



Agentschap NL
Ministerie van Economische Zaken,
Landbouw en Innovatie



Evaluatie van de vergisters in Nederland



Fase II

Oktober 2013

Deze opdracht is uitgevoerd in het kader van de Innovatieagenda Energie Nieuw Gas

Opdrachtgever:

Agentschap NL, Divisie Energie & Klimaat

Croeselaan 15, 3521BJ, Utrecht

Contact: M. Dumont

Studie uitgevoerd door:

Organic Waste Systems NV

Dok Noord 5, 9000 Gent, België

Auteurs: F. Velghe & I. Wierinck

VOORWOORD

De ontwikkeling van de vergistingstechnologie in Nederland is vanaf 2000 op gang gekomen. De realisatie hiervan kon mede via ondersteuning vanuit de voormalige MEP en via het huidige SDE-systeem worden ondersteund.

Vanuit de Energie Innovatie Agenda, uitgevoerd door Agentschap NL in opdracht van het Ministerie van EZ, is in 2010 een project opgezet om de vergistingmarkt in Nederland in kaart te brengen.

Dit project is in twee fases uitgevoerd.

In Fase I is de hele sector in kaart gebracht op basis een uitgebreide enquête onder alle installaties die in het jaar 2010 volledig in bedrijf waren. De rapportage hiervan is in november 2011 gereed gekomen en via de website van Agentschap NL te downloaden.

Voor u ligt nu de rapportage van Fase II van het project. De focus van deze fase ligt op de procesoptimalisatie van het vergistingproces, in tegenstelling tot Fase I waarbij de focus lag op inventarisatie van de vergistingsector.

Bij de opzet van het project is een selectie gemaakt van de deelnemende bedrijven uit Fase I. In totaal zijn 19 bedrijven geselecteerd en bereid gevonden om deel te nemen aan deze projectfase. De vergisters op deze bedrijven zijn vervolgens een heel jaar lang gemonitord.

Deze monitoring bestond voor een groot gedeelte door het wekelijks verzamelen van procesparameters aangevuld met analyse van monsters van input, inhoud en output van de vergisters.

Op basis van de analyse van deze data kunnen uitspraken gedaan worden over mogelijkheden voor optimalisatie van het vergistingproces. In dit rapport werd dit vertaald naar generieke aanbevelingen en determinatie van kritische procesindicatoren voor de sector.

Dit project geeft ondermeer inzage in de grote variatie van inputstromen bij vergisters en het effect op het vergistingproces. Op basis van dit project is daarmee de noodzaak van een adequate procesmonitoring als sleutel naar een positief bedrijfsresultaat nadrukkelijk gelegd.

Mijn verwachting is dan ook dat de sector de resultaten van deze studie effectief gaat aanwenden in de eigen bedrijfsvoering.

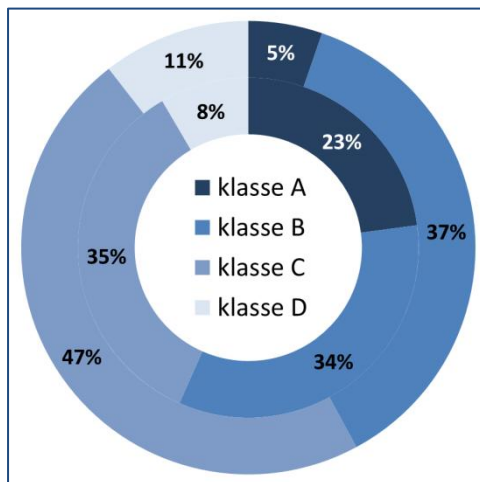
Mathieu Dumont

Agentschap NL

SAMENVATTING

De vergistingssector in Nederland is een jonge sector die vooral sinds 2000 op gang is gekomen. In 2010 bood zich via de Energie Innovatie Agenda de mogelijkheid aan om de ontwikkelingen van deze sector te evalueren. Op basis hiervan werd na een openbare aanbesteding een opdracht verleend met als belangrijkste doel om de ontwikkelingen in de sector in kaart te brengen en mede op basis van een uitgebreide procesmonitoring aanbevelingen te doen voor optimalisatiemogelijkheden in de sector. Uit Fase I van dit onderzoek bleek dat de sector de laatste jaren deels in de problemen is gekomen. Fase II van deze studie bouwt verder op deze bevindingen en had als doel om op basis van procesmonitoring en gegevensanalyse te zoeken naar optimalisatiemogelijkheden.

Hiertoe werden van 19 installaties gedurende een geheel jaar zoveel mogelijk data verzameld. Deze 19 installaties werden geselecteerd uit de 79 installaties die werden bevraagd tijdens Fase I van deze studie



Figuur A. Procentuele verdeling van het aantal deelnemende installaties over de verschillende klassen (binnenste ring: verdeling tijdens Fase I; buitenste ring: verdeling tijdens Fase II)

(evaluatiefase), waarbij er gestreefd werd naar een zo representatief mogelijk beeld van de totale sector. Tijdens deze studie (Fase II: monitoringfase) werden de installaties – net als in Fase I – ingedeeld in 4 klassen:

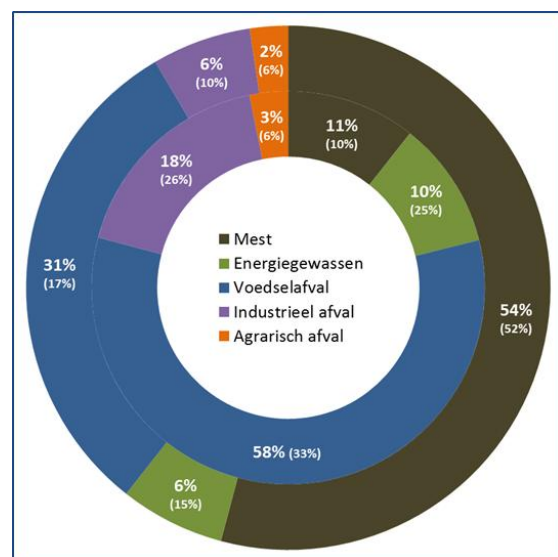
- Klasse A: covergisting < 500 kW_e
- Klasse B: covergisting tussen 500 en 1000 kW_e
- Klasse C: covergisting ≥ 1000 kW_e
- Klasse D: industriële vergisters, GFT-vergisters, onafhankelijk van geïnstalleerd vermogen

Figuur A toont de verdeling van de bestudeerde installaties over de verschillende klassen. Hieruit blijkt dat de installaties van klasse A licht ondervertegenwoordigd waren tijdens Fase II (minder bereidwilligheid bij de exploitanten; minder mogelijkheden om data te verzamelen), maar dat de 19 bedrijven desalniettemin representatief zijn voor de biogassector.

In het kader van de monitoringfase werd vooral aandacht besteed aan het vergistingsproces zelf, maar daarnaast ook aan andere onderwerpen die direct verband houden met de bedrijfseconomische optimalisatie, zoals input, verwerking digestaat en economische balans van de projecten. De belangrijkste resultaten en conclusies over diverse facetten uit de analyse van de verzamelde data worden hier per onderwerp besproken.

Inputsubstraten

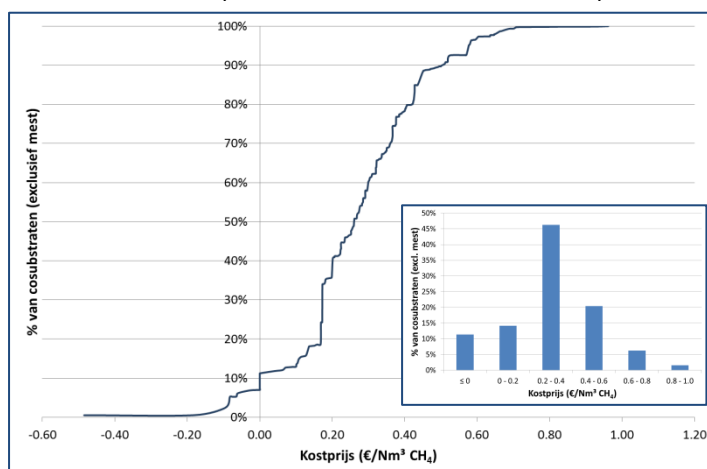
De input van de vergistingsinstallaties kan worden opgedeeld in verschillende categorieën, afhankelijk van de herkomst. In Figuur B stelt de buitenste ring de verdeling op basis van tonnen aan input voor; de binnenste ring toont de bijdrage van de verschillende substraatcategorieën tot de totale biogasproductie.



Figuur B. Procentuele verdeling van de inputsubstraten (buitenste ring: op basis ton verwerkt; binnenste ring: op basis van aandeel in totale biogasproductie; waarden tussen haakjes: resultaten Fase I)

Mest maakte net als tijdens Fase I iets meer dan de helft van de input uit, wat logisch is aangezien een minimum van 50% mest een verplichting is bij covergisters om het digestaat als dierlijke mest te mogen afzetten. Door het lage biogaspotentieel van deze categorie, leverde dit wel maar 11% van alle biogas. Het aandeel energiegewassen en industrieel afval in de inputmix kende een duidelijke daling ten opzichte van Fase I van deze studie (respectievelijk van 15% naar 6% en van 10% naar 6%). De gestegen kostprijs van beide types substraten is hiervoor de belangrijkste reden. Het aandeel voedselafval in de inputmix steeg hierdoor van 17% naar 31%, en leverde bijna 60% van alle biogas.

Tijdens deze studie kwam naar voren dat heel wat exploitanten het moeilijk vonden om in te schatten wanneer een substraat te duur wordt. Een eerste belangrijk aandachtspunt hierbij is om zoveel mogelijk informatie over dit substraat in te winnen, zoals de herkomst van dit product, maar bij voorkeur ook analyseresultaten (minstens DS, VS, NP(K), biogaspotentieel en methaangehalte). Indien de leverancier niet over deze gegevens beschikt, loont het de moeite deze zelf te laten bepalen wanneer men van plan is dit substraat als substantieel onderdeel van de input te voeden. Indien het slechts sporadisch wordt gevoed, kan men genoeg nemen met



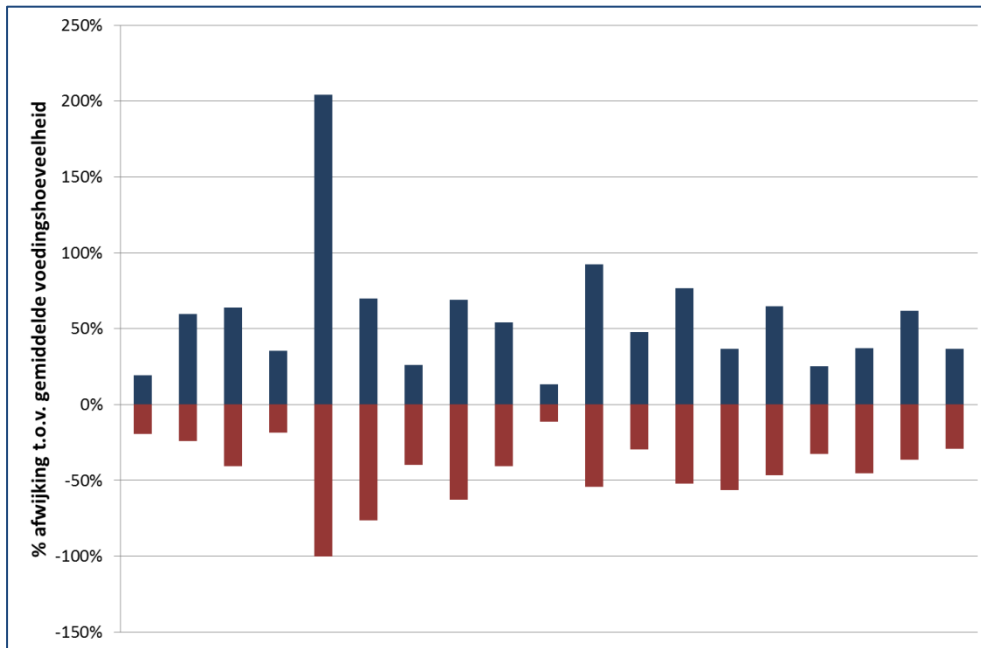
Figuur C. Verdeling van de kostprijs van de cosubstraten

literatuurwaarden. Op basis van het biogaspotentieel, het methaangehalte en de kostprijs per ton, kan worden berekend wat de kostprijs is per kuub methaan. Door ook de overige kosten en inkomsten uit te drukken per kuub methaan, kan worden geëvalueerd of voorliggend product betaalbaar is onder de huidige omstandigheden (zie blz. 51 voor een fictief rekenvoorbeeld). Figuur C toont de cumulatieve verdeling van de kostprijs van de cosubstraten zoals verzameld op basis van de verstrekte gegevens van de 19 deelnemende bedrijven.

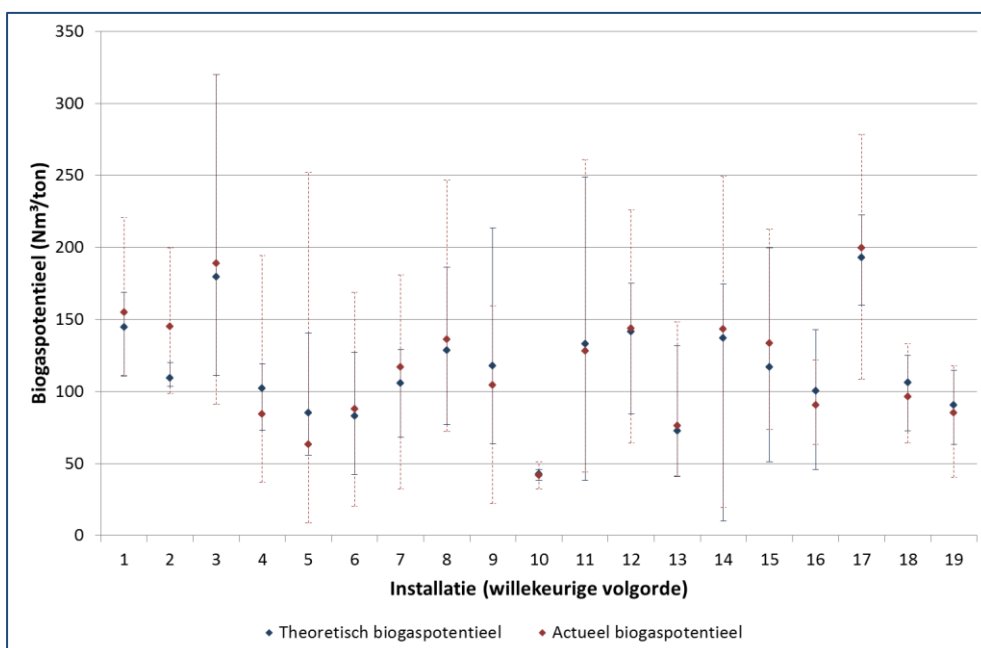
Naast deze puur financiële afweging, moeten echter ook nog enkele andere factoren in ogenschouw worden genomen. Zo is de NPK-samenstelling van een substraat belangrijk met het oog op latere afzet van het digestaat (bemestende waarde). Ook het droge stofgehalte is een belangrijk aspect. Een zeer laag DS-gehalte betekent immers dat dit product weinig gas zal produceren, maar wel aanzienlijk zal bijdragen tot de digestaatproductie. Anderzijds zijn ook nattere inputstromen nodig om de inhoud van de vergister mengbaar te houden. Een laag VS-gehalte moet steeds worden vermeden. Dit duidt er immers op dat een substraat veel zand of ander inert materiaal bevat, wat niet bijdraagt tot de gasproductie maar wel het risico op bezinklagen verhoogt. Het stikstofgehalte is eveneens belangrijk: een te laag N-gehalte in de mix kan leiden tot stikstoftekort en belemmering van de bacteriegroei, een te hoog N-gehalte is dan weer toxisch. Tot slot kan een substraat ook verontreinigd zijn met pollutanten welke toxisch zijn voor de bacteriën. Het is uiteraard onmogelijk om een substraat te analyseren op alle mogelijke componenten (al zijn zwavel en chloriden twee mogelijk voorkomende probleemcomponenten in bv. glycerine). Daarom is de herkomst van het product belangrijk in het kader van een potentiële risicoverkenning. Ook geniet het de aanbeveling om van iedere binnenkomende vracht een monster te nemen en tijdelijk te bewaren, zodat in geval van problemen nog achterhaald kan worden welk substraat hiervan de oorzaak was.

Het ontbreken van de nodige kennis over de cosubstraten (zowel bij exploitanten als leveranciers) was een belangrijke oorzaak van sterk schommelende prijzen voor gelijkaardige substraten. Vaak gaf een onvolledige kennis van het substraat ook aanleiding tot foutieve inschattingen ten behoeve van de processturing met procesverstoringen tot gevolg.

De voedingsamenstelling en –hoeveelheid schommelde bij de meeste installaties vrij sterk over de periode van een jaar (zie Figuur D). Dit kan beter worden vermeden, aangezien een constante en evenwichtige voeding (zowel koolhydraten, vetten als eiwitten) de biologische stabiliteit sterk ten goede komt. Uit deze studie komen twee oorzaken naar voor die deze sterke schommelingen verklaren. Enerzijds verwerkten de meeste installaties heel veel verschillende coproducten (vaak omwille van de kostprijs), waarvan velen vaak maar gedurende een beperkte periode. Dit uit zich ook in een sterk schommelend biogaspotentieel van de input (zie Figuur E). Een tweede reden waarom de voedingshoeveelheid sterk kon schommelen was te wijten aan het feit dat bepaalde installaties te kampen kregen met een periode van biologische instabiliteit, waardoor de voeding sterk moest worden verlaagd.



Figuur D. Variatie van de wekelijkse voedingshoeveelheid bij 19 installaties



Figuur E. Variatie van het biogaspotentieel van de input bij 19 installaties

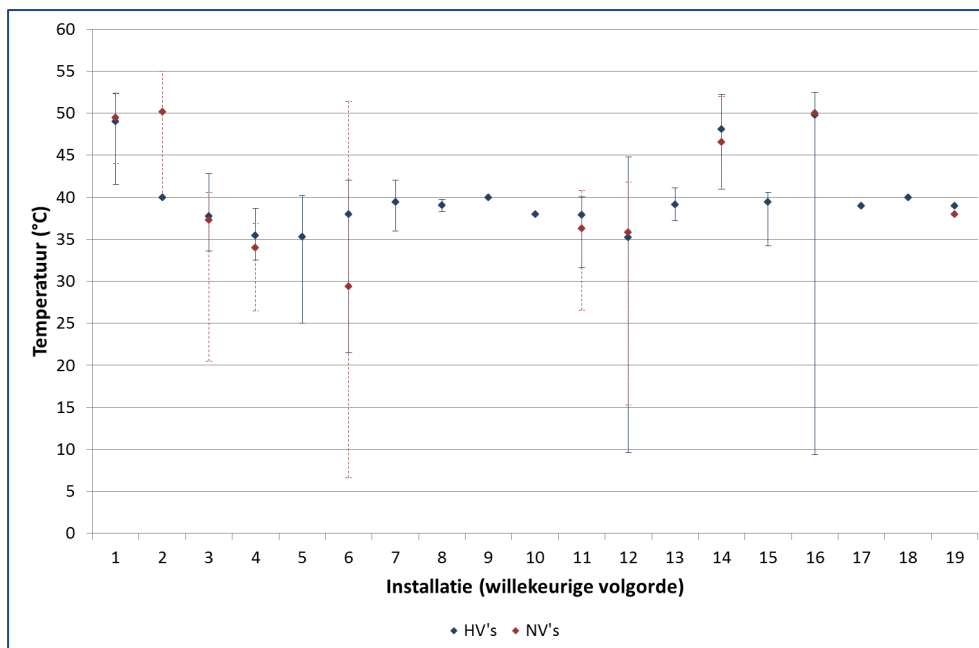
Technische storingen

Alhoewel de focus van deze studie vooral lag op de biologische aspecten van vergisting kwamen tijdens de gedetailleerde procesmonitoring van de 19 bedrijven enkele technische storingen aan het licht die hun weerslag hadden op de rentabiliteit. Daarom worden hier kort de meest voorkomende storingen besproken.

1. Met stip op nummer één van de meest voorkomende technische problemen was de aanwezigheid van een bezinklaag in de vergister. Deze vormt zich geleidelijk doordat zand en inertien uit de inputsubstraten onder invloed van de zwaartekracht bezinken. Hierdoor daalt na verloop van tijd het actief reactorvolume en kan dit de temperatuuroverdracht naar het digestaat belemmeren. Een keuze voor inputsubstraten met een hoog organische stofgehalte (VS) en een goede menging kunnen veel problemen voorkomen, al valt meestal niet uit te sluiten dat de reactor vroeg of laat zal moeten worden leeggemaakt om de bezinklaag te verwijderen.
2. Een tweede vaak voorkomend probleem was het rotten van de houten constructie in de reactor die moet voorkomen dat het gaskembraan in het digestaat terechtkomt. Het herstellen van deze constructie brengt met zich mee dat de gaskap moet worden verwijderd en zorgt dus voor een aanzienlijke stilstand. Een goede behandeling van deze houten constructie om deze bestand te maken tegen de in de vergister heersende omstandigheden kan dan ook veel kwaad voorkomen.
3. Het bevriezen van leidingen of problemen met het verwarmen van de reactoren tijdens de wintermaanden kwam ook bij een aantal installaties voor. Het isoleren van deze leidingen zorgt ervoor dat de installatie het hele jaar optimaal kan functioneren.
4. Heel wat installaties kregen af te rekenen met problemen aan de doseerschroef of doseerpomp. In het eerste geval was de oorzaak meestal slijtage door wrijving (aanwezigheid van zand/steentjes in de input) of ten gevolge van de lage pH van de substraten. Een goede materiaalkeuze (bv. coating tegen lage pH) kan de levensduur sterk verhogen. In het geval van storingen aan de doseerpomp was de oorzaak meestal een blokkering door fysische verontreinigingen in de input. Een goede selectie van de inputsubstraten en eventueel een stoorstofafscheider kunnen deze problemen zoveel mogelijk voorkomen. Ook de aanwezigheid van meerdere pompen zorgt voor extra bedrijfszekerheid. Problemen aan de mixers werden eveneens vaak veroorzaakt door verontreinigingen (bv. touw of plastic dat zich vasthecht rond de schroeven, hetgeen tot schade hieraan kan leiden).
5. Bij de WKK-motoren waren het uitvallen van de noodkoelers en problemen met de transformator de meest gesignaliseerde problemen. Een regelmatige controle en onderhoud van deze componenten kan het risico op storingen verlagen.

Procesmatige aspecten

Een eerste belangrijke parameter is de temperatuur in de vergister. Het is algemeen bekend dat thermofiele vergisting ($\pm 52^{\circ}\text{C}$) efficiënter is dan mesofiele vergisting ($\pm 37^{\circ}\text{C}$) indien geen belemmeringen aanwezig zijn. De reden dat het merendeel van de installaties toch mesofiel werkt (zie Figuur F), heeft te maken met het eerder hoge ammoniumgehalte van het digestaat. Thermofiele vergisting is immers veel gevoeliger voor ammoniaktoxiciteit dan mesofiele vergisting. Wanneer een exploitant beslist om over te schakelen van mesofiele naar thermofiele vergisting, valt dan ook aan te raden de temperatuur zeer geleidelijk te verhogen zodat de bacteriepopulatie de kans krijgt zich aan te passen aan de wijzigende procescondities. Bijkomend valt ook aan te raden minstens het ammoniumgehalte (en bij voorkeur ook het FOS/TAC- of vetzuurgehalte) van het digestaat frequent te analyseren tijdens deze temperatuurovergang.



Figuur F. Spreiding van de temperatuur in hoofd- en navergisters bij 19 installaties

De aanbevolen minimale verblijftijd van een vergister ligt op 20 à 30 dagen om te vermijden dat de substraten onvolledig vergist de reactor verlaten met het digestaat. Zoals blijkt uit Tabel A was de verblijftijd bij alle bestudeerde installaties ruim voldoende. Wat opvalt uit deze tabel is dat naargelang een installatie groter of industriëler van aard is, de verblijftijd afneemt. Dit betekent dat grotere installaties gemiddeld optimaler gebruik maken van het beschikbare reactorvolume.

Tabel A. Gemiddelde totale verblijftijd (HV+NV) voor de verschillende klassen van installaties

| Verblijftijd in dagen | | Fase I (n = 76) | Fase II (n = 19) |
|-----------------------|--|-----------------|------------------|
| Klasse A | Covergisting < 500 kW_e | 167,3 | 165,9 |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW_e | 111,1 | 118,9 |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW_e | 87,2 | 89,8 |
| Klasse D | Industriële vergisting | 37,2 | 66,3 |
| Gemiddeld | | 109,4 | 104,5 |

De organische stofbelasting (kg VS/m³_{r,d}) en biogasproductiviteit (Nm³ biogas/m³_{r,d}) geven een beeld van de arbeidsprestatie die de bacteriën leveren. Een hoge organische stofbelasting en biogasproductiviteit wijzen op een efficiënt gebruik van het reactorvolume, maar verhoogt ook het risico op processtoringen. Een proces dat dicht aanleunt bij zijn biologisch maximale belasting, is namelijk veel gevoeliger voor inhibitie door omgevingsfactoren (bv. temperatuurverschillen, ammoniak...). Met een gemiddelde organische stofbelasting van 3,7 kg VS/m³_{r,d} en biogasproductiviteit van 2,3 Nm³ biogas/m³_{r,d} in de hoofdvergisters bleven de meeste installaties ver af van dit maximum. De belangrijkste reden waarom de meeste installaties niet op een maximum belasting werken is de kostprijs van de cosubstraten, waardoor minder substraten of substraten met een lager biogaspotentieel werden gevoed.

Bij het aansturen van de voeding is het belangrijk dat dit zo continu mogelijk gebeurt (bij voorkeur 7/7 en 24/24). Dit is de beste garantie op een stabiel proces. Ook een correcte meting van de gevoede hoeveelheden is uitermate belangrijk om de werking van het proces te kunnen evalueren. Bij de meeste installaties is het voeden van de reactoren volledig geautomatiseerd (alleen het vullen van de vaste substraatvoorraad moet eventueel nog manueel gebeuren), wat een goede zaak is aangezien dit een forse besparing van de arbeidslast inhoudt. Een goed alarmsysteem waarbij onregelmatigheden onmiddellijk worden gemeld is hierbij wel

onontbeerlijk, gezien alles staat of valt met een goede en correcte voeding. Dit was bij nagenoeg alle installaties van Fase II in voldoende mate het geval. De meeste installaties sturen de voedingshoeveelheid op basis van de biogas- of elektriciteitsproductie, hetgeen een goed uitgangspunt is.

Even belangrijk is echter om de verschillende procesparameters regelmatig te analyseren en evalueren. Een goede en nauwgezette procesmonitoring brengt een goede kennis van het proces met zich mee en verkleint aanzienlijk het risico op ernstige biologische storingen. De exacte voedingshoeveelheid, biogasproductie en biogassamenstelling (vnl. CH₄ en H₂S) zijn parameters die minimaal dagelijks moeten worden bijgehouden om na te gaan of zich geen achterstand qua biogasproductie voordoet. Ook de temperatuur dient dagelijks te worden afgelezen. Veel van deze parameters kunnen automatisch worden verzameld en bijgehouden in de computer, waarbij automatisch een melding wordt gemaakt wanneer te sterk wordt afgeweken van de richtwaarden. Bijkomend geniet het ook de voorkeur om op regelmatige basis analyses uit te voeren op het digestaat (de frequentie van deze analyses hangt af van de schommelingen in voedingssamenstelling en de biologische belasting: hoe hoger beide zijn, hoe frequenter geanalyseerd moet worden). Uiteraard moet frequenter worden geanalyseerd tijdens periodes van procesinstabiliteit.

Tabel B toont een overzicht van de belangrijkste digestaatparameters per klasse en het globale gemiddelde.

Tabel B. Overzicht van de belangrijkste digestaatparameters per klasse en als gemiddelde van 19 installaties

| | | Gemiddelde | Klasse A | Klasse B | Klasse C | Klasse D |
|-------------------------------------|----------------------|------------|----------|----------|----------|----------|
| DS | % | 9,8 | 8,3 | 9,5 | 11,1 | 6,0 |
| VS | % op DS | 61,7 | 58,6 | 61,8 | 62,2 | 62,3 |
| pH | - | 8,2 | 8,2 | 8,3 | 8,2 | 8,2 |
| NH₄⁺-N | mg/kg | 2603 | 1976 | 2734 | 2594 | 2875 |
| Cl | g/kg | 3,4 | 4,5 | 3,5 | 3,4 | 2,1 |
| FOS | mg/kg | 3904 | 3666 | 3655 | 4295 | 3124 |
| TAC | mg/kg | 15852 | 14581 | 16611 | 16325 | 12719 |
| FOS/TAC | - | 0,26 | 0,25 | 0,22 | 0,28 | 0,26 |
| VVZ | mg/kg | 1057 | 1100 | 760 | 1274 | 931 |
| Restpotentieel | Nm ³ /ton | 4,3 | 3,2 | 3,9 | 2,1 | 3,5 |

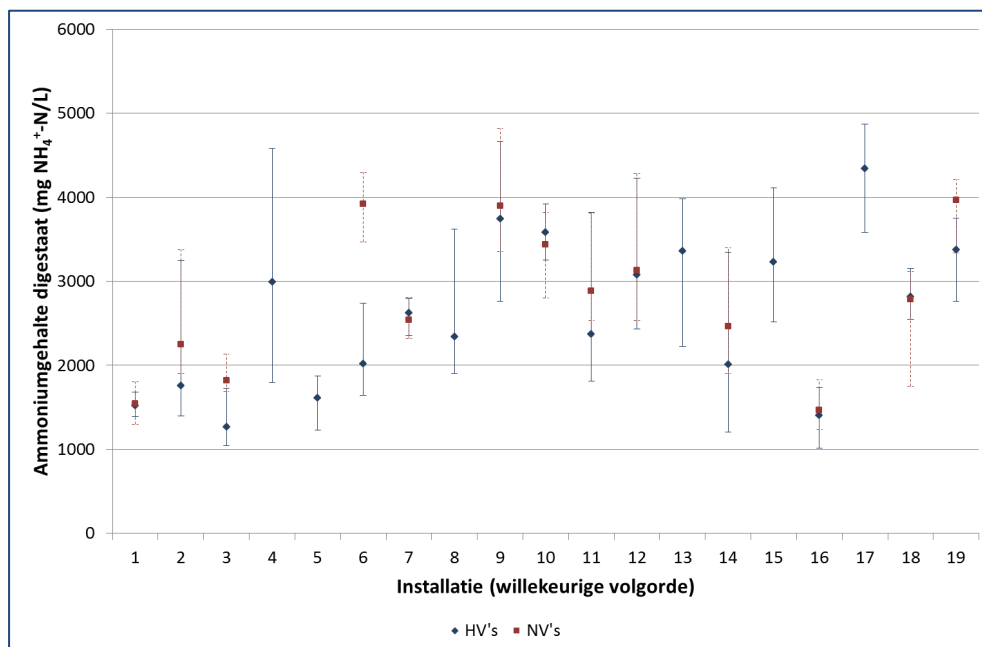
Het maximale droge stofgehalte dat een vergister aankan, wordt vooral bepaald door het vermogen van de aanwezige pompen en mengers. Zolang dit niet tot problemen leidt bij mengen of pompen, kan het best gestreefd worden naar een zo hoog mogelijk DS-gehalte van het digestaat. Een hoog DS-gehalte betekent namelijk dat meer biomassa aanwezig is per volume-eenheid, en dus dat een hogere belasting kan worden aangehouden. Een te hoog DS-gehalte kan dan weer leiden tot het verstoppingen van pompleidingen en zorgen voor een hoger energieverbruik van de mengsystemen.

Het organische stofgehalte in een vergister is enerzijds afkomstig van de actieve biomassa (anaerobe bacteriën), maar bestaat anderzijds ook uit nog onafgebroken inputmateriaal. Een zeer laag VS-gehalte (< 50%) in de reactoren betekent dat de droge stof voor een groot deel uit anorganisch materiaal bestaat zoals zand. Dit verhoogt het risico op de vorming van bezinklagen. Een zeer hoog VS-gehalte (> 75% maar zeer sterk substraatafhankelijk) wijst dan mogelijk weer op een beperkte afbreekbaarheid van de input en zal ook een impact hebben op de viscositeit van het digestaat (en dus op de verpompbaarheid en mengbaarheid).

De pH of zuurtegraad van het digestaat is een belangrijke opvolgingsparameter. De advieswaarde dient te liggen in de range van 7 à 9 (al kan de optimale waarde afwijken van installatie tot installatie en speelt ook de analysemethode een rol). Belangrijk is om deze parameter regelmatig te analyseren en de ontwikkeling ervan in de tijd te volgen. Een dalende pH wijst op een verzuring van de reactor, een stijgende pH (> 9) vormt een extra risico op ammoniaktoxiciteit. Er zijn eenvoudige toestellen op de markt waarmee de exploitant zelf de pH

kan meten. Dit maakt deze parameter extra interessant als procesmonitoringparameter (samen met een FOS/TAC-analyse).

Het ammoniumgehalte speelt een zeer belangrijke rol in de stabiliteit van het vergistingsproces. Een te laag ammoniumgehalte kan zorgen voor een beperking van de groei van de anaerobe bacteriën en zorgt voor een verminderde bufferwerking. Een te hoog ammoniumgehalte betekent dan weer dat ammoniaktoxiciteit de bacteriën kan inhiberen. Zowel de pH als de temperatuur spelen een belangrijke rol bij deze ammoniaktoxiciteit: hoe hoger beide parameters zijn, hoe hoger de toxiciteit zal zijn. Bij mesofiele vergisting stijgt het ammoniumgehalte best niet boven 3 000 mg/L, terwijl dit bij thermofiele vergisting beter niet boven 1 800 mg/L stijgt. Figuur G toont de spreiding van het ammoniumgehalte bij de 19 bestudeerde installaties. Tijdens deze studie kwam aan het licht dat dit een parameter is die vaak wordt verwaarloosd door verschillende exploitanten, vaak met negatieve gevolgen. Bij verschillende installaties bereikte het ammoniumgehalte toxische niveaus waarbij de biologie sterk kreeg te lijden en de rendabiliteit van de installaties tijdelijk sterk achteruit ging. Zeker wanneer de voedingssamenstelling vaak wijzigt, geniet het de aanbeveling deze parameter maandelijks tot wekelijks te analyseren. Dit laat een exploitant toe om tijdig een stikstofrijk product uit de input weg te laten of in hoeveelheid te verminderen wanneer een stijging van het ammoniumgehalte zichtbaar wordt.

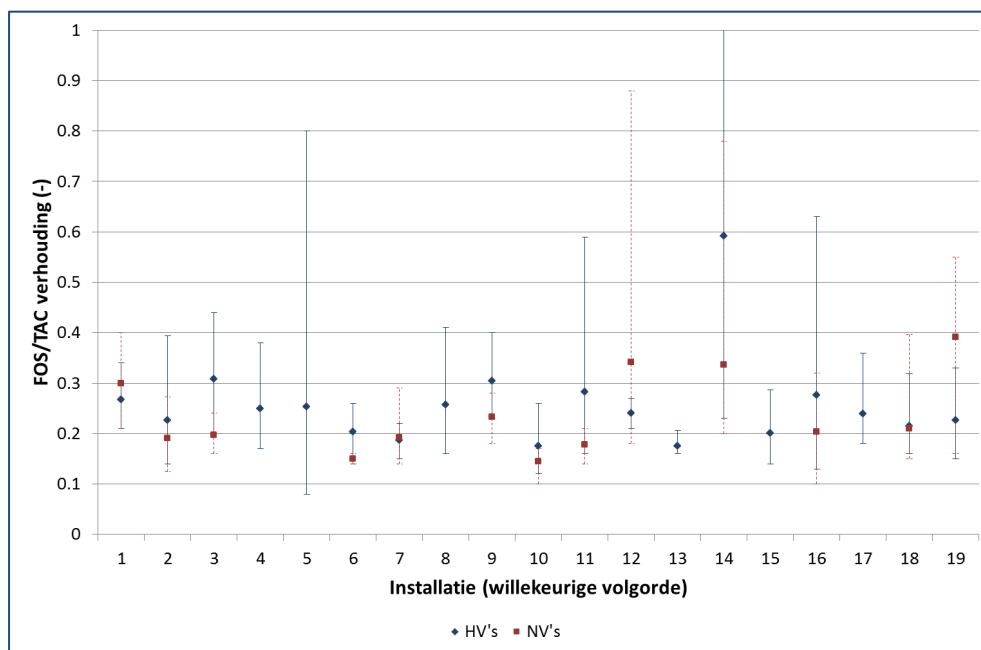


Figuur G. Variatie van het ammoniumgehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties

Bepaalde inputsubstraten zoals glycerine, graanafval, restaurantafval, bepaalde slibs uit de waterzuivering en dergelijke kunnen hoge gehalten aan chloriden bevatten. Wanneer deze terecht komen in een anaerobe reactor kunnen deze chloriden na verloop van tijd accumuleren door de afbraak van organische materiaal en toxisch worden (verminderde celactiviteit). Bij natte vergisters mag worden aangenomen dat een Cl-gehalte < 7 mg Cl/g digestaat een veilige waarde is, al is de gevoeligheid bij ieder systeem anders. Tenzij Cl-rijke substraten worden gevoed, volstaat het dan ook deze parameter minder frequent te analyseren (bv. jaarlijks of halfjaarlijks).

De FOS/TAC-verhouding (de verhouding tussen totale organische zuren (FOS) en de alkaliniteit (TAC)) is een vrij makkelijk uit te voeren analyse en kan daardoor door de exploitant zelf gebeuren. Dit maakt van de FOS/TAC-verhouding (in combinatie met de pH) een ideale parameter om snel de toestand van het proces te evalueren en hierop bij te sturen in geval dit nodig is. Aangezien de organische zuren een tussenstap zijn tussen input en biogas, is de waarde hiervan het best zo laag mogelijk, zo niet wijst dit mogelijk op een remming van de

methanogene bacteriën. Een waarde lager dan 3 000 à 4 000 mg azijnzuurequivalent/kg mag als een veilige waarde worden beschouwd. De TAC-waarde geeft aan hoe goed de bufferwerking van het digestaat is. Een goede buffer is zeer belangrijk om ervoor te zorgen dat de pH niet onmiddellijk daalt zodra vetzuren gevormd worden (wat in principe het geval is na iedere voeding). De carbonaatbuffer en de ammoniumbuffer zijn het meest belangrijk bij vergisting, al kunnen ook andere bufferwerkingen aanwezig zijn. Een streefwaarde van minimaal 10 000 mg $\text{CaCO}_3\text{-eq./kg}$ wijst op een voldoende buffer. De verhouding van beide parameters geeft aan of de bufferwerking volstaat om eventuele vetzuren te counteren. De ideale FOS/TAC-verhouding kan van installatie tot installatie verschillen, al wijst een waarde $> 0,3$ op mogelijke problemen. In dat geval worden extra analyses zoals pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ en vetzuurspectrum aanbevolen. Zoals blijkt uit Figuur H hadden heel wat installaties op een bepaald moment te kampen met een verhoogde FOS/TAC-waarde, en dus een onstabiel systeem.



Figuur H. Variatie van het FOS/TAC-gehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties

Het vetzuurspectrum geeft naast het totale gehalte aan vluchtige vetzuren ook een beeld van de samenstelling van deze vetzuren. Dit is belangrijke informatie om na te gaan wat de oorzaak is van deze vetzuren, terwijl het FOS-gehalte alleen een indicatie geeft van problemen. Een totaal vetzuurgehalte van $> 4\ 000$ mg/kg wijst steeds op een sterk geremd proces, waarbij snel ingrijpen noodzakelijk is. Uit de analyse van de 19 installaties tijdens Fase II bleek dat azijnzuur en propionzuur de meest voorkomende vetzuren waren. Een hoog ammoniumgehalte was in de meeste gevallen de oorzaak van de aanwezigheid van vetzuren.

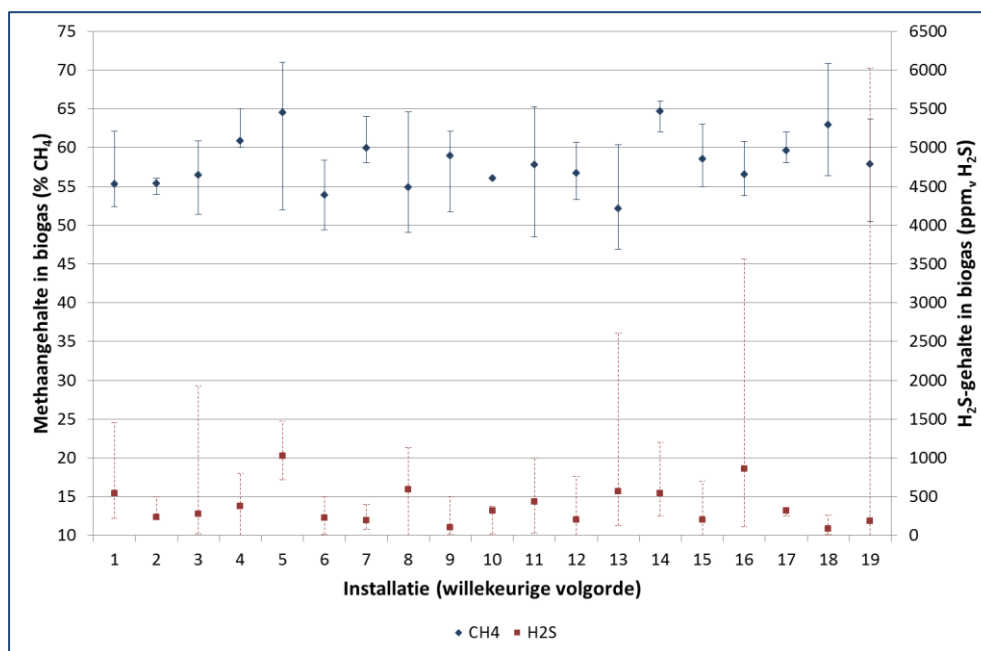
Het bepalen van het restpotentieel van het digestaat na vergisting geeft waardevolle informatie over de productie van het biogas uit de input tijdens het proces. Hoe lager het restpotentieel, hoe minder biogas verloren gaat via het digestaat. Anderzijds betekent een zeer laag restpotentieel ook dat er mogelijk meer inputsubstraten verwerkt kunnen worden in hetzelfde reactorvolume. Een hoog restpotentieel aan biogas bij een lage tot matige belasting is ook een teken dat het biologisch proces niet optimaal functioneert. Bij de meeste installaties was het restpotentieel voldoende laag.

Biogas

De biogasproductie is het belangrijkste aspect van de vergisting, aangezien dit de belangrijkste bron van inkomsten vormt (als groen gas, elektriciteit en/of warmte). Veel exploitanten sturen de voeding dan ook op basis van deze biogasproductie. Het geniet de aanbeveling om de biogasproductie zo constant mogelijk te

houden, aangezien dit de stabiliteit van de bacteriën bevordert (constante belastingsgraad), maar ook de efficiëntie van de motoren ten goede komt. Door de vaak sterk schommelende inputsamenstelling was dit bij vele installaties niet het geval, al werden weinig abrupte veranderingen opgemerkt. Meestal fluctueerde de biogasproductie geleidelijk over een periode van enkele weken. Dit was niet het geval wanneer een installatie te kampen kreeg met een technische storing of instabiel biologisch proces.

Ook de biogassamenstelling is zeer belangrijk (zie Figuur I). Een constant methaangehalte wijst enerzijds op een stabiel proces, maar zorgt ook voor een constantere verbranding in de WKK-motoren en dus voor een hogere efficiëntie. Het methaangehalte in het biogas is afhankelijk van de voedingssamenstelling, waarbij vetten en eiwitten voor een hoger methaangehalte zorgen dan koolhydraten. Afhankelijk van de samenstelling van de inputmix wijst een methaangehalte tussen 50 en 60% op een stabiel proces. Dit werd ook gehaald door de meeste installaties, zoals blijkt uit Figuur I. Door het gebruik van een hydrolysetank kan het methaangehalte worden verhoogd (maar niet de totale methaanproductie), waardoor bepaalde motoren een hoger rendement hebben. Wanneer het methaangehalte daalt tot < 50%, wijst dit meestal op een storing van de methanogene bacteriën, en zijn afzonderlijke analyses van het digestaat gewenst. Ook een regelmatige kalibratie (minstens éénmaal per jaar) van het meetsysteem wordt aanbevolen, gezien het belang van deze parameter. Bij enkele installaties fluctueerde het methaangehalte vrij sterk. Processtoringen en wijzigingen in de inputsamenstelling lagen aan de basis hiervan.



Figuur I. Variatie van het CH₄- en H₂S-gehalte bij 19 installaties

Naast CH₄ is H₂S een zeer belangrijke parameter in het biogas. Een waarde > 500 ppm_v kan een toxische werking hebben op de bacteriën, en daarnaast zorgt een hoog H₂S-gehalte ook voor een verkorte levensduur van de WKK-motoren (en geven veel fabrikanten ook geen garanties meer vanaf een bepaald H₂S-gehalte). Het vermijden of verwijderen van H₂S is dan ook zeer belangrijk. Een eerste manier is door een goede selectie van de inputstromen. Substraten zoals glycerine, tarwegistconcentraat, uien, prei (producten met een hoog S-gehalte) vormen een extra risico en dienen daarom in beperkte mate te worden toegevoegd. Wordt toch H₂S gevormd, kan dit op verschillende manieren worden verwijderd. Interne ontzwavelingsmethoden zijn de injectie van lucht in de reactoren of het toevoegen van ijzerhoudende producten aan de reactoren. Dit werd door de meeste installaties toegepast. Het voordeel van interne ontzwaveling is dat dit het H₂S-gehalte reeds in de reactor verlaagt, waardoor dit niet alleen de motoren ten goede komt, maar ook de stabiliteit van de bacteriën. Externe ontzwaveling bevindt zich los van de vergistingsreactoren en bestaat meestal uit een

biofilter of actief koolfilter. Het voordeel hier is de meestal hogere verwijderingsefficiëntie, maar heeft als nadeel dat in de reactor wel nog steeds toxische H₂S-gehalten aanwezig kunnen zijn. Afhankelijk van de H₂S-concentratie kan een combinatie van beide technieken worden gebruikt, waarbij via interne ontzwaveling het H₂S-gehalte onder de 500 ppm_v wordt gehouden, terwijl dit verder verlaagd kan worden met een externe ontzwavelingseenheid om de motoren te beschermen. Zoals uit Figuur I blijkt lag het gemiddelde H₂S-gehalte onder het toxische gebied, al kon toch niet steeds vermeden worden dat tijdelijk een piek in H₂S-gehalte optrad. Dit had nagenoeg steeds een negatief effect op de vergisting, maar kon eveneens vaak vlug worden verholpen door enerzijds de oorzaak (S-rijk substraat) weg te nemen en anderzijds ijzer toe te voegen aan de reactor.

De verwerking van het biogas gebeurt grotendeels via omzetting tot elektriciteit en warmte in een WKK-motor. Ongeveer 2/3^e van de installaties beschikt over minstens twee motoren. Dit heeft als belangrijkste voordeel een grotere flexibiliteit, zodat in geval van motoruitval toch nog elektriciteit kan worden geproduceerd en het proces niet volledig moet worden stilgelegd. Sommige installaties kozen er ook voor om een reservemotor te plaatsen waarmee productieuitval voorkomen wordt. Een zaak die hiermee samenhangt is de relatief beperkte gasbuffercapaciteit (in de meeste vergisters variërend tussen 2 en 12 uur biogasproductie). Hoe meer een motor op vollast werkt, hoe hoger het werkelijk elektrisch rendement zal aanleunen tegen het theoretisch maximum rendement. In het geval met meerdere motoren wordt gewerkt, geniet het de voorkeur zoveel mogelijk motoren op vollast te bedienen, en één motor in te schakelen om de rest van het gas te verbranden, in plaats van alle motoren op een gelijke deellast te bedienen. Op die manier wordt een zo hoog mogelijk rendement verkregen. Tijdens deze studie bleek dat nog heel wat installaties een ruime marge hebben om het motorvermogen beter te benutten. Uit Tabel C blijkt zelfs dat het gemiddeld aantal vollasturen voor alle klassen nog is afgenomen ten opzichte van Fase I van dit project. Dit komt door technische/biologische storingen, maximale begrenzing van subsidieerbare elektriciteitsproductie, wisselende voedingsamenstelling, dure substraten waardoor bewust minder werd verwerkt dan technisch mogelijk.

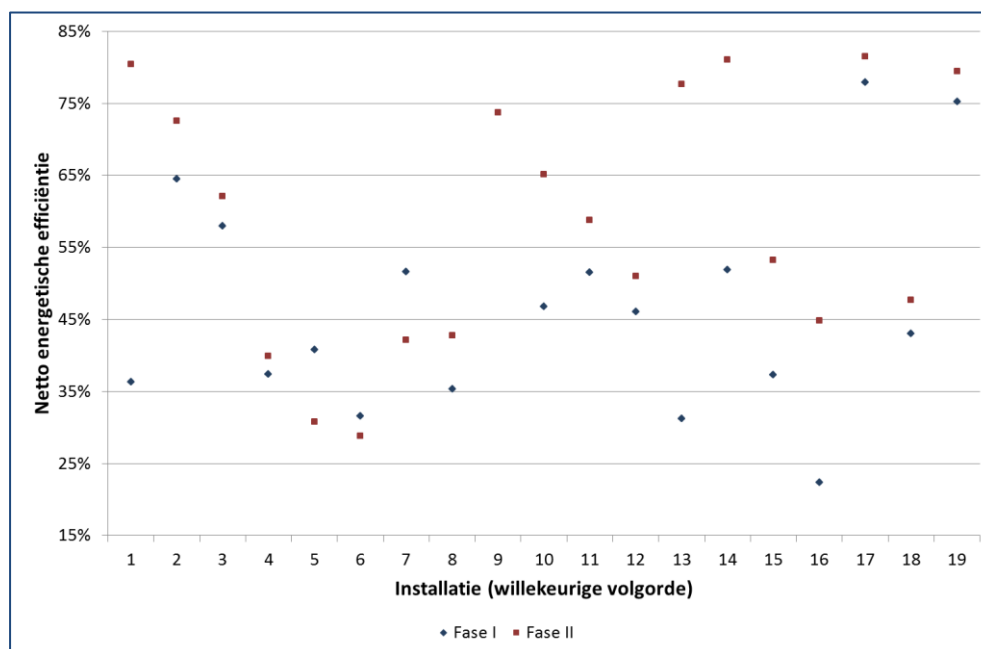
Tabel C. Gemiddelde vollasturen voor de verschillende klassen

| Vollasturen (uur/jaar) | | Fase I (n = 69) | Fase II (n = 19) |
|------------------------|--|-----------------|------------------|
| Klasse A | Covergisting < 500 kW_e | 6 439 | 3 768 |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW_e | 6 537 | 5 199 |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW_e | 7 093 | 6 277 |
| Klasse D | Industriële vergisting | 5 966 | 5 420 |
| Gemiddeld | | 6 675 | 5 582 |

De warmtebenutting is bij de meeste installaties onveranderd gebleven in Fase II ten opzichte van Fase I. Alleen bij een aantal installaties behorende tot klasse C werd geïnvesteerd in een extra warmtebenutting zoals ORC, een droger, hygiënisatie van het digestaat. De SDE+ warmtebonus voor bestaande installaties bleek voor deze installaties een belangrijke incentive om deze investering te doen. Een goede valorisatie van de geproduceerde warmte is zeer belangrijk met het oog op de energetische efficiëntie van een installatie, en kan ook zorgen voor extra inkomsten en de rendabiliteit van een installatie verhogen. Dit bleek ook uit de resultaten van deze studie: de meeste installaties die extra hebben geïnvesteerd in warmtebenutting konden het verlies beperken of zelfs een bescheiden winst maken, wat niet mogelijk zou zijn geweest zonder warmtebenutting. De voordelen van de warmtebenutting waren voor iedere installatie anders. Bij sommigen lag de winst in de verkoop van warmte aan derden tegen een goede prijs, bij anderen werd extra elektriciteit geproduceerd waardoor het rendement sterk steeg. Nog weer anderen konden de afzet van digestaat sterk reduceren door het plaatsen van een droger. Doordat warmtebenutting vaak sterk locatie gebonden is, blijft dit echter een moeilijke oefening. Vooral voor de kleinere installaties speelt dit een rol, aangezien zij vaak voldoende landbouwgrond hebben om hun digestaat af te zetten, waardoor drogen of hygiëniseren voor hen geen rendabele optie is. Opwerking tot groen gas kan een oplossing bieden om de benutting van de energie in het

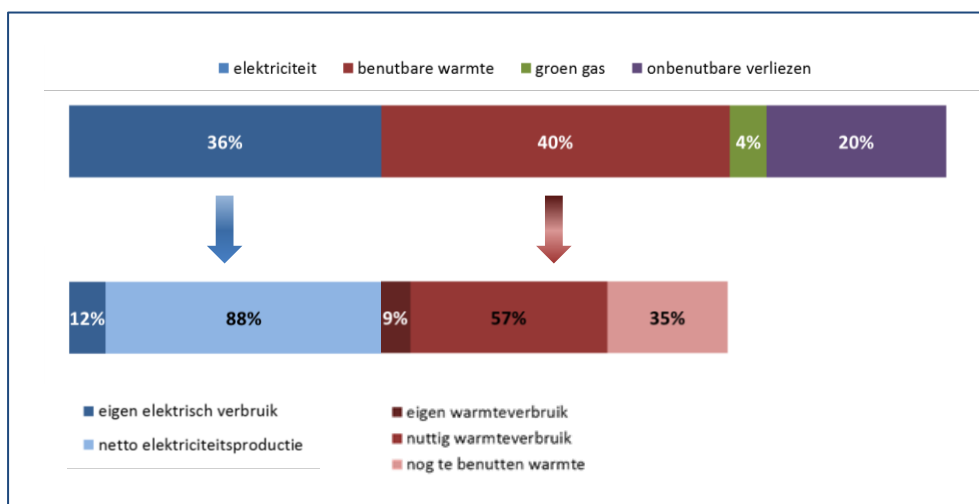
biogas te optimaliseren. Doordat dit een eerder nieuwe (en duurdere) technologie is dan de klassieke WKK, hanteren veel exploitanten (voornamelijk van kleinere installaties) een afwachtende houding tegenover deze opwerking. Indien aangesloten zou kunnen worden op een biogasnet met een gezamenlijke opwerking, lijken iets meer exploitanten geïnteresseerd, al is de investering in een biogasnet dan weer een nieuwe uitdaging.

Figuur J toont de spreiding van het netto energetisch rendement (= (netto elektriciteitsproductie + totale benutte warmte + groen gasproductie) / energie-inhoud biogas) bij de 19 installaties, en dit zowel tijdens Fase I als Fase II. Figuur K toont de verdeling van de in het biogas aanwezige energie over de verschillende energievormen (som van alle 19 installaties). Hieruit blijkt dat 20% van de energie uit het biogas verloren gaat bij het omzetten (onder de vorm van wrijvingsverliezen in de motor, niet nuttig aan te wenden warmte,...). Zesendertig procent van de energie-inhoud uit het biogas wordt omgezet in elektriciteit. Hiervan komt uiteindelijk 88% (of 31% van de energie-inhoud uit het biogas) op het elektriciteitsnet terecht, de rest is nodig om de installatie van elektriciteit te voorzien. Nog eens 40% van de energie-inhoud uit het biogas wordt omgezet in benutbare warmte. Hiervan was ongeveer 9% nodig om de vergistingsreactoren op temperatuur te houden en vond 57% een nuttige toepassing. Dit betekent dat 35% van de beschikbare restwarmte (of 14% van de energie-inhoud uit het biogas) verloren ging. Tot slot werd ook 4% van de energie aanwezig in het biogas als groen gas in het aardgasnet geïnjecteerd.



Figuur J. Spreiding van het netto energetisch rendement bij 19 installaties

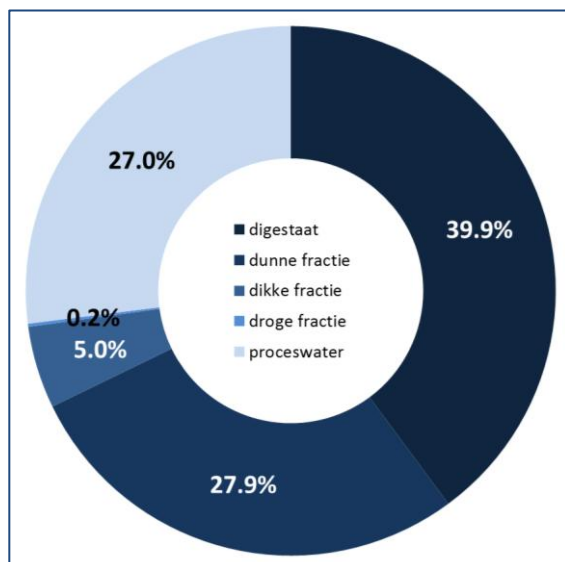
Door de extra warmtebenutting bij enkele installaties steeg de gemiddelde energetische efficiëntie wel van ± 40% in Fase I tot bijna 60% in Fase II (voor de 19 bestudeerde installaties samen). Desondanks blijft de warmtebenutting bij veel installaties nog beperkt. Zoals reeds vermeld is warmtebenutting voor de meestal kleinere installaties niet steeds mogelijk. Dit zowel vanuit technisch en vooral vanuit economisch perspectief.



Figuur K. Verdeling van de energie in het biogas over de verschillende categorieën

Digestaat

De kosten van digestaatafzet zijn voor de meeste projecten een belangrijk deel van de bedrijfskosten. Daarom worden er verschillende technieken toegepast om deze kosten te reduceren. Persen van het digestaat bleek de meest gebruikte techniek bij de bevestigde installaties, al wordt ook een groot deel van het digestaat onbewerkt afgezet. Naast het persen kwamen ook centrifuge, droging, hygiëniseren en waterzuivering voor. De keuze om al dan niet het digestaat te behandelen alvorens dit af te zetten dient weloverwogen te gebeuren gezien de impact hiervan op de afzet. Figuur L toont de verdeling van de verschillende eindproducten bij de 19 bestudeerde installaties.

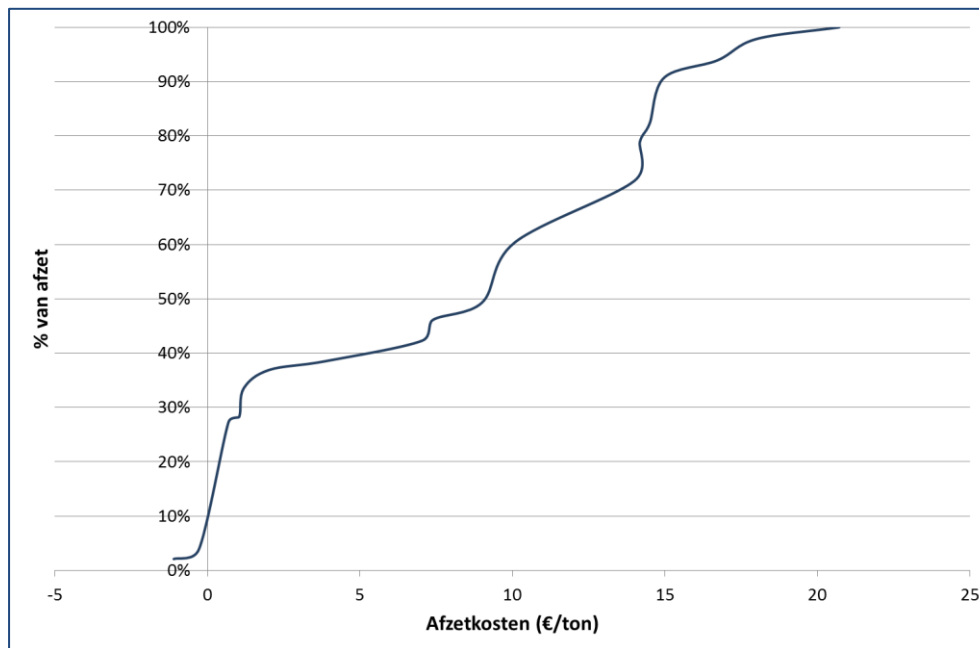


Figuur L. Procentuele verdeling van de eindproducten

Het scheiden van het digestaat in een dikke en dunne fractie zorgt voor een betere afzet. De dunne fractie is makkelijker uit te rijden, terwijl de dikke fractie langer kan worden opgeslagen of een andere toepassing kan vinden (recyclage in de vergister of als beddingsmateriaal in stallen). De dikke fractie (met een typerend DS-gehalte van 25 à 30%) kan indien gewenst verder worden ingedroogd tot > 90% DS. Dit is zinvol indien het materiaal extern moet worden afgezet, aangezien voor de droge fractie vaak inkomsten kunnen worden gegenereerd. Indien het drogen gebeurt met restwarmte van de WKK-motoren betekent dit ook een betere energie-efficiëntie. Hygiëniseren is interessant voor installaties die in een gebied liggen met een hoge mestdruk. Door het hygiëniseren van het digestaat wordt dit exportwaardig en kan het digestaat ook in het

buitenland worden afgezet (vnl. naar Duitsland). Hierdoor vergroot de afzetmarkt hetgeen een gunstig effect kan hebben op de afzetkosten. Toepassing van waterzuiveringstechnologie op het digestaat waarbij een loosbaar water wordt verkregen zorgt voor een sterke reductie van het af te zetten materiaal en dus ook van de afzetkosten, maar daar tegenover staan wel hogere operationele kosten. Deze optie kan in de toekomst wel interessanter worden wanneer de ontwikkeling wordt nagestreeft naar een situatie waarbij zoveel mogelijk nutriënten uit het digestaat teruggewonnen kunnen worden (en deze ook aan marktconforme voorwaarden kunnen worden afgezet).

De afzetkosten verschillen wel heel sterk van installatie tot installatie (zie Figuur M). Hierbij speelt vooral de ligging van de installatie en het type mest dat vergist wordt een belangrijke rol. Zo liggen installaties die voornamelijk rundveemest verwerken doorgaans in een gebied met een relatief lage mestdruk en beschikken deze installaties doorgaans ook zelf over een areaal landbouwgrond, waardoor heel wat digestaat goedkoop kan worden afgezet op eigen grond of via een burenregeling. Installaties die vooral varkensmest vergisten liggen dan weer meestal in een gebied met een hoge mestdruk en beschikken doorgaans niet over veel landbouwgrond, waardoor nagenoeg alle digestaat extern moet worden afgezet. De hoge mestdruk in deze gebieden veroorzaakt doorgaans ook hogere afzetkosten (verder transport of afvoer naar een verwerkingseenheid).



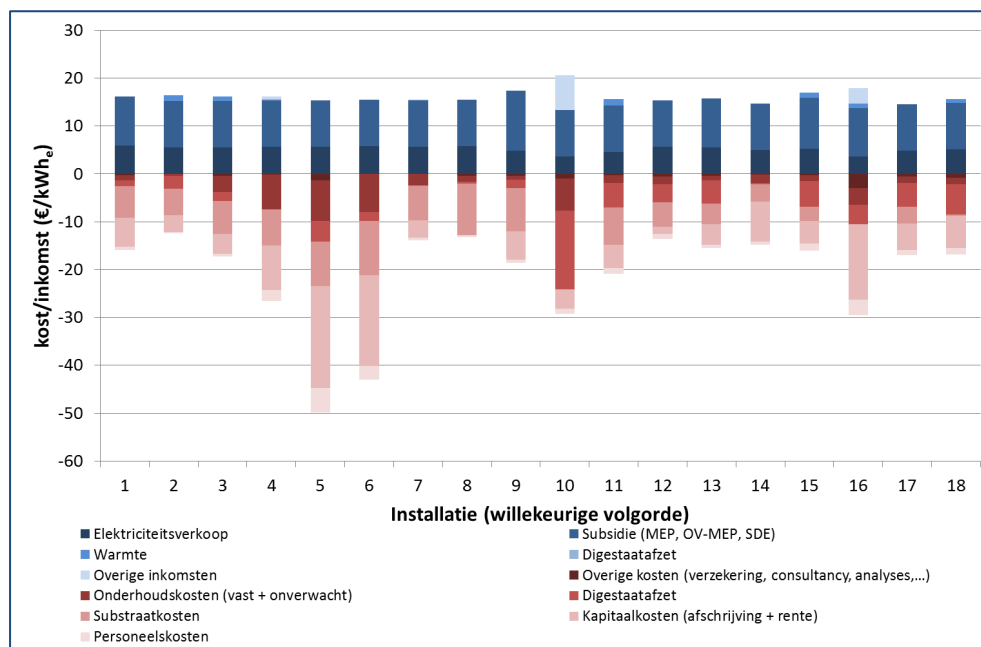
Figuur M. Verdeling van de afzetkosten van het digestaat

Economische aspecten

De belangrijkste conclusie uit het bestuderen van de financiële balans is dat de vergistingssector op dit moment duidelijk problemen heeft om het hoofd boven water te kunnen houden (Zie Figuur N). Minder dan de helft van de hier bestudeerde installaties is er in geslaagd het jaar met winst af te sluiten. Hiervoor zijn verschillende zaken verantwoordelijk. De hoge kapitaalslasten hangen veel exploitanten zwaar boven het hoofd. De voornaamste oorzaak hiervan is dat de installatie moet worden afgeschreven op 10 jaar (looptijd van de MEP-subsidie), terwijl vele onderdelen een langere levensduur hebben in de praktijk. Ook de substraatkosten wegen zeer zwaar door (gemiddeld bijna één derde van alle kosten). Hierdoor zijn vele exploitanten genoodzaakt hun toevlucht te zoeken tot kwalitatief minderwaardige producten, wat dan weer een negatief effect kan hebben op de biologische stabiliteit.

Deze biologische instabiliteit was voor verschillende installaties de reden dat verlies werd geleden. Een instabiel proces werkt namelijk minder efficiënt en in sommige gevallen moest de belasting sterk worden gereduceerd. Dit betekende minder inkomsten uit elektriciteit (en eventueel warmte) terwijl veel vaste kosten gelijk bleven. De belangrijkste oorzaken van een onstabiel proces zijn (1) het ontbreken van de nodige proceskennis bij de exploitanten waardoor soms foute beslissingen werden genomen en (2) een technische storing waardoor de sturing niet optimaal kon verlopen. Gelet op het relatief kleine aandeel van analyse- en consultancykosten in het totale kostenpakket valt dan ook aan te raden hierop niet te besparen. Een goede kennis van het proces en de stuurparameters kan immers veel problemen vermijden.

Ook het al dan niet voorvallen van technische storingen kan van doorslaggevende impact zijn. Hiermee kregen vooral oudere installaties af te rekenen. Dergelijke technische storingen zijn nooit uit te sluiten, al kan een goed en regelmatig onderhoud de schade vaak binnen de perken houden, of kunnen mogelijke problemen tijdig worden gesignaleerd zodat het onderhoud beter kan worden ingepland en er zo weinig mogelijk hinder wordt ondervonden tijdens de procesvoering. De impact van dergelijke storingen is ook heel variabel: in bepaalde gevallen beperkt de impact zich tot extra herstel- of vervangingskosten, maar in andere gevallen zorgde een technische storing er voor dat het biologisch proces onstabiel werd (bv. wanneer de menging of temperatuurregeling langere tijd uitviel), waardoor ook een groot deel van de inkomsten werden misgelopen (minder biogasproductie). Onderstaande figuur geeft dan ook een momentopname. Sommige installaties kwamen in de rode cijfers terecht net door technische storingen en hun gevolgen, terwijl andere installaties een probleemloos jaar achter de rug hadden. Het is echter goed mogelijk dat installaties die tijdens deze studie slecht presteerden ten gevolge van technische storingen het in de toekomst een stuk beter doen net doordat een deel van de infrastructuur werd vernieuwd (en vaak ook beter werd aangepast aan de procesomstandigheden). Omgekeerd kan verwacht worden dat recentere installaties die tijdens deze studie goed scoorden, in de toekomst alsnog af te rekenen kunnen krijgen met een tegenvallend financieel jaar wanneer de infrastructuur verouderd.



Figuur N. Verdeling van de kosten en inkomsten

Een laatste conclusie die naar voor komt uit de financiële balans is dat installaties die genieten van SDE-steun het over het algemeen iets beter doen dan hun collega's met alleen MEP- of OV-MEP-steun. Dit komt doordat dit vooral recentere installaties zijn (onderhoudskosten wegen minder zwaar door en hebben meestal efficiëntere systemen), maar ook doordat op dit moment de subsidie iets hoger is bij SDE dan bij MEP (ten gevolge van de automatische compensatie voor de variatie van de stroomprijs binnen de SDE). Hierdoor kunnen deze SDE-installaties iets meer betalen voor hun substraten waardoor ze ook betere kwaliteit hebben en dus minder risico lopen op processtoringen.

Onder de huidige omstandigheden is het zeer belangrijk dat de exploitant

- Over een goede proceskennis beschikt (of zich hierover laat bijstaan)
- Constant op zoek gaat naar geschikte substraten waarbij een goede afweging moet worden gemaakt tussen de kwaliteit (biogaspotentieel en eventueel risico op procesverstoring) en de kostprijs

- Goed let op de technische aspecten (regelmatige controle en onderhoud – ook preventief – om zware storingen zoveel mogelijk te vermijden)
- Op zoek gaat naar de meest geschikte manier om het digestaat te behandelen zodat de kosten zoveel mogelijk worden gedrukt
- Zoveel mogelijk energie nuttig aanwendt door warmte te valoriseren. In het huidige subsidiesysteem kan hier extra SDE-steun voor worden verkregen

SUMMARY

The Dutch anaerobic digestion sector is emerging and has grown significantly since 2000. In 2010 the opportunity arose to evaluate the developments of this sector with funding through the ‘Energie Innovatie Agenda’. A contract for a study was issued after a public tender to map the developments of the sector and to evaluate the possibilities for optimization based on a thorough process monitoring. This study revealed that in recent years several problems developed and led to financial difficulties for the digester facilities (results shown in the report of Phase I of this study). Phase II of this study builds on these conclusions, and had as its main goal to optimize the digestion sector through a thorough monitoring and data analysis of several full scale plants.

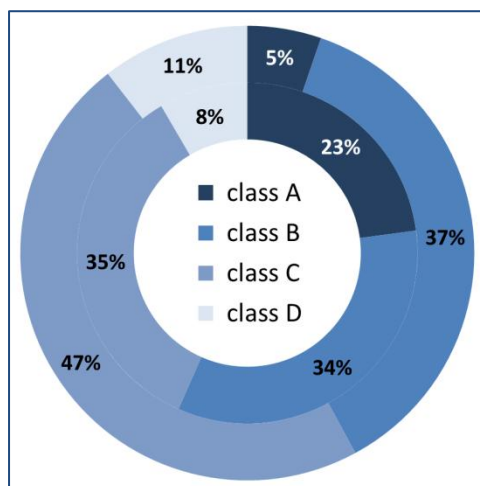


Figure A. Distribution of participating AD plants over the different classes (inner ring: Phase I; outer ring: Phase II)

Over the period of one year, as much data as possible was collected from 19 plants. These 19 plants were selected from the 79 plants questioned in Phase I of this study (mapping the sector). An effort was made to obtain a representative image of the whole sector from the 19 selected plants. The studied plants were divided into 4 classes (defined in Phase I):

- Class A: Co-digestion < 500 kW_e
- Class B: Co-digestion between 500 and 1000 kW_e
- Class C: Co-digestion ≥ 1000 kW_e
- Class D: Industrial digesters, VGF-digesters;

independent of their installed electrical power

Figure A shows the distribution of the 19 studied plants across the different classes. This figure shows that the smaller plants of Class A are slightly underrepresented during Phase II (due to lower willingness of the operators; less opportunity to collect

the necessary data). Nevertheless, the 19 studied plants may be considered largely representative of the whole digestion sector in the Netherlands.

The focus of the monitoring phase centered on several key aspects of the digestion process itself, although some attention was also paid to other aspects which influence the economic optimization of a plant (input, digestate treatment, financial balance). The main results and conclusions of the data analysis are discussed below for each aspect.

Input

The input of the digestion plants can be split up into several types of substrates, depending on their origin. The outer ring in Figure B represents the distribution based on annual treated amounts for the different substrate types. The inner ring of Figure D shows the contribution of each substrate type to the total annual biogas production.

As in Phase I, manure was responsible for more than half of all input substrates. This is not unexpected, since a minimum of 50% manure is required in co-digesters if the

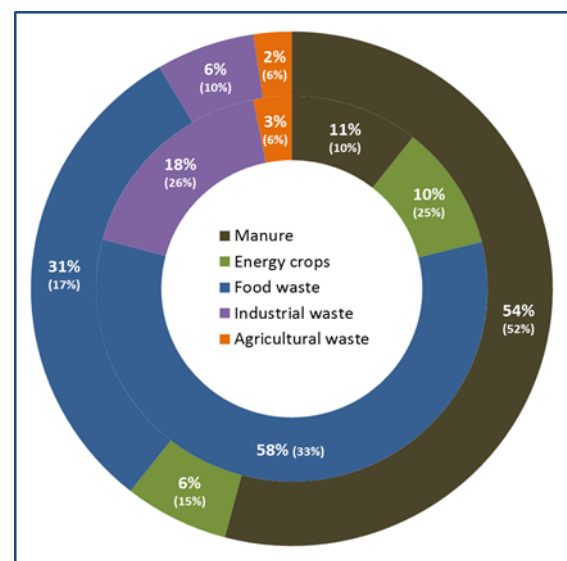


Figure B. Contribution of the different types of substrates to the total input (outer ring: based on amounts treated per year; inner ring: based on contribution to total biogas production; values between brackets: results of Phase I)

digestate is to be used as animal manure. Given the low biogas potential of this product, manure was only responsible for 11% of all biogas production. The share of energy crops and industrial waste has significantly decreased compared to Phase I of this study (from 15% to 6% and from 10% to 6% resp.). This is caused by the increased price of both substrate categories over the last few years. As a consequence, the share of food waste in the average recipe increased from 17% to 31%, and was responsible for almost 60% of all biogas.

This study revealed that many operators have difficulty in determining a reasonable price for a substrate. A first step should always be to obtain as much information as possible on the substrate: origin of the substrate, and preferably also analysis results (at least total solids, organic matter content, NP(K)-content, biogas potential and methane content). When a substrate supplier does not have this data at his disposal, it is worth the effort for the digestion facility operator to determine these at one's own expenses if the substrate in question could

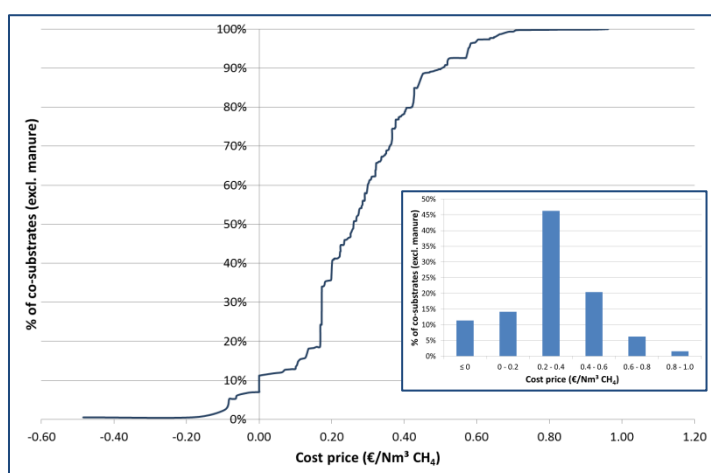


Figure C. Distribution of the cost price of co-substrates

become a substantial part of the input. If a substrate will only be fed sporadically, literature values can suffice to provide a first estimation. Based on the biogas potential, the methane content and the cost per ton, the cost per cubic meter of methane can be calculated. By expressing all other costs and revenues per cubic meter of methane, an evaluation can be made to determine if the substrate in question is available at a reasonable cost in the current situation (see page 51 for a fictional example). Figure C shows the cumulative distribution of all co-substrates registered during this study.

Complementary to the cost per cubic meter of methane, other factors must also be considered to generate a more complete understanding of a substrate's total value. One should also keep in mind the disposition of the digestate after fermentation, and how the substrate will impact the nutrient content (mainly nitrogen, phosphorous and to a lesser extent potassium) since this affects the fertilizer value of the digestate. Also, the dry matter content is an important aspect. A low TS-content indicates not only that a product will yield only a low amount of biogas, but will also substantially contribute to the volume of digestate produced. However, low TS substrates are a necessity to keep the reactor content miscible and pumpable at a reasonable energy demand. A substrate with higher TS-content but low organic matter content is to be avoided in all cases. This indicates that a substrate contains a lot of sand or other inert material that will not contribute to biogas production, but will instead increase the risk of forming a sedimentation layer in the reactor. The nitrogen content of a substrate is a very important parameter, but all too often neglected by many an operator. Too low a nitrogen content in the input mix can lead to a nitrogen deficit and limit the growth of the bacteria; too high a nitrogen content in the form of ammonia can become toxic to the bacteria. A substrate can also be contaminated with pollutants which are toxic to the anaerobic bacteria. From a practical point of view it is impossible to test a product for all known toxic components (although sulphur and chlorides are two frequently observed parameters in some, e.g. glycerin). This is why knowing the origin of a product is very important in assessing the risk of digesting a certain substrate. It is also recommended to take a sample of each load and store this temporarily. In case a problem would occur, analysis of these samples can help determine the cause of the problem.

The lack of information regarding many co-substrates (both to the operators and substrate suppliers) was an important cause of fluctuating prices for similar products. In many cases incomplete knowledge of a substrate's

characteristics caused misjudgment with regard to process control parameters and, in some cases, led to process failure.

The input composition and input amounts varied significantly in most plants during the period of one year (Figure D). This variation should be avoided as much as possible, because a constant and balanced input (carbohydrates, proteins and fats) will improve the biological stability of the process. This study revealed two major causes which can explain these fluctuations. First, most operators used a lot of different substrates due to the high costs associated with these substrates, and many were used only during a short period of time. This is also visible in the fluctuating biogas potential of the input mix (Figure E). A second reason for the fluctuating input amounts is the occurrence of a period of biological instability in several plants. As a result of this instability the loading rate and therefore the feeding amount had to be reduced significantly.

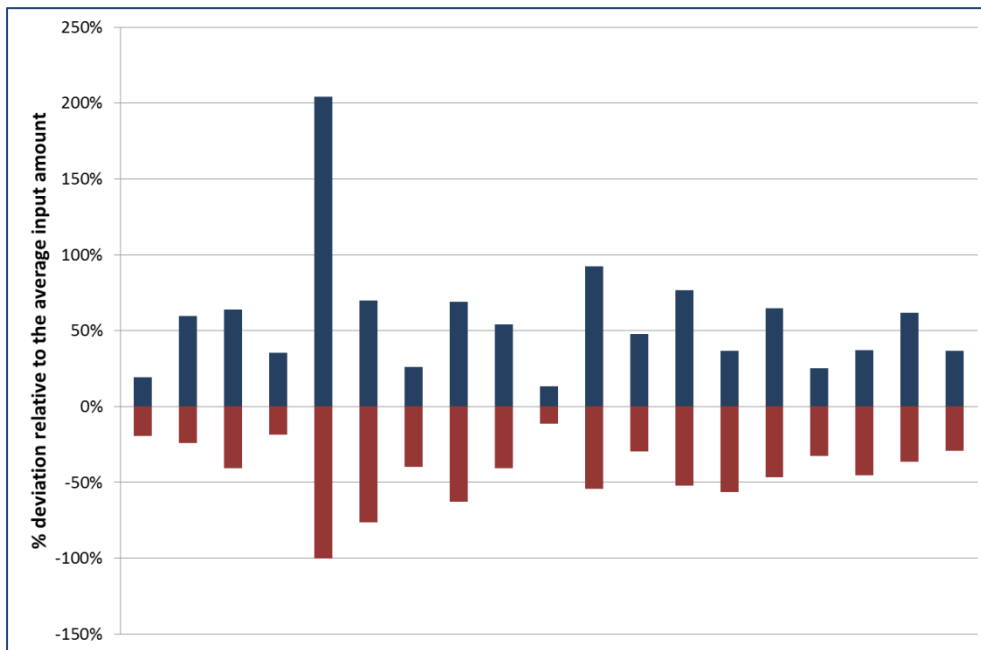


Figure D. Variation of the weekly input amount for 19 AD-plants

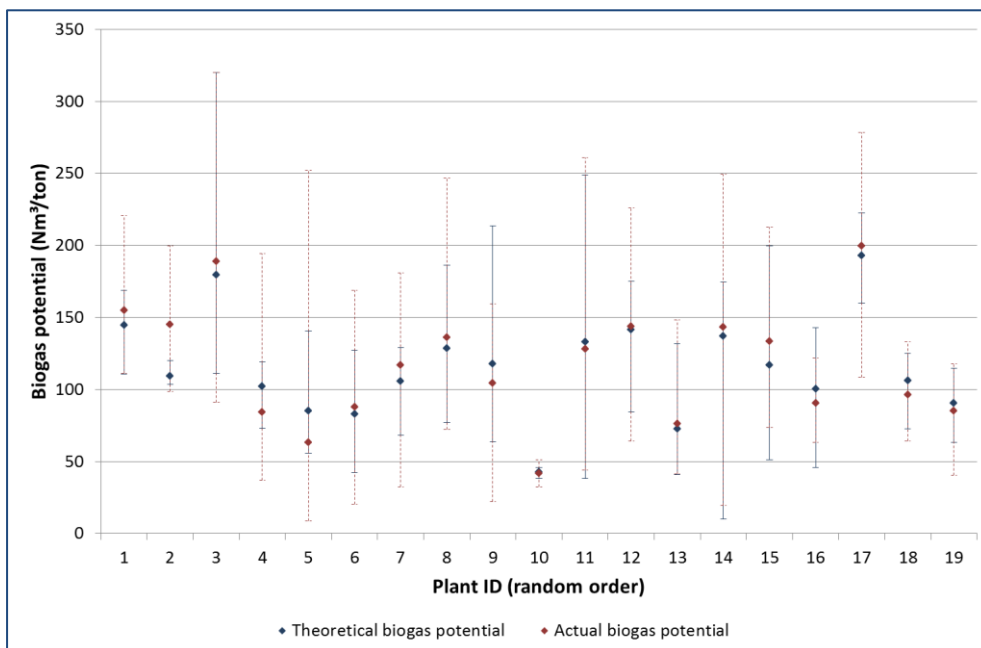


Figure E. Variation of the biogas potential of the input for 19 AD-plants

Technical failures

Although the focus of this study centered on the biological aspects of anaerobic fermentation, some other technical failures showed during the detailed process monitoring of 19 AD-plants which influenced the profitability. The most frequently occurring types of failure are summarized below.

1. The presence of a sedimentation layer was the most commonly occurring problem during this study. A sedimentation layer will form gradually when sand and other inert material from the input substrates settles due to gravity. As a consequence, the active reactor volume will decrease over time, thereby reducing effective retention time if input volume remains the same or reducing the effective capacity of the digester if input volumes are reduced to compensate. The sedimentation layer can also limit heat transfer to the digestate if heating elements are located in the lower section of the digester. Choosing input substrates with high organic matter content can decrease the rate of sediment build-up, but at some point every reactor will have to be opened to remove this layer.
2. A second problem was deterioration of the wooden roof beam construction inside the digester which prevents the biogas holding membrane from falling into the digestate. Repairing this construction means removal of the roof membranes and considerable downtime for the plant. Designing this wooden construction to make it digester-proof (correct number and size of beams, use of treated lumber for high moisture, temperature, presence of ammonium and sulphur...) can prevent this problem to a great extent.
3. Freezing of feeding or heating pipes or problems with heating the digesters during winter was observed in a few plants. Insulating these pipes will ensure year-round availability of the plant.
4. A lot of AD-plants had problems concerning screw conveyors and feeding pumps. In the first case this was usually caused by wear and tear due to friction (presence of sand and small stones in the input) or due to the low pH of many substrates. Proper equipment material selection (e.g. coating against low pH) can increase the lifespan of the equipment. Feeding pump problems were usually caused by an obstruction due to physical impurities in the input. A good selection of substrates (quality) and if necessary installing a pretreatment facility can decrease the risk. The presence of spare pumps increases the reliability of the plant. Finally, failure of the mixers was usually caused by large impurities inside the digester, e.g. ropes or plastics winding around the axis or rotor blades causing them to break.
5. Failure of the emergency radiators was the most frequent problem causing temporary downtime of the CHP engine(s). Regular inspection and maintenance will decrease the risk of sudden failures.

Process parameters

A first important parameter for digester operation is the digester temperature. It is generally accepted that thermophilic digestion ($\pm 52^{\circ}\text{C}$) is more efficient than mesophilic digestion ($\pm 37^{\circ}\text{C}$) if no inhibition factors are present. The reason why most of the AD-plants are nonetheless operating in the mesophilic temperature range (Figure F) is because of the rather high ammonium content in the digestate of most digesters. Thermophilic digestion is indeed more prone to ammonia toxicity than mesophilic digestion. If an operator should choose to switch from mesophilic to thermophilic digestion, it is highly recommended to make this temperature switch gradually in order to allow the bacteria population to adapt to the new process conditions. Additionally, a regular analysis of the ammonium content (preferably together with the FOS/TAC ratio or volatile fatty acid content) is recommended during this temperature switch.

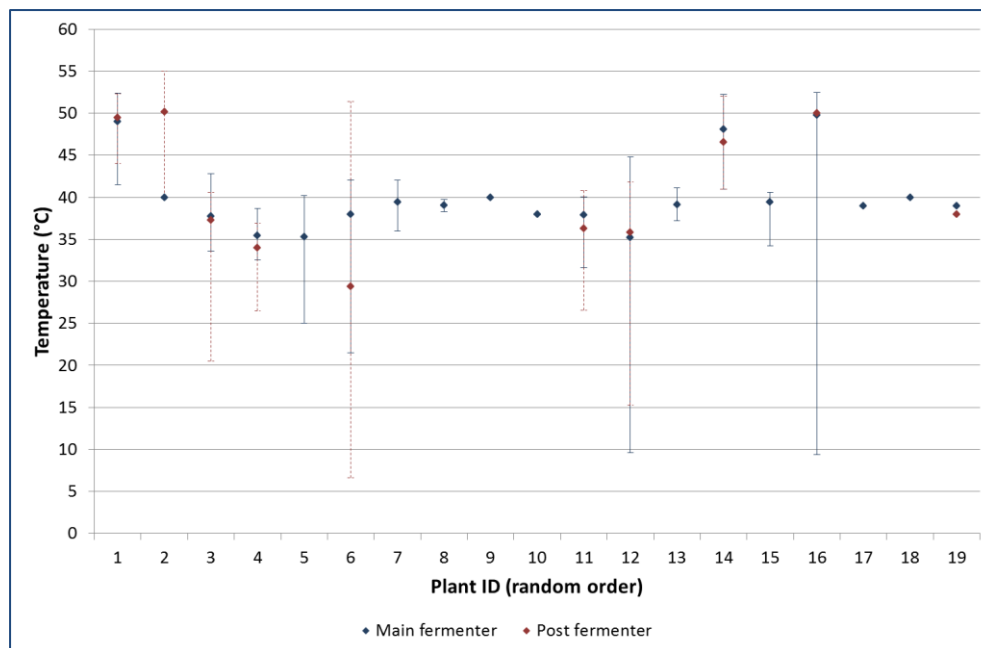


Figure F. Variation of temperature in main and post fermenters of 19 AD-plants

The second important parameter is residence time. The recommended minimum residence time for an anaerobic digester lies between 20-30 days to avoid substrates leave the digester tank incompletely converted to biogas. As can be concluded from Table A, all 19 studied plants meet this requirement more than adequately by operating at significantly longer residence times. A remarkable conclusion from this table is that the larger a plant (or the more industrialized), the lower the residence time is. This means that larger plants are making more efficient use of the available reactor volume than smaller plants, but there is still an opportunity to improve.

Table A. Average residence time (main fermenter + post fermenter) for the different digester classes

| Residence time (in days) | | Phase I (n = 76) | Phase II (n = 19) |
|--------------------------|--|------------------|-------------------|
| Class A | Co-digestion < 500 kW_e | 167.3 | 165.9 |
| Class B | Co-digestion 500-1000 kW_e | 111.1 | 118.9 |
| Class C | Co-digestion > 1000 kW_e | 87.2 | 89.8 |
| Class D | Industrial digestion | 37.2 | 66.3 |
| Average | | 109.4 | 104.5 |

The third important parameter is the loading rate. The organic loading rate (kg VS/m³.d) and biogas productivity (Nm³ biogas/m³.d) give an idea about the amount of work the bacteria are doing. A high organic loading rate and high biogas productivity indicate an efficient use of reactor volume, but also increase the risk of process instability. After all, a process operating close to its maximum loading rate is more susceptible to process failure due to external factors (e.g. temperature fluctuations, ammonia...). With an average organic loading rate of 3.7 kg VS/m³.d and biogas productivity of 2.3 Nm³ biogas/m³.d in the main fermenters, most plants did not operate near their maximum. The main reason why most plants are operating below the maximum is the high cost of co-substrates, so lower substrate volumes or substrates with a lower biogas potential were used.

A continuous feeding (preferably 24/7) provides the best guarantee for a stable process. Correct measurement of the fed amounts is extremely important to evaluate the process. In most plants feeding the digesters is fully automated (only feeding of the solid substrate supply may still be manual) over a 24 hour period, which is good because this cuts down on labor and expenses. A reliable alarm system that notifies the operator of any

irregularity is indispensable, since everything stands or falls with correct feeding. Nearly all plants studied during Phase II fulfilled this requirement. Most operators determine the feeding amount based on the biogas or electricity production, which is a good starting point.

Just as important as good feeding control, it is also important to analyze and evaluate several process parameters on a regular basis. A good and accurate process monitoring routine will help the operator to understand the process and decreases the risk of severe biological failures. The feeding amounts, biogas production and composition (mainly CH₄ and H₂S) and the digester temperature are parameters that should be recorded a minimum of once per day. Data collection of these parameters can easily be automated and stored in the computer to ease process monitoring. Additionally, an automated alarm signal can be generated when one or more parameters fall outside the expected or desired range. It is also recommended to analyze the digestate for several parameters on a regular basis (the exact analysis frequency will depend on the variability of the input and biological loading rate: the higher both are, the more frequent analysis is needed). Regular analyses are, of course, also needed during a period of instability.

Table B shows an overview of the most important digestate parameters for each digester class and the overall average.

Table B. Overview of the digestate parameters per digester class and the overall average of 19 AD-plants

| | | Average | Class A | Class B | Class C | Class D |
|-------------------------------------|---------------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| TS | % | 9.8 | 8.3 | 9.5 | 11.1 | 6.0 |
| VS | % on TS | 61.7 | 58.6 | 61.8 | 62.2 | 62.3 |
| pH | - | 8.2 | 8.2 | 8.3 | 8.2 | 8.2 |
| NH₄⁺-N | mg/kg | 2603 | 1976 | 2734 | 2594 | 2875 |
| Cl | g/kg | 3.4 | 4.5 | 3.5 | 3.4 | 2.1 |
| FOS | mg/kg | 3904 | 3666 | 3655 | 4295 | 3124 |
| TAC | mg/kg | 15852 | 14581 | 16611 | 16325 | 12719 |
| FOS/TAC | - | 0.26 | 0.25 | 0.22 | 0.28 | 0.26 |
| VFA | mg/kg | 1057 | 1100 | 760 | 1274 | 931 |
| Residual biogas | Nm³/ton | 4.3 | 3.2 | 3.9 | 2.1 | 3.5 |

The maximum tolerable TS-content in a digester is determined by the installed pump and mixing power. As long as the digestate remains miscible and pumpable, the higher the TS-content the better. After all, a high TS-content means more biomass per unit volume, so higher loading rates are possible (and hence a higher biogas productivity and more efficient use of the reactor volume). A too high TS-content on the other hand can lead to blockage of pumps and higher energy demand on the mixers.

The organic matter content in the digestate consists partly of active biomass (anaerobic bacteria) and partly of undegraded input material. A very low VS-content (< 50% on TS) in the digestate indicates that the majority of the TS consists of inorganic material like sand. This increases the risk for sedimentation inside the digester. A very high VS-content (> 75% on TS, but highly substrate dependent) might be an indication that the input, while organic, is only partly digestible. This will also have an impact on the viscosity of the digestate (and therefore on the pumpability and miscibility).

The pH or acidity of the digestate is a very important control parameter. The desired range is between 7 and 9 (the optimal value depends from plant to plant and also the analysis method plays a role). It is important to monitor this parameter regularly and monitor the evolution of it over time. A decreasing pH-value indicates acidification of the reactor, an increasing pH (> 9) increases the risk for ammonia toxicity. Customer friendly devices are available with which an operator can determine pH himself, making pH an easy to monitor important process parameter (together with FOS/TAC-analysis).

The ammonium content of the digestate plays an important role for the stability of the fermentation process. Too low an ammonium content can limit the growth of the anaerobic bacteria and decreases the buffer capacity for pH fluctuations in the reactor. Too high an ammonium content means that ammonia toxicity can inhibit the bacteria. Both pH and temperature play an important role relating to ammonia toxicity: the higher both are, the higher the toxicity will be. Optimally, the ammonium content in mesophilic digestate is best below 3 000 mg/L, whereas in thermophilic digestate this is 1 800 mg/L. Figure G shows the variation of the ammonium content in the digestate of 19 studied AD-plants. This study uncovered that the ammonium content is often neglected as a parameter by many operators, all too often with negative consequences. In several plants, the ammonium content reached toxic limits after which the process became unstable and profitability of the plant decreased. Especially with a highly variable feeding composition, this parameter should be measured monthly or even weekly. This will allow an operator to remove, or decrease, the amount of a substrate containing too high an N-content in sufficient time (before ammonium reaches the toxic range).

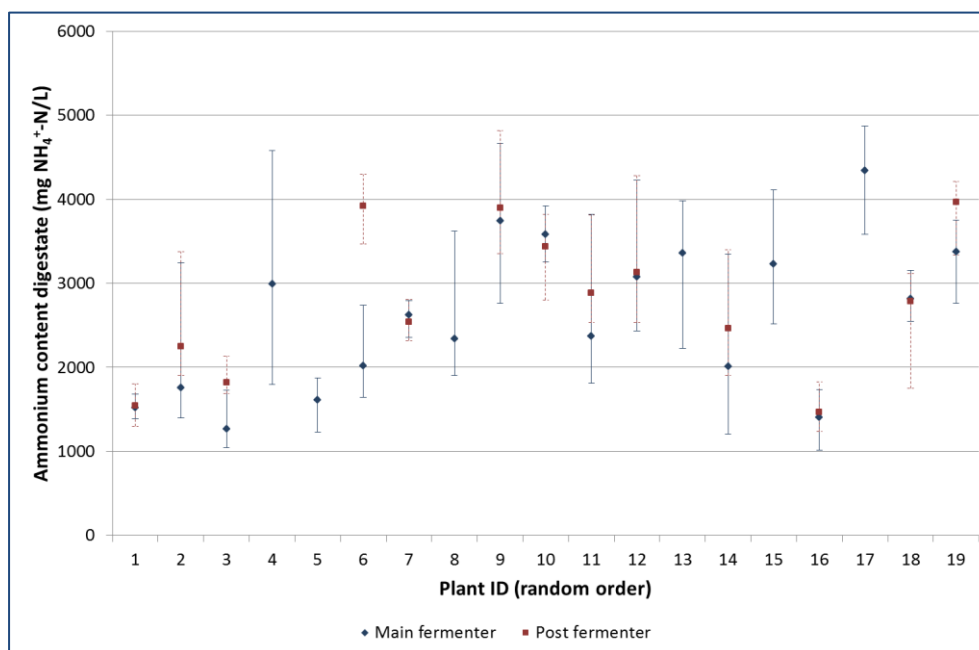


Figure G. Variation of ammonium content in main and post fermenters in 19 AD-plants

Certain substrates like glycerin, cereal waste, kitchen waste, and certain types of waste water treatment sludge, can contain high amounts of chlorides. When high amounts of these products are digested, chloride content can accumulate in the digestate due to the degradation of organic matter and reach toxic values (lower cell activity). For wet digesters a chloride content < 7 mg Cl/g digestate can be considered as a safe value, although sensitivity will differ from plant to plant. Unless substrates rich in chloride are being treated, this parameter can be less frequently analyzed (e.g. once or twice a year).

The FOS/TAC-ratio (ratio between organic acids (FOS) and alkalinity (TAC)) can be determined rather easily by the operator, making this parameter very suitable for frequent monitoring of the process (together with pH). Since the organic acids are intermediates between the fresh input and the biogas, the value of FOS should be not too high, otherwise this could indicate inhibition of the methanogens. A value below 3 000 – 4 000 mg acetic acid equivalent per kg can be considered as a safe value. The TAC-value gives an indication of the buffering capacity of the digestate. A good buffering capacity is important to prevent the pH from dropping each time fatty acids are formed (theoretically this is the case after each feeding). Carbonates and ammonium are the main buffering agents in anaerobic fermentation, although others can be present depending on the input (e.g. phosphate buffer). A target value of minimum 10 000 mg CaCO₃-eq./kg indicates a good buffer. The ratio between the two parameters shows if the buffering capacity is sufficient to counter possible fatty acids.

The ideal FOS/TAC-ratio will differ from plant to plant, but a value > 0.3 is usually an indication of possible problems. In that case, extra analyses such as pH, $\text{NH}_4^+\text{-N}$ and the VFA-spectrum are recommended. As shown in Figure H, many installations were up against increased FOS/TAC-values at some point during the monitoring year. This means that only a few installations had a perfectly functioning system throughout the year.

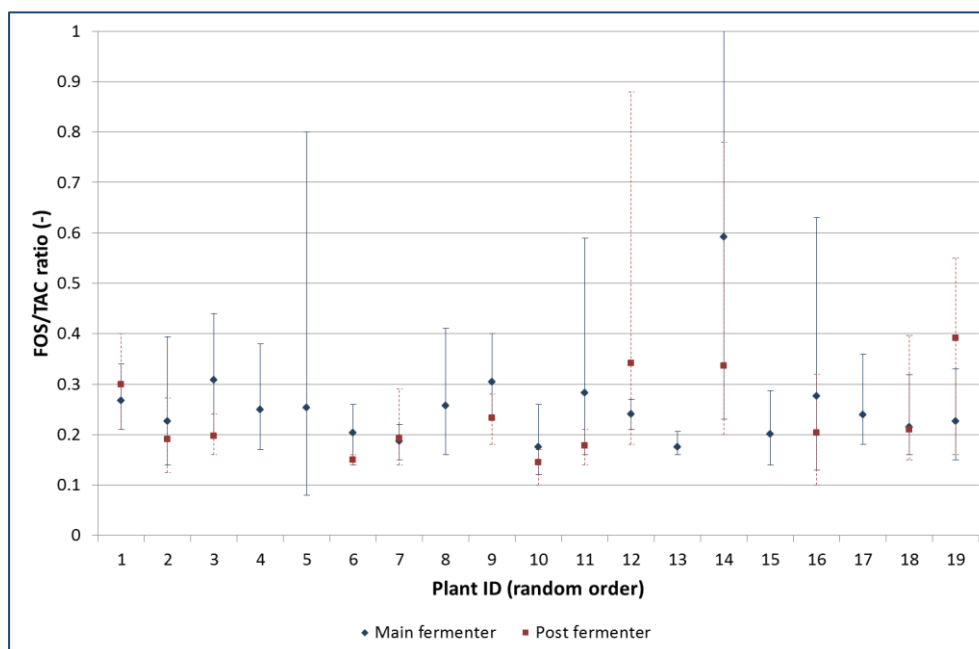


Figure H. Variation of FOS/TAC-ratio in main and post fermenters in 19 AD-plants

The VFA-spectrum provides in addition to the total amount of volatile fatty acids also information on the composition of these acids. This is important for determining what is causing the build-up of fatty acids (whereas high FOS is only giving an indication a problem exists). A total VFA-content of $> 4\ 000\ \text{mg/kg}$ is always indicative of a strongly inhibited process, and needs immediate action. Evaluation of 19 AD-plants showed that acetic acid and propionic acid were the most abundant in the spectrum. A (too) high ammonium content was in most cases the cause of VFA build-up.

Determining the residual biogas potential of the digestate after fermentation gives valuable information about the ability of the bacteria to convert the input to biogas. The lower the residual biogas potential, the less biogas that will get lost via the digestate. On the other hand, a very low residual biogas potential indicates that more input can be treated in the same reactor volume. A high residual biogas potential combined with a low or average loading rate indicates suboptimal process conditions. In most plants, residual biogas potential was sufficiently low.

Biogas

Biogas production is the most important aspect of anaerobic digestion, since this is the main source of revenues (as green gas, electricity and/or heat). Most operators determine the amount of input based on this biogas production. The more constant the biogas production, the more stable the process will be (constant loading rate), but this will also improve the efficiency of the engines. Because of the frequently changing input characteristics, biogas production also varied significantly (although seldom abruptly) in most of the 19 AD-plants studied. In most cases, the biogas production fluctuated gradually over several weeks, except in case of a technical failure or instability of the process.

Biogas composition is also important for evaluation of the process (Figure I). A constant methane content indicates a stable process, and also ensures a more constant combustion in the CHP-engines and thus higher efficiency. The methane content in the biogas depends on the input composition: fats and proteins will yield

higher methane content compared to carbohydrates. So, depending on the input composition, a methane content between 50 and 60% indicates a stable process. Most of the 19 studied AD-plants achieved this level as, can be seen in Figure I. Using a hydrolysis tank can increase the methane content of the biogas during fermentation, but not the total methane production. Some engines will reach higher conversion efficiencies at higher methane content, making hydrolysis worthwhile. When methane content decreases below 50%, this usually is an indication of inhibition of the methanogenic bacteria, and extra digestate analyses are recommended. Regular calibration of the biogas measuring system (at least once per year) is advised, considering the importance of this parameter. In some installations methane content varied considerably throughout the year, caused by process failures and/or changes in input composition.

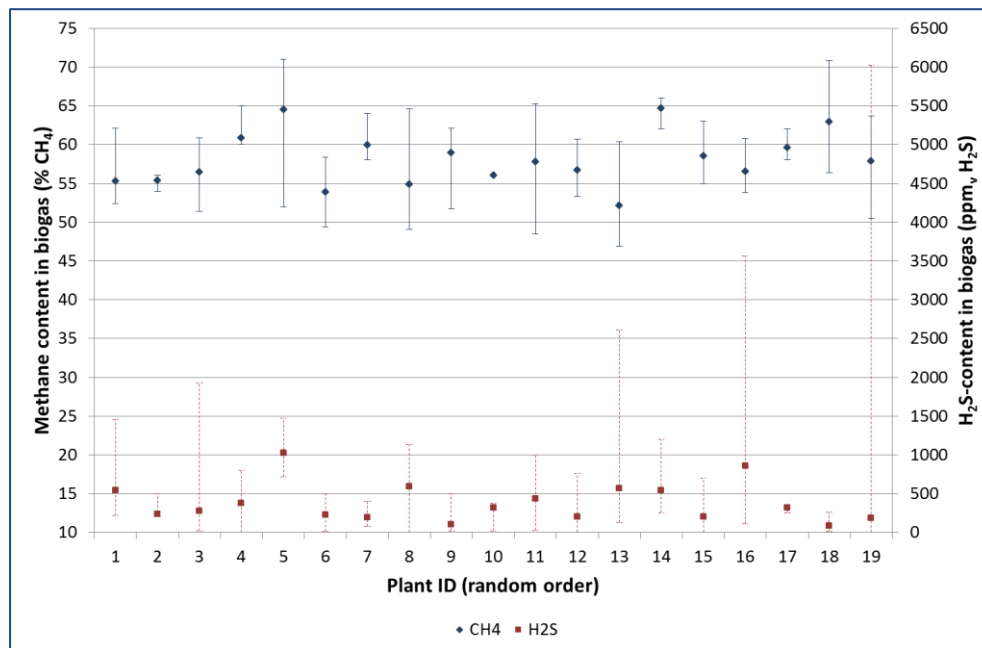


Figure I. Variation of CH₄ and H₂S-content in 19 AD-plants

In addition to CH₄, H₂S is also an important parameter in the biogas. A value > 500 ppm_v can have a toxic impact on the bacteria. High H₂S content will also decrease the lifespan of the CHP-engines (many manufacturers eliminate equipment guarantees above a certain H₂S threshold value). Hence, avoiding the formation of H₂S or removing H₂S is very important. Deliberate substrate selection is a first step in this process. Products such as glycerin, whole stillage from ethanol production, onions, leek (all are products with high S-content) pose an extra risk and should therefore only be added as a limited part of the input. If H₂S formation occurs, removal can be accomplished by several means. Two examples of internal H₂S removal systems are (1) injection of small amounts of air into the digester's headspace, and (2) adding Fe-containing products to the reactor content. These two methods were the most prevalent in the 19 studied plants. The advantage of internal H₂S removal is that this will decrease the levels inside the digester, thus not only improving lifespan of the engines but also the stability of the biological process. External H₂S removal systems are independent functional units; examples are adsorbent bed media, biofilters or activated carbon filters. The main advantage is the usually higher removal efficiency, but it does not decrease the H₂S-content inside the reactor which might still be toxic to the bacteria. Depending on the H₂S concentration, a combination of both internal and external systems can be used, keeping the H₂S-content below 500 ppm_v with an internal removal system to protect the bacteria and further decreasing the H₂S level to protect the engines with an external system. As can be seen from Figure I the average H₂S content lay below the toxic limit for most plants, although a temporary peak was observed in most plants. This resulted in a negative influence on the fermentation process, but could in most cases easily be solved by removing the cause (substrate rich in S) or by adding Fe²⁺ to the reactor.

The majority of the biogas was converted to electricity and heat in a CHP-engine (combined heat and power). Around 2/3 of the studied plants had more than one engine. The main advantage of multiple engines is the higher flexibility: in case one of the engines fails, not all of the biogas has to be flared off, unused. Some installations opted for installing a backup engine to guarantee that all biogas can be converted to biogas, even in case one engine would fail or is down for maintenance. Most plants had a relatively small gas buffer (usually varying between 2 and 12 hours of gas production), so in the event of engine downtime there was a limited capability to temporarily store the biogas production. In case of multiple engines, it is preferred to operate one or more engines at full capacity and using one engine intermittently or at partial load to burn the residual gas production, rather than equally distributing the biogas and operating all engines at partial load. This will guarantee the highest conversion efficiency. This study showed that most plants still have a significant margin to improve the use of the installed engine capacity. Table C shows that the average number of full load hours has decreased since Phase I of this study. This was caused by technical/biological failures, limitation on electricity production eligible for government support, changing input composition and expensive substrates limiting the amounts that could be processed.

Table C. Average full load hours for the 4 digestion classes

| Full load hours (h/yr) | | Phase I (n = 69) | Phase II (n = 19) |
|------------------------|--|------------------|-------------------|
| Class A | Co-digestion < 500 kW_e | 6 439 | 3 768 |
| Class B | Co-digestion 500-1000 kW_e | 6 537 | 5 199 |
| Class C | Co-digestion > 1000 kW_e | 7 093 | 6 277 |
| Class D | Industrial digestion | 5 966 | 5 420 |
| Average | | 6 675 | 5 582 |

In most plants heat consumption did not change between Phase I of this study and Phase II. Only a few plants from Class C invested in extra heat utilization systems like Organic Rankine Cycle (ORC) generator, a dryer or hygienization of the digestate. The SDE+ heat bonus for existing plants provided an important incentive for these plants to make this investment. The more of the heat can be used, the better the net energetic efficiency of a plant will be, and the use of heat could also generate extra revenues and therefore increase the profitability of a plant. This was confirmed during this study: most plants who invested in extra heat utilization could limit financial loss or even make a limited profit, which would not have been possible without heat utilization. The advantages of extra heat utilization were different for each plant. Some plants made a profit by selling heat to a third party at a good price, others produced extra electricity from the waste heat by means of ORC, increasing the electrical efficiency. Still other plants chose to reduce the amount of digestate to be disposed of by drying this with waste heat from the engines, therefore limiting disposal costs. Because heat utilization is strongly dependent on the location of the plant, investing in heat utilization is a complex decision. This is especially the case for small plants who own sufficient arable land to dispose of the digestate so drying the digestate or hygienization is not a cost-effective solution. Biogas upgrading to natural gas quality can provide an option to obtain higher energetic efficiency. Because biogas upgrading is still viewed as an emerging technology and currently more expensive than classic CHP, most operators are reluctant to convert to this system. There is more interest among plant operators in a system in which several individual plants could hook up to a biogas grid and utilize a common upgrading unit, although the investment in a biogas grid presents a new challenge.

Figure J shows the variation of the net energetic efficiency (where net energetic efficiency is = (net electricity production + total heat utilization + green gas production) / total energy content of the biogas) of 19 AD-plants, both in Phase I and Phase II. Figure K shows the distribution of the energy present in the biogas over different energy forms (sum of all 19 plants studied). This figure shows that 20% of all energy is lost during conversion (friction losses in the engines, unusable heat...). Thirty six percent of the energy content of the biogas is converted to electricity, of which 88% (or 31% of the energy content of the biogas) is transmitted onto the

electricity grid. Twelve percent of the electricity production is needed for the internal electricity demand of the plants. Another 40% of the energy from the biogas is converted to usable heat. Nine percent of this heat was needed to keep the digesters at the desired temperature and 57% was used in another way. This implies that still 35% of all usable heat (or 14% of the energy content in the biogas) was wasted. Finally, 4% of the energy in the biogas was upgraded to natural gas quality and injected into the national grid.

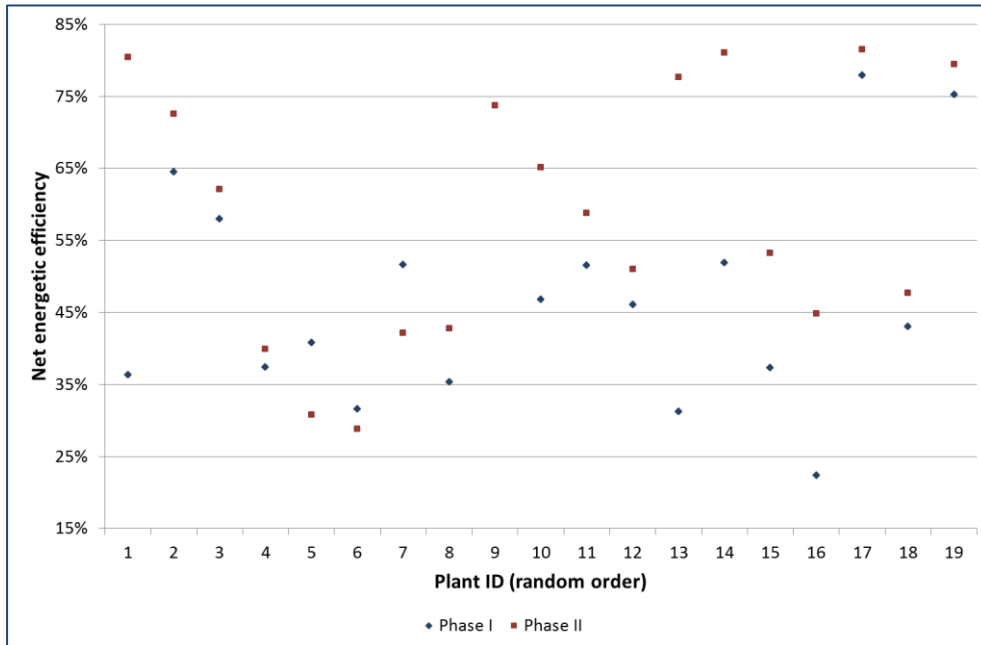


Figure J. Variation of the net energetic efficiency of 19 AD-plants

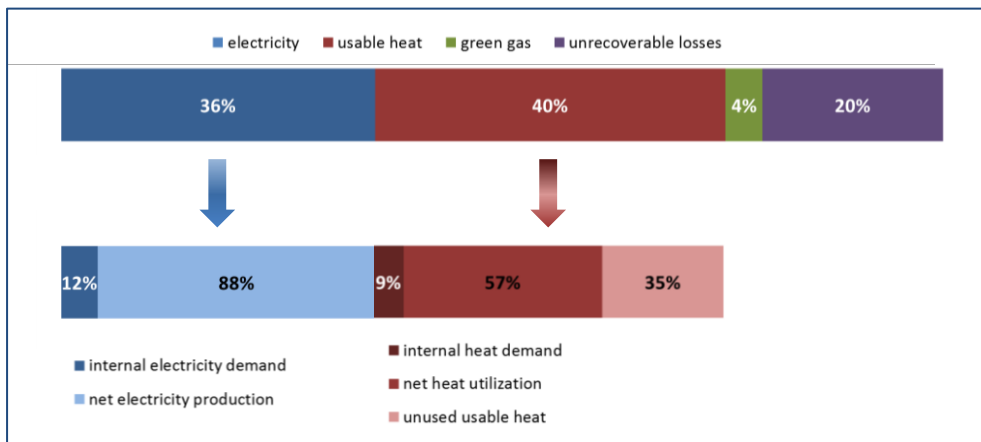


Figure K. distribution of the biogas energy content as converted and used in different categories

Because of the extra heat utilization at some plants the average energetic efficiency increased from $\pm 40\%$ in Phase I to almost 60% in Phase II (for all 19 plants together). Despite this positive trend, total heat utilization is still very limited or even missing at a lot of plants. As mentioned before, heat utilization is not always technically or economically possible for small plants.

Digestate

The disposal of the digestate forms a significant cost for most AD-plants. That is why several treatment techniques are used to reduce these costs. Pressing the digestate to separate solids is the most widely used technology among the studied plants, although still a lot of digestate is land-applied without any treatment. In addition to a press, a centrifuge, dryer, hygienization system, and classic waste water treatment approaches

are used to treat the digestate. The choice to treat the digestate has to be decided based on its impact on the disposal route. Figure L shows the different end products of the 19 studied AD-plants.

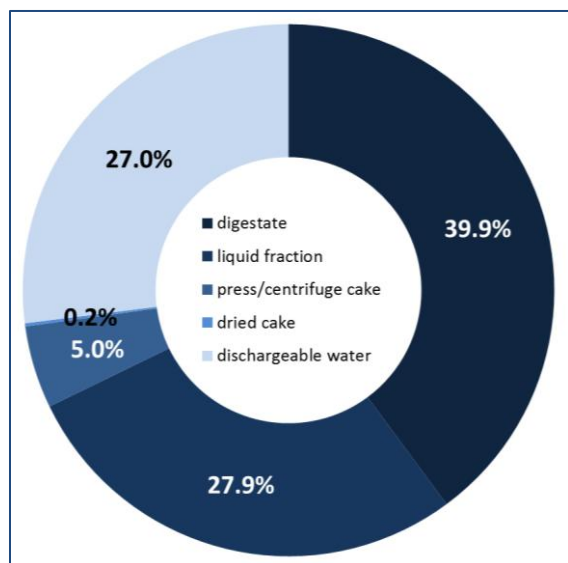


Figure L. Distribution of the different end products

Separation of the digestate into a liquid and solid fraction improves the disposal route options. The liquid fraction is easier spread onto the land, whereas the solid fraction is easier to store over a longer period of time or could be used as fertilizer or other ways (e.g. recycling into the digester, bedding in stables). The solid fraction (with a typical TS-content of 25-30%) can be further dried to > 90% TS. This is useful if the product needs to be disposed of externally, since the dried fraction usually generates a small income. Drying of this product using waste heat from the CHP-engines will also increase the energy efficiency of the plant. Hygienization of the digestate (heating to 70°C for at least 1h) is interesting for plants who are situated in an area with high manure production. Hygienization makes the digestate ready for export abroad (mainly to Germany). This increases the potential disposal area and has a positive effect on the disposal costs.

Using traditional waste water treatment technology to obtain a dischargeable process water significantly reduces the amount of digestate to dispose and hence the costs, but also has rather high operational costs. This option could become more interesting in the future when a market develops in which nutrients recovered from the digestate can be marketed at competitive prices.

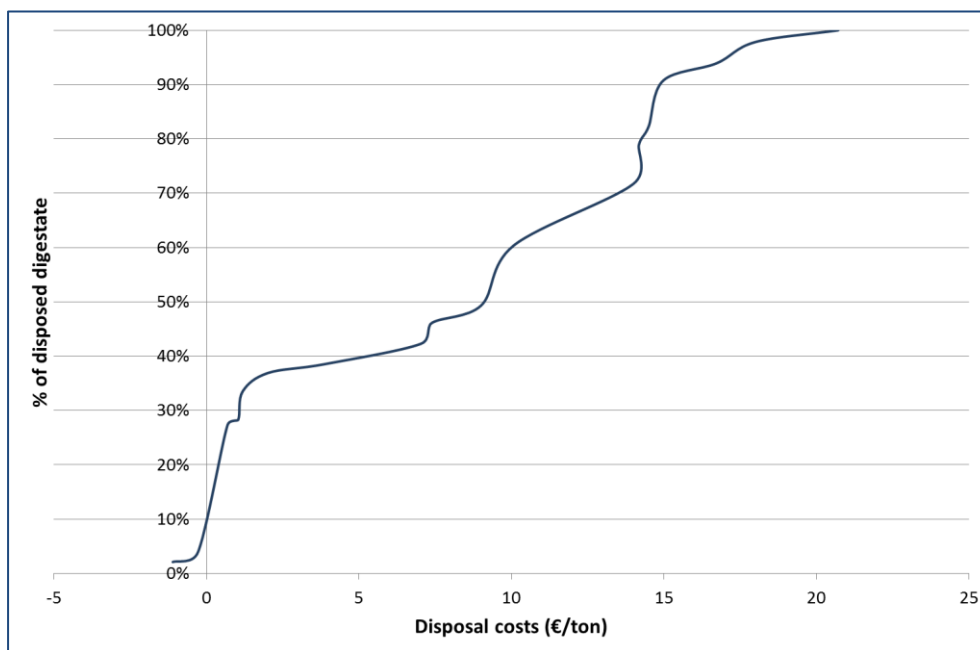


Figure M. Distribution of disposal costs of the digestate

Digestate disposal costs vary greatly from plant to plant (see Figure M). The geographical location of the plant and the type of manure are the main causes for this variability. Plants treating mainly cattle manure are usually situated in areas with relatively low manure production and most plants have their own arable land, so a large part of the digestate can be disposed of on their own land or on that of neighboring farmers at a relatively low

cost. Plants treating mainly pig manure are usually located in areas with high manure production and usually own little or no arable land, so nearly all digestate needs to be disposed of externally. The high manure production in the area also means that the disposal will bring higher costs (higher transportation costs or disposal to a manure treatment facility).

Economical aspects

The most important conclusion from comparing the financial figures of 19 AD-plants in the Netherlands is that the biogas sector is going through some rough times at this moment (Figure N). Less than half of all participating operators have finished the year with a positive financial balance. There are several causes responsible. Figure N shows that most operators face high capital costs. This effect is aggravated because the whole plant needs to be depreciated over only 10 years (duration of the MEP-subsidy) even though part of the plant has a longer lifespan in reality. Also the cost for obtaining substrates is a heavy burden (almost 1/3 of all costs on average). Because of these high prices, a lot of operators are forced to buy products of poorer quality, which in turn can have a negative effect on the biological stability.

This biological instability was an important cause of financial loss. An unstable process is an inefficient process and results in a significant reduction of the loading rate in many cases. This in turn led to less revenues from electricity (and heat), while most of the fixed costs remained high. The principal culprits for an unstable process were (1) the lack of operator knowledge about the fundamentals of the anaerobic fermentation process, leading to erroneous decisions and (2) technical failure of one or more parts of the plant, making good process control impossible. Considering the small percentage of operational costs for the total plant represented by analyses and consulting expense, it is advisable not to scrimp on these costs. An in depth understanding of the process and process parameters can avoid many problems.

A technical failure can have a decisive impact on the profit/loss of a plant. In the study, mostly the older plants had to deal with technical failures during Phase II of this study. Technical failures cannot be eliminated with 100% certainty, but could be largely avoided with a good maintenance protocol. Regular maintenance could also detect possible problems at an early stage, preventing greater issues from developing. The impact of a technical failure on the financial balance is very diverse: in some cases the impact was limited to repair or replacement costs, whereas in other cases this led to process instability (e.g. loss of mixing or temperature control), in turn leading to a loss of revenues (less biogas production). Figure N should therefore be regarded as a snapshot of these plants. It may well be that some operators who faced considerable losses during this study due to technical failures and their consequences could become profitable in the future just because these technical failures forced them to invest in better equipment. On the other hand it is not inconceivable that operators of newer plants scoring very good during this study will face financial losses in the future as their infrastructure gets older and maintenance is neglected.

A final conclusion from this financial analysis is that plants receiving an SDE subsidy are doing a little bit better than their colleagues receiving a MEP or OV-MEP subsidy. The reason is that SDE subsidized plants are newer (lower maintenance costs and more efficient equipment), but also because the total SDE subsidy is at a higher rate at this moment than MEP (because of the auto-correction for the variation in electricity cost in the SDE-system). This gives SDE-plants the means for paying a little bit extra for their input substrates, ensuring them of higher quality and making them less prone to biological failures.

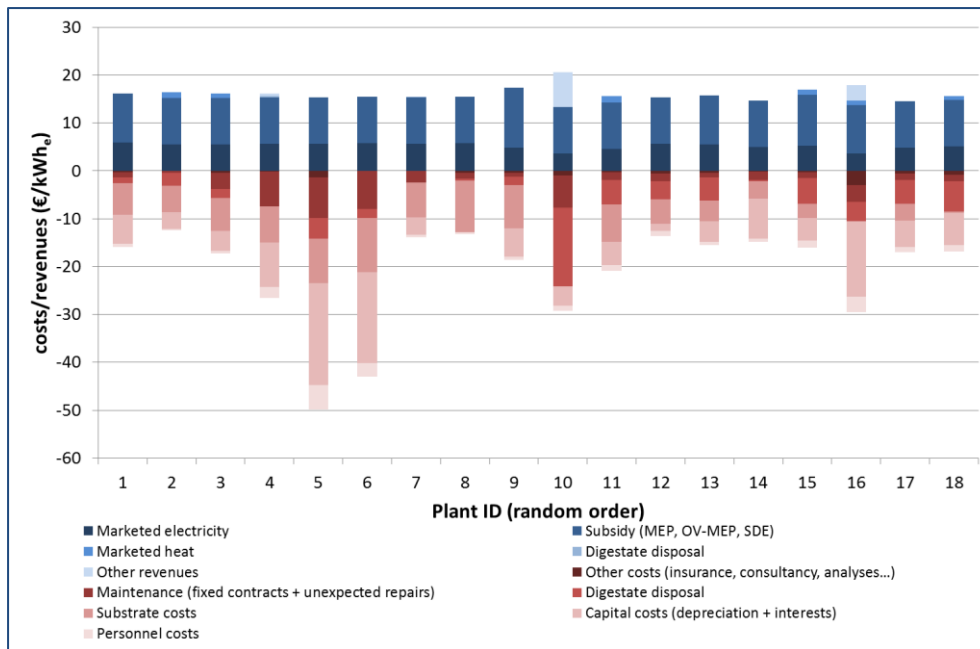


Figure N. Comparison of costs and revenues

The results of this study demonstrate that it is very important that an operator of an AD-plant:

- Has a good understanding of the AD process (or gets the necessary assistance)
- Is constantly on the look-out for suitable substrates considering both the quality (biogas potential and risk of contamination) and the cost
- Pays attention to technical aspects (regular control and maintenance – also preventive – to avoid extreme failure)
- Selects the optimal way to treat the digestate to reduce costs as much as possible
- Uses as much energy from the biogas as possible through heat valorization. In the current subsidy scheme extra funding can be obtained for existing plants who want to use more heat.

INHOUDSOPGAVE

| | |
|--|-----------|
| VOORWOORD | 3 |
| SAMENVATTING | 5 |
| SUMMARY | 21 |
| INHOUDSOPGAVE | 35 |
| DOEL VAN DE STUDIE | 37 |
| 1. METHODE | 39 |
| 1.1. AANPAK..... | 39 |
| 1.2. SITUERING VAN DE DEELNEMENDE INSTALLATIES | 41 |
| 2. RICHTWAARDEN EN AANDACHTSPUNTEN | 43 |
| 2.1. INPUTSUBSTRATEN | 43 |
| 2.2. PROCESMATIGE ASPECTEN BIJ BEWAKING INTERNE PROCESPARAMETERS | 44 |
| 2.3. BIOGAS | 45 |
| 3. GLOBALE BESPREKING | 47 |
| 3.1. INPUTSUBSTRATEN | 47 |
| 3.1.1. Verwerkte inputstromen | 47 |
| 3.1.2. Voorbehandelingstechnieken | 54 |
| 3.1.3. Doseersystemen..... | 55 |
| 3.1.4. Ontwikkeling voedingssamenstelling | 56 |
| 3.1.5. Conclusies en aanbevelingen | 65 |
| 3.2. BOUWKUNDIGE DETAILS - STORINGEN | 68 |
| 3.2.1. Vergisters..... | 68 |
| 3.2.2. Voor- en nabehandelingstechnieken | 69 |
| 3.2.3. Biogasbehandeling en -verwerking..... | 70 |
| 3.3. PROCESMATIGE ASPECTEN..... | 72 |
| 3.3.1. Temperatuur..... | 72 |
| 3.3.2. Verblijftijd | 73 |
| 3.3.3. Biologische belasting | 75 |
| 3.3.4. Biogasproductiviteit..... | 77 |
| 3.3.5. Sturing van de voeding | 79 |
| 3.3.6. Verloop van de procesparameters..... | 80 |
| 3.3.7. Automatisatiegraad..... | 92 |
| 3.3.8. Conclusies en aanbevelingen | 92 |
| 3.4. BIOGASVERWERKING | 96 |

| | |
|---|------------|
| 3.4.1. Biogasproductie en –samenstelling | 96 |
| 3.4.2. Biogasbewerking en –opslag | 99 |
| 3.4.3. Biogastoepassingen..... | 100 |
| 3.4.4. Conclusies en aanbevelingen | 108 |
| 3.5. DIGESTAATBEWERKING EN DIGESTAATAFZET | 111 |
| 3.5.1. Digestaatbewerking | 111 |
| 3.5.2. Digestaatkarakteristieken..... | 112 |
| 3.5.3. Digestaatafzet | 118 |
| 3.5.4. Conclusies en aanbevelingen | 120 |
| 3.6. ECONOMISCHE ASPECTEN | 122 |
| 3.6.1. Werktijd | 122 |
| 3.6.2. Kosten vs. inkomsten..... | 123 |
| 3.6.3. Conclusies en aanbevelingen | 126 |
| 3.7. KNELPUNTEN | 128 |
| 4. BIJLAGEN | 131 |
| 4.1. LIJST VAN FIGUREN | 131 |
| 4.2. LIJST VAN TABELLEN | 133 |
| 4.3. LIJST VAN AFKORTINGEN | 135 |

DOEL VAN DE STUDIE

Zoals uit het voorwoord blijkt is het doel van deze studie tweeledig:

- In kaart brengen van de vergistingssector in Nederland
- Optimalisatie van de vergistingssector

Het **eerste luik** (Fase I) van deze studie werd afgerond in 2011 en bestond uit een uitgebreide bevraging van de vergistingssector. Het resultaat van deze fase is een rapport waarbij de volledige sector in kaart is gebracht. Dit rapport kan worden geraadpleegd via de website van AgentschapNL (<http://www.agentschapnl.nl/content/evaluatie-van-de-vergisters-nederland-november-2011>).

Het **tweede luik** (Fase II) bestaat uit een gedetailleerde monitoring van 19 installaties gedurende één jaar. Deze tweede fase focust vooral op de biologische werking en monitoring van de installaties. Daarnaast wordt – waar mogelijk – ook de vergelijking gemaakt met de resultaten uit Fase I. Het doel van deze tweede fase is om aan de hand van deze type-installaties veel voorkomende problemen en knelpunten te karakteriseren, maar ook om de sterke punten van deze installaties in het licht te zetten. Op basis van deze sterktes en zwaktes worden aanbevelingen gedestilleerd die de gehele sector kunnen ten goede komen. Op die manier kan dit rapport bijdragen aan het efficiënter maken van de vergistingssector in Nederland via het principe ‘leren van de beste’.

1. METHODE

Bij het doel van deze studie werd reeds vermeld dat dit project in twee fases werd uitgevoerd:

1. Verzameling van het gros van gegevens aan de hand van een vragenlijst en bedrijvenbezoek
2. Verzameling van meer betrouwbare gegevens over de biologische werking

De eerste fase werd afgerond eind 2011 en de resultaten hiervan zijn terug te vinden in het rapport dat werd gepubliceerd op de website van Agentschap NL. De tweede fase werd met dit rapport afgerond in 2013.

1.1. Aanpak

Deze studie richt zich alleen op vergistingsinstallaties die onder de categorie co-vergisting vallen, en installaties die vaste of dik vloeibare afvalstromen middels anaerobe vergisting omzetten naar biogas. Vergistingsinstallaties die alleen waterige stromen verwerken, vallen buiten de scope van deze studie.

Tijdens de bedrijfsbezoeken die werden uitgevoerd in Fase I van dit project, werd bij de exploitanten gepolst naar hun bereidwilligheid om deel te nemen aan Fase II. Op basis van deze bereidwilligheid en het type installatie – er werd gestreefd een zo divers en representatief mogelijke steekproef te verkrijgen – heeft OWS een shortlist opgesteld, waaruit Agentschap NL de uiteindelijke 19 installaties heeft geselecteerd om deel te nemen aan deze tweede fase.

In november 2011 is gestart met het monitoringsproces van Fase II. Hierbij werden 19 installaties één jaar lang gevolgd bij hun dagelijkse activiteiten. Het doel van deze fase was betrouwbare gegevens verzamelen met betrekking tot de werking van vergisters in Nederland. Daartoe werd aan de exploitanten gevraagd een aantal parameters frequent bij te houden, waarna deze werden geanalyseerd en geïnterpreteerd. Daarnaast werden in de loop van één jaar 6 keer monsters genomen van input, vergisters en output en door OWS geanalyseerd op diverse parameters. Met de data van de exploitanten en de extra analysegegevens is het mogelijk om over de (biologische) werking van de vergisters een betrouwbaar oordeel te vellen. Tabel 1 toont de verschillende parameters die werden verzameld tijdens deze studie.

De data die tijdens dit jaar werden verzameld werden geaggregeerd en verwerkt. Er werd – waar mogelijk – ook een link gelegd met de resultaten die in Fase I werden verkregen. Dit alles resulteert in een finale lijst met aanbevelingen, aandachtspunten en verbetermogelijkheden voor de vergistingssector in Nederland.

Tijdens deze tweede fase was het niet de bedoeling om de installaties op individueel niveau te begeleiden en ondersteunen. Wel werden hen steeds de resultaten bezorgd van de monsters die door OWS werden geanalyseerd, echter zonder aanvullend advies.

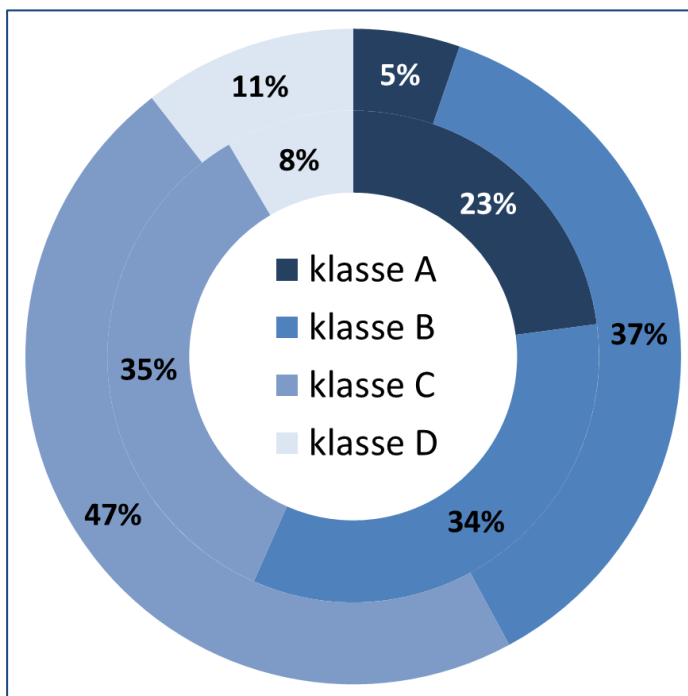
Tabel 1. Overzicht van de bevroegde parameters tijdens Fase II van deze studie

| | Parameter | Eenheid | Frequentie |
|-----|--|-----------------------------------|--------------|
| | Voedingshoeveelheid totaal | Ton input/week | Wekelijks |
| | Voedingshoeveelheid per substraat | Ton substraat/week | Wekelijks |
| | Kostprijs per substraat | €/ton | Per levering |
| | Droge stofgehalte | % | 6x/jaar |
| I | Organische stofgehalte | % op DS | 6x/jaar |
| N | pH | - | 6x/jaar |
| P | Stikstofgehalte | g Kj-N/kg | 6x/jaar |
| U | Ammoniumgehalte | mg NH ₄ -N/kg | 6x/jaar |
| T | C/N verhouding | - | 6x/jaar |
| | Fosforgehalte | % P ₂ O ₅ | 6x/jaar |
| | Chemische zuurstofvraag | g CZV/kg | 6x/jaar |
| | Biogaspotentieel | Nm ³ /ton | 2x/jaar |
| | Methaangehalte | % CH ₄ | 2x/jaar |
| | Temperatuur van alle reactoren | °C | Wekelijks |
| | Droge stofgehalte van HV en NV | % | 6x/jaar |
| | Organische stofgehalte van HV en NV | % op DS | 6x/jaar |
| | pH van HV en NV | - | 6x/jaar |
| | Stikstofgehalte van HV en NV | g Kj-N/kg | 6x/jaar |
| P | Ammoniumgehalte van HV en NV | mg NH ₄ -N/kg | 6x/jaar |
| R | Chloridengehalte van HV en NV | mg Cl/g | 2x/jaar |
| O | Fosforgehalte van HV en NV | % P ₂ O ₅ | 6x/jaar |
| C | Kaliumgehalte van HV en NV | % K ₂ O | 6x/jaar |
| E | Restpotentieel biogas van HV en NV | Nm ³ /ton | 2x/jaar |
| S | Methaangehalte van HV en NV | % CH ₄ | 2x/jaar |
| | Totale zuren (FOS) van HV en NV | mg azijnzuureq./kg | 6x/jaar |
| | Alkaliniteit (TAC) van HV en NV | mg CaCO ₃ /kg | 6x/jaar |
| | Buffer (FOS/TAC) van HV en NV | - | 6x/jaar |
| | Vetzuurspectrum van HV en NV | mg/kg | 6x/jaar |
| | Aantal methanogenen in HV en NV | #/g | 2x/jaar |
| | Ton afzet van elk eindproduct | Ton/week | Wekelijks |
| O | Afzetkost van elk eindproduct | €/ton | Wekelijks |
| U | Droge stofgehalte van elk eindproduct | % | 6x/jaar |
| T | Organische stofgehalte van elk eindproduct | % op DS | 6x/jaar |
| P | pH van elk eindproduct | - | 6x/jaar |
| U | Stikstofgehalte van elk eindproduct | g Kj-N/kg | 6x/jaar |
| T | Ammoniumgehalte van elk eindproduct | mg NH ₄ -N/kg | 6x/jaar |
| | Forforgehalte van elk eindproduct | % P ₂ O ₅ | 6x/jaar |
| | Kaliumgehalte van elk eindproduct | % K ₂ O | 6x/jaar |
| EN | Biogasdebiet | Nm ³ /week | Wekelijks |
| ER | Methaangehalte | % CH ₄ | Wekelijks |
| GE | H ₂ S-gehalte | ppm _v H ₂ S | Wekelijks |
| TI | Uitgebreide gasanalyse (CH ₄ , CO ₂ , O ₂ , N ₂ , H ₂ , H ₂ S) | % of ppm _v | 2x/jaar |
| SCH | Elektriciteitsproductie (per motor) | MWh _e /week | Wekelijks |
| | Groen gasproductie | Nm ³ /week | Wekelijks |
| O | Werkijd – inputgerelateerd | Uur/week | Wekelijks |
| V | Werkijd – processturing | Uur/week | Wekelijks |
| E | Werkijd – onderhoud | Uur/week | Wekelijks |
| R | Werkijd – administratie | Uur/week | Wekelijks |
| I | Storingen en hun impact | - | Wekelijks |
| G | Knelpunten | - | 1x/jaar |
| FIN | Vaste kosten | €/jaar | 1x/jaar |
| AN | Onderhoudskosten | €/jaar | 1x/jaar |
| CI | Substraatkosten | €/jaar | Wekelijks |
| EEL | Inkomsten uit elektriciteit e.a. | €/jaar | Wekelijks |
| | Inkomsten uit subsidie | €/jaar | Wekelijks |

1.2. Situering van de deelnemende installaties

Zoals hierboven vermeld werden 19 installaties geselecteerd uit de exploitanten die bezocht werden tijdens Fase I van dit project (oorspronkelijk werden 20 installaties geselecteerd maar tijdens de loop van dit project haakte één exploitant af).

Figuur 1 toont de procentuele verdeling van het aantal installaties die tot een bepaalde klasse behoren. De verhouding tussen het aantal installaties in klasse B, C en D is vrij gelijkwaardig aan de samenstelling uit Fase I. Het aantal deelnemers uit klasse A is ondervertegenwoordigd door enerzijds de lagere bereidwilligheid bij de exploitanten uit deze klasse, en door het wegvallen van één exploitant van klasse A in de loop van Fase II. Desalniettemin geeft Figuur 1 aan dat de steekproef als representatief mag worden aanzien voor de Nederlandse vergistingssector.



Figuur 1. Procentuele verdeling van het aantal deelnemende installaties over de verschillende klassen
Binnenste ring: verdeling tijdens Fase I (n = 83)
Buitenste ring: verdeling tijdens Fase II (n = 19)

2. RICHTWAARDEN EN AANDACHTSPUNTEN

In Hoofdstuk 3 wordt een grondige beschrijving gegeven van alle processtappen (van input tot output) en de vaststellingen die hierbij werden gedaan op basis van één jaar monitoring bij 19 installaties. In dit samenvattende hoofdstuk worden de belangrijkste parameters nogmaals beknopt weergegeven en worden waar mogelijk algemeen geldende richtwaarden of aandachtspunten geformuleerd.

2.1. *Inputsubstraten*

Voedingssamenstelling: Het is belangrijk een evenwichtige voedingmix samen te stellen voor de vergister, waarbij zowel eiwitten, vetten en koolhydraten aanwezig zijn. Een te éénzijdige voedingssamenstelling betekent immers een hoger risico op verstoring van de processtabiliteit. Indien de voedingssamenstelling doorheen het jaar zou wijzigen (bv. niet meer beschikbaar zijn van een bepaald coproduct waardoor dit vervangen wordt), gebeurt dit het beste geleidelijk aan zodat de bacteriën de kans krijgen zich aan te passen aan de nieuwe voedingssamenstelling. Wanneer een substantieel deel van de input wijzigt (> 10%) wordt een intensievere procesbewaking aangeraden om eventuele instabiliteit in een vroeg stadium te detecteren en indien nodig in te grijpen.

Kostprijs substraten: Een goede manier om na te gaan of een substraat duur dan wel goedkoop is, is om alle kosten (vaste en variabele) en inkomsten uit te drukken als €/Nm³ CH₄ (of als €/kWh). Door ook de kostprijs van het substraat uit te drukken op dezelfde basis, beschikt men over een goede vergelijkingsbasis om over het substraat te oordelen. Een uitgebreidere beschrijving van deze beoordelingsmanier is terug te vinden op blz. 49.

Analyses op nieuwe substraten: Het geniet de aanbeveling om van alle nieuwe substraten minstens het droge en organische stofgehalte te bepalen, samen met het stikstofgehalte en het biogaspotentieel. Een hoog DS- en VS-gehalte betekend meestal een hoog biogaspotentieel, maar kan ook voor een lagere mengbaarheid zorgen. Een laag DS-gehalte betekent dan weer een laag biogaspotentieel, maar dergelijke substraten zijn eveneens noodzakelijk om de vergister mengbaar te houden. Een laag VS-gehalte moet zoveel mogelijk vermeden worden, aangezien dergelijke substraten aanleiding kunnen geven tot bezinklagen in de vergister. Het stikstofgehalte is belangrijk om te oordelen of stikstofproblemen kunnen optreden in het proces. Hierbij is het stikstofgehalte van de mix belangrijk, en minder dit van de afzonderlijke substraten (die kunnen zowel uit zeer stikstofrijke als zeer stikstofarme substraten bestaan, zolang een goede mix wordt samengesteld). Het biogaspotentieel en methaangehalte worden het beste bepaald via een biologische test, omdat dit het meest nauwkeurige resultaat oplevert en de exploitant in staat stelt een gefundeerd oordeel te vellen over de geschiktheid van een substraat. Naast deze analyses is ook het N-P-K-gehalte belangrijk om te kennen, aangezien dit een invloed zal hebben op de bemestingswaarde van het digestaat en dus de afzet zal beïnvloeden.

Analyses op routine substraten: Substraten die een vast deel uitmaken van de inputmix kunnen minder frequent worden bemonsterd indien dit zeer homogene en constante substraten zijn. Bij andere substraten waarvan geweten is dat deze van levering tot levering kunnen verschillen, wordt aangeraden regelmatig (wekelijks, maandelijks) toch het DS- en VS-gehalte te bepalen. Ook wordt best van iedere levering een monster genomen en koel bewaard zonder te analyseren. Dit stelt de exploitant in staat om bij eventuele problemen toch te achterhalen welk substraat de oorzaak was.

2.2. Procesmatige aspecten bij bewaking interne procesparameters

Temperatuur: Voor de meeste mestvergisters is mesofiel ($\pm 37^\circ\text{C}$) het meest voor de hand liggende temperatuurgebied. Indien het ammoniumgehalte in het digestaat echter voldoende laag is, kan thermofiel ($\pm 52^\circ\text{C}$) worden gewerkt.

Verblijftijd: Een minimale verblijftijd van 20 à 30 dagen (afhankelijk van type substraten) is zeker nodig om de bacteriën voldoende de kans te geven de substraten om te zetten tot biogas. Een zeer hoge verblijftijd (bv. > 70 dagen) betekent dan weer dat een (onnodig) groot vergistervolume nodig is, wat minder efficiënt is.

Biologische belasting: Deze parameter wordt uitgedrukt als de hoeveelheid organische stof die per dag aan 1 m^3 reactor wordt gevoed. Hoe hoger deze belasting, hoe efficiënter de reactor wordt bedreven. Een zeer hoge belasting betekent echter ook dat het proces storingsgevoeliger zal worden, wat een intensievere procesmonitoring wenselijk maakt. Een belasting van 4 à 5 $\text{kg VS}/\text{m}^3_{\text{reactor}}\cdot\text{dag}$ is een goede streefwaarde, al speelt ook het DS-gehalte van de reactor een rol (een laag DS-gehalte van het digestaat betekent dat de organische belasting best iets lager is aangezien minder actieve biomassa aanwezig is per eenheid reactorvolume).

Biogasproductiviteit: Deze parameter is sterk gecorreleerd met de biologische belasting, maar houdt ook rekening met de afbreekbaarheid van de organische stof en reflecteert de algemene 'gezondheid' van een reactor. Een waarde van 3 à 4 Nm^3 biogas per m^3 reactor en per dag is een goede streefwaarde. Interessant is om de theoretische biogasproductiviteit te berekenen op basis van het biogaspotentieel van de input en de gevoede hoeveelheden. Wanneer de werkelijke biogasproductiviteit beduidend lager is dan deze berekende, kan dit te wijten zijn aan (1) een minder optimaal functionerende biologie (in dit geval is extra procesmonitoring zoals analyses van het digestaat belangrijk) of aan (2) een overschatting van het biogaspotentieel (in dit geval is het belangrijk na te gaan welk(e) substra(a)t(en) hiervoor verantwoordelijk zijn).

Procesmonitoring: Een goede en nauwgezette procesmonitoring brengt een goede kennis van het proces met zich mee en verkleint aanzienlijk het risico op ernstige biologische storingen. De exacte voedingshoeveelheid, biogasproductie en biogassamenstelling (vnl. CH_4 en H_2S) zijn parameters die minstens dagelijks moeten worden gecontroleerd om na te gaan of zich geen achterstand qua biogasproductie voordoet. Ook de temperatuur dient dagelijks te worden afgelezen. Veel van deze parameters kunnen automatisch worden verzameld en bijgehouden in de computer, waarbij automatisch een melding wordt gemaakt wanneer te sterk wordt afgeweken van de richtwaarden. Bijkomend geniet het ook de voorkeur om op regelmatige basis analyses uit te voeren op het digestaat (de frequentie van deze analyses hangt af van de schommelingen in voedingsamenstelling en de biologische belasting: hoe hoger beide zijn, hoe frequenter geanalyseerd moet worden). Hieronder worden enkele digestaatparameters beschreven.

Droge stofgehalte: Het ideale droge stofgehalte hangt af van de mengers en pompen die aanwezig zijn. Zolang de pompen en mengers dit aankunnen, betekent een hoger DS-gehalte meer biomassa en kan met een hogere belasting worden gewerkt. Voor natte vergisting is een waarde van 6 à 15% DS aan te bevelen. Deze parameter kan minder frequent worden bemonsterd (bv. tweemaandelijks tot halfjaarlijks) indien de voedingsamenstelling weinig schommelt en geen problemen optreden m.b.t. het mengen of verpompen.

Organische stofgehalte: Een te laag VS-gehalte ($< 50\%$) verhoogt het risico op bezinklagen, een hoog VS-gehalte ($> 75\%$) wijst mogelijk op een minder goede afbraak van het organisch materiaal en zal ook de viscositeit van het digestaat verhogen indien dit vooral uit vezels bestaat (meer meng- en pompenergie

nodig). Deze parameter kan minder frequent worden bemonsterd (bv. tweemaandelijks tot halfjaarlijks) indien de voedingssamenstelling weinig schommelt en geen problemen optreden m.b.t. het mengen of verpompen.

pH: een waarde van 7,5 à 8,5 is ideaal. Een te sterke afwijking zorgt voor minder optimale procesomstandigheden voor de bacteriën en kan in het slechtste geval tot procesfalen leiden. Aangezien dit een vrij eenvoudig te bepalen parameter is, is het aan te raden dit frequent te bepalen (wekelijks of minstens maandelijks).

Ammoniumgehalte: Dit is een zeer belangrijke procesparameter en de optimale waarde hangt nauw samen met de vergistingstemperatuur. Bij mesofiele vergisting bedraagt het ammoniumgehalte het beste niet meer dan 3 000 mg NH_4^+ -N/L, terwijl bij thermofiele vergisting een waarde boven 1 800 mg NH_4^+ -N/L wordt ontraden. Wanneer deze waarden te sterk worden overschreden, kan ernstige verzuring optreden, met reactorfalen tot gevolg. Gezien het belang van deze parameter geniet het de aanbeveling deze regelmatig te bepalen (wekelijks tot maandelijks afhankelijk van de variatie in voedingssamenstelling en de mate waarin deze waarde aanleunt mij de maximumwaarden).

Chloriden: Voor natte vergisting wordt een waarde < 7 g Cl/kg digestaat aangeraden. Tenzij producten met een hoog risico op Cl-verontreiniging worden gevoed (bv. glycerine, bepaalde slibs, restaurantafval) volstaat het deze parameter minder frequent te analyseren (bv. jaarlijks of halfjaarlijks).

FOS/TAC verhouding: Samen met de pH is dit een vrij eenvoudige analyse die door de exploitant zelf ter plaatse kan worden uitgevoerd en daardoor uitermate geschikt is als procesbewakingsparameter. Het wordt aanbevolen deze parameter wekelijks of tweewekelijks te analyseren. De FOS-waarde geeft een indicatie van de aanwezigheid van zuren in het digestaat, en heeft bij voorkeur een niveau dat de waarde van 4 000 mg azijnzuurequivalenten per kg digestaat niet overschrijdt. De TAC-waarde is een indicatie van de bufferwerking van het digestaat en bedraagt het beste niet minder dan 10 000 mg CaCO_3 -equivalenten per kg digestaat. Als verhouding van beide parameters wordt een waarde aanbevolen die liefst niet hoger is dan 0,3.

Vluchtige vetzuren: Het vetzuurspectrum geeft een beeld van de samenstelling van de verschillende vetzuren, waardoor de oorzaak van verzuring achterhaald kan worden. Het wordt aangeraden deze parameter te analyseren wanneer de FOS/TAC-waarde te hoog wordt.

2.3. Biogas

Biogasproductie: De biogasproductie wordt liefst zo constant mogelijk gehouden (stabielere omstandigheden voor de bacteriën, nl. een zo constant mogelijke belastingsgraad). Een constant biogasdebiet is ook beter voor de motoren.

Methaangehalte: Het methaangehalte van het biogas hangt heel nauw samen met de samenstelling van de input. Zo is bekend dat wanneer een inputmengsel voornamelijk uit koolhydraten bestaat, het methaangehalte in het biogas beduidend lager zal zijn dan wanneer de input voornamelijk vetten en/of eiwitten bevat. Wanneer een hydrolysetank aanwezig is, zal dit ook zorgen voor een iets hoger methaangehalte in de vergister. Een methaangehalte tussen de 50 en 60% wijst op een goed proces. De beste manier is om het gemeten methaangehalte te vergelijken met het verwachte methaangehalte op basis van het biogaspotentieel en methaangehalte van de afzonderlijke inputsubstraten. Aanbevolen wordt het methaangehalte continu te meten. Wanneer dit niet mogelijk is, wordt toch aangeraden dit minstens éénmaal per dag te doen.

H₂S-gehalte: Een tweede belangrijke component in het biogas die best continu of toch minstens dagelijks wordt gemeten is de concentratie aan waterstofsulfide. Dit wordt gevormd uit zwavelhoudende

inputsubstraten een heeft een nadelige invloed op zowel de bacteriën als de levensduur van de motor. Een zwavelgehalte < 500 ppm_v wordt aangeraden om biologisch geen problemen te hebben, maar vaak stelt de motor strengere eisen voor deze parameter.

Biogasverwerking: Bij de benutting van het biogas is het zaak om de energie zo efficiënt mogelijk om te zetten en te gebruiken. Bij omzetting naar groen gas vindt het leeuwendeel van de energie een nuttige toepassing. Wanneer het biogas wordt verbrand in een WKK, is het zaak om de restwarmte die hierbij vrijkomt zo goed mogelijk te benutten in het eigen proces (bv. digestaatdroging, ORC) of door warmte te leveren aan naburige afnemers (bv. industrie, glastuinbouw, varkens- of kippenstal, zwembad, warmtenet...).

WKK-motoren: Wanneer een installatie over verschillende motoren beschikt, maar over onvoldoende gas om alle motoren op vollast te bedrijven, wordt aanbevolen een deel van de motoren zoveel mogelijk op vollast te laten draaien en eventueel slechts één van de motoren op deellast te bedrijven. Dit zal een betere omzettingsrendement opleveren dan alle motoren op een gelijkaardige deellast te bedrijven. Immers, het werkelijke rendement van een motor zal pas het maximum bereiken op vollast.

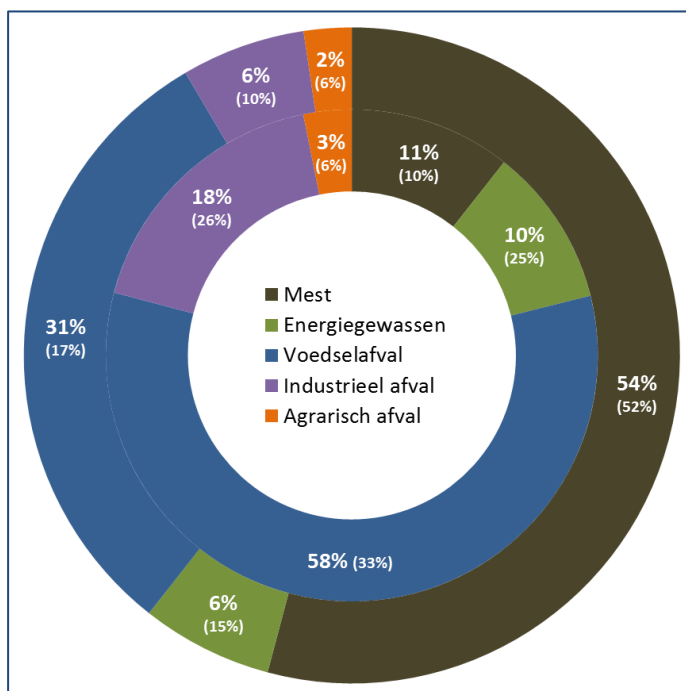
3. GLOBALE BESPREKING

3.1. Inputsubstraten

Hieronder worden enkele algemene resultaten en conclusies besproken met betrekking tot de verwerkte inputsubstraten bij de 19 bestudeerde installaties. Deze zijn geaggregeerd weergegeven.

3.1.1. Verwerkte inputstromen

De buitenste ring van Figuur 2 toont de verdeling van de inputstromen van alle 19 installaties over de verschillende productcategorieën. De binnenste ring van deze figuur toont de bijdrage van de verschillende categorieën tot de totale biogasproductie.



Figuur 2. Procentuele verdeling van de inputsubstraten
Buitenste ring: op basis ton verwerkt
Binnenste ring: op basis van aandeel in totale biogasproductie
Waarden tussen haakjes zijn resultaten van Fase I van deze studie

Uit deze figuur blijkt dat 54% van de input uit mest bestond. Dit is een logisch cijfer aangezien bij covergisting een minimum van 50% mest wordt gevraagd. Aangezien ook enkele industriële vergisters werden geëvalueerd (die geen mest vergisten), betekent dit dat de input bij de covergisters gemiddeld uit ruim 55% mest bestond. Ondanks dit hoge aandeel, is toch maar 11% van alle geproduceerde biogas afkomstig van mest, gezien het hoge aandeel natte mest (varkensdrijfmest of runderdrijfmest) en het bijbehorende lage biogaspotentieel (gemiddeld 21,6 Nm³/ton). Deze cijfers sluiten zeer goed aan bij de bevindingen uit Fase I van deze studie.

Zes procent van de input bestond uit energiegewassen, welke goed waren voor 10% van de biogasproductie tijdens dit testjaar. Dit is een duidelijke daling ten opzichte van Fase I van deze studie, toen gemiddeld 15% van de input uit energiegewassen bestond. Dit verschil kan niet worden toegeschreven aan een niet representatieve steekproef. Nagenoeg alle bestudeerde installaties die in 2010 (beschouwde periode in Fase I) energiegewassen verwerkten, hebben tijdens Fase II bewust minder energiegewassen verwerkt. De voornaamste reden die hiervoor werd aangehaald is de gestegen prijs van energiegewassen en de gedaalde inkomsten uit elektriciteitsverkoop.

Industrieel afval maakte 6% van de input uit. Tijdens Fase I van deze studie bedroeg dit nog 10%. Deze daling is vooral te wijten aan de sterk gestegen prijzen voor o.a. glycerine, waardoor heel wat installaties die tijdens Fase I nog glycerine verwerkten hier ondertussen mee gestopt zijn, of de hoeveelheid sterk hebben gereduceerd. Ondanks het lage aandeel van de input, leverden deze producten toch 18% van alle biogas. Dit is te verklaren doordat deze producten een hoog organisch stofgehalte en bijhorend hoog biogaspotentieel hebben.

Bijna één derde (31%) van de input bestond uit voedselafval, wat ongeveer 58% van de biogasproductie leverde. Dit is een opmerkelijke stijging ten opzichte van Fase I (17% van de input en 33% van de biogasproductie). Gezien het lagere aandeel energiegewassen en industrieel afval, is het logisch dat dit aandeel is gestegen. Dit is ook de meest uitgebreide categorie van cosubstraten waardoor het logisch is dat deze een substantieel groot aandeel van de input uitmaken.

Tot slot bestond de input ook uit 2% agrarisch afval, wat goed was voor 3% van de biogasproductie. Dit is een daling ten opzichte van Fase I, al kan hier niet worden gesproken van een grote verschuiving.

Tabel 2 toont de top 10 van inputstromen die werden verwerkt tijdens Fase II (in tonnen). Tabel 3 toont de top 10 van inputstromen uitgedrukt als het aandeel in de totale biogasproductie. Uit deze tabel blijkt dat beide top 10's uit nagenoeg dezelfde substraten bestaat, maar de volgorde wel duidelijk verschilt. Zo maakte varkensdrijfmest ruim een kwart van alle input uit, maar was het aandeel in de biogasproductie een factor 10 lager. Rundveedrijfmest maakte een vijfde van de input uit, en valt net buiten de top 10 wat bijdrage aan de biogasproductie betreft (2,1%). Dit is vrij gelijkwaardig als tijdens Fase I, al was de bijdrage van mest aan de totale biogasproductie toen iets hoger dan nu.

Plantaardig vet is een product dat bij heel wat installaties wordt verwerkt omwille van het hoge biogaspotentieel. Dit blijkt ook in deze tabel: 5,6% van de input was plantaardig vet (de exacte samenstelling van dit product kan wel heel sterk verschillen, van nagenoeg 100% DS tot minder dan de helft DS), maar dit product voert wel de top 10 aan wat betreft bijdrage aan de biogasproductie (16%). Tijdens Fase I maakte plantaardig vet slechts 2,3% van de input uit, en leverde dit 'slechts' 6,4% van alle biogas.

Maïssilage bekleedt de 4^e plaats in de lijst met meest gevoede producten, en levert de derde hoogste bijdrage aan de biogasproductie. In Fase I leverde maïssilage nog de hoogste bijdrage aan de biogasproductie. Dit is in overeenstemming met het lagere aandeel in de voedingsmix (11,3% in Fase I).

Ecofrit, Retourmix en Supermarktmix liggen zowel wat hun aandeel in de input als hun bijdrage aan de totale biogasproductie betreft vrij dicht bij elkaar (posities 5 t.e.m. 7). Glycerine bekleedt net als in Fase I de 8^e plaats wat gevoede hoeveelheden betreft en de 2^e plaats wat biogasproductie betreft, ondanks het feit dat veel installaties hier bewust minder van hebben gebruikt door de gestegen marktprijs.

Ongeboren mest maakte 2,5% van de input uit, maar staat door het relatief lage biogaspotentieel pas op de 13^e plaats voor de biogasproductie. Graanafval staat nog net in de top 10 van meest gevoede substraten, maar staat wel op de 4^e plaats wat biogasproductie betreft. Dit komt doordat deze productcategorie zeer droog is, en daardoor ook een zeer hoog biogaspotentieel heeft.

Bleekarde en kippenmest staan op de resp. 8^e en 10^e plaats wat betreft bijdrage aan de biogasproductie, maar werden in relatief kleine hoeveelheden gevoed (19^e en 11^e plaats respectievelijk).

Tabel 2. Inputstromen gerangschikt volgens tonnage verwerkt

| Substraat | Aandeel in tonnage % van totale ton | DS % | VS % op DS | Biogas Nm ³ /ton |
|------------------|--|---------|---------------|--------------------------------|
| Varkensdrijfmest | 27,0 | 5-10 | 70-80 | 10-25 |
| Rundveedrijfmest | 19,4 | 5-10 | 70-80 | 10-25 |
| Plantaardig vet | 5,6 | 30-70 | 75-95 | 200-450 |
| Maïssilage | 5,3 | 28-35 | 85-95 | 160-200 |
| Ecofrit | 5,0 | 20-25 | 65-75 | 100-120 |
| Retourmix | 4,5 | 18-23 | 70-80 | 120-150 |
| Supermarktmix | 3,7 | 15-25 | 70-95 | 75-150 |
| Glycerine | 2,7 | 15-85 | 75-95 | 100-600 |
| Ongeboren mest | 2,5 | 10-30 | 85-90 | 50-200 |
| Graanafval | 1,9 | 65-95 | 70-95 | 200-450 |

Tabel 3. Inputstromen gerangschikt volgens aandeel in de biogasproductie

| Substraat | Aandeel in biogasproductie % van biogasproductie | DS % | VS % op DS | Biogas Nm ³ /ton |
|------------------|---|---------|---------------|--------------------------------|
| Plantaardig vet | 16,0 | 30-70 | 75-95 | 200-450 |
| Glycerine | 10,0 | 15-85 | 75-95 | 100-600 |
| Maïssilage | 8,6 | 28-35 | 85-95 | 160-200 |
| Graanafval | 5,9 | 65-95 | 70-95 | 200-450 |
| Retourmix | 5,7 | 18-23 | 70-80 | 120-150 |
| Ecofrit | 4,9 | 20-25 | 65-75 | 100-120 |
| Supermarktmix | 3,5 | 15-25 | 70-95 | 75-150 |
| Bleekarde | 2,5 | >90 | 35-50 | 300-450 |
| Varkensdrijfmest | 2,5 | 5-10 | 70-80 | 10-25 |
| Kippenmest | 2,1 | 40-60 | 60-80 | 150-200 |

Tijdens Fase I en vooral tijdens Fase II is gebleken dat heel wat exploitanten het een moeilijke oefening vinden om te beoordelen of een substraat te duur is of niet. Bij deze beoordeling spelen dan ook heel wat factoren een rol, zoals het biogaspotentieel (en nog belangrijker het methaanpotentieel aangezien dit de energiedrager is die voor inkomsten zorgt), de chemische en fysische verontreinigingen en de hoeveelheid van de input die na vergisting nog overblijft als digestaat (en dus opnieuw moet worden afgezet).

Op basis van de kostprijs (vraagprijs) per ton, het biogaspotentieel en het verwacht methaangehalte van een bepaald substraat, kan worden berekend hoeveel betaald wordt per eenheid methaanpotentieel van dit substraat. Aangezien de methaanproductie de basis vormt voor nagenoeg alle inkomsten (zij het als elektriciteit, warmte of groen gas), is dit een belangrijke parameter die door de exploitant kan worden aangewend om te oordelen of een product te duur is of niet. Door dit van alle mogelijke inputsubstraten te berekenen en te vergelijken met wat een Nm³ CH₄ aan inkomsten genereert (aan de hand van het motorrendement en de elektriciteits- en warmteprijs of de groen gas prijs), beschikt de exploitant over een makkelijk systeem om na te gaan of de vraagprijs acceptabel is. Hierbij is het ook belangrijk dat de exploitant ook over een goede inschatting beschikt van de vaste kosten (personeel, afschrijving en kapitaal, onderhoud, analyses), eveneens uitgedrukt per Nm³ CH₄ productie (of per eenheid elektriciteitsproductie).

Een goede manier om de maximale kostprijs van een substraat te berekenen, bestaat uit volgende stappen:

1. Inschatten van de jaarlijkse biogasproductie en het methaangehalte. Voor bestaande installaties kunnen voorgaande jaren hiervoor als basis dienen, eventueel gecorrigeerd met nieuwe

doelstellingen. Voor nieuwe installaties kunnen de beoogde doelstellingen als basis worden genomen. Hiermee kan de jaarlijkse methaanproductie ($\text{Nm}^3 \text{CH}_4$ worden berekend die als vergelijkingsbasis zal dienen).

2. Inschatten van de jaarlijkse vaste kosten, zoals personeelskosten, kapitaalskosten, onderhoud en reparatie (vaste onderhoudskosten via contract maar ook een inschatting van jaarlijkse herstellingen, vervangingen,...), analyse- en consultancykosten, verzekeringspremies, verbruiksgoederen... Door deze kosten te delen door de verwachte methaanproductie, wordt een kostprijs bekomen uitgedrukt als $\text{€}/\text{Nm}^3 \text{CH}_4$.
3. Inschatten van de jaarlijkse kosten voor digestaatafzet. Hiervoor kan eveneens een beroep worden gedaan op data van voorgaande werkjaren, of kan voor nieuwe installaties een projectie worden gemaakt op basis van de beoogde inpuhoeveelheid. Door deze kosten te delen door de verwachte methaanproductie, wordt een kostprijs bekomen uitgedrukt als $\text{€}/\text{Nm}^3 \text{CH}_4$.
4. Inschatten van de verschillende inkomsten (uit elektriciteits- of groen gasverkoop, subsidie, warmteverkoop, gate fee uit mestaanvoer,...) per jaar en deze te delen door de verwachte methaanproductie.
5. Per substraat wordt de kostprijs berekend per $\text{Nm}^3 \text{CH}_4$ (op basis van de kostprijs per ton, het biogaspotentieel en het verwacht methaangehalte). Er wordt aangeraden het biogaspotentieel en methaangehalte te bepalen via een biologische test. Indien dit niet mogelijk is, kan een beroep worden gedaan op literatuurwaarden, al dan niet gecorrigeerd op basis van het DS- en VS-gehalte.
6. Door een vergelijking te maken van de vaste kosten, digestaatafzetkosten en de substraatkost (allen uitgedrukt als $\text{€}/\text{Nm}^3 \text{CH}_4$) met de inkomsten (uitgedrukt als $\text{€}/\text{Nm}^3 \text{CH}_4$) kan beoordeeld worden of de substraatkost te hoog is om rendabel te zijn.
7. Uiteraard is het ook zeer belangrijk om de ontvangen substraten steeds te beoordelen op hun fysische karakteristieken, zoals het droge stofgehalte (de vloeibaarheid van een product) en eventuele verontreinigingen. Dit is belangrijk om na te gaan of de ontvangen producten voldoen aan de kwaliteit die door de leverancier werd vooropgesteld. Zo kan een product op papier perfect rendabel zijn, maar als deze in de praktijk minder DS bevat, moet de berekening opnieuw worden gemaakt. Ook kan een product zeer rendabel zijn op basis van biogaspotentieel, maar wanneer dit teveel fysieke verontreinigingen bevat (zoals bv. stenen), kan dit leiden tot schade aan pompen en mixers, waardoor de onderhoudskosten dan weer hoger worden dan begroot. Ook is het aan te raden om van iedere levering die wordt ontvangen een monster te nemen en dit in de koelkast te bewaren (gedurende minstens één verblijftijd). In het geval er problemen zouden ontstaan met het vergistingsproces, kan op die manier achteraf nog worden geanalyseerd of een bepaald substraat verantwoordelijk is voor deze problemen en of dit sterk afweek van de eigenschappen die door de leverancier werden gegarandeerd (bv N-gehalte, S-gehalte, eventuele chemische verontreinigingen met toxische componenten).

Bovenstaande werkwijze wordt kort verduidelijkt in onderstaand fictief rekenvoorbeeld.

Fictief rekenvoorbeeld om kostprijs substraat in te schatten

Stel dat een bestaande installatie de laatste jaren ongeveer 30 000 ton substraten per jaar verwerkte (waarvan 15 000 ton mest) en daarmee 2 500 000 Nm³ biogas heeft geproduceerd met gemiddeld 55% CH₄. Dit komt neer op 1 375 000 Nm³ methaan per jaar. Met een elektrisch motorrendement van 38% kan hiermee ongeveer 5 225 MWh_e worden geproduceerd. De elektriciteitsprijs bedraagt € 50/MWh_e en de installatie geniet een MEP-subsidie van € 97/MWh_e. Uit voorgaande jaren was gekend dat de vaste kosten (personeel, onderhoud, afschrijvingen, consultancy en analyses...) ongeveer € 350 000 bedroegen. Het digestaat kon voor de helft worden afgezet op eigen grond aan nulcost en de andere helft extern aan € 10/ton.

In een eerste stap worden alle gekende kosten en inkomsten uitgedrukt op een gemeenschappelijke basis (1 375 000 Nm³ CH₄/jaar):

| | |
|---|---|
| Vaste kosten: € 350 000 | → € -0,25/Nm ³ CH ₄ |
| Digestaatafzet: 15 000 ton à € 10/ton = € 150 000 | → € -0,11/Nm ³ CH ₄ |
| Gate fee mest: 15 000 ton à € 10/ton = € 150 000 | → € +0,11/Nm ³ CH ₄ |
| Inkomsten elektriciteit : 5 225 MWh _e à € 147/MWh _e = € 768 075 | → € +0,56/Nm ³ CH ₄ |

De totale inkomsten bedragen dus € 0,67/Nm³ CH₄, de gekende kosten € 0,36/Nm³ CH₄. Dit betekent dat de gemiddelde kostprijs van de cosubstraten niet meer dan € 0,31/Nm³ CH₄ mag bedragen.

Stel nu dat 28 000 ton van de input vrij vast ligt met 15 000 ton mest (10 Nm³ CH₄/ton à 60% CH₄) en 13 000 ton cosubstraten. De gemiddelde eigenschappen van deze cosubstraten zijn 150 m³/ton met 55% CH₄, en kosten gemiddeld € 18/ton. Dit komt dus neer op € 0,22/Nm³ CH₄, wat dus nog onder het maximum van € 0,31/Nm³ CH₄ ligt. Samen met de mest wordt ongeveer 1 160 000 Nm³ CH₄ geproduceerd. Om aan de vooropgestelde doelstelling qua elektriciteitsproductie te komen is nog 215 000 Nm³ CH₄ nodig. De exploitant heeft hierbij keuze uit twee substraten:

Een eerste substraat kost € 200/ton en produceert 500 Nm³/ton met 50% CH₄ (€ 0,80/Nm³ CH₄). Hiervan is 900 ton nodig om voldoende methaan te produceren. Dit zou de totale kostprijs van de cosubstraten echter op € 0,32/Nm³ CH₄ brengen, wat dus betekent dat netto verlies wordt geleden.

Een tweede keuze die de exploitant heeft, is om een substraat aan te kopen dat maar 100 Nm³/ton produceert met 60% CH₄ (€ 0,33/Nm³ CH₄) en € 30/ton kost. Door het lagere biogaspotentieel moet hiervan wel 3 500 ton worden aangekocht om de vooropgestelde methaanproductie te halen. De totale kostprijs van alle cosubstraten wordt in dit geval € 0,26/Nm³ CH₄, wat nog steeds onder het maximum ligt.

De exploitant kiest er in dit geval dus beter voor om meer product te voeden met een laag biogaspotentieel dan een kleine hoeveelheid van een biogasrijk product, op voorwaarde dat dit energiearm product geen toxische componenten bevat voor het vergistingsproces.

Tabel 4 toont ook het gemiddelde biogaspotentieel, de gemiddelde kostprijs per ton en de kostprijs per Nm³ CH₄ voor iedere inputcategorie.

Tabel 4. Overzicht van de verschillende inputcategorieën (gemiddelde waarden)

| Inputcategorie | % ton | % biogas | Nm ³ biogas/ton | €/ton | €/Nm ³ CH ₄ |
|-------------------|-------|----------|----------------------------|-------|-----------------------------------|
| Mest | 54,1 | 10,6 | 21,6 | -9,0 | -0,67 |
| Energiegewassen | 6,5 | 10,5 | 178,0 | 37,1 | 0,39 |
| Voedselafval | 30,9 | 58,0 | 206,4 | 31,7 | 0,25 |
| Industrieel afval | 6,1 | 17,7 | 318,8 | 72,4 | 0,37 |
| Agrarisch afval | 2,4 | 3,2 | 147,8 | 15,5 | 0,18 |

Hieruit blijkt dat mest conform de verwachting het laagste biogaspotentieel heeft, namelijk 21,6 Nm³/ton. De hiervoor ontvangen gatefee bedraagt gemiddeld € 9/ton. Een uitzondering hierop vormen drogere mestsoorten (met dus een hoger methaanpotentieel) waarvoor soms betaald wordt.

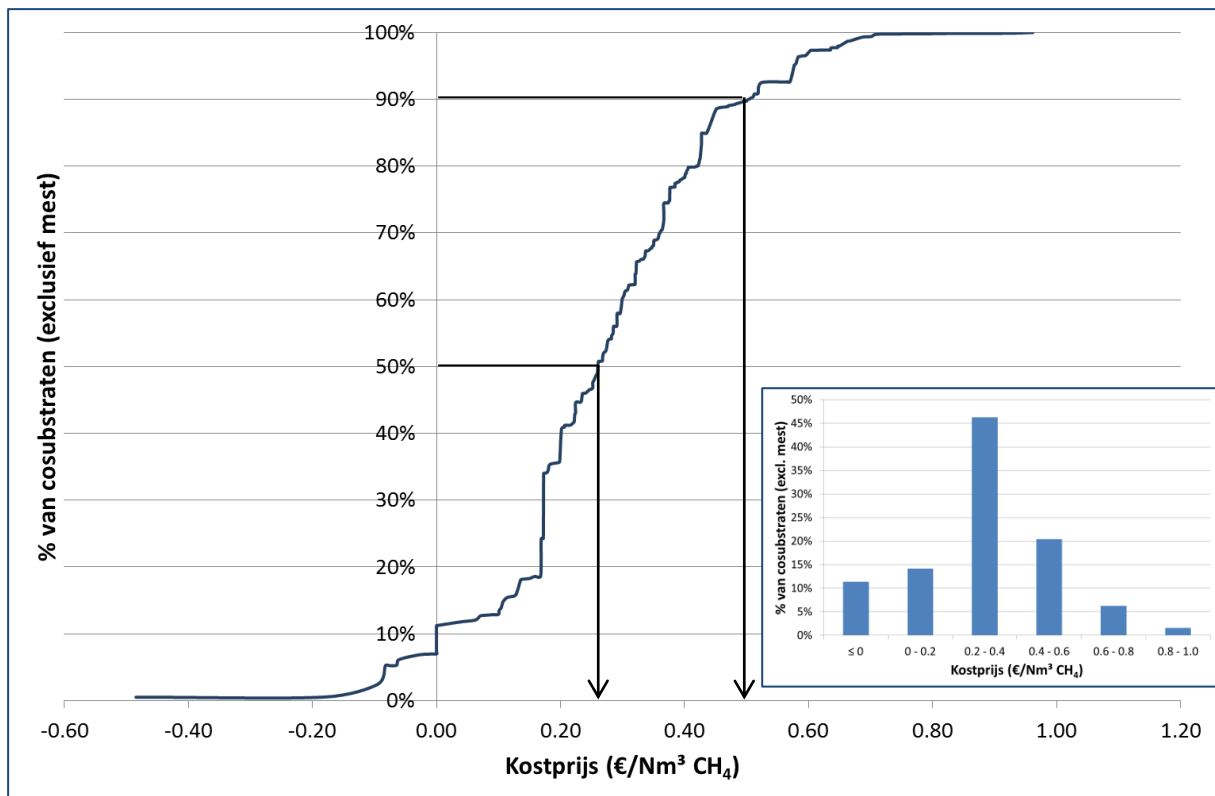
De producten die tot de categorie agrarisch afval behoren, hadden het laagste biogaspotentieel van alle coproducten (< 150 Nm³/ton). Dit komt doordat heel wat van deze producten een vrij laag droge stofgehalte hebben. Voor deze producten werd dan ook niet zoveel betaald (15,5 €/ton of 0,18 €/Nm³ CH₄) en werden vaak ook aan nultarief aangeleverd.

De energiegewassen hebben een biogaspotentieel dat 20% hoger ligt dan het agrarisch afval (± 180 Nm³/ton), maar hiervoor werd meer dan tweemaal zoveel betaald. Deze hoge kostprijs per eenheid methaan is dan ook de reden dat tijdens Fase II beduidend minder energiegewassen werden vergist.

De substraten die tot de categorie voedselafval behoren, hadden gemiddeld een vrij hoog biogaspotentieel (± 205 Nm³/ton), al zit hier wel een zeer grote spreiding op (10 – 650 Nm³/ton). De gemiddelde kostprijs per ton was iets lager dan die voor energiegewassen, maar uitgedrukt op het methaanpotentieel was voedselafval beduidend goedkoper dan energiegewassen.

Het industrieel afval had gemiddeld het hoogste biogaspotentieel (± 320 Nm³/ton), maar hiervoor werd ook het meest betaald per ton. Uitgedrukt op het methaanpotentieel was de gemiddelde kostprijs 0,37 €/Nm³ CH₄, wat in de grootteorde ligt van de energiegewassen, en dus behoorlijk duur in relatie tot de verwachte methaanopbrengst is. Dit is ook de verklaring waarom relatief minder industrieel afval werd vergist tijdens Fase II in vergelijking met Fase I.

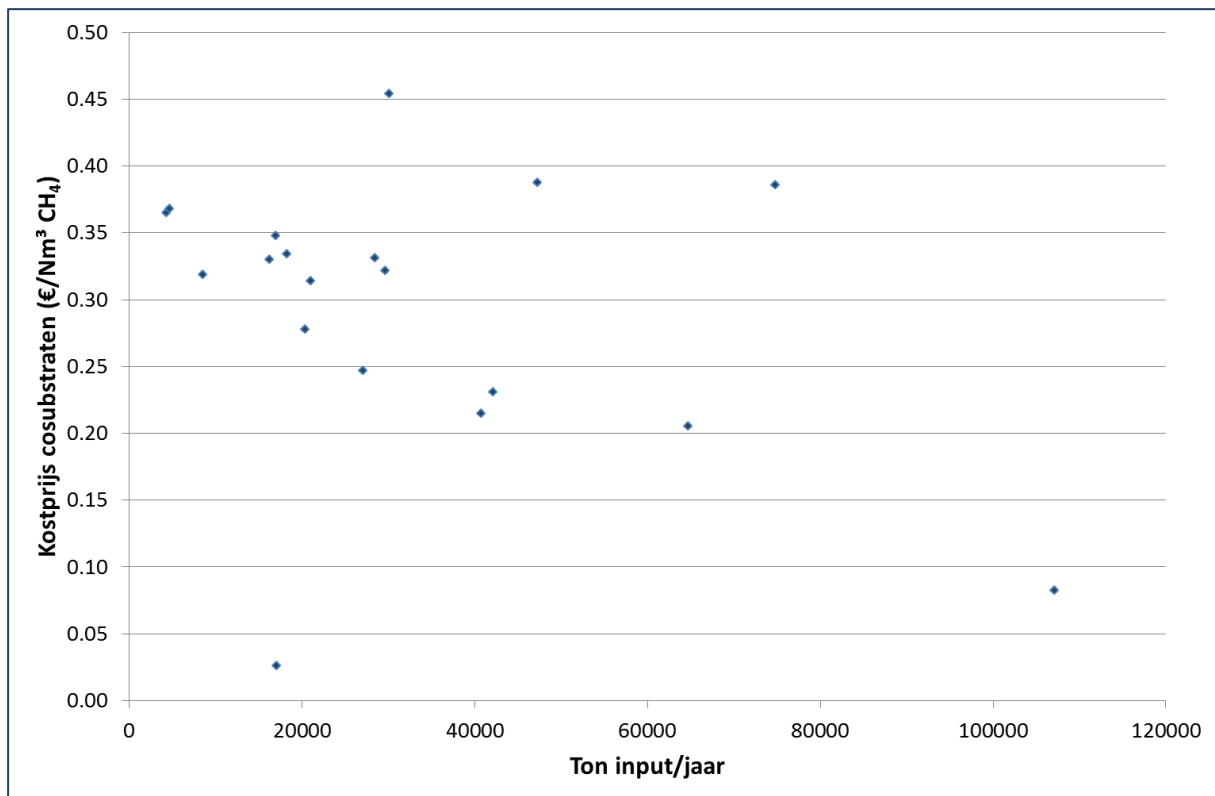
Figuur 3 toont de verdeling van de prijs van de cosubstraten (exclusief mest). Uit deze figuur blijkt dat de helft van de substraten goedkoper was dan 0,26 €/Nm³ CH₄. Voor 10% van de cosubstraten werd zelfs niet betaald of werd een gate fee ontvangen. Hiertoe behoren vooral producten van de categorie agrarisch afval. Voor 10% van de substraten werd meer dan 0,5 €/Nm³ CH₄ betaald. Hiertoe behoren vooral producten van de categorie industrieel afval en bepaalde producten voedselafval. Voor het gros van de substraten werd een prijs tussen 0,2 en 0,4 €/Nm³ CH₄ betaald.



Figuur 3. Verdeling van de kostprijs van de cosubstraten (als €/Nm³ CH₄)

Uit bovenstaande figuur blijkt dat er een vrij grote marge bestaat in kostprijs van de cosubstraten (-0,5 €/Nm³ CH₄ – 1 €/Nm³ CH₄). Maar er is ook een vrij grote variatie in kostprijs van dezelfde cosubstraten, waardoor bij de ene installatie soms tot 4x meer wordt betaald (uitgedrukt op Nm³ CH₄) voor een bepaald product in vergelijking met een andere installatie. Hiervoor kunnen verschillende redenen worden aangehaald.

- De ligging van de installatie is een eerste factor die een invloed kan hebben op de prijszetting van een substraat. Hoe verder de installatie zich bevindt van de bron van het product (bv. havengebied, bepaalde fabriek,...), hoe hoger de transportkosten zullen zijn.
- Uit Figuur 4 blijkt dat ook de afnamehoeveelheid een belangrijke rol speelt. Uit deze figuur is een dalende trend zichtbaar van de kostprijs van een cosubstraat naarmate een installatie meer producten verwerkt. Een grote afnemer van cosubstraten is dus in staat om een betere prijs te bedingen bij de leveranciers dan de kleinere spelers, hetgeen een nadeel vormt voor deze laatste categorie vergisters. Een oplossing voor deze kleinere installaties kan eruit bestaan om de krachten te bundelen, namelijk door met enkele exploitanten samen gezamenlijk bepaalde cosubstraten aan te kopen (principe van de groepsaankoop). Hierdoor vergroot hun slagkracht ten opzichte van de leveranciers en staan ze sterker om een goede prijs af te dingen.



Figuur 4. Gemiddelde kostprijs cosubstraten in functie van verwerkte hoeveelheid

- Uit de bevraging tijdens Fase II bleek dat nagenoeg iedere exploitant zijn cosubstraten aankocht bij 2 à 5 leveranciers. Dit betekent dus dat er eerder weinig concurrentie is en dat de exploitanten zeer sterk afhankelijk zijn van deze leveranciers (indien een leverancier afhaakt, betekent dit dat soms voor meer dan de helft van alle cosubstraten een nieuwe leverancier moet worden gezocht, wat meestal gepaard gaat met een prijsstijging). De exploitant beschikt dus meestal over een eerder zwakke onderhandelingspositie.
- Ontbrekende kennis (zowel bij de exploitanten als bij de leveranciers) van de substraten ten slotte is ook een belangrijke reden waarom de prijzen van de coproducten zeer sterk schommelen. Uit deze studie bleek dat vrij weinig exploitanten regelmatig analyses laten uitvoeren op de inputsubstraten en zich vaak baseren op cijfers die hen door de leverancier worden aangeleverd. In de praktijk blijkt echter dat deze cijfers niet steeds kloppen (en een product vaak een lager biogaspotentieel heeft dan wordt beweerd). Dit betekent niet dat de leveranciers ter kwader trouw handelen, maar geeft aan dat de kwaliteit van bepaalde cosubstraten heel sterk kan wisselen. Een voorbeeld hiervan is plantaardig vet. De kwaliteit hiervan (bv. droge stofgehalte) kan heel sterk variëren van lading tot lading, maar indien de samenstelling niet bekend is, is het zowel voor de leverancier als voor de exploitant moeilijk een correcte prijs te bepalen.

3.1.2. Voorbehandelingstechnieken

Net als tijdens Fase I beschikte ruim 40% van de deelnemende installaties in Fase I over geen enkele vorm van voorbehandeling.

Twintig procent van de installaties beschikte over een hygiëniserings-eenheid op de input (het aantal installaties met een hygiëniserings-eenheid op het digestaat wordt verder besproken), wat meer is dan het gemiddelde tijdens Fase I. De enige reden waarom gekozen werd om een hygiëniserings-eenheid te plaatsen, is om ofwel dierlijke restproducten (Cat 3 materiaal) te kunnen verwerken, ofwel om het digestaat te kunnen afzetten naar

het buitenland. Verder heeft deze voorbehandelingstechniek geen invloed op het biologisch proces, al wordt de temperatuurverhoging tot 70°C door sommige installaties aangewend om de vergistingsreactoren op temperatuur te houden.

Hydrolyse van de input kwam voor bij 26% van de installaties, wat eveneens iets meer is dan tijdens Fase I. Het voordeel om de inputproducten apart te hydrolyseren, is dat zowel hydrolyse als het vergistingsproces bij optimalere omstandigheden kunnen doorgaan, waardoor een winst in efficiëntie kan worden verkregen. Doordat het merendeel van de installaties echter bij een eerder lage belasting (en hoge verblijftijd) werden bedreven, is de meerwaarde van hydrolyse eerder beperkt. Slechts bij enkele installaties met een vrij hoge belasting zal deze hydrolyse-eenheid tot efficiëntieverbetering leiden. Doordat in de meeste gevallen het gas dat wordt geproduceerd tijdens de hydrolyse (vnl. CO₂) niet wordt opgevangen samen met het biogas, levert hydrolyse wel nog een voordeel op doordat iets minder biogas wordt geproduceerd, dat echter wel rijker is aan CH₄. Hierdoor kunnen de WKK-motoren iets efficiënter werken. Ook fungeert de hydrolysetank bij de meeste installaties ook als meng- en buffertank zodat zowel de natte als de droge substraten met één en dezelfde pomp aan de vergisters gevoed kunnen worden.

Zesentwintig procent van de installaties beschikte over een verkleiningsstap voor bepaalde of alle substraten (vergelijkbaar met Fase I). Voor de meeste installaties was dit een terechte keuze en vaak ook onontbeerlijk om sommige producten te kunnen verwerken. Het verkleinen van (vooral vaste) substraten heeft als grote voordeel dat het contactoppervlak vergroot waardoor de afbraak sneller op gang komt en dus sneller biogas wordt geproduceerd. Zeker bij hogere belastingen in combinatie met een korte verblijftijd kan een verkleiningsstap nuttig zijn en vermijden dat een deel van de substraten onvergist met het digestaat worden afgevoerd. Het verkleinen zorgt vaak ook voor een lagere viscositeit in de reactor, waardoor minder energie nodig is bij het verpompen en mengen. Aangezien een verkleiningsstap vaak eenvoudig kan worden geïntegreerd in bestaande doseersystemen, kan een uitbreiding hiermee voor veel installaties een positieve invloed hebben op de efficiëntie. Nadeel is dan weer dat deze systemen iets meer storingsgevoelig zijn in geval grotere verontreinigingen (zoals stenen) aanwezig zijn in de input.

Elf procent van de installaties uit Fase II beschikte over een stoorstofafscheider, wat in dezelfde grootteorde ligt als tijdens Fase I. De stoorstofafscheider was voor deze installaties een nodige investering gezien ze producten verwerken die vaak verontreinigd zijn met stenen of metaal. Zonder deze afscheiding kan aanzienlijke schade worden berokkend aan pompen en mixers. Aangezien de meeste covergistingsinstallaties echter vooral zuivere substraten verwerken, is een stoorstofafscheider voor hen niet nuttig.

Een tussenbuffer kwam voor bij 21% van de installaties in Fase II, wat iets minder is dan tijdens Fase I (27%), maar ligt wel in dezelfde grootteorde. Het grote voordeel om over een tussenbuffer te beschikken is dat natte en droge substraten gemengd (kunnen) worden alvorens deze aan de vergisters te voeden. Hierdoor zijn geen aparte doseersystemen nodig voor natte en droge substraten. De tussenbuffer zorgt er ook voor dat de input goed gemengd wordt alvorens deze wordt gevoed, wat voor minder verstoring van de biologie zorgt. Indien veel verschillende substraten worden gevoed, is een tussenbuffer een goede keuze om deze variatie naar de vergister uit te middelen en dus de stabiliteit van het proces te verhogen. Wanneer men over een hydrolysetank beschikt, kan deze eveneens als tussenbuffer fungeren.

3.1.3. Doseersystemen

Alle bevroegde installaties beschikten over één of meerdere doseerpompen waarmee alle of alleen de vloeibare substraten werden gevoed. Daarnaast beschikte ook 60% van de bevroegde installaties over een doseerschroef waarmee de vaste substraten ofwel in een buffer- of hydrolysetank werden gebracht ofwel rechtstreeks aan de vergisters werden gevoed. De meeste installaties beschikten over een debiets- of doorzetregistratie, waardoor kon worden bijgehouden hoeveel werd gevoed. Hierbij moet wel worden

opgemerkt dat deze debietsregistratie in de meeste gevallen niet werd gekalibreerd. Om een goede inschatting te hebben van de effectief gevoede hoeveelheden zouden de doseersystemen voor ieder substraat apart gekalibreerd moeten worden. Door de verschillende dichtheden en viscositeit van de substraten kan het gemeten debiet immers afwijken van het effectief verpompte debiet. Een goed alternatief dat door verschillende exploitanten wordt gebruikt is om een vacuümdruktank te vullen met substraten en deze over te pompen in de vergister. Door deze vacuümdruktank op een weegcel te plaatsen, kan exact worden bijgehouden hoeveel materiaal aan de vergisters werd gevoed, onafhankelijk van de dichtheid of viscositeit. Het bijhouden van de gevoede hoeveelheid is een zeer belangrijke parameter om te beoordelen of het vergistingsproces goed werkt. Op basis van de gevoede hoeveelheden en het biogaspotentieel kan worden ingeschat hoeveel biogas wordt verwacht. Door dit te vergelijken met de effectief gemeten biogasproductie kan worden beoordeeld of er zich problemen voordoen of niet en kan tijdig worden ingegrepen. Dit is ook een manier om te achterhalen of bepaalde substraten minder biogas geven dan wordt geclaimd door de leverancier.

3.1.4. Ontwikkeling voedingsamenstelling

Voedingshoeveelheid

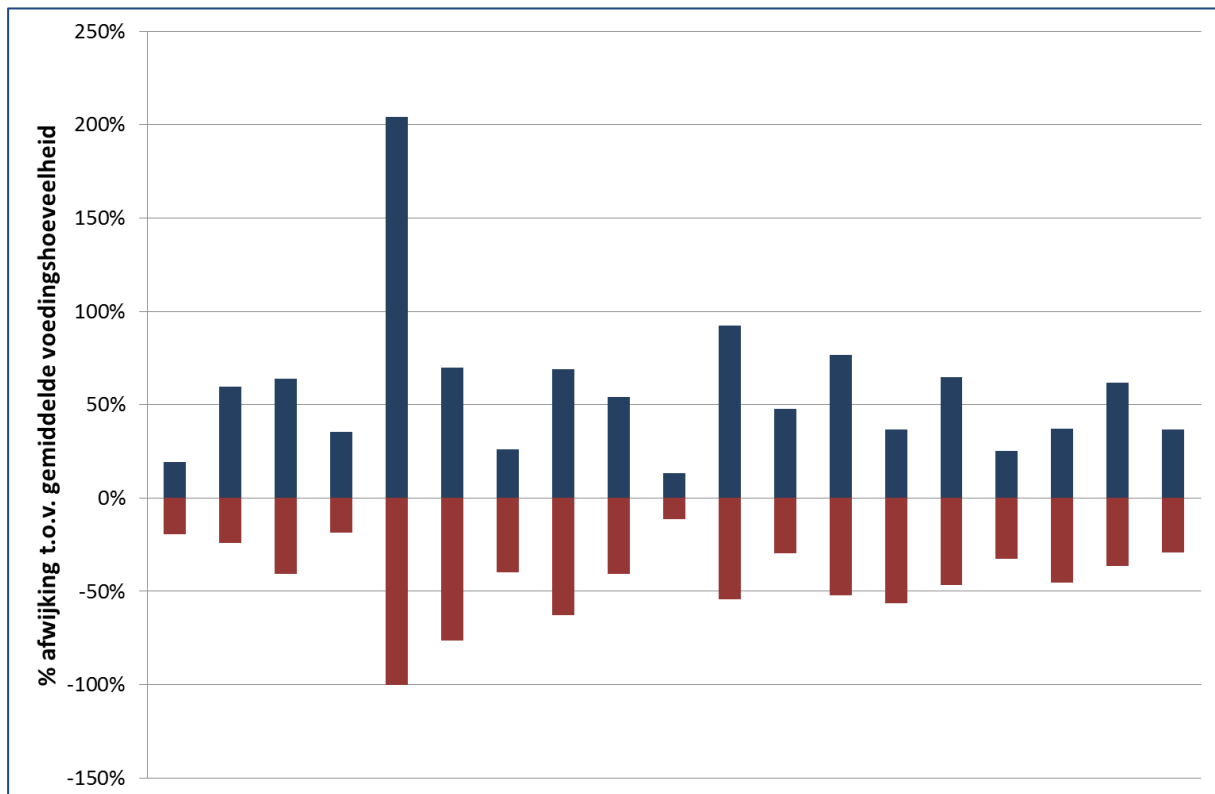
Tabel 5 toont de gemiddelde input per installatie en per jaar voor de verschillende klassen van installaties. Hieruit blijkt dat de installaties van klasse A maar half zoveel substraten hebben verwerkt tijdens Fase II dan tijdens Fase I, terwijl dit voor klasse B, klasse C en klasse D min of meer gelijk is gebleven. Dit komt doordat de installaties die tot klasse A behoren tijdens Fase II een tijdlang hebben stilgelegen om diverse redenen, waardoor dit waarschijnlijk een onderschatting is van het werkelijke klassengemiddelde.

Tabel 5. Gemiddelde input per installatie en per jaar voor de verschillende klassen

| Verwerkte tonnage (ton/installatie/jaar) | | Fase I (n = 83) | Fase II (n = 19) |
|--|---------------------------------------|-----------------|------------------|
| Klasse A | Covergisting < 500 kW _e | 9 200 | 4 500 |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW _e | 18 200 | 20 500 |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW _e | 42 600 | 40 500 |
| Klasse D | Industriële vergisting | 60 000 | 62 000 |
| Gemiddeld | | 28 200 | 32 700 |

Figuur 5 toont de spreiding in wekelijkse voedingshoeveelheid voor de 19 installaties (in een willekeurige volgorde). Aangezien de wekelijkse voedingshoeveelheid tussen de verschillende installaties zeer sterk uiteenloopt (afhankelijk van de grootte van de installatie) werden in deze figuur geen absolute getallen gegeven. Wel toont deze figuur de relatieve afwijking van de gemiddelde weekvoeding voor iedere installatie apart. Uit deze figuur blijkt dat de voedingshoeveelheid bij de meeste installaties 50% afwijkt ten opzichte van hun gemiddelde voedingshoeveelheid per week. Deze afwijking heeft verschillende oorzaken. Door de vrij hoge kostprijs van de cosubstraten waren heel wat exploitanten genoodzaakt om zeer veel verschillende producten te vergisten. Door die wisselende voedingsamenstelling schommelde ook de voedingshoeveelheid (bv. minder gevoed wanneer bepaalde substraten niet meer beschikbaar waren; meer gevoed wanneer een substraat rijk aan biogas werd vervangen door een substraat arm aan biogas). Deze schommelingen, zowel in samenstelling als in hoeveelheid, kunnen beter zoveel mogelijk worden vermeden. De ideale voedingsmix bestaat, naast een basis van mest, best uit een scala van cosubstraten dat zowel koolhydraatrijke, vetrijke als eiwitrijke producten bevat. Dit garandeert dat de bacteriën kunnen beschikken over alle nutriënten en voedingsstoffen die nodig zijn om optimaal te groeien. Een constante (gevarieerde) mix zorgt er ook voor dat de bacteriënpopulatie zo evolueert dat deze optimaal in staat is de gevoede substraten af te breken. Wanneer een voedingsmix te vaak wijzigt, moet de bacteriepopulatie zich steeds opnieuw instellen, waardoor dit optimum niet wordt bereikt, hetgeen dan weer een effect kan hebben op de afgisting (minder biogasproductie; gevoeliger voor storingen...).

Een tweede reden waarom bij sommige installaties een sterke schommeling in de voedingshoeveelheid te zien is, is de biologische stabiliteit. Enkele exploitanten hadden tijdens deze testperiode namelijk af en toe af te rekenen met een minder optimaal proces, waardoor de voeding tijdelijk moest worden teruggeschroefd. De oorzaken van deze biologische instabiliteit worden verder in dit rapport besproken.



Figuur 5. Spreiding in wekelijkse voedingshoeveelheid voor de 19 installaties

Doordat niet alle installaties over een buffertank (of hydrolysetank) beschikken waarin alle substraten worden gemengd, kon niet voor alle installaties een monster van de exacte inputsamenstelling worden genomen. Onderstaande bespreking toont dan ook alleen de resultaten van de installaties die dit wel konden. Op basis van de samenstelling van de inputmix van de 19 installaties mag wel worden aangenomen dat onderstaande weergave gebaseerd op 7 installaties wel een goed beeld geeft van de spreiding bij alle 19 bevroegde installaties tijdens Fase II.

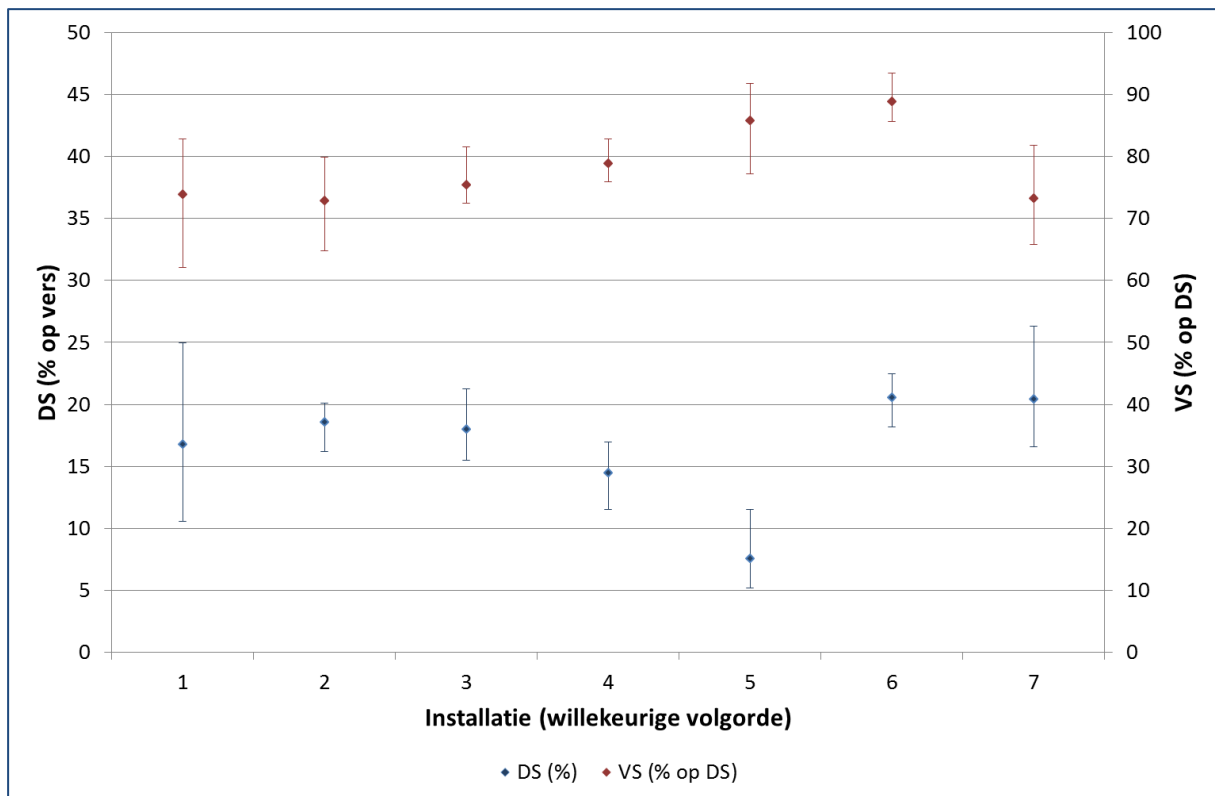
Droge stof en organische stof

Het ideale organische stofgehalte bij de input naar vergisting is heel makkelijk te beschrijven, nl. zo hoog mogelijk. Het is namelijk de organische stof die potentieel omzetbaar is in biogas, terwijl alle anorganische stof in principe als inert materiaal door de reactor gaat of zelfs aanleiding kan geven tot bezinklagen. Het is echter niet zo dat een hoog organisch stofgehalte automatisch betekent dat een substraat rijk is aan biogas. Ook de samenstelling van deze organische stof speelt een belangrijke rol. Zo heeft hout, welk een typisch zeer hoog VS-gehalte heeft (> 95%) een zeer laag biogaspotentieel. Dit komt doordat de organische stof in hout voornamelijk bestaat uit lignine (of is ingekapseld in lignine), wat niet afbreekbaar is bij anaerobe vergisting. Hoe hoger het ligninegehalte van een product is, hoe lager het biogaspotentieel zal zijn.

Het ideale DS-gehalte van de inputmix is zeer sterk afhankelijk van de technische constructie van de installatie. Zo zal de input bij droge vergisting logischerwijs hoger zijn dan bij natte vergisting. Maar ook bij natte vergisting hangt veel af van de capaciteit van de pompen en mixers om te bepalen wat nu een ideale range van droge stof is. Een eerste stelregel is wel dat hoe lager het DS-gehalte van de inputmix is, hoe lager het biogaspotentieel zal

zijn (water geeft immers geen biogas). Om een goed rendement van het aanwezige reactorvolume te verkrijgen, mag de inputmix dus niet te nat zijn. Een te hoog DS-gehalte van de inputmix kan dan mogelijk weer aanleiding geven tot een te hoog DS-gehalte in het digestaat wat problemen met betrekking tot verpompbaarheid en menging met zich meebrengt. Een installatie die over pompen en mengers beschikt met een hoger vermogen kunnen substraten verwerken met een hoger DS-gehalte. Ook de vorm van het DS-gehalte (en voornamelijk dan het VS-gehalte) speelt een rol bij de bepaling wat als ideaal kan worden beschouwd voor een installatie. Zo zal een substraat met een hoog vezelgehalte sneller problemen opleveren met betrekking tot pompen en mengers dan een substraat met veel opgeloste stoffen. Ook de deeltjesgrootte speelt mee: hoe kleiner de deeltjesgrootte, hoe makkelijker verpompbaar en mengbaar een substraat is en hoe hoger het DS-gehalte mag zijn voordat problemen optreden. Ook de aard van het materiaal speelt een belangrijke rol. Zo kan een plantaardige olie met 90% DS perfect verpompbaar zijn terwijl groente- of fruitafval met 25% DS steekvast is. Een manier waarop een exploitant kan beoordelen of het DS-gehalte van de inputmix zich in een optimale range bevindt, is om het elektriciteitsverbruik van pompen en mengers bij te houden. Indien dit verbruik veel hoger is dan werd vooropgesteld door de constructeur, kan het DS-gehalte van de input best iets verlaagd worden.

Figuur 6 toont de spreiding van het DS- en VS-gehalte bij de 7 installaties waar een representatief monster van de inputmix kon worden genomen (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat het gemiddelde DS-gehalte van de input varieerde tussen 8 en 21% (tussen 5 en 25% indien de uiterste waarden worden beschouwd), wat een normale range is. De waarde van 5% is vrij laag en betekent dus dat het inputmateriaal vrij arm zal zijn aan biogas; bij 25% bestaat dan weer het risico dat het moeilijker mengbaar is. Een waarde van 15 à 20% is een veilige waarde waarbij het biogaspotentieel hoog genoeg is zonder het risico te lopen op blokkage van pompen en mengers. Het gemiddelde VS-gehalte schommelde tussen 73 en 89% (tussen 62 en 94% indien de uiterste waarden worden beschouwd). Ook dit zijn normale gehalten voor de input van covergistingsinstallaties, al is 62% aan de lage kant en betekent dit dat de inputmix uit vrij veel inert materiaal zal bestaan (en dus een lager biogaspotentieel + een risico op uitzakking van deze inerten in de reactor met een bezinklaag tot gevolg). Er kan geadviseerd worden om zoveel mogelijk een waarde > 80% na te streven. Uit deze figuur blijkt ook dat zowel het DS- als het VS-gehalte per installatie zeer sterk kan schommelen. Dit is een gevolg van de vaak sterk wisselende inputsamenstelling (zoals hierboven besproken).



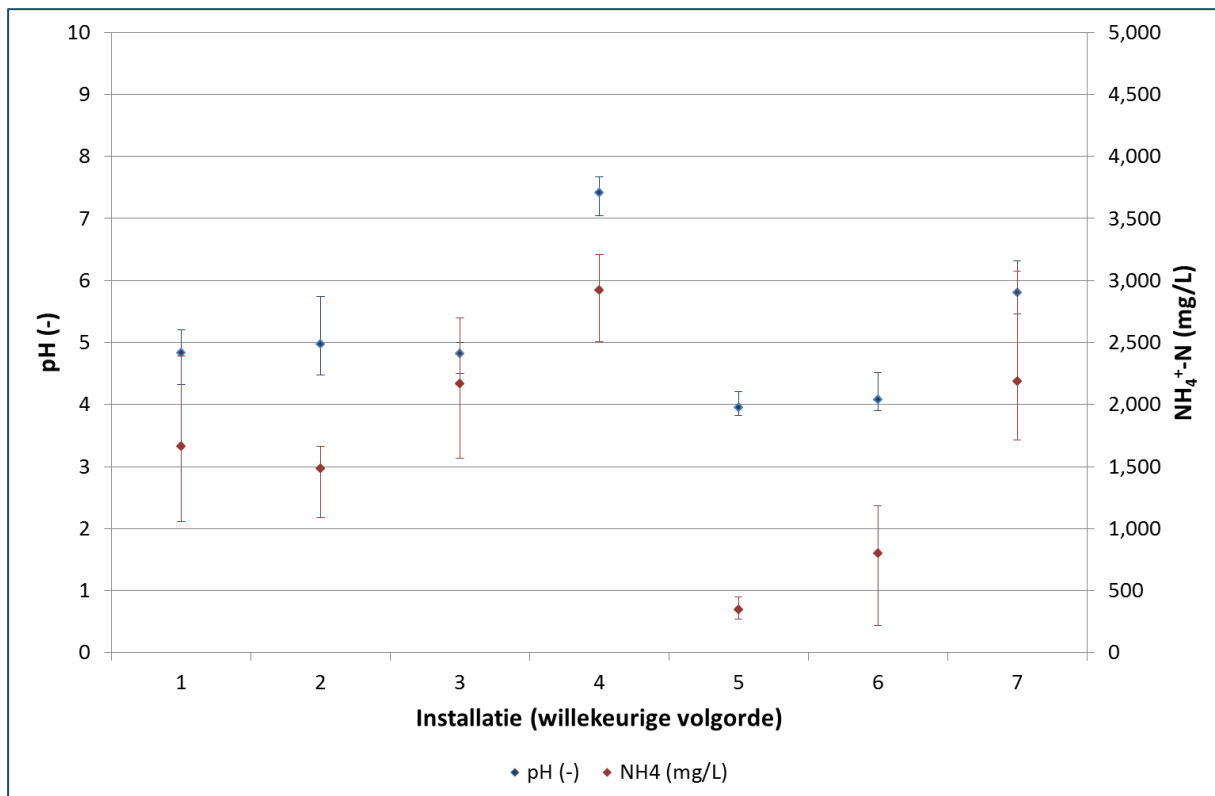
Figuur 6. Spreiding van het DS- en VS-gehalte van de input bij 7 installaties

pH

De pH van de inputmix speelt op zich een minder belangrijke rol dan de pH in de reactor zelf. Idealiter heeft de inputmix dezelfde pH als het digestaat, omdat dan de pH-verstoring bij voeden minimaal is. Dit is in de praktijk echter zelden het geval. Veel cosubstraten en energiegewassen hebben vaak een iets lagere pH (3-6), terwijl vetrijke producten en soapstocks dan weer eerder een hogere pH hebben (7-8). Doordat bij anaerobe vergisting het digestaatvolume veel groter is dan de dagelijkse voedingshoeveelheid, zal de pH van de gevoede substraten slechts weinig invloed hebben op de pH in de reactor, op voorwaarde dat het digestaat over een goede bufferwerking beschikt (FOS/TAC-verhouding, zie verder). Wel kan een lage pH van de input een effect hebben op de levensduur van het materiaal, zoals opslagtanks, doseersystemen, pompen, leidingen... Veel installaties kregen namelijk al af te rekenen met corrosie van de voorraadbak bij de doseerschroef ten gevolge van de lage pH in maïssilage (typisch 4 à 5). Het is daarom best om een mix te maken van substraten zodat de pH minder extremen vertoont, of door materiaal te gebruiken dat bestand is tegen lagere pH-waarden.

Wanneer een installatie over een hydrolysetank beschikt, zal de pH van de gevoede substraten eerder laag zijn (4 à 6). Dit komt doordat tijdens de hydrolyse verzuring optreedt van de substraten, waarbij complex organisch materiaal door middel van enzymen eerst wordt afgebroken tot opgelost organisch materiaal en daarna wordt omgezet tot vetzuren. De vorming van deze vetzuren zorgt er voor dat de pH van de input zal dalen tijdens het hydrolyseproces.

Figuur 7 toont de spreiding van de pH in de input bij de 7 installaties waar een representatief monster van de inputmix kon worden genomen (installaties in willekeurige volgorde). De pH varieerde tussen 4 en 6, wat laag is maar verwacht aangezien het hier vaak een gehydrolyseerd monster betreft. Ook hier is vrij veel schommeling zichtbaar, wat opnieuw kan worden toegeschreven aan de wisselende voedingsamenstelling.



Figuur 7. Spreiding van de pH en het ammoniumgehalte van de input bij 7 installaties

Ammoniumgehalten

Alhoewel het ammoniumgehalte in de vergistingsreactoren een zeer belangrijke rol speelt om de stabiliteit van het proces te evalueren, is dit bij de inputmix minder van belang. Ammonium is een stikstofvorm die gevormd wordt tijdens afbraak van stikstof die aanwezig is in de substraten. Deze afbraak kan zich voordoen voor of tijdens de vergisting. Het ammoniumgehalte van een substraat zegt dan ook niks over de hoeveelheid ammonium die zal vrijkomen tijdens vergisting van dit substraat. Een uitzondering hierop is natte varkens- en rundveemest waarbij het ammoniumgehalte wel een goede weergave is van het ammoniumgehalte na vergisting. Indien een installatie over een hydrolysetank beschikt, zal een deel van de stikstof uit de input tijdens deze hydrolyse worden omgezet tot ammonium. Aangezien de verblijftijd in dergelijke hydrolysetanks eerder kort is, zal dit beperkt blijven waardoor ook het ammoniumgehalte van de input na hydrolyse nog steeds geen correct beeld zal schetsen van het te verwachten ammoniumgehalte bij anaerobe vergisting.

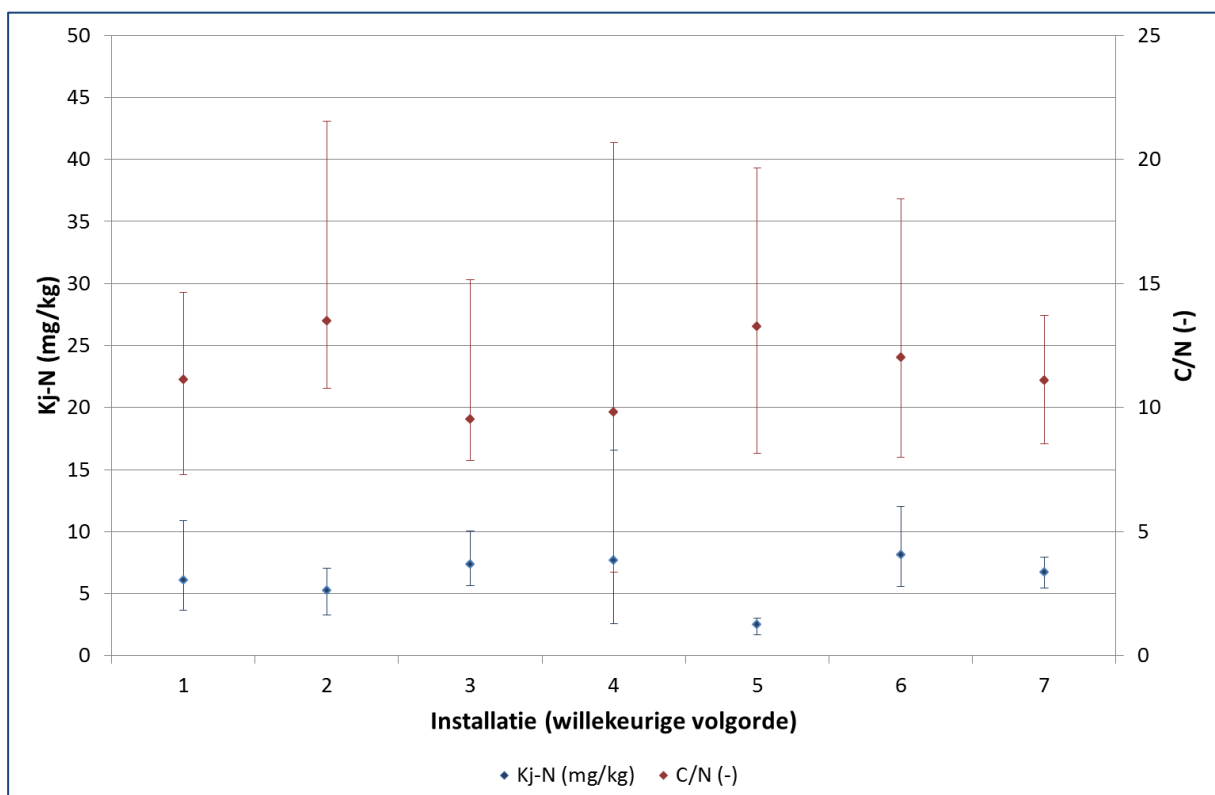
Figuur 7 toont de spreiding van het ammoniumgehalte in de input bij de 7 installaties waar een representatief monster van de inputmix kon worden genomen (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat er zeer grote verschillen zijn tussen de verschillende installaties (van ± 350 mg/L tot 3 000 mg/L). Deze verschillen zijn enerzijds toe te schrijven aan de verschillende cosubstraten die door de verschillende installaties worden gebruikt, maar ook aan het wel of niet aanwezig zijn van een hydrolysetank (in een hydrolysetank wordt typisch een iets hoger ammoniumgehalte gemeten aangezien tijdens de hydrolyse een deel van de stikstof in de substraten al zal worden vrijgesteld als ammonium). De variatie per installatie is toe te schrijven aan de wisselende inputmix.

Stikstofgehalte en C/N

Het stikstofgehalte van een substraat is een belangrijke parameter, en dit om twee redenen: ten eerste is N een nutriënt wat na vergisting integraal in het digestaat terecht komt en dus een rol speelt bij de mogelijke afzet van digestaat als meststof; ten tweede geeft het stikstofgehalte van een substraat een indicatie van

mogelijke stikstoftoxiciteit tijdens anaerobe vergisting. Dit laatste wordt het best ingeschat op basis van het C/N-gehalte van een substraat. De C/N-verhouding toont de relatie tussen het koolstof- en stikstofgehalte van de input. Beide elementen zijn noodzakelijk: C voor biomassaopbouw en als basis van het biogas, N is nodig voor de groei van de bacteriën. Een te lage C/N betekent dat er relatief te veel N aanwezig is, waardoor mogelijk N-toxiciteit kan optreden tijdens de vergisting, een te hoge C/N betekent dan weer dat er te weinig N aanwezig is om optimale groei van de bacteriën mogelijk te maken. Ideaal ligt deze C/N-verhouding tussen 20 en 40 voor anaerobe vergisting, al houdt de C/N-verhouding geen rekening met de vrijstelling van C en N tijdens anaerobe vergisting (het is alleen de vrijgestelde C en N die de bacteriën 'voelen'). Bij de evaluatie speelt ook het DS-gehalte een belangrijke rol. Aangezien het hier steeds natte vergisting betreft, zal een te lage C/N-verhouding minder problematisch zijn, aangezien het ammoniumgehalte door het hoge watergehalte sterk verdund wordt en dus minder snel toxische waarden bereikt zullen worden.

Figuur 8 toont de spreiding van het stikstofgehalte (Kj-N) en C/N-verhouding in de input bij de 7 installaties waar een representatief monster van de inputmix kon worden genomen (installaties in willekeurige volgorde). Dit gehalte varieerde veel minder tussen de verschillende installaties dan het ammoniumgehalte, doordat hier de invloed van N-vrijstelling (aan- of afwezigheid hydrolyse) niet speelt. De variatie per installatie is wel gelijkwaardig en te verklaren door de wisselende voedingssamenstelling. De gemiddelde C/N bij de 7 hier beschouwde installaties varieerde tussen 10 en 13 (tussen 3 en 22 indien de uiterste waarden worden beschouwd), wat aan de lage kant is en dus mogelijk voor stikstofproblemen kan zorgen afhankelijk van de N-vrijstelling en het vochtgehalte in de vergistingsreactoren.



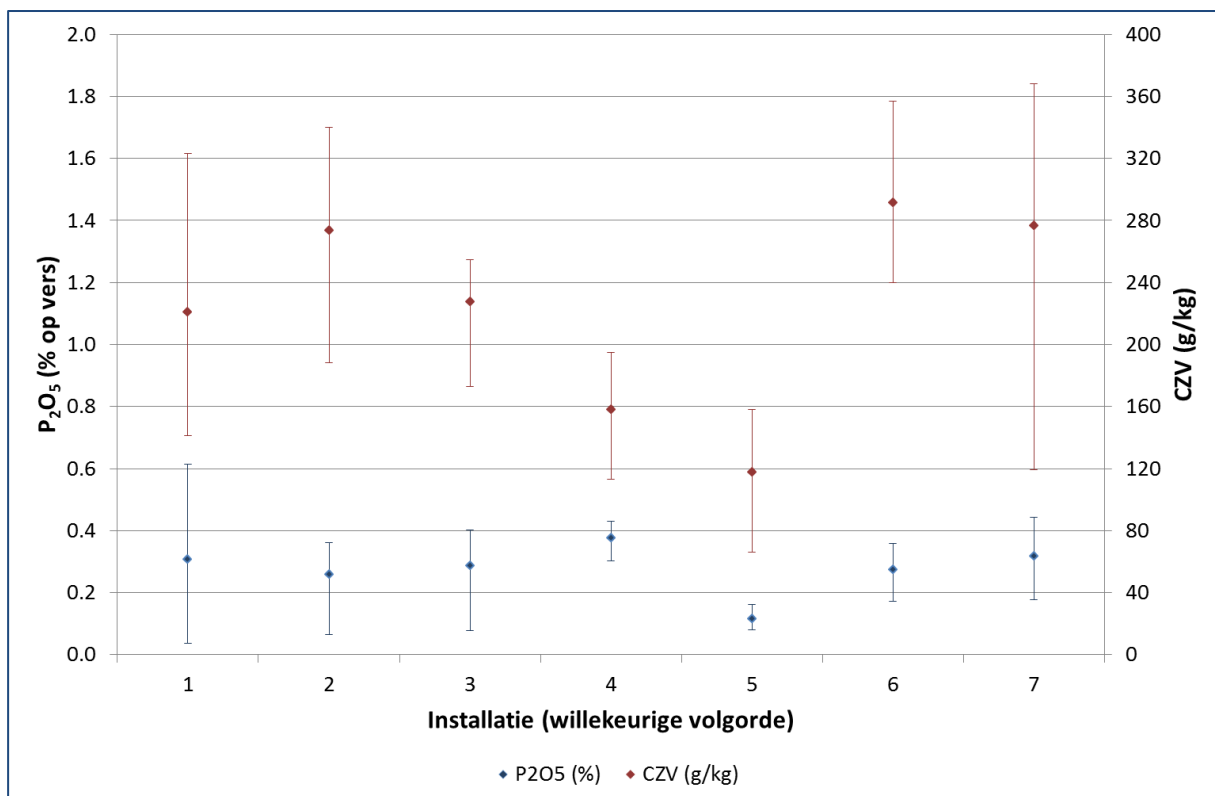
Figuur 8. Spreiding van het Kj-N-gehalte en de C/N-verhouding van de input bij 7 installaties

Fosfor

Het fosforgehalte van de inputsubstraten speelt minder een rol bij de beoordeling van de stabiliteit van het proces. Fosfor is weliswaar noodzakelijk als nutriënt voor de anaerobe bacteriën, maar doordat bij de meeste installaties de helft van de input uit mest bestaat, is steeds voldoende fosfor aanwezig. Een teveel aan fosfor heeft niet onmiddellijk een negatieve invloed. Wel is fosfor een belangrijk nutriënt dat meetelt in de

mestbalans van een bedrijf, waardoor het fosforgehalte in het digestaat wel een impact heeft op de maximaal uit te rijden hoeveelheid op het land en dus ook de afzetkost mee zal bepalen. Daarom zorgt een exploitant er best voor dat de mix van cosubstraten een fosforgehalte heeft dat in de buurt ligt van de gebruikte mest.

Figuur 9 toont de spreiding van het fosforgehalte (als % P_2O_5) in de input bij de 7 installaties waar een representatief monster van de inputmix kon worden genomen (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat het gemiddelde P_2O_5 -gehalte fluctueert tussen 0,1 en 0,4%. Dit is eenzelfde spreiding zoals die voorkomt in de verschillende types mest. Hieruit mag dus worden besloten dat de invloed van de cosubstraten op het fosforgehalte eerder beperkt zal zijn (al zijn hierop wel uitzonderingen). Dit werd verwacht, aangezien de kostprijs voor de afzet van het digestaat vaak bepaald wordt door het nutriëntengehalte, waarbij P een belangrijke rol speelt. Het fosforgehalte is voor veel exploitanten dan ook een parameter waarop gelet wordt bij de aankoop van substraten.



Figuur 9. Spreiding van het P-gehalte en CZV-gehalte in de input bij 7 installaties

Chemische zuurstofvraag

De chemische zuurstofvraag geeft een indicatie van de rijkheid van de input. Hoe hoger het CZV-gehalte, hoe hoger de biogasopbrengst algemeen gesproken zal zijn. Doordat het CZV-gehalte echter een parameter is die vooral in de aerobe waterzuivering wordt gebruikt, dient deze parameter toch met de nodige voorzichtigheid te worden benaderd. Zo bestaat er geen enkele algemeen geldende link tussen de CZV-waarde van een substraat en het biogaspotentieel. Wel kan op basis van de CZV-waarde de theoretisch maximale methaanopbrengst worden berekend (1 g CZV = 350 mL CH_4). De werkelijke methaanopbrengst zal o.a. afhangen van de mate waarin de anaerobe bacteriën in staat zijn het substraat in kwestie af te breken.

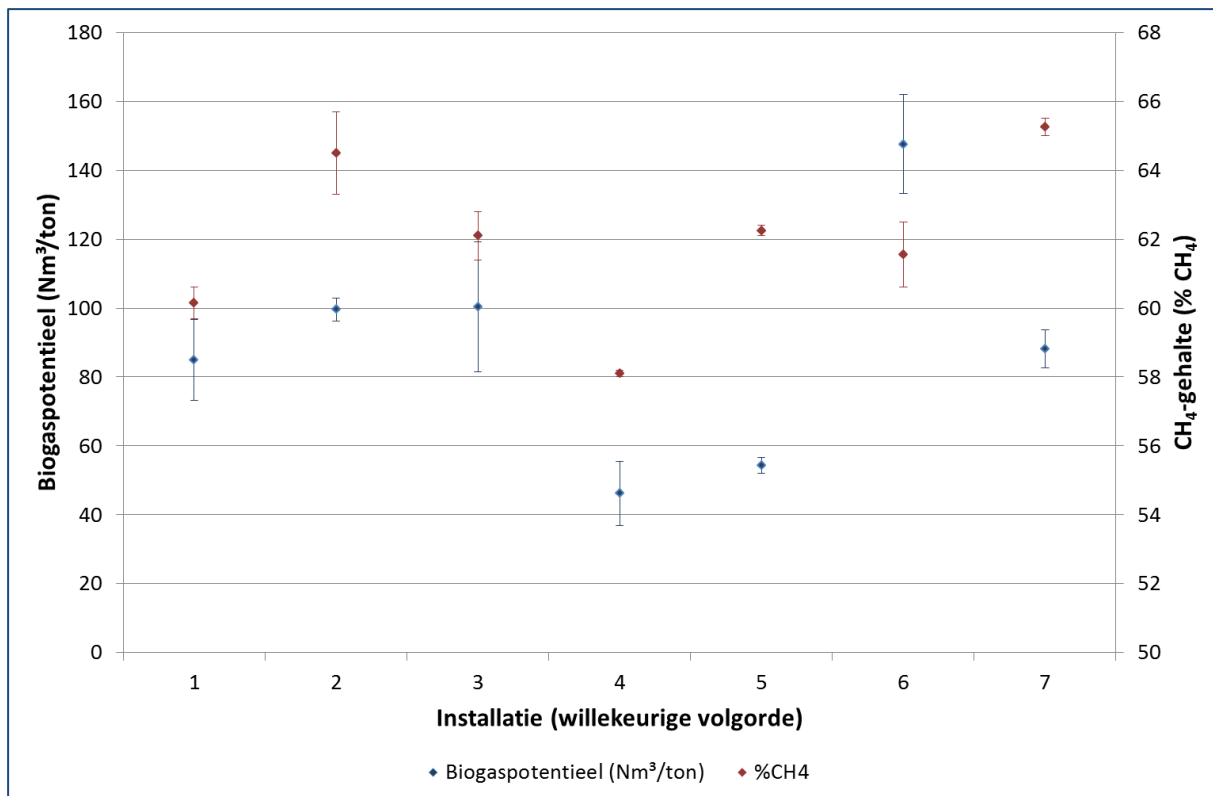
Figuur 9 toont de spreiding van de chemische zuurstofvraag (CZV) in de input bij de 7 installaties waar een representatief monster van de inputmix kon worden genomen (installaties in willekeurige volgorde). Deze parameter varieerde gemiddeld tussen 120 en 290 g/kg (65 en 370 g/kg als de uiterste waarden worden vergeleken). Ook de variatie per installatie is zeer hoog voor deze parameter. De wisselende

voedingssamenstelling is één verklaring voor deze sterke schommelingen, maar ook het feit dat de CZV-waarde eerder een indicatie is van aerobe afbraak dan voor anaerobe afbraak verklaart dit ten dele. Wanneer gerekend wordt dat 1 g CZV theoretisch 350 mL CH₄ kan produceren, betekent dit dat het theoretisch methaanpotentieel van de input zou variëren van ± 23 Nm³ CH₄/ton tot 130 Nm³ CH₄/ton of van ± 50 Nm³ biogas/ton tot 260 Nm³ biogas/ton. Dit zijn realistische grootteordes, maar tonen ook de zeer grote spreiding aan. Dit maximale methaan- of biogaspotentieel houdt evenwel geen rekening met de effectieve afbreekbaarheid van de substraten onder anaerobe omstandigheden.

Biogaspotentieel en methaangehalte

Het biogaspotentieel van een substraat is uiteraard een zeer belangrijke parameter aangezien dit de basis vormt van de inkomsten (elektriciteit, warmte en/of groen gas). Het biogaspotentieel hangt heel nauw samen met het DS- en VS-gehalte van een substraat, en met de samenstelling (producten met een hoog DS- en VS-gehalte zullen een hoog biogaspotentieel hebben, tenzij dit VS-gehalte uit anaeroob moeilijk of niet afbreekbare componenten bestaat zoals lignine). In het ideale geval wordt het biogaspotentieel bepaald aan de hand van een batchvergistingstest. Deze test geeft een vrij nauwkeurig beeld van de hoeveelheid biogas die uit een bepaald substraat mag worden verwacht. Voor cosubstraten die frequent worden gevoed kan het volstaan om dit biogaspotentieel éénmalig te bepalen op een representatief monster, maar op regelmatige tijd wel het DS- en VS-gehalte te bepalen, zodat het bepaalde biogaspotentieel kan gecorrigeerd worden indien deze parameters tijdens het jaar wijzigen (bv. voor glycerine, plantaardige olie, supermarktmixen...). Voor natte vergisting met 50% mest, is een biogaspotentieel van 100-150 Nm³/ton een realistisch streefdoel. Lager betekent dat de input weinig energie bevat en het vergistingsproces minder efficiënt zal zijn (minder biogas/reactorvolume), hoger is een indicatie dat het DS-gehalte mogelijk te hoog wordt waardoor verpompen en mengen meer energie zal vergen.

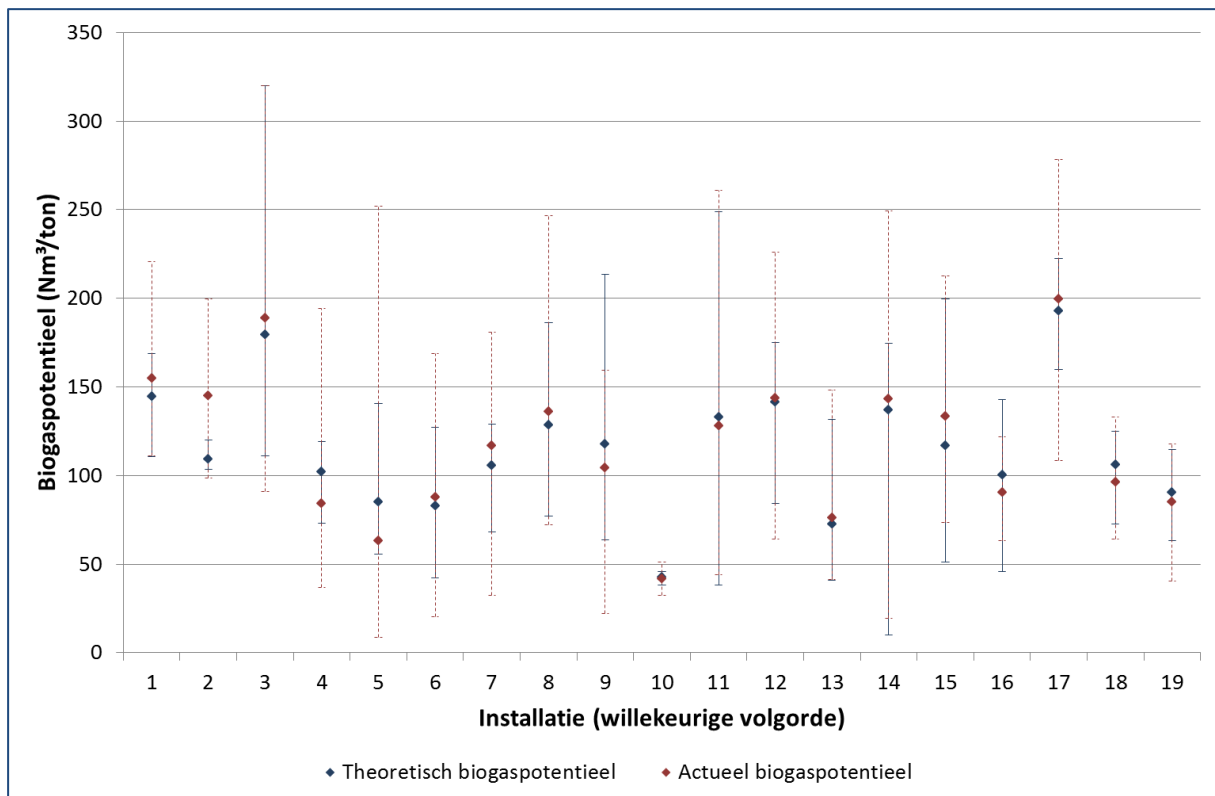
Het methaangehalte van de input wordt bepaald door de samenstelling. Zo resulteren eiwitrijke en vetrijke producten in een hoog methaangehalte (60% of meer), terwijl koolhydraatrijke producten een lager methaangehalte hebben (50-55%). Uiteraard moet hierbij ook rekening worden gehouden dat de input uit een evenwichtige mix (koolhydraten, eiwitten en vetten) bestaat zodat de stabiliteit van het proces niet in het gedrang komt. Een inputmix die eerst gehydrolyseerd wordt, zal een iets hoger methaangehalte hebben in vergelijking met diezelfde inputmix vóór hydrolyse (aangezien tijdens hydrolyse een deel van het CO₂ uit het biogas verdwijnt). Op die manier zorgt een hydrolysetank dus voor een energierijker biogas wat een voordeel kan opleveren in de WKK (een hoger methaangehalte betekent vaak een hoger rendement van de motor). Dit betekent echter niet dat er meer methaan wordt geproduceerd uit dezelfde substraten (het is CO₂ die verdwijnt tijdens hydrolyse, waardoor dus minder biogas maar met een hoger methaangehalte wordt verkregen).



Figuur 10. Spreiding van het biogaspotentieel en methaangehalte van de input bij 7 installaties

Figuur 10 toont de spreiding van het gemeten biogaspotentieel en methaangehalte in de input bij de 7 installaties waar een representatief monster van de inputmix kon worden genomen (installaties in willekeurige volgorde). Dit gemeten biogaspotentieel is een bevestiging van de sterke variatie die ook in het CZV-gehalte werd waargenomen. Het biogaspotentieel varieerde tussen ± 40 en $160 \text{ Nm}^3/\text{ton}$. Deze grote variatie is toe te schrijven aan de wisselende inputsamenstelling gedurende het jaar. Het methaangehalte schommelde iets minder: 58 à $65\% \text{ CH}_4$. De hogere waarden voor het methaangehalte werden voornamelijk gemeten bij installaties die over een hydrolystank beschikten.

Figuur 11 toont de variatie in theoretisch biogaspotentieel van de input (bepaald op basis van de voedingssamenstelling en theoretisch biogaspotentieel van de verschillende inputsubstraten) en actueel biogaspotentieel van de input (bepaald op basis van de effectief gemeten biogasproductie (of ingeschatte biogasproductie op basis van de elektriciteitsproductie) en de voedingshoeveelheid). Uit deze figuur blijkt dat het gemiddelde theoretisch biogaspotentieel schommelde tussen de 43 en $193 \text{ Nm}^3/\text{ton}$, en het actuele biogaspotentieel tussen 42 en $200 \text{ Nm}^3/\text{ton}$. Beide parameters komen dus vrij goed overeen, wat betekent dat de meeste installaties in staat waren om de verwachte biogasproductie ook effectief vrij te stellen tijdens het vergistingsproces. Uit deze figuur blijkt ook dat de spreiding in biogaspotentieel per installatie nog groter is dan Figuur 10 deed uitschijnen. Dit kan enerzijds verklaard worden doordat Figuur 10 gebaseerd is op 6 analyses gedurende het jaar, terwijl Figuur 11 gebaseerd is op wekelijkse gegevens (dus 52 datapunten per installatie). De sterke variatie in theoretisch en actueel biogaspotentieel is vooral te wijten aan de wisselende voedingssamenstelling. Bij sommige installaties spelen echter ook periodes van biologische instabiliteit mee, waardoor tijdelijk het actuele biogaspotentieel veel lager was dan theoretisch verwacht doordat de bacteriën onvoldoende in staat waren de input af te breken en waarna vaak tijdelijk alleen mest kon gevoed worden. Dit was onder meer het geval voor installatie 3, 5, 9 en 14, wat verklaart waarom er een zeer grote variatie is in biogaspotentieel. Dit toont nogmaals het belang aan om een zo stabiel mogelijk proces na te streven. Bij instabiliteit van de biologie is het namelijk onvermijdelijk dat een deel van het (duur betaalde) biogaspotentieel uit de input onbenut verloren gaat via het digestaat (als onafgebroken materiaal).



Figuur 11. Spreiding van het theoretisch en actueel biogaspotentieel van de input bij 19 installaties

Tabel 6 toont het gemiddelde biogaspotentieel voor de verschillende klassen van installaties, en dit zowel tijdens Fase I en Fase II. Hieruit blijkt duidelijk dat bij de covergisters het gemiddeld biogaspotentieel van de inputmix aanzienlijk is gedaald ten opzichte van Fase I. De reden hiervoor is de gestegen kostprijs van de cosubstraten en de lagere beschikbaarheid. Hierdoor waren veel exploitanten genoodzaakt cosubstraten van lagere kwaliteit (en dus met lager biogaspotentieel) te verwerken. Bij de industriële installaties is het gemiddeld biogaspotentieel van de input gestegen in Fase II ten opzichte van Fase I. Dit kan enerzijds worden verklaard door de grotere heterogeniteit van de installaties in deze klasse (waardoor het moeilijker was een representatieve voorstelling te maken op basis van slechts enkele installaties). Anderzijds speelt ook het feit dat industriële installaties deze marktwerking minder voelen doordat een groot deel van de substraten bedrijfseigen zijn.

Tabel 6. Gemiddeld biogaspotentieel van de input voor de verschillende klassen van installaties

| Biogaspotentieel als Nm ³ /ton | | Fase I (n = 75) | Fase II (n = 19) |
|---|---------------------------------------|-----------------|------------------|
| Klasse A | Covergisting < 500 kW _e | 114 | 100 |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW _e | 127 | 93 |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW _e | 173 | 130 |
| Klasse D | Industriële vergisting | 107 | 145 |
| Gemiddeld | | 137 | 117 |

3.1.5. Conclusies en aanbevelingen

Een eerste conclusie is dat de gemiddelde inputsamenstelling op twee jaar tijd vrij sterk is veranderd. Zo bestond de inputmix uit beduidend minder energiegewassen en industrieel afval, terwijl het aandeel mest en agrarisch afval nagenoeg gelijk is gebleven. Het aandeel voedselafval steeg dan weer aanzienlijk. De sterk gestegen prijzen (voornamelijk voor industrieel afval) en de reeds vrij hoge kosten voor energiegewassen zijn hiervoor de belangrijkste oorzaak.

Een tweede conclusie is de grote variatie in kostprijs van de cosubstraten (uitgedrukt als €/Nm³ CH₄). Een belangrijke oorzaak van deze spreiding in kostprijs is het ontbreken van kennis bij heel wat exploitanten (en ook bij leveranciers), waardoor het moeilijk is om te oordelen hoe duur een product mag zijn. Voor producten waarvan veel wordt verwerkt, loont het zeker de moeite om af en toe het biogaspotentieel te laten analyseren. Dit is een iets duurdere analyse, maar levert wel zeer belangrijke informatie op omtrent het methaanpotentieel (en dus de mogelijke inkomsten). Voor producten die slechts sporadisch worden verwerkt, kan het volstaan om zich te baseren op literatuurwaarden of op de expertise van derden. Belangrijk is om het biogas- en/of methaanpotentieel te kennen, uitgedrukt op het droge stofgehalte van een product. Op die manier kan de exploitant voor iedere levering het biogaspotentieel inschatten op basis van dit eerder bepaald potentieel én het droge stofgehalte van de levering. Dit laatste kan eenvoudig door de exploitant zelf worden bepaald door een representatieve hoeveelheid te drogen en het gewicht voor en na droging te bepalen. Door dit te doen houdt de exploitant meer controle over wat precies wordt vergist en beschikt hij over een objectieve waardemeter om te oordelen of een product al dan niet te duur is.

Hierbij aansluitend kan ook de aanbeveling worden gedaan om sowieso van iedere levering een monster te nemen en dit gedurende een bepaalde periode (bv. 1x de verblijftijd) te bewaren in de koelkast. Indien er onverwachte problemen optreden met betrekking tot de biologische werking van de installatie, kan aan de hand van deze monsters worden nagegaan welk substraat deze problemen heeft veroorzaakt, zodat dit in de toekomst kan worden vermeden. In het geval een nieuw type cosubstraat wordt vergist, wordt aanbevolen altijd enkele analyses uit te voeren, zoals het DS- en VS-gehalte, biogaspotentieel, de nutriënteninhoud (N, P, K), het zwavelgehalte, en eventueel andere mogelijke verontreinigingen (afhankelijk van de herkomst van dit product). Door deze analyses weet de exploitant op voorhand wat dit product waard is (biogasopbrengst), wat de afzetkosten achteraf zullen zijn (aan de hand van de nutriënteninhoud) en wat de eventuele risico's zijn (N-gehalte, S-gehalte, mogelijke verontreinigingen). Slechts weinig installaties doen dit momenteel, al bewijzen de exploitanten die dit wel doen dat dit zeker een meerwaarde is (stabiel proces, verwerven van meer eigen proceskennis en dus minder afhankelijk van derden, beter oordeel over aanvaardbare kostprijs).

Wat betreft voorbehandelingssystemen konden weinig opmerkingen worden gemaakt. De aanwezige voorbehandelingssystemen waren meestal een weloverwogen keuze van de exploitant en vaak ook noodzakelijk om een goede werking te garanderen. Voor installaties die veel vaste en/of moeilijk afbreekbare substraten verwerken of op een vrij hoge belasting werken, kan een verkleiningsstap zorgen voor een efficiëntieverhoging (groter contactoppervlak en dus snellere afbraak). De keuze voor een hydrolyse- of buffertank komt dan weer de menging van de substraten ten goede waardoor de vergisters gevoed worden met een zeer homogeen mengsel en de bacteriën dus weinig schommelingen merken in voedingssamenstelling.

Ook de doseersystemen waren meestal voorzien op de inputsubstraten die verwerkt worden. Vaak wordt met één en dezelfde pomp een breed scala aan inputsubstraten gevoed, die allen een andere dichtheid en/of viscositeit hebben. Daardoor kan de gemeten hoeveelheid sterk afwijken van de effectief gevoede hoeveelheid. Een accurate kennis van de gevoede hoeveelheden is zeer belangrijk om de stabiliteit van het proces te garanderen (niet meer of minder voeden dan gewenst) en te controleren (vergelijken van gemeten biogasproductie met de verwachte biogasproductie). Door af en toe de pomp te 'kalibreren' voor de verschillende (types) substraten, kan vermeden worden dat deze meetfouten te groot worden.

De voedingssamenstelling en –hoeveelheid schommelde bij de meeste installaties vrij sterk over de periode van een jaar. Dit kan het beste zoveel mogelijk worden vermeden, aangezien een constante en evenwichtige voeding (zowel koolhydraten, vetten als eiwitten) de biologische stabiliteit sterk ten goede komt. Uit deze studie komen twee redenen naar voor die deze sterke schommelingen verklaren. Enerzijds verwerkten de meeste installaties heel veel verschillende coproducten, waarvan velen vaak maar gedurende een beperkte periode. Dit werd gedaan omwille van de hoge kostprijs van deze coproducten, waardoor telkens moest

worden gezocht naar een betaalbare mix. Een tweede reden waarom de voedingshoeveelheid sterk kon schommelen was te wijten aan het feit dat bepaalde installaties te kampen kregen met een periode van biologische instabiliteit, waardoor de voeding sterk moest worden verlaagd. Deze biologische instabiliteit was meestal een gevolg van een te sterk wijzigende voedingssamenstelling.

Deze wisselende voedingssamenstelling reflecteert ook in de inputanalyses, waarbij blijkt dat er per installatie voor de meeste installaties toch aanzienlijke schommelingen optreden (zowel naar DS-gehalte, N-gehalte, CZV-gehalte, biogaspotentieel). Dit toont nogmaals aan dat de bacteriën zich over de periode van een jaar vrij vaak moeten aanpassen aan een andere voeding, waardoor het moeilijk wordt om een bacteriepopulatie te verkrijgen die optimaal is aangepast aan de input.

3.2. *Bouwkundige details - storingen*

Voor een uitgebreide bespreking van de bouwkundige details wordt verwezen naar Fase I van deze studie aangezien dit rapport een nauwkeuriger en correcter beeld schetst van de situatie door de grotere steekproef. Hieronder wordt kort besproken welke technische storingen het meest frequent voorkwamen tijdens Fase II en hoe deze vermeden of beperkt kunnen worden.

3.2.1. Vergisters

Nagenoeg alle installaties die werden gemonitord tijdens Fase II hebben in het verleden of tijdens dit testjaar problemen gehad met de vorming van een bezinklaag in de vergisters. Deze bezinklaag vormt zich doordat zand en steentjes die aanwezig zijn in de input onder invloed van de zwaartekracht bezinken op de bodem van de vergister. Een goede en intensieve menging kan de vorming van deze bezinklaag zoveel mogelijk beperken, al valt dit zelden uit te sluiten doordat in de praktijk steeds dode zones zullen optreden waar de menging minder optimaal is. Deze bezinklagen hebben verschillende negatieve effecten. Zo daalt het nuttig reactorvolume, waardoor minder actief digestaat aanwezig is in de vergister en de capaciteit dus afneemt. Indien een bezinklaag te hoog wordt, kan deze schade veroorzaken aan de mixers (dit is bv. het geval bij in hoogte verstelbare mixers wanneer deze te snel worden verlaagd tot het niveau van de bezinklaag en de rotorbladen in contact komen met deze bezinklaag). Een bezinklaag heeft ook een nadelig effect op de temperatuuroverdracht van de warmteleidingen naar het digestaat doordat de bezinklaag een buffer vormt. Het valt dan ook aan te raden om op regelmatige tijdstippen deze bezinklaag uit de reactor te verwijderen. In het geval een installatie over meerdere reactoren beschikt, kan dit zonder het volledig stilleggen van de installatie, of het leegmaken van de vergister kan worden gecombineerd met een voorziene revisie van de motoren waardoor het tijdelijk onmogelijk is om het biogas te verwerken. Op die manier wordt de economische impact zoveel mogelijk beperkt.

Een tweede probleem waarmee toch enkele installaties te maken kregen (zij het tijdens Fase II of in het verleden), is het rotten van de houten constructie in de vergister. Deze houten constructie heeft enerzijds als doel om te vermijden dat de gaskap in het digestaat valt wanneer weinig biogas aanwezig is, en dient anderzijds als groeimedium voor H₂S-verwijderende bacteriën. Wanneer deze houten constructie met daarop een relatief grote hoeveelheid biozwavel in het digestaat terecht komt, is het niet onmogelijk dat een deel van deze zwavel terug wordt omgezet tot H₂S, met alle negatieve gevolgen vandien. Het herstel van deze houten constructie betekent dat de gaskap moet verwijderd worden en het biologisch proces stilgelegd, wat dus een sterke financiële impact heeft bovenop de herstelkosten. Een goede behandeling van deze houten constructie zodat deze bestand is tegen de extreme omstandigheden die in de reactor heersen (hoge temperatuur, hoge vochtigheid, aanwezigheid van NH₃ en H₂S met corrosieve eigenschappen) kan reeds veel kwaad voorkomen.

Een aantal installaties kreeg tijdens dit testjaar af te rekenen met problemen bij het verwarmen van de reactoren. In de meeste gevallen werd dit veroorzaakt door een te koude buitentemperatuur, waardoor de verwarmingscapaciteit onvoldoende bleek om de warmteverliezen te compenseren. Een goede isolatie van de reactoren en de warmteleidingen naar de vergister zou dit in principe moeten verhelpen. Ook het vermijden of verwijderen van bezinklagen kan de verwarmingscapaciteit ten goede komen. Door het vormen van bezinklagen kan het immers voorkomen dat de onderste verwarmingsbuizen onvoldoende warmte kunnen overdragen naar het digestaat, waardoor de werkelijke warmtecapaciteit beduidend lager is dan de voorziene capaciteit waardoor deze niet langer volstaat om tijdens de wintermaanden de reactor op temperatuur te houden. In bepaalde gevallen lag een technisch defect aan de basis van deze problemen, wat uiteraard moeilijker te voorkomen valt, al kan door een goede technische monitoring en onderhoud dit eventueel in een tijdig stadium worden opgemerkt.

Enkele installaties kregen ook af te rekenen met problemen aan de gaskap. Zo werd het membraan bij enkele installaties beschadigd ten gevolge van stormwind, met als gevolg dat heel wat biogas verloren ging. Dit is een voorbeeld van een probleem dat moeilijk had vermeden kunnen worden, maar er kwamen ook vermijdbare problemen voor. Zo moesten al heel wat exploitanten die bij de bouw van hun installatie hadden gekozen voor een enkel membraansysteem hun dak vernieuwen. De voornaamste oorzaak hiervan was het ontstaan van lekken in dit membraan ten gevolge van de weersomstandigheden (vnl. invloed van zonlicht waardoor materiaal brozer wordt), uitzetten en inkrimpen van het membraan naargelang de vullingsgraad, wrijvingslijtage door touwen die over de gaskap liggen,... Nagenoeg geen enkele exploitant koos bij het vervangen van de gaskap nog voor een enkel membraan, wel voor een dubbel membraan. Een dubbel membraansysteem heeft dan ook veel voordelen ten opzichte van een enkel membraansysteem. Bij een dubbel membraandak wordt het buitenste membraan op een constante overdruk gehouden (van enkele mbar). Het binnenste membraandak dient dan als gasopslag (en is het equivalent van een enkel membraandak). Door deze constructie beschermt het buitenste membraan het binnenste membraan tegen wrijving en weersomstandigheden, wat een sterke reductie van gaslekken betekent. Indien het binnenste membraan om één of andere reden toch een lek zou vertonen, zorgt de overdruk die tussen beide membranen heerst er bovendien voor dat de biogasverliezen sterk gereduceerd worden. In beide gevallen is het belangrijk dat de exploitant regelmatig de toestand van het gasdak (visueel) inspecteert. Ook het vergelijken van de verwachte en gemeten biogasproductie kan een indicatie zijn of zich een lek voordoet.

Een probleem dat iets minder frequent voorkwam en dan ook makkelijk te voorkomen is, is het bevroren van de overdrukbeveiliging op de vergisters. Door tijdens de wintermaanden antivries toe te voegen aan deze overdrukbeveiliging kan worden voorkomen dat deze bevroren.

3.2.2. Voor- en nabehandelingstechnieken

Blokkage of slijtage aan de doseerschroeven was een veel voorkomend probleem bij de installaties die deelnamen aan Fase II van deze studie. De impact van deze storingen varieerde van enkele uren tot enkele dagen niet kunnen voeden van vaste substraten. In de meeste gevallen kon het probleem worden hersteld, soms moest de doseerschroef volledig worden vernieuwd, wat zorgde voor een aanzienlijke en onverwachte stijging van de onderhoudskosten. Slijtage door wrijving was het meest voorkomende probleem doordat vaak cosubstraten werden verwerkt die verontreinigd zijn met zand of steentjes. Vele doseerschroeven waren ook niet aangepast aan een lage pH (wat het geval is in het geval van gesileerde producten zoals maïssilage), waardoor ook dit een vaak voorkomende aanleiding is van slijtage. In één geval werd het probleem veroorzaakt door onverkleind materiaal (ten gevolge van een storing aan de verkleineenheid) rechtstreeks aan de doseerschroef toe te voegen met vijzelbreuk tot gevolg. Een goede materiaalkeuze die is aangepast aan de te voeden cosubstraten is dus zeer belangrijk. Door de hoge grondstofprijzen waren veel exploitanten echter genoodzaakt minder kwalitatieve substraten te voeden (bv. hogere verontreinigingsgraad) dan gepland, wat de levensduur sterk reduceerde. Ook speelde onwetendheid bij zowel exploitanten als leveranciers een belangrijke rol in het geval van de oudste installaties.

Naast de doseerschroef kwamen ook vaak problemen voor met de doseerpompen. Dit kon te wijten zijn aan een blokkage (bv. door ophoping van vezels of verontreinigingen zoals stenen en takken) maar ook slijtage op langere termijn (door bv. aanwezigheid van zand in de input). Dergelijke problemen zijn zeer moeilijk te vermijden, aangezien het onmogelijk is om 100% pure substraten (zonder enige verontreiniging) te verkrijgen. Doordat de meeste installaties over meerdere pompen beschikken, was de impact van deze storingen meestal beperkt, al betekende dit wel een extra kost om de pomp te herstellen of te vervangen.

Ruim de helft van de bestudeerde installaties kreeg tijdens Fase II van deze studie te maken met slecht presterende mixers, waardoor deze hersteld of vervangen moesten worden. Doordat de menging tijdelijk ondermaats was, betekende dit een efficiëntieverlies van het vergistingsproces. Vaak werd het probleem aan

de mixers veroorzaakt doordat lange vezels (touw of plastic verontreiniging uit de input) zich rond de schroeven nestelden waardoor de krachten op deze mixers te groot werd en deze afbraken. Ook een foutieve dimensionering van de mixers lag vaak mee aan de basis van het vroegtijdig sneuvelen van deze mixers. Dit was bv. het geval wanneer het digestaat veel viskeuzer was dan ingeschat, waardoor de mixers meer draaiuren moesten presteren om de reactorinhoud goed te mengen. Door het tijdelijk uitvallen van één of meerdere mixers stijgt ook het risico dat een bezinklaag wordt gevormd.

Onder invloed van het koude winterweer hadden enkele installaties te kampen met blokkage van de voedingsleidingen (bv. stollen van vetrijke producten in de leidingen). Dit betekende dat de werklust steeg tijdens deze perioden (om leidingen te ontdooien). In een uitzonderlijk geval kon zelfs enkele weken niet gevoed worden doordat de volledige leiding bevroren was. Dergelijke problemen zijn echter eenvoudig te voorkomen door deze leidingen te isoleren en/of door cosubstraten met een hoge stollingstemperatuur verwarmd op te slaan. Bij nieuw te bouwen installaties wordt er best ook op gelet om deze leidingen zo kort mogelijk te houden door een goede inplanting van de verschillende onderdelen op de site.

Bij een tweetal installaties deed zich een soortgelijk probleem voor, zij het dat de blokkage zich voordeed in een opslagtank van cosubstraten. Opnieuw waren vetrijke producten de oorzaak van deze problemen: deze werden warm aangeleverd waardoor er zich geen probleem voordeed met de verpompbaarheid, maar nadien koelden deze af in de onverwarmde opslagtanks waardoor deze substraten te vast werden om nog verpompbaar te zijn. Deze problemen moesten worden opgelost door andere cosubstraten onder druk in deze opslagtanks te mengen waardoor de viscositeit van het mengsel voldoende laag werd om alsnog te kunnen voeden. Door deze problemen koos een exploitant er ook voor om de tank te voorzien van een verwarmingslint waardoor dit probleem zich niet meer kan voordoen. Uit Fase I van deze studie bleek dat ongeveer één vierde van alle vloeibare opslagtanks verwarmd kunnen worden. In het geval vloeibare cosubstraten met een hoge stollingstemperatuur worden verwerkt, blijkt dat dit geen overbodige luxe is en veel problemen kan vermijden. Bovendien zorgt een hogere temperatuur van deze producten sowieso voor een lagere viscositeit, wat de benodigde pompenergie doet afnemen.

Bij de digestaatbewerking hadden de meeste problemen betrekking op het veel sneller verslijten van de filterdoeken dan ingeschat, wat de onderhoudskosten hoger deed uitkomen dan begroot bij de aanschaf. Ook kwamen vaak lekken voor bij de ontwatering, wat niet direct een grote impact had op het proces maar de netheid van een installatie niet ten goede kwam. Doordat de meeste installaties beschikten over een buffer voor digestaat alvorens dit werd ontwaterd, bleef de impact op de werking van de installatie ten gevolge van deze storingen meestal uit.

3.2.3. Biogasbehandeling en -verwerking

Alle installaties kregen te maken met het klassieke onderhoud van de gasmotoren, zoals het reinigen of vervangen van ontstekingskaarsen, verversen van olie, reinigen van filters, inspecteren en vervangen van kleppen en cilinders,... Naast dit klassieke onderhoud werden bij enkele installaties ook grotere onderhoudsactiviteiten uitgevoerd aan de motoren naar aanleiding van een drie- à vijfjaarlijkse revisie. Deze onderhoudswerken omvatten o.a. het reinigen en/of vervangen van de cilinderkoppen, slijpen van de krukas, reinigen motorblok,... Niettegenstaande deze revisie wel was ingepland (op basis van het aantal draaiuren), kan de uiteindelijke kostprijs van dergelijke revisies toch sterk verschillen van installatie tot installatie. Hierin spelen verschillende factoren een rol:

- De kwaliteit van het dagelijkse onderhoud. Hoe nauwgezet een exploitant het onderhoud van de motoren opvolgde, hoe kleiner de kans is dat tijdens een revisie grote gebreken aan het licht komen. Een goed dagelijks onderhoud zorgt er mee voor dat mogelijke problemen direct worden gedetecteerd en niet leiden tot grotere breuken (en dus grotere kosten).

- De kwaliteit van het biogas. Vooral het H₂S-gehalte speelt een zeer belangrijke rol, aangezien dit kan leiden tot corrosie van de cilinders en dus de levensduur van een motor sterk reduceert. Aangezien er verschillende methoden zijn om het H₂S-gehalte te beperken (keuze inputsubstraten, interne ontzwaveling tijdens vergisting, externe ontzwaveling na vergisting), is het belangrijk dat de exploitant er alles aan doet om zoveel mogelijk H₂S te verwijderen alvorens het biogas wordt verbrand.

Een defect dat bij enkele installaties voorkwam, had te maken met het uitvallen van een ventilator bij de noodkoeling. Hierdoor kon de motor onvoldoende worden gekoeld waardoor deze automatisch zichzelf uitschakelde (om oververhitting en defect van de motor te voorkomen). Dit had meestal als gevolg dat de motor enkele uren buiten werking was. Een regelmatig nazicht van deze ventilatoren kan mogelijke problemen vroegtijdig aan het licht brengen en erger voorkomen, al valt een technisch defect nooit 100% uit te sluiten.

Bij enkele installaties traden ook problemen op om de geproduceerde elektriciteit op het net te leveren (o.a. defecte transformator). Dit resulteerde typisch in enkele uren inactiviteit van de motoren, wat een verlies aan inkomsten betekende (gasproductie kon niet steeds 100% worden gebufferd tijdens deze uitval van de motoren). Dergelijke problemen zijn echter moeilijk te voorkomen.

3.3. Procesmatige aspecten

Hieronder worden enkele algemene vaststellingen besproken met betrekking tot de procesmatige aspecten bij de 19 bestudeerde installaties. Om de anonimiteit van de deelnemende installaties te waarborgen, is het niet mogelijk om steeds alle data weer te geven. In dat geval wordt wel getracht een goede kwalitatieve beschrijving van deze parameter te geven.

3.3.1. Temperatuur

De temperatuur in een vergister is een zeer belangrijke parameter. Bij anaerobe vergisting worden theoretisch twee optimale temperatuurgebieden gedefinieerd, namelijk mesofiel (35-45°C) en thermofiel (45-55°C). In principe is anaerobe vergisting ook mogelijk bij lagere temperaturen (10-20°C; psychrofiële vergisting), al is het omzettingsrendement bij deze lage temperaturen zeer laag en niet meer economisch relevant. Psychrofiële vergisting kan wel spontaan voorkomen in bv. mestkelders onder zuurstofloze omstandigheden. Per temperatuurgebied zijn andere bacteriegroepen dominant.

Een algemene regel uit de microbiologie stelt dat de reactiesnelheid van een microbiologisch proces ongeveer verdubbelt per 10°C temperatuurstijging. Voor anaerobe vergisting betekent dit dus dat in theorie thermofiele vergisting efficiënter is dan mesofiele vergisting. Dit betekent echter niet dat iedere exploitant zijn vergister thermofiel kan bedienen. Bij de bepaling van het optimale temperatuurgebied speelt namelijk ook het ammoniumgehalte in het digestaat een zeer belangrijke rol. Het chemisch evenwicht tussen NH_4^+ en NH_3 is immers zeer sterk temperatuurafhankelijk, en bij hogere temperaturen verschuift dit evenwicht naar de zijde van het voor de bacteriën toxische NH_3 (ammoniak). Een exploitant doet er daarom best aan steeds te werken bij een zo hoog mogelijke temperatuur waarbij de bacteriën geen inhiberend effect ondervinden van een hoog ammoniakgehalte (de invloed van dit ammoniumgehalte wordt verder besproken bij de procesparameters). Een algemene stelregel is dat bij een ammoniumgehalte dat hoger of gelijk is aan 2 500 mg/L best voor mesofiele vergisting wordt gekozen, bij een ammoniumgehalte van ongeveer 1 500 mg/L is thermofiele vergisting de meest efficiënte keuze.

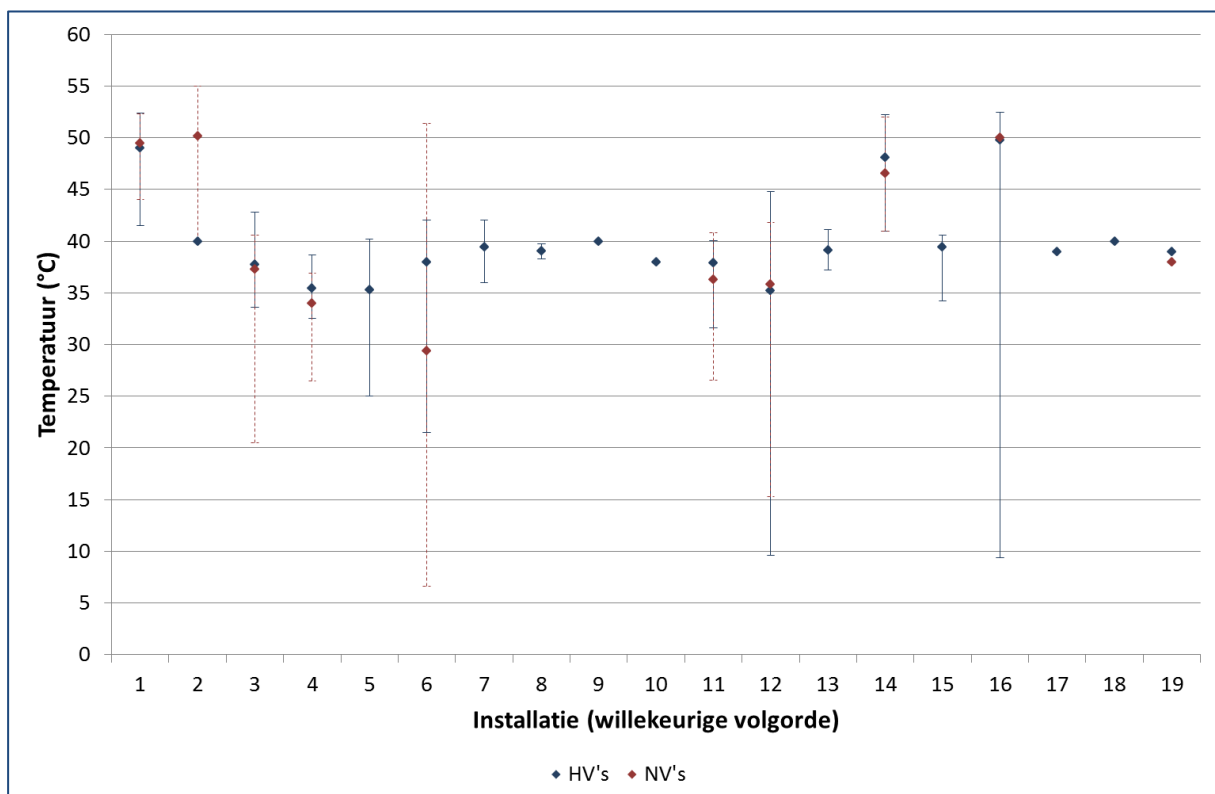
Figuur 12 toont de gemiddelde temperatuur en de variatie hierop in de hoofd- en navergisters bij de 19 deelnemende installaties aan deze studie (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur blijkt dat 3 installaties een thermofiele hoofdvergisting hadden en 4 installaties een thermofiele navergisting. De overige installaties opereerden in het mesofiele werkingsgebied. Dat het merendeel van de installaties kozen voor mesofiele vergisting (ondanks de lagere reactiesnelheid) mag geen verrassing heten, aangezien covergisting met mest typisch gekenmerkt wordt door eerder hoge ammoniumgehalten waardoor thermofiel werken geen optie is. Uit Fase I bleek al dat ongeveer 85% van de installaties mesofiel werd bedreven, wat dus bevestigd wordt in Fase II.

Uit deze figuur blijkt ook dat indien een navergister aanwezig is, deze meestal aan dezelfde temperatuur wordt bedreven als de hoofdvergister. Alleen installatie twee in Figuur 12 beschikte over een mesofiele hoofdvergister en een thermofiele navergister.

Uit de figuur blijkt ook dat de variatie in de vergistingstemperatuur van de hoofdvergister(s) over de periode van één jaar bij de meeste installaties beperkt bleef tot 5°C of minder. De uitzonderingen hierop (installaties 1, 5, 6, 12, 14 en 16) hebben verschillende oorzaken. Zo volstond de opwarmingscapaciteit van enkele installaties tijdens de wintermaanden niet om de reactortemperatuur hoog genoeg te houden. Bij twee installaties werd de reactor tijdelijk geopend voor onderhoud waardoor de temperatuur uiteraard sterk terugviel. De variatie bij twee van deze installaties is te verklaren doordat deze installaties tijdens de looptijd van deze studie hun proces hebben aangepast van mesofiele vergisting naar thermofiele vergisting. Hieruit bleek nogmaals dat dit geen vanzelfsprekende ingreep is en dat dit gepaard moet gaan met een zeer nauwgezette procesopvolging. De temperatuurverhoging moet steeds zeer geleidelijk gebeuren, wat bij deze beide installaties het geval was

(stijging van 10°C over periode van ± 5 maand). Omdat bij het verhogen van de temperatuur het risico op ammoniaktoxiciteit stijgt, is het zeer belangrijk dat het ammoniumgehalte in de vergister regelmatig wordt gemonitord. Bij één van deze twee installaties is dit niet gebeurd, wat ertoe heeft geleid dat de reactor biologisch gezien overkop is gegaan. In de periode dat de temperatuur werd verhoogd, werd namelijk gelijktijdig ook de voedingssamenstelling aangepast (wat bij heel veel installaties voorkwam) waardoor meer stikstofrijk materiaal werd gevoed. Dit zorgde voor een stijging van het ammoniumgehalte wat mesofiel geen probleem had mogen zijn, maar door de hogere temperatuur wel aanleiding gaf tot inhibitie van de bacteriën waardoor de voeding drastisch moest worden gereduceerd en opnieuw mesofiel moest worden gewerkt. Een onzorgvuldige procesopvolging tijdens dergelijke cruciale periode had dus als gevolg dat gedurende enkele maanden de verwerkingscapaciteit terug viel op minder dan de helft van de voorziene hoeveelheid, wat een duidelijke weerslag had op de economische rendabiliteit.

De temperatuur in de navergisters varieerde iets meer dan in de hoofdvergisters. Dit komt doordat heel wat van deze navergisters ook gebruikt worden als digestaatopslag. Wanneer in het voorjaar opnieuw mest (en digestaat) mag worden uitgereden op het land, daalt vaak het niveau in de navergister zeer sterk waardoor deze tijdelijk leeg komen te staan en de temperatuursensor eerder de omgevingstemperatuur mat i.p.v. de digestaattemperatuur. In enkele gevallen werd de navergister leeggemaakt omwille van technische problemen, waardoor tijdelijk ook zeer lage temperaturen werden gemeten.



Figuur 12. Spreiding van de temperatuur in hoofd- en navergisters bij 19 installaties

3.3.2. Verblijftijd

De verblijftijd van een vergister bepaalt hoe lang bacteriën de kans krijgen om de voeding om te zetten in biogas. De vergistergrootte (m^3 actief volume) en de voedingsinput (ton/dag) zijn de bepalende parameters voor de verblijftijd, al speelt ook de rijkheid (biogaspotentieel) van de input hier een rol. Het vergistervolume wordt doorgaans efficiënter benut naarmate de verblijftijd korter is, al is er ook een ondergrens waarbij een te lage verblijftijd een negatief effect zal hebben op het vergistingsproces.

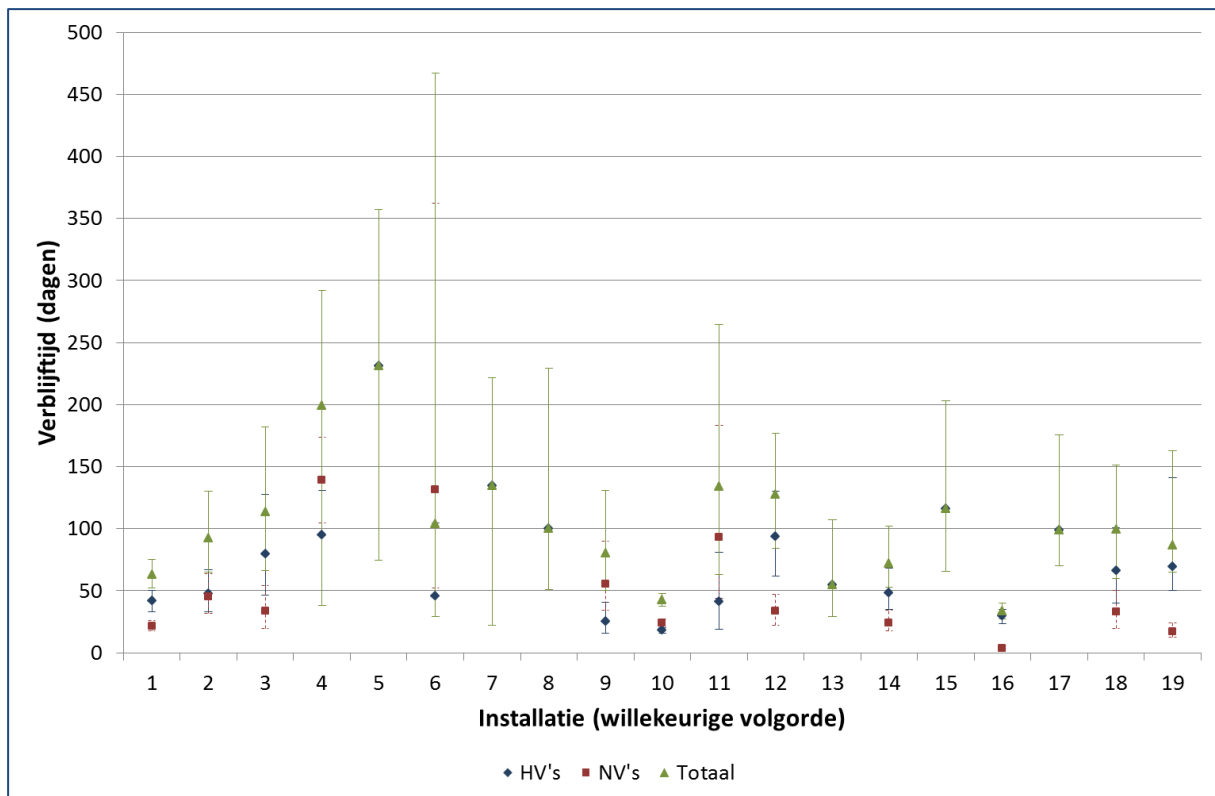
Om te bepalen welke de limiterende verblijftijd is, spelen twee belangrijke zaken een rol. Enerzijds mag de verblijftijd niet lager worden dan de verdubbelingstijd van de bacteriën. Wanneer dit wel zou gebeuren, zouden de bacteriën sneller uit het systeem verwijderd worden via de digestaatafvoer dan deze kunnen aangroeien. In dat geval daalt dus de hoeveelheid bacteriën waardoor hun aantal onvoldoende wordt om de verse input om te zetten in biogas. Aangezien in anaerobe vergisting een groot areaal aan verschillende bacteriën actief zijn (met telkens een andere verdubbelingstijd), is het moeilijk om een exacte minimum verblijftijd vast te pinnen.

Daarnaast speelt ook de snelheid waarmee een substraat kan worden afgebroken een belangrijke rol bij het bepalen van de minimum verblijftijd. De bacteriën moeten immers de kans krijgen om de verse voeding volledig om te zetten in biogas. Dit zal heel sterk verschillen van substraat tot substraat. Makkelijk afbreekbare substraten zoals mest, groente- en fruitafval, suikerwater... zijn zeer snel omzetbaar in biogas en behoeven dus een korte verblijftijd. Andere substraten zoals vetten of vezelrijke producten vergen dan weer een langere verblijftijd om het maximum aan biogas vrij te stellen. Ook de deeltjesgrootte van de input speelt hierbij mee: hoe kleiner, hoe groter het contactoppervlak en hoe sneller een substraat kan worden afgebroken. In een typische covergister of industriële vergister zal deze afbreekbaarheid de bepalende factor zijn wat de minimale verblijftijd betreft, en niet de verdubbelingstijd van de bacteriën. Als stelregel mag worden aangenomen dat de verblijftijd best niet lager wordt dan 20 à 30 dagen om een volledige afbraak van de input te garanderen.

Figuur 13 toont de spreiding in verblijftijd in de hoofd- en navergisters (en de totale verblijftijd) bij de 19 deelnemende installaties aan deze studie (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur blijkt ten eerste dat de totale gemiddelde verblijftijd heel sterk verschilt van installatie tot installatie (van ± 30 dagen tot ± 230 dagen). Een tweede zaak die opvalt is dat heel wat installaties een zeer grote variatie vertonen gedurende een periode van een jaar. De belangrijkste reden van deze variatie is de sterk wisselende voedingshoeveelheid (zie ook Figuur 5). De grote spreiding van de verblijftijd in de navergister (en dus ook gedeeltelijk van de totale verblijftijd) kan deels ook verklaard worden door de variërende vullingsgraad van deze navergister (sterke reductie in volume tijdens het voorjaar wanneer digestaat opnieuw mag worden uitgereden op het land).

Aangezien de totale verblijftijd bij geen enkele installatie lager was dan 20 dagen tijdens het geanalyseerde testjaar, mag worden besloten dat de verblijftijd in principe geen beperkende factor was voor de stabiliteit van het proces. De laagst gemeten verblijftijd in de hoofdvergisters bedroeg 15,7 dagen, wat wel zeer laag is en mogelijk een negatief effect kan hebben (materiaal onvoldoende omgezet in biogas). De installatie waarbij deze lage verblijftijd werd gemeten beschikte wel over een navergister waar nog restpotentieel uit de hoofdvergister werd vrijgesteld en waardoor de totale verblijftijd voldoende was. De laagst gemeten verblijftijd in de navergisters bedroeg 3 dagen. Dit is zeer laag, maar aangezien het hier een navergister betreft, is dit minder belangrijk en zal dit geen invloed hebben op de globale processtabiliteit (vooral omdat de verblijftijd in de hoofdvergisters bij die installatie voldoende hoog was).

Tabel 7 toont de gemiddelde (totale) verblijftijd voor de verschillende klassen van installaties, zowel tijdens Fase I van deze studie als Fase II. Uit deze tabel blijkt dat de gemiddelde verblijftijd voor de drie klassen van covergisters tijdens Fase II zeer sterk overeenkomen met wat tijdens Fase I werd verkregen. Dit is een bevestiging dat een representatieve steekproef werd bestudeerd tijdens Fase II. De verblijftijd bij de industriële vergisters wijkt wel sterk af tijdens Fase II ten opzichte van Fase I. Dit kan worden verklaard doordat in tegenstelling tot de covergisters, deze industriële vergisters een veel heterogenere groep vormen. De trend die zichtbaar is uit deze tabel is wel identiek voor Fase I en Fase II: de industriële vergisters hebben gemiddeld een lagere verblijftijd dan de covergisters. Bij de covergisters daalt de verblijftijd naargelang de grootte van de installatie. Dit is een verwachte conclusie, aangezien grotere covergisters en vooral de industriële vergisters veel nauwkeuriger worden gemonitord en dus ook het reactorvolume efficiënter kan worden benut.



Figuur 13. Spreiding van de temperatuur in hoofd- en navergisters bij 19 installaties

Tabel 7. Gemiddelde totale verblijftijd (HV+NV) voor de verschillende klassen van installaties

| Verblijftijd in dagen | | Fase I (n = 76) | Fase II (n = 19) |
|-----------------------|---------------------------------------|-----------------|------------------|
| Klasse A | Covergisting < 500 kW _e | 167,3 | 165,9 |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW _e | 111,1 | 118,9 |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW _e | 87,2 | 89,8 |
| Klasse D | Industriële vergisting | 37,2 | 66,3 |
| Gemiddeld | | 109,4 | 104,5 |

3.3.3. Biologische belasting

De biologische belasting van een vergister kan op verschillende manieren berekend worden. Deze parameter kwantificeert de arbeidsprestatie die bacteriën moeten leveren in een vergister. In deze studie werd de organische stofbelasting berekend. Hiermee wordt uitgedrukt hoeveel kilogram organische stof 1 m³ reactorinhoud per dag te verwerken krijgt. Hoe hoger de organische stofbelasting, hoe efficiënter het reactorvolume in principe wordt benut (de afbreekbaarheid van de organische stof wordt weliswaar niet weerspiegeld in deze parameter).

Hoe hoger de organische stofbelasting van een reactor is, hoe harder de bacteriën moeten 'werken' om alle voeding om te zetten tot biogas. Dit heeft als gevolg dat een proces met een hoge organische stofbelasting iets gevoeliger is voor suboptimale procesomstandigheden (hoog zwavel- en stikstofgehalte, laag nutriëntengehalte...). Wanneer aan een hoge belasting wordt gewerkt, is het dus belangrijk om regelmatig analyses uit te voeren op de digestaatkwaliteit (pH, vetzuren, ammoniumgehalte, buffercapaciteit) om te vermijden dat de reactor in een onstabiele fase terechtkomt.

Figuur 14 toont de spreiding van de organische stofbelasting (kg VS/m³.d) bij de 19 deelnemende installaties aan deze studie (installaties in willekeurige volgorde). De blauwe gegevenspunten tonen de organische stofbelasting in de hoofdvergisters, de groene gegevenspunten tonen de organische stofbelasting uitgedrukt

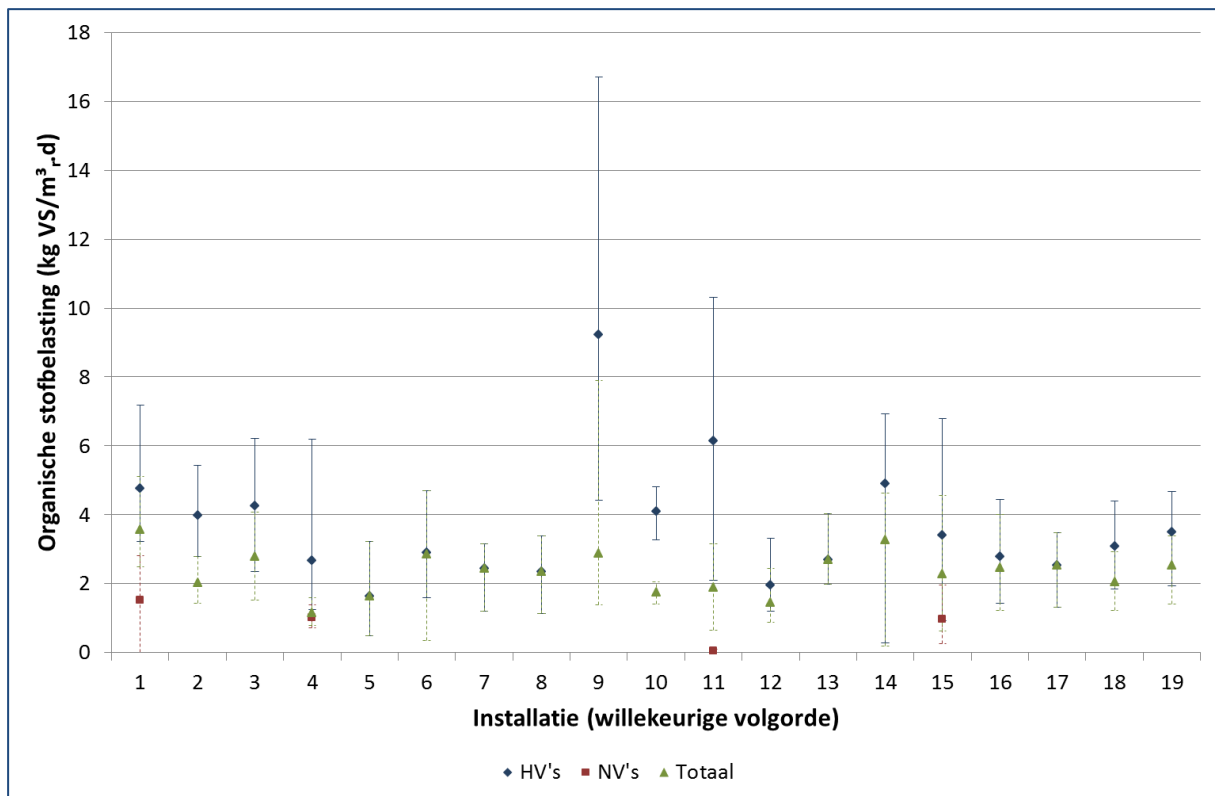
op het totale aanwezige reactorvolume (inclusief de navergisters). Bij enkele installaties worden ook rode gegevenspunten getoond. Dit is de organische stofbelasting van de navergisters bij installaties waar ook een (beperkte) voeding rechtstreeks aan de navergisters wordt gegeven. In de meeste gevallen bestaat deze voeding aan de navergisters uit mest of makkelijk afbreekbare, vloeibare cosubstraten. Door snel afbreekbare cosubstraten rechtstreeks aan de navergister te voeden, stijgt de verblijftijd van de moeilijker afbreekbare substraten die aan de hoofdvergister worden gevoed (deze hebben een verblijftijd gelijk aan de som van de verblijftijd in de hoofd- en navergister), waardoor deze beter omgezet zullen zijn in biogas. De makkelijk afbreekbare substraten hebben dan wel een kortere verblijftijd, maar aangezien deze snel omgezet worden in biogas zal dit geen invloed hebben op de uiteindelijke biogasproductie, zolang de verblijftijd in de navergister niet daalt tot < 20 dagen (aan deze voorwaarde was steeds voldaan bij de bestudeerde installaties die de navergister voedden). Daarnaast moet er ook op gelet worden dat de voeding aan de hoofdvergister nog voldoende nat is zodat de mengbaarheid en verpompbaarheid van het digestaat in de hoofdvergister niet in het gedrang komt. Wanneer aan deze beide voorwaarden voldaan is, is het voeden van de navergister een absolute aanrader die het rendement van de vergistingsinstallatie ten goede komt.

Uit Figuur 14 blijkt verder dat de spreiding in de organische stofbelasting bij heel wat installaties sterk varieerde. Dit kan in de eerste plaats worden verklaard doordat de voedingssamenstelling ook sterk fluctueerde, voornamelijk door de hoge kostprijzen van de cosubstraten waardoor het moeilijk was om een constante inputmix aan te houden. Ook speelden technische storingen enkele installaties parten waardoor het bv. een bepaalde tijd onmogelijk was om vaste substraten te voeden. Dit had direct een grote impact op de hoeveelheid droge stof die aan de reactoren werd gevoed. Een derde reden die deze sterke variaties kan verklaren is het feit dat sommige installaties te kampen hadden met een onstabiel biologisch proces, waardoor de voeding en dus de organische stofbelasting drastisch moest worden verlaagd om de bacteriën de kans te geven zich te herstellen.

Uit deze figuur blijkt ook dat de organische stofbelasting in de hoofdvergisters zich meestal tussen de 2 en 3 kg VS/m³_r.d bevindt, wat een eerder lage (en dus relatief veilige waarde naar processtabiliteit) is. Bij twee installaties bedroeg de organische stofbelasting respectievelijk 6 en 9 kg VS/m³_r.d (waarbij dit zelfs éénmalig steeg tot resp. 10 en 16 kg VS/m³_r.d). Bij dergelijke hoge belastingen is een goede procescontrole onontbeerlijk. Bij beide installaties werden de belangrijkste parameters dan ook maandelijks geanalyseerd. Uit de grote variatie van de organische stofbelasting blijkt echter dat dit niet volstond en beide installaties kregen dan ook af te rekenen met een onstabiele periode waardoor de belasting drastisch moest worden verlaagd.

Tabel 8 toont de gemiddelde organische stofbelasting voor de verschillende klassen van installaties tijdens Fase I en Fase II van deze studie, en dit zowel uitgedrukt op het hoofdvergistervolume als op het totale vergistervolume (HV + NV). De organische belasting uitgedrukt op het hoofdvergistervolume geeft een idee van de werkelijke belasting van de bacteriën, terwijl de organische belasting uitgedrukt op het totale vergistervolume eerder interessant is als economische evaluatie.

De belangrijkste vaststelling is dat de organische stofbelasting bij de covergisters stijgt met de grootte van de installatie. Dit is in overeenstemming met de verblijftijd (welke lager is naarmate de grootte van de installatie stijgt) en betekent dat grotere installaties efficiënter worden bedreven dan de kleinere. Tijdens Fase I bleek dat de industriële vergisters de hoogste organische belasting hadden in de hoofdvergisters. Dit kon tijdens Fase II niet worden bevestigd. De reden hiervoor is de grote heterogeniteit van de industriële vergisters, waardoor het moeilijker was om voor deze klasse een representatieve steekproef te nemen.



Figuur 14. Spreiding van de organische stofbelasting bij 19 installaties

Tabel 8. Organische stofbelasting voor de verschillende klassen van installaties

| | Organische stofbelasting kg VS/m ³ ·d | Hoofdvergistervolume | | Totaal vergistervolume | |
|------------------|---|----------------------|----------------|------------------------|----------------|
| | | Fase I (n=67) | Fase II (n=19) | Fase I (n=67) | Fase II (n=19) |
| Klasse A | Covergisting < 500 kW _e | 3,0 | 2,0 | 1,3 | 2,0 |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW _e | 3,8 | 3,6 | 1,8 | 2,0 |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW _e | 3,9 | 4,3 | 2,3 | 2,6 |
| Klasse D | Industriële vergisting | 5,1 | 2,7 | 4,2 | 2,5 |
| Gemiddeld | | 3,7 | 3,7 | 2,0 | 2,4 |

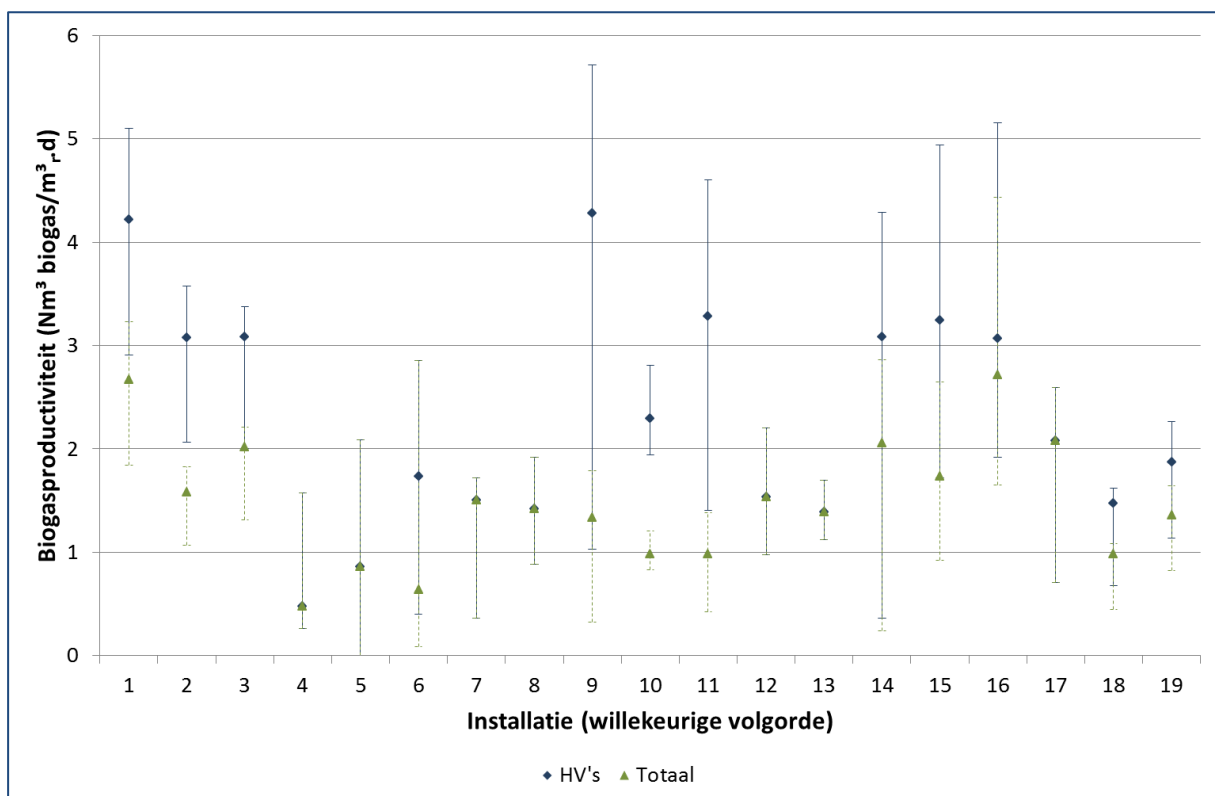
3.3.4. Biogasproductiviteit

Naast de biologische belasting (organische stofbelasting) is de biogasproductiviteit eveneens een parameter waarmee de activiteit van een vergistingsreactor kan worden geëvalueerd. De biogasproductiviteit geeft aan hoeveel Nm³ biogas wordt geproduceerd per m³ actief reactorvolume en per dag. Algemeen mag worden gesteld dat een hogere organische stofbelasting zal resulteren in een hogere biogasproductiviteit, al spelen de afbreekbaarheid van de organische stof en de ‘gezondheid’ van de microbiologie een belangrijke rol bij deze parameter. Een hoge organische stofbelasting waarbij de organische stof slechts matig omzetbaar is in biogas, resulteert niet in een hoge biogasproductiviteit. Evenmin zal een hoge organische stofbelasting aan een reactor waar de bacteriën geremd zijn door toxiciteit of tekorten aanleiding geven tot een hoge biogasproductiviteit. Net zoals bij de organische stofbelasting betekent een hoge biogasproductiviteit dat het reactorvolume efficiënter benut zal worden, maar ook dat het proces gevoeliger wordt aan storingen.

Figuur 15 toont de spreiding van de biogasproductiviteit (Nm³ biogas/m³·d) bij de 19 deelnemende installaties aan deze studie (installaties in willekeurige volgorde). Aangezien de meeste installaties niet beschikten over een debietsmeting van het biogas, werd in dat geval de hoeveelheid biogas ingeschat op basis van de elektriciteitsproductie en het motorrendement.

Uit deze figuur blijkt dat de spreiding in de biogasproductiviteit bij heel wat installaties sterk varieerde. Dit kan in de eerste plaats worden verklaard doordat de voedingssamenstelling ook sterk fluctueerde, voornamelijk door de hoge kostprijzen van de cosubstraten waardoor het moeilijk was om een constante inputmix aan te houden. Ook speelden technische storingen enkele installaties parten waardoor het bv. een bepaalde tijd onmogelijk was om vaste substraten te voeden. Dit had direct een grote impact op de biogasproductie. Een derde reden die deze sterke variaties kan verklaren is het feit dat sommige installaties te kampen hadden met een onstabiel biologisch proces, waardoor de voeding moest worden verlaagd om de bacteriën de kans te geven zich te herstellen en de biogasproductiviteit dus daalde.

De gemiddelde biogasproductiviteit was bij de meeste installaties $< 3 \text{ Nm}^3 \text{ biogas/m}^3 \text{ r.d.}$ uitgedrukt op het hoofdvergistervolume. Dit is eerder laag en dus betekent dat het risico op processtoringen beperkt was bij deze installaties. De gemiddelde biogasproductiviteit uitgedrukt op het totale vergistervolume was bij de meeste installaties $< 2 \text{ Nm}^3 \text{ biogas/m}^3 \text{ r.d.}$ Dit lage getal toont aan dat de meeste installaties in principe de mogelijkheid hebben om meer of energierijkere substraten te verwerken om zo de benutting van het vergistervolume te optimaliseren.



Figuur 15. Spreiding van de biogasproductiviteit bij 19 installaties

Tabel 9 toont de gemiddelde biogasproductiviteit voor de verschillende klassen van installaties tijdens Fase I en Fase II van deze studie. Hieruit blijkt dat net als bij de organische stofbelasting de biogasproductiviteit stijgt naarmate de installaties groter worden. Terwijl in Fase I de industriële vergisters nog de hoogste productiviteit lieten optekenen, was dit tijdens Fase II niet meer het geval. Een verklaring hiervoor moet vooral worden gezocht in de grotere heterogeniteit van deze klasse. Een tweede belangrijke conclusie die kan getrokken worden uit deze tabel is dat de gemiddelde biogasproductiviteit bij alle klassen is gedaald ten opzichte van Fase I, alhoewel dit niet of minder opging voor de organische stofbelasting. De verklaring hiervoor moet worden gezocht in de lagere kwaliteit van de cosubstraten, welke een lager biogaspotentieel hebben (zie ook Tabel 6).

Tabel 9. Biogasproductiviteit voor de verschillende klassen van installaties

| | Biogasproductiviteit Nm ³ biogas/m ³ ,.d | Hoofdvergistervolume | | Totaal vergistervolume | |
|------------------|---|----------------------|----------------|------------------------|----------------|
| | | Fase I (n=67) | Fase II (n=19) | Fase I (n=67) | Fase II (n=19) |
| Klasse A | Covergisting < 500 kW _e | 2,2 | 1,1 | 0,9 | 1,1 |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW _e | 2,7 | 1,8 | 1,3 | 0,9 |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW _e | 3,2 | 2,9 | 1,8 | 1,7 |
| Klasse D | Industriële vergisting | 3,4 | 2,6 | 2,7 | 2,4 |
| Gemiddeld | | 2,8 | 2,3 | 1,5 | 1,5 |

3.3.5. Sturing van de voeding

Het voeren van een proces is zeer belangrijk. Hoe regelmatiger de voeding verloopt, des te stabielere de gasproductie zal zijn. Dit is niet alleen het geval op jaarbasis (zoals besproken onder Hoofdstuk 3.1.4), maar ook op week- en zelfs dagbasis. In het ideale geval wordt een installatie continu gevoed met een vaste voedingsamenstelling. In de praktijk is dit echter onmogelijk, al moet er wel naar gestreefd worden dit zo goed mogelijk te benaderen. Dit gebeurt door de vergister 7 dagen op 7 te voeren. Zowel uit Fase I als uit Fase II blijkt dat de meeste vergisters dit ook zo doen. De enige uitzondering hierop zijn enkele industriële vergisters (waaronder GFT-vergisters), waar dit niet mogelijk was gezien de beschikbaarheid van de substraten. Het niet iedere dag voeren van de vergister heeft als nadeel dat de biologische belasting op weekbasis zeer sterk varieert waarbij de bacteriën na een korte periode van lage belasting (1 of 2 dagen niet gevoed) opnieuw een hoge belasting te verwerken krijgen. Dit maakt dat het proces iets gevoeliger wordt aan storingen. Op dagbasis wordt er best naar gestreefd om de voeding zo veel mogelijk te spreiden over 24 uur (bv. ieder uur gedurende een aantal minuten voeren). Ook dit was bij de meeste installaties het geval, al waren hierop enkele uitzonderingen waarbij 's nachts niet gevoed werd omwille van mogelijke geluidsoverlast voor de buurtbewoners. De impact hiervan op de processtabiliteit is vrij klein.

Naast een zo continu mogelijke voeding is ook een goede registratie en aansturen van de voedingshoeveelheid een cruciaal aspect bij het beheersen van het vergistingsproces. Daarom beschikt een installatie best over pompen en doseerschroeven waarbij het debiet en/of de doorzet wordt gemeten en geregistreerd. Dit was bij alle installaties die deelnamen aan Fase II het geval. Naast het meten van het debiet of de doorzet, is het ook belangrijk dat deze meting gekalibreerd wordt voor de verschillende (types) substraten. Zo zal een pomp die gekalibreerd is met water een foutief debiet aangeven wanneer bv. plantaardige olie of een mengsel van verschillende substraten wordt verpompt. Een gewichtsregistratie biedt de beste garantie op een correcte meting aangezien daarbij de viscositeit en vloeibaarheid van de substraten geen rol speelt. Zo beschikken enkele installaties over een voedingssysteem waarbij een tussenbuffer zich op een weegcel bevond en waarbij geregistreerd werd hoeveel ton gevoed werd. Het correct meten van de voeding is zeer belangrijk om de efficiëntie van het proces na te gaan. Op basis van de gevoede substraten kan berekend worden hoeveel biogas verwacht wordt. Door dit te vergelijken met de effectief gemeten gasproductie kan worden geëvalueerd of het proces goed verloopt of niet. Indien de meting van de voedingshoeveelheid echter niet betrouwbaar is, vervalt de basis van deze vergelijking en wordt het moeilijker om tijdig problemen te ontdekken of te evalueren of bepaalde substraten minder gas geven dan geclaimd.

Het voeren gebeurt bij de meeste installaties automatisch (aansturing via PLC of SCADA-systeem), waarbij de exploitant alleen nog de vaste stofinvoer manueel moet vullen. Deze automatisering zorgt voor een sterke reductie van de werklust voor de exploitant en verhoogt dus de rendabiliteit. Hierbij is het wel belangrijk dat de exploitant de goede werking van de voedingssystemen meerdere malen per dag controleert, aangezien een foutieve voeding zware gevolgen kan hebben. De meeste installaties beschikken daarom ook over een alarmsysteem waarbij de exploitant een melding krijgt op GSM wanneer zich een onregelmatigheid voordoet.

Het aansturen van de voeding gebeurt bij de meeste exploitanten op basis van de biogasproductie of elektriciteitsproductie, waarbij ofwel een zo constant mogelijke productie wordt nagestreefd, ofwel de productie wordt gestuurd in functie van de elektriciteitsprijs (zoveel mogelijk productie tijdens piekuren). Een correcte kennis van het biogaspotentieel van de verschillende substraten is hierbij onontbeerlijk om de voeding juist te kunnen sturen. Minstens even belangrijk bij het aansturen van de voeding zijn de procesparameters. Deze moeten op een voldoende stabiel proces wijzen, zo niet zal de voedingshoeveelheid noodgedwongen verlaagd of de samenstelling aangepast moeten worden.

3.3.6. Verloop van de procesparameters

Tabel 10 toont een overzicht van de belangrijkste procesparameters per klasse en het globale gemiddelde van de 19 installaties. De verschillende parameters en hun variatie inter en intra de verschillende installaties wordt hieronder in meer detail besproken.

Tabel 10. Overzicht van de belangrijkste procesparameters per klasse en als gemiddelde van 19 installaties

| | | Gemiddelde | Klasse A | Klasse B | Klasse C | Klasse D |
|---------------------------------|-----------------------|------------|----------|----------|----------|----------|
| DS | % | 9,8 | 8,3 | 9,5 | 11,1 | 6,0 |
| VS | % op DS | 61,7 | 58,6 | 61,8 | 62,2 | 62,3 |
| pH | - | 8,2 | 8,2 | 8,3 | 8,2 | 8,2 |
| NH ₄ ⁺ -N | mg/kg | 2603 | 1976 | 2734 | 2594 | 2875 |
| CI | g/kg | 3,4 | 4,5 | 3,5 | 3,4 | 2,1 |
| FOS | mg/kg | 3904 | 3666 | 3655 | 4295 | 3124 |
| TAC | mg/kg | 15852 | 14581 | 16611 | 16325 | 12719 |
| FOS/TAC | - | 0,26 | 0,25 | 0,22 | 0,28 | 0,26 |
| VVZ | mg/kg | 1057 | 1100 | 760 | 1274 | 931 |
| Restpotentieel | Nm ³ /ton | 4,3 | 3,2 | 3,9 | 2,1 | 3,5 |
| # methanogenen | # 10 ¹⁰ /g | 43,7 | 35,5 | 8,5 | 58,1 | 93,1 |

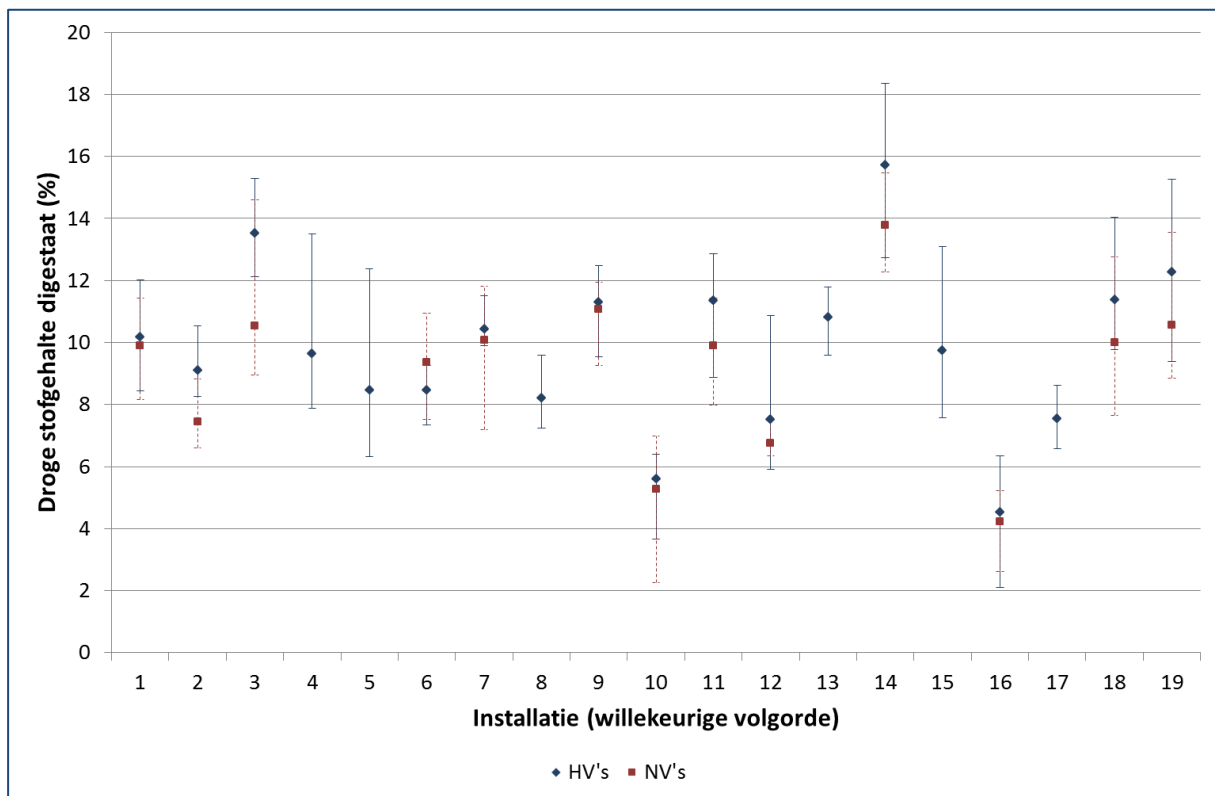
Droge stofgehalte

Het droge stofgehalte bij anaerobe vergisting kan heel sterk uiteenlopen, alnaargelang het type vergisting. Zo heeft natte vergisting typisch een DS-gehalte van 10%, terwijl dit bij droge vergisting kan oplopen tot > 40%. Hoe hoger het droge stofgehalte in een reactor is, hoe meer biomassa in principe aanwezig is, en dus hoe meer biogas geproduceerd kan worden per volume reactor. Anderzijds betekent een hoog droge stofgehalte ook dat het digestaat viskeuzer wordt en dus meer energie nodig is om dit te verpompen of te mengen. Om het meest optimale DS-gehalte van een installatie te bepalen, moet dus een afweging worden gemaakt tussen beide invloeden: wat is het hoogst mogelijke DS-gehalte zonder extra krachtige pompen en mengers te gebruiken. Ook de keuze van de inputsubstraten speelt een zeer belangrijke rol. Aangezien bij covergisting een minimum van 50% mest (welke meestal uit drijfmest bestaat) wordt geëist, is natte vergisting de meest aangewezen technologie. Ook de afbreekbaarheid van het droge stofgehalte heeft een grote invloed: hoe beter afbreekbaar, hoe groter de reductie zal zijn in droge stofgehalte van input naar digestaat. Ruwweg kunnen volgende ranges worden gehanteerd voor natte vergisters:

- DS < 6%: biologisch geen probleem, maar maximale belasting beperkt door lage biomassa
- 6% < DS < 15%: meest optimale range voor natte vergisting, zowel biologisch als technisch
- DS > 15%: biologisch geen probleem, maar digestaat mogelijk te viskeus om vlot te verpompen en/of mengen

Figuur 16 toont de variatie van het droge stofgehalte in de hoofd- en navergister(s) bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat de meeste installaties een

gemiddeld DS-gehalte hebben van 8 à 12% in de hoofdvergister. Dit is een mooi gemiddelde voor natte vergisters, waarbij het digestaat normaalgezien voldoende vloeibaar is om makkelijk te mengen en te verpompen, en waarbij toch voldoende biomassa aanwezig is om een hoge belasting mogelijk te maken. Twee installaties hebben een DS-gehalte < 6%. Deze installaties verwerkten dan ook zeer natte (co)substraten en zijn hierdoor beperkt in de maximale belasting. Het droge stofgehalte in de navergister lag bij nagenoeg alle installaties iets lager dan in de hoofdvergister. Dit is een verwachte vaststelling, aangezien de droge stof uit de hoofdvergister verder zal worden afgebroken in de navergister. De grote spreiding in het droge stofgehalte kan vooral verklaard worden door de variatie in de voedingsamenstelling gedurende het jaar.



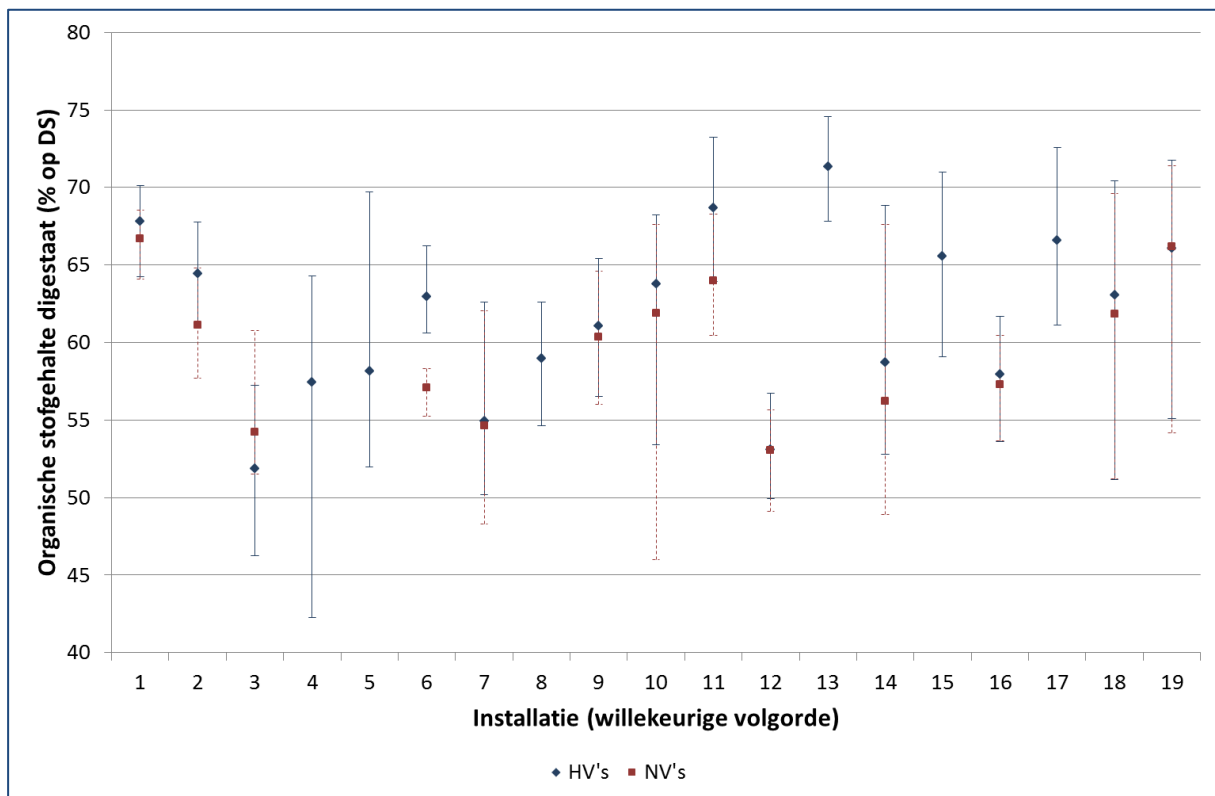
Figuur 16. Variatie van het droge stofgehalte in de hoofd- en navergisters bij 19 installaties

Organische stofgehalte

Het organische stofgehalte in een vergister wordt volledig bepaald door het organische stofgehalte van de inputmix en de afbreekbaarheid hiervan. Hoe beter een substraat omzetbaar is tot biogas, hoe groter de VS-reductie tijdens anaerobe vergisting zal zijn. Een laag VS-gehalte wijst er op dat er veel anorganisch materiaal (bv. zand) aanwezig is. Dit betekent dat er een hoger risico bestaat op het vormen van bezinklagen in de vergisters. Een hoog VS-gehalte wijst mogelijk op een lage afbreekbaarheid van de organische stof. Dit is bijvoorbeeld het geval indien veel vezelige substraten zoals gras worden vergist. Op zich is een hoog VS-gehalte in het digestaat geen probleem, al betekent dit wel dat het digestaat veel viskeuzer zal zijn dan een digestaat met gelijkwaardig DS-gehalte maar lager VS-gehalte. Een hoog VS-gehalte kan dus een extra belemmering betekenen om een reactor aan een hoog DS-gehalte te bedienen. Ruwweg kunnen volgende ranges worden gehanteerd voor natte vergisters:

- VS < 50%: laag VS-gehalte, risico op bezinklagen
- 50% < VS < 75%: goede range
- VS > 75%: biologisch geen probleem, maar risico op hogere viscositeit en dus beperking van het maximale DS-gehalte waarbij mengen en pompen mogelijk is

Figuur 17 toont de variatie van het organische stofgehalte in de hoofd- en navergister(s) bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat de meeste vergisters een gemiddeld VS-gehalte hebben van 55 à 65%. Dit ligt in een goede range, waarbij het risico op bezinklagen beperkt is en wijst ook op een voldoende afbraak van het organisch materiaal (het VS-gehalte in de input varieerde tussen 75 à 90%). Het organische stofgehalte in de navergister was nagenoeg bij alle installaties lager dan in de hoofdvergister. Dit is een verwachte vaststelling, aangezien de organische stof uit de hoofdvergister verder zal worden afgebroken in de navergister. De grote spreiding van het organische stofgehalte kan worden verklaard door de variatie van de voedingsamenstelling gedurende het jaar.

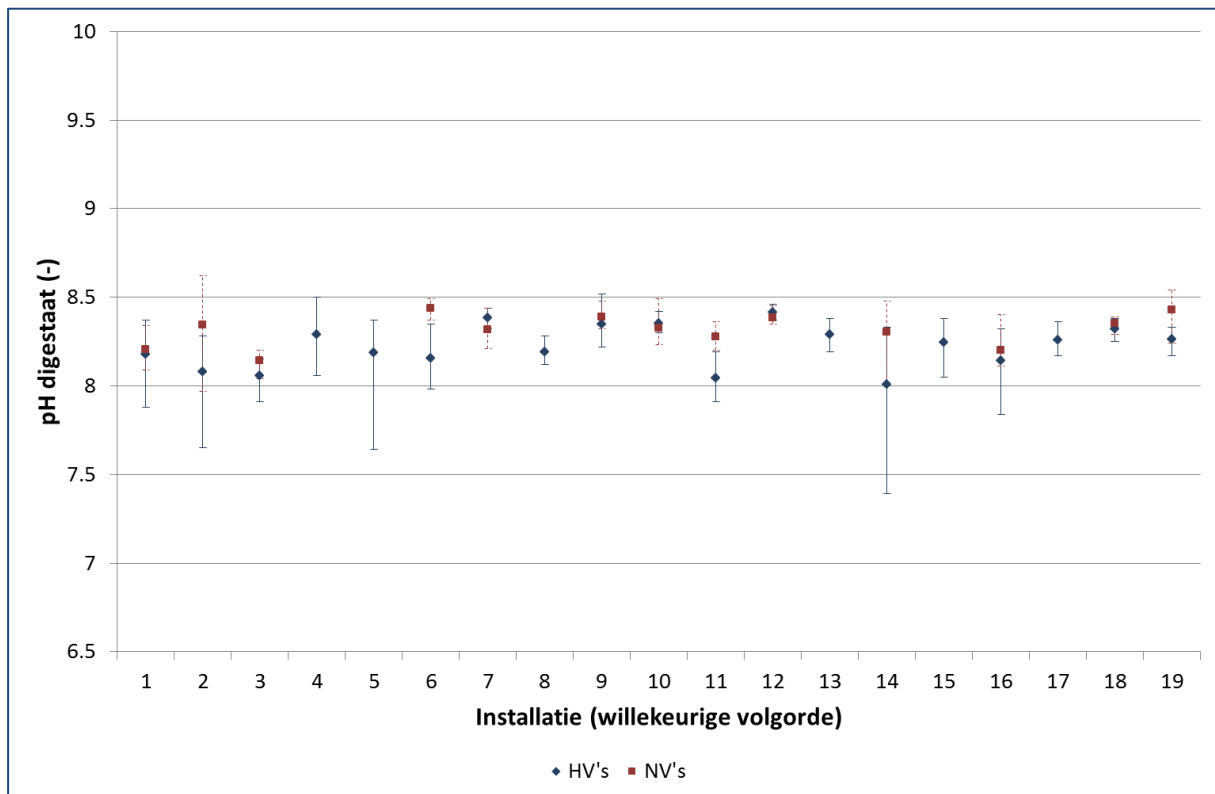


Figuur 17. Variatie van het organische stofgehalte in de hoofd- en navergisters bij 19 installaties

pH

De pH-waarde van het digestaat is een belangrijke parameter die snel een beeld geeft van de gezondheid van een vergister. De pH-waarde geeft een beeld van de zuurtegraad in de reactoren. De verschillende bacteriegroepen die instaan voor de omzetting van de input tot biogas hebben elk een optimale pH-range. Voor de hydrolyse en verzuring ligt deze pH lager dan voor de methanogene bacteriën. In het geval een installatie over een hydrolysetank beschikt, kan de pH voor beide bacteriegroepen afzonderlijk worden geoptimaliseerd, in het geval alle processen in dezelfde reactor plaatsvinden is dit niet het geval. De optimale pH bevindt zich tussen 7,5 en 8,5, al is dit afhankelijk van systeem tot systeem, en ook de analysemethode speelt een rol (bv. rechtstreekse meting of via waterig extract). Het is dan ook belangrijker om de ontwikkeling van deze parameter te evalueren, waarbij de pH gekend is op een moment waarbij de vergisting stabiel werkt. Een dalende pH is een indicatie dat de reactor aan het verzuren is. De snelheid waarmee de pH reageert op een verzuring, hangt dan weer af van de buffercapaciteit in de reactor (zie verder bij FOS/TAC). Een te hoge pH (> 9) verhoogt dan weer het risico op ammoniaktoxiciteit. Mits de aanschaf van een eenvoudig toestel kan de exploitant deze analyse zelf uitvoeren, wat deze parameter extra interessant maakt als opvolgingsparameter (goedkoop, snel resultaat en dus mogelijk om frequent te analyseren). Dergelijke analyse gebeurt best wel in combinatie met een FOS/TAC-bepaling, welke meestal met één en hetzelfde toestel kan worden uitgevoerd.

Figuur 18 toont de variatie van de pH in de hoofd- en navergister(s) bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat de gemiddelde pH-waarde bij alle vergisters zich op een waarde bevond tussen 8,0 en 8,5 (gemeten via waterig extract). Dit ligt mooi binnen de optimale range voor vergisting. De variatie op deze parameter is bij de meeste installaties zeer beperkt, wat een goed teken is en wijst op een stabiel proces. Bij drie installaties (2, 5 en 14 in onderstaande figuur) was de variatie wel hoger. Dit was te wijten aan een tijdelijke verstoring van het vergistingsproces (verzuring), waardoor de pH daalde tot $\pm 7,5$.



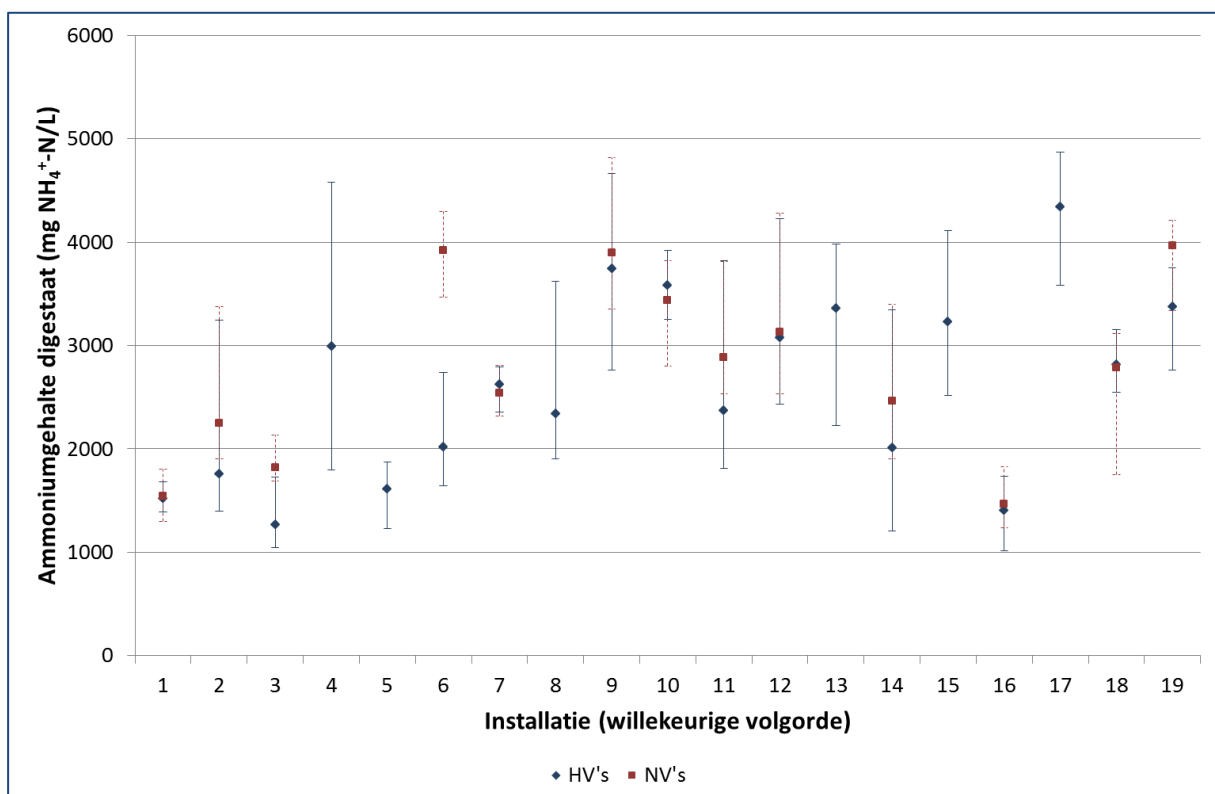
Figuur 18. Variatie van de pH in de hoofd- en navergisters bij 19 installaties

Ammoniumgehalte

Het ammoniumgehalte van het digestaat speelt een zeer grote rol bij de stabiliteit van het vergistingsproces. Het ammonium dat wordt gemeten bij vergisting is afhankelijk van het stikstofgehalte van de inputmix en de mate waarin deze stikstof wordt omgezet tot ammonium tijdens de anaerobe afbraak. Een te laag ammoniumgehalte is ongewenst, aangezien dit kan leiden tot een beperking van de groei van de anaerobe bacteriën en dus een beperking van de activiteit in een vergister. Daarnaast betekent een te laag ammoniumgehalte ook een verminderde bufferwerking, waardoor het proces gevoeliger wordt aan storingen (en de pH sneller een te hoge waarde zal bereiken wanneer zuren worden gevormd). Een te hoog ammoniumgehalte betekent dan weer een hoger risico op ammoniaktoxiciteit. Hierbij speelt ook de temperatuur een belangrijke rol: hoe hoger de temperatuur, hoe meer het $\text{NH}_4^+ \rightleftharpoons \text{NH}_3$ evenwicht zal verschuiven in de richting van het toxische ammoniak. Ook de pH heeft een vergelijkbaar effect: een hoge pH verhoogt het risico op ammoniaktoxiciteit. Aangezien de pH weinig gestuurd kan worden (optimum bij ± 8), is vooral de temperatuur belangrijk om bij te sturen afhankelijk van het ammoniumgehalte. Bij thermofiele vergisting ($\pm 52^\circ\text{C}$) stijgt het ammoniumgehalte best niet boven 1 800 mg/kg, terwijl dit bij mesofiele vergisting ($\pm 37^\circ\text{C}$) mag stijgen tot 3 000 mg/kg of meer. Ook de organische belasting van een vergister speelt een rol: hoe hoger de belasting, hoe gevoeliger het systeem zal zijn aan een hoog ammoniumgehalte. Een regelmatige analyse (maandelijks tot wekelijks afhankelijk van de variatie in voedingsamenstelling) van het

ammoniumgehalte in de vergisters helpt een exploitant om de meest optimale temperatuur te bepalen, en kan voorkomen dat een reactor overkop gaat door ammoniaktoxiciteit.

Figuur 19 toont de variatie van het ammoniumgehalte in de hoofd- en navergister(s) bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur blijkt dat het gemiddelde ammoniumgehalte heel sterk verschilt tussen de verschillende installaties. Een zestal installaties hebben een ammoniumgehalte dat gemiddeld lager is dan 2 000 mg/L. De helft van deze installaties werden thermofiel bedreven. De andere drie installaties zouden in principe ook kunnen overschakelen op thermofiele vergisting om een iets hoger rendement te verkrijgen, al is het dan wel zeer belangrijk het ammoniumgehalte goed te blijven monitoren. Een installatie heeft tijdens Fase II van dit project de temperatuur in de vergisters verhoogd van mesofiel naar thermofiel. Op het moment van deze beslissing bedroeg het ammoniumgehalte < 2 000 mg/L, wat deze beslissing dus rechtvaardigde. Tijdens de temperatuurverhoging steeg het ammoniumgehalte echter tot > 3 000 mg/L, en kwam de vergister terecht in een onstabiele periode waarin de belasting sterk moest worden gereduceerd en er dus minder biogas kon worden geproduceerd. Ook bij heel wat andere installaties valt op dat het ammoniumgehalte zeer sterk varieert in de periode van één jaar. Dit komt vooral door de wisselende voedingssamenstelling. Wanneer vaak nieuwe producten worden gevoed, is het dan ook belangrijk om het ammoniumgehalte goed op te volgen. Aangezien toch heel wat installaties een ammoniumgehalte hadden dat > 3 000 mg/L bedraagt, is het risico op ammoniaktoxiciteit en dus instabiliteit nooit veraf. Een goede monitoring van deze parameter kan een exploitant helpen om te evalueren of een nieuw product al dan niet geschikt is. Zo kan een droog, eiwitrijk product bv. heel interessant lijken wat biogaspotentieel betreft, maar door de invloed op het ammoniumgehalte toch een negatief effect hebben op de langere termijn.



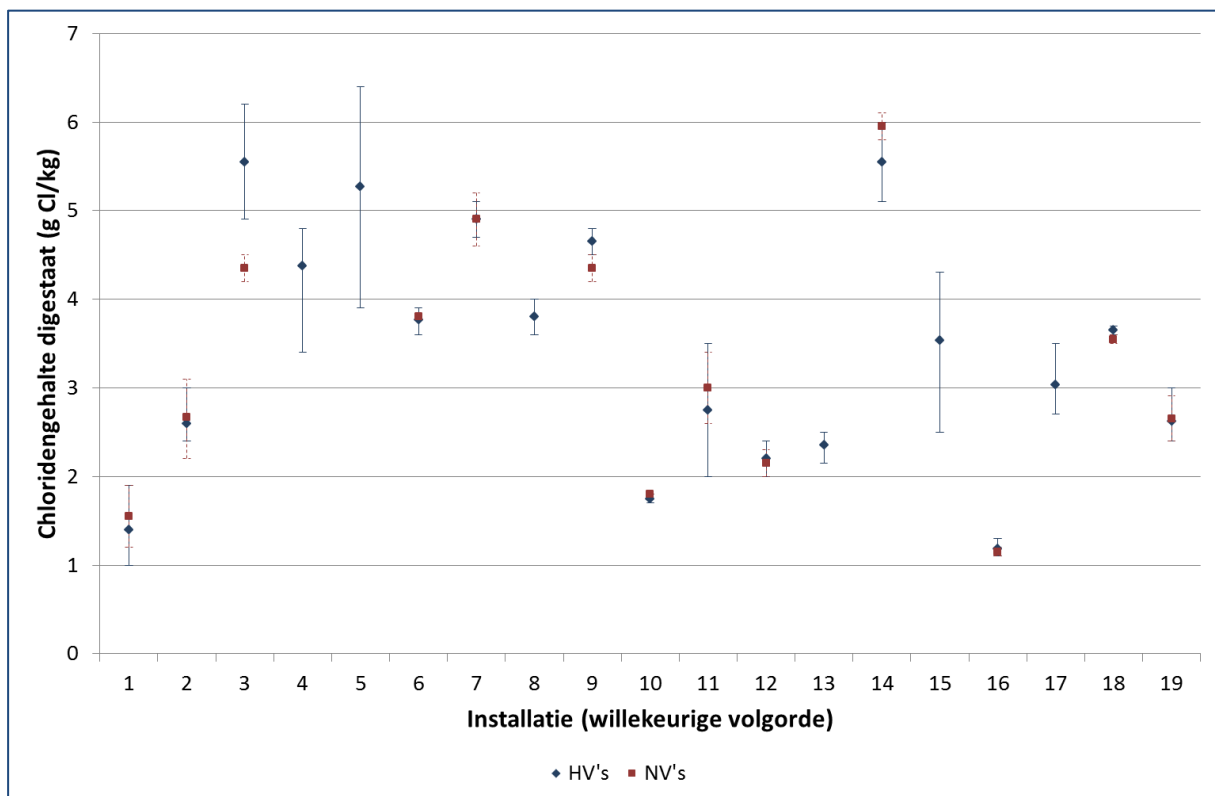
Figuur 19. Variatie van het ammoniumgehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties

Chloridengehalte

Chloriden kunnen een negatief effect uitoefenen op anaerobe vergisting door het verlagen van de celactiviteit. De toxische waarde waarbij de microbiologie hinder ondervindt van een te hoog chloridengehalte zal

verschillen van reactor tot reactor. Ook is het mogelijk dat de bacteriën zich adapteren aan hogere chloridengehalten waardoor zelfs bij zeer hoge waarden toch stabiel gewerkt kan worden. Voor natte vergisters (5-10% DS) wordt geadviseerd het chloridengehalte niet boven 7 g Cl/kg digestaat te laten uitkomen. Indien droger wordt gewerkt, zal deze maximumwaarde lager liggen. De meeste inputsubstraten bevatten te weinig chloriden om problemen te veroorzaken tijdens anaerobe vergisting, al zijn er wel enkele types substraten met een verhoogd risico. Glycerine afkomstig uit de biodieselindustrie kan afhankelijk van de zuiverheid zeer hoge concentraties Cl bevatten. Ook restaurantafval en graanafval kan hogere gehalten bevatten, net als bepaalde types slib (waar bv. FeCl_3 aan werd toegevoegd om de ontwaterbaarheid te verhogen). Tenzij bekend is (of het vermoeden bestaat) dat een bepaald substraat een hoog chloridengehalte heeft, kan een analyse van de chloriden in het digestaat beperkt blijven tot enkele malen per jaar. Het meten van de geleidbaarheid (goedkopere analyse dan chloridengehalte die een beeld geeft van het totale zoutgehalte) kan gebruikt worden als eerste indicatie om te beslissen of een chloridenanalyse noodzakelijk is.

Figuur 20 toont de variatie van het ammoniumgehalte in de hoofd- en navergister(s) bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur blijkt dat er vrij veel spreiding zit op het chloridengehalte bij de verschillende installaties. Bij enkele installaties varieert het chloridengehalte ook sterk in de loop van een jaar. Aangezien het chloridengehalte sterk inputgebonden is, is dit dan ook de voornaamste oorzaak van deze grote variatie. Gezien alle bestudeerde installaties natte vergisting hebben, mag op basis van onderstaande analyses besloten dat geen enkele installatie af te rekenen had met chloridentoxiciteit.



Figuur 20. Variatie van het chloridengehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties

FOS/TAC-verhouding

Het FOS/TAC-gehalte van een reactor geeft de verhouding weer tussen de totale vetzuren (FOS) en de totale alkaliniteit of buffercapaciteit (TAC). Deze gehalten en de verhouding tussen beide leveren waardevolle informatie op om de processtabiliteit van de vergisting te beoordelen.

De buffercapaciteit (TAC) speelt een zeer belangrijke rol om de pH van het systeem stabiel te houden. Bij anaerobe vergisting dragen carbonaat (CaCO_3) en ammonium (NH_4^+) het meeste bij aan de bufferende werking van het systeem, al kunnen ook andere buffersystemen een rol spelen. De TAC-waarde wordt uitgedrukt als mg CaCO_3 -equivalent per kg digestaat. Een goed gebufferd systeem heeft een TAC-waarde $> 10\,000$ mg/kg.

De vluchtige organische zuren (FOS) zijn het intermediair tussen onafgebroken inputsubstraten en het uiteindelijke biogas. Een hoog gehalte aan organische zuren wijst er op dat de methanogene bacteriën onvoldoende in staat zijn deze intermediaire vetzuren om te zetten in biogas en dus op één of andere manier geremd zijn. De FOS-waarde wordt uitgedrukt als mg azijnzuurequivalent per kg digestaat. Deze waarde bedraagt best niet meer dan $3\,000$ à $4\,000$ mg/kg.

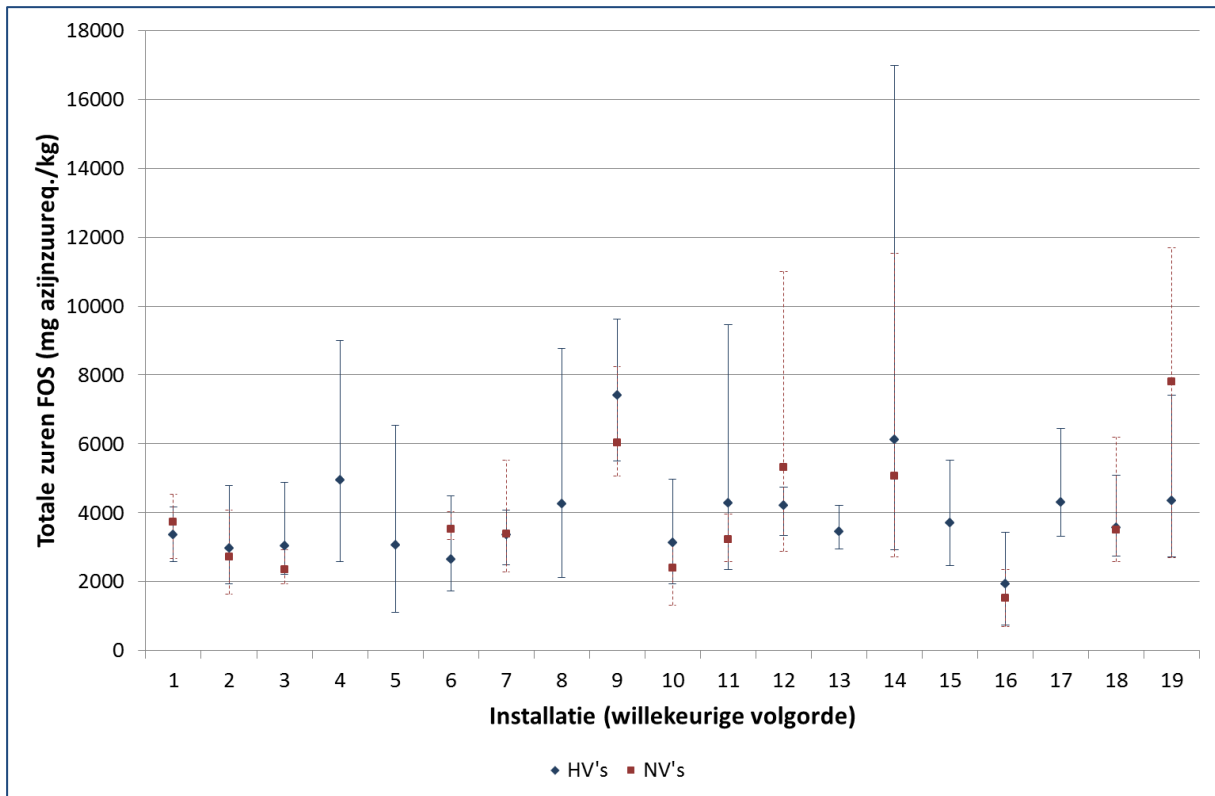
De verhouding tussen beide parameters geeft aan hoe stabiel een proces is. De kritische waarde van deze verhouding zal van installatie tot installatie verschillen, maar algemeen mag worden aangenomen dat deze best niet groter wordt dan $0,3$. Een te hoge FOS/TAC-waarde wijst er namelijk op dat de bufferwerking van het systeem niet meer zal volstaan om de stijgende vetzuren te counteren en een pH-daling dus onvermijdelijk is.

Net als bij de pH-meting zijn er eenvoudige toestellen op de markt waarmee een exploitant zelf de FOS/TAC-verhouding van het digestaat kan analyseren (via titratie). Door de eenvoud van deze analyse is dit een ideale parameter om de stabiliteit van het systeem frequent te beoordelen.

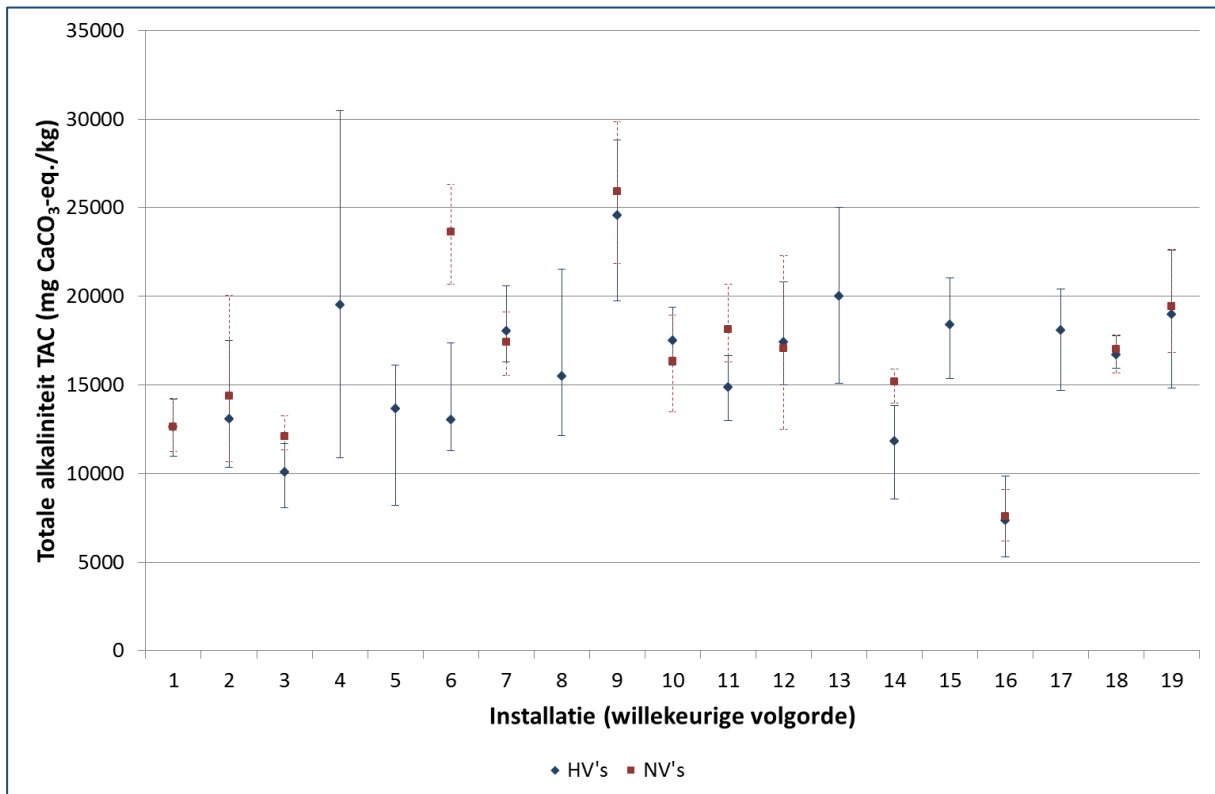
Figuur 21 toont de variatie van het FOS-gehalte in de hoofd- en navergister(s) bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur blijkt dat het gemiddelde FOS-gehalte bij de meeste installaties de richtinggevende maximumwaarde van $4\,000$ mg/kg niet of slechts lichtjes overschreed. Wel vertonen heel wat installaties een grote spreiding op dit cijfer. Dit was vooral te wijten aan een verzuring van het proces omwille van ongunstige biologische omstandigheden (zoals overvoeding, te hoog ammoniumgehalte, H_2S -toxiciteit...).

Figuur 22 toont de variatie van het TAC-gehalte in de hoofd- en navergister(s) bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat de richtinggevende minimumwaarde van $10\,000$ mg/kg slechts zelden niet werd gehaald bij de gevolgde installaties, wat een goed teken is. Het feit dat de TAC-waarde zelfs meestal wat aan de hoge kant is, kan in de meeste gevallen worden verklaard door het hoge ammoniumgehalte, wat een belangrijke bijdrage levert aan de totale buffercapaciteit van het vergistingsproces. De variaties die per installatie worden vastgesteld, komen dan meestal ook overeen met de spreiding in ammoniumgehalte.

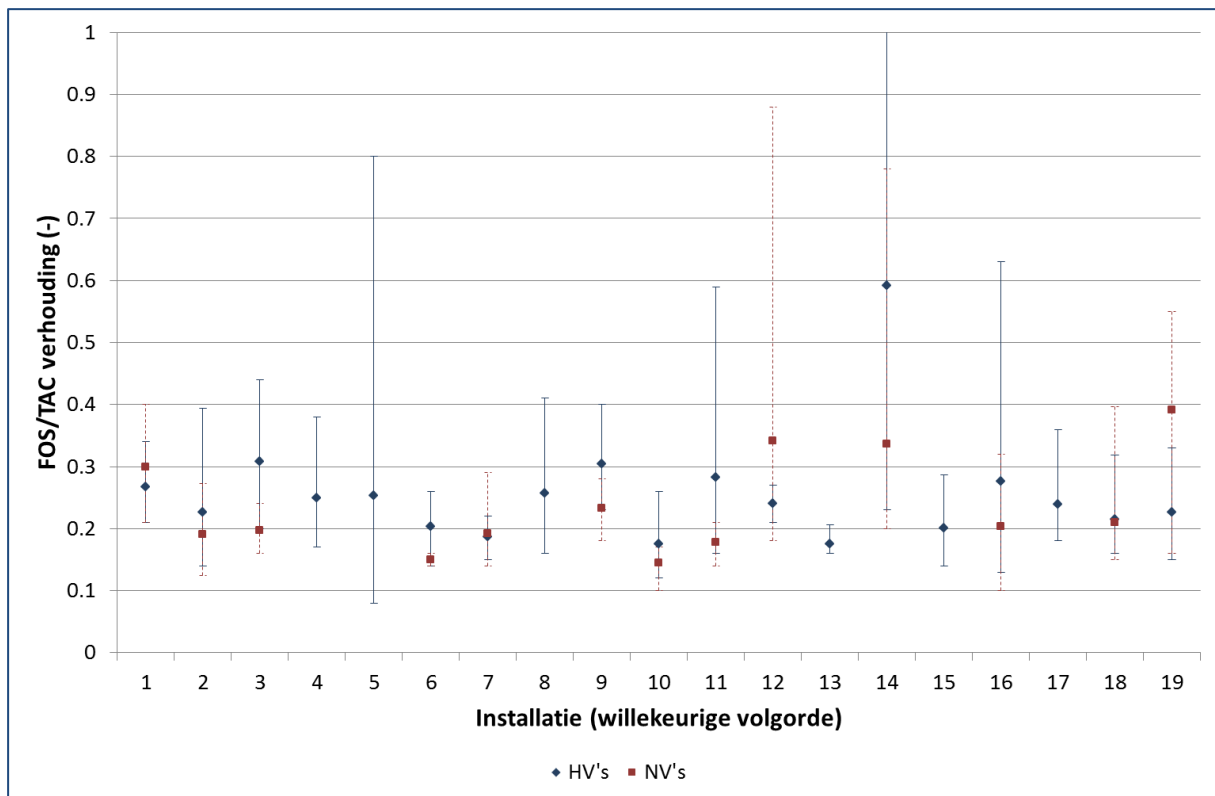
Figuur 23 toont de variatie van de FOS/TAC-verhouding in de hoofd- en navergister(s) bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat de streefwaarde van $0,3$ slechts zelden werd overschreden, wat aangeeft dat de meeste installaties over een vrij stabiel systeem beschikten gedurende de meeste tijd van het jaar. Bij enkele installaties (5, 11, 12, 14, 16, 19) overschreed de FOS/TAC-verhouding de waarde van $0,5$, wat wijst op een proces dat uit balans is (de bufferwerking is onvoldoende in staat om de gevormde vetzuren te counteren, waardoor een pH-daling het gevolg zal zijn indien deze toestand te lang aanhoudt).



Figuur 21. Variatie van het FOS-gehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties



Figuur 22. Variatie van het TAC-gehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties



Figuur 23. Variatie van het FOS/TAC-gehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties

Vluchtige vetzuren

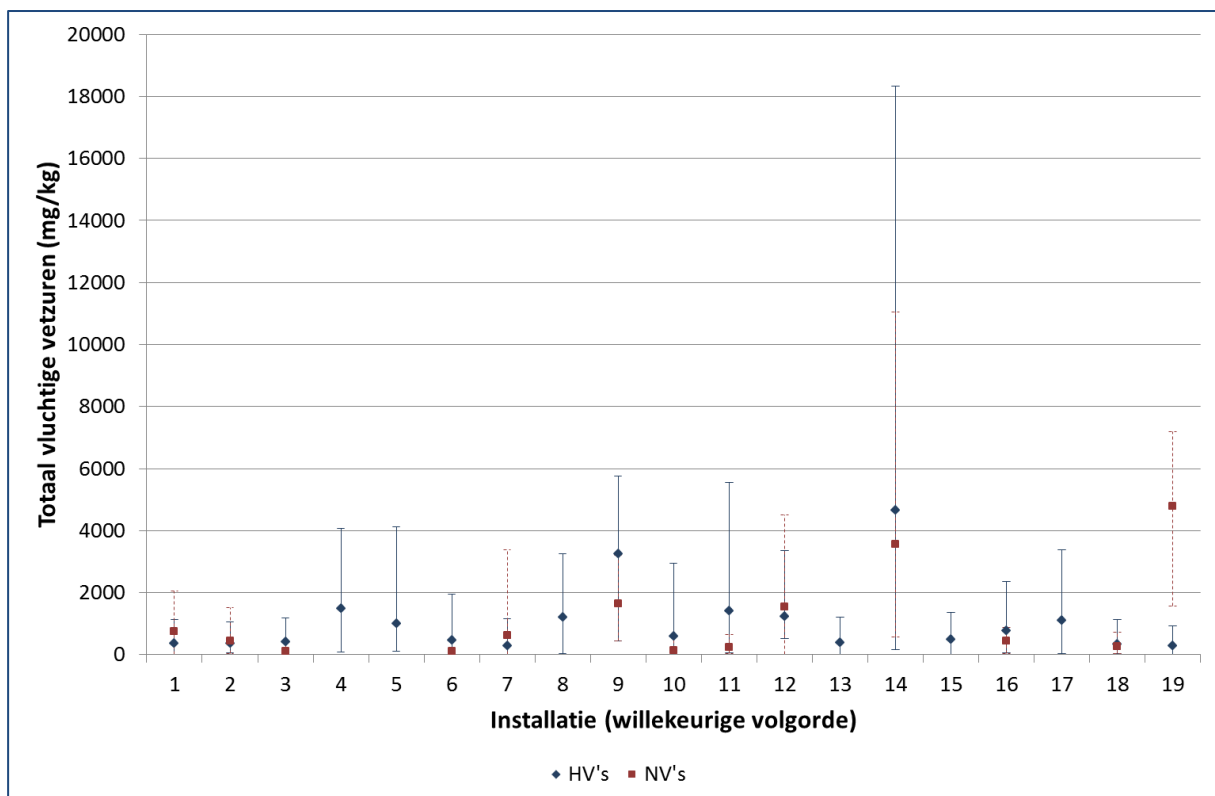
Bij de FOS/TAC-verhouding worden de totale organische zuren als één geheel geanalyseerd via titratie. Dit geeft een goede indicatie van de totale hoeveelheid zuren, maar biedt weinig inzicht in de oorzaak van deze vetzuren. Door de vluchtige vetzuren te bepalen via GC wordt een spectrum verkregen waardoor kan worden nagegaan wat de oorzaak van deze vetzuren is. Wanneer de vetzuren vooral uit azijnzuur bestaan, wijst dit er op dat de verzuringfase te snel verliep en de methaanvormende bacteriën niet (voldoende) in staat waren om het gevormde azijnzuur om te zetten tot biogas. Dit kan het gevolg zijn van een overvoeding of een te snelle stijging van de organische belasting, en kan doorgaans makkelijk worden verholpen door de voeding tijdelijk te verlagen. Wanneer er vooral hogere vetzuren aanwezig zijn, is ook de verzuring vertraagd en moet het probleem eerder worden gezocht in een tekort aan bepaalde elementen (bv. micro- en macronutriënten) of de aanwezigheid van toxische componenten (bv. NH_3 , antibiotica...).

Zolang de vluchtige vetzuren lager zijn dan 1 000 à 1 500 mg/kg mag het proces als stabiel worden beschouwd. Vanaf 2 000 mg/kg is het aangewezen het spectrum nader te bestuderen om na te gaan of dit vooral azijnzuur of de hogere vetzuren zijn. Een totaal gehalte > 4 000 mg/kg wijst op een ernstige storing van het proces en snelle actie is in dit geval noodzakelijk om te vermijden dat het proces over de kop gaat. Een azijnzuurgehalte van 1 000 à 2 000 mg/kg kan meestal makkelijk worden verholpen door een verlaagde voeding, terwijl een propionzuurgehalte van > 500 mg/kg vaker al moeilijker te herstellen zal zijn. De hogere vetzuren (boterzuur, valeriaanzuur, capronzuur) blijven best < 100 mg/kg.

Figuur 24 toont de variatie van het vluchtige vetzurengehalte in de hoofd- en navergister(s) bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat gemiddeld genomen het vetzuurgehalte bij de meeste installaties < 2 000 mg/kg was, wat nog als een 'veilige' waarde mag worden beschouwd. Een drietal installaties hadden gemiddeld > 3 000 mg vetzuren per kg digestaat, waaruit mag worden besloten dat deze (tijdelijk) minder stabiel werkten. Vooral bij installatie 14 werden zeer hoge

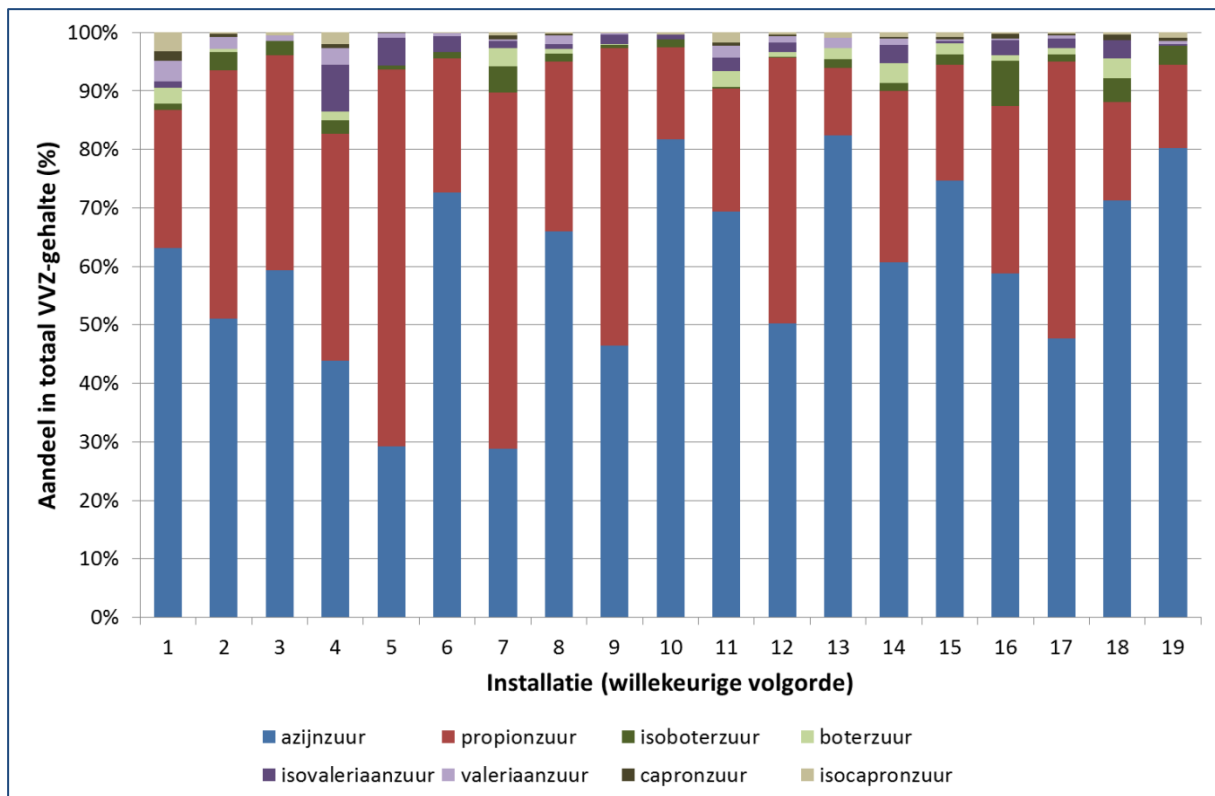
gehalten aan vetzuren geregistreerd. Deze installatie is dan ook over de kop gegaan tijdens Fase II van deze studie, ten gevolge van een te hoog ammoniumgehalte bij thermofiele werking.

Bij de meeste installaties is de spreiding van deze parameter eerder beperkt, wat een goed teken is en wijst op een vrij stabiel proces. De installaties waar de spreiding groter was, hebben allen te maken gehad met een periode van biologische instabiliteit. Bij nagenoeg alle installaties waren de vetzuren lager in de navergister dan in de hoofdvergister. Dit is conform de verwachting, aangezien in de navergister de vetzuren verder afgebroken worden tot biogas. Alleen bij installatie 19 waren de vetzuren beduidend hoger in de navergister. Dit komt doordat het digestaat wordt gehygiëniseerd voordat het in de navergister terechtkomt. Hierdoor worden een deel van de methanogene bacteriën gedood, wat enerzijds zorgt voor een stijging van de vetzuren door hun afbraak, maar anderzijds ook dat de nog resterende populatie bacteriën te klein is om deze vetzuren efficiënt om te zetten tot biogas.



Figuur 24. Variatie van het vluchtige vetzurengehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties

Figuur 25 toont de variatie van het vetzuurspectrum bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat bij de meeste installaties voornamelijk azijnzuur voorkomt (30-80% van alle vetzuren). Bij heel wat installaties echter maakt propionzuur ook tot 60% van de vetzuren uit, wat erop wijst dat de bacteriën op een of andere wijze geremd worden. In de meeste gevallen was dit te wijten aan een te hoog ammoniumgehalte. Het aandeel van de hogere vetzuren in het totale spectrum was bij de meeste installaties zeer beperkt.

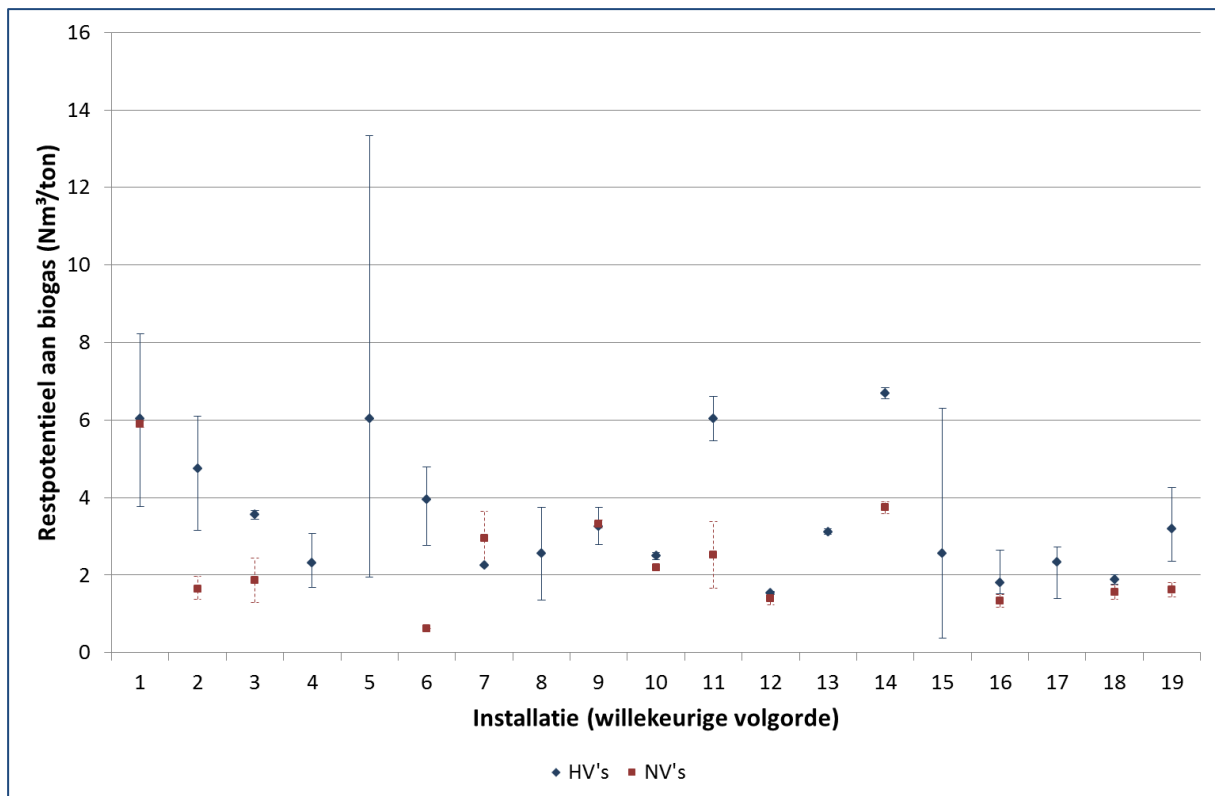


Figuur 25. Variatie van het vetzuurspectrum bij 19 installaties

Restpotentieel biogas

Het bepalen van het restpotentieel aan biogas van het digestaat geeft interessante informatie om te bepalen of de vergister voldoende in staat was de inputsubstraten om te zetten tot biogas. Hoe lager het restpotentieel, hoe minder biogas verloren gaat via de digestaatafzet. Dit is niet alleen economisch interessant (weinig verlies van biogaspotentieel uit de inputsubstraten), maar een lage methaanuitstoot tijdens de opslag, transport of uitrijden van het digestaat is ook beter voor de uitstoot van broeikasgassen en betekent ook een lager veiligheidsrisico. Het restpotentieel van het biogas kan ook worden aangewend om het nut van de navergister te evalueren. Indien het restpotentieel van het digestaat vóór en na de navergister amper verschilt, betekent dit dat slechts weinig tot geen extra biogas wordt geproduceerd in de navergister. Dit laat in principe toe om de organische belasting van de hoofdvergister te verhogen (indien de overige procesparameters dergelijke belastingstijging toelaten), of om de navergister extra te voeden met snel afbreekbaar materiaal.

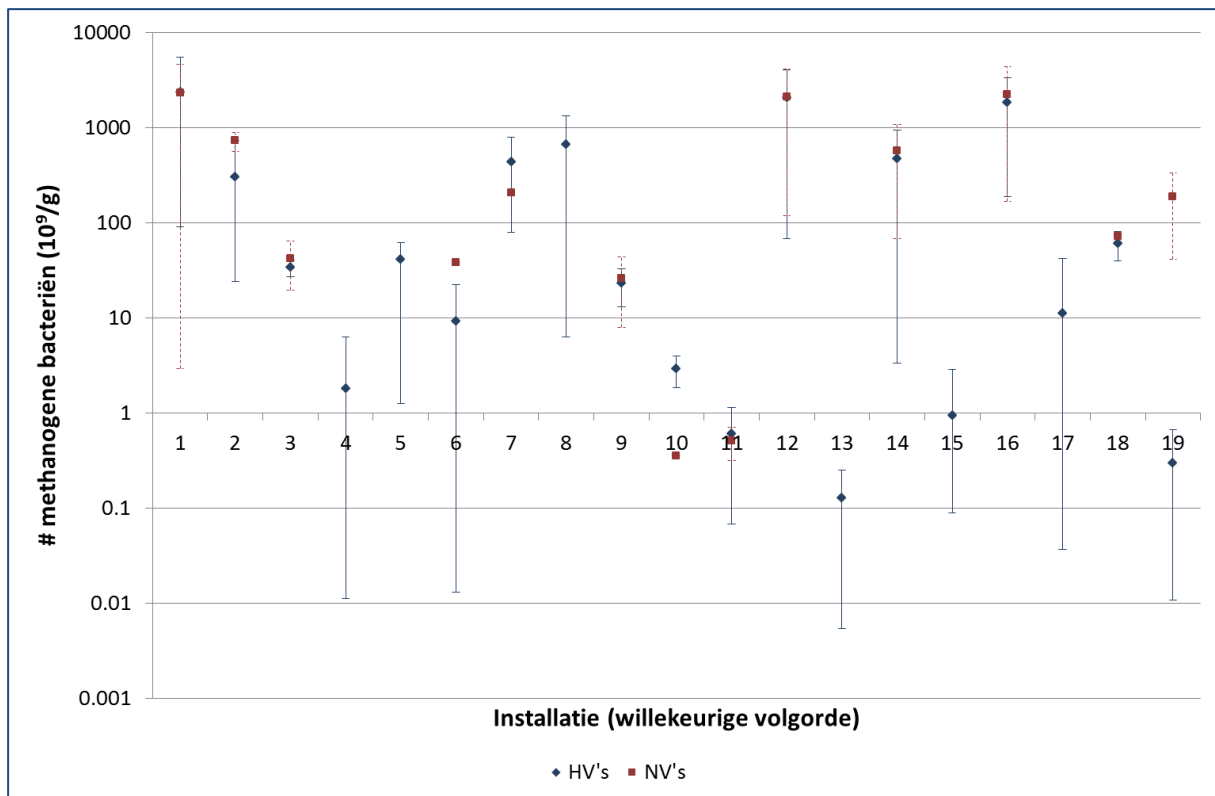
Figuur 26 toont de variatie van het restpotentieel bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat het restpotentieel bij de meeste installaties < 4 Nm³/ton bedraagt, wat vrij laag is en dus betekent dat het gros van het biogas effectief vrijkomt in de reactoren en niet verloren gaat met het digestaat. Uit de figuur volgt ook dat het restpotentieel van de navergister bijna steeds lager was dan het restpotentieel van de hoofdvergister. Aangezien een deel van het restpotentieel van de hoofdvergister zal worden vrijgesteld in de navergister, is dit een verwachte vaststelling. Bij sommige installaties was er amper verschil tussen het restpotentieel van de hoofdvergister en de navergister. Hierbij kan de bedenking worden gemaakt of een navergister wel zinvol is. Op basis van deze cijfers blijkt de navergister immers amper een bijdrage te leveren tot de totale biogasproductie. Een verhoging van de organische belasting of het voeden van de navergister kan in dat geval de efficiëntie van de installatie verhogen. Bij de meeste installaties is de variatie op het restpotentieel vrij laag, wat goed is en wijst op een stabiel proces. Bij installatie 5 werd wel een zeer grote variatie waargenomen. Dit komt doordat een monster werd genomen op een moment waarop de reactor was overvoerd (en dus tijdens een onstabiele fase in het proces). Dit betekent ook dat tijdens deze onstabiele periode nog heel wat biogas onbenut via het digestaat verloren ging.



Figuur 26. Variatie van het restpotentieel van het digestaat bij 19 installaties

Aantal methanogene bacteriën

Tot slot werd tijdens dit project ook het aantal methanogene bacteriën bepaald van de hoofd- en navergisters. Het zijn deze bacteriën die instaan voor de productie van methaan, en een kennis van de hoeveelheid methanogenen kan dus belangrijke informatie opleveren over de toestand van een installatie. Figuur 27 toont de variatie van het aantal methanogene bacteriën bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat het aantal methanogenen zeer sterk verschilt tussen de verschillende installaties (tot een factor 1000!), en dat verschillen binnen dezelfde installatie ook kunnen oplopen tot een factor > 100. Er kon geen correlatie worden gevonden tussen het aantal methanogenen en de organische belasting of biogasproductiviteit van een installatie. Wel leken de thermofiele installaties (1, 14 en 16 in onderstaande figuur) een hoger aantal methanogenen te hebben, al waren er ook mesofiele installaties met een gelijkwaardig aantal methanogenen. De belangrijkste oorzaak voor deze variatie moet gezocht worden in de analysemethode. Hiervoor wordt slechts één gram digestaat gebruikt, wat vrij weinig is gezien de heterogeniteit van de meeste digestaatmonsters. Om een correct beeld te krijgen van de hoeveelheid methanogenen zou dus op regelmatige basis dergelijke analyse moeten uitgevoerd worden. Gezien de nog hoge kostprijs van dergelijke analyse, is dit geen voor de hand liggende parameter om de 'gezondheid' van het vergistingsproces te evalueren.



Figuur 27. Variatie in aantal methanogenen in hoofd- en navergristers bij 19 installaties.

3.3.7. Automatisatiegraad

Uit Fase I van deze studie bleek reeds dat naarmate het elektrisch vermogen groter is, ook de mate van automatisering toeneemt. Meestal vertaalt zich dat ook in een betere procesopvolging doordat meer parameters worden bijgehouden en er ook meer mogelijkheden zijn om deze parameters grafisch weer te geven. Parameters die eenvoudig gelogd kunnen worden zijn o.a. de temperatuur in de vergisters, het vullingspercentage van de vergisters en opslagtanks, het energieverbruik van de mixers (om bv. de viscositeit van het digestaat te beoordelen), de werktijd van de verschillende onderdelen, het debiet of doorzet van de voedingssystemen, het biogasdebiet, de elektriciteitsproductie, de biogassamenstelling... Samen met de digestaanalyses vormen deze werkingsparameters een belangrijk hulpmiddel voor de exploitant om de status van de installatie te beoordelen. Dit kan nog verder worden geautomatiseerd door bv. dagelijks of wekelijks een overzicht te genereren met daarop het verloop van de gelogde parameters (bij voorkeur in grafiekvorm zodat snel trends detecteerbaar zijn). Tijdens Fase II bleek dat de exploitanten die over een meer doorgedreven vorm van automatisering beschikten, een beter beeld hadden van het vergistingsproces en ook meer inzicht in het proces hadden.

3.3.8. Conclusies en aanbevelingen

De temperatuur is een zeer belangrijke procesparameter waarbij geldt dat een hogere temperatuur (thermofiel; $\pm 52^{\circ}\text{C}$) aanleiding geeft tot een efficiënter proces dan een lagere temperatuur (mesofiel; $\pm 37^{\circ}\text{C}$), op voorwaarde dat dit niet leidt tot ammoniaktoxiciteit. De meest optimale temperatuur zal door de exploitant zelf proefondervindelijk moeten worden vastgesteld door deze zo hoog mogelijk te kiezen waarbij geen negatief effect op de verschillende procesparameters wordt vastgesteld. Indien een exploitant beslist om van mesofiele vergisting over te schakelen op thermofiele vergisting, dient deze temperatuurverhoging zeer geleidelijk gebeuren (en niet abrupt). Dit omdat in beide temperatuurgebieden andere bacteriegroepen dominant zullen zijn. Een temperatuurverhoging houdt dus ook een verandering van de bacteriepopulaties in,

waardoor een te snelle stijging zal leiden tot een onevenwicht tussen de bacteriën met procesinstabiliteit tot gevolg. Bij deze temperatuursverhoging geniet het ook de aanbeveling om het proces (bemonstering van de vergister) intenser op te volgen. Vooral de ontwikkeling van het ammoniumgehalte is hier belangrijk, aangezien ammoniaktoxiciteit sneller optreedt bij hogere temperaturen. Indien dit ammoniumgehalte stijgt, kan het noodzakelijk zijn om de temperatuurverhoging teniet te doen en terug op mesofiele bedrijfsvoering over te schakelen. Ook het vetzuurgehalte is een belangrijke parameter om in het oog te houden, aangezien een stijging van de vetzuren erop wijst dat het proces minder optimaal verloopt. Indien vetzuren optreden tijdens de temperatuurverhoging terwijl het ammoniumgehalte laag genoeg is om thermofiel te werken, kan dit een indicatie zijn dat de temperatuurstijging te snel gaat.

De minimale verblijftijd dient te liggen op 20 à 30 dagen, om te vermijden dat substraten onvolledig vergist de reactoren verlaten en duur betaald biogaspotentieel dus via het digestaat verloren gaat. Deze minimale waarde werd bij geen enkele van de 19 beschouwde installaties overschreden en er mag dan ook besloten worden dat de verblijftijd geen belemmerende rol heeft gespeeld bij de werking van deze installaties. Wat wel opviel (en een bevestiging is van de trend die ook in Fase I van deze studie werd waargenomen), is dat naargelang een installatie groter of industriëler van aard is, de verblijftijd afneemt. Dit betekent dat grotere installaties optimaler gebruikmaken van het beschikbare reactorvolume.

De biologische belasting – uitgedrukt als de hoeveelheid organische stof die per dag aan 1 m³ reactor wordt gevoed – kwantificeert de arbeidsprestatie die bacteriën moeten leveren in een vergister. Hoe hoger deze organische stofbelasting is, hoe efficiënter het reactorvolume benut zal worden, maar dit betekent ook dat het proces storingsgevoeliger zal worden (te hoog zwavel- of stikstofgehalte, tekorten aan bepaalde elementen...). Het is daarom ook belangrijk dat verschillende procesparameters (pH, NH₄⁺-N, vetzuren, biogaskwaliteit) regelmatig worden geanalyseerd bij hogere belastingen zodat onstabiele procesparameters vermeden kunnen worden. De meeste installaties opereerden bij een organische stofbelasting waarbij het risico op processtorings beperkt was, al waren hier wel enkele uitzonderingen op. De hoogste belastingen werden opgetekend bij de grootste installaties, welke ook meestal over een meer frequentere procescontrole beschikken dan de kleinere installaties.

De biogasproductiviteit – uitgedrukt als hoeveelheid biogas die per m³ reactor en per dag wordt geproduceerd – geeft net als de biologische belasting een beeld van de arbeidsprestatie die de bacteriën leveren. Deze factor wordt bepaald door de organische stofbelasting, door de afbreekbaarheid van deze organische stof en door de algemene ‘gezondheid’ van de bacteriën. Net als bij de biologische belasting betekent een hoge biogasproductiviteit dat het reactorvolume efficiënter benut wordt, maar eveneens dat het proces gevoeliger wordt voor storings (te hoog zwavel- of stikstofgehalte, tekorten aan bepaalde nutriënten...). Een nauwgezette procesopvolging is dan ook onontbeerlijk indien de vergister een hoge biogasproductiviteit heeft. Een hoge biogasproductiviteit werd echter bij zeer weinig installaties opgetekend, en de gemiddelde biogasproductiviteit is zelfs nog gedaald ten opzichte van Fase I. De mindere kwaliteit van de cosubstraten (lager biogaspotentieel) ten gevolge van de hoge kostprijs en lagere beschikbaarheid is hiervoor de voornaamste oorzaak.

Bij het aansturen van de voeding is het belangrijk dat dit zo continu mogelijk gebeurt (bij voorkeur 7/7 en 24/24). Dit is de beste garantie op een stabiel proces. Ook een correcte meting van de gevoede hoeveelheden is uitermate belangrijk om de werking van het proces te kunnen evalueren. Bij de meeste installaties is het voeden van de reactoren volledig geautomatiseerd (alleen het vullen van de vaste substraatvoorraad moet eventueel nog manueel gebeuren), wat een goede zaak is aangezien dit een forse besparing van de arbeidslast inhoudt. Een goed alarmsysteem waarbij onregelmatigheden onmiddellijk worden gemeld is hierbij wel onontbeerlijk, gezien alles staat of valt met een goede en correcte voeding. Dit was bij nagenoeg alle installaties van Fase II voldoende het geval. De meeste installaties bepalen de voedingshoeveelheid op basis van de biogas- of elektriciteitsproductie, wat een goed uitgangspunt is. Even belangrijk is echter om de

verschillende procesparameters regelmatig te analyseren en evalueren. Indien deze wijzen op een onstabiel proces, zal de voedingshoeveelheid en/of –samenstelling aangepast moeten worden.

Het maximale droge stofgehalte dat een vergister aankan, wordt vooral bepaald door het vermogen van de aanwezige pompen en mengers. Zolang dit niet tot problemen leidt bij mengen of pompen, wordt best gestreefd naar een zo hoog mogelijk DS-gehalte van het digestaat. Een hoog DS-gehalte betekent namelijk dat meer biomassa aanwezig is per volume-eenheid, en dus dat een hogere belasting kan worden aangehouden. Een te hoog DS-gehalte kan dan weer leiden tot het verstopping van pompleidingen en zorgen voor een hoger energieverbruik van de mengsystemen.

Het organische stofgehalte in een vergister is enerzijds afkomstig van de actieve biomassa (anaerobe bacteriën), maar bestaat anderzijds ook uit nog onafgebroken inputmateriaal. Een zeer laag VS-gehalte (< 50%) in de reactoren betekent dat de droge stof voor een groot deel uit anorganisch materiaal zoals zand bestaat. Dit verhoogt het risico op de vorming van bezinklagen. Een zeer hoog VS-gehalte (> 75% maar zeer sterk substraatafhankelijk) wijst dan mogelijk weer op een beperkte afbreekbaarheid van de input en zal ook een impact hebben op de viscositeit van het digestaat (en dus op de verpompbaarheid en mengbaarheid).

De pH of zuurtegraad van het digestaat is een belangrijke opvolgingsparameter en ligt best tussen een waarde van 7 en 9 (al kan de optimale waarde afwijken van installatie tot installatie en speelt ook de analysemethode een rol). Belangrijk is om deze parameter regelmatig te analyseren en de ontwikkeling ervan te evalueren. Een dalende pH wijst op een verzuring van de reactor, een stijgende pH (> 9) vormt een extra risico op ammoniaktoxiciteit. Er zijn eenvoudige toestellen op de markt waarmee de exploitant zelf de pH kan meten. Dit maakt deze parameter extra interessant als opvolgingsparameter.

Het ammoniumgehalte speelt een zeer belangrijke rol in de stabiliteit van het vergistingsproces. Een te laag ammoniumgehalte kan zorgen voor een beperking van de groei van de anaerobe bacteriën en zorgt voor een verminderde bufferwerking. Een te hoog ammoniumgehalte betekent dan weer dat ammoniaktoxiciteit de bacteriën kan inhiberen. Zowel de pH als de temperatuur spelen een belangrijke rol bij deze ammoniaktoxiciteit: hoe hoger beide parameters zijn, hoe hoger de toxiciteit zal zijn. Bij mesofiele vergisting stijgt het ammoniumgehalte best niet boven 3 000 mg/L, terwijl dit bij thermofiele vergisting beter niet boven de 1 800 mg/L stijgt. Tijdens deze studie kwam aan het licht dat dit een parameter is die vaak wordt verwaarloosd door verschillende exploitanten, vaak met negatieve gevolgen. Bij verschillende installaties bereikte het ammoniumgehalte toxische niveaus waarbij de biologie sterk kreeg te lijden en de rendabiliteit van de installaties tijdelijk sterk achteruit ging. Zeker wanneer de voedingssamenstelling vaak wijzigt, geniet het de aanbeveling deze parameter maandelijks tot wekelijks te analyseren. Dit laat een exploitant toe om tijdig een stikstofrijk product uit de input weg te laten of in hoeveelheid te verminderen wanneer een stijging van het ammoniumgehalte zichtbaar wordt.

Bepaalde inputsubstraten zoals glycerine, graanafval, restaurantafval, bepaalde slibs uit de waterzuivering... kunnen hoge gehalten aan chloriden bevatten. Wanneer deze terecht komen in een anaerobe reactor kunnen deze chloriden worden opgeconcentreerd door de afbraak van organische materiaal en toxisch worden (verminderde celactiviteit). Bij natte vergisters mag worden aangenomen dat een Cl-gehalte < 7 mg Cl/g digestaat een veilige waarde is, zoals bij alle installaties werd vastgesteld. Tenzij Cl-rijke substraten worden gevoed, volstaat het dan ook deze parameter minder frequent te analyseren (bv. jaarlijks of halfjaarlijks).

De FOS/TAC-verhouding – verhouding tussen totale organische zuren (FOS) en de alkaliniteit (TAC) – is een vrij makkelijk uit te voeren analyse en kan daardoor door de exploitant zelf gebeuren. Dit maakt van de FOS/TAC-verhouding een ideale parameter om snel de toestand van het proces te evalueren en hierop bij te sturen in geval dit nodig is. Aangezien de organische zuren een tussenstap zijn tussen input en biogas, is de waarde hiervan best zo laag mogelijk, zo niet wijst dit mogelijk op een remming van de methanogene bacteriën. Een waarde lager dan 3 000 à 4 000 mg azijnzuurequivalent mag als een veilige waarde worden beschouwd. De

TAC-waarde geeft aan hoe goed de bufferwerking van het digestaat is. Een goede buffer is zeer belangrijk om ervoor te zorgen dat de pH niet onmiddellijk daalt zodra vetzuren gevormd worden (wat in principe het geval is na iedere voeding). De carbonaatbuffer en de ammoniumbuffer zijn het meest belangrijk bij vergisting, al kunnen ook andere bufferwerkingen aanwezig zijn. Een streefwaarde van minimaal 10 000 mg CaCO₃-eq./kg wijst op een voldoende buffer. De verhouding van beide parameters geeft aan of de bufferwerking volstaat om eventuele vetzuren te counteren. De ideale FOS/TAC-verhouding kan van installatie tot installatie verschillen, al wijst een waarde > 0,3 op mogelijke problemen. In dat geval kunnen extra analyses zoals pH, NH₄⁺-N en vetzuurspectrum aangewezen zijn.

Het vetzuurspectrum geeft naast het totale gehalte aan vluchtige vetzuren ook een beeld van de samenstelling van deze vetzuren. Dit is belangrijke informatie om na te gaan wat de oorzaak is van deze vetzuren, terwijl het FOS-gehalte alleen een indicatie geeft van problemen. Wanneer vooral azijnzuur aanwezig is, is dit meestal te wijten aan een overvoeding of een te snelle stijging van de organische belasting. Wanneer het spectrum vooral uit hogere vetzuren (en dan vnl. propionzuur) bestaat, zal de oorzaak moeten gezocht worden bij een tekort aan bepaalde macro- of micronutriënten, of bij de aanwezigheid van een toxische component (bv. NH₃, H₂S, antibiotica). De vetzuren zijn best zo laag mogelijk, al wijst een vetzuurgehalte < 2 000 mg/kg nog niet direct op problemen wanneer dit vooral azijnzuur is. Een propionzuurgehalte van > 500 mg/kg is een indicatie dat het proces op één of andere manier geremd is. De hogere vetzuren stijgen best niet boven 100 mg/kg. Een totaal vetzuurgehalte van > 4 000 mg/kg wijst steeds op een sterk geremd proces, waarbij snel ingrijpen de boodschap is. Uit de analyse van de 19 installaties tijdens Fase II bleek dat azijnzuur en propionzuur de meest voorkomende vetzuren waren. Een hoog ammoniumgehalte lag in de meeste gevallen aan de grondslag van deze vetzuren.

Het bepalen van het restpotentieel van het digestaat na vergisting geeft waardevolle informatie over de vrijstelling van het biogas uit de input tijdens het proces. Hoe lager het restpotentieel, hoe minder biogas verloren gaat via het digestaat. Anderzijds betekent een zeer laag restpotentieel ook dat er mogelijk meer inputsubstraten verwerkt kunnen worden in hetzelfde reactorvolume. Een hoog restpotentieel aan biogas bij een lage tot matige belasting is ook een teken dat het biologisch proces niet optimaal functioneert.

Tot slot speelt de mate van automatisering een belangrijke rol bij het monitoren van het proces. Hoe meer een proces geautomatiseerd is, hoe meer parameters doorgaans ook gelogd worden, wat op zijn beurt dan weer waardevolle informatie oplevert over het proces.

3.4. Biogasverwerking

De productie van biogas is het uiteindelijke doel van anaerobe vergisting, aangezien dit de bron van inkomsten vormt (zij het als opgewerkt groen gas, zij het als elektriciteit en/of warmte). In dit hoofdstuk wordt ingegaan op de algemene productie- en verwerking van het biogas en de impact die storings hierop kunnen hebben.

3.4.1. Biogasproductie en –samenstelling

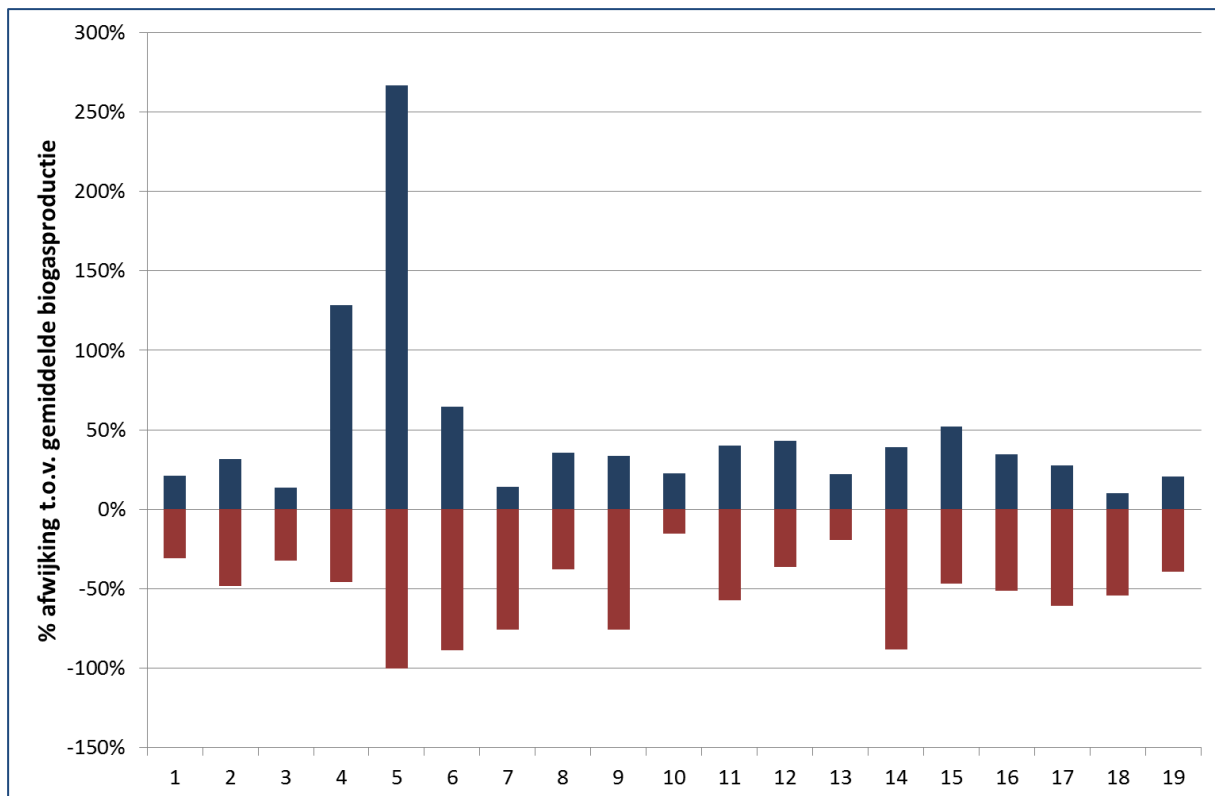
De variatie in biogasproductie tussen de verschillende klassen werd uitvoerig besproken tijdens Fase I van deze studie. Tabel 11 toont de gemiddelde biogasproductie per installatie voor de verschillende klassen (Nm³/jaar), zowel tijdens Fase I als tijdens Fase II. Hieruit blijkt dat bij alle covergisters de gemiddelde gasproductie is afgenomen in Fase II ten opzichte van Fase I. Bij de installaties van klasse A is dit te verklaren doordat ook de inpuhoeveelheid is gehalveerd (vnl. ten gevolge van technische problemen waardoor dit cijfer vermoedelijk een onderschatting is van het werkelijk klassengemiddelde). Bij de installaties van klasse B en klasse C moet de verklaring voornamelijk gezocht worden in het afgenomen biogaspotentieel van de input, aangezien de hoeveelheid verwerkte substraten min of meer gelijk is gebleven. De biogasproductie bij de industriële installaties is dan weer min of meer gelijk gebleven (net als de voedingshoeveelheid).

Tabel 11. Totale biogasproductie per installatie voor de verschillende klassen

| Biogasproductie (x 1 000 Nm ³ /jaar) | | Fase I (n = 79) | Fase II (n = 19) |
|---|---------------------------------------|-----------------|------------------|
| Klasse A | Covergisting < 500 kW _e | 1 172 | 470 |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW _e | 2 051 | 1 672 |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW _e | 6 425 | 4 880 |
| Klasse D | Industriële vergisting | 6 946 | 7 234 |
| Gemiddeld | | 3 684 | 3 651 |

De variatie op de wekelijkse biogasproductie wordt weergegeven in Figuur 28 als de procentuele afwijking van de gemiddelde biogasproductie (Nm³ biogas/week) voor iedere installatie. Uit deze figuur blijkt dat de biogasproductie per week bij de meeste installaties ongeveer 50% afwijkt (zowel in positieve als negatieve zin) ten opzichte van de gemiddelde weekproductie. Dit betekent dat de maximaal gemeten gasproductie per week vaak meer dan tweemaal zo hoog was als de minimale gasproductie, wat toch een aanzienlijke variatie is. Bij enkele installaties liep deze variatie zelfs nog hoger op. Op basis van de gegevens die werden verzameld over de voedingsamenstelling en –hoeveelheid, en op basis van de soms sterk fluctuerende procesparameters, is dit geen geheel onverwachte vaststelling. Een groot deel van de variatie in biogasproductie kan immers worden toegeschreven aan de wisselende inputsamenstelling (en wisselend biogaspotentieel). Daarnaast kan een deel van de variatie ook worden toegeschreven aan het feit dat op een jaar tijd veel installaties te kampen kregen met een processtoring (biologisch, technisch of beide), waardoor niet steeds op volle capaciteit kon worden gewerkt waardoor de biogasproductie sterk terugliep. Enkele installaties hebben hun capaciteit ook uitgebreid, waardoor de wekelijkse biogasproductie significant kon stijgen.

Een sterk schommelend biogasdebiet op dag- of weekbasis wordt best zoveel mogelijk vermeden. Een variabele gasproductie betekent immers dat de motoren niet op een constante belasting kunnen werken, en dus ook minder optimaal kunnen worden ingesteld.



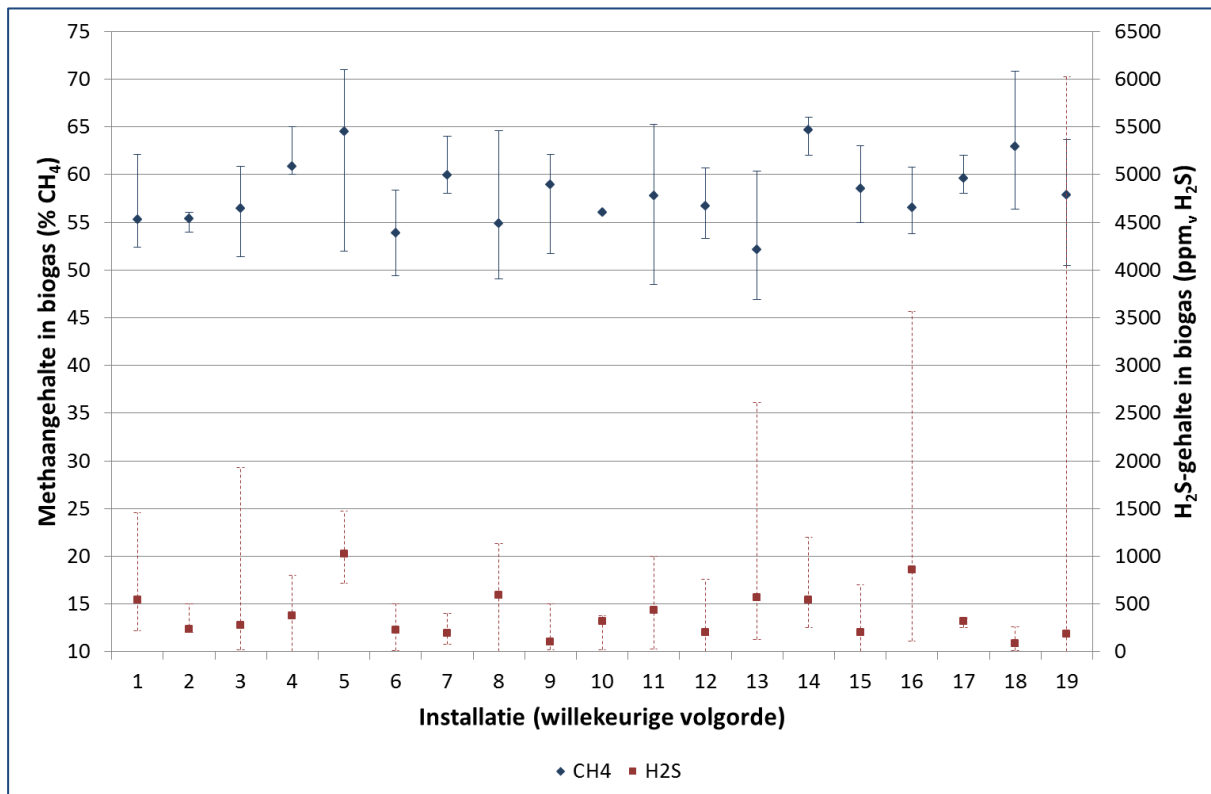
Figuur 28. Spreiding in wekelijkse biogasproductie bij 19 installaties

Naast de biogasproductie is ook de biogassamenstelling zeer belangrijk. In eerste instantie speelt het methaangehalte een belangrijke rol, aangezien dit de energiedrager in het biogas is. Hoe hoger dit methaangehalte, hoe rijker het gas en hoe efficiënter de motoren kunnen functioneren. Het methaangehalte in het biogas wordt volledig bepaald door de samenstelling van de input. Wanneer deze input vooral uit eiwitten en vetten bestaat, zal het methaangehalte hoger zijn dan wanneer de input vooral uit koolhydraten bestaat. Een methaangehalte van 50 à 60% is een goede range voor covergisting met mest. Wanneer de installatie over een hydrolysetank beschikt, mag een iets hoger methaangehalte worden verwacht. Dit omdat tijdens het hydrolyseproces de CO₂-productie al op gang komt en uit het systeem verwijderd wordt. De hydrolyse heeft daarentegen geen effect op de totale methaanproductie.

Daarnaast kan het methaangehalte functioneren als opvolgingsparameter. Wanneer de voedingssamenstelling vrij constant is en de voeding evenredig wordt gespreid in de tijd, wordt in principe een constant methaangehalte verwacht. Is dit niet het geval en merkt men een daling van het methaangehalte op (tot < 50%), dan kan dit een indicatie zijn dat het proces geremd is en zijn bijkomende digestaatanalyses aangewezen.

Figuur 29 toont de variatie van het methaangehalte in het biogas bij de 19 deelnemende installaties aan Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur volgt dat het gemiddelde methaangehalte bij de meeste installaties tussen de 50 en 60% bedroeg, wat goede waarden zijn. Ook tijdens fase I had de meerderheid van de installaties een methaangehalte dat zich tussen deze waarden bevond. De installaties die een gemiddeld methaangehalte van > 60% hebben, beschikken nagenoeg allen over een hydrolysetank. Bij enkele installaties schommelde het methaangehalte vrij sterk gedurende het jaar. Hiervoor kunnen enkele redenen worden aangehaald. Een eerste reden is de biologische processtabiliteit, waardoor bij sommige installaties het methaangehalte tijdelijk daalde tot opnieuw stabilisatie optrad. Een tweede reden is de sterk wijzigende voedingssamenstelling bij veel installaties. Wanneer de verhouding eiwitten, vetten en koolhydraten sterk wijzigt, kan dit leiden tot een verandering van het methaangehalte. Wanneer deze omschakeling van de

voedingssamenstelling geleidelijk gebeurt (wat bijna steeds het geval was), is dit geen probleem. Een derde reden is de nauwkeurigheid van de meetapparatuur. Bij sommige installaties bleek duidelijk dat na een herkalibratie van de gasanalyzer het methaangehalte sterk wijzigde. Dit toont het belang aan van een regelmatig nazicht van de gasanalyzer.



Figuur 29. Spreiding van het CH₄- en H₂S-gehalte in het biogas bij 19 installaties

Naast het methaangehalte is ook het H₂S-gehalte in het biogas een zeer belangrijke parameter. H₂S wordt gevormd door de anaerobe omzetting van zwavel uit de inputsubstraten. Dit kan zowel organische zwavel zijn (bv. in eiwitten) als anorganische zwavel (bv. sulfaat). In hogere concentraties (vanaf 500 ppm_v) heeft H₂S een toxische werking op de bacteriën met een lagere efficiëntie en mogelijke verzuring tot gevolg. Daarnaast heeft H₂S in het biogas een ongunstig effect op de levensduur van de WKK-motoren (door vorming van corrosief zwavelzuur in de cilinders) en zorgt het voor een hogere uitstoot van SO_x in de rookgassen. Het is daarom uiterst belangrijk dat de exploitant de vorming van dit H₂S-gas zoveel mogelijk vermijdt of remedieert.

Een eerste manier om H₂S te vermijden is een goede keuze van cosubstraten. Hierbij vormen vooral cosubstraten van industriële oorsprong een hoger risico op H₂S-productie. Enkele voorbeelden die gekend zijn een hoog S-gehalte te bezitten zijn glycerine en TGC, al speelt de oorsprong en zuiverheid van deze producten een zeer belangrijke rol. Ook bepaalde agrarische afvalstromen zoals uien en prei hebben een hoger S-gehalte. Wanneer toch H₂S gevormd wordt, geniet het de voorkeur dit in de reactor zoveel mogelijk te counteren (gezien het negatieve effect van H₂S op de biologie). Dit kan op 2 manieren: door luchtinjectie in de reactoren wordt het gevormde H₂S aeroob omgezet tot elementair zwavel of biozwavel. Het voordeel van deze verwijderingsmanier is de eenvoud, waardoor het ook een goedkope technologie is. Een nadeel is dan weer dat aangezien het een biologisch systeem is, het minder flexibel is ten aanzien van grote fluctuaties in H₂S-gehalte in het biogas en ook beperkt is naar maximale verwijderingscapaciteit. Een tweede manier om H₂S binnen de perken te houden, is het toevoegen van ijzer aan de input. Dit kan onder de vorm van ijzerchloride, maar ook ijzerhoudend slib of water zijn hiervoor geschikt. Het toegevoegde ijzer zal zich binden met het zwavel, waardoor het niet meer kan vrijkomen als H₂S. Het voordeel van deze technologie is dat ook hogere H₂S-

concentraties kunnen gecounterd worden, nadeel is de iets hogere kostprijs van de toeslagstoffen. Bij gebruik van ijzerchloride moet ook worden opgelet dat het chloridgehalte in het digestaat niet te hoog oploopt. Naast deze interne remediëringssystemen, kan H₂S ook extern worden verwijderd. Dit kan door een biofilter of een actief koolfilter. Het voordeel van deze systemen is dat deze apart worden bedreven, waardoor meer procescontrole mogelijk is. Een nadeel is de hogere kostprijs ten opzichte van interne systemen. Daarnaast beschermt een externe ontzwavelingseenheid de WKK-motor(en) wel tegen hoge H₂S-gehalten, maar kan de biologie wel nog steeds nadelige effecten ondervinden. Een ideale oplossing kan erin bestaan om te werken met luchtinjectie in de reactoren waardoor het H₂S-gehalte op een goedkope manier onder de toxische waarde van 500 ppm_v wordt gehouden, terwijl in een externe ontzwavelingseenheid het H₂S-gehalte verder wordt verlaagd om de motoren zoveel mogelijk te beschermen.

Figuur 29 toont de variatie van het H₂S-gehalte in het biogas bij de 19 deelnemende installaties (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur blijkt dat het gemiddelde H₂S-gehalte bij nagenoeg alle installaties de grenswaarde van 500 ppm_v niet oversteeg. Alleen bij twee installaties bedroeg dit ± 1000 ppm_v. In één van deze twee installaties wordt het H₂S wel nog extern verwijderd. Verschillende installaties vertoonden pieken in H₂S-concentratie die > 2 000 ppm_v bedroegen. Bij dergelijke gehalten zal de biologie zeker hinder ondervonden hebben. Gelukkig waren deze pieken meestal tijdelijk en kon worden ingegrepen door ofwel ijzerslib toe te voegen ofwel de voeding aan te passen zodat minder zwavelrijke producten werden gevoed.

3.4.2. Biogasbewerking en -opslag

De belangrijkste bewerkingsstappen van het biogas zijn het koelen en ontzwellen.

De koeling van het biogas zorgt voor een verwijdering van het vocht en dient vooral om condensatie van water in de motoren te vermijden. Het gros van de installaties beschikt over een passief koelsysteem, waarbij het biogas uit de reactoren via een ondergrondse leiding naar de WKK wordt gestuurd. In deze ondergrondse leiding wordt het gas dan afgekoeld. Bij actieve koeling wordt meestal gebruik gemaakt van een compressor die een koelmedium (bv. water, glycol) afkoelt en waarbij het biogas via een warmtewisselaar wordt afgekoeld. Een passieve koeling is een goedkoop systeem, maar zal een minder constante kwaliteit afleveren. Zo speelt de invloed van de seizoenen hier zeer sterk, waarbij het tijdens de warme zomermaanden soms onmogelijk is een goede koeling te verkrijgen. Bij actieve koeling worden veel lagere en ook constantere temperaturen gehaald, en zal het biogas dus beter ontvochtigd zijn.

Zoals hierboven reeds besproken kunnen bij het ontzwellen van het biogas twee hoofdmechanismen worden onderscheiden: interne en externe ontzwaveling. Interne ontzwaveling gebeurt door in de reactor zelf een weinig lucht te injecteren waardoor het aanwezige H₂S wordt omgezet tot biozwavel. Het toevoegen van ijzerchloride, ijzerslib of ijzerwater is een andere manier om H₂S te voorkomen. Hierbij bindt het ijzer met het aanwezige zwavel om ijzersulfide te vormen, waardoor het zwavel niet meer beschikbaar is om H₂S te vormen. Bij externe ontzwaveling is er sprake van een aparte ontzwavelingseenheid die los staat van de reactor. Voorbeelden hiervan zijn een biofilter en een actief koolfilter. De meeste installaties beschikken over interne ontzwaveling.

Tussen het produceren van het biogas en het verbranden in een WKK wordt een gasopslag voorzien. Deze opslag dient als buffer om ervoor te zorgen dat de motor zo constant mogelijk kan draaien, terwijl de gasproductie zal schommelen als functie van de voeding. De gasbuffer kan ook worden gebruikt om zoveel mogelijk biogas op te sparen tijdens de nacht en dit dan volop om te zetten in elektriciteit tijdens de piekuren. Dit is een interessante piste indien met een variabel elektriciteitsstarief wordt gewerkt. In het geval een vaste stroomprijs wordt gehanteerd, zal een constantere elektriciteitsproductie de efficiëntie van de motoren ten goede komen. Een gasbuffer is ook belangrijk in het geval een motor uitvalt. In dat geval kan voor enkele uren het gas worden opgeslagen terwijl de motor wordt hersteld, en wordt vermeden dat biogas onbenut moet

worden afgefakkeld of geloosd. De grootte van de buffercapaciteit schommelde heel sterk van installatie tot installatie, en varieert van minder dan 2 uur tot meer dan 12 uur. Deze grote variatie bleek ook al tijdens Fase I van deze studie.

De gasopslag bestaat bij alle installaties uit een dubbel membraandak. Dit is een dak waarbij een buitenste membraan op constante overdruk wordt gehouden. Het binnenste membraan dient dan als gasopvang. Het voordeel van een dubbel membraandak is dat dit schade aan het binnenste membraan vermijdt en doordat er een lichte overdruk is tussen het binnenste en buitenste membraan, worden biogasverliezen tot een minimum beperkt. In het verleden beschikten heel wat installaties nog over een enkel membraandak. Door het frequent voorkomen van biogasverliezen ten gevolgen van lekken in deze membranen, schakelden de meeste exploitanten ondertussen over op een dubbel membraandak.

3.4.3. Biogastoepassingen

Omdat slechts één installatie tijdens Fase II over een opwerkingseenheid beschikte, wordt de nadruk in dit rapport gelegd op de omzetting van biogas tot elektriciteit en warmte.

Aantal motoren

Tabel 12 toont het aantal motoren aanwezig per installatie, en dit voor beide fases van deze studie. Aangezien Fase I de grootste steekproef had, zal dit het meest correcte beeld weergeven van de werkelijke situatie. Uit de tabel blijkt wel dat de 19 installaties die deelnamen tijdens Fase II een goede weergave zijn van de werkelijke situatie, al zijn relatief genomen iets meer installaties aanwezig met 5 motoren, ten koste van de installaties met 4 motoren.

Tabel 12. Aantal motoren per installatie

| Aantal motoren | Fase I (n=82) | Fase II (n=19) |
|----------------|---------------|----------------|
| 1 | 33% | 26% |
| 2 | 49% | 42% |
| 3 | 10% | 21% |
| 4 | 6% | 0% |
| 5 | 2% | 11% |

Uit deze tabel blijkt dat heel wat installaties (een kwart tot een derde) over slechts één motor beschikken. Voor installaties die tot klasse A behoren en dus over een eerder lage biogasproductie is dit een normale vaststelling, aangezien de keuze voor twee motoren zal zorgen voor een lager vermogen en dus ook lagere efficiëntie. Desalniettemin beschikken ook heel wat installaties met een vermogen > 1 000 kW_e over slechts één motor. Dit zal opnieuw zorgen voor een iets hogere omzettingsefficiëntie van biogas naar elektriciteit, maar heeft als belangrijk nadeel dan de installatie afhankelijk is van deze ene motor. Wanneer deze langere tijd uitvalt, zal het biogas niet meer benut kunnen worden wat een sterke impact zal hebben op de financiële zijde. Door te kiezen voor meerdere motoren wordt dit risico sterk verlaagd, doordat bij uitval van één motor het biogas nog steeds verwerkt kan worden in de andere motor(en). Door de biogasproductie tijdelijk te verlagen kan zo vermeden worden dat biogas onbenut wordt verwijderd.

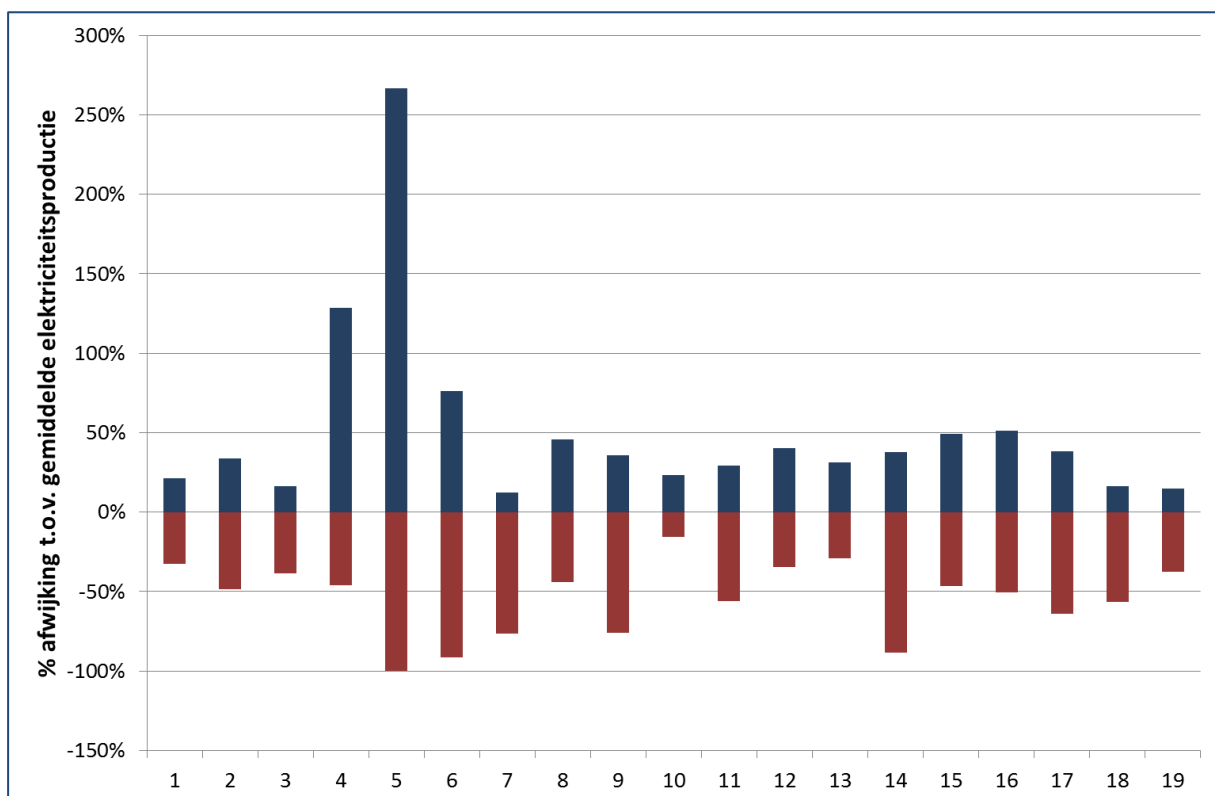
Tijdens Fase II beschikten ook twee van de deelnemende installaties over een ORC (organische rankine cyclus), waarbij extra elektriciteit werd geproduceerd op basis van de restwarmte van de WKK-motoren. Één installatie beschikte over een opwerkingseenheid voor groen gas.

Elektriciteitsproductie

Tabel 13 toont de gemiddelde elektriciteitsproductie per installatie voor de verschillende klassen (MWh_e /jaar), zowel tijdens Fase I als tijdens Fase II. Hieruit blijkt dat bij alle covergisters de gemiddelde elektriciteitsproductie is afgenomen in Fase II ten opzichte van Fase I. Bij de installaties van klasse A is dit te verklaren doordat ook de inpuhoeveelheid en biogasproductie is gehalveerd (vnl. ten gevolge van technische problemen waardoor dit cijfer vermoedelijk een onderschatting is van het werkelijk klassengemiddelde). Bij de installaties van klasse B en klasse C moet de verklaring voornamelijk gezocht worden in het afgenomen biogaspotentieel van de input, aangezien de hoeveelheid verwerkte substraten min of meer gelijk zijn gebleven. De elektriciteitsproductie bij de industriële installaties is sterk gedaald, terwijl de biogasproductie bij deze klasse wel gelijk was gebleven. Dit kan worden verklaard doordat één van deze industriële vergisters naast WKK-motoren ook over een opwerkingseenheid voor groen-gasproductie beschikte, waardoor niet alle biogas werd omgezet tot elektriciteit.

Tabel 13. Totale biogasproductie per installatie voor de verschillende klassen

| Elektriciteitsproductie (MWh_e /jaar) | Fase I (n = 69) | Fase II (n = 19) |
|--|-----------------|------------------|
| Klasse A Covergisting < 500 kW_e | 2 018 | 1 009 |
| Klasse B Covergisting 500-1000 kW_e | 4 057 | 3 550 |
| Klasse C Covergisting > 1000 kW_e | 13 220 | 10 890 |
| Klasse D Industriële vergisting | 15 041 | 9 881 |
| Gemiddeld | 7 730 | 7 426 |



Figuur 30. Spreiding in wekelijkse elektriciteitsproductie bij 19 installaties

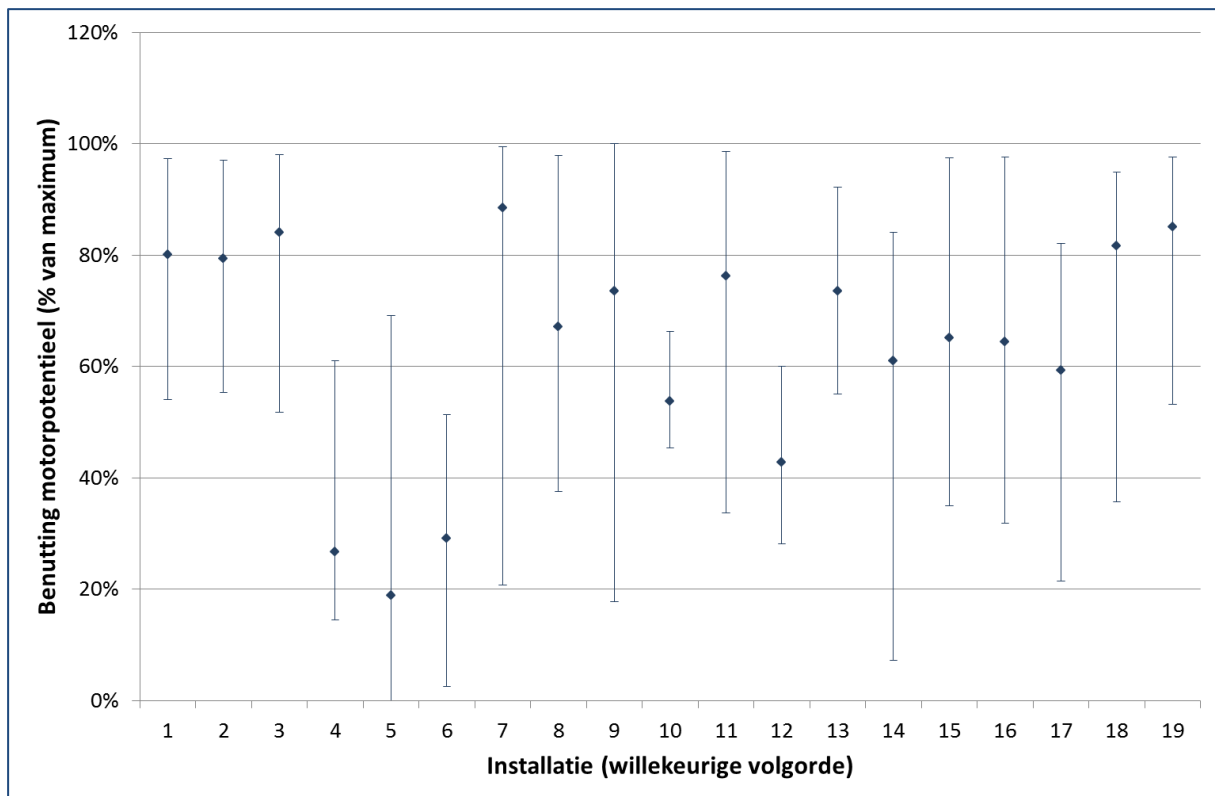
De variatie op de wekelijkse elektriciteitsproductie wordt weergegeven in Figuur 30 als de procentuele afwijking van de gemiddelde elektriciteitsproductie (MWh_e /week) voor iedere installatie. Uit deze figuur blijkt dat de elektriciteitsproductie per week bij de meeste installaties ongeveer 50% afwijkt (zowel in positieve als negatieve zin) ten opzichte van de gemiddelde weekproductie. Dit betekent dat de maximaal gemeten

elektriciteitsproductie per week vaak meer dan tweemaal zo hoog was als de minimale elektriciteitsproductie, wat toch een aanzienlijke variatie is. Bij enkele installaties liep deze variatie zelfs nog hoger op. Eenzelfde trend werd reeds waargenomen bij de gasproductie, wat deze cijfers kan verklaren.

Benutting motorpotentieel

Naast de elektriciteitsproductie geeft vooral de benutting van het motorpotentieel een goed beeld van de efficiëntie van een installatie. Iedere installatie zou er in principe naar moeten streven om het geïnstalleerde vermogen zoveel mogelijk te benutten. Dit kan door de biogasproductie zo goed mogelijk af te stemmen op de verwerkingscapaciteit. Een benutting die altijd 100% bedraagt is praktisch onmogelijk (tenzij steeds een overproductie aan biogas wordt afgefakkeld wat financieel weinig interessant is). Door een regelmatige voeding en door optimaal gebruik te maken van de aanwezige biogasbuffer is een totale benutting van > 90% wel haalbaar. Een hoge benutting van de WKK-motoren betekent dat deze steeds aan een hoge belasting werken, wat zorgt voor een hoger omzettingsrendement naar elektriciteit. Een lage benutting wijst erop dat de aangekochte motoren te groot zijn in vergelijking met de gasproductie. In dat geval is de motor in principe onevenredig duurder in aankoop dan nodig was. Wel kan de exploitant ervoor kiezen om bij de aanschaf van de installatie een motor op reserve aan te schaffen. Dit zal leiden tot een onderbenutting van de motoren, maar geeft wel extra flexibiliteit in het geval een motor uitvalt. In dat geval kan de gasproductie op het gewenste niveau blijven terwijl de motor wordt hersteld. Aangezien de levensduur van een WKK-motor lager is dan de levensduur van de totale vergistingsinstallatie, is de aanschaf van een extra motor op langere termijn geen absolute verloren investering, aangezien vroeg of laat de WKK-motor toch moet worden gereviseerd of zelfs vervangen. Een installatie die bv. biogas produceert om een motor van 1 000 kW_e te laten draaien, kan er dan voor kiezen om 3 motoren van 500 kW_e aan te schaffen, waarbij alle drie de motoren in een rotatiesysteem bedreven worden. Een motor niet gebruiken is af te raden, en door in een rotatiesysteem te werken wordt de onderhoudstermijn met 50% verlengd. De exploitant zal dus een keuze moeten maken tussen (1) de laagste kostprijs bij aanschaf en deze zo optimaal mogelijk aanwenden en (2) een iets hogere kostprijs bij aanschaf maar extra flexibiliteit naar verwerking van het biogas.

Figuur 31 toont de variatie van de motorbenutting bij de 19 deelnemende installaties van Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur blijkt dat de gemiddelde benutting van het motorpotentieel heel sterk varieert tussen de verschillende installaties, al haalde drie kwart van de installaties wel een benutting > 60% op jaarbasis en een derde zelfs minstens 80%. Uit deze figuur blijkt verder dat 12 van de 19 installaties gedurende een bepaalde periode toch een benutting van 90% of meer hebben gehaald. Ook de variatie gedurende het jaar fluctueert heel sterk voor de meeste installaties. Dit komt overeen met de fluctuaties die werden waargenomen in de biogasproductie, en kunnen dan ook verklaard worden door dezelfde oorzaken: technische en/of biologische storingen, uitbreiding van de capaciteit waardoor tijdelijk in een overgangsfase werd gewerkt, sterk wisselende voedingssamenstelling,... Naast de eerder opgesomde oorzaken waarom een installatie niet op vollast kon werken, hielden enkele exploitanten de benutting van de motor opzettelijk lager dan biologisch of technisch mogelijk. Een eerste reden hiervoor was dat de MEP-subsidie maar een beperkt aantal vollasturen per jaar ondersteunt (7 000 à 8 000), waardoor het voor deze installaties financieel niet interessant was om het jaar rond de installatie optimaal te bedienen. Zonder subsidie volstaan de inkomsten uit de stroomverkoop immers niet om de verschillende kosten te dekken. Enkele installaties besloten minder substraten te verwerken dan voorzien door de hoge kostprijs van de cosubstraten. Ook hadden enkele exploitanten bij de uitbouw van hun project gekozen om een reservemotor te installeren, en was het dus ook niet de bedoeling het volledige motorvermogen effectief te benutten. Deze reservemotor werd wel ingeschakeld in een rotatiesysteem, en kon bij een tijdelijke overproductie van biogas ingeschakeld worden om het teveel aan gas eveneens nuttig om te zetten tot elektriciteit.



Figuur 31. Variatie van de motorbenutting bij 19 installaties

Tabel 14 toont het aantal vollasturen waarbij een gemiddelde installatie presteerde, uitgedrukt voor de verschillende klassen en als totaal gemiddelde voor zowel Fase I als Fase II van deze studie. Hieruit blijkt – net als bij de gasproductie – dat bij alle covergisters de benutting van de motoren is gedaald in Fase II ten opzichte van Fase I. Het cijfer voor klasse A in Fase II is door technische storingen bij een installatie waarschijnlijk wel een onderschatting van het klassengemiddelde, al geeft deze tabel wel aan dat het merendeel van de installaties het in 2012 iets minder goed deden ten opzichte van 2010. Enkele onverwachte storingen en vooral de sterk gestegen grondstofprijzen zijn hiervan de oorzaak.

Tabel 14. Gemiddelde vollasturen voor de verschillende klassen

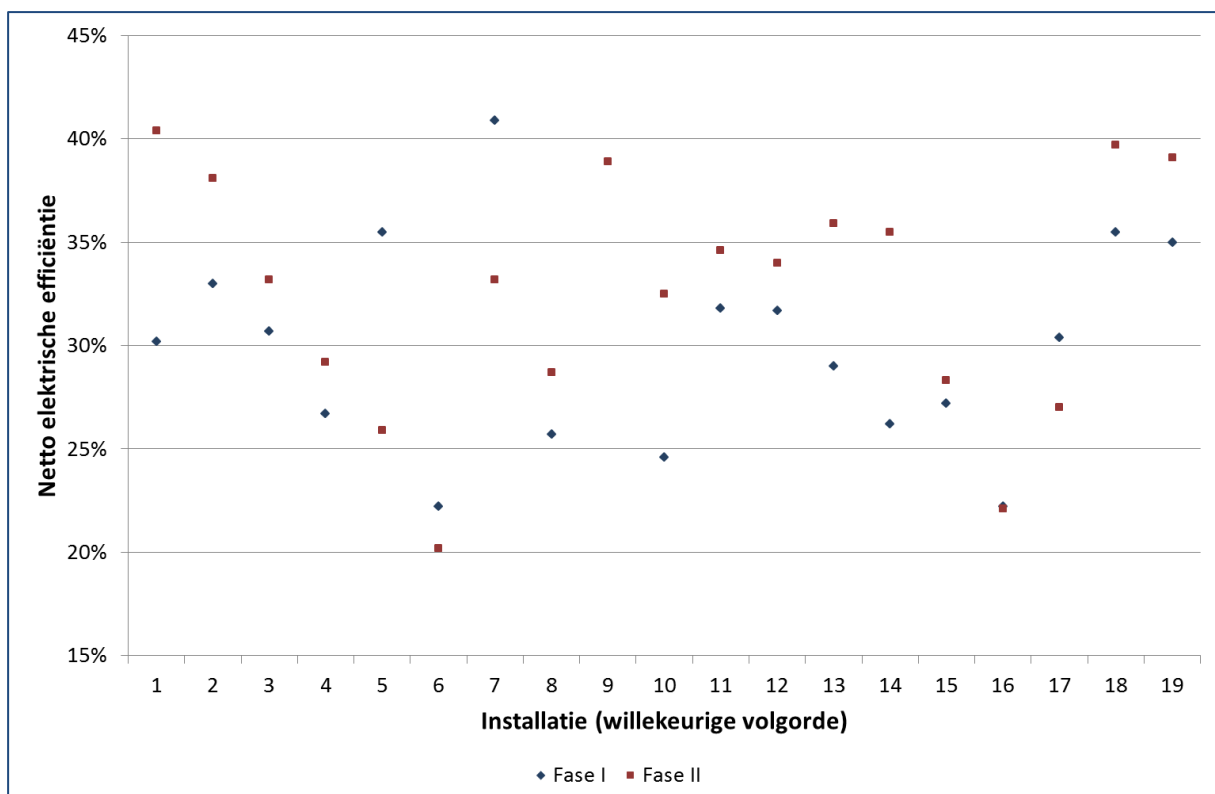
| Vollasturen (uur/jaar) | | Fase I (n = 69) | Fase II (n = 19) |
|------------------------|---------------------------------------|-----------------|------------------|
| Klasse A | Covergisting < 500 kW _e | 6 439 | 3 768 |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW _e | 6 537 | 5 199 |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW _e | 7 093 | 6 277 |
| Klasse D | Industriële vergisting | 5 966 | 5 420 |
| Gemiddeld | | 6 675 | 5 582 |

Elektrische efficiëntie

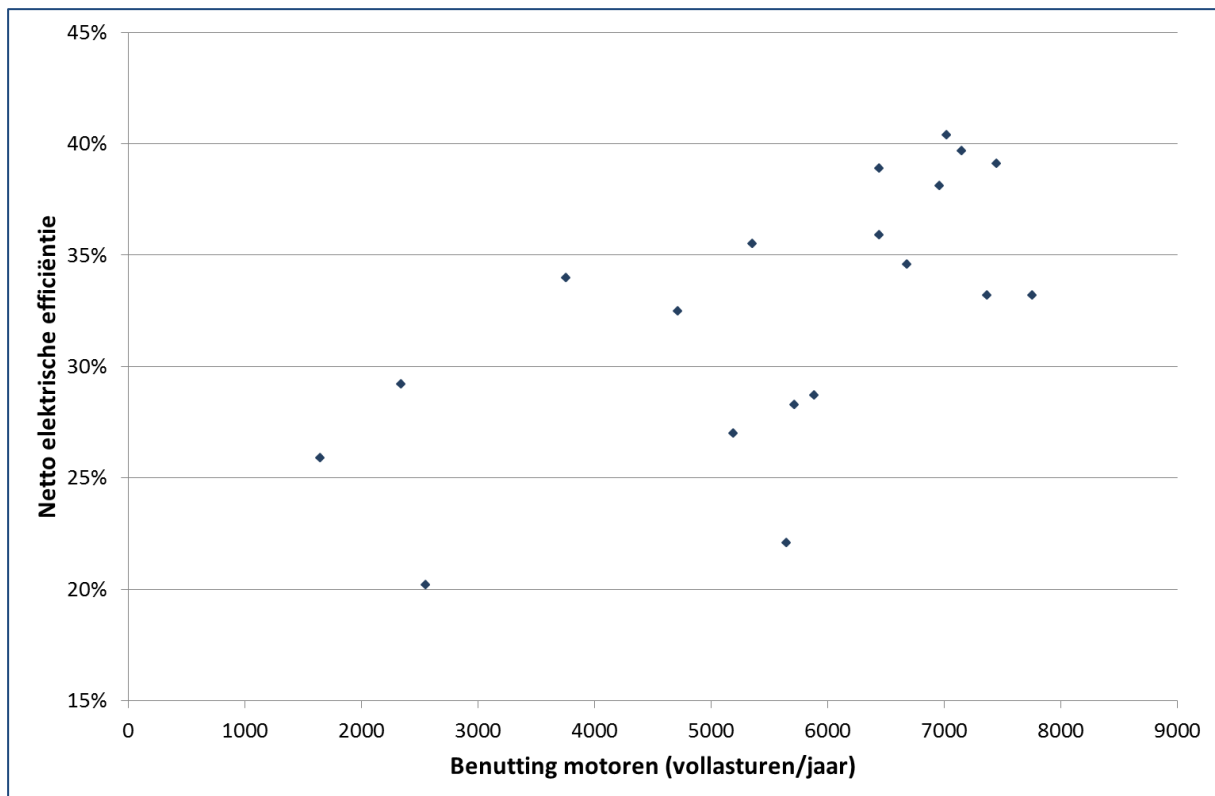
Figuur 32 toont de variatie in netto elektrisch rendement (= bruto elektriciteitsproductie – eigen verbruik ten opzichte van de energie-inhoud in het biogas) bij de 19 deelnemende installaties aan Fase II. Hieruit blijkt dat het elektrisch omzettingsrendement heel sterk fluctueert van installatie tot installatie. Hiervoor zijn verschillende verklaringen. Allereerst speelt de grootte en de leeftijd van de motor een belangrijke rol. Oudere en/of motoren met een lager vermogen hebben meestal een iets lagere omzettingsefficiëntie. Verder speelt ook de mate waarop de motoren op vollast worden bedreven een belangrijke rol, zoals blijkt uit Figuur 33: hoe hoger het aantal vollasturen (en dus hoe meer een motor op vollast wordt bedreven), hoe hoger de elektrische efficiëntie. Tot slot speelt ook het eigen elektriciteitsverbruik een belangrijke rol. Dit varieert heel sterk van installatie tot installatie, en wordt op zijn beurt beïnvloed door verschillende aspecten: geen voorbehandeling

versus uitgebreide voorbehandeling, geen digestaatbehandeling versus intensieve nabehandeling, viscositeit van het digestaat (en dus de benodigde mengenergie), efficiëntie van de verschillende toestellen... Een goede kennis van het verbruik van al deze apparatuur (bv. door het loggen van het elektriciteitsverbruik) kan een belangrijk startpunt zijn om na te gaan waar efficiëntieverbeteringen mogelijk zijn.

Uit Fase I bleek dat het gemiddeld, maximaal elektrisch motorrendement ongeveer 39% bedroeg. Dit vertaalt zich netto in $\pm 30\%$ rendement. Dit verschil is enerzijds te wijten aan het eigen verbruik van de installatie en anderzijds aan het niet op vollast werken waardoor wordt afgeweken van het theoretisch maximum. Uit de figuur blijkt ook dat het elektrisch rendement bij de meeste installaties is gestegen in Fase II ten opzichte van Fase I, al komt dit vermoedelijk doordat de cijfers in Fase I eerder een ruwe inschatting was door de exploitant terwijl in Fase II de data nauwkeurig werden bijgehouden. Bij een tweetal installaties is het elektrisch rendement wel significant gestegen door het in gebruik nemen van een ORC (waardoor de elektriciteitsproductie met ongeveer 10% kon stijgen ten opzichte van de situatie voor de ORC).



Figuur 32. Netto elektrische efficiëntie van 19 installaties tijdens Fase I en Fase II van deze studie



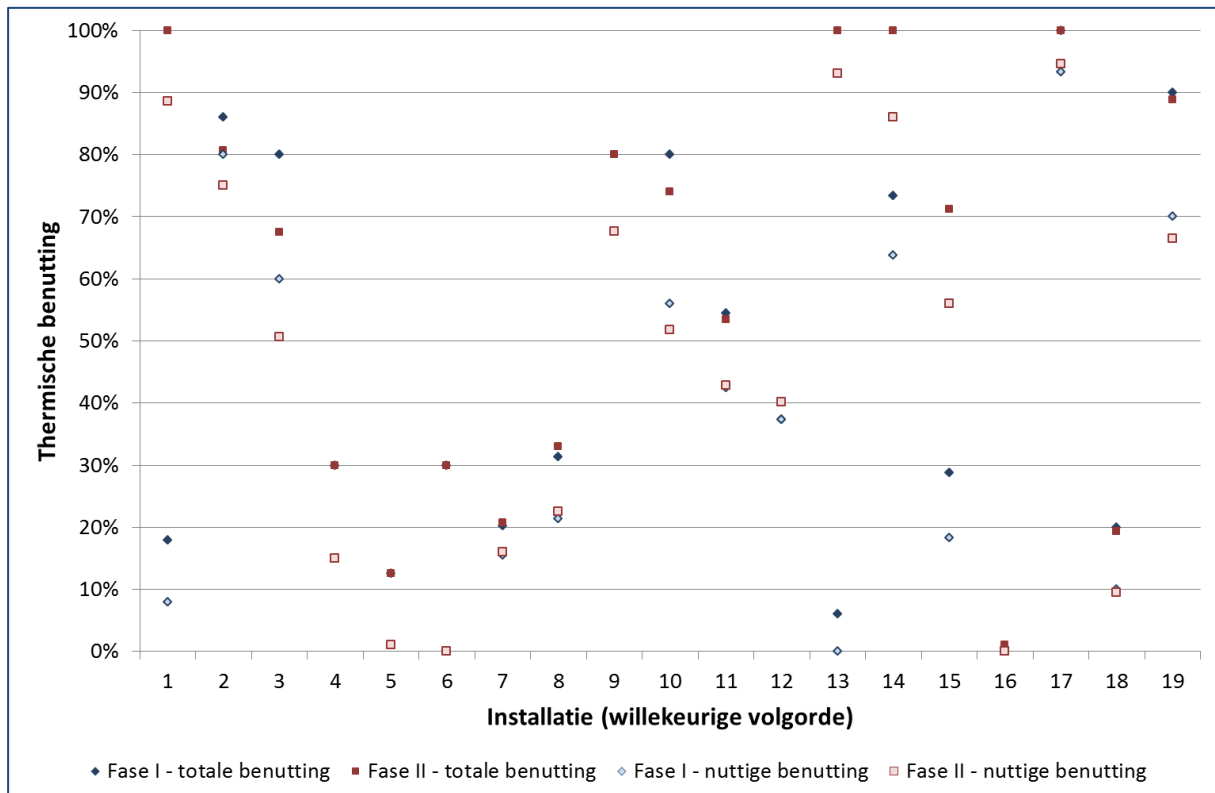
Figuur 33. Effect van het aantal vollasturen op de elektrische efficiëntie van een motor

Thermische benutting

Figuur 34 toont de benutting van de geproduceerde warmte voor de 19 installaties (zowel totale warmtebenutting als nuttige warmtebenutting) en dit zowel tijdens Fase I als tijdens Fase II. Uit deze figuur blijkt dat voor de meeste installaties het warmteverbruik is gestegen of minstens gelijk is gebleven in Fase II ten opzichte van Fase I van deze studie. Dit komt doordat heel wat installaties zijn uitgebreid met een warmtebenutting (ORC, hygiënisatie, droger) sinds 2010. De SDE warmtebonus voor bestaande installaties die hiervoor kon worden verkregen bleek het steuntje in de rug dat vele exploitanten nodig hadden om tot deze investering over te gaan. Dit blijkt ook duidelijk uit Tabel 15. Zowel de nuttige als totale warmtebenutting is nagenoeg gelijk gebleven voor klasse A, B en D tussen Fase I en Fase II, terwijl dit zeer sterk is gestegen voor klasse C. De installaties die sinds 2010 werden uitgebreid met een extra warmtebenutting behoorden dan ook allen tot klasse C. Gezien de beperktheid van de steekproef in Fase II (19 installaties op een totaal van > 120 installaties) kan niet met zekerheid worden besloten dat dit een representatief beeld geeft van de totale sector. Instinctief wordt wel aangevoeld dat het vooral de iets grotere installaties zijn waarvoor de extra investering voor warmtebenutting rendabel is. De extra warmtebenutting leverde de installaties die hiermee hebben uitgebreid wel een financieel voordeel op: er werd dankzij de extra inkomsten uit warmtebenutting winst gemaakt, of het verlies kon binnen de perken worden gehouden. De voordelen die deze warmtebenutting opleverde, was voor iedere installatie anders. Bij bepaalde installatie werd warmte aan derden geleverd, wat een inkomst genereerde. Nog andere installaties zetten een deel van de warmte om tot elektriciteit, waardoor opnieuw extra inkomsten werden gegenereerd. Tot slot kan de warmtebenutting ook leiden tot een reductie van de digestaatafzetkosten, wat samen met de extra inkomsten uit de SDE-subsidie een positief effect heeft op de financiële eindbalans.

Een grote hinderpaal die meespeelt bij de warmtebenutting is de afhankelijkheid van de locatie die niet steeds een (economicsich) interessante valorisatiepiste toelaat. Een omschakeling naar groen gas opwerking lijkt daarom zeker perspectieven te bieden op langere termijn, aangezien daar de energetische benutting wordt losgekoppeld van de biogasproductie. Aangezien de technologie voor gasopwerking nog vrij nieuw is in

verhouding tot WKK, hanteren veel exploitanten (vooral van de kleinere installaties) echter een afwachtende houding ten opzichte van deze technologie, zeker gezien de ongunstige financiële omstandigheden waarin veel installaties verkeren. Aansluiten op een biogasnet met een gezamenlijke opwerking lijkt bij meer exploitanten in de smaak te vallen, al komt daar dan het probleem om de hoek kijken wie de kostprijs van het biogasnet moet betalen en hoe de risico's verdeeld moeten worden indien met meerdere installaties in zee wordt gegaan. De precare financiële situatie bij veel exploitanten laat zich op die manier voelen in het uitstellen van toekomstige investeringen. Enkele installaties kozen voor een oplossing waarbij (een deel van) het biogas als dusdanig in een aparte gasleiding wordt getransporteerd naar een locatie met grote warmtebehoefte (woonwijk, zwembad, glastuinbouw,...). Deze leiding beperkt zich wel tot maximum enkele km.



Figuur 34. Variatie van de thermische benutting bij 19 installaties (nuttige benutting = totale benutting – warmteverbruik om reactoren op temperatuur te houden)

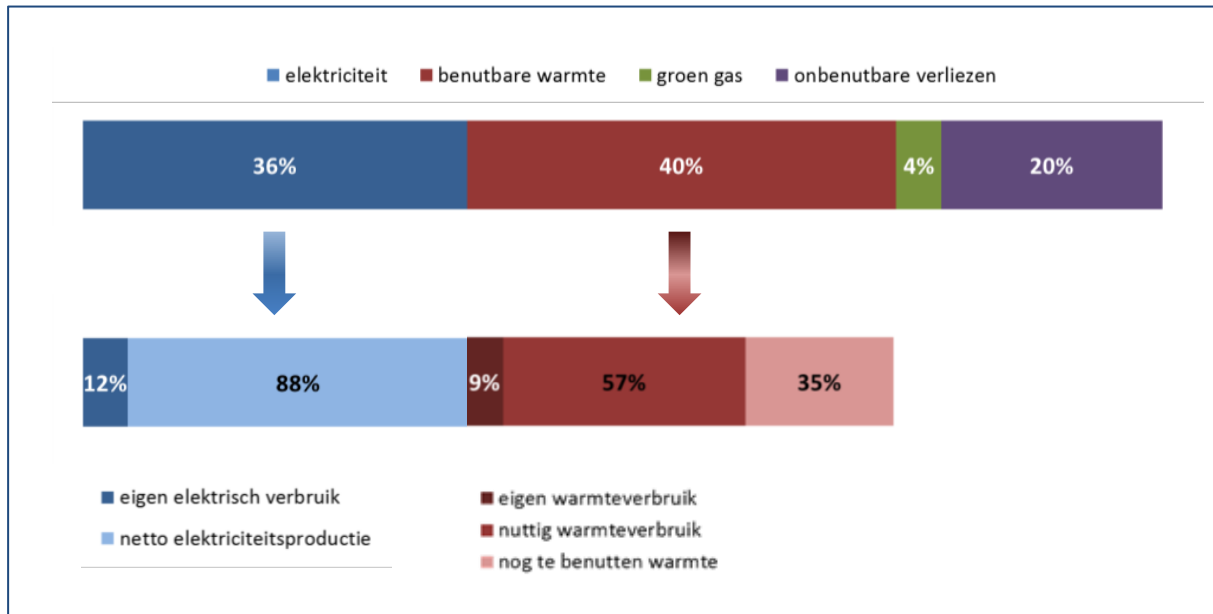
Tabel 15. Warmtebenutting bij de verschillende klassen

| | | Nuttige warmte | | Totale warmte | |
|------------------|--|----------------|----------------|---------------|----------------|
| | | Fase I (n=78) | Fase II (n=19) | Fase I (n=78) | Fase II (n=19) |
| Klasse A | Covergisting < 500 kW_e | 10% | 12% | 22% | 23% |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW_e | 22% | 23% | 35% | 38% |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW_e | 26% | 69% | 42% | 81% |
| Klasse D | Industriële vergisting | 44% | 47% | 51% | 51% |
| Gemiddeld | | 27% | 46% | 41% | 58% |

Energetische efficiëntie

Tot slot wordt de totale energetische efficiëntie belicht. Figuur 35 toont de verdeling van de in het biogas aanwezige energie over de verschillende energievormen (gemiddelde voor de 19 bestudeerde installaties). Hieruit blijkt dat 20% van de energie uit het biogas verloren gaat bij het omzetten (onder de vorm van wrijvingsverliezen in de motor, niet recupereerbare warmte,...). Zesendertig procent van de energie-inhoud uit het biogas wordt omgezet in elektriciteit. Hiervan komt uiteindelijk 88% (of 31% van de energie-inhoud uit het

biogas) op het elektriciteitsnet terecht, de rest is nodig om de installatie van elektriciteit te voorzien. Nog eens 40% van de energie-inhoud uit het biogas wordt omgezet in benutbare warmte. Hiervan was ongeveer 9% nodig om de vergistingsreactoren op temperatuur te houden en vond 57% een nuttige toepassing. Dit betekent dat 35% van de beschikbare restwarmte (of 14% van de energie-inhoud uit het biogas) verloren ging. Tot slot werd ook 4% van de energie aanwezig in het biogas als groen gas in het aardgasnet geïnjecteerd.



Figuur 35. Verdeling van de energie in het ruwe biogas over de verschillende categorieën

Figuur 36 toont de variatie in de netto energetische efficiëntie (som van de netto elektriciteitsproductie, benutte warmte en groen-gasproductie gedeeld door de energie-inhoud van het biogas) voor de 19 deelnemende installaties, en dit zowel tijdens Fase I als Fase II. Aangezien uit Figuur 32 en Figuur 34 reeds bleek dat bij de meeste installaties zowel het elektrisch rendement als de warmtebenutting steeg of minstens gelijk bleef, is het een verwachte vaststelling dat de totale energetische efficiëntie bij de meeste installaties is gestegen. Bij de installaties waar de totale energetische efficiëntie het meest steeg, is dit vooral te wijten aan een hogere warmtebenutting. Één installatie realiseerde een opmerkelijke stijging in totale efficiëntie door uit te breiden met een opwerkingsinstallatie voor groen gas, waar een zeer hoge omzettingsefficiëntie wordt gehaald.

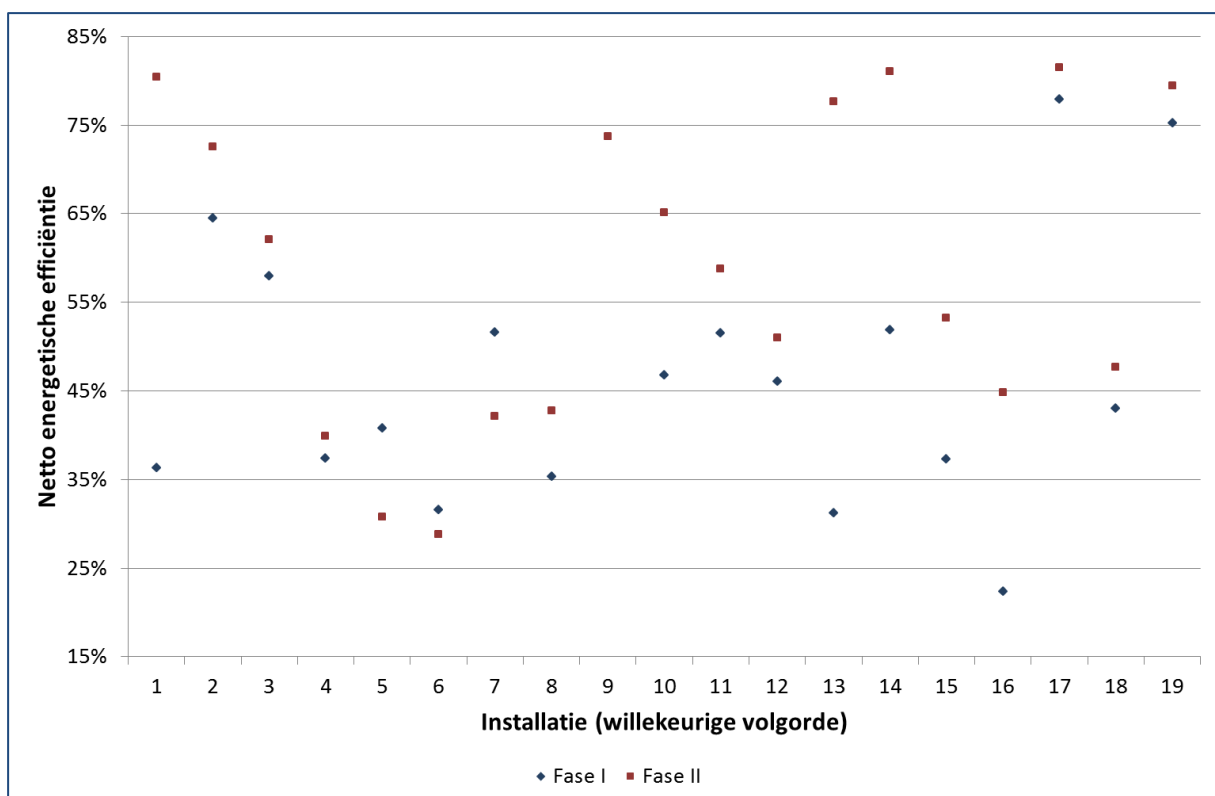
Zoals blijkt uit Tabel 16 bedroeg tijdens Fase I de gemiddelde energetische efficiëntie van een installatie 42,8%, wat betekent dat meer dan de helft van de energie uit het biogas geen nuttige toepassing vond. Bij de 19 installaties tijdens Fase II steeg dit tot 58,6%, wat vooral op conto komt van de installaties die behoren tot klasse C (door uitbreiding met warmtebenutting) en klasse D (uitbreiding met groen gas opwerking). Ondanks deze positieve trend gaat toch nog steeds heel wat energie verloren als onbenutte warmte. Voor de grotere installaties betekende de warmtebonus een voldoende incentive om uit te breiden met extra warmtebenutting, maar voor de meeste kleine installaties blijft warmtebenutting een moeilijke zaak. Voor deze kleinere installaties is het hygiëniseren of drogen van digestaat minder noodzakelijk waardoor de baten niet opwegen tegen de investering, en andere vormen van warmtebenutting zijn locatieafhankelijk waardoor velen niet de mogelijkheid hebben een interessante oplossing te vinden. Opwerking tot groen gas kan hiervoor een oplossing bieden, al blijkt dit ook niet voor alle exploitanten een adequate oplossing te zijn. Installaties die afgelegen liggen, hebben vaak geen onmiddellijke toegang tot een geschikt injectiepunt op het aardgasnet, of de investering voor een opwerkingseenheid wordt te duur bevonden door de exploitanten van de vooral kleinere installaties. In die gevallen kan een aansluiting op een lokaal biogasnet mogelijk een oplossing bieden. Hierbij kunnen de afgelegen installaties toch aansluiten op een nieuw te bouwen net, en de investering in een

opwerkingseenheid kan gedeeld worden door meerdere installaties, waardoor de kosten per installatie afneemt (hogere debieten en dus efficiënter systeem, één injectiepunt i.p.v. meerdere). De enige moeilijkheid hierbij is wie verantwoordelijk is voor de uitbouw van dit biogasnet en hoe wordt omgegaan met de risico's (wanneer bv. een installatie uitvalt).

Tabel 16. Netto energetische efficiëntie bij de verschillende klassen

| Netto energetische efficiëntie ¹ | | Fase I (n=78) | Fase II (n=19) |
|---|---------------------------------------|---------------|----------------|
| Klasse A | Covergisting < 500 kW _e | 30,8% | 36,8% |
| Klasse B | Covergisting 500-1000 kW _e | 42,6% | 47,1% |
| Klasse C | Covergisting > 1000 kW _e | 44,1% | 70,1% |
| Klasse D | Industriële vergisting | 46,9% | 63,2% |
| Gemiddeld | | 42,8% | 58,6% |

¹ (netto elektriciteitsproductie + totale benutte warmte + groen gasproductie) / energie-inhoud biogas



Figuur 36. Netto energetische efficiëntie van 19 installaties tijdens Fase I en Fase II van deze studie

3.4.4. Conclusies en aanbevelingen

De biogasproductie is het belangrijkste aspect van de vergisting, aangezien dit de bron van de inkomsten vormt (als groen gas, elektriciteit en/of warmte). Veel exploitanten sturen de voeding dan ook op basis van deze biogasproductie. Het geniet de aanbeveling om de biogasproductie zo constant mogelijk te houden, aangezien dit de stabiliteit van de bacteriën bevordert (constante belastingsgraad), maar ook de efficiëntie van de motoren ten goede komt. Door de vaak sterk schommelende inputsamenstelling was dit bij vele installaties niet het geval, al werden weinig abrupte veranderingen opgemerkt. Meestal fluctueerde de biogasproductie geleidelijk over een periode van enkele weken. Dit was niet het geval wanneer een installatie kreeg af te rekenen met een technische storing of instabiel biologisch proces.

Ook de biogassamenstelling is zeer belangrijk. Een constant methaangehalte wijst enerzijds op een stabiel proces, maar zorgt ook voor een constantere verbranding in de WKK-motoren en dus voor een hogere

efficiëntie. Het methaangehalte in het biogas is afhankelijk van de voedingssamenstelling, waarbij vetten en eiwitten voor een hoger methaangehalte zorgen dan koolhydraten. Afhankelijk van de samenstelling van de inputmix wijst een methaangehalte tussen 50 en 60% op een stabiel proces. Door het gebruik van een hydrolysetank kan het methaangehalte worden verhoogd (maar niet de totale methaanproductie), waardoor bepaalde motoren een hoger rendement hebben. Wanneer het methaangehalte daalt tot < 50%, wijst dit meestal op een storing van de methanogene bacteriën, en zijn bijkomende analyses van het digestaat gewenst. Ook een regelmatige kalibratie (minstens éénmaal per jaar) van het meetsysteem is aangewezen, gezien het belang van deze parameter.

Naast CH₄ is H₂S een zeer belangrijke parameter in het biogas. Een waarde > 500 ppm_v kan een toxische werking hebben op de bacteriën, en daarnaast zorgt een hoog H₂S-gehalte ook voor een verkorte levensduur van de WKK-motoren (en geven veel fabrikanten ook geen garanties meer vanaf een bepaald H₂S-gehalte. Het vermijden of verwijderen van H₂S is dan ook zeer belangrijk. Een eerste manier is door een goede selectie van de inputstromen. Substraten zoals glycerine, TGC, uien, prei (producten met een hoog S-gehalte) vormen een extra risico en dienen daarom in beperkte mate te worden toegevoegd. Wordt toch H₂S gevormd, kan dit op verschillende manieren worden verwijderd. Interne ontzwavelingsmethoden zijn de injectie van lucht in de reactoren of het toevoegen van ijzerhoudende producten aan de reactoren. Het voordeel van interne ontzwaveling is dat dit het H₂S-gehalte reeds in de reactor verlaagt, waardoor dit niet alleen de motoren ten goede komt, maar ook de stabiliteit van de bacteriën. Externe ontzwaveling bevindt zich los van de vergistingsreactoren en bestaat meestal uit een biofilter of actief koolfilter. Het voordeel hier is de meestal hogere verwijderingsefficiëntie, maar heeft als nadeel dat in de reactor wel nog steeds toxische H₂S-gehalten kunnen aanwezig zijn. Afhankelijk van de H₂S-concentratie kan een combinatie van beide technieken worden gebruikt, waarbij via interne ontzwaveling het H₂S-gehalte onder de 500 ppm_v wordt gehouden, terwijl dit verder kan verlaagd worden met een externe ontzwavelingseenheid om de motoren te beschermen.

De verwerking van het biogas gebeurt grotendeels via omzetting tot elektriciteit en warmte in een WKK-motor. Ongeveer 2/3^e van de installaties beschikt over minstens twee motoren. Dit heeft als belangrijkste voordeel een grotere flexibiliteit, zodat wanneer een motor uitvalt, toch nog elektriciteit kan worden geproduceerd en het proces niet volledig moet stilgelegd worden. Sommige installaties kozen er ook voor om een reservemotor te installeren, waardoor bij storing aan één motor toch nog op vollast kon worden verdergewerkt. Hoe meer een motor op vollast werkt, hoe hoger het werkelijk elektrisch rendement zal aanleunen bij het theoretisch maximum rendement. In het geval met meerdere motoren wordt gewerkt, geniet het de voorkeur zoveel mogelijk motoren op vollast te bedienen, en één motor in te schakelen om de rest van het gas te verbranden, in plaats van alle motoren op een gelijke deellast te bedienen. Op die manier wordt een zo hoog mogelijk rendement verkregen. Tijdens deze studie bleek dat nog heel wat installaties een ruime marge hebben om het motorvermogen beter te benutten. Dit komt door technische/biologische storingen, maximale begrenzing van subsidieerbare elektriciteitsproductie, wisselende voedingssamenstelling, dure substraten waardoor bewust minder werd verwerkt dan technisch mogelijk,...

De warmtebenutting is bij de meeste installaties onveranderd gebleven in Fase II ten opzichte van Fase I. Alleen bij een aantal installaties behorende tot klasse C werd geïnvesteerd in een extra warmtebenutting zoals ORC, een droger, hygiëniseren van het digestaat... De SDE+ warmtebonus voor bestaande installaties bleek voor deze installaties een belangrijke incentive om deze investering te doen. Een goede valorisatie van de geproduceerde warmte is zeer belangrijk met het oog op de energetische efficiëntie van een installatie, en kan ook zorgen voor extra inkomsten en de rendabiliteit van een installatie verhogen. Doordat warmtebenutting vaak sterk locatiegebonden is, blijft dit echter een moeilijke oefening. Vooral voor de kleinere installaties speelt dit een rol, aangezien zij vaak voldoende landbouwgrond hebben om hun digestaat af te zetten, waardoor drogen of hygiëniseren voor hen geen optie is. Opwerking tot groen gas kan een oplossing bieden om de benutting van de energie in het biogas te optimaliseren. Doordat dit een eerder nieuwe (en duurdere) technologie is dan de

klassieke WKK, hanteren veel exploitanten (voornamelijk van kleinere installaties) een afwachtende houding tegenover deze opwerking. Indien aangesloten zou kunnen worden op een biogasnet met een gezamenlijke opwerking, lijken iets meer exploitanten geïnteresseerd, al is de kostprijs van dit biogasnet en wie hiervoor moet opdraaien nog een heikel punt.

Door de extra warmtebenutting bij enkele installaties steeg de gemiddelde energetische efficiëntie van $\pm 40\%$ in Fase I tot bijna 60% in Fase II. Desondanks blijft de warmtebenutting bij veel installaties nog beperkt. Zoals hierboven besproken is warmtebenutting voor heel wat (kleinere) installaties niet steeds mogelijk. In veel gevallen kan het benutten van de warmte zorgen voor een extra bron van inkomsten in relatie met de daarbij behorende extra investering.

3.5. Digestaatbewerking en digestaatafzet

3.5.1. Digestaatbewerking

Tabel 17 toont een overzicht van de digestaatbewerkingstechnieken die voorkwamen bij de installaties bevestigd tijdens Fase I en Fase II van deze studie. Hieruit blijkt dat de steekproef uit Fase II een goed beeld geeft van de totale sector zoals bevestigd in Fase I.

Tabel 17. Percentage van de bevestigde installaties die een bepaalde digestaatbehandeling bezitten

| Bewerkingstechniek | Fase I (n = 84) | Fase II (n = 19) |
|--------------------|-----------------|------------------|
| Geen | 35% | 26% |
| Persen | 43% | 53% |
| Centrifugeren | 14% | 11% |
| Drogen | 13% | 16% |
| Hygiëniseren | 15% | 21% |
| Waterzuivering | 12% | 16% |

Het persen van het digestaat was zowel tijdens Fase I als tijdens Fase II de meest voorkomende behandelingsstap op het digestaat. In de meeste gevallen gebeurde dit zonder polymeer en met een schroefpers, waardoor het persen vooral resulteerde in een vezelfractie enerzijds en een slibrijke waterfractie anderzijds. Het voornaamste doel bij het persen is om de afzet van het digestaat te vergemakkelijken. De dunne fractie kan namelijk makkelijker worden uitgereden op het land (bv. bij injectie in de grond). De dikke fractie biedt dan weer het voordeel dat dit makkelijker voor lange tijd is op te slaan en als dikke mest kan worden afgezet. Vaste mest mag ook gedurende een langere periode worden afgezet dan dunne mest. Ook recirculeerden een aantal installaties ook (een deel van) deze dikke fractie rechtstreeks naar de vergister of werd deze gebruikt als strooisellaag in de stallen. Ongeveer één zesde van de installaties beschikte ook over een droger, waarbij de dikke fractie na persen met behulp van de restwarmte van de WKK-motoren verder werd ingedroogd tot een DS-gehalte van > 90%. Hierdoor verkleinde de af te zetten hoeveelheid en kon vaak zelfs een inkomst worden ontvangen voor dit type product (door de betere toepasbaarheid als meststof).

Centrifugeren scheidt het digestaat eveneens in een dikke en dunne fractie, al zal in tegenstelling tot bij het persen de dikke fractie ook een groter aandeel van het slib bevatten. Doordat een centrifuge vooral voorkomt bij de meer industriële installaties, gebeurt het centrifugeren dan ook vaker met gebruik van polymeer, om een zo zuiver mogelijk water te verkrijgen. Vaak werd dit water dan ook nog verder opgezuiverd tot loosbaar water via een waterzuivering.

Een laatste behandelingsstap die voorkwam is het hygiëniseren van het digestaat met restwarmte van de WKK-motoren. Dit werd vooral gedaan door installaties die het digestaat afzetten naar het buitenland (voornamelijk Duitsland).

Waterzuivering kwam vooral voor bij de industriële vergisters en enkele grootschalige landbouwvergisters. Hierbij wordt het digestaat zodanig bewerkt dat een loosbaar water wordt verkregen, samen met enkele sterk geconcentreerde eindproducten zoals RO-concentraat of aerobe slibkoek. Alhoewel deze vorm van digestaatbehandeling zorgt voor een sterke reductie van het af te zetten product (en dus de bijhorende afzetkosten), staan hier wel hogere werkingskosten tegenover. Dit is ook de reden waarom waterzuivering niet voorkomt bij de meeste landbouwvergisters. Deze manier van digestaatbehandeling biedt wel potentieel naar de toekomst toe, wanneer wordt geëvolueerd naar een situatie waarbij het de bedoeling is zoveel mogelijk nuttige producten (nutriënten) uit het digestaat terug te winnen. Tijdens deze studie bleek dat heel wat

exploitanten openstaan voor deze ontwikkeling. Voorwaarde is dan uiteraard dat de geproduceerde eindproducten aan marktconforme voorwaarden kunnen worden afgezet en van het label 'dierlijke mest' worden ontheven.

3.5.2. Digestaatkarakteristieken

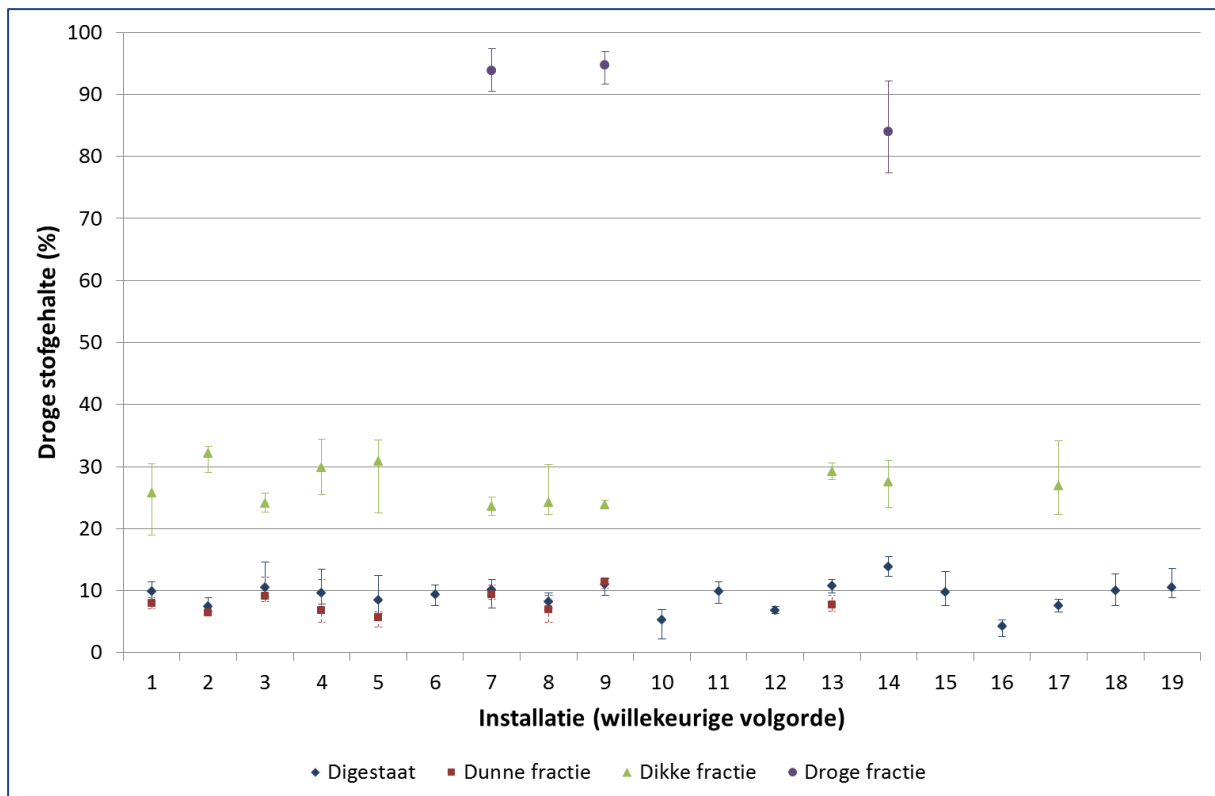
In onderstaande figuren wordt voor verschillende parameters de gemiddelde waarde in het digestaat en de verschillende eindproducten (dunne fractie, dikke fractie en droge fractie) weergegeven. Voor sommige installaties is alleen een waarde van het digestaat weergegeven. Bij deze installaties wordt het digestaat als dusdanig afgezet. Tabel 18 toont de gemiddelde waarden voor de verschillende types eindproducten zoals gemeten tijdens deze studie bij 19 installaties.

Tabel 18. Overzicht van de karakteristieken van de verschillende eindproducten

| | | Digestaat | Dunne fractie | Dikke fractie | Droge fractie |
|----|---|-----------|---------------|---------------|---------------|
| DS | % | 9,1 | 7,9 | 27,0 | 90,8 |
| VS | % op DS | 60,7 | 54,4 | 77,5 | 74,8 |
| pH | - | 8,3 | 8,3 | 8,7 | 9,5 |
| | g N/kg DS | 70,6 | 68,8 | 27,7 | 20,7 |
| N | g N/kg vers | 6,1 | 5,3 | 7,4 | 18,7 |
| | mg NH ₄ -N/kg vers | 2841 | 2481 | 1475 | 146 |
| P | % P ₂ O ₅ op DS | 3,43 | 3,25 | 2,50 | 1,84 |
| | % P ₂ O ₅ op vers | 0,30 | 0,26 | 0,68 | 1,64 |
| K | % K ₂ O op DS | 6,71 | 7,77 | 2,24 | 2,78 |
| | % K ₂ O op vers | 0,59 | 0,59 | 0,59 | 2,54 |

Droge stofgehalte

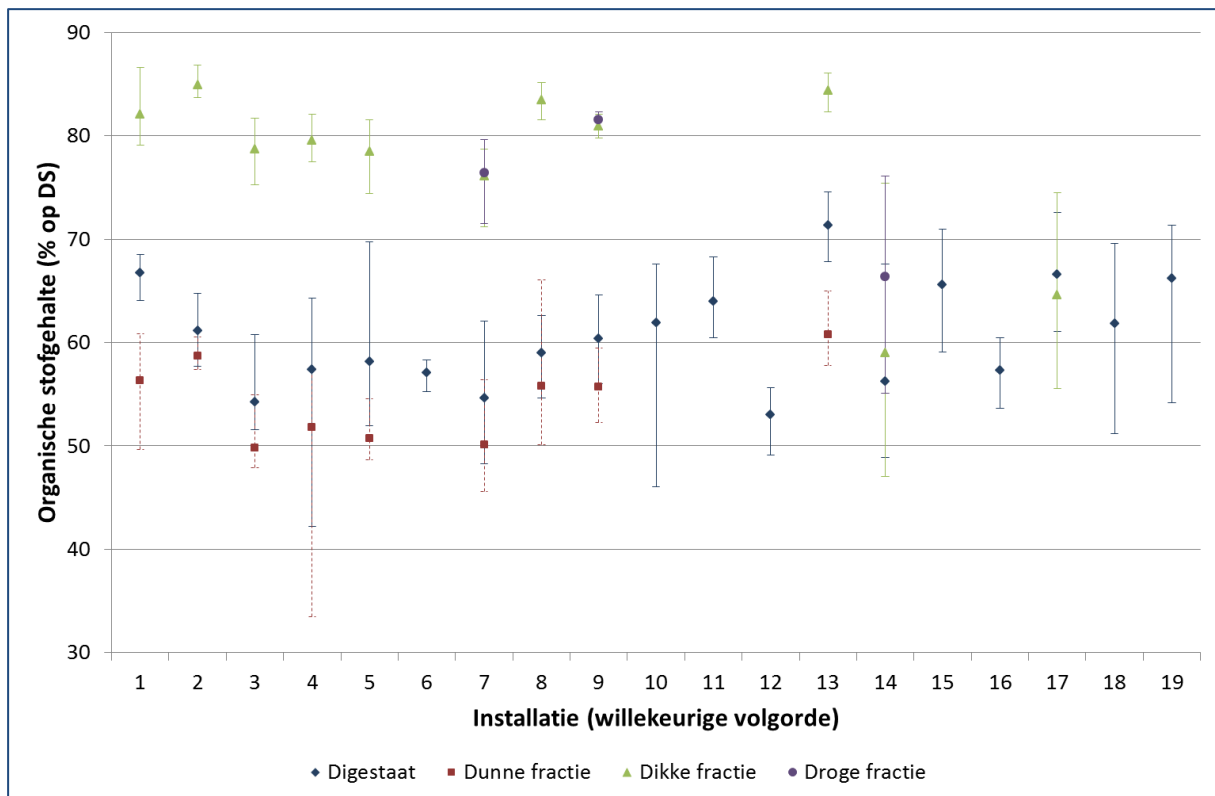
Figuur 37 toont de variatie van het droge stofgehalte in de verschillende eindproducten bij de 19 installaties bevraagd tijdens Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Uit de figuur volgt dat het droge stofgehalte van de dunne fractie zeer dicht aanleunt bij het droge stofgehalte in het digestaat en slechts een weinig lager is (gemiddeld 8% tegenover 9% in het digestaat). Dit komt doordat de scheiding in dunne en dikke fractie nagenoeg steeds gebeurde met een schroefpers en zonder gebruik van polymeer. Hierdoor werden alleen vezels uit het digestaat verwijderd en wordt het slib weerhouden in de dunne fractie. Ondanks een lager droge stofgehalte zal door het verwijderen van de vezels de dunne fractie wel makkelijker verpompaar zijn dan het onbehandelde digestaat (wat dan weer een voordeel is bij het uitrijden). Het droge stofgehalte van de dikke fractie (dit zijn dus vooral de vezels die tijdens het persen werden verwijderd) schommelde tussen de 25 en 30%. Dit is een waarde die typisch is voor een schroefpers zonder polymeer. De variatie per installatie van dit droge stofgehalte is vooral te wijten aan de werkingsefficiëntie van de pers. Uit de figuur blijkt ten slotte ook dat 3 installaties de dikke fractie verder indroogden tot een DS-gehalte van 85-95%. Ook dit zijn normale waarden.



Figuur 37. Variatie in het droge stofgehalte van de eindproducten bij 19 installaties

Organische stofgehalte

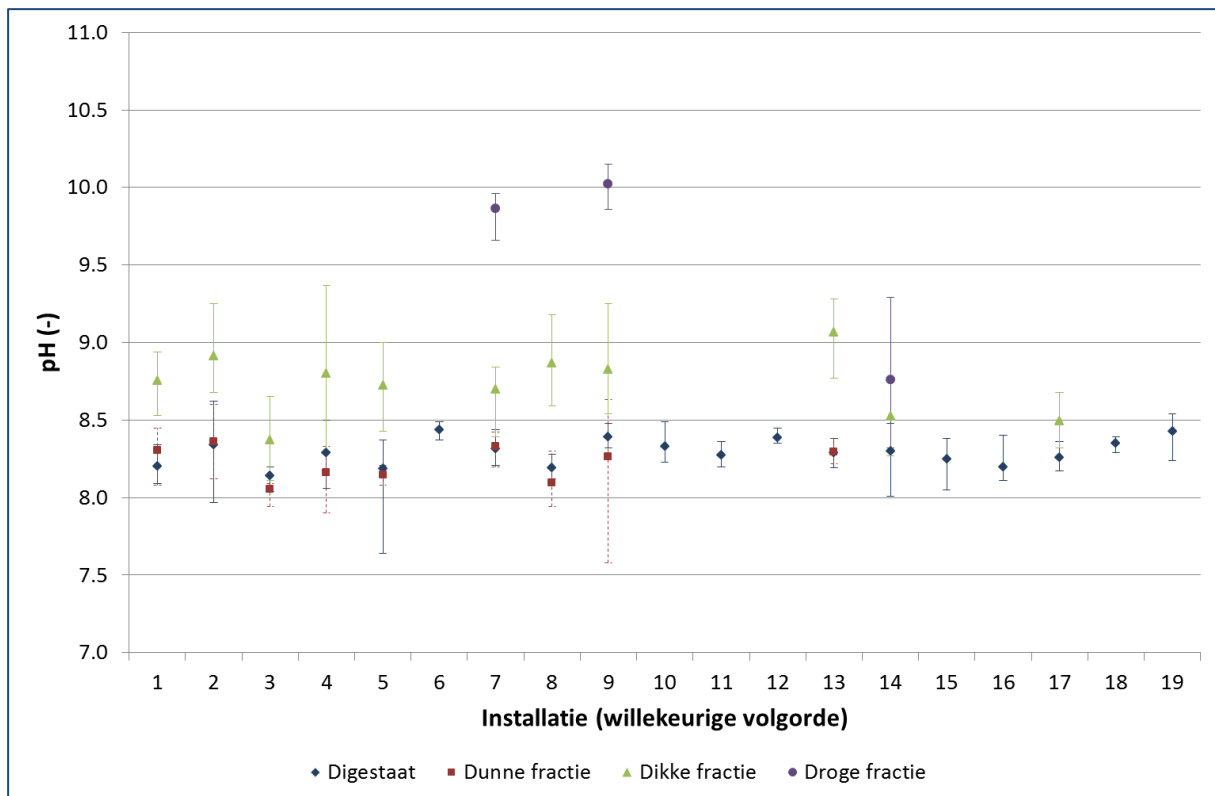
Figuur 38 toont de variatie van het organische stofgehalte in de verschillende eindproducten bij de 19 installaties bevestigd tijdens Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur blijkt dat het organische stofgehalte in de dunne fractie $\pm 10\%$ lager is dan in het onbehandelde digestaat (54% t.o.v. 60%). Dit komt doordat tijdens het persen vooral vezels worden verwijderd (welke rijk zijn aan organische stof), terwijl de opgeloste zouten in concentratie worden verhoogd in de dunne fractie, met een lager organische stofgehalte tot gevolg. De dikke fractie bevat voornamelijk de vezels en het is dan ook een verwachte vaststelling dat het organische stofgehalte hier beduidend hoger ligt dan in het onbehandelde digestaat (77% t.o.v. 60%). Tijdens het drogen ondergaat de organische stof nagenoeg geen behandeling meer, waardoor het organische stofgehalte van de droge fractie dus in de buurt ligt van het organische stofgehalte in de dikke fractie.



Figuur 38. Variatie in het organische stofgehalte van de eindproducten bij 19 installaties

pH

Figuur 39 toont de variatie van het organische stofgehalte in de verschillende eindproducten bij de 19 installaties bevestigd tijdens Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat de pH van de dunne fractie zeer nauw aanleunt bij de pH van het onbewerkte digestaat, terwijl de pH in de dikke fractie en vooral de droge fractie iets hoger is. Dit wordt veroorzaakt door het hogere droge stofgehalte.

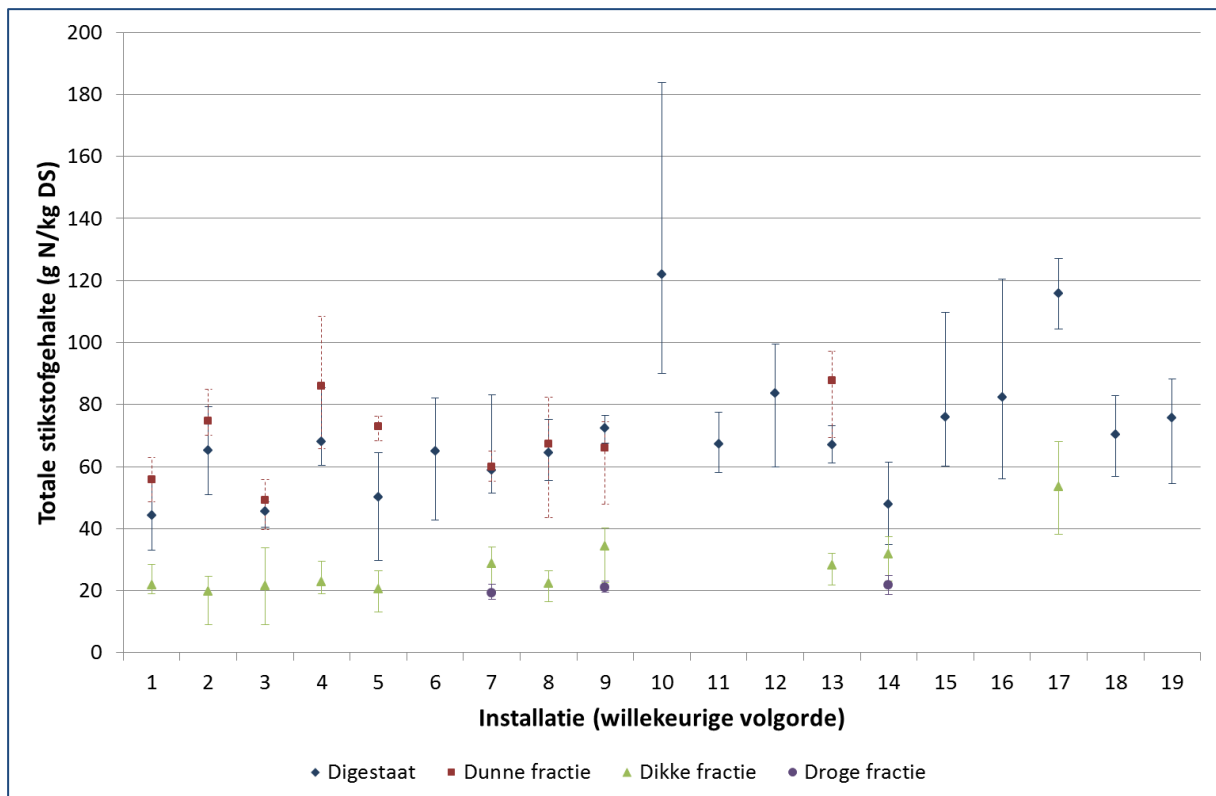


Figuur 39. Variatie van de pH van de eindproducten bij 19 installaties

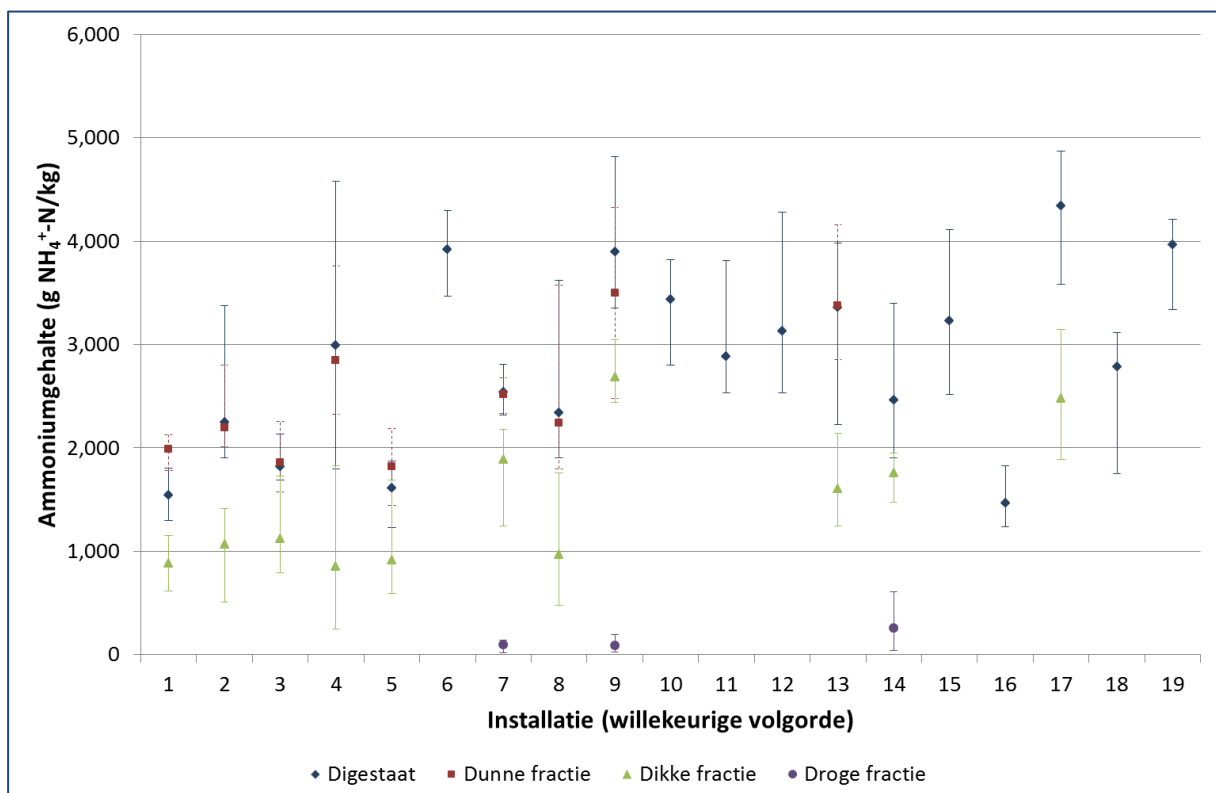
Stikstofgehalte

Figuur 40 toont de variatie van het totale stikstofgehalte (uitgedrukt op droge stofgehalte) in de verschillende eindproducten bij de 19 installaties bevraagd tijdens Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat de variatie van het totale stikstofgehalte vrij groot is, zowel tussen de installaties onderling als gedurende het jaar per installatie. Dit is een verwachte vaststelling, aangezien dit ook al bleek uit de sterk wisselende inputsamenstelling en de grote variatie in ammoniumgehalte bij de procesparameters. Uit de figuur blijkt verder dat het stikstofgehalte in de dunne fractie gelijk is aan of iets hoger is dan in het digestaat (uitgedrukt op droge stofgehalte). Dit is een verklaarbare vaststelling, aangezien stikstof (voornamelijk als ammoniumstikstof) zich preferentieel ophoudt in de vloeistoffase. Uitgedrukt op verse stof is het stikstofgehalte wel iets hoger in het digestaat dan in de dunne fractie, zoals kan worden afgelezen uit Tabel 18. Het stikstofgehalte in de dikke fractie is logischerwijs dan ook lager dan in het digestaat (uitgedrukt op droge stofgehalte). In de droge fractie is dit nog iets lager, doordat tijdens het drogen een deel van de stikstof als ammoniak zal vervluchtigen. Door het zeer hoge DS-gehalte van deze droge fractie, bevat de droge fractie wel meer stikstof wanneer dit uitgedrukt wordt op verse stof (zie Tabel 18).

Figuur 41 toont de variatie van het ammoniumgehalte in de verschillende eindproducten bij de 19 installaties bevraagd tijdens Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Hieruit blijkt dat het ammoniumgehalte in de dunne fractie en het digestaat min of meer gelijk is. Dit is te verklaren doordat ammonium zich in de vloeistoffase ophoudt en dus na persen voornamelijk in de dunne fractie terecht komt. Om dezelfde reden is het ammoniumgehalte in de dikke fractie beduidend lager dan in het digestaat. Tijdens het drogen zal een deel van het ammonium verder verdampen uit de dikke fractie, waardoor het ammoniumgehalte in de dikke fractie zeer laag is.



Figuur 40. Variatie van het totale stikstofgehalte in de verschillende eindproducten bij 19 installaties



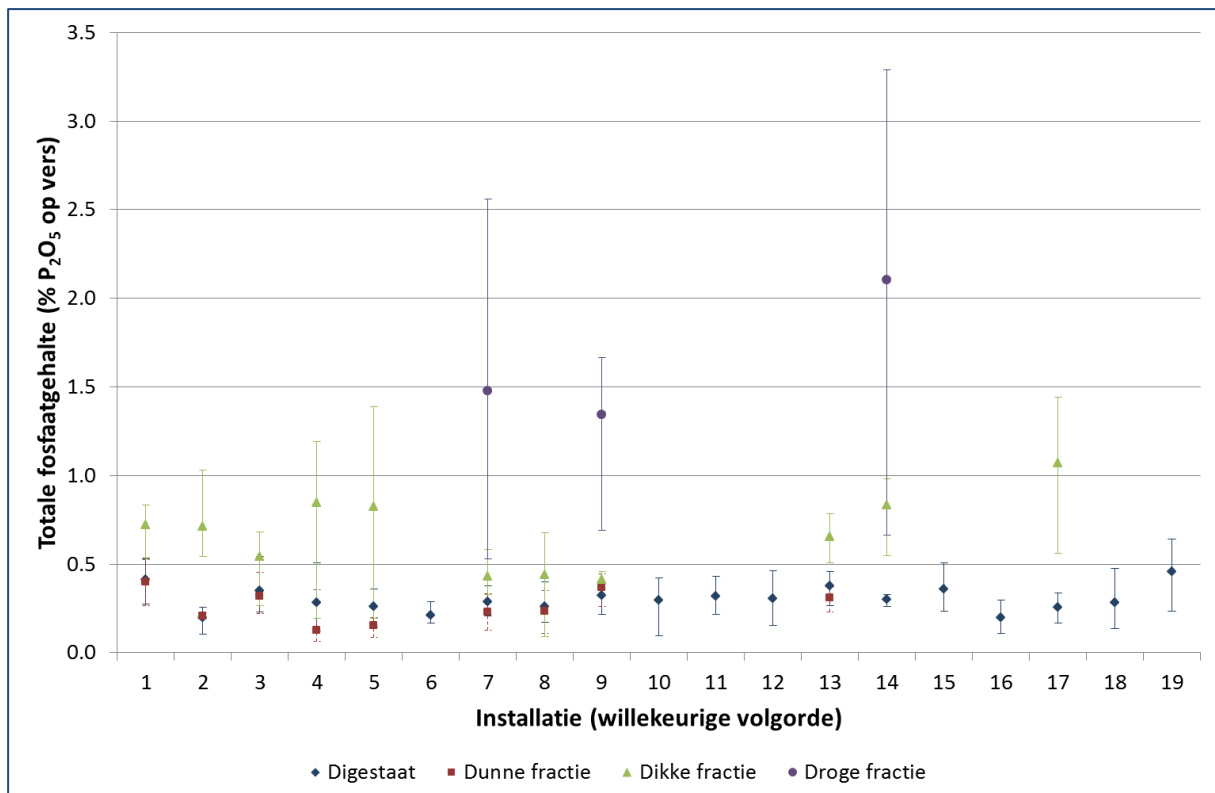
Figuur 41. Variatie van het ammoniumgehalte in de verschillende eindproducten bij 19 installaties

Fosforgehalte

Figuur 42 toont de variatie van het fosforgehalte (als % P₂O₅ op verse stof) in de verschillende eindproducten bij de 19 installaties bevaagd tijdens Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur blijkt dat het

fosfaatgehalte in het digestaat relatief weinig verschilt tussen de installaties met een gemiddelde waarde van 0,3%. Het fosfaatgehalte in de dunne fractie sluit daar vrij dicht bij aan, en is gemiddeld iets lager (dit komt doordat fosfor voor een groot deel als vaste stof aanwezig zal zijn en dus in de dikke fractie terecht komt, wat eveneens blijkt uit de figuur. Het fosfaatgehalte in de droge fractie is het hoogst, wat voornamelijk komt door het hoge droge stofgehalte. De variatie is bij deze droge fractie zeer hoog (0,5% - 3,0%) in vergelijking met het digestaat, de dunne fractie en de dikke fractie, doordat kleine schommelingen in de voedingssamenstelling door de sterke concentratieverhoging worden uitvergroot.

Rundveedrijfmest heeft een gemiddeld fosfaatgehalte van 0,15 à 0,20%, terwijl dit voor varkensmest ongeveer 0,40 à 0,45% is. Het fosfaatgehalte in het digestaat ligt dus tussen beide waarden in. Toch is geen duidelijk verschil zichtbaar in fosfaatgehalte in het digestaat van installaties met voornamelijk varkensmest (0,34% P_2O_5) of rundveedrijfmest (0,29% P_2O_5). De gebruikte cosubstraten zorgen dus voor een uitmiddeling van het fosfaatgehalte in het digestaat (en bijgevolg in alle afgeleide eindproducten).

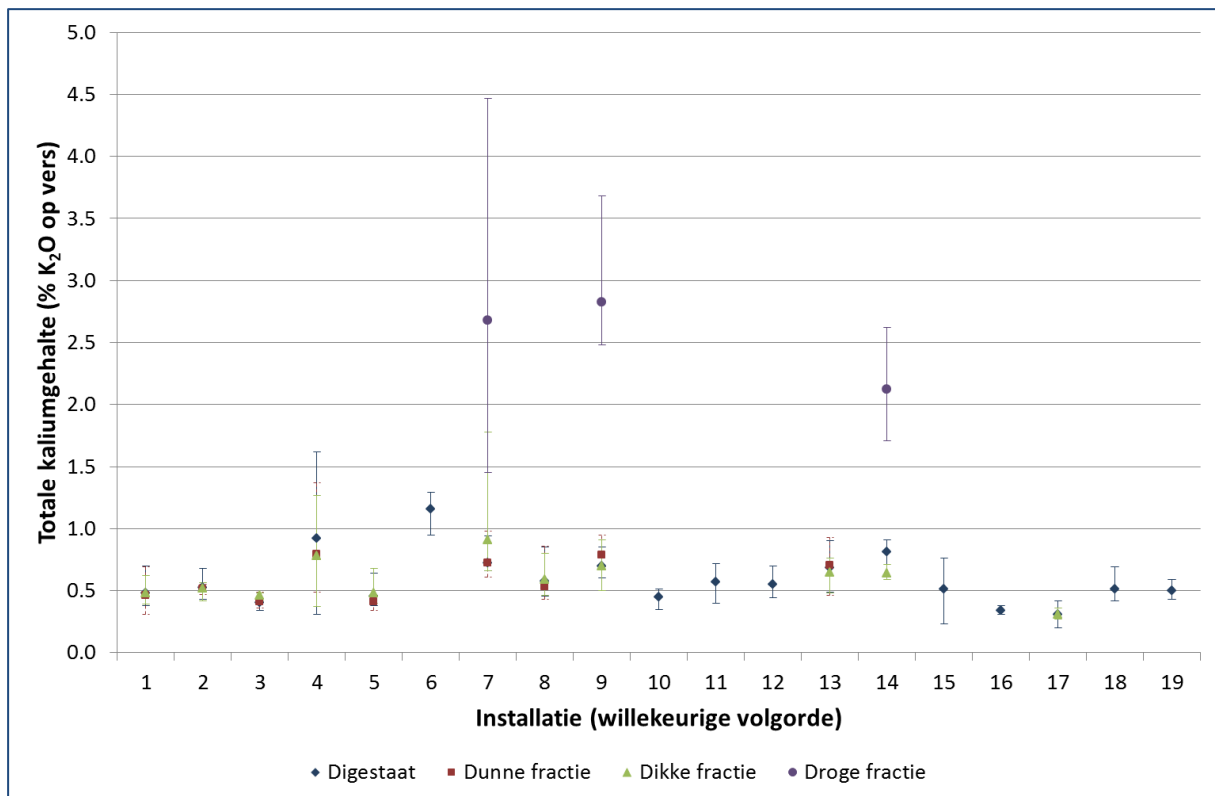


Figuur 42. Variatie van het fosfaatgehalte in de verschillende eindproducten van 19 installaties

Kaliumgehalte

Figuur 43 toont de variatie van het kaliumgehalte (als % K_2O op verse stof) in de verschillende eindproducten bij de 19 installaties bevroegd tijdens Fase II (installaties in willekeurige volgorde). Uit deze figuur blijkt dat er amper verschil merkbaar is tussen het kaliumgehalte in het digestaat, dikke fractie en dunne fractie, welke gemiddeld 0,59% bedraagt. Het kaliumgehalte in de dikke fractie is wel beduidend hoger met 2,54% K_2O , wat komt door het zeer hoge droge stofgehalte. De variatie is bij deze droge fractie zeer hoog doordat kleine schommelingen in de voedingssamenstelling door de sterke concentratieverhoging worden uitvergroot.

Rundveedrijfmest heeft een gemiddeld K_2O -gehalte van 0,6%, terwijl dit voor varkensmest ongeveer 0,7% is. Het gemiddeld fosfaatgehalte in het digestaat leunt dus het beste aan bij dat van rundveedrijfmest, al zijn er bij bepaalde bedrijven wel afwijkingen hiervan (tot 0,9% en meer). Dit is bijna steeds te wijten aan coproducten die rijk zijn aan K zoals bv. aardappelafval, kippenmest of graanafval.

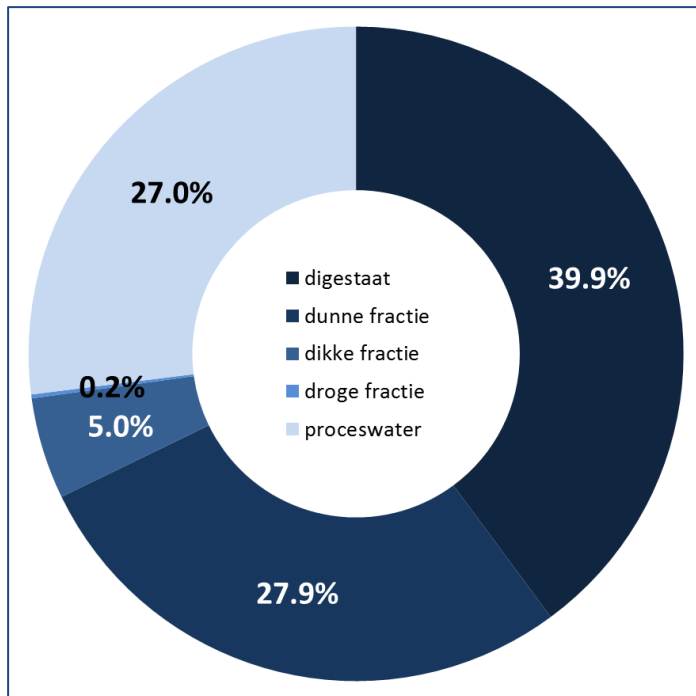


Figuur 43. Variatie in het kaliumgehalte in de verschillende eindproducten van 19 installaties

3.5.3. Digestaatafzet

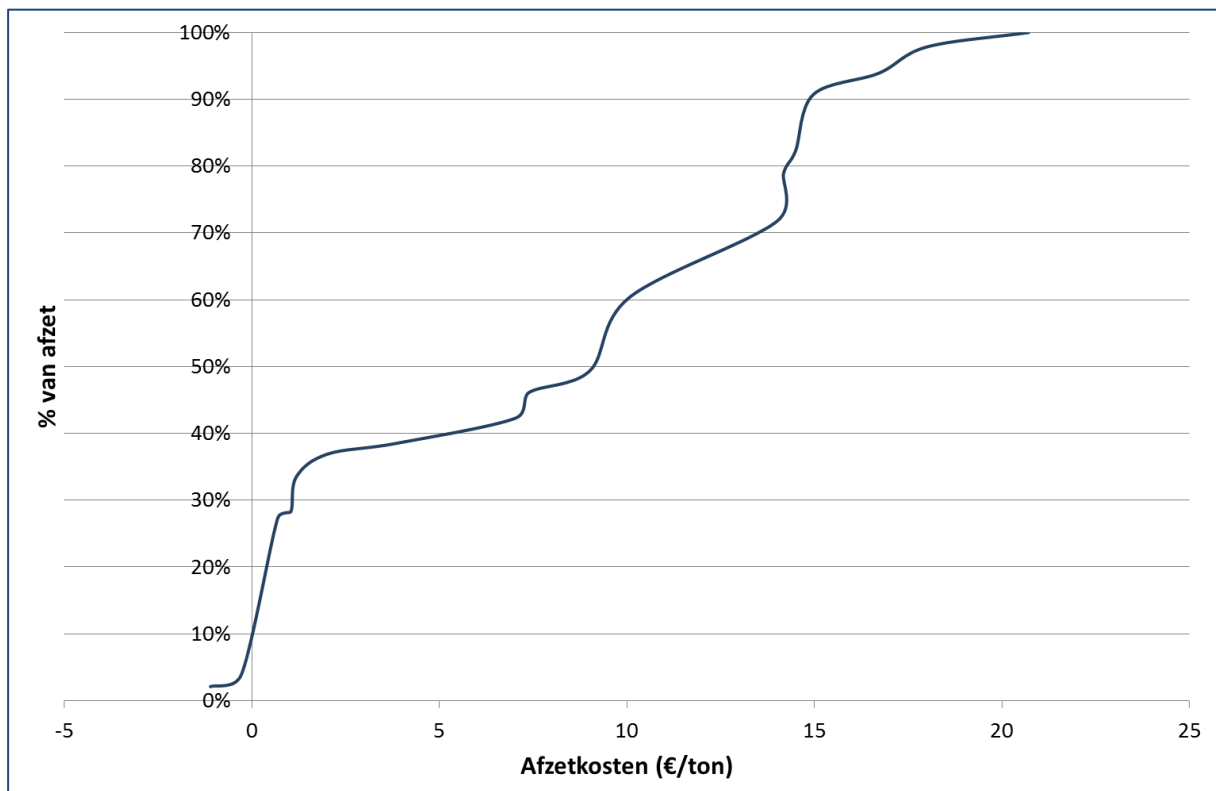
Figuur 44 toont de vorm waaronder de installaties het restproduct na vergisting hebben afgezet. Hieruit blijkt dat bijna 40% van alle eindproducten als digestaat werd afgezet (eventueel na hygiënisatie). Een kleine 30% wordt als dunne fractie afgezet en 5% als dikke fractie. De hoeveelheid dikke fractie die werd afgezet is lager dan de totale productie van dikke fractie, doordat een groot aantal installaties deze dikke fractie intern hergebruiken. Enerzijds kan deze dikke fractie rechtstreeks terug aan de vergister worden gevoed (al dan niet na een voorbehandeling om de afbreekbaarheid te verhogen). Dit zorgt voor een langere verblijftijd van het vezelige materiaal, maar zal niet substantieel bijdragen tot een hogere biogasproductie. Een tweede manier van hergebruik van de dikke fractie is als beddingsmateriaal in de stallen. Dit heeft het voordeel dat de exploitant kan besparen op de aankoop van ander beddingsmateriaal (bv. stro, houtschilfers), en dat het materiaal uiteindelijk ook terug terechtkomt in de vergister. Door het gebruik als bedding zal de afbreekbaarheid van deze dikke fractie ook licht verhoogd worden (impregnatie met mest, vertrappelen door het vee). Tot slot werd ook een deel van de dikke fractie ingedroogd tot $\pm 90\%$ DS en als droge fractie afgezet. Deze laatste fractie maakte slechts 0,2% uit van de totale afzet van de installaties van Fase II. Tot slot werd ook nog iets meer dan een kwart van alle eindproducten afgezet als gezuiverd proceswater. Hiervoor waren vooral de industriële installaties en enkele grotere landbouwvergisters verantwoordelijk.

Van alle afgezette eindproducten werd 8% op eigen grond afgezet, terwijl 92% extern werd afgezet. Hiervan bleef het meeste in Nederland, al werd ook afgezet in het buitenland (Duitsland).



Figuur 44. Procentuele verdeling van de eindproducten

Naast de vorm van afzet is het ook interessant om even stil te staan bij de kosten die gepaard gaan met deze afzet. De verdeling van deze afzetkosten is weergegeven in Figuur 45.



Figuur 45. Verdeling van de afzetkost van het digestaat (als €/ton)

Uit deze figuur blijkt dat voor een klein deel van de afzet een negatieve afzetkost werd gerekend. Dit werd vooral veroorzaakt doordat voor droge fractie geld wordt verkregen. Uit de figuur blijkt verder dat de helft van de afzet gepaard ging met een kostprijs lager dan € 10/ton. Tien procent van de afzet gebeurde dan weer aan

een kostprijs hoger dan € 15/ton. Tabel 19 toont de gemiddelde afzetkost van het digestaat per klasse. Hieruit blijkt duidelijk dat hoe groter de installatie, hoe hoger de afzetkost is. Dit kan vooral worden verklaard doordat kleinere installaties een groter deel van hun digestaat kwijt kunnen op eigen landbouwgrond, wat de kosten aanzienlijk drukt. De gemiddelde afzetkost bij installaties die meer dan 50% van alle eindproducten op eigen grond kwijt kunnen bedroeg € 1,1/ton, terwijl dit voor installaties die alle eindproducten extern moesten afzetten € 11,4/ton bedroeg. De gemiddelde afzetkost bij installaties die vooral rundveemest verwerken bedroeg € 4,8/ton terwijl dit voor installaties die vooral varkensmest verwerken € 13,3/ton bedroeg. Dit komt doordat installaties die rundveemest verwerken meestal over een groter areaal landbouwgrond beschikken waardoor minder moet worden afgevoerd. Meestal bevinden deze installaties zich ook in een gebied waar de mestdruk minder hoog is. Installaties die vooral varkensmest vergisten bevinden zich meestal in gebieden met een hoge mestdruk en beschikken ook zelden over veel landbouwgrond, waardoor alle digestaat moet worden afgevoerd.

Tabel 19. Gemiddelde afzetkost per klasse

| Klasse | Afzetkost (€/ton) |
|------------|-------------------|
| A | 2,5 |
| B | 8,5 |
| C | 10,1 |
| D | 8,7 |
| gemiddelde | 8,6 |

3.5.4. Conclusies en aanbevelingen

Persen van het digestaat bleek de meest gebruikte techniek bij de bevroegde installaties, al wordt ook een groot deel van het digestaat onbewerkt afgezet. Naast het persen kwamen ook centrifuge, droging, hygiënisatie en waterzuivering voor. De keuze om het digestaat al dan niet na te behandelen moet weloverwogen gebeuren, waarbij de kosten en baten goed worden geanalyseerd. Deze kosten en baten zijn zeer bedrijfsafhankelijk (locatie, aanwezigheid van eigen landbouwgrond, bemestende waarde digestaat...). Hieronder wordt beknopt de impact van enkele nabehandelingen weergegeven.

Persen: Het persen van het digestaat levert twee eindproducten op: een dunne fractie en een dikke fractie.

Wanneer het persen gebeurt zonder toevoeging van een flocculant, zullen vooral de vezels in de perskoek terecht komen, terwijl een groot deel van het slib in het perswater achterblijft. De perskoek heeft een DS-gehalte van 20 à 30%, terwijl het DS-gehalte van het perswater iets lager zal zijn dan dit van het digestaat. Grosso modo kan worden gesteld dat het perswater het leeuwendeel van de stikstof zal bevatten, terwijl de perskoek het leeuwendeel van de fosfor zal bevatten. Dit kan de afzet van het digestaat bevorderen doordat het digestaat wordt gescheiden in een stikstof- en een fosfaatmeststof. Ook fysisch zorgt het persen voor een betere verwerking: de dunne fractie kan makkelijker als vloeibare mest worden uitgereden, terwijl de dikke fractie als vaste meststof kan worden bewaard of verwerkt. Ook kan de dikke fractie (vnl. vezels) worden hergebruikt als strooisel in de stallen.

Centrifugeren: Het effect hiervan is vergelijkbaar met dit van persen, al zal centrifugeren vaker gebeuren op digestaat met een lager DS-gehalte (< 5%). Hier wordt ook meestal een flocculant toegevoegd om de ontwatering te verbeteren, waardoor de centrifugekoek naast de vezels ook een groot deel van het slib zal bevatten. Het DS-gehalte van de koek schommelt meestal tussen 20 à 25%, dat van het centrifugewater tussen 2 à 6% (afhankelijk van ingaand digestaat en het al dan niet toevoegen van flocculant). De verdeling van het digestaat in een N-rijk centrifugewater en P-rijk centrifugekoek kan de afzet bevorderen. De centrifugekoek is wel minder geschikt als strooisellaag door het aandeel slib.

Drogen: De dikke fractie na persen of centrifugeren kan verder worden ingedroogd tot ongeveer 90% DS. Dit vergt een iets hogere investering dan enkel een scheiding in dikke en dunne fractie, maar heeft dan weer als voordeel dat restwarmte van de motor kan worden aangewend, wat via een SDE-warmtebonus extra inkomsten kan genereren. Bovendien daalt de hoeveelheid af te zetten digestaat (dikke fractie) en kan voor deze droge fractie zelfs meestal nog een inkomst worden gegenereerd.

Filtratie: Na het scheiden in een dikke en dunne fractie, kan de dunne fractie verder worden gezuiverd met behulp van microfiltratie, ultrafiltratie en/of omgekeerde osmose. De investering van dergelijke zuivering valt niet te onderschatten, maar levert uiteindelijk wel loosbaar water op, samen met concentraten die alle nutriënten uit de dunne fractie in sterk geconcentreerde vorm bevatten. Deze laatste kunnen als meststof worden afgezet (wettelijk nog steeds als dierlijke mest), worden afgevoerd voor verdere verwerking of mee ingedroogd met de dikke fractie. In ieder geval wordt de hoeveelheid af te zetten digestaat hierdoor sterk gereduceerd.

Waterzuivering: Behalve filtratie kan de dunne fractie (indien niet te zwaar organisch beladen) ook verder worden gezuiverd tot loosbaar water in een klassieke waterzuivering (nitrificatie/denitrificatie). Deze toepassing is meer gebruikelijk industriële installaties.

Hygiëniseratie: Het verwarmen van het digestaat tot 70°C gedurende één uur (of vergelijkbaar tijd-temperatuur-effect heeft geen impact op de bemestende waarde of fysische eigenschappen van het digestaat, maar zorgt er wel voor dat het digestaat exportwaardig wordt gemaakt. Hierdoor kan het digestaat ook in het buitenland worden afgezet, waardoor de afzetmarkt vergroot en mogelijk de kostprijs kan dalen. Bovendien kan bij het hygiëniseren restwarmte van de motor worden gebruikt, waardoor de kostprijs meevalt, zeker indien een SDE-warmtebonus wordt bekomen voor deze warmtebenutting. Een hygiëniseratie zal ook zorgen voor een gedeeltelijke afdoding van de methanogene bacteriën, waardoor er minder methaanvorming zal optreden bij transport van gehygiëniseerde mest (al kan er opnieuw activiteit optreden wanneer het gehygiëniseerde digestaat langere tijd wordt bewaard).

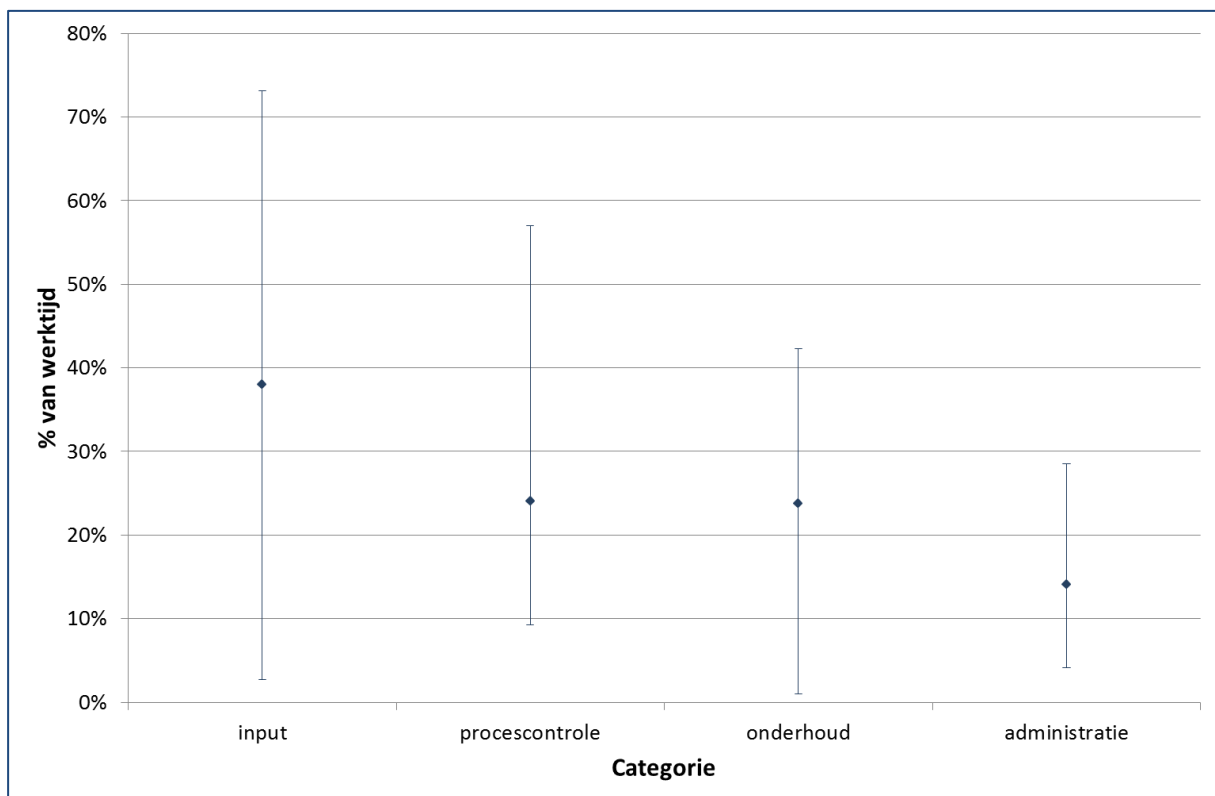
Wat digestaatkarakteristieken betreft vallen geen extreem grote verschillen op tussen de verschillende installaties, al wordt het nutriëntengehalte (N-P-K) wel bepaald door de input (type mest en coproducten).

De afzetkosten verschillen wel heel sterk van installatie tot installatie. Hierbij speelt vooral de ligging van de installatie en het type mest dat vergist wordt een belangrijke rol. Zo liggen installaties die voornamelijk rundveemest verwerken doorgaans in een gebied met een eerder lage mestdruk en beschikken deze installaties doorgaans ook zelf over een areaal landbouwgrond, waardoor heel wat digestaat goedkoop kan worden afgezet op eigen grond of via een burenregeling. Installaties die vooral varkensmest vergisten liggen dan weer meestal in een gebied met een hoge mestdruk en beschikken doorgaans niet over veel landbouwgrond, waardoor nagenoeg alle digestaat extern moet worden afgezet. De hoge mestdruk in deze gebieden betekent ook een hogere afzetkost (verder transport of afvoer naar een verwerkingseenheid).

3.6. Economische aspecten

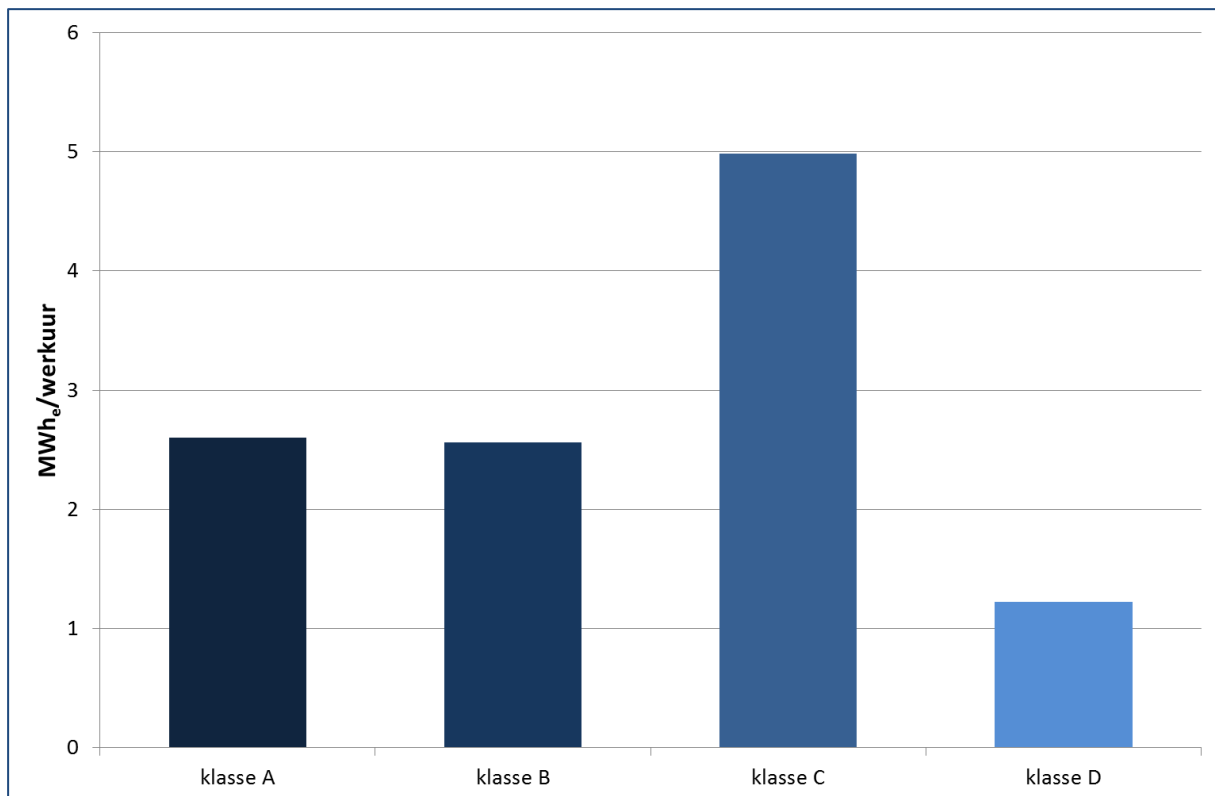
3.6.1. Werktijd

Figuur 46 toont de verdeling van de werktijd over de volgende categorieën: input (management en voeden), procescontrole, onderhoud en administratie. Uit de figuur blijkt dat alle handelingen met betrekking tot de input (zowel de aankoop als het effectief voeden) gemiddeld het meeste tijd in beslag namen: 38% van de totale werktijd. Hierop is wel een grote variatie zichtbaar tussen de verschillende installaties (van 3% tot 73%). Dit heeft veel te maken met de mate van automatisering en de mate waarop de exploitanten op zoek moesten naar nieuwe substraten. Aan de procescontrole en het onderhoud van de installatie werd gemiddeld evenveel tijd besteed, namelijk 24%. Ook hier is een grote variatie zichtbaar tussen de installaties onderling. Bij de procescontrole werd dit veroorzaakt door de mate van automatisering en het al dan niet voorvallen van een biologische storing. Bij het onderhoud is dit volledig te verklaren door het voorvallen van technische storingen tijdens de bestudeerde periode. Tot slot werd gemiddeld 14% van de tijd besteed aan administratieve taken. Hierop is de spreiding iets minder.



Figuur 46. Spreiding van de werktijdverdeling over de verschillende categorieën

Het is ook interessant om door te rekenen hoe efficiënt de werktijd wordt omgezet in groene stroom, de basis van de inkomsten. Dit is weergegeven in Figuur 47 voor de verschillende klassen. Hieruit blijkt dat installaties van klasse A en klasse B gemiddeld 2,6 MWh_e produceren per gepresteerd arbeidsuur, terwijl dit in klasse C bijna dubbel zo hoog is. Hieruit valt dus duidelijk het effect van de schaalgrootte op. Installaties van klasse C beschikken dan ook vaak over een meer doorgedreven automatisering, waardoor de arbeidslast relatief minder zwaar is dan bij de kleinere installaties. De industriële installaties lijken dan opnieuw minder efficiënt, al geeft dit wel een vertekend beeld aangezien de industriële installaties meestal over een ingewikkelder proces (ook voor- en nabehandeling) beschikken dan de meeste vergisters waardoor een nauwgezetere procescontrole zich opdringt.



Figuur 47. Elektrisch rendement van de werktijd in MWh stroom geproduceerd per gewerkt uur

3.6.2. Kosten vs. inkomsten

Figuur 48 toont de verdeling van de kosten (rode balken) en inkomsten (blauwe balken) over de verschillende categorieën, uitgedrukt als €/kWh_e en dit voor 18 installaties (van één installatie werden geen representatieve gegevens verkregen). Tabel 20 geeft een overzicht van de totale kosten en inkomsten en de balans, uitgedrukt op verschillende vergelijkingsbasisen. Figuur 49 toont de gemiddelde verdeling van de kosten en inkomsten over de verschillende categorieën.

Een eerste vaststelling is dat de totale inkomsten per geproduceerde kWh elektriciteit weinig verschillen tussen de 18 bestudeerde installaties en gemiddeld € 16,2/kWh_e bedroegen. Ruwweg is één derde van deze inkomsten afkomstig van de verkoop van elektriciteit en twee derde van de subsidie (MEP, OV-MEP of SDE). Daarnaast haalden ook enkele installaties bijkomende inkomsten uit o.a. de afzet van digestaat ($\pm 1\%$ van de totale inkomsten bij de installaties die inkomsten uit digestaatafzet haalden), de verkoop van warmte (5 à 10% van de totale inkomsten bij de installaties die inkomsten uit warmte haalden) en een tweetal installaties haalde zelfs 18 tot 35% van de inkomsten uit gatefees voor substraten (som van mest en cosubstraten).

De kosten schommelen veel sterker tussen de 18 beschouwde installaties, en ook de verdeling van de kosten onderling verschillen sterk. De personeelskosten maakten gemiddeld 6% van alle kosten uit en varieerden van 2 tot 11%. De kapitaalkosten wogen bij de meeste installaties een stuk zwaarder door, nl. 31% van alle kosten (11% tot maximum 57%). Een belangrijke reden van deze zware kosten is het feit dat de installatie op 10 jaar moet worden afgeschreven (looptijd van de subsidie), terwijl de meeste onderdelen van de installatie een langere levensduur hebben. De grote variatie van deze kostenpost is te verklaren door de mate waarin de installatie met eigen kapitaal kon worden gebouwd en de rentevoet op de lening.

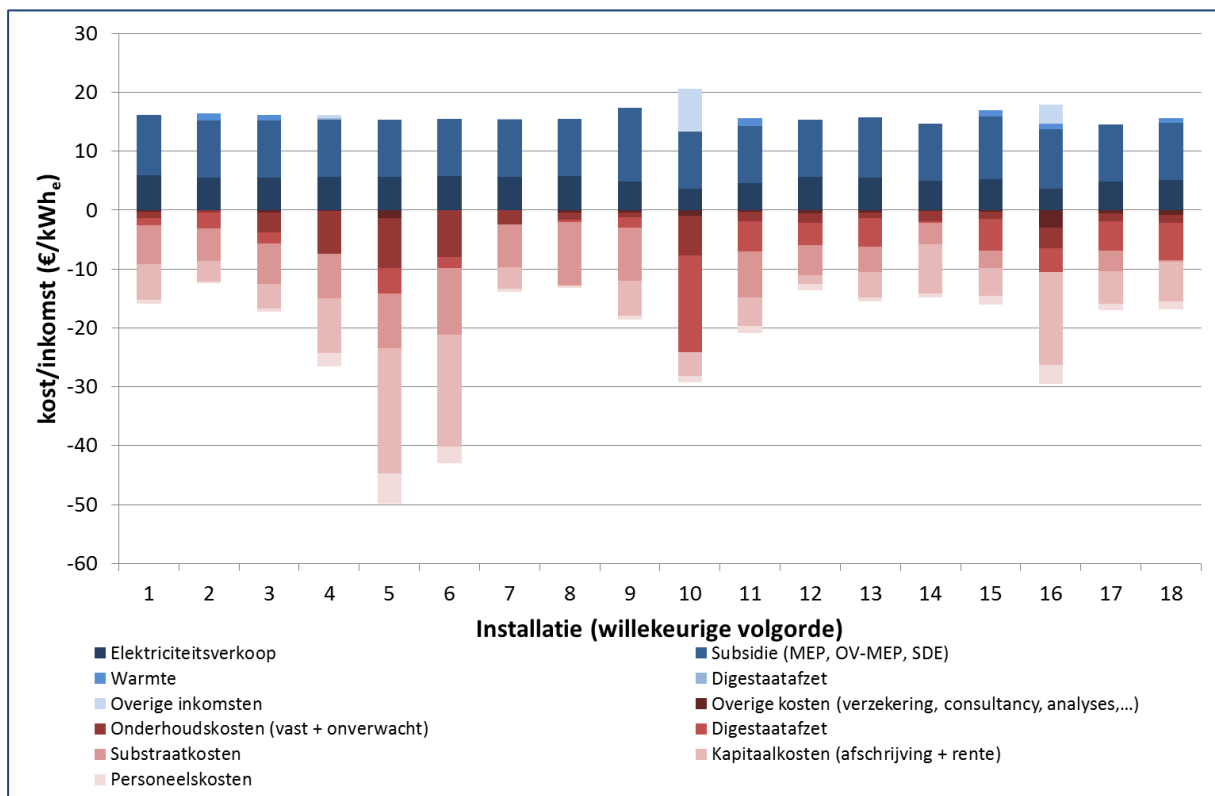
Ook de substraatkosten vormen met gemiddeld 31% aandeel in de totale kosten een zware last. Bij één installatie loopt dit aandeel zelfs op tot > 80%, terwijl andere installaties er dan weer in slaagden dit onder de 10% te houden of zelfs netto een inkomst te genereren uit het verwerken van substraten. Zoals eerder

beschreven is een goede afweging van de maximale prijs die voor een substraat kan worden betaald dan ook zeer belangrijk.

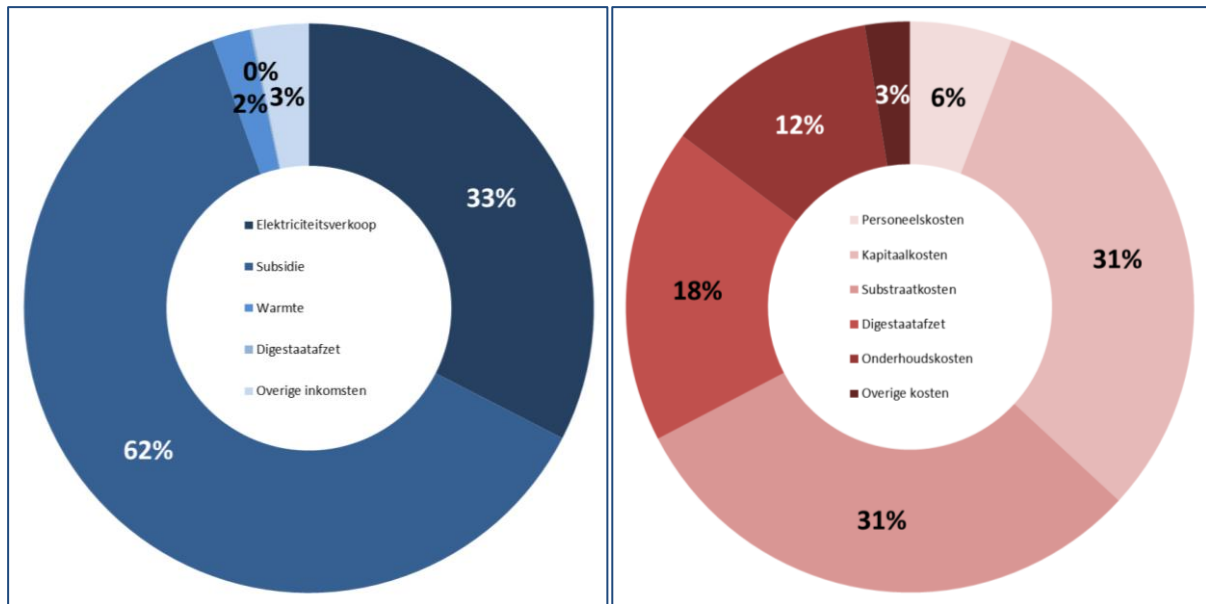
De afzetkost voor digestaat bedroeg gemiddeld 18% over alle installaties beschouwd, maar schommelde tussen 0% (netto inkomst) en 56%. Een weloverwogen keuze van mogelijke nabehandelingen kan ervoor zorgen dat deze kosten wordt gedrukt, al speelt ook de ligging van de installatie een belangrijke rol bij het bepalen van de afzetkost voor digestaat (mestdruk in de omgeving).

Ook de onderhoudskosten vormen een aanzienlijke bijdrage aan de totale kosten met gemiddeld 12% van alle kosten (3-28%). De variatie in het aandeel van de onderhoudskosten tussen de verschillende installaties wordt vooral veroorzaakt door het al dan niet voorvallen van onvoorziene storingen of herstellingen en geeft dus eerder een momentopname (een installatie krijgt niet ieder jaar met grote storingen af te rekenen, al neemt het risico wel toe naargelang de ouderdom van de installatie). Deze storingen gaan vaak (maar niet altijd) gepaard met opbrengstderving. Wanneer bv. in de winter de verwarming van de vergisters uitvalt, zal dit een negatieve impact hebben op de biologie, waardoor de voeding (en dus ook de biogasproductie) sterk zal terugvallen met minder inkomsten als gevolg.

Overige kosten zoals verzekeringspremies, consultancy en analyses zijn eerder verwaarloosbaar ten opzichte van de eerder besproken kosten.



Figuur 48. Verdeling van de kosten in inkomsten over de verschillende categorieën voor 18 installaties



Figuur 49. Globale verdeling van de inkomsten (links) en kosten (rechts) bij 18 installaties

Tabel 20. Overzicht van de totale kosten en inkomsten voor 18 installaties, uitgedrukt op verschillende vergelijkingsbasissen

| Installatie | Inkomsten | | | Kosten | | | Balans | | |
|-------------|----------------------|-------|--|----------------------|-------|--|----------------------|-------|--|
| | ct€/kWh _e | €/ton | ct€/Nm ³ CH ₄ | ct€/kWh _e | €/ton | ct€/Nm ³ CH ₄ | ct€/kWh _e | €/ton | ct€/Nm ³ CH ₄ |
| 1 | 16,2 | 60,2 | 70,9 | 15,9 | 59,2 | 69,6 | 0,3 | 1,0 | 1,2 |
| 2 | 16,5 | 53,4 | 66,9 | 12,4 | 40,2 | 50,4 | 4,1 | 13,2 | 16,5 |
| 3 | 16,2 | 60,8 | 57,4 | 17,2 | 64,7 | 61,1 | -1,0 | -3,9 | -3,6 |
| 4 | 16,2 | 30,8 | 59,8 | 26,5 | 50,4 | 97,9 | -10,3 | -19,6 | -38,1 |
| 5 | 15,4 | 25,1 | 57,4 | 49,8 | 81,3 | 185,7 | -34,4 | -56,2 | -128,3 |
| 6 | 15,5 | 16,8 | 36,4 | 43,0 | 46,6 | 101,3 | -27,6 | -29,8 | -64,8 |
| 7 | 15,5 | 39,4 | 57,2 | 13,9 | 35,3 | 51,2 | 1,6 | 4,2 | 6,1 |
| 8 | 15,5 | 37,2 | 55,8 | 13,2 | 31,7 | 47,5 | 2,3 | 5,5 | 8,3 |
| 9 | 17,3 | 44,4 | 72,6 | 18,5 | 47,6 | 77,9 | -1,2 | -3,2 | -5,2 |
| 10 | 20,6 | 18,2 | 78,0 | 29,2 | 25,8 | 110,6 | -8,6 | -7,6 | -32,6 |
| 11 | 15,6 | 39,5 | 57,9 | 20,9 | 52,8 | 77,4 | -5,3 | -13,3 | -19,5 |
| 12 | 15,3 | 47,1 | 57,8 | 13,6 | 41,8 | 51,3 | 1,7 | 5,3 | 6,5 |
| 13 | 15,7 | 23,5 | 63,5 | 15,5 | 23,2 | 62,8 | 0,2 | 0,3 | 0,8 |
| 14 | 14,7 | 56,4 | 59,0 | 14,8 | 56,6 | 59,3 | -0,1 | -0,2 | -0,2 |
| 15 | 17,0 | 40,0 | 52,2 | 16,0 | 37,8 | 49,3 | 0,9 | 2,2 | 2,9 |
| 16 | 17,9 | 66,2 | 40,3 | 29,5 | 108,9 | 66,3 | -11,6 | -42,8 | -26,0 |
| 17 | 14,5 | 36,6 | 61,2 | 17,0 | 42,9 | 71,8 | -2,5 | -6,3 | -10,5 |
| 18 | 15,6 | 30,4 | 62,7 | 16,8 | 32,7 | 67,3 | -1,2 | -2,3 | -4,7 |

Uit Figuur 48 en Tabel 20 blijkt dat maar liefst 11 van de 18 installaties tijdens het beschouwde jaar met financieel verlies kregen af te rekenen. Van deze 11 installaties had één installatie SDE-subsidie, de overige 10 hadden een MEP of OV-MEP subsidie. Gemiddeld over deze 11 installaties bedroeg het verlies ongeveer € 250 000. Van de 7 installaties die wel in staat waren rendabel te opereren, genoten 4 installaties van SDE-subsidie. Gemiddeld haalden deze installaties € 170 000 winst. Dit lijkt er dus op te wijzen dat de recentere installaties en de installaties die konden uitbreiden met SDE-subsidie iets beter in staat zijn het hoofd boven water te houden. Dit hoeft niet te verwonderen aangezien deze recentere installaties nog minder frequent krijgen af te rekenen met slijtage en dus onvoorziene storingen en herstellingen. Daarnaast beschikken de

recentste installaties ook over efficiëntere systemen, terwijl de oudere installaties het leergeld betaalden. Door de eerder lage elektriciteitsprijs op dit moment genieten de SDE-installaties ook van iets hogere inkomsten uit elektriciteit waardoor zij in staat zijn kwalitatief betere substraten aan te kopen.

3.6.3. Conclusies en aanbevelingen

De belangrijkste conclusie die naar voor komt is dat de vergistingssector op dit moment duidelijk problemen heeft om financieel het hoofd boven water te kunnen houden. Minder dan de helft van de hier bestudeerde installaties is er in geslaagd het jaar met winst af te sluiten. Hiervoor zijn verschillende zaken verantwoordelijk. De zware kapitaalslasten hangen veel exploitanten zwaar boven het hoofd. De voornaamste oorzaak hiervan is dat de installatie moet worden afgeschreven op 10 jaar (looptijd van de subsidie), terwijl vele onderdelen een langere levensduur hebben in de praktijk. Ook de substraatkosten wegen zeer zwaar door (gemiddeld bijna één derde van alle kosten). Hierdoor zijn vele exploitanten genoodzaakt hun toevlucht te zoeken tot kwalitatief minderwaardige producten, wat dan weer een negatief effect kan hebben op de biologische stabiliteit.

Deze biologische instabiliteit was voor verschillende installaties de reden dat verlies werd geleden. Een instabiel proces werkt namelijk minder efficiënt en in sommige gevallen moest de belasting sterk worden gereduceerd. Dit betekende minder inkomsten uit elektriciteit (en eventueel warmte) terwijl veel vaste kosten gelijk bleven. Een goede proceskennis is dan ook uitermate belangrijk. Gelet op het relatief kleine aandeel van analyse- en consultancykosten in het totale kostenpakket valt dan ook aan te raden hierop niet te besparen. Een goede kennis van het proces kan immers veel problemen vermijden, waardoor deze kosten op termijn zeker zullen renderen.

Ook het al dan niet voorvallen van technische storingen kan van doorslaggevende impact zijn. Hiermee kregen vooral oudere installaties af te rekenen. Dergelijke technische storingen zijn nooit uit te sluiten, al kan een goed en regelmatig onderhoud de schade vaak binnen de perken houden, of kunnen mogelijke problemen tijdig worden waargenomen zodat het onderhoud beter kan worden ingepland zodat zo weinig mogelijk hinder wordt ondervonden. De impact van dergelijke storingen is ook heel variabel: in bepaalde gevallen beperkt de impact zich tot extra herstel- of vervangingskosten, maar in andere gevallen zorgde een technische storing er voor dat het biologisch proces onstabiel werd (bv. wanneer de mening of temperatuurregeling langere tijd uitvalt), waardoor ook een pak inkomsten werden mislopen (minder biogasproductie). Onderstaande figuur geeft dan ook een momentopname. Sommige installaties kwamen in de rode cijfers terecht net door technische storingen en hun gevolgen, terwijl andere installaties dan weer een feilloos jaar achter de rug hadden. Het is echter goed mogelijk dat installaties die tijdens deze studie slecht presteerden ten gevolge van technische storingen het in de toekomst een pak beter doen net doordat een deel van de infrastructuur werd vernieuwd (en vaak ook beter werd aangepast aan de procesomstandigheden). Omgekeerd kan verwacht worden dat recentere installaties die tijdens deze studie goed scoorden, in de toekomst alsnog af te rekenen krijgen met een tegenvallend financieel jaar wanneer de infrastructuur veroudert.

Een laatste conclusie die naar voor komt uit de financiële balans is dat installaties die genieten van SDE-steun het over het algemeen iets beter doen dan hun collega's met alleen MEP- of OV-MEP-steun. Dit komt doordat dit vooral recentere installaties zijn (onderhoudskosten wegen minder zwaar door en hebben meestal efficiëntere systemen), maar ook doordat op dit moment de subsidie iets hoger is bij SDE dan bij MEP (ten gevolge van de eerder lage stroomprijzen). Hierdoor kunnen deze SDE-installaties iets meer betalen voor hun substraten waardoor ze ook betere kwaliteit hebben en dus minder risico lopen op processtoringen.

Onder de huidige omstandigheden is het zeer belangrijk dat de exploitant

- Over een goede proceskennis beschikt (of zich hierover laat bijstaan)
- Constant op zoek gaat naar geschikte substraten waarbij een goede afweging moet worden gemaakt tussen de kwaliteit en de kostprijs

- Goed let op de technische aspecten (regelmatige controle en onderhoud om zware storingen zoveel mogelijk te vermijden)
- Op zoek gaat naar de meest geschikte manier om het digestaat te behandelen zodat de kosten zoveel mogelijk kunnen gedrukt worden
- Zoveel mogelijk energie nuttig aanwendt door warmte te valoriseren. In het huidige subsidiesysteem kan hier extra SDE-steun voor worden verkregen

3.7. Knelpunten

In dit hoofdstuk wordt kort ingegaan op de knelpunten die de 19 installaties ervaren hebben en hoe deze geëvolueerd zijn ten opzichte van Fase I van deze studie. Tabel 21 toont de meest voorkomende knelpunten tijdens Fase I en Fase II.

Tabel 21. Overzicht van het percentage van de bevroegde exploitanten dat een bepaalde categorie van knelpunten aangehaald heeft

| Knelpunt | Fase I | Fase II |
|------------------------------|--------|---------|
| Positieve lijst | 87% | 95% |
| Mestwetgeving | 64% | 74% |
| Subsidieregeling | 55% | 53% |
| Beleid en regelgeving | 28% | 21% |
| Elektriciteitsprijs | 21% | 5% |
| Vergunningen | 14% | 5% |
| Warmtebenutting | 12% | 11% |
| Kennis | 12% | 11% |
| Financiering | 9% | 5% |
| Kwaliteit coproducten | 9% | 21% |

Uit deze tabel blijkt dat de top 5 van knelpunten ongewijzigd is gebleven ten opzichte van Fase I.

De positieve lijst wordt nog steeds door het merendeel van de exploitanten als belemmerend ervaren, ondanks de uitbreiding die werd doorgevoerd sinds Fase I. Door de krapte op de markt ervaren heel wat exploitanten problemen om aan betaalbare producten te komen en daalde de kwaliteit van deze producten dan ook. Hierdoor werd dit knelpunt tijdens Fase II als belangrijker ervaren dan tijdens Fase I. Momenteel is de overheid echter bezig een parallel systeem uit te werken waarbij meer cosubstraten naar vergisting zouden kunnen gaan en waarbij een protocol bestaat dat de kwaliteit van deze substraten garandeert.

Ook de mestwetgeving ervaren veel exploitanten als een hinderlijk gegeven. Hierbij komen drie zaken naar voren. Ten eerste is er het ongenoegen dat de mestwetgeving nationaal wordt geregeld zodat er vaak verschillen zijn tussen buurlanden en er oneerlijke concurrentie is tussen de verschillende landen. Ten tweede zijn heel wat exploitanten vragende partij om afgeleide producten van digestaat niet langer als dierlijke mest te bestempelen wanneer deze niet langer dezelfde eigenschappen hebben (bv. concentraatstromen na filtratie). Het etiket 'dierlijke mest' houdt momenteel heel wat exploitanten tegen om te investeren in een nabehandelingsstap aangezien de eindproducten ondanks de betere eigenschappen toch geen grotere afzetmarkt kunnen vinden. Ten derde vinden een aantal exploitanten het hinderlijk dat een installatie verplicht is minimaal 50% mest te vergisten. Dit zorgt in gebieden waar er minder mest aanwezig is voor extra (onnodig) transport, wat niet opweegt tegen de relatief lage biogasopbrengst uit deze mest.

De meest gehoorde opmerkingen over de subsidieregeling en het beleid in het algemeen is dat deze te vaak veranderen. Hierdoor vinden de exploitanten het zeer moeilijk om op langere termijn beslissingen te nemen. Ook het feit dat groen gas standaard hoger wordt gesubsidieerd dan elektriciteit en daardoor bevoordeeld wordt, is velen een doorn in het oog. Niet zozeer omdat deze exploitanten tegen groen gas zijn (integendeel, alle exploitanten waren principieel pro groen gas), maar omdat dit voor heel wat exploitanten geen mogelijkheid is (bv. doordat de installatie te ver verwijderd is van een gasnet waarop geïnjecteerd kan worden). Dit bemoeilijkt voor hen zeer sterk de verlenging van de levensduur van de installatie wanneer hun huidige subsidie afloopt. Hun voorstel is om een installatie die elektriciteit en warmte produceert en deze ook effectief nuttig kan aanwenden even goed te steunen als groen gas, en eerder te kijken naar de totale

energetische efficiëntie dan naar de vorm waaronder de energie wordt aangewend. Tot slot vinden veel exploitanten het contraproductief dat het maximale aantal subsidiabele vollasturen per jaar wordt afgeknot. Hierdoor moesten effectief enkele installaties noodgedwongen de voeding verlagen om niet boven dit maximum uit te stijgen. Dit betekent ook dat deze installaties minder winst konden maken dan mogelijk was, en maakt het ook moeilijker om een tegenvallend jaar goed te maken.

4. BIJLAGEN

4.1. Lijst van figuren

| | |
|---|------------|
| <i>Figuur 1. Procentuele verdeling van het aantal deelnemende installaties over de verschillende klassen</i> | <i>41</i> |
| <i>Figuur 2. Procentuele verdeling van de inputsubstraten</i> | <i>47</i> |
| <i>Figuur 3. Verdeling van de kostprijs van de cosubstraten (als €/Nm³ CH₄).....</i> | <i>53</i> |
| <i>Figuur 4. Gemiddelde kostprijs cosubstraten in functie van verwerkte hoeveelheid</i> | <i>54</i> |
| <i>Figuur 5. Spreiding in wekelijkse voedingshoeveelheid voor de 19 installaties</i> | <i>57</i> |
| <i>Figuur 6. Spreiding van het DS- en VS-gehalte van de input bij 7 installaties</i> | <i>59</i> |
| <i>Figuur 7. Spreiding van de pH en het ammoniumgehalte van de input bij 7 installaties</i> | <i>60</i> |
| <i>Figuur 8. Spreiding van het Kj-N-gehalte en de C/N-verhouding van de input bij 7 installaties</i> | <i>61</i> |
| <i>Figuur 9. Spreiding van het P-gehalte en CZV-gehalte in de input bij 7 installaties</i> | <i>62</i> |
| <i>Figuur 10. Spreiding van het biogaspotentieel en methaangehalte van de input bij 7 installaties</i> | <i>64</i> |
| <i>Figuur 11. Spreiding van het theoretisch en actueel biogaspotentieel van de input bij 19 installaties</i> | <i>65</i> |
| <i>Figuur 12. Spreiding van de temperatuur in hoofd- en navergisters bij 19 installaties.....</i> | <i>73</i> |
| <i>Figuur 13. Spreiding van de temperatuur in hoofd- en navergisters bij 19 installaties.....</i> | <i>75</i> |
| <i>Figuur 14. Spreiding van de organische stofbelasting bij 19 installaties</i> | <i>77</i> |
| <i>Figuur 15. Spreiding van de biogasproductiviteit bij 19 installaties.....</i> | <i>78</i> |
| <i>Figuur 16. Variatie van het droge stofgehalte in de hoofd- en navergisters bij 19 installaties.....</i> | <i>81</i> |
| <i>Figuur 17. Variatie van het organische stofgehalte in de hoofd- en navergisters bij 19 installaties</i> | <i>82</i> |
| <i>Figuur 18. Variatie van de pH in de hoofd- en navergisters bij 19 installaties</i> | <i>83</i> |
| <i>Figuur 19. Variatie van het ammoniumgehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties</i> | <i>84</i> |
| <i>Figuur 20. Variatie van het chloridengehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties</i> | <i>85</i> |
| <i>Figuur 21. Variatie van het FOS-gehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties</i> | <i>87</i> |
| <i>Figuur 22. Variatie van het TAC-gehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties</i> | <i>87</i> |
| <i>Figuur 23. Variatie van het FOS/TAC-gehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties.....</i> | <i>88</i> |
| <i>Figuur 24. Variatie van het vluchtige vetzurengehalte in hoofd- en navergisters bij 19 installaties</i> | <i>89</i> |
| <i>Figuur 25. Variatie van het vetzuurspectrum bij 19 installaties.....</i> | <i>90</i> |
| <i>Figuur 26. Variatie van het restpotentieel van het digestaat bij 19 installaties</i> | <i>91</i> |
| <i>Figuur 27. Variatie in aantal methanogenen in hoofd- en navergisters bij 19 installaties.</i> | <i>92</i> |
| <i>Figuur 28. Spreiding in wekelijkse biogasproductie bij 19 installaties</i> | <i>97</i> |
| <i>Figuur 29. Spreiding van het CH₄- en H₂S-gehalte in het biogas bij 19 installaties</i> | <i>98</i> |
| <i>Figuur 30. Spreiding in wekelijkse elektriciteitsproductie bij 19 installaties</i> | <i>101</i> |

| | |
|--|------------|
| <i>Figuur 31. Variatie van de motorbenutting bij 19 installaties.....</i> | <i>103</i> |
| <i>Figuur 32. Netto elektrische efficiëntie van 19 installaties tijdens Fase I en Fase II van deze studie</i> | <i>104</i> |
| <i>Figuur 33. Effect van het aantal vollasturen op de elektrische efficiëntie van een motor</i> | <i>105</i> |
| <i>Figuur 34. Variatie van de thermische benutting bij 19 installaties (nuttige benutting = totale benutting – warmteverbruik om reactoren op temperatuur te houden)</i> | <i>106</i> |
| <i>Figuur 35. Verdeling van de energie in het ruwe biogas over de verschillende categorieën</i> | <i>107</i> |
| <i>Figuur 36. Netto energetische efficiëntie van 19 installaties tijdens Fase I en Fase II van deze studie</i> | <i>108</i> |
| <i>Figuur 37. Variatie in het droge stofgehalte van de eindproducten bij 19 installaties</i> | <i>113</i> |
| <i>Figuur 38. Variatie in het organische stofgehalte van de eindproducten bij 19 installaties</i> | <i>114</i> |
| <i>Figuur 39. Variatie van de pH van de eindproducten bij 19 installaties.....</i> | <i>115</i> |
| <i>Figuur 40. Variatie van het totale stikstofgehalte in de verschillende eindproducten bij 19 installaties</i> | <i>116</i> |
| <i>Figuur 41. Variatie van het ammoniumgehalte in de verschillende eindproducten bij 19 installaties</i> | <i>116</i> |
| <i>Figuur 42. Variatie van het fosfaatgehalte in de verschillende eindproducten van 19 installaties.....</i> | <i>117</i> |
| <i>Figuur 43. Variatie in het kaliumgehalte in de verschillende eindproducten van 19 installaties</i> | <i>118</i> |
| <i>Figuur 44. Procentuele verdeling van de eindproducten.....</i> | <i>119</i> |
| <i>Figuur 45. Verdeling van de afzetkost van het digestaat (als €/ton)</i> | <i>119</i> |
| <i>Figuur 46. Spreiding van de werktijdverdeling over de verschillende categorieën</i> | <i>122</i> |
| <i>Figuur 47. Elektrisch rendement van de werktijd in MWh stroom geproduceerd per gewerkt uur</i> | <i>123</i> |
| <i>Figuur 48. Verdeling van de kosten in inkomsten over de verschillende categorieën voor 18 installaties</i> | <i>124</i> |
| <i>Figuur 49. Globale verdeling van de inkomsten (links) en kosten (rechts) bij 18 installaties</i> | <i>125</i> |

4.2. Lijst van tabellen

| | |
|--|-----|
| Tabel 1. Overzicht van de bevroagde parameters tijdens Fase II van deze studie | 40 |
| Tabel 2. Inputstromen gerangschikt volgens tonnage verwerkt..... | 49 |
| Tabel 3. Inputstromen gerangschikt volgens aandeel in de biogasproductie..... | 49 |
| Tabel 4. Overzicht van de verschillende inputcategorieën (gemiddelde waarden)..... | 51 |
| Tabel 5. Gemiddelde input per installatie en per jaar voor de verschillende klassen..... | 56 |
| Tabel 6. Gemiddeld biogaspotentieel van de input voor de verschillende klassen van installaties | 65 |
| Tabel 7. Gemiddelde totale verblijftijd (HV+NV) voor de verschillende klassen van installaties..... | 75 |
| Tabel 8. Organische stofbelasting voor de verschillende klassen van installaties | 77 |
| Tabel 9. Biogasproductiviteit voor de verschillende klassen van installaties | 79 |
| Tabel 10. Overzicht van de belangrijkste procesparameters per klasse en als gemiddelde van 19 installaties.... | 80 |
| Tabel 11. Totale biogasproductie per installatie voor de verschillende klassen | 96 |
| Tabel 12. Aantal motoren per installatie | 100 |
| Tabel 13. Totale biogasproductie per installatie voor de verschillende klassen | 101 |
| Tabel 14. Gemiddelde vollasturen voor de verschillende klassen | 103 |
| Tabel 15. Warmtebenutting bij de verschillende klassen..... | 106 |
| Tabel 16. Netto energetische efficiëntie bij de verschillende klassen | 108 |
| Tabel 17. Percentage van de bevroagde installaties die een bepaalde digestaatbehandeling bezitten..... | 111 |
| Tabel 18. Overzicht van de karakteristieken van de verschillende eindproducten..... | 112 |
| Tabel 19. Gemiddelde afzetkost per klasse | 120 |
| Tabel 20. Overzicht van de totale kosten en inkomsten voor 18 installaties, uitgedrukt op verschillende vergelijkingsbasissen..... | 125 |
| Tabel 21. Overzicht van het percentage van de bevroagde exploitanten dat een bepaalde categorie van knelpunten aangehaald heeft | 128 |

4.3. Lijst van afkortingen

| | |
|---------------------------------------|---|
| AgNL | Agentschap NL <i>Opdrachtgever van deze studie, meerbepaald Agentschap NL Energie & Klimaat, agentschap van het Ministerie van Economische zaken, Landbouw en Innovatie.</i> |
| BCS | Biogas Consultancy & Support <i>Afdeling binnen OWS die op onafhankelijke basis actief is op vlak van begeleiding en ondersteuning van vergistingsinstallaties wereldwijd.</i> |
| BPP | Biogas Productie Potentieel <i>Biogaspotentieel van de input. Dit is de hoeveelheid biogas die maximaal kan geproduceerd worden uit een ton substraat (Nm³/ton).</i> |
| C/N | Koolstof (C)/stikstof (N) verhouding <i>De verhouding tussen de hoeveelheid koolstof en stikstof (op massabasis) van een substraat geeft een indicatie of dit substraat als koolstofbron dan wel als stikstofbron moet worden beschouwd.</i> |
| CZV | Chemische zuurstofvraag <i>De hoeveelheid zuurstof die verbruikt wordt bij een chemische oxidatie van het monster tot CO₂. Deze parameter geeft een indicatie van de chemische afbreekbaarheid.</i> |
| DS | Droge stof <i>Het resterend materiaal na het drogen gedurende 24 uur bij 105°C.</i> |
| EC | Electric Conductivity <i>Geleidbaarheid van een digestaat of substraat; geeft een indicatie van het zoutgehalte.</i> |
| FOS | Flüchtige Organische Säuren <i>De vervluchtigbare organische zuren geanalyseerd middels titratie.</i> |
| FOS/TAC | Verhouding tussen FOS en TAC <i>Geeft een indicatie van de stabiliteit van een proces (evenwicht tussen zuren en basen).</i> |
| HV | Hoofdvergister |
| Kj-N | Kjeldahl-stikstof <i>Alle stikstof die onder niet-geoxideerde vorm aanwezig is. In het kader van dit project omvat de Kj-N doorgaans alle stikstof, behalve nitraat en nitriet.</i> |
| kW _e , MW _e | Elektrisch vermogen uitgedrukt in kiloWatt (kW), MegaWatt (MW) |
| kWh _e , MWh _e | Elektrische productie uitgedrukt in kiloWattuur (kWh), MegaWattuur (MWh) |
| kW _{th} , MW _{th} | Thermisch vermogen uitgedrukt in kW, MW |
| kWh _{th} , MWh _{th} | Thermische productie uitgedrukt in kiloWattuur (kWh), MegaWattuur (MWh) |
| MEP | Milieukwaliteit van de EnergieProductie <i>De MEP-subsidieregeling is per 1 juli 2003 ingesteld en werd bevroren op 18 augustus 2006. Voor co-vergisting kwam er een vervolg via de OV-MEP.</i> |
| NH ₄ -N | Ammoniumstikstof <i>Alle stikstof die voorkomt als ammonium of ammoniak.</i> |
| NL | Gestandaardiseerd volume in liter <i>Dit is het volume bij 0°C en 1 atm.</i> |
| Nm ³ | Gestandaardiseerd volume in m ³ <i>Dit is het volume bij 0°C en 1 atm.</i> |

| | |
|--------|---|
| NPK | Stikstof-fosfor-kalium <i>Dit zijn de drie belangrijkste elementen om de bemestende waarde van een digestaat of afgeleid product aan te duiden.</i> |
| NV | Navigerister |
| ORC | Organische Rankine Cyclus <i>Proces waarbij warmte via een turbine wordt omgezet in elektriciteit; hierbij wordt een in plaats van stoom gebruik wordt gemaakt van een organische vloeistof met een lager kookpunt (bv. koelvloeistof).</i> |
| OS | Organische stof (of vervluchtigbare stof) <i>Deel van de droge stof dat vervluchtigt bij verhitting tot 400°C gedurende 1 uur.</i> |
| OV-MEP | Overgangsregeling Milieukwaliteit van de EnergieProductie <i>De OV-MEP-subsidieregeling is een overgangsregeling voor producenten van duurzame elektriciteit door vergisting. Ook deze regeling is gestopt en vervangen door de Stimulering Duurzame Energieproductie (SDE).</i> |
| pH | Maat voor zuurtegraad (zonder eenheid) |
| PLC | Programmable Logic Controller <i>Een programmeerbare logische eenheid kan met zijn microprocessor op basis van de informatie op zijn diverse ingangen, zijn uitgangen aansturen.</i> |
| SCADA | Supervisory Control And Data Acquisition <i>Dit computersysteem maakt het verzamelen, doorsturen, verwerken en visualiseren van meet- en regelsignalen van verschillende machines in industriële systemen mogelijk.</i> |
| SDE | Stimulering Duurzame Energie <i>De regeling Stimulering Duurzame Energieproductie (SDE) kan worden gezien als de opvolger van de MEP en OV-MEP. De SDE is een exploitatiesubsidie die de onrendabele top vergoedt voor projecten op het gebied van hernieuwbaar gas en hernieuwbare elektriciteit en is daarmee breder dan de MEP. In 2011 trad de opvolger SDE+ in voege.</i> |
| TAC | Totales Anorganisches Carbonat <i>Het totale alkalische carbonaat is een maat voor de buffercapaciteit van een vergister.</i> |
| TGC | Tarwegistconcentraat <i>Cosubstraat afkomstig van de bio-ethanolproductie.</i> |
| VS | Vervluchtigbare stof (of organische stof) <i>Deel van de droge stof dat vervluchtigt bij verhitting tot 400°C gedurende 1 uur.</i> |
| VVZ | Vrije vluchtige vetzuren <i>Omvat azijnzuur, propionzuur, boterzuur, valeriaanzuur, capronzuur en hun iso-vormen. Worden bepaald na extractie in een organisch solvent en vervolgens scheiding en kwantificatie met een gaschromatograaf.</i> |
| WKK | WarmteKrachtKoppeling <i>Motor waarbij zowel elektriciteit als warmte wordt gegenereerd.</i> |