV		
CZV	6.504	60.753
P-totaal	131	1.222
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	260	2.432
N-Kj		
NO ₃ -N		

inschatting afbraak en biogasproductie o.b.v Chen-Hashimoto
mesofiele slibgisting, 20 d
verblijftijd, standaardparameters

ods-afbraak		60%	34%	
ods uit	kg ods/d	831	1.286	2.116
ds uit	kg ds/d	1.350	1.868	3.217
CZV uit	kg CZV/d	1.495	1.826	3.321
ds-gehalte (uitgaand vergister)	%			3,0%

controle: slibproductie per i.e. ve/kg ds/ie 20,6
controle: slibproductie per i.e. ve/kg ds/ie 13,0

stroom J: uitgegist slib

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	3.217	30.053
zwevende stof (chemisch slib)	92	
zwevende stof (totaal)	3.309	
BZV		
CZV	3.321	31.020
P-totaal	131	1.222
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	260	2.432
N-Kj		aanname: geen N naar gasfase
NO ₃ -N		

stroom N: biogas

		stroom E	stroom H	totaal
methaanproductie	m ³ /d	785	329	1.114
methaangehalte biogas	%			65%
biogasproductie	m ³ /d			1.714

Slibontwatering

in: stroom J

uit: stroom K en L

afscheidingsrendement eindontw % 98%

titel

Massabalans Struvietproductiecase op RWZI

stroom K: rejectiewater naar struviet reactor

drogestofgehalte	%	0,069%
drogestofvracht	kg ds/d	64
organische drogestofvracht	kg ods/d	42
debiet	m3/d	93

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	64	689
BZV		
CZV	65	696
P-totaal	38	409
P-niet ortho		obv 2% uit ds dat naar gisting gaat is P in re 2-4,5% P in slib (HSA)
P-ortho	38	
N-totaal	114	1.227
N-Kj	114	1.227
NO3-N		sanm: aangenomen dat al het N ammonium

stroom L: slibkoek

drogestofgehalte na mechanisch	%	23%	Trends in slibontwatering (STOWA 2012-46)
drogestofvracht	kg ds/d	3.153	
organische drogestofvracht	kg ods/d	2.074	
debiet	m3/d	13,7	

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	3.153	230.000
zwevende stof (chemisch slib)	92	
zwevende stof (totaal)	3.245	
BZV		
CZV	3.183	232.195
P-totaal	93	6.759
P-niet ortho		
P-ortho		
N-totaal	146	10.643
N-Kj		
NO3-N		

drogen en verbranden**stroom M: as**

drogestofgehalte na verbranding	%	99%	aanname vela5
drogestofvracht	kg ds/d	1.129	
debiet	m3/d	1,1	

component	vracht (kg/d)
zwevende stof	1.129
BZV	0
CZV	0
P-totaal	93
P-niet ortho	
P-ortho	
N-totaal	0
N-Kj	
NO3-N	

stroom K2: van struvietreactor terug naar zuivering

debiet	m3/d	93
--------	------	----

component	vracht (kg/d)	concentratie (mg/l)
zwevende stof	64	689
BZV	0	
CZV	65	696
P-totaal	4	41
P-niet ortho	0	
P-ortho	4	

70 voor verwijzing cel B72

90% verwijdering P door struviet r

titel

Massabalans Struvietproductiecase op RWZI

N-totaal	99	1.060
N-Kj	99	1.060
NO3-N	0	

In struviet

component

P-totaal

N-totaal

vracht (kg/d)

34

16

concentratie (mg/l)

0,5 gN/gP

projectcode **STO199-2**
 datum opmaak **24 Juni 2015**

titel **Massabalans**

Processtappen

legenda

rood
blauw
zwart

aanname
 literatuurwaarde
 berekende waarde

aantal inwonerequivalenten

i.e.

100.000 check: gelijk aan massabalans!

Invoergemaal

	eenheid	waarde	
pompenergie	m3/d	21.000	check: gelijk aan massabalans!
debiet	m waterkolom	10	
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	1	
opvoerhoogte dynamisch	-	70%	
rendement	kg/m3	1000	
dichtheid water	m/s2	9,81	
valversnelling	kWh/d	899	12%
pompenergie nodig			

Roostergoedverwijdering

rooster grootte	mm	6	
-----------------	----	---	--

Voorbezinktank

slibruimer	-	1	
aantal	kW	7,5	
draaiuren	h/d	24	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	180	2%

Primair slibgemaal

Primair slibpompen incl versnijder	-	1	
aantal	kW	4,5	
vermogen	h/d	24	
draaiuren	kWh/d	108	1%
elektriciteitsverbruik			

Beluchtingstanks

voortstuwers?	-	6	
aantal	kW	2,5	
vermogen per stuk	h/d	24	
draaiuren per stuk	kWh/d	360	5%
elektriciteitsverbruik			

blowers

Aanvoer beluchtings tank uit massabalans			
BZV aanvoer beluchtingstank	kg/d	2.870	uit massabalans
N-kj	kg/d	958	uit massabalans
Zwevende stof	kg/d	2.596	uit massabalans
Volume beluchtingstank (HSA model)	m3	11000	uit HSAmodel
slibproductie	kg ds/d	2.530	uit massabalans
zuurstofinbrengcapaciteit	kgO2/h	699	in beluchtingstab berekend
inblaasdiepte bellen beluchting	m	4	
slibgehalte in reactor	kg/m3	4	
Beluchtingsvermogen	kW	155	tablad beluchting
draaiuren per stuk	h/d	24	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	3709	48%

Recirculatiegemaal

recirculatievoud	#	5	
debiet	m3/d	105000	
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	2	
opvoerhoogte dynamisch	m waterkolom	1	
rendement	-	70%	
dichtheid water	kg/m3	1000	
valversnelling	m/s2	9,81	
pompenergie nodig	kWh/d	1226	16%

Nabezinktanks

aantal	-	2	
vermogen	kW	5	
draaiuren	h/d	24	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	240	hydraulisch 2 nabezink tanks op een voorbezi 3%

Retourslibgemaal

retourslibpompen	-	4	
aantal	kW	7	
vermogen per stuk	h/d	16	
draaiuren per stuk	kWh/d	448	6%
elektriciteitsverbruik			

Surplusslibpompen

verwaarlozen

Primair slib van indikker naar SGT?

Mechanische slibontwatering

verbruik	kWh/ton ds	45	STOWA 2014-10
aanvoer	kg ds/dag	2.622	uit massabalans
elektriciteitsverbruik	kWh/d	118	2%

Slibgistingstank

debiet	m3/d	108	uit massabalans
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	10	
opvoerhoogte dynamisch	m waterkolom	1	
rendement	-	50%	ivm viscositeitseffect naar 50%
dichtheid water	kg/m3	1100	
valversnelling	m/s2	9,81	

projectcode **STO199-2**
 datum opmaak **24 Juni 2015**

titel **Massabalans**

pompenenergie nodig	kWh/d	7		0%
energie verbruik verwaarlozen				
methaan productie in massabalans	m3/d	1.714 uit massabalans		
energie van methaan	kJ/m3 CH4	35846 M&E (2014) p 1085		
energie productie in methaan	kJ/d	61438342		
	kWh/d	17066		
	E-productie% WKK	42%		
	W-productie% WKK	40%		
	kWh/d	7.168		
	kWh/d	6.826		
	E-efficiency	93% op E		
	Energieefficiency	182% op W en E		
Eindontwatering				
verbruik	kWh/ton ds	120 centrifuge, STOWA 2012-46		
aanvoer	kg ds/dag	3.309 uit massabalans		
electriciteitsverbruik	kWh/d	397		5%
subtotaal RWZI	kWh/d	7693		
	kWh/m3	0,37	8,8 kW/m3	
	kWh/i.e.	0,08	3,2 W/i.e.	
Drogen				
			(valt binnen verbrandingsstap van 25% DS slib)	
Verbranden				
???				

projectcode **STO199-2**
datum opmaak **24 Juni 2015**

titel **Massabalans**

Titel: WASSTRIPcase massabalans

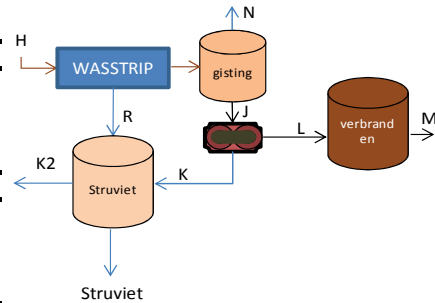
blauw = informatie

rood = gebruikt in formules

STOWA 2011-24 20-25%	van totaal influent P terug te winnen zonder WASSTRIP 90% P-terugwinningsrendement in struvietreactor 45% van totaal influent P terug te winnen met WASSTRIP
25% van influent P gestrippt voor de gisting	

Uitgangspunten effect WASSTRIP 2-4.5%	P in slib (HSA en STOWA2011-24) 2% van vergist slib is P in rejectiewater
--	--

compositie struviet	Mg(NH ₄)PO ₄ ·6H ₂ O
molaire gewicht P	30,974 g/mol
molaire gewicht N	14,0067 g/mol
gN/gP ratio in struviet	0,5



Fe(III)/PO ₄ ratio	1,6 -	Metcalf&Eddy (2014) p482
Al(III)/PO ₄ ratio	2 -	Aangenomen obv ervaring overmaat omdat n
molaire gewicht Fe	55,85 g/mol	Binas
molaire gewicht Al	26,98 g/mol	Binas
molaire gewicht FePO ₄	150,82 g/mol	Binas
molaire gewicht AlPO ₄	121,95 g/mol	Binas
hydraatwater Fe	3 molH ₂ O/m	HSA
hydraatwater AL	3 molH ₂ O/m	HSA
molaire gewicht Fe ₂ O ₃	159,7 g/mol	Binas
molaire gewicht Al ₂ O ₃	101,91 g/mol	Binas
molaire gewicht H ₂ O	18 g/mol	Binas
molaire gewicht struviet	247,41 g/mol	wikipedia.org
molaire gewicht magnesium	24,3 g/mol	wikipedia.org

Case 1			
stroom D: effluent			
P-totaal	23 kg/d		
Stroom H: Surplusslib			
DS	2530 kg/d		totaal P >4% dus chem
P in surplusslib	101 kg/d	obv	4,0% P in slib (HSA en STO
P in chemisch slib	18 kg/d	Pinfluent + PK2 - (10%Pinfluent =VBT) - efflu	
	119		
chemische P verwijdering:	Fe	Al	ijzer is ter vergelijking,
Metaal verbruik	52 kg/d	31 kg/d	
chemisch slibproduct	87 kg/d	71 kg/d	
(Me) ₂ O ₃	28 kg/d	29 kg/d	
hydraatwater	9 kg/d	16 kg/d	
Total chemical sludge	124 kg/d	116 kg/d	Dit is de hoeveelheid c
Total sludge	2654 kg/d	2646 kg/d	
Stroom R: P-rijk water naar struviet reactor			
P-totaal	51 kg/d		2,0% van DS is opgeslagen
stroom J: uitgegist slib			
P-totaal	84 kg/d	(= stroom H - R)	
stroom K: rejectiewater naar struviet reactor			
P-totaal	29 kg/d	obv	1,5% uit DS is P vergist wor
N-totaal	114 kg/d	hetzelfde als in Case 1	
stroom L: slibkoek			
P-totaal	56 kg/d	(= stroom J - K)	
stroom M: as			
P-totaal	56 kg/d	(=stroom L)	
struviet			

Titel: **WASSTRIP**case massabalans

P-totaal	71 kg/d	48% van influent
N-totaal	32 kg/d	
K2: effluent struviet reactor terug naar zuivering		
P-totaal	8 kg/d	
N-totaal	82 kg/d	
stroom A+K2:aanvoer VBT		
P-totaal	158 kg/d	
N-totaal	1.048 kg/d	
stroom B: aanvoer AT		
P-totaal	142 kg/d	10% P-totaal verwijdering VBT
N-totaal	943 kg/d	10% Nkj verwijdering VBT
Stroom E: primair slib		
P-totaal	16 kg/d	
Vermindering slib door WASSTRIP		
DS	170 kg/d	vuistregel Ostara 0,33 mol Mg/mol PO4-P kor
DS uit slibgisting (Stroom J)	3.163 kg/d	
DS in slibkoek (Stroom L)	3.099 kg/d	
DS in as (Stroom M)	982 kg/d	

titel **WASSTRIPcase Energiebalans**

Processtappen

legenda

rood
blauw
zwart

aanname
literatuurwaarde
berekende waarde

aantal inwonerequivalenten	i.e.	100.000	check: gelijk aan massabalans!	
Invoergemaal				
pompenergie	eenheid	waarde		
debiet	m ³ /d	21.000	check: gelijk aan massabalans!	
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	10		
opvoerhoogte dynamisch	m waterkolom	1		
rendement	-	70%		
dichtheid water	kg/m ³	1000		
valversnelling	m/s ²	9,81		
pompenergie nodig	kWh/d	899		12%
Roostergoedverwijdering				
rooster grootte	mm	6		
Voorbezinktank				
slibruimer				
aantal	-	1		
	kW	7,5		
draaiuren	h/d	24		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	180		2%
Primair slibgemaal				
Primair slibpompen incl versnijder				
aantal	-	1		
vermogen	kW	4,5		
draaiuren	h/d	24		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	108		1%
Beluchtingstanks				
voorstuwvers?				
aantal	-	6		
vermogen per stuk	kW	2,5		
draaiuren per stuk	h/d	24		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	360		5%
blowers				
Aanvoer beluchtings tank uit massabalans				
BZV aanvoeg beluchtingstank	kg/d	2.870	uit massabalans	
N-kj	kg/d	943	uit massabalans	
Zwevende stof	kg/d	2.596	uit massabalans	
Volume beluchtingstank (HSA model)	m ³	11000	uit HSAmodeel	
slibproductie	kg ds/d	2.530	uit massabalans	
zuurstofinbrengcapaciteit	kgO ₂ /h	696	in beluchtingstab berekend	
inblaasdiepte bellen beluchting	m	4		
slibgehalte in reactor	kg/m ³	4		
Beluchtingsvermogen	kW	154	tablad beluchting	
draaiuren per stuk	h/d	24		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	3696		48%
Recirculatiegemaal				
recirculatievoud	#	5		
debiet	m ³ /d	105000		
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	2		
opvoerhoogte dynamisch	m waterkolom	1		
rendement	-	70%		
dichtheid water	kg/m ³	1000		
valversnelling	m/s ²	9,81		
pompenergie nodig	kWh/d	1226		16%
Nabezinktanks				
aantal	-	2		
vermogen	kW	5		
draaiuren	h/d	24		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	240	hydraulisch 2 nabezink tanks op een voorbezi	3%
Retourslibgemaal				
retourslibpompen				
aantal	-	4		
vermogen per stuk	kW	7		
draaiuren per stuk	h/d	16		
elektriciteitsverbruik	kWh/d	448		6%
Surplusslibpompen				
verwaarlozen				
Primair slib van indikker naar SGT?				

titel

WASSTRIPcase Energiebalans

Mechanische slibontwatering

verbruik	kWh/ton ds	45 STOWA 2014-10	
aanvoer	kg ds/dag	2.646 uit massabalans	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	119	2%

Slibgistingstank

debiet	m3/d	108 uit massabalans	
opvoerhoogte statisch	m waterkolom	10	
opvoerhoogte dynamisch	m waterkolom	1	
rendement	-	50% ivm viscositeitseffect naar 50%	
dichtheid water	kg/m3	1100	
valversnelling	m/s2	9,81	
pompenenergie nodig	kWh/d	7	0%

energie verbruik verwaarlozen

methaan productie in massabalans	m3/d	1.714 uit massabalans	
energie van methaan	kJ/m3 CH4	35846 M&E (2014) p 1085	
energie productie in methaan	kJ/d	61438342	
	kWh/d	17066	

E-productie% WKK	42%
W-productie% WKK	40%
kWh/d	7.168
kWh/d	6.826

E-efficiency	94% op E
Energieefficiency	183% op W en E

Eindontwatering

verbruik	kWh/ton ds	120 centrifuge, STOWA 2012-46	
aanvoer	kg ds/dag	3.163 uit massabalans	
elektriciteitsverbruik	kWh/d	380	5%

subtotaal RWZI

kWh/d	7663	
kWh/m3	0,36	8,8 kW/m3
kWh/i.e.	0,08	3,2 W/i.e.

Drogen

(valt binnen verbrandingsstap van 25% DS slib)

Verbranden

BIJLAGE V

AANPAK INVENTARISATIE ORGANISCHE STOF

V.1 ALGEMEEN

In deze paragraaf zullen enkele zaken besproken worden die gelden voor alle gemodelleerde verwaardingsroutes voor organische stof.

BOUWMATERIALEN

Om de bouwmaterialen te analyseren voor de extra processtappen is een vergelijking gemaakt met een fermentatiefabriek die 90 kton ethanol per jaar produceert, met een levensduur van 20 jaar. Wanneer de waarden hiervoor worden omgerekend naar de schaalgroottes voor de organische routes van deze studie, dan is de milieu-impact van bouwmaterialen 0,1 kPt per jaar. Dit wordt als niet significant gezien op de totale milieuscore, waardoor bouwmaterialen verder buiten beschouwing zijn gelaten.

REJECTIEWATER

Het water dat gedurende centrifugeren wordt afgescheiden bevat een kleine hoeveelheid aan droge stof en organische stof. Dit materiaal wordt weer samen met het influent naar de waterlijn geleid. Hierdoor treden er effectief geen verliezen op van organische stof of drogestof. Daarom is deze stroom voor de inventarisatie van de verwaardingsroutes voor organische stof niet gekwantificeerd.

ROOKGAS EN ASVERWERKING

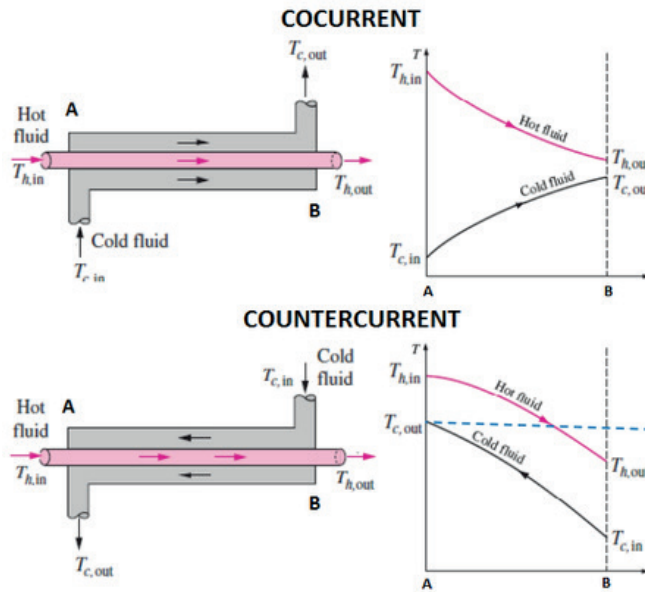
Voor deze studie is aangenomen dat de verwerking van het rookgas en vliegashoudend materiaal niet veranderd als organische materialen gewonnen gaan worden. Daarom is dit gedeelte niet geïnventariseerd voor de verwaardingsroutes voor organische stof.

V.2 WARMTEWISSELAAR

Voor het onderzoek is aangenomen dat warmtewisselaren geïnstalleerd zijn bij processen die warmte vragen. Deze zorgen ervoor dat de warmtevraag gereduceerd wordt. De warmtewisselaar die voor het onderzoek gebruikt wordt is een “countercurrent” warmtewisselaar. Door het gebruik van een countercurrent warmtewisselaar in plaats van een cocurrent warmtewisselaar is meer energie terug te winnen. De onderstaande figuur (Figuur V.1) geeft de 2 soorten warmtewisselaars schematisch weer.

FIGUUR V.1

EEN SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN DE 2 TYPEN WARMTEWISSELAAR. (HTTPS://WWW.QUORA.COM/WHY-IS-A-COUNTER-FLOW-HEAT-EXCHANGER-BETTER-THAN-A-PARALLEL-FLOW-HEAT-EXCHANGER)

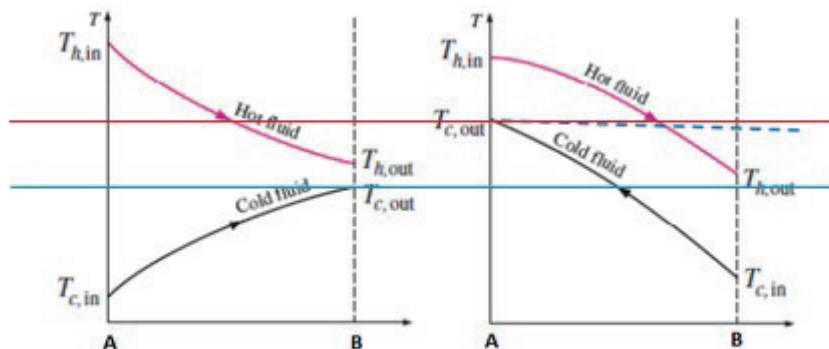


In een cocurrent warmtewisselaar worden de ingaande warme en koude vloeistof parallel aan elkaar door de warmtewisselaar geleid. Omdat de warmste vloeistof hierbij in contact komt met de koudste vloeistof kan maximaal 50% van de warmte worden overgedragen. In een countercurrent warmtewisselaar komt de warmste vloeistof in contact met al opgewarmde koude vloeistof waardoor een zeer hoge efficiëntie te halen is. In Figuur V.2 is dit verduidelijkt door nogmaals de diagrammen weer te geven, nu voorzien van 2 lijnen: de blauwe lijn geeft de uiteindelijke temperatuur van de uitgaande stroom weer zoals die uit een cocurrent warmtewisselaar komt, en de rode lijn geeft die van de countercurrent warmtewisselaar weer. De rode lijn is duidelijk hoger, wat betekent dat meer warmte wordt teruggewonnen.

Om te bepalen hoeveel energie teruggewonnen kan worden, wordt eerst de energie die in de uitgaande stroom zit bepaald. Vervolgens wordt de energie bepaald die in de ingaande stroom zit welke naar de reactor gaat. Het verschil tussen de twee is de energie die teruggewonnen kan worden met een warmtewisselaar. In theorie zou 100% van de warmte uit een counterflow warmtewisselaar teruggewonnen kunnen worden, maar dat is in de praktijk niet haalbaar. Daarom wordt in deze studie aangenomen dat 85% van deze energie teruggewonnen wordt.

FIGUUR V.2

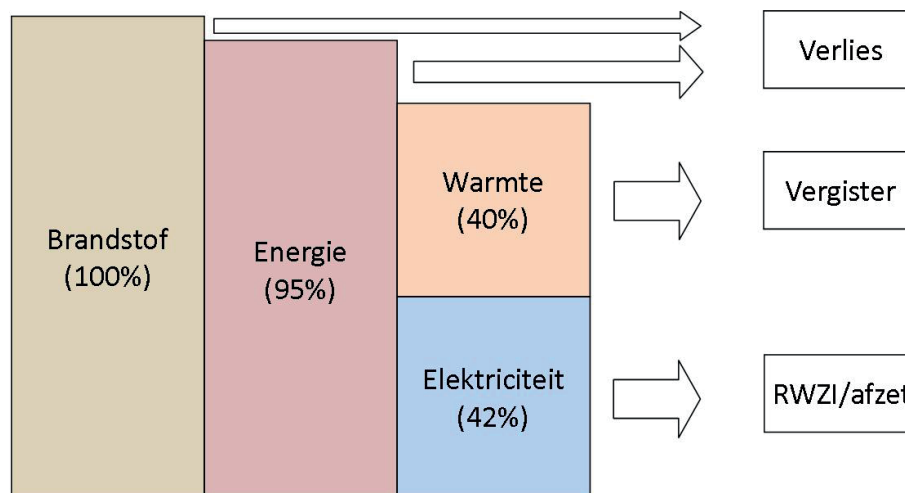
EFFICIËNTIE VAN DE WARMTEWISSELAAR (LINKS COCURRENT, RECHTS COUNTERCURRENT)



V.3 WARMTE-KRACHTKOPPELING

Aangenomen is dat het geproduceerde biogas op locatie wordt verbrand door middel van warmte-krachtkoppeling (WKK). De onderstaande figuur (Figuur V.3) geeft een schematisch overzicht van de efficiëntie van de WKK.

FIGUUR V.3 EEN SCHEMATISCHE WEERGAVE VAN EEN WKK EN DE AANGENOMEN EFFICIËNTIES (GEBASEERD OP EXPERT JUDGEMENT VAN WITTEVEEN+BOS).



Met behulp van deze efficiënties wordt vanuit de hoeveelheid geproduceerd biogas de hoeveelheid geproduceerde elektriciteit en warmte berekend. Aangenomen is dat de WKK op dezelfde locatie staat als de biogasinstallatie. De geproduceerde warmte en elektriciteit kunnen vervolgens op die locatie worden gebruikt. Voor referentiecasi 1 en PHA-productiecasi 1 is aangenomen dat de WKK op de RWZI staat. Hierdoor kan de geproduceerde elektriciteit gebruikt worden voor het slibverwerkingsproces op de RWZI en de waterlijn. De warmte kan gebruikt worden voor het produceren van biogas of VFA. Aangenomen is dat de warmte welke niet op locatie gebruikt kan worden geloosd wordt. Voor referentiecasi 2 en PHA-productiecasi 2 is aangenomen dat de WKK bij de slibverwerker staat. Hierdoor kan de elektriciteit niet gebruikt worden in de waterlijn maar het kan wel worden afgezet op het net. De warmte is in deze studie gebruikt voor het vergisten of voor het drogen van slib. Als warmte uit de WKK gebruikt wordt voor het drogen van slib is minder stoom nodig. Dit stoom kan dan ingezet worden voor het opwekken van elektriciteit. Hierdoor wordt alle energie die door de WKK geproduceerd wordt nuttig gebruikt. Dit is in tegenstelling tot referentiecasi 1 en PHA productiecasi 1 waar warmte geloosd wordt. Voor referentiecasi 3 en alginaatproductiecasi 3 is ook aangenomen dat de WKK bij de slibverwerker staat. Hierdoor kan ook hier de elektriciteit niet gebruikt worden in de waterlijn maar het kan wel worden afgezet op het net. De warmte kan gebruikt worden voor het vergisten, voor de alginaatextractie of voor het drogen van slib. Als warmte uit de WKK gebruikt wordt voor het drogen van slib is minder stoom nodig. Dit stoom kan dan ingezet worden voor het opwekken van elektriciteit. Hierdoor wordt alle energie die door de WKK geproduceerd wordt wederom nuttig gebruikt.

V.4 WARMTEVRAAG GISTINGSTANK

De warmtevraag voor de gistingstank bestaat uit 2 stappen: A) opwarmen, en B) op temperatuur houden.

Stap A wordt berekend met behulp van de formule $Q_A = m \cdot c \cdot \Delta T$, waarin

Q_A = warmte vereist (J)

m = massa slib (kg)

$c = 4186 \text{ J/(K.kg)}$

ΔT = reactietemperatuur - buitentemperatuur (= 15 °C)

Stap B wordt berekend met behulp van de formule $Q_B = (h \cdot A \cdot \Delta T) \cdot t$, met

Q_B = vereiste energie

$h = 0,05 \text{ W/m}^2$

A = oppervlakte reactor (m^2); hangt af van massa die verwerkt wordt en bijbehorende verblijftijd

ΔT = reactietemperatuur - buitentemperatuur (= 15 °C)

dikte isolatie = 0,1 m

t = verblijftijd (s); hangt af van de case

Een gistingstank is echter niet 100% energie-efficiënt, en voor deze studie is aangenomen dat de gistingstank 80% efficiënt is zowel in stap A als in stap B. De warmte die nodig is voor stap A kan gedeeltelijk teruggewonnen worden met behulp van de al beschreven countercurrent warmtewisselaar (paragraaf V.2), met een efficiëntie van 85%.

Al deze factoren samen leiden uiteindelijk tot een overall warmtevraag.

V.5 OPGEWekte WARMTE EN ELEKTRICITEIT BIJ SLIB OF RESIDU VERBRANDEN

Nadat slib of residu gedroogd is wordt het verbrand. Voor deze studie is aangenomen dat de gemiddelde verbrandingswaarde voor 40% droog slib of residu 21,5 MJ/kg organische stof is. Deze energie wordt gebruikt voor het opwekken van stoom met een efficiëntie van 73% (SNB, 2015). Deze stoom heeft een hoge druk en temperatuur. Deze stoom wordt vervolgens gebruikt voor de productie van elektriciteit via een hogedrukturbine (op basis van het verschil tussen ingaande stoom en uitgaande stoom). Het verschil in enthalpie tussen ingaande stoom en uitgaande stoom is 0,48 MJ/kg (zie Tabel V.1). De turbine heeft een efficiëntie van 93%. De hoeveelheid elektriciteit is dan te berekenen via (verschil ingaande en uitgaande stoom (in kg)) * 0,48 * 0,93.

Hierna wordt een gedeelte van het stoom gebruikt voor het drogen van het slib. Het restant aan stoom dat daarna nog overblijft kan via een lagedrukturbine ook worden omgezet in elektriciteit. Hier geldt een verschil in enthalpie van 0,39 MJ/kg (zie Tabel V.1). De hoeveelheid elektriciteit is dan te berekenen via ingaande stoom (in kg) * 0,39 * 0,93.

TABEL V.1

REKENGETALLEN VOOR KETENSTAP SLIB OF RESIDU VERBRANDEN

Onderwerp	Waarde
Efficiëntie stoomproductie	73%
Efficiëntie turbine	93%
Hogedrukturbine	
Enthalpie ingaande stoom	3,30 MJ/kg
Enthalpie uitgaande stoom	2,82 MJ/kg
Lagedrukturbine	
Enthalpie ingaande stoom	2,82 MJ/kg
Enthalpie uitgaande stoom	2,43 MJ/kg

BIJLAGE VI

VERMEDEN PRODUCT BIJ PHA-PRODUCTIE: PHA GEPRODUCEERD VIA MONOCULTUUR

Om PHA geproduceerd uit slib (gebruikmakend van een mixed culture) milieukundig te beoordelen wordt deze vergeleken met PHA-productie gebruikmakend van een monocultuur. Omdat dit niet standaard is opgenomen in de Ecoinvent-database, is PHA-productie gebruikmakend van een monocultuur ook gemodelleerd. De volgende bronnen zijn gebruikt voor het samenstellen van het monocultuurproductieproces: (Akiyama et al., 2003; Harding et al., 2007; Kendall, 2012; Kim en Dale, 2005, 2008).

Voor PHA-productie via monocultuur zijn de volgende ketenstappen gedefinieerd:

- 1 Steriliseren en maken voedingsbodem
- 2 Groeien bacteriecultuur
- 3 PHA-accumulatie
- 4 PHA-rijke biomassa ontwateren
- 5 PHA-rijke biomassa drogen
- 6 PHA-extractie, bestaande uit PHA oplossen, solid-liquid scheiding, PHA precipiteren
- 7 Extruderen PHA
- 8 Biomassaresidu verbranden

Deze stappen zullen hieronder worden toegelicht en geïnventariseerd.

ALGEMEEN

Energiegebruik PHA-accumulatie

In het PHA-productieproces uit monocultuur is het energiegebruik een belangrijke parameter. Om het energiegebruik te bepalen is eerst bepaald wat het totale energiegebruik is gebaseerd op de bronnen die hierboven beschreven zijn. Daarna is gekeken hoe dit verdeeld kan worden over de verschillende processtappen. Het energiegebruik van het PHA-productieproces in de geraadpleegde bronnen varieert sterk. Daarom is gekozen om met een gemiddelde te werken. Het gemiddelde energiegebruik van het PHA-productieproces is aangenomen op 50 MJ per kg PHA.

Het energiegebruik is in de literatuur is gegeven zonder onderscheid te maken tussen warmte en elektriciteit. In de LCA van Harding *et al.* (2007) is bepaald dat 80% van de energie gebruikt wordt als warmte en de overige 20% als elektriciteit. Deze verdeling komt overeen met de energieverdeling in de PHA productie uit mixed culture. Echter, Akiyama *et al.* (2003) geven aan dat 70% van de energie als elektriciteit gebruikt wordt en slechts 30% als warmte. Vanwege de verschillen tussen de geraadpleegde literatuur is besloten om gebruik te maken van een gemiddelde. In deze studie is aangenomen dat 70% van de energie bestaat uit warmte en 30% uit elektriciteit. Dit komt overeen met 37 MJ warmte en 13 MJ elektriciteit per kg PHA. Dit brengt het totaal op de al genoemde 50 MJ/kg.

Extractietechniek

Het zojuist bepaalde energiegebruik is gebaseerd op verschillende extractietechnieken waarvan het verteren van de cel (vergistingsextractie) de meest voorkomende is. Echter, voor PHA-productie uit slib via mixed culture wordt PHA met behulp van een oplosmiddel geëxtraheerd (solvent extractie). Voor de vergelijking hier is daarom gekozen om de PHA geproduceerd via monocultuur ook terug te winnen met butanol. Dit heeft gevolgen voor het energiegebruik van PHA-productie via monocultuur omdat het aannemelijk is dat het zojuist bepaalde energiegebruik ook gebaseerd is op het verteren van de cel. Daarom moet het energiegebruik aangepast worden.

De energievraag van de extractie van PHA-productie via de monocultuurroute bedraagt 13 MJ per kg PHA en de accumulatie 37 MJ per kg PHA. Omdat een andere extractietechniek gebruikt wordt moet de 13 MJ van het totaal afgetrokken worden, en vervangen worden door het energiegebruik van de butanolextractie. Het energiegebruik van de butanolextractie is berekend in PHA productiecase 1 en 2 kost 31 MJ per kg PHA. Hier staat tegenover dat celmassa als bijproduct wordt geproduceerd. De celmassa kan verbrand worden en produceert daarmee energie. De energieproductie komt overeen met 18 MJ per kg. Het totale energiegebruik per kg geproduceerde PHA is $37 \text{ MJ} + 31 \text{ MJ} - 18 \text{ MJ} = 50 \text{ MJ/kg}$. Dit komt overeen met de literatuur; alleen is de warmte- en elektriciteitsverdeling veranderd.

Koolstofbron

In de geraadpleegde literatuur zijn verschillende koolstofbronnen gebruikt als voedingsbron tijdens de accumulatie van PHA. Als koolstofbron wordt graan, soja en sucrose gebruikt. De sucrose kan uit meerdere suikerhoudende gewassen komen zoals suikerriet of suikerbiet. Melasse is een afvalproduct uit de suikerraffinage en is daarom bij uitstek geschikt als koolstofbron. Melasse bevat rond de 50% sucrose. Voor 1 kg PHA is 2 kg sucrose nodig, dus voor 1 kg PHA is ongeveer $2 / 0,50 = 4$ kg melasse nodig.

In Nederland wordt melasse geproduceerd uit suikerbiet en melasse wordt geïmporteerd uit andere landen (bijvoorbeeld Duitsland, Rusland, Oekraïne, Brazilië en India). Elk jaar wordt ongeveer 200.000 ton aan melasse geproduceerd door de suikerunie, en 200.000 ton aan melasse uit suikerriet en 100.000 ton aan melasse uit suikerbieten wordt geïmporteerd. Gebaseerd op deze cijfers is aangenomen dat 40% van de melasse binnenlands geproduceerd wordt, 40% geïmporteerd wordt uit landen die melasse uit suikerriet produceren en 20% geïmporteerd wordt uit andere landen in Europa. Deze verdeling is aangehouden in het model.

INVENTARISATIE

1. Steriliseren en maken voedingsbodem

Het steriliseren en de voedingsbodem maken beslaat de componenten waaruit de voedingsbodem bestaat en het steriliseren van deze voedingsbodem zodat alleen PHA-producerende bacteriën op de voedingsbodem groeien. De voedingsbodem bestaat uit verschillende zouten. Voor PHA-productie via monocultuur zijn de volgende zouten geselecteerd als voedingsbodem: MgSO_4 , K_2SO_4 , $(\text{NH}_4)\text{SO}_4$, Na_2SO_4 , ZnSO_4 , CaCl_2 . Deze zouten zijn niet allemaal beschikbaar in de Ecoinvent-database. De beschikbare zouten zijn geselecteerd in de database (MgSO_4 , K_2SO_4 , $(\text{NH}_4)\text{SO}_4$ en Na_2SO_4), aangezien de ontbrekende zouten alleen maar in zeer beperkte mate gebruikt worden voor de voedingsbodem. Daarom is aangenomen dat de impact van deze zouten is niet significant is. In totaal wordt 8,5 ton aan zouten gebruikt voor de voedingsbodem. Het steriliseren van de voedingsbodem kost 931 GJ aan warmte.

2. Groeien bacteriecultuur

Om de bacteriepopulatie te kweken is een reactor nodig. Hierin moet voldoende beluchting

en agitatie aanwezig zijn. Daarom vraagt het bacteriekweekproces elektriciteit. De totale elektriciteitsvraag om de bacteriën te groeien is 288 GJ. De hoeveelheid aan cultuur na deze stap is 63 ton.

3. PHA-accumulatie

In de accumulatiestap wordt de melasse aan de gekweekte bacteriepopulatie toegevoegd. Naast een koolstofbron is ook warmte nodig omdat het proces op 35 °C wordt uitgevoerd. Elektriciteit wordt gebruikt voor de agitatie van de biomassa. Water wordt toegevoegd om de biomassa en koolstofbron te verdunnen. Om PHA te kunnen accumuleren is 776 GJ elektriciteit, 3465 GJ warmte, 591 ton melasse en 1991 ton water nodig. Na de PHA-accumulatie is PHA-rijke biomassa geproduceerd. Met monocultuur is in deze studie aangenomen dat elke kg biomassa 70% van zijn eigen gewicht aan PHA kan accumuleren, dus dat betekent dat aan het eind van deze processtap het gehalte PHA in de biomassa 70% is.

Vanaf hier zijn de stappen voor PHA-productie via monocultuur vergelijkbaar met die voor PHA-productie uit slib via mixed culture.

8. Biomassaresidu verbranden

Door de biomassaresidu te verbranden wordt 355 GJ aan elektriciteit en 2.273 GJ aan warmte geproduceerd. Hiertoe wordt 63 ton biomassaresidu verbrand en 182 ton melasseresidu.

TABEL VI.1 INVENTARISATIETABEL PHA GEPRODUCEERD VIA MONOCULTUUR OP JAARBASIS VOOR 100.000 I.E.

Stap	Onderwerp	Data
Steriliseren voedingsbodem	Zouten	8,5 ton - Magnesium sulfate {RER} production - Potassium sulfate, as K2O {RoW} potassium sulfate production - Ammonium sulfate, as N {RER} ammonium sulfate production - Sodium sulfate, anhydrite {RER} sodium sulfate production, from natural sources
	Warmte	931 GJ Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW
Groeien bacteriecultuur	Elektriciteit	288 GJ Electricity, medium voltage {NL} market for
PHA-accumulatie	Elektriciteit	776 GJ Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	3.465 GJ Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW
	Melasse	591 ton - Sugar beet molasses, from sugar production, at Suiker Unie plants/NL Mass - Sugar beet molasses, from sugar production, at plant/DE Mass - Sugar cane molasses, from sugar production, at plant/BR Mass
PHA-rijke biomassa ontwateren	Water	1.991 ton Water, ultrapure {RoW} production
	Elektriciteit	168 GJ Electricity, medium voltage {NL} market for
PHA-rijke biomassa drogen	Polyelektroliet	6 ton Polyacrylamide {GLO} production
	Elektriciteit	184 GJ Electricity, medium voltage {NL} market for

Stap	Onderwerp	Data
PHA-extractie	Warmte	3.620 GJ Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW
	Butanol	74 ton 2-butanol {RER} production by hydration of butene
	Warmte	480 GJ Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW
PHA drogen	Elektriciteit	21 GJ Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	171 GJ Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW
Extruderen PHA	Elektriciteit	133 GJ Electricity, medium voltage {NL} market for
Biomassaresidu verbranden	Elektriciteit	-355 GJ Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-2.273 GJ Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler condensing modulating <100kW

BIJLAGE VII

PHA-PRODUCTIECASE 2

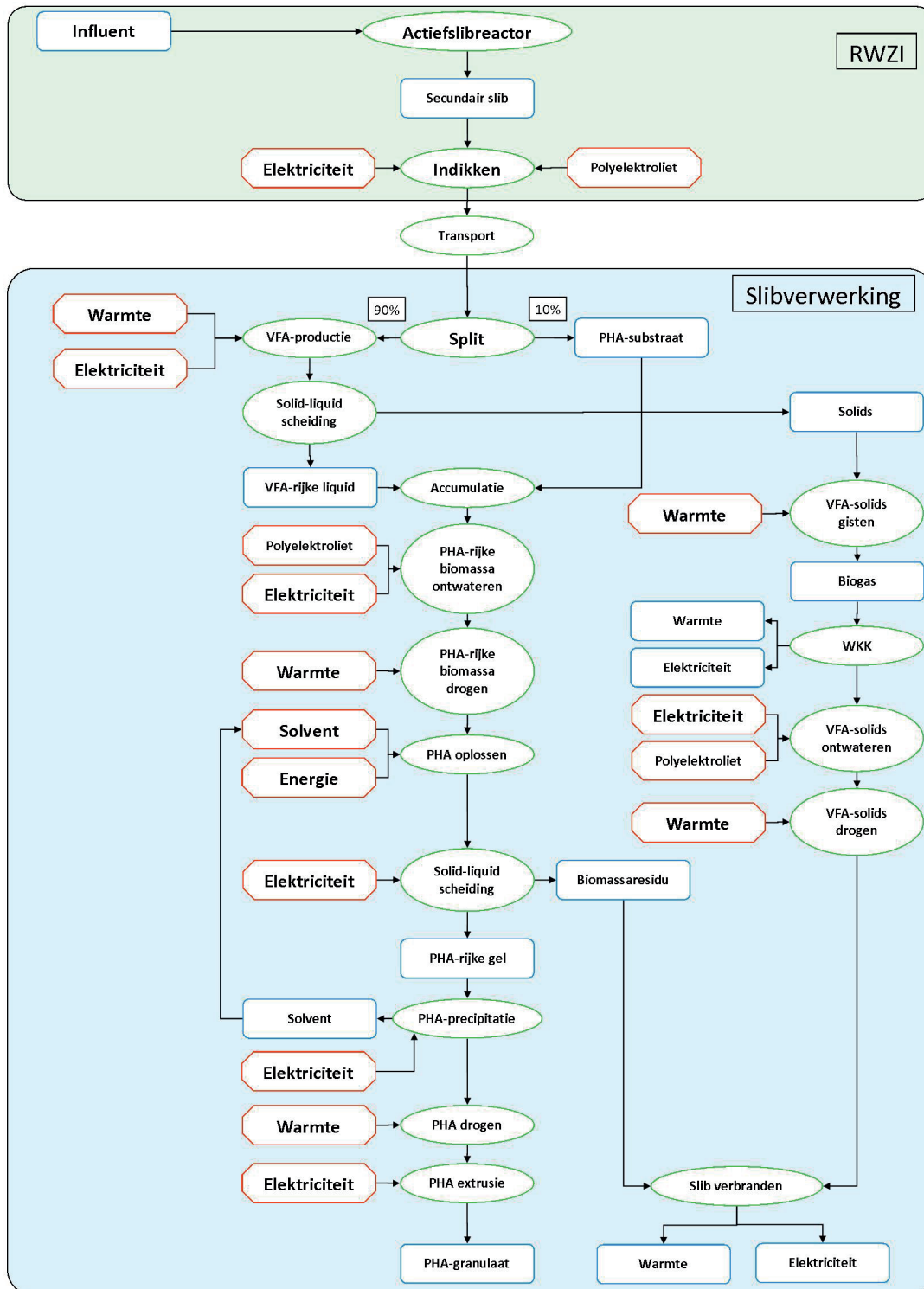
Dit hoofdstuk geeft een overzicht van de inventarisatie van PHA-productiecase 2. Deze PHA-productiecase zal vergeleken worden met referentiecasi 2. Voor PHA-productiecase 2 zijn de volgende ketenstappen gedefinieerd (zie ook het processchema in Figuur VII.1):

- 1 Slib indikken
- 2 Transport ingedikt slib
- 3 Slib split
- 4 VFA-productie
- 5 PHA-accumulatie
- 6 PHA-rijke biomassa ontwateren
- 7 PHA-rijke biomassa drogen
- 8 PHA-extractie, bestaande uit PHA oplossen, solid-liquid scheiding, PHA precipiteren
- 9 Extruderen PHA
- 10 Biomassaresidu verbranden
- 11 Solids uit VFA-fermentatie verwerken, bestaande uit vergisten, ontwateren, drogen, verbranden

Deze processtappen zullen hieronder uitgewerkt worden. Voor alle processtappen zal de deltascore bepaald worden ten opzichte van dezelfde processtap in referentiecasi 2.

Processtap 1 en 2 veranderen niet in PHA-productiecase 2 ten opzichte van referentiecasi 2, oftewel de deltascore is nul. Daarom worden deze niet verder beschreven. Voor processtap 6 en 11 zijn de processen hetzelfde als voor referentiecasi 2, alleen de hoeveelheden zijn anders. In de overzichtstabel (Tabel VII.1) staan voor deze stappen de benodigde energievraag en hulpstoffen.

FIGUUR VII.1



3. SLIB SPLIT

In tegenstelling tot PHA-productiecase 1 is in PHA-productiecase 2 alleen secundair slib aanwezig. Hierdoor is geen toegewijde stroom beschikbaar voor de fermentatie van VFA of de accumulatie van PHA. Dus om PHA te kunnen produceren moet het slib verdeeld worden. Een gedeelte van het slib wordt ingezet als biomassa voor de accumulatie en een gedeelte van het slib wordt gebruikt voor de fermentatie van de VFA's. Van het inkomende secundaire slib wordt 90% ingezet voor de fermentatie van VFA's en de overige 10% wordt ingezet als

biomassa voor de PHA accumulatie. Met deze verdeling wordt een maximale PHA-opbrengst behaald binnen de systeemgrenzen van deze studie.

4. VFA-PRODUCTIE

VFA-fermentatie

Het fermenteren van VFA gebeurt op circa 35 °C. De fermentatietijd bedraagt 5 dagen (Morgan-Sagastume et al., 2015). Aangenomen is dat de reactor 365 dagen per jaar draait en dat het mengsel op temperatuur gebracht en gehouden moet worden door middel van warmte. Met de formules beschreven in bijlage V.4 is de bijbehorende warmtevraag uitgerekend. Tabel VII.1 geeft een overzicht van de procesbenodigdheden.

VFA conversie

De conversie van organische stof naar VFA door middel van fermentatie is een belangrijke parameter aangezien de VFA als voeding (koolstofbron) dient voor de biomassa die PHA accumuleert. Volgens de STOWA (2014-10) zit de conversie van VSS (organische stof in de slibstroom) naar VFA tussen de 0,15 en 0,50 g VFA/g VSS. Voor deze studie is aangenomen dat de conversie 0,3 g VFA/g VSS is (een schatting die aan de hoge kant is voor slib), en dat de efficiëntie van de VFA-productie voor primair en secundair slib gelijk is. Voor PHA-productiecase 2 betekent dit dat 30% van de VSS omgezet wordt naar VFA's, en dat betekent een opbrengst van 345 ton VFA.

Solid-liquid scheiding

De geproduceerde VFA's moeten vervolgens gescheiden worden van restmateriaal (solidsresidu) in een solid-liquid scheidingsstap. Dit gebeurt met behulp van een decanteercentrifuge. De scheidingsefficiëntie van de centrifuge die gebruikt wordt om het slib te ontwateren kan als indicatie dienen voor de efficiëntie. Het rejectiewater uit de slibcentrifuge heeft een drogestofgehalte van 0,08%. Dit betekent dat de centrifuge zeer efficiënt scheidt (vrijwel 100%). Voor deze studie is uitgegaan van een scheidingsefficiëntie van 99%.

De geproduceerde VFA's zijn opgelost in het water en gaan dus mee met de vloeistof. In het STOWA rapport 2013-WO3 wordt aangegeven dat 30% DS gehaald kan worden met een decanteercentrifuge. Omdat de opbrengst aan VFA zo hoog mogelijk moet zijn, dus dat betekent zo min mogelijk water naar de solidsstroom, is in deze studie 30% DS gebruikt bij de scheiding. Dit betekent wel dat het energieverbruik wat hoger is (150 kWh/ton DS ten opzichte van 120 kWh/ton DS voor 23% DS). Om de scheiding te vergemakkelijken wordt polyelektrolyet toegevoegd (15 kg polyelektrolyet/ton DS). Tabel VII.1 geeft een overzicht van de procesbenodigdheden voor de solid-liquid scheiding. In totaal is na deze stap 306 ton VFA beschikbaar voor de accumulatiestap.

5. PHA-ACCUMULATIE

De geproduceerde VFA's worden in deze stap samengevoegd met het secundair slib voor de PHA accumulatie. Om 1 kg PHA te produceren is 2,33 kg VFA nodig (STOWA 2014-10, 2014). In deze studie is aangenomen dat elke kg biomassa zijn eigen gewicht aan PHA kan accumuleren, dus dat betekent dat aan het eind van deze processtap het gehalte PHA in de biomassa 50% is (Janarthanan et al., 2016). Gedurende de accumulatie moet de biomassa en VFA rondgepompt en belucht worden. Omdat deze processtap bij kamertemperatuur plaatsvindt, is in deze studie aangenomen dat hier geen warmte voor nodig is. Tabel VII.1 geeft een overzicht van de elektriciteitsbenodigdheden.

6. PHA-RIJKE BIOMASSA ONTWATEREN

Het water dat uit de slibstroom gewonnen wordt tijdens de ontwatering bevat een gedeelte aan drogestof en organische stof. Omdat dit rejectiewater een gedeelte aan organische stof bevat gaat daarmee ook een gedeelte van de geproduceerde PHA verloren. Het rejectiewater wordt weer toegevoegd aan de reguliere waterzuivering. Hierdoor zou de PHA uiteindelijk weer in de slibstroom terecht komen, ware het niet dat de PHA als voeding geconsumeerd wordt door de bacteriën tijdens het waterzuiveringsproces. Daarom wordt de PHA die met het rejectiewater uit de stroom verdwijnt als een verlies beschouwd (6 ton PHA verlies; oftewel 4% van het totaal).

7. PHA-RIJKE BIOMASSA DROGEN

Nadat de PHA-rijke biomassa is ontwaterd wordt het gedroogd. Dit wordt gedaan met behulp van een flashdroger. Het energieverbruik van de droger wordt berekend aan de hand van de hoeveelheid water dat uit de stroom gehaald wordt. De PHA-rijke biomassa wordt gedroogd tot 90% DS. Per kg aan verwijderd water is 2,88 MJ aan warmte en 0,144 MJ aan elektriciteit nodig (STOWA2013-W03, 2013). In totaal moet 1851 ton PHA-rijke biomassa worden gedroogd.

8. PHA-EXTRACTIE

PHA oplossen

PHA wordt eerst opgelost in een "PHA-poor"-oplosmiddel, bijvoorbeeld butanol (Werker et al., 2014). Gedurende dit proces wordt butanol toegevoegd aan de PHA-rijke biomassa en wordt het mengsel verwarmd en gemengd. De PHA-korrels lossen op in butanol en vervolgens worden het biomassa-residu en de PHA gescheiden. De hoeveelheid butanol die nodig is om de PHA in op te lossen is gebaseerd op literatuur (Werker et al., 2014). Volgens Werker et al. kan er tussen de 50 g/L en 70 g/L PHA in butanol worden opgelost. Dit komt overeen met een oplosmiddelgebruik tussen de 5 L/kg en 7 L/kg. Voor PHA-productiecase 1 wordt aangenomen dat gemiddeld 60 g/L PHA opgelost wordt; dat betekent 6 L butanol/kg biomassa. Ook andere publicaties, gebaseerd op labschaal, geven een oplosmiddelgebruik in deze bandbreedte weer (Elbahloul en Steinbuchel, 2009; Fiorese et al., 2009; Jacquet et al., 2008). In totaal moet 125 ton PHA opgelost worden.

Het PHA wordt opgelost onder een verhoogde temperatuur en, vanwege het kookpunt van het oplosmiddel, onder verhoogde druk. De PHA-rijke biomassa komt het extractieproces binnen vanuit de droger, daarom is aangenomen dat de biomassa niet verwarmd hoeft te worden. Het oplosmiddel moet daarentegen wel verwarmd worden. Deze energiebehoefte staat in Tabel VII.1.

Solid-liquid scheiding

Zodra de aanwezige PHA is opgelost in het oplosmiddel wordt dit van de biomassa gescheiden. Voor deze studie is aangenomen dat de scheiding met behulp van een filter gebeurt. Het type filter dat gebruikt wordt is het M-411 filter vanwege zijn capaciteit. Dit zijn filters met mazen die klein genoeg zijn om bacteriën uit een oplossing te kunnen filteren. De efficiëntie waarmee dit kan is zeer hoog. Voor het onderzoek is aangenomen dat 99% van de biomassa uit het oplosmiddel gefilterd worden. Echter, dat betekent dat een gedeelte van het oplosmiddel verloren gaat, en daarmee PHA. Dit verlies aan PHA is echter verwaarloosbaar klein (0,09% van het totaal). Tijdens het scheiden van de PHA van de biomassa gaat naast wat butanol ook wat water verloren. Zowel het water als het oplosmiddel wordt samen met de biomassa verbrand.

PHA precipiteren

Tijdens het precipiteren van PHA wordt de opgeloste PHA teruggewonnen uit butanol. In deze processtap wordt ook het gebruikte oplosmiddel teruggewonnen. Het precipiteren van PHA gebeurt door de temperatuur van de oplossing te verlagen. Hierdoor slaat de PHA als een gel neer welke vervolgens mechanisch gewonnen kan worden. De butanol die achterblijft kan vervolgens worden weggeperst en hergebruikt. De gel die gewonnen wordt bevat nog steeds een aanzienlijke hoeveelheid (rond de 10%) aan butanol en water.

Het persen van de gel kost energie. Deze energievraag kan bepaald worden aan de hand van de hoeveelheid perslucht die nodig is om alle oplossing te persen. Een pneumatische pers van het type AIM Joraco (Joraco, 2016) is in staat om de PHA-rijke oplossing te persen. Per persbeweging kan 6,5 L oplosmiddel verwerkt worden (5,5 bar, 0,05 m³ perslucht). Per minuut kunnen 50 persbewegingen gemaakt worden. Een compressor (type Doosan 7/26E; 21,2 kW motor) moet dan in staat zijn om 2,5 m³ perslucht per minuut op 5,5 bar te leveren. Per minuut wordt 325 L butanol verwerkt. In totaal moet 2* 10⁶ L verwerkt worden. Dit leidt tot 112 uur aan arbeid voor de compressor. Dit kost 8546 MJ (2374 kWh) aan energie. Deze hoeveelheid energie is te verwaarlozen vergeleken met andere processen en is daarom niet verder meegenomen in de berekeningen.

Voor deze studie is aangenomen dat uiteindelijk 97% van het oplosmiddel teruggewonnen en hergebruikt kan worden. Het terugwinpercentage is een educated guess, gebaseerd op andere extractieprocessen en economische overwegingen voor de bedrijfsvoering van een dergelijke extractie-unit. Het verlies aan oplosmiddel tijdens het extractieproces moet aangevuld worden met nieuw ingekochte butanol. Tabel VII.1 geeft een overzicht van de procesbehoeftes voor de PHA-extractie.

PHA drogen

De overige 3% butanol (60 ton) en het restant water (1 ton) wordt in deze processtap verwijderd door middel van verdamping. Hiervoor is berekend hoeveel energie het kost om butanol en water te verwarmen tot hun kookpunt, gevolgd door een berekening van de energie die het kost om butanol en water te verdampen.

9. EXTRUDEREN PHA

Om een vermarktbaar product te krijgen is in deze studie gekozen voor extrusie tot granulaat. Voor het extrusieproces is aangenomen dat een extruder gebruikt wordt met een capaciteit van 1 ton PHA per uur en een motor van 250 kW. Tabel VII.1 geeft een overzicht van het energieverbruik van de PHA extrusie.

11. SOLIDS UIT VFA-FERMENTATIE VERWERKEN

Na de VFA-fermentatie blijft restmateriaal (solidsresidu) over. Dit solidsresidu kan nogmaals gefermenteerd worden, maar nu tot biogas. Echter, een gedeelte van het (makkelijk) afbreekbaar organische stof is tijdens de VFA-fermentatie al omgezet naar VFA's. Daarom zal nu minder biogas geproduceerd kunnen worden dan in referentiecasi 1. Om de hoeveelheid biogas te berekenen is de VFA-conversie en de organische stof omzetting met elkaar vergeleken. Aangenomen is dat gedurende de VFA fermentatie 30% van het organische materiaal wordt omgezet in VFA (zie ook paragraaf 3.5.2 en STOWA rapport 2014-10). Dit organische materiaal kan niet meer omgezet worden in biogas, dus de hoeveelheid aan organische stof dat omgezet kan worden vermindert voor zowel primair als secundair slib met 30%. Uitgaande van een biogasomzetting voor 34% voor secundair slib betekent dit dat van het nog aanwezige organische drogestof van secundair slib 4% kan worden omgezet in biogas.

Na de VFA-fermentatie is nog 798 ton aan organische drogestof van secundair slib over. Na

vermenigvuldiging met de factoren voor biogasproductie per kg omgezet ODS, leidt dit tot een biogasopbrengst van $24 * 10^3 \text{ m}^3$.

Daarnaast zit nog een beperkte hoeveelheid aan VFA in het solidsresidu na de solid-liquid scheiding (9% van de totale hoeveelheid geproduceerde VFA's). Omdat VFA's een tussenproduct zijn in de biogasproductie is aangenomen dat deze hoeveelheid VFA's volledig omgezet wordt naar biogas. Voor de biogasproductie per kg omgezet ODS is dezelfde waarde aangenomen als voor secundair slib ($0,97 \text{ m}^3$). In het solidsresidu zit 39 ton VFA. Dit resulteert in $38 * 10^3 \text{ m}^3$ biogas.

Dit brengt de totale biogasproductie op $62 * 10^3 \text{ m}^3$ biogas.

De verdere verwerkingsstappen voor het solidsresidu (processtap 11) zijn, behalve de hoeveelheid, niet anders dan al beschreven voor slib in referentiecasi 2 (maar hier met solidsresidu in plaats van met slib). Tabel VII.1 geeft de inputs voor deze processtappen.

WKK (BIOGAS VERBRANDEN)

Het geproduceerde biogas wordt op locatie verbrand door middel van een WKK en ingezet bij de elektriciteits- en warmtevraag voor biogas- en VFA-productie.

10 EN 11. SOLIDS- EN BIOMASSARESIDU VERBRANDEN

In deze stap worden het solidsresidu en biomassa-residu verbrand. De procedure hiervoor is hetzelfde als bij slib (zie referentiecasi 2, paragraaf 5.1.2).

TABEL VII.1 OVERZICHT DELTASCORES VOOR PHA-PRODUCTIECASE 2 OP JAARBASIS

Stap	Onderwerp	Data
VFA fermenteren	Warmte	519 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	7 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Solid-liquid scheiding VFA	Elektriciteit	829 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Polyelektrolyet	23 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
PHA-accumulatie	Elektriciteit	467 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
PHA-rijke biomassaontwateren	Elektriciteit	184 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	PE	6 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
PHA-rijke biomassa drogen	Warmte	3.968 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	198 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
PHA-extractie	Warmte	30 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	13 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Butanol	57 ton Proces: Butanol {RER} production by hydration of butene
Extruderen PHA	Elektriciteit	113 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for

Stap	Onderwerp	Data
Solids uit VFA-fermentatie vergisten	Warmte	-301 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Energie	-56 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Solids uit VFA-fermentatie ontwateren	Polyelektroliet	-2 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
	Elektriciteit	2.524 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
WKK (biogas verbranden)	Warmte	377 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	-43 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Solids uit VFA-fermentatie drogen	Warmte	-832 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	248 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
Solids uit VFA-fermentatie verbranden	Warmte	-60 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Kalk	-6 ton Proces: Lime {CH} production, milled, loose
Biomassaresidu verbranden	Elektriciteit	-842 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	-3.748 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Kalk	5 ton Proces: Lime {CH} production, milled, loose

BIJLAGE VIII

UITWERKING PAPIERKETEN VAN PULPEN TOT EN MET DROGEN

Om zeefgoed op te werken naar cellulosevezel zijn processtappen nodig die ook in de papierindustrie worden toegepast. Daarom is in deze bijlage de papierrecyclingketen van pulpen tot en met drogen uitgewerkt. De processtappen hier beschreven dienen als model voor de processtappen in de cellulosevezelroutes. De analyse hier beschreven geeft ook een indruk van de zwaartepunten in een oud-papierrecyclingsproces. De stappen die nodig zijn om oud-papier op te werken naar vezels, zijn afhankelijk van de gewenste kwaliteit en toepassing van deze vezels. De processtappen zijn gebaseerd op het proces zoals toegepast door Parenco en bestaan uit:

- 1 Pulpen
- 2 Dikstofreiniging
- 3 Flotatie
- 4 Dunstofreiniging
- 5 Indikken
- 6 Dispergeren/bleken
- 7 Drogen

De volgende functionele eenheid wordt gehanteerd: *de productie van 1 kg gereinigd cellulosevezels uit oud-papier*

ALGEMENE AANNAMES

NCASI (2013) en Williamson (1999) zijn gebruikt voor het berekenen van het energiegebruik in de keten behalve voor de droogstap.

TABEL VIII.1 AANNAMES DROGESTOFGEHALTE^A, VERLIEZEN PER PROCESSTAP^B EN CHEMICALIËNVERBRUIK^C

	Drogestof	Verliezen	Chemicaliën	
Oud-papier	90%			
Pulpen	17%		Waterstofperoxide (H ₂ O ₂)	0,5–1,0%
			Natriumhydroxide (NaOH)	0,5–1,0%
			Natriumsilicaat (Na ₂ SiO ₃)	1,0–2,0%
Ruw zeven	4,5%	0,5%		
Dikstofreiniging (cycloon)	4,5%	0,5%		
Dikstofreiniging (zeven)	3%	1,0%		
Flotatie	1,5%	15,3%	Natriumhydroxide (NaOH)	0,3–0,6%
			Vetzuren	0,3–0,6%
Dunstofreiniging (cycloon)	1,0%	2,4%		
Dunstofreiniging (zeven)	1,0%			
Indikken (diskfilter)	12%	1,2%		
Indikken (schroefpers)	30%			

	Drogestof	Verliezen	Chemicaliën
Dispergeren/Bleken	30%		Waterstofperoxide (H ₂ O ₂)
			Natriumhydroxide (NaOH)
			Natriumsilicaat (Na ₂ SiO ₃)
			(Natrium)Dithioniet (Na ₂ S ₂ O ₄)
			Natriumhydroxide (NaOH)
Drogen (flash dryer)	30 -> 90%		
Cellulosevezels	90%		

^a Alle DS percentages per processtap zijn gebaseerd op Parenco (2015), behalve voor drumpulpen (Holik, 2013).

^b Alle pulpverliezen in de keten zijn gebaseerd op (Mäkinen, 2013).

^c Alle chemicaliën zijn gebaseerd op het BAT document van de Europese Commissie (Suhr et al., 2015)

INVENTARISATIE

Infrastructuur

Om het materiaalgebruik van de installaties mee te nemen, wordt gebruik gemaakt van een bestaande entry in de Ecoinvent-database: een fabriek om papierpulp te maken. De achterliggende data hiervan zijn deels gebaseerd op bestaande pulp- en papierfabrieken en deels op data van chemische fabrieken. Er wordt gerekend met een levensduur van 50 jaar voor de gebouwen en 20 jaar voor de machinerie. Als gemiddelde grootte wordt 400 kton per jaar aangenomen. Aan het produceren van 1 kg cellulosevezels wordt dus 1 kg / (50 jaar * 400 kton) = 5E-11^{ste} deel van de totale impact gealloceerd.

Inzamelen & sorteren

Er wordt aangenomen dat oud-papier kan worden gebruikt, zonder impacts van vorige levenscycli (cut-off methodiek). Enkel de stappen om vanuit gemixt oud-papier een geschikte grondstof te maken worden meegenomen. Een mix van huishoudelijk, bedrijfs- en procesafval wordt door sorteerdere gescheiden. Ook het transport van en naar de sorteerlocatie wordt meegenomen. De hoeveelheid oud-papier die benodigd is om 1 kg cellulosevezels te maken varieert (waarden tussen 1-2 kg), afhankelijk van de kwaliteit en toepassing van de vezels. In deze studie is de specifieke hoeveelheid gebaseerd op (Mäkinen, 2013), en dat is 1,25 kg.

1. Pulpen

Gesorteerd papier (krantenpapier, karton en kantoorpapier; bv. 50% kranten, 50% tijdschriften) kan op verschillende manieren worden verpulpt. In het proces van Parenco wordt gebruik gemaakt van een drumpulper. Hierbij wordt het luchtdroge papier verdund met warm water tot een drogestofgehalte van 14-20%. In deze studie is een gemiddelde van 17% aangenomen (Holik, 2013). Aan de pulp wordt zeep en H₂O₂ (0,5-1%) toegevoegd. Op het einde wordt de pulp verdund tot 3-5 % (in deze studie 4,5%) en gezeefd (#6-9 mm) om grove verontreinigingen (plastic, hout, ijzer) te verwijderen. Ook wordt het mengsel opgewarmd tot 45°C en is er elektriciteit nodig om het geheel te laten roteren (74 kWh/ton DS; Suhr et al., 2015)

2. Dikstofreiniging

In dit proces worden door middel van zeven (#1,4 mm) en cyclonen middelgrote verontreinigingen verwijderd (zoals nietjes, glas, zand). De pulp wordt verder verdund naar 3% voor het zeven. Het cycloneren en zeven kosten beide 40 kWh/ton.

3. Flotatie

Na de eerste reinigingsstap wordt de pulp verder verdund tot 1,5% DS. In een flotatiecel wordt lucht door de oplossing geblazen, waardoor onder andere inkt en vulstoffen oplossen in de zeep en naar het oppervlak drijven. Voor dit proces is tussen de 38-90 kWh per ton nodig (in deze studie wordt 90 kWh aangenomen). Verder nog 0,3-0,6% aan zeep/oppervlaktestoffen en

0,3-0,6% NaOH om de vezels op te laten zwellen en hierdoor de inkt los te laten (voor allebei is 0,6% aangenomen).

4. Dunstofreiniging

In dit proces worden door middel van zeven (#0,15 mm) en cyclonen middelgrote verontreinigingen verwijderd (zoals nietjes, glas, zand). De pulp wordt verder verdund naar 1% voor het zeven en cycloneren. Het cycloneren kost 29 kWh per ton en het zeven 69 kWh/ton.

5. Indikken

Tijdens deze stap wordt er water verwijderd uit de natte pulp met behulp van achtereenvolgens een schijffilter (12% DS) en een schroefpers (30% DS). Dit kost in totaal 17–19 kWh per ton. In deze studie wordt 19 kWh per ton aangenomen.

6. Dispergeren/bleken

Tijdens het dispergeren worden de eventueel overgebleven verontreinigingen fijn verdeeld tussen de pulp, waardoor de helderheid van het papier toeneemt. Vaak wordt dispergeren gecombineerd met het bleken van het papier om een nog hogere helderheid te verkrijgen. In deze processtap wordt het ingedikte pulpmengsel opgewarmd tot 100°C en worden verschillende (bleek)middelen toegevoegd. Het elektriciteitsverbruik is 30–100 kWh per ton, hierbij is 100 kWh aangenomen.

7. Drogen

Als laatste stap wordt de gereinigde vezel luchtdroog (90% DS) gemaakt. Er wordt gedroogd met een flashdroger (2,88 MJ warmte/kg H₂O verdampt en 0,14MJ elektriciteit/kg H₂O verdampt).

TABEL VIII.2 INVENTARISATIETABEL VOOR 1 KG GEREINIGD CELLULOSEVEZELS

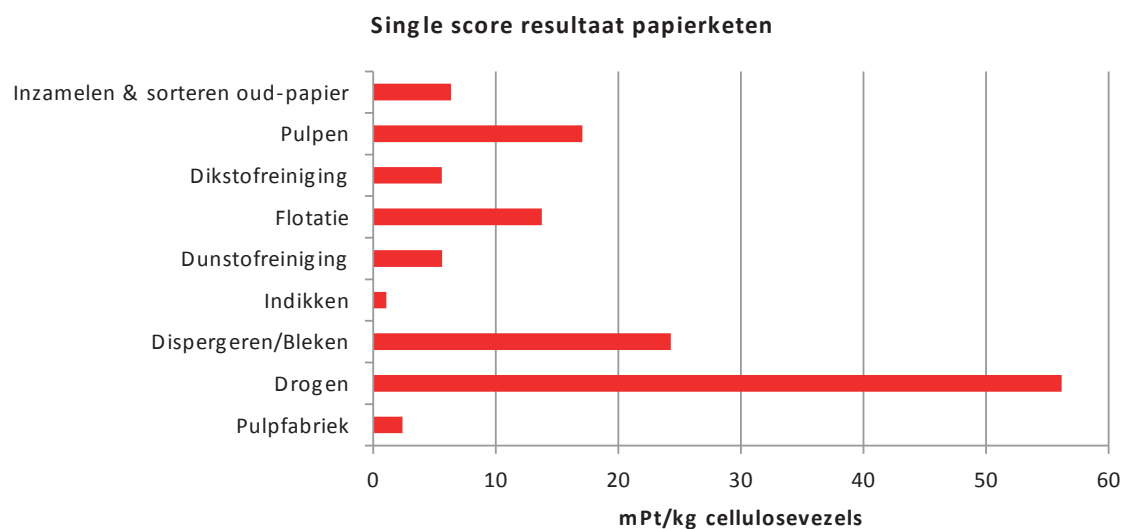
Stap	Onderwerp	Data
Pulpfabriek	Infrastructuur	0,0000000005 p Pulp factory {RER} construction
Inzamelen&sorteren	Materiaal	1,25 kg Waste paper, sorted {CH} treatment of waste paper, unsorted, sorting
Pulpen	Elektriciteit	0,0925 kWh Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	0,554 MJ Heat, in chemical industry {RER} steam production in chemical industry
	Waterstofperoxide (H ₂ O ₂)	0,0115 kg Hydrogen peroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for
	Natriumhydroxide (NaOH)	0,0115 kg Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for
Dikstofreiniging	Natriumsilicaat (Na ₂ SiO ₃)	0,0225 kg Sodium silicate, spray powder, 80% {GLO} market for
	Elektriciteit	0,0993 kWh Electricity, medium voltage {NL} market for
Flotatie	Elektriciteit	0,1103 kWh Electricity, medium voltage {NL} market for
	Zeep /Oppervlakttestoffen	0,0066 kg Soap {GLO} market for
	Natriumhydroxide (NaOH)	0,0066 kg Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for
Dunstofreiniging	Elektriciteit	0,1 kWh Electricity, medium voltage {NL} market for

Stap	Onderwerp	Data
Indikken	Elektriciteit	0,019 kWh
		Electricity, medium voltage {NL} market for
Dispergeren/Bleken	Elektriciteit	0,1 kWh
		Electricity, medium voltage {NL} market for
	Warmte	0,6907 MJ
		Heat, in chemical industry {RER} steam production in chemical industry
	Waterstofperoxide (H ₂ O ₂)	0,018 kg
		Hydrogen peroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for
	Natriumhydroxide (NaOH)	0,0108 kg
		Sodium hydroxide, without water, in 50% solution state {GLO} market for
Dispergeren/Bleken	Natriumsilicaat (Na ₂ SiO ₃)	0,0162 kg
		Sodium silicate, spray powder, 80% {GLO} market for
	Natriumdithioniet (Na ₂ S ₂ O ₄)	0,009 kg
		Sodium dithionite, anhydrous {GLO} market for
Drogen	Warmte	2,0671 MJ
		Heat, in chemical industry {RER} steam production in chemical industry

RESULTAAT

Figuur VIII.1 laat het single score resultaat zien van de recyclingsketen van oud papier. Uit de figuur blijkt dat de grootste bijdragen aan de milieu-impact geleverd wordt door het drogen (56 mPt), gevolgd door dispergeren/bleken (24 mPt) en pulpen (17 mPt). Stel dat wordt aangenomen dat dispergeren en bleken ieder verantwoordelijk zijn voor de helft van de impact, kan verondersteld worden dat wanneer zeefgoed wordt opgewerkt tot cellulosevezels de stappen inzamelen & sorteren en bleken niet nodig zijn, maar dat er een stap bij komt, namelijk hygiëniseren. Hygiëniseren mag dan een impact hebben van 18 mPt (6 + 12) om geen extra milieunadeel te ondervinden ten opzichte van de papierketen. In de tweede cellulosevezelroute waar drogen en hygiëniseren één stap zijn, zou dan een milieuvoordeel behaald kunnen worden van 18 mPt ten opzichte van de papierrecyclingsketen. Omgerekend naar 675 ton per jaar, zou dit een impact van 12 kPt per jaar schelen, en dat is ongeveer de impact van de hygiënisatiestap in de eerste cellulosevezelroute. De eerste cellulosevezelroute geeft daarmee geen milieunadeel ten opzichte van de papierrecyclingsketen.

FIGUUR VIII.1 SINGLE SCORE VAN DE PAPIERKETEN VAN INZAMELEN TOT EN MET DROGEN



BIJLAGE IX

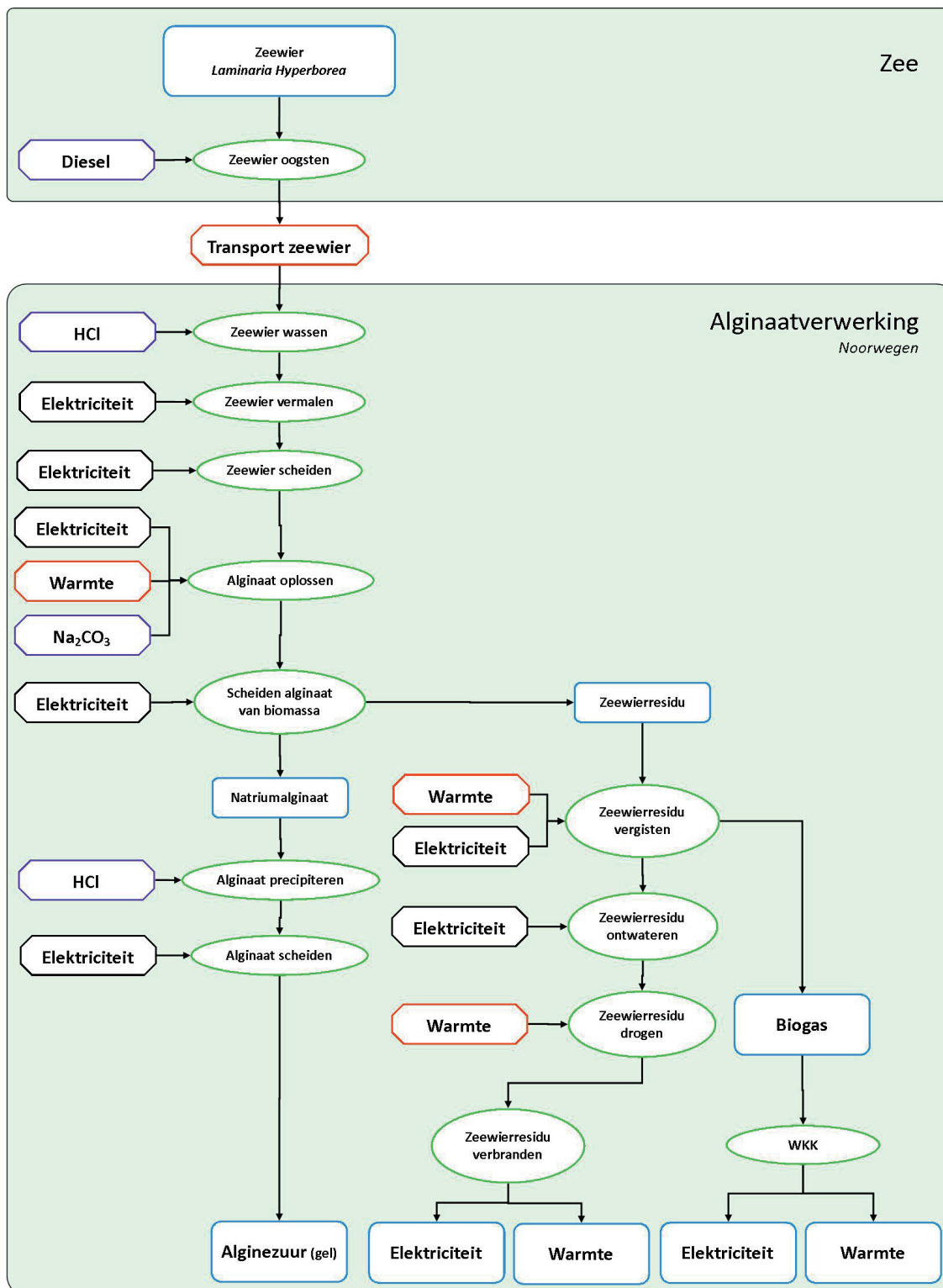
VERMEDEN PRODUCT: ALGINAATPRODUCTIE UIT ZEEWIER

Alginaat kan uit bruin zeewier worden geproduceerd. Afhankelijk van welke kwaliteit gewenst is komt het uit Europa (Frankrijk, Noorwegen; hoogwaardig/voedsel) of uit Azië (China; laagwaardig/textiel, papierindustrie). De verkoop wereldwijd lag rond de 26.500 ton in 2009 (Bixler en Porse, 2011). De meeste zeewierproductie in Europa komt niet van gecultiveerde oogst, maar van het oogsten van wild zeewier. Dit wordt mechanisch gedaan in onder andere Frankrijk en Noorwegen met boten en roterende messen of met de hand in het geval van aangespoeld zeewier of bij laag getij (Ierland). Gecultiveerde productie gebeurt vooralsnog alleen in China. Omdat Noorwegen de grootste producent van alginaat is in Europa (voornamelijk het bedrijf FMC Biopolymers), is in deze studie gekozen voor het wilde *Laminaria hyperborea* als vermeden product. FMC Biopolymers richt zich vooral op hoogwaardige voedsel- en farmaceutische toepassingen. *Laminaria hyperborea* groeit in Noorwegen met een dichtheid van 10-15 kg/m² (100-150 t/ha).

Voor alginaat uit zeewier zijn de volgende ketenstappen gedefinieerd (zie ook het proceschema in Figuur IX.1):

- 1 Zeewier oogsten en transporteren
- 2 Zeewier voorbereiden, bestaande uit transportband, voorbehandeling met zuur en scheiden, vermalen
- 3 Alginaatextractie, bestaande uit alginaat oplossen, scheiden alginaat van biomassa, alginaat precipiteren
- 4 Scheiden alginezuur van water
- 5 Zeewierresidu verwerken, bestaande uit vergisten, ontwateren, drogen, verbranden

Deze stappen zullen in de onderstaande paragrafen worden toegelicht en geïnventariseerd.

FIGUUR IX.1 PROCESSHEMA ALGINAAT UIT ZEEWIER (*LAMINARIA HYPERBOREA*)

Zeewier oogsten en transporteren

Het oogsten van zeewier in Noorwegen gebeurt met specifieke vaartuigen, uitgerust met een kraan/arm waaraan een sleepmaaier is bevestigd (zie Figuur IX.2). Deze vaartuigen hebben een capaciteit tussen 30-150 t. Per dag kan dus ~1 ha geoogst worden. Vanuit de sleepvaartuigen wordt het natte zeewier overgebracht naar een transportschip, depot of verwerkings-

fabriek. Wanneer het zeewier niet direct verwerkt kan worden, zal het in depots bewaard worden onder toevoeging van een verdunde formaldehyde-oplossing, maar in deze studie is aangenomen dat het zeewier direct verwerkt wordt, dus is de toevoeging van formaldehyde niet gemodelleerd.

FIGUUR IX.2 LINKS: EEN SLEEPMAAIER. RECHTS: EEN VAARTUIG VOOR HET OOGSTEN VAN ZEEWIER (ZEEWIER DREDGER), ZOALS GEBRUIKT IN NOORWEGEN



Aangenomen is dat het oogsten gemiddeld 4 liter diesel per ton natgewicht kost, voor een rondtrip van 50 km van depot – oogstplek en het daadwerkelijk oogsten. De 4 liter is een conservatief gemiddelde hoeveelheid gebaseerd op 4 bronnen over dieselvebruik op schepen die zeewier of algen oogsten (Aitken et al., 2014; Fry et al., 2012; Langlois et al., 2012; Trond en Hinge, 2014). Van depot naar verwerkingslocatie wordt een groter transportschip ingezet, vergelijkbaar met een binnenvaartschip. Hiervoor is een gemiddelde afstand van 250 km aangenomen. Er is gerekend met een drogestofgehalte van 20% en een ODS van 70%. In tabel IX.1 staan alle inputs voor alginaatproductie uit zeewier.

ZEEWIER VOORBEBERKEN

Transportband

Als het zeewier aan land is gekomen wordt het van de wal naar de verwerkingsfaciliteit gebracht met een transportband. Deze heeft een vermogen van 0,68 kW en een capaciteit van 12,5 m³ (Aitken et al., 2014)). Voor de stroom van 7288 ton (20% DS) geeft dit een jaartotaal van 1.427 MJ.

Voorbehandeling met zuren scheiden

Om de opbrengst te verhogen, wordt het gedroogde zeewier gemengd met een 0,1 M HCl oplossing tot een DS van 4% is bereikt. De zuuroplossing zorgt voornamelijk voor verwijdering van externe zouten. Het proces vindt plaats op kamertemperatuur (15°C). Vervolgens wordt het overtollig water gescheiden van de zeewiermassa door een zeef, met een energieverbruik van 45 kWh per ton droge stof.

Vermalen

Na de scheiding wordt de zeewiermassa verkleind door een combinatie van hak- en maal machines. Dit proces zorgt voor een vergroting van het beschikbare oppervlak voor het alginaat-extractieproces, waardoor dit sneller kan verlopen. De vermalers hebben een gecombineerd vermogen van 100 kW en een capaciteit van 30 ton per uur.

ALGINAATEXTRACTIE

Vanaf hier zijn de stappen voor alginaatproductie uit zeewier vergelijkbaar met die voor alginaatproductie uit korrelslib. Daar waar verschillende hoeveelheden gebruikt worden is dit aangegeven.

De dosering Na_2CO_3 hangt af van de hoeveelheid zeewier en is aangenomen als 1,25% op gewichtsbasis (Hernández-Carmona et al., 2013; Hogendoorn, 2013; MacHugh, 1987). Bij het scheiden van het alginaat van de biomassa wordt aangenomen dat 27% van de ingaande droge stof als alginaat in oplossing wordt gebracht.

Aangenomen wordt dat bij de precipitatie 16 liter van een 36% HCl oplossing per m^3 oplossing wordt gebruikt (Hernández-Carmona et al., 2013; Hogendoorn, 2013; MacHugh, 1987).

ZEEWIERRESIDU VERWERKEN

Het zeewierresidu dat is ontstaan na alginaatextractie kan worden vergist. Zeewier bevat echter veel minder ODS dan slib (481 ton ODS voor zeewier vs. 1027 ton ODS voor slib). Daarom wordt minder biogas geproduceerd, maar kost het wat minder warmte.

Zo'n zelfde verhaal gaat op voor het drogen en verbranden van het zeewierresidu door de lage ODS. In deze studie is gemodelleerd dat de warmte die vrijkomt bij zeewierresidu verbranden wordt omgezet in stoom (zie ook paragraaf V.4). Deze opgewekte stoom wordt eerst ingezet om het zeewierresidu te drogen. Het restant aan stoom wordt vervolgens gebruikt voor elektriciteitsproductie.

In het geval van zeewier is het zo dat de gecombineerde warmte-output vanuit de WKK en het zeewierresidu verbranden niet voldoende is om de processen die warmte vragen te voorzien van warmte. Dit betekent dat warmte moet worden ingekocht en dat er geen elektriciteitsproductie is.

TRANSPORT ALGINEZUUR

Na de extractie wordt het verkregen alginezuur als zodanig verkocht of verder verwerkt, afhankelijk van het gewenste eindproduct. Het zal weinig praktisch zijn om alginezuur met een laag DS% over lange afstand te vervoeren. Bedrijven zullen liever alginaatpoeder vervoeren met een DS van >90%, maar dan is het veelal een ander product geworden dan alginezuur. Omdat de systeemgrens in deze studie ophoudt bij een vermarktbaar eindproduct, in dit geval alginezuur, is aangenomen dat vanuit Noorwegen de wereldmarkt bediend wordt, en het alginezuur semi-lokaal gebruikt zal gaan worden in bijvoorbeeld de papierindustrie. Binnen Nederland kan het geproduceerde alginezuur vanuit korrelslib ook ingezet worden in de papierindustrie. Daarom is een transportstap van Noorwegen naar Nederland buiten beschouwing gelaten.

OVERZICHT ALGINAATPRODUCTIE UIT ZEEWIER

TABEL IX.1 OVERZICHT INVENTARISATIE ALGINAATPRODUCTIE UIT ZEEWIER OP JAARBASIS

Stap	Onderwerp	Data
Zeewier oogsten en transporteren	Transport	1.822 kt.km Proces: Transport, freight, inland waterways, barge {RER} processing
	Diesel	40 ton Proces: Transport, freight, inland waterways, barge {RER} processing ^a
Zeewier voorbereiden	Elektriciteit	388 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} production mix
	Zoutzuur	106 t Proces: Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} market for

Stap	Onderwerp	Data
Alginaat oplossen	Natrium-carbonaat	456 ton Proces: Soda ash, dense {GLO} modified Solvay process, Hou's process
	Warmte	1.872 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	63 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} production mix
Scheiden alginaat van biomassa	Elektriciteit	216 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} production mix
Alginaat precipiteren	Zoutzuur	218 ton Proces: Hydrochloric acid, without water, in 30% solution state {RER} market for
	Elektriciteit	63 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} production mix
Scheiden alginezuur van water	Elektriciteit	993 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} production mix
Zewierresidu vergisten	Warmte	662 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	7 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} production mix
WKK (biogas verbranden)	Elektriciteit	-2.037 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} production mix
	Warmte	-1.940 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Zewierresidu ontwateren	Elektriciteit	335 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} production mix
	Polyelektroliet	10 ton Proces: Polyacrylamide {GLO} production
Zewierresidu drogen	Elektriciteit	253 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} production mix
	Warmte	4.952 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
Zewierresidu verbranden	Warmte	-4.452 GJ Proces: Heat, central or small-scale, natural gas {Europe without Switzerland} heat production, natural gas, at boiler modulating <100kW
	Elektriciteit	-701 GJ Proces: Electricity, medium voltage {NL} production mix
	Kalk	32 ton Proces: Lime {GLO} market for

^a Gebaseerd op Transport, ..., barge RER, omgezet van input per t.km naar input per kg diesel.

BIJLAGE X

GEVOELIGHEIDSANALYSES

FOSFAATTERUGWINNING

X.1 BIJ SLIBEINDVERWERKER: ANDERE REFERENTIECASE

De slibproductie en de hoeveelheid P die in het slib terecht komt verschilt per referentiecasi. De gevoeligheidsanalyse in deze paragraaf geeft inzicht in de invloed van de referentiecasi op de resultaten. In Tabel X.1 is een samenvatting gegeven van de inventarisatie voor referentiecasi 1 en voor case 2 en 3. Voor case 2 en 3 is de slibhoeveelheid slib en de hoeveelheid P die in het slib terecht komt gelijk. Dit komt omdat er in die systemen enkel P verloren gaat naar het effluent en de rest na de ontwatering in hetzelfde slibverwerkingssysteem terecht komt.

TABEL X.1 INVENTARISATIE – BASISDATA SLIB (PER 100.000 I.E.), VOOR REFERENTIECASE 1 EN VOOR REFERENTIECASE 2 EN 3

Thema	Referentiecasi 1	Referentiecasi 2 en 3
Slibproductie ^a	14.952 kg per dag 5.458 ton per jaar	14.883 kg per dag 5.432 ton per jaar
P in slib ^a	127 kg P per dag 46,4 ton per jaar	125 kg P per dag 45,6 ton per jaar
% van slib naar vliegias ^b	8%	8%
% P ₂ O ₅ in vliegias ^c	24,1%	23,7%

^a Vergist slib. Op basis van massabalans (bijlage IV). Drogestofgehalte: 23%. Droge stof ref 1: 3439 kg/dag, droge stof ref 2/3: 3423 kg/dag.

^b SNB, 2015

^c Deze waarde wijkt af van de praktijkwaarde volgens SNB. Dit kan komen omdat SNB in praktijk van veel verschillende typen RWZI's slib ontvangt. Een deel wint mogelijk al fosfaat terug door middel van struvietwinning op de RWZI, een ander deel zal andere processpecificaties hebben (groter/kleiner dan 100.000 i.e., andere bedrijfsvoering dan aangenomen in onze massabalans), waardoor de P vracht in het slib anders is.

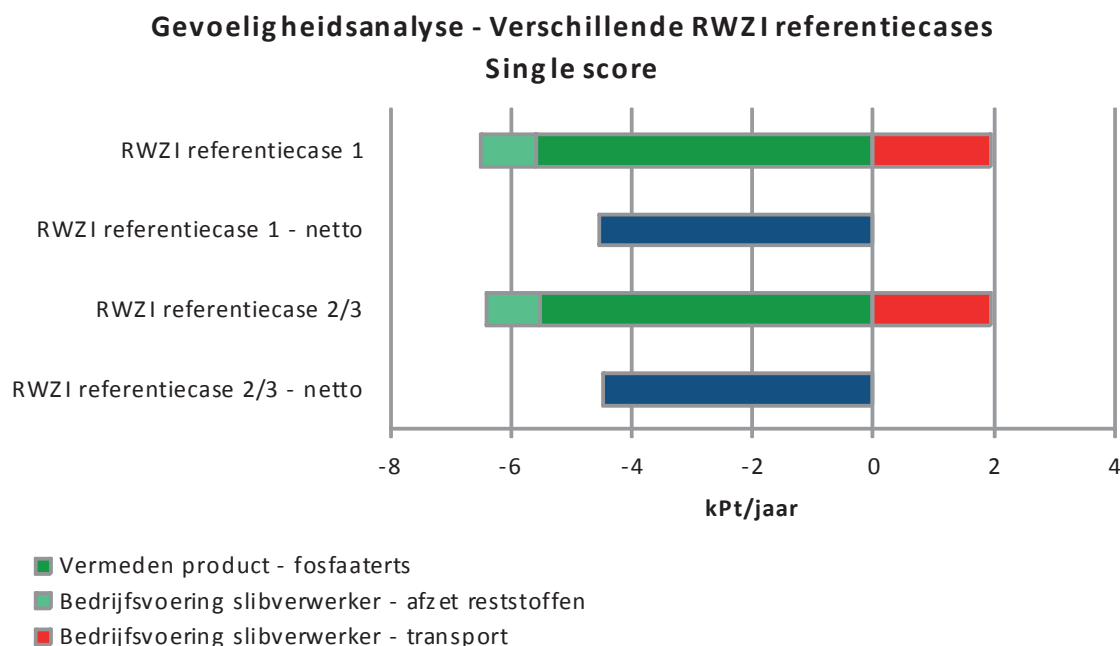
TABEL X.2 INVENTARISATIE – FOSFAAT IN Vliegias MONOVERBRANDERS (PER 100.000 I.E. PER JAAR, REFERENTIECASE 1)

Thema	Eenheid	Referentiecasi 1	Referentiecasi 2/3
Vermeden opgewerkt fosfaaterts, inclusief transport	ton/jaar	102	101
Transport naar Ecophos	ton vliegias/jaar	437	435
	km	250	250

RESULTAAT

De slibproductie per dag is in referentiecasi 1 heel beperkt hoger dan in referentiecasi 2 en 3; 15 ton per dag in plaats van 14,9 ton per dag (zie Tabel X.1). De hoeveelheid fosfor die per dag in het slib terecht komt is iets lager voor referentiecasi 2 en 3 (125 kg in plaats van 127 kg). De concentratie P₂O₅ in de vliegias is daarmee voor referentiecasi 2 en 3 iets lager; 23,2% in plaats van 23,4%. In Figuur X.1 is weergegeven wat het effect hiervan is op het resultaat. Zoals verwacht is het voordeel van het vermijden van opgewerkt fosfaaterts zeer beperkt kleiner. Dit verschil is niet significant.

FIGUUR X.1 GEVOELIGHEIDSANALYSE: SINGLE SCORE (KPT) VOOR DE INZET VAN VLEGAS ALS VERVANGING VAN OPGEWERKT FOSFAATERTS BIJ VERSCHILLENDE REFERENTIECASES, PER 100.000 I.E. PER JAAR



Noot: Analyse voor 100.000 i.e. per jaar, voor referentiecasse 1 (voorbezinking, actiefslib systeem en nabezinking), referentiecasse 2 (Actief-slibreactor met nabezinking en referentiecasse 3 (aerob korrelslibreactor). referentiecasses 2 en 3 zijn samen weergegeven omdat voor deze twee systemen de slibproducten en de fosforconcentratie in het slib gelijk is.

