



Norges miljø- og
biovitenskapelige
universitet

Masteroppgave 2018 30 stp

Fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA)

Miljøvurdering av produkter og tjenester fra biogassproduksjon – effekt av valg av allokeringsmetodikk

Environmental assesment of products and services
from biogas production - effect of selection of
allocation methodology

Marie Sørum

Fornybar energi

Forord

Denne masteroppgaven representerer avslutningen på mitt toårige masterprogram i fornybar energi ved fakultet for miljøvitenskap og naturforvaltning (MINA), våren 2018. Oppgaven er 30 studiepoeng og er skrevet på bakgrunn av min bachelorgrad i biologi fra Universitetet i Oslo (UiO) og masterprogram i fornybar energi fra Norges miljø- og biovitenskapelige universitet (NMBU).

En stor takk rettes til hovedveileder professor Ole Jørgen Hanssen, for god veiledning, faglige diskusjoner og konstruktive tilbakemeldinger gjennom hele masterperioden. Videre rettes en stor takk til Kari-Anne Lyng i Østfoldforskning, som har bidratt med mye veiledning og hjelp med analysene underveis i prosessen, og innsamling av data i forkant av analysene. Romerike biogassanlegg og Lindum takkes for å være behjelpelige med tilgang til data, brukt som grunnlag i analysene.

Jeg ønsker å takke mine foreldre, Ola Sørum og Dorte Sørum for korrekturlesing av masteroppgaven, og for all støtte og oppmuntring gjennom hele min studietid.

Norges miljø- og biovitenskapelige universitet

Ås, 15.05.2018

Marie Sørum

Sammendrag

Norge skal kutte utslippene i transportsektoren med 35-40 %, sammenliknet med 2005-nivå. Økt bruk av biogass er et av flere klimavennlige drivstoff som skal bidra til denne reduksjonen. I konkurranse med andre klimavennlige drivstoff er det viktig å kunne dokumentere god netto klimanytte slik at innkjøpere og andre interessenter for biogass ser nytten av å velge biogass. Miljøpåvirkning fra hele livsløpet til avfallsbehandling, biogass og biorest kan allokere ulikt til funksjonene, som vil resultere i ulik effekt på interessentene. Metodiske valg knyttet til multifunksjonalitet må bestemmes for å optimalisere fordelingen av miljøpåvirkning. Dette gir problemstillingen: Hvilke metodiske valg er aktuelle og mulige for å legge til rette for en best mulig bærekraftig bruk av biogass og biorest.

Analysene av studieobjektene er gjennomført som tradisjonelle livsløpsanalyser, med metodikk angitt i internasjonale standarder. Allokeringsformene som er analysert for fordeling av miljøpåvirkning er; oppsplitting av systemet, masseallokering, energiallokering og økonomisk allokering. I tillegg er metodikk fra produktforskriften sammenliknet med livsløpsanalyser for biogass.

Resultatene viser at endring av allokeringsform har stor effekt på netto klimanytte allokert til biogass og biorest, og mindre effekt for avfallshåndtering. Oppsplitting av systemet allokere mest netto klimanytte til biogass, noe innkjøpere av biogass, myndigheter og andre interessenter for biogass ønsker. Bønder og interessenter for biorest ønsker bruk av masseallokering som allokeringsform, da denne formen allokere mest netto klimanytte til biorest. Mest optimal form for interessentene samlet er masseallokering, som allokere god netto klimanytte til biogass og flytende biorest. En sammenlikning mellom livsløpsanalyser og produktforskriften viser at livsløpsanalysene av biogass gir bedre samlet miljøpåvirkning.

Hele livsløpet til biogass- og biorestsysteet bidrar til miljøpåvirkning. Deler av livsløpet som bidrar til mye miljøpåvirkning er forbehandling, transport, avvanning av biorest og oppgradering av biogass. Oppdatert data for transport viser at nyere datamateriale gir noe redusert utslipp av NO_x og PM_{2,5}.

Abstract

Norway will reduce emissions in the transport sector by 35-40%, compared to 2005 levels. Increased use of biogas is one of several climate-friendly fuels that will contribute to this reduction. In competition with other climate-friendly fuels it is important to be able to document good net climate benefit, so that buyers and other biogas stakeholders see the benefits of choosing biogas. Environmental impact from the entire life cycle of waste treatment, biogas and digestate can be allocated differently to the features, which will result in different effects on stakeholders. Methodological choices related to multifunctionality must be determined to optimize the distribution of environmental impact. This gives the problem: Which methodological choices are appropriate and possible to facilitate the best possible use of biogas and digestate.

The analyzes of the studyobjects are conducted as traditional lifecycle analyzes, using methodology from international standards. The allocation methods analyzed for the distribution of environmental impact are; splitting of processes, mass allocation, energy allocation and economic allocation. In addition, methodology from the Renewable Energy Direktive is compared with life cycle analyzes for biogas.