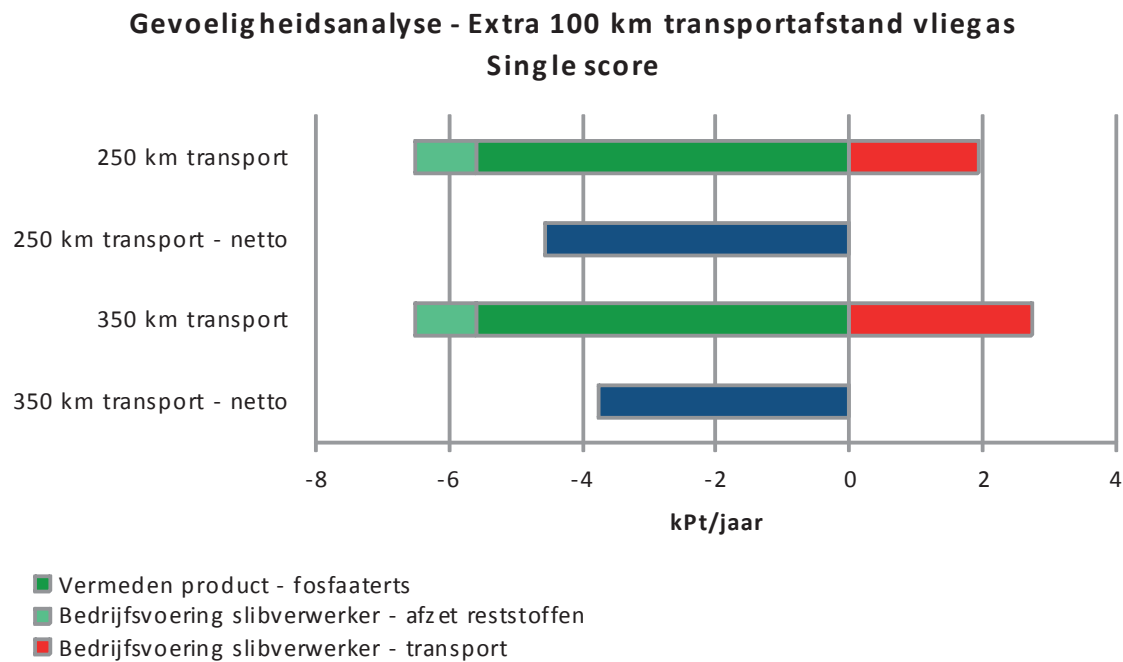
TABEL X.3 SINGLE SCORE (KPT) BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN VOOR INZET VAN VLEGAS ALS FOSFAATERTSVERVANGER BIJ ANDERE REFERENTIECASES (VERSCHIL MET SITUATIE ALS VLEGAS CONVENTIONEEL INGEZET WORDT), PER 100.000 I.E. PER JAAR

Fase	Vervanging opgewerkt fosfaaterts door vliegass -referentiecasse 1	Vervanging opgewerkt fosfaaterts door vliegass -referentiecasses 2 en 3
	single score (kPt)	single score (kPt)
Vermeden product – opgewerkt fosfaaterts, P ₂ O ₅	-5,6	-5,5
Verminderde afzet reststoffen	-0,9	-0,9
Transport – monoverbranders naar vliegassopwerker	2,0	1,9
Totaal	-4,5	-4,5

X.2 BIJ SLIBEINDVERWERKER: TRANSPORTAFSTAND

De transportafstand van SNB (Moerdijk) naar het fabrieksterrein van Ecophos (Duinkerke) is zo'n 230 à 250 km. Vanuit het terrein van HVC is het zo'n 20 km verder. In de berekening is daarom in eerste instantie uitgegaan van een transportafstand van 250 km. In Figuur X.2 is weergegeven wat de invloed op de milieuscore is als de transportafstand van de slibverwerker naar de vliegassverwerker 100 km langer is (dus 350 km). Zoals in de figuur te zien is er nog steeds een milieuvoordeel, maar is dit wel kleiner; 7%. Het break-even punt waarbij het milieunadeel van het transport net zo groot is als het milieuvoordeel van vliegass inzetten als fosfaatbron is een transportafstand van 585 km. Voor afzet van Nederlands slib aan Ecophos is de transportafstand milieukundig dus geen belemmering.

FIGUUR X.2 GEVOELIGHEIDSANALYSE: SINGLE SCORE (KPT) VOOR 100 KM EXTRA TRANSPORTAFSTAND VAN DE SLIBVERWERKER NAAR DE VLEGASVERWERKER, PER 100.000 I.E. PER JAAR



TABEL X.4 SINGLE SCORE (KPT) BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN VOOR INZET VAN VLEGAS ALS FOSFAATERTSVERVANGER BIJ LANGERE TRANSPORTAFSTAND (VERSCHIL MET SITUATIE ALS VLEGAS CONVENTIONEEL INGEZET WORDT), PER 100.000 I.E. PER JAAR

Fase	Vervanging opgewerkt fosfaaterts door vliegias – 250 km transport	Vervanging opgewerkt fosfaaterts door vliegias – 350 km transport
	single score (kPt)	single score (kPt)
Vermeden product – opgewerkt fosfaaterts, P_2O_5	-5,6	-5,6
Verminderde afzet reststoffen	-0,9	-0,9
Transport – monoverbranders naar vliegiasopwerker	2,0	2,7
Totaal	-4,5	-3,9

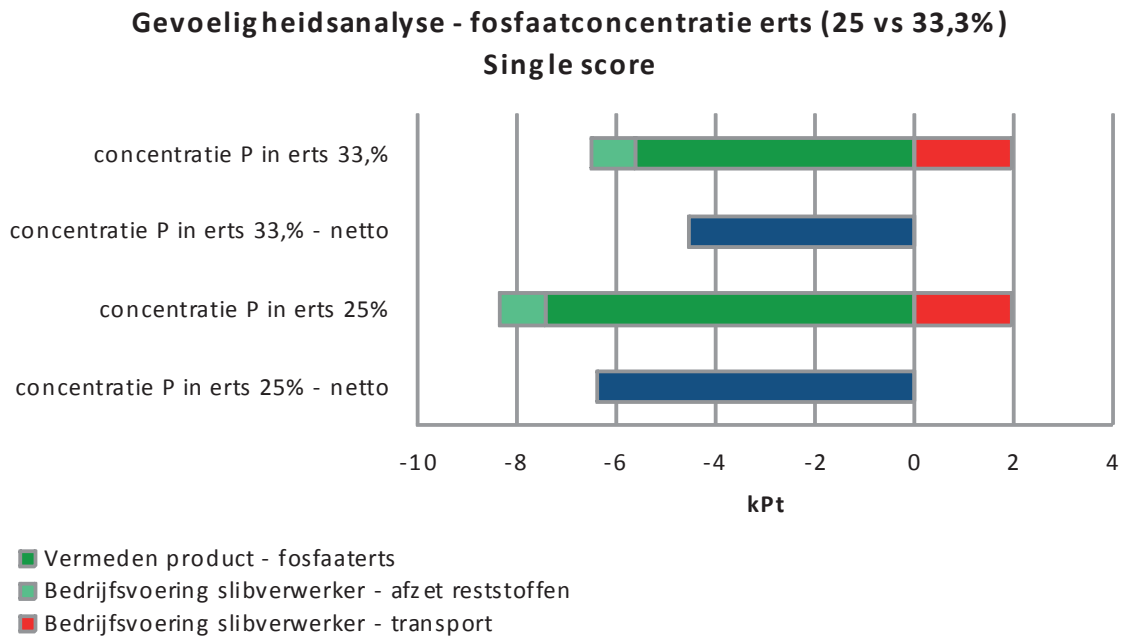
X.3 BIJ SLIBEINDVERWERKER: FOSFAATCONCENTRATIE

Fosfaaterts is een eindige grondstof. Het is daarom aannemelijk dat de concentraties fosfaat in de erts in de toekomst zullen afnemen, naarmate schaarste toeneemt. Om een indruk te geven van de invloed van de P_2O_5 -concentratie in de erts is in deze gevoeligheidsanalyse gekeken wat het effect is als de concentratie afneemt van 33,3% naar 25%.

Als de concentratie P_2O_5 in erts afneemt, neemt de milieu-impact van het delven van 1 kg P_2O_5 toe. Het milieuvoordeel van het vermijden van gebruik van fosfaaterts neemt daarmee toe. Het milieuvoordeel van het gebruik van vliegias neemt dus ook toe. Hoeveel de toename van het voordeel is, is in Figuur X.3 weergegeven voor een afname van de P_2O_5 -concentratie van 33,3% naar 25%.

Het milieuvoordeel van het gebruik van vliegias als fosfaatertsvervanger neemt 40% toe (van -4,5 kPt per jaar naar -6,4 kPt per jaar).

FIGUUR X.3 GEVOELIGHEIDSANALYSE: SINGLE SCORE (KPT) VOOR EEN FOSFAATERTSCONCENTRATIE VAN 25% IN PLAATS VAN 33,3% (IN OPGEWERKT ERTS), PER 100.000 I.E. PER JAAR



TABEL X.5 SINGLE SCORE (KPT) BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN VOOR INZET VAN VliegAS ALS FOSFAATERTSVERVANGER BIJ LAGERE FOSFAATCONCENTRATIE IN OPGEWERKT ERTS (VERSCHIL MET SITUATIE ALS VliegAS CONVENTIONEEL INGEZET WORDT), PER 100.000 I.E. PER JAAR

Fase	Vervanging opgewerkt fosfaaterts door vliegAs – huidige fosfaatertsconcentratie (33%)	Vervanging opgewerkt fosfaaterts door vliegAs – lagere fosfaatertsconcentratie (25%)
	single score (kPt)	single score (kPt)
Vermeden product – opgewerkt fosfaaterts, P ₂ O ₅	-5,6	-7,4
Verminderde afzet reststoffen	-0,9	-0,9
Transport – monoverbranders naar vliegAsopwerker	2,0	2,0
Totaal	-4,5	-6,4

X.4 BIJ SLIBEINDVERWERKER: PROCES ECOPHOS

In deze milieukundige analyse is de verwerking van vliegAs tot kunstmest buiten beschouwing gelaten; de systeemgrenzen zijn beperkt tot: 1) inclusief de slibverwerker en 2) tot productie van een product dat elders verder verwerkt of gebruikt wordt. In de huidige analyse is de analyse van P-terugwinning bij de slibverwerker beperkt tot de levering van vliegAs aan de verwerker (Ecophos). Door gebruik van fosfaathoudend vliegAs kan gebruik van fosfaaterts vermeden worden.

Voor het verder verwerken van de vliegAs tot een kunstmestproduct is energie en zijn hulpstoffen nodig. Het zou interessant zijn om inzicht te hebben in de balans tussen milieunadelen en milieuvordelen over de hele keten van influent in de RWZI tot productie van kunstmestproducten uit de vliegAs. Hieronder is een korte samenvatting gegeven van een literatuuranalyse van een recent gepubliceerd onderzoek naar de milieu-impact van as-uitloging (Ecophos proces).

RECENTE RESULTATEN ANALYSE ECOPHOSPROCES

In een recente studie (november 2015) uitgevoerd voor de Europese Commissie, wordt een LCA gedaan van verschillende terugwinmethodes voor fosfaat (Remy, 2015). As-uitloging (Ecophos) is een van de onderzochte methodes.

Terugwinrendement

Volgens deze studie is het terugwinrendement van de Ecophos methode van P uit slib 97%. Dit betekent dat vrijwel alle P die in de vliegias terecht komt (98% van het P in slib) uit de vliegias gehaald kan worden. Het terugwinrendement is opgenomen in de basismodellering.

Impact op verschillende milieu-impactcategorieën

Volgens Remy (2015) scoort as-uitloging met de Ecophosmethode op de negen onderzochte impactcategorieën een milieuvoordeel ten opzichte van conventionele verwerking van slib via monoverbranding. In deze analyse zijn categorieën op het gebied van GER-waarden, klimaatverandering, verzuring, vermisting en toxiciteit opgenomen.

In de studie van Remy is een vergelijking opgenomen met andere methodes om fosfor terug te winnen uit slib of op de RWZI. Deze vergelijking kunnen gebruikt worden om de resultaten in perspectief te plaatsen omdat ook struvietwinning (op de rejectiewaterstroom, zonder WASSTRIP) is opgenomen. Onze resultaten met betrekking tot deze technologie zijn opgenomen in hoofdstuk 6. Net als as-uitloging scoort struvietwinning op alle categorieën een milieuvoordeel. In de vergelijking tussen as-uitloging door Ecophos en struvietwinning (Pearl) scoort as-uitloging in alle categorieën beter, behalve op marine vermisting.

X.5 DATABASE FOSFAATERTS

Er zijn verschillende databases die een modellering voor fosfaaterts (inclusief opwerking) hebben opgenomen. De Agri-footprint is een database gericht op landbouw en gewasproductie. In Tabel X.6 is een vergelijking van de milieu-impact in single score opgenomen van fosfaaterts per kg P₂O₅.

TABEL X.6 VERGELIJKING MILIEU-IMPACT (SINGLE SCORE) VAN FOSFAATERTS PER KG P₂O₅

		Ecoinvent ^a	Agri-footprint ^b
Single score – fosfaaterts	kPt	31,9	20,7
Single score – fosfaaterts inclusief transport	kPt	54,7	43,5

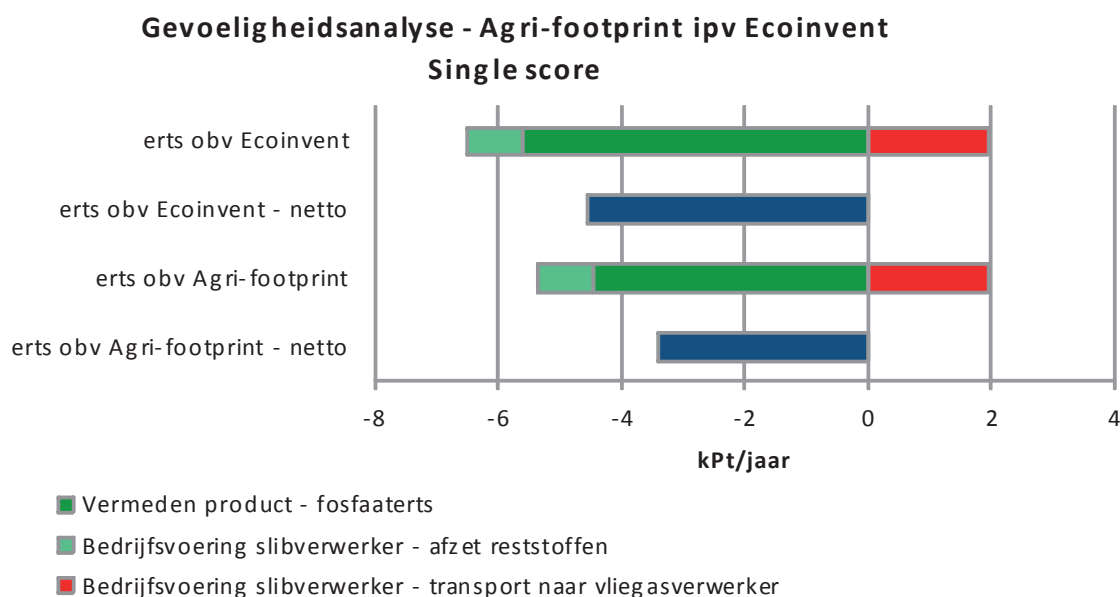
^a Ecoinvent proces: Phosphate rock, as P₂O₅, beneficiated, dry {MA}| phosphate rock beneficiation, dry | Alloc Rec

^b Agri-footprint proces: Phosphate rock (32% P₂O₅, 50% CaO) (NPK 0-32-0)/RER Economic

De productie van fosfaaterts in de Ecoinvent database heeft bijna 1,5 keer meer milieu-impact. Het verschil tussen de Ecoinvent database en de Agri-footprint database zit vooral in het energieverbruik en verschillen in emissies tijdens de winning en opwerking. Voor de modellering is in de basis gekozen voor Ecoinvent, om zoveel mogelijk gebruik te maken van één database.

In Figuur X.4 is de single score gegeven van de berekening van de milieu-impact van P-terugwinning bij de slibverwerker. Zoals te zien valt het milieuvoordeel lager uit als gebruik gemaakt wordt van de Agri-footprintdatabase in plaats van de Ecoinvent database. Het verschil, een afname van het milieuvoordeel van 20%, geeft aan dat er een bepaalde onzekerheid is milieu-impact van fosfaaterts winning. De analyse van de voordelen van het vermijden van gebruik van fosfaaterts zou verder uitgediept kunnen worden door het bekijken van verschillende mijnbouwlocaties en gebruikte technologieën, en wat de invloed hiervan is op de milieu-impact van de productie van opgewerkt fosfaaterts.

FIGUUR X.4 GEVOELIGHEIDSANALYSE: SINGLE SCORE (KPT) BIJ GEBRUIK VAN DE AGRI-FOOTPRINT DATABASE IN PLAATS VAN DE ECOINVENT DATABASE VOOR DE MODELLERING VAN FOSFAATERTSWINNING, PER 100.000 I.E. PER JAAR



TABEL X.7 SINGLE SCORE (KPT) BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN VOOR INZET VAN VliegAS ALS FOSFAATERTSVERVANGER BIJ GEBRUIK ANDERE DATABASE VOOR FOSFAATERTSWINNING (VERSCHIL MET SITUATIE ALS VliegAS CONVENTIONEEL INGEZET WORDT), PER 100.000 I.E. PER JAAR

Fase	Vervanging opgewerkt fosfaaterts door vliegAs – Ecoinvent database fosfaaterts	Vervanging opgewerkt fosfaaterts door vliegAs – Agri-footprint database fosfaaterts
	single score (kPt)	single score (kPt)
Vermeden product – opgewerkt fosfaaterts, P ₂ O ₅	-5,6	-4,4
Verminderde afzet reststoffen	-0,9	-0,9
Transport – van monoverbrander naar vliegAsopwerker	2,0	2,0
Totaal	-4,5	-3,4

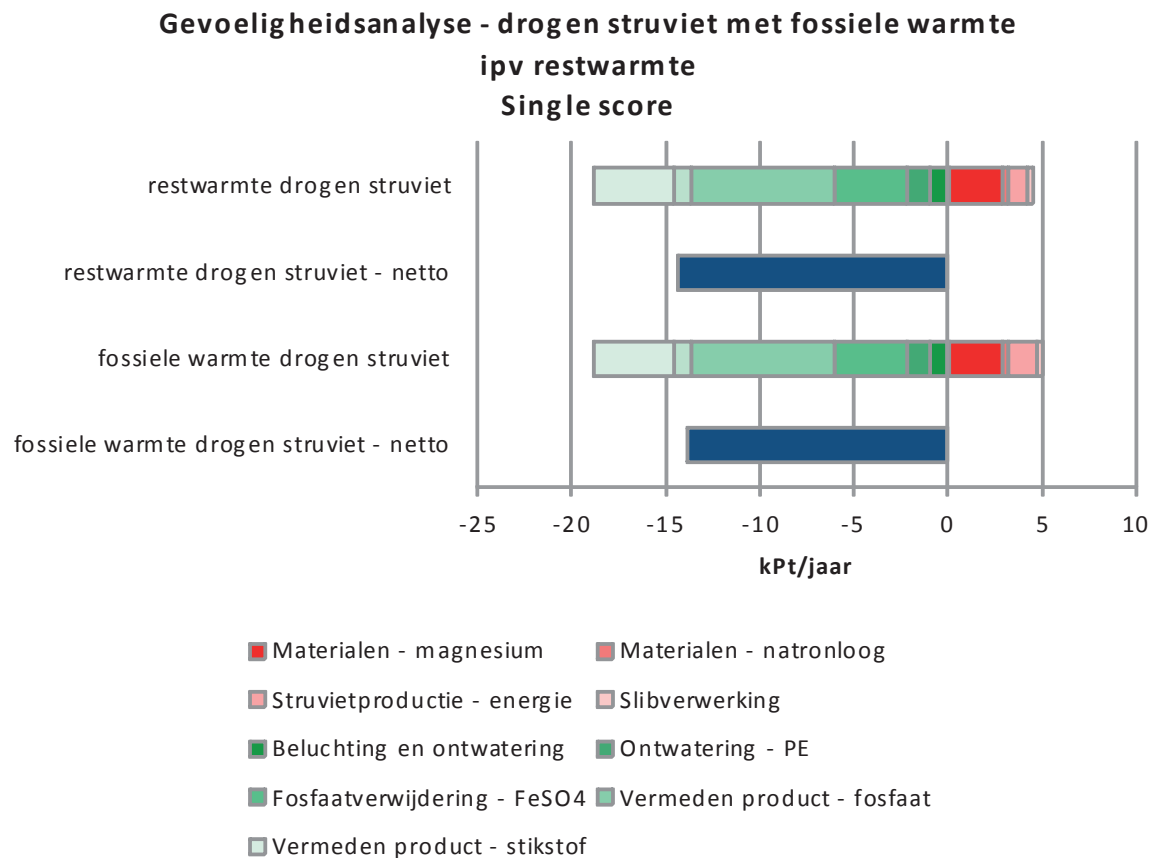
X.6 OP RWZI: GEBRUIK FOSSIELE BRANDSTOFFEN VOOR DROGEN STRUVIETKORRELS

In deze gevoeligheidsanalyse wordt gekeken naar het effect van het gebruik van fossiele brandstoffen in plaats van restwarmte voor het drogen van de struvietkorrels. In de gevallen waar op dit moment struviet wordt teruggewonnen op RWZI's met een struvietreactor, wordt voor de warmte die nodig is voor het drogen van struvietkorrels gebruik gemaakt van (laagwaardige) restwarmte die op de RWZI aanwezig is. Deze warmte is over en zou anders verloren gaan. Om deze reden wordt er in deze studie geen milieu-impact gekoppeld aan deze restwarmte.

Deze warmte komt bijvoorbeeld van biogas dat in een WKK wordt gestookt, waarbij veel restwarmte vrijkomt. Een andere warmtebron (laagwaardig) is het effluent van de RWZI. Dit kun je iets afkoelen waardoor warmte vrijkomt wat gebruikt kan worden voor het drogen van de struvietkorrels. (Ostara, 2015).

Indien er op een RWZI geen restwarmte beschikbaar is voor het drogen van de struvietkorrels, zou gebruik kunnen worden gemaakt van primaire warmte, speciaal opgewekt voor dit droogproces. In Figuur X.6 is het verschil in milieu-impact gegeven. Bij gebruik van warmte uit fossiele bronnen (in dit geval aardgas) neemt het milieuvoordeel met slechts 3% tot 43% af. Bij struvietwinning met reactor is dit 3% en bij struvietwinning met reactor en WASSTRIP is dit 4%.

AFBEELDING X.5 GEVOELIGHEIDSANALYSE: SINGLE SCORE (KPT) BIJ GEBRUIK VAN FOSSIELE WARMTE IN PLAATS VAN RESTWARMTE VOOR DE MODELLERING VAN FOSFAATERTSWINNING, PER 100.000 I.E. PER JAAR



In Tabel X.8 is dikgedrukt weergegeven welk aspect verandert.

TABEL X.8 GEVOELIGHEIDSANALYSE - SINGLE SCORE (KPT) GEBRUIK FOSSIELE WARMTE I.P.V. RESTWARMTE VOOR DROGEN STRUVIETKORRELS, BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN WASSTRIP, PER 100.000 I.E. PER JAAR

Fase	Struvietwinning met reactor		Struvietwinning met reactor en WASSTRIP	
	restwarmte	fossiele warmte	restwarmte	fossiele warmte
Materialen – struvietreactor	0,1	0,1	0,1	0,1
Materialen – magnesium	2,8	2,8	4,2	4,2
Materialen – natronloog	0,3	0,3	0,8	0,8
Struvietproductie – energie	1,1	1,5	2,7	3,7
Beluchting en ontwatering – energie	-0,9	-0,9	-1,1	-1,1
Ontwatering – PE	-1,3	-1,3	-2,2	-2,2
Fosfaatverwijdering – ijzer(III)sulfaat	-3,8	-3,8	-3,4	-3,4
Slibverwerking	0,3	0,3	0,5	0,5
Vermeden product: fosfaat	-7,6	-7,6	-15,9	-15,9
Vermeden product: magnesium	-1,0	-1,0	-2,1	-2,1
Vermeden product: stikstof	-4,2	-4,2	-8,9	-8,9
Totaal	-14,3	-13,8	-25,1	-24,2

X.7 OP RWZI: MODELLERING MILIEU-IMPACT KUNSTMEST

Er zijn verschillende databases die een modellering voor kunstmest hebben opgenomen. In deze studie wordt de Ecoinvent-database gebruikt als basis, omdat dit de meest complete database is. De Agri-footprint-database is gericht op landbouw en gewasproductie. In deze gevoeligheidsanalyse kijken we naar het effect van het gebruik van de Agri-footprint-database

in plaats van de Ecoinvent-database voor de doorrekening van de milieu-impact van de vermeden producten fosfaat en stikstof. In Tabel X.9 zijn de gebruikte processen uit beide databases weergegeven.

TABEL X.9 GEBRUIKTE PROCESSEN MODELLERING KUNSTMEST

Processen Ecoinvent	Vervangende processen Agri-footprint
Phosphate fertiliser, as P_2O_5 {RER} triple superphosphate production Alloc Rec, S	Triple superphosphate, as 80% $Ca(H_2PO_4)_2$ (NPK 0-48-0), at plant/RER Economic
Nitrogen fertiliser, as N {RER} calcium ammonium nitrate production Alloc Rec, S	Calcium ammonium nitrate (CAN), Nutramon, (NPK 27-0-0), at OCI Nitrogen plant/NL Economic

Noot: in de berekening is rekening gehouden met het aandeel werkzame stof

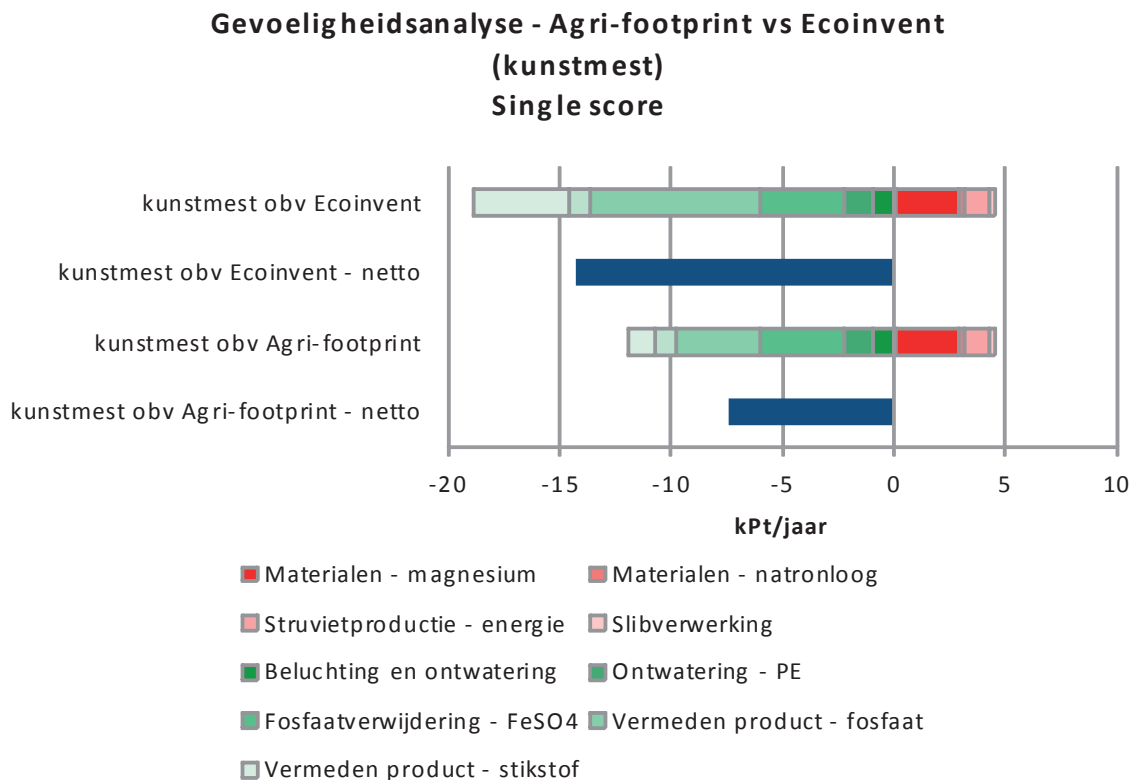
De productie van kalkammonsalpeter (calcium ammonium nitrate, stikstofhoudende kunstmest) heeft in de Ecoinvent-database een 3,5 keer zo hoge milieu-impact als in de Agrifootprint-database. Het verschil tussen de Ecoinvent database en de Agri-footprint database zit vooral in de N_2O -emissies tijdens de productie van salpeterzuur en ammoniak en de CO_2 -emissies van het energieverbruik.

De productie van tripelsuperfosfaat in de Ecoinvent-database heeft een milieu-impact die twee keer hoger is die in de Agri-footprint-database. Dit verschil zit vooral in het energieverbruik en de emissies die vrijkomen tijdens het produceren van fosfaaterts.

In het geval van struvietwinning met enkel een reactor wordt het totale milieuvoordeel met 31% verkleind bij gebruik van de Agri-footprint-database ten opzichte van de Ecoinvent-database. In het geval van struvietwinning met reactor en WASSTRIP is dit zelfs 45%.

In Figuur X.6 is te zien dat het verschil in impact op de single score bij het gebruik van de verschillende databases voor kunstmest aanzienlijk is. In Tabel X.10 zijn de waarden gegeven.

FIGUUR X.6 GEVOELIGHEIDSANALYSE: SINGLE SCORE (KPT) VOOR GEBRUIK AGRI-FOOTPRINT-DATABASE I.P.V. ECOINVENT-DATABASE VOOR KUNSTMEST (STRUVIETWINNING MET REACTOR), PER 100.000 I.E. PER JAAR



In Tabel X.10 is dikgedrukt weergegeven welk aspect verandert.

TABEL X.10 GEVOELIGHEIDSANALYSE: SINGLE SCORE (KPT) VOOR GEBRUIK AGRI-FOOTPRINT-DATABASE I.P.V. ECOINVENT-DATABASE VOOR KUNSTMEST, BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN WASSTRIP, PER 100.000 I.E. PER JAAR

Fase	Struvietwinning met reactor		Struvietwinning met reactor en WASSTRIP	
	Ecoinvent	Agri-footprint	Ecoinvent	Agri-footprint
Materialen – struvietreactor	0,1	0,1	0,1	0,1
Materialen – magnesium	2,8	2,8	4,2	4,2
Materialen – natronloog	0,3	0,3	0,8	0,8
Struvietproductie – energie	1,1	1,1	2,7	2,7
Beluchting en ontwatering – energie	-0,9	-0,9	-1,1	-1,1
Ontwatering – PE	-1,3	-1,3	-2,2	-2,2
Fosfaatverwijdering – ijzer(III)sulfaat	-3,8	-3,8	-3,4	-3,4
Slibverwerking	0,3	0,3	0,5	0,5
Vermeden product: fosfaat	-7,6	-3,7	-15,9	-7,8
Vermeden product: magnesium	-1,0	-1,0	-2,1	-2,1
Vermeden product: stikstof	-4,2	-1,2	-8,9	-2,5
Totaal	-14,3	-7,4	-25,1	-10,7

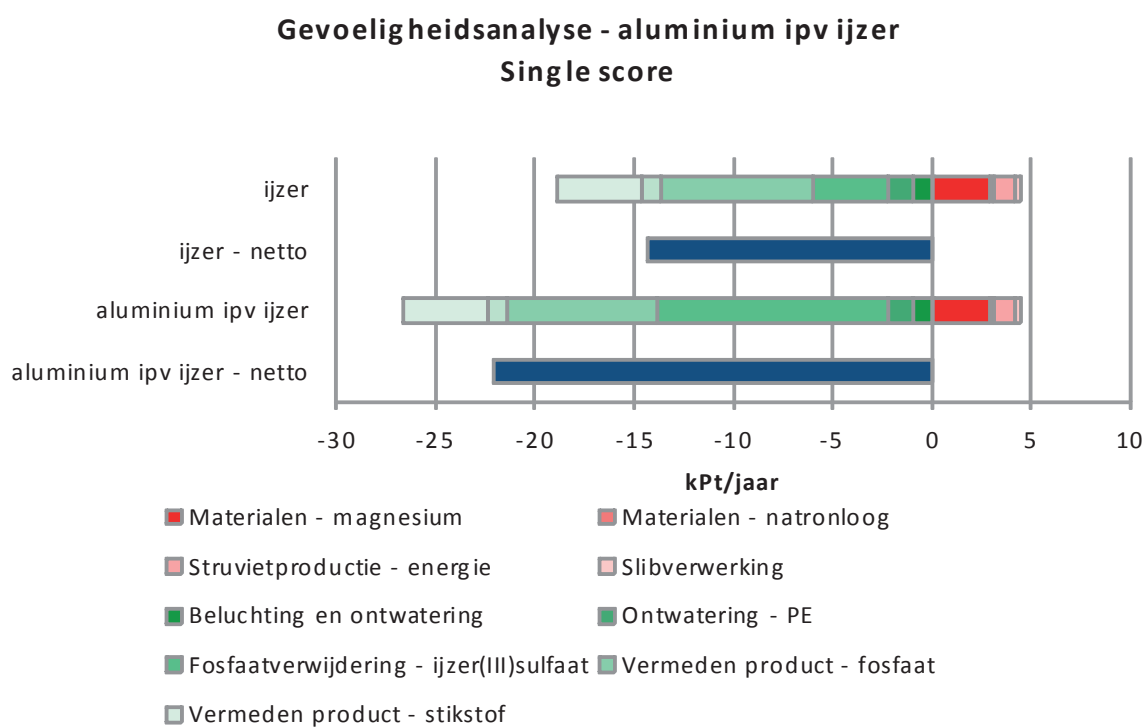
X.8 OP RWZI: GEBRUIK VAN ALUMINIUM IN PLAATS VAN IJZER VOOR HET VORMEN VAN CHEMISCH SLIB

In deze studie wordt uitgegaan van het toevoegen van ijzer(III)sulfaat voor het neerslaan van fosfaat. Het is ook mogelijk hiervoor aluminiumsulfaat te gebruiken. In deze gevoeligheidsanalyse wordt gekeken naar het verschil in milieu-impact tussen het gebruik van aluminiumsulfaat en ijzer(III)sulfaat voor het neerslaan van fosfaat.

Uit de massabalans (bijlage IV) blijkt dat er een lagere overdosering ijzer nodig is voor het laten neerslaan van ijzerfosfaat dan aluminium voor de vorming van aluminiumfosfaat (factor 1,6 i.p.v. 2,0). Ook de milieu-impact per kilogram werkzame stof is beduidend hoger in het geval van aluminiumsulfaat.

De resultaten zijn weergegeven in Figuur X.7 en Tabel X.11. Uit de resultaten blijkt dat het gebruik van aluminiumsulfaat een ongeveer een milieu-impact heeft die drie keer zo hoog is als gebruik van ijzer(III)sulfaat. De totale milieu-impact is 54% hoger bij struvietwinning met enkel een reactor en 28% hoger bij struvietwinning met een reactor en WASSTRIP.

FIGUUR X.7 GEVOELIGHEIDSANALYSE: SINGLE SCORE (KPT) VOOR GEBRUIK ALUMINIUM I.P.V. IJZER (STRUVIETWINNING MET REACTOR), PER 100.000 I.E. PER JAAR



In Tabel X.11 is dikgedrukt weergegeven welk aspect verandert.

TABEL X.11 GEVOELIGHEIDSANALYSE: SINGLE SCORE (KPT) VOOR GEBRUIK ALUMINIUM I.P.V. IJZER, BIJDRAGE VAN PROCESSTAPPEN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN STRUVIETWINNING MET REACTOR EN WASSTRIP, PER 100.000 I.E. PER JAAR

Fase	Struvietwinning met reactor		Struvietwinning met reactor en WASSTRIP	
	IJzer	Al i.p.v. Fe	IJzer	Al i.p.v. ijzer
Materialen - struvietreactor	0,1	0,1	0,1	0,1
Materialen - magnesium	2,8	2,8	4,2	4,2
Materialen - natronloog	0,3	0,3	0,8	0,8
Struvietproductie - energie	1,1	1,1	2,7	2,7
Beluchting en ontwatering	-0,9	-0,9	-1,1	-1,1
Ontwatering - PE	-1,3	-1,3	-2,2	-2,2
Fosfaatverwijdering - ijzer(III)sulfaat/ aluminiumsulfaat	-3,8	-11,6	-3,4	-10,3
Slibverwerking	-0,3	0,3	0,5	0,5
Vermeden product - fosfaat	-7,6	-7,6	-15,9	-15,9
Vermeden product - magnesium	-1,0	-1,0	-2,1	-2,1
Vermeden product - stikstof	-4,2	-4,2	-8,9	-8,9
Totaal	-14,3	-22,1	-25,1	-32,1

BIJLAGE XI

OPTIMALISATIE PHA PRODUCTIECASE 2

In Figuur 7.7 in paragraaf 7.2.1 zijn de gekleurde balken voorzien van een bandbreedtelijn. Deze bandbreedtelijnen geven het verschil weer tussen best case en worst case, en worden veroorzaakt door een aantal onzekerheden in de aannames. In deze bijlage wordt de invloed van de aannames bekeken. Dit is dan ook een optimalisatieanalyse en geen gevoeligheidsanalyse.

In de PHA-productie is voor vijf cruciale parameters een bandbreedte aangenomen, namelijk voor

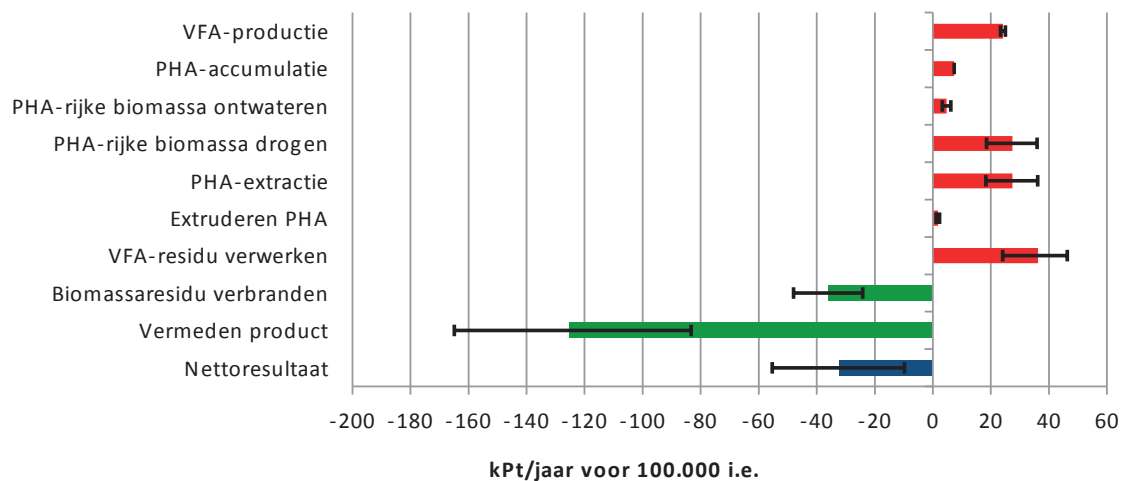
- VFA-opbrengst (0,2-0,4 g VFA/g VSS)
- VFA-consumptie (2,10-2,55 g VFA/g geaccumuleerd PHA)
- PHA-accumulatie (40-60% van de biomassa na accumulatie is PHA)
- butanolgebruik (50-70 g opgelost PHA/L butanol)
- butanolterugwinning (95-98%)

Invloed VFA-opbrengst

In deze studie is een gemiddelde opbrengst van 0,3 g VFA/g VSS aangenomen, met als best case 0,4 g VFA/g VSS en als worst case 0,2 g VFA/g VSS. Het gemiddelde van 0,3 g VFA/g VSS is aan de hoge kant voor slib, maar is wel haalbaar onder de juiste condities. Figuur XI.1 laat het effect zien van de VFA-opbrengst op de netto milieuscore van PHA-productiecase 2. Uit de figuur blijkt dat de VFA-opbrengst invloed heeft op alle verdere ketenstappen van de PHA-productie. De netto milieuscore ligt tussen -55 en -10 kPt/jaar door de bandbreedte in VFA-opbrengst. De VFA-opbrengst heeft een grote invloed op de uiteindelijke PHA-opbrengst omdat veel slib nodig is om VFA's uit te maken (90% van het totale slib); slib dat niet gebruikt kan worden voor PHA-accumulatie. De bandbreedte in VFA-opbrengst leidt tot een bandbreedte in PHA-opbrengst van 84-165 ton. Dit vertaalt zich in de figuur als de bandbreedtelijn op het vermeden product.

FIGUUR XI.1 INVLOED VAN DE VFA-OPBRENGST OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 2

Single score resultaat PHA-productiecase 2, onzekerheid VFA-opbrengst



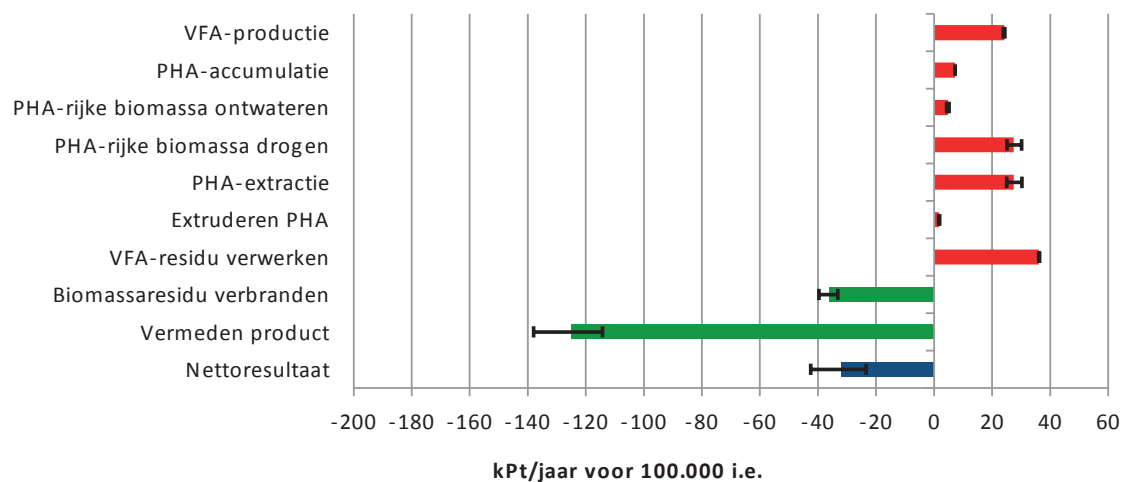
Invloed VFA-consumptie

In deze studie is een gemiddelde consumptie van 2,33 g VFA/g geaccumuleerd PHA aangenomen, met als best case 2,10 g VFA/g geaccumuleerd PHA en als worst case 2,55 g VFA/g geaccumuleerd PHA. Figuur XI.2 laat het effect zien van de VFA-consumptie op de netto milieuscore van PHA-productiecase 2. Uit de figuur blijkt dat ook de VFA-consumptie invloed heeft op alle verdere ketenstappen van de PHA-productie, maar de invloed is een stuk kleiner dan die van de VFA-opbrengst. De netto milieuscore ligt tussen -42 en -23 kPt/jaar door de bandbreedte in VFA-consumptie.

De VFA-consumptie heeft invloed op de uiteindelijke PHA-opbrengst, maar de invloed is een stuk lager dan voor de VFA-opbrengst. De bandbreedte in VFA-opbrengst leidt tot een bandbreedte in PHA-opbrengst van 115-138 ton. Dit vertaalt zich in de figuur als de bandbreedtelijn op het vermeden product en het verwerken van de PHA-rijke biomassa.

FIGUUR XI.2 INVLOED VAN DE VFA-CONSUMPTIE OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 2

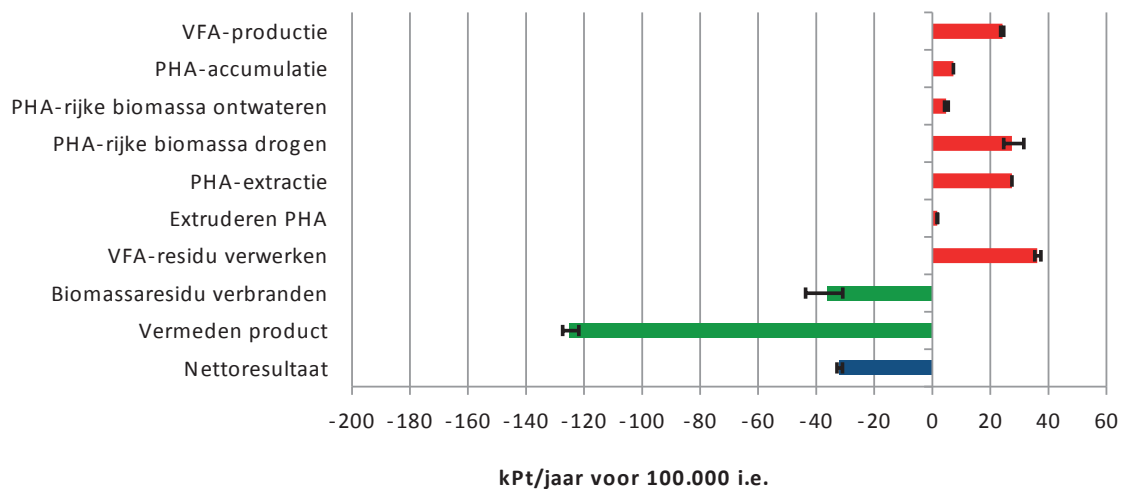
Single score resultaat PHA-productiecase 2, onzekerheid VFA-consumptie



PHA-accumulatie

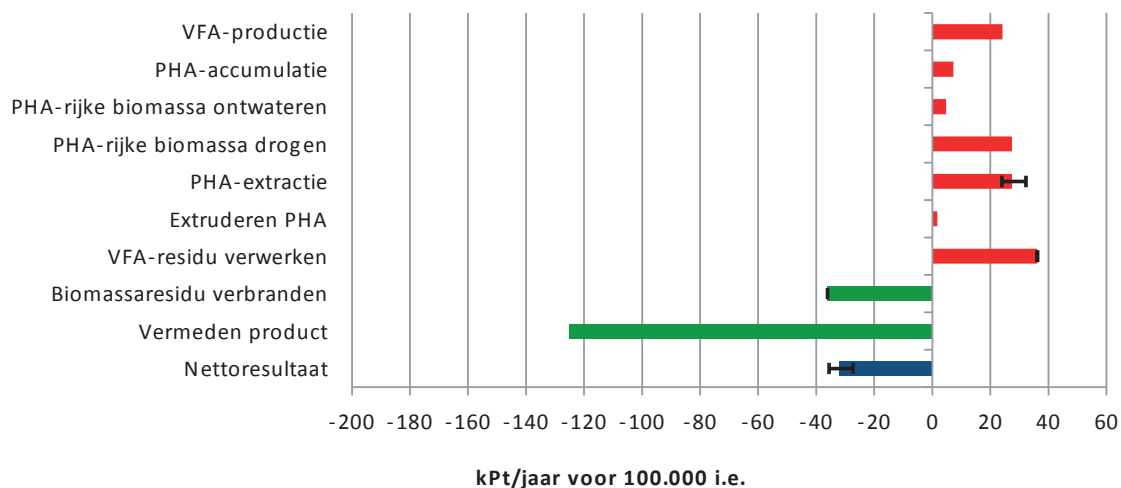
In deze studie is een gemiddelde PHA-accumulatie van 50% van de biomassa aangenomen, met als best case 60% en als worst case 40%. Figuur XI.3 laat het effect zien van de PHA-accumulatie op de netto milieuscore van PHA-productiecase 2. Uit de figuur blijkt dat het accumulatiepercentage weinig invloed heeft op de PHA-accumulatiestap zelf aangezien daarin alleen de massa verpompt wordt. De PHA-accumulatie heeft wel een kleine invloed op de hoeveelheid VFA's dat geproduceerd kan worden (doordat minder slib nodig is voor de accumulatie kan meer slib gebruikt worden voor VFA-productie). De netto milieuscore ligt tussen -33 en -31 kPt/jaar door de bandbreedte in PHA-accumulatie. Dat houdt in dat de invloed van het accumulatiepercentage vrijwel verwaarloosbaar is ten opzichte van het effect van de andere vier parameters, dus dat het accumulatiepercentage minder cruciaal is voor het nettoresultaat.

FIGUUR XI.3 INVLOED VAN DE PHA-ACCUMULATIE OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE2

Single score resultaat PHA-productiecase 2, onzekerheid PHA-accumulatie*Butanolgebruik*

In deze studie is een gemiddeld butanolgebruik van 60 g opgelost PHA/L butanol aangenomen, met als best case 70 g opgelost PHA/L butanol en als worst case 50 g opgelost PHA/L butanol. Figuur XI.4 laat het effect zien van het butanolgebruik op de netto milieuscore van PHA-productiecase 2. Uit de figuur blijkt dat het butanolgebruik alleen invloed heeft op de PHA-extractie. De hoeveelheid en het verlies aan butanol is verwerkt in de PHA-extractiestap. De netto milieuscore ligt tussen -36 en -27 kPt/jaar door de bandbreedte in butanolgebruik.

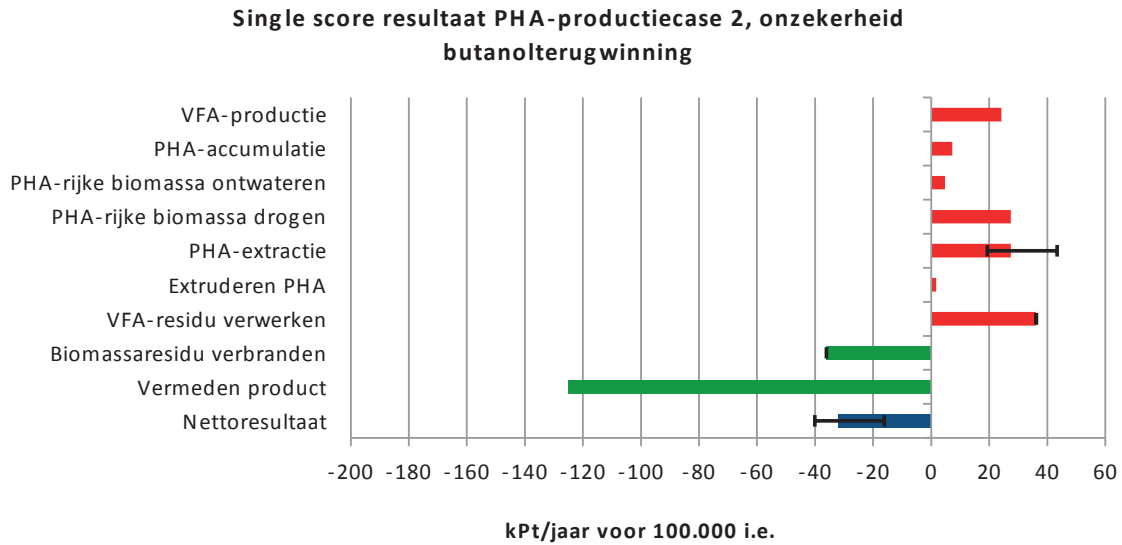
FIGUUR XI.4 INVLOED VAN HET BUTANOLGEBRUIK OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 2

Single score resultaat PHA-productiecase 2, onzekerheid butanolgebruik*Butanolterugwinning*

In deze studie is een gemiddelde butanolterugwinning van 97% aangenomen, met als best case 98% en als worst case 95%. De best case is gekozen omdat de doelstelling van de industrie is om zoveel mogelijk oplosmiddel terug te winnen, maar hoger dan 98% is lastig; dan gaat de energieconsumptie waarschijnlijk zo erg omhoog dat het niet meer uit kan qua duurzaamheid en economie. De worst case is gekozen omdat momenteel het terugwinnen van oplosmiddel bij PHA-productie nog geen geoptimaliseerd industrieel proces is. Figuur XI.5 laat het

effect zien van de butanolterugwinning op de netto milieuscore van PHA-productiecase 2. Uit de figuur blijkt dat de butanolterugwinning alleen invloed heeft op de PHA-extractie. De hoeveelheid en het verlies aan butanol is verwerkt in de PHA-extractiestap. De netto milieuscore ligt tussen -40 en -16 kPt/jaar door de bandbreedte in butanolterugwinning.

FIGUUR XI.5 INVLOED VAN BUTANOLTERUGWINNING OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN PHA-PRODUCTIECASE 2



De opbrengst aan PHA is 125 ton voor de gemiddelde case (paragraaf 5.2.2). Wanneer de bandbreedtes voor de vijf parameters worden meegenomen, dan leidt dat tot een overall PHA-opbrengst van 75-186 ton.

BIJLAGE XII

GEVOELIGHEIDSANALYSE ORGANISCHE STOF: CELLULOSEPRODUCTIECASE 2

In deze paragraaf wordt de invloed van chemicaliëngebruik en bouwmaterialen in de vorm van een pulpfabriek op de tweede cellulosevezelroute beschreven.

CHEMICALIËNGBRUIK

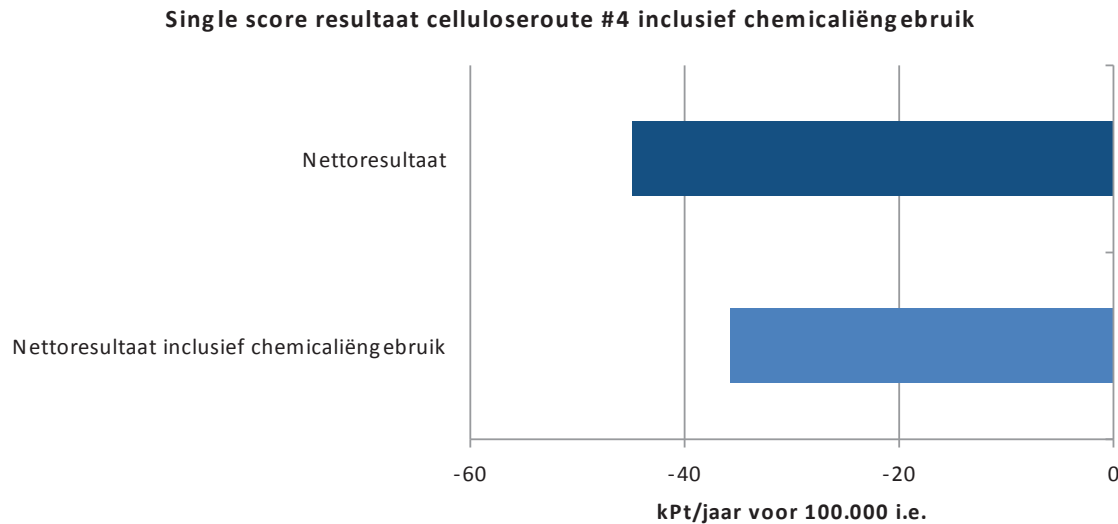
In de tweede cellulosevezelroute is (nog) geen chemicaliëngebruik meegenomen tijdens de gemodelleerde verpulpings- en reinigingstappen. In de praktijk worden chemicaliën toegevoegd in een aantal van de processtappen (zie bijlage VIII). In deze paragraaf wordt gekeken naar de invloed van chemicaliëngebruik op het nettoresultaat. In Tabel XII.1 is de spreiding en het gemiddelde weergegeven van de gebruikte chemicaliën. Het gemiddelde is gebruikt in de berekeningen. Figuur XII.1 laat het verschil zien tussen wel en geen chemicaliëngebruik.

TABEL XII.1 CHEMICALIËNGBRUIK (W/W% DS) IN DE PULP- EN BLEEKSTAPPEN IN DE PAPIERKETEN (SUHR ET AL., 2015)

	Minimum	Maximum	Gemiddelde
Pulpen			
Waterstofperoxide (H ₂ O ₂)	0,5%	1,0%	0,8%
Natriumhydroxide (NaOH)	0,5%	1,0%	0,8%
Natriumsilicaat (Na ₂ SiO ₃)	1,0%	2,0%	1,5%
Bleken			
Waterstofperoxide (H ₂ O ₂)	1,0%	2,0%	1,5%
Natriumhydroxide (NaOH)	0,5%	1,2%	0,9%
Natriumsilicaat (Na ₂ SiO ₃)	1,0%	1,8%	1,4%
(Natrium)Dithionite (Na ₂ S ₂ O ₄)	0,4%	1,0%	0,7%
Natriumhydroxide (NaOH)	0,0%	0,2%	0,1%

Het nettoresultaat verandert van -45 kPt per jaar naar -36 kPt per jaar als het chemicaliëngebruik wordt meegenomen (verschil van 20%). De tweede Cellulosevezelroute levert hiermee nog steeds een duidelijk milieuvoordeel ten opzichte van het niet winnen van zeefgoed. De impact van chemicaliëngebruik is te vergelijken met die van hygiëniseren (9 vs. 11 kPt per jaar).

FIGUUR XII.1 INVLOED VAN HET CHEMICALIËNGEBRUIK OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN DE TWEEDE CELLULOSEVEZELROUTE



BOUWMATERIALEN IN DE VORM VAN EEN PULPFABRIEK

Tot nu toe is materiaalgebruik van de installaties niet meegenomen. De analyse hier zal aantonen waarom. Om het materiaalgebruik van de installaties mee te nemen, wordt een bestaande entry in de Ecoinvent-database toegevoegd: een fabriek om papierpulp te maken. De achterliggende data hiervan zijn deels gebaseerd op bestaande pulp- en papierfabrieken en deels op data van chemische fabrieken. Er wordt gerekend met een levensduur van 50 jaar voor de gebouwen en 20 jaar voor de machinerie. Als gemiddelde grootte wordt 400 kton per jaar aangenomen. Aan het produceren van 1 kg pulp wordt dus $1 \text{ kg} / (50 \text{ jaar} * 400 \text{ kton}) = 5\text{E-11}$ ste deel van de totale impact gealloceerd. Figuur XII.2 Invloed van bouwmaterialen in de vorm van een pulpfabriek op de netto milieuscore van de tweede cellulosevezelroute laat de invloed van een pulpfabriek zien. Het nettoresultaat verandert van -45 kPt per jaar naar -43 kPt per jaar als het materiaalgebruik wordt meegenomen voor 675 ton cellulosevezels. Gezien de groottes van andere impacts in de route(s), zou de impact van bouwmaterialen als niet significant gezien kunnen worden.

FIGUUR XII.2 INVLOED VAN BOUWMATERIALEN IN DE VORM VAN EEN PULPFABRIEK OP DE NETTO MILIEUSCORE VAN DE TWEEDE CELLULOSEVEZELROUTE