The results show that change of allocation has a major impact on net climate benefits allocated to biogas and digestate, and less effect for waste management. Splitting of the system allocates most net climate benefits to biogas, which is beneficial to purchasers of biogas, government and other stakeholders for biogas, Farmers and stakeholders for digestate want the use of mass allocation, which is beneficial to purchasers of digestate. For stakeholders in total, mass allocation is the optimal use of allocation, which allocates good net climate benefit to biogas and liquid digestate. A comparison between lifecycle analysis and product regulation shows that lifecycle analyzes provide a better overall environmental impact for biogas.

The entire life cycle of the biogas and digestate system contributes to environmental impact. Parts of the life cycle that contribute most to environmental impact are pre-treatment, transport, dewatering of digestion and upgrading of biogas. Updated data for transportation shows that newer data material provides some reduced emissions of NO_x and PM_{2.5}.

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	III
Abstract	IV
Figurliste	VII
Tabelliste	IX
Forkortelser	X
1. Innledning.....	1
2. Formål med oppgaven	3
3. Kunnskapsgrunnlag.....	5
3.1 Avfallstjenesten	5
3.2 Livsløpsanalyse av biogass	5
3.2.1 Livsløpsanalyse av et avfallssystem.....	5
3.2.2 BioValueChain	7
3.2.3 Multifunksjonalitet og allokering.....	8
3.2.4 Kategorisering av LCA	9
3.2.5 Produktforskriften.....	10
3.3 Produktkategoriregler og miljødeklarasjon for biogass	13
3.3.1 Produktkategoriregler, PCR	13
3.3.2 Miljødeklarasjoner, EPD	13
3.3.3 Miljøpåvirkningskategorier i en EPD.....	14
3.3.4 Bruk av PCR og EPD for biogass og biorest.....	16
3.5 Bruk av biogass som drivstoff.....	17
3.6 EURO-klasser for dieselskjøretøy	18
4. Metode og datagrunnlag	19
4.1 LCA metodikk.....	19
4.2 Hensikt og omfang i oppgaven	20
4.3 Livsløpsregnskap i oppgaven	24
4.3.1 Allokeringsscenarioer	24
4.3.2 Studieobjekt 1: Romerike biogassanlegg	27
4.3.3 Studieobjekt 2: Lindum biogassanlegg	28

4.4 Datagrunnlag.....	29
4.4.1 Metode i SimaPro	29
4.4.2 Utrekninger til analysene og allokeringssnøkler	31
5. Resultater.....	34
5.1 Analyse av netto klimanytte for hele livsløpet	34
5.2 Analyse av miljøpåvirkningen til scenario B-E	38
5.2.1 Forklaring.....	38
5.2.2 Analyse av årlig tonn TS behandlet hos RBA	38
5.2.3 Analyse av 1 tonn TS behandlet hos RBA	43
5.2.4 Analyse av årlig tonn TS behandlet ved Lindum.....	45
5.2.5 Analyse av 1 tonn TS behandlet hos Lindum.....	50
5.3 Forskjeller mellom produktforskriften og LCA.....	52
5.4 Effekt av oppgradert data for transport	53
6. Diskusjon	56
6.1 Diskusjon metode og allokering	56
6.2 Vurdering av allokeringsformer for interessenter	57
6.2.1 Referansescenarioer	57
6.2.2 Avfallsbehandling	58
6.2.3 Biorest	58
6.2.4 Biogass	59
6.3 Dokumentasjon av miljøpåvirkning ved produktforskriften og EPD-systemet	62
6.4 Livsløpet og effekten av oppgradert data for transport	63
6.5 Usikkerhet i datagrunnlag, svakheter med analysene og robusthet.....	64
7. Konklusjon	65
8. Videre arbeid	67
9. Referanser	68
Vedlegg 1	72
Vedlegg 2	74

Figurliste

Figur 1 Grafisk fremstilling av avfallssystemet som analyseres	5
Figur 2 Grafisk fremstilling av avfallssystemet som analyserer med systemutvidelse.....	8
Figur 3 Systemgrense brukt i produktforskriften	11
Figur 4 Forskjell ved bruk av LCA og produktforskriften utført i Sverige (Börjesson et al. 2016; Lantz 2017a; Lantz 2017b)	12
Figur 5 Systemgrenser brukt i EPD for biogassanlegg i Sveits	16
Figur 6 Grafisk fremstilling av metodikk brukt i standard LCA (ISO 2006b)	19
Figur 7 Avfallssystemet som analyseres	23
Figur 8 Referansescenario for avfallsbehandling	24
Figur 9 Referansescenario for biogass	24
Figur 10 Referansescenario for flytende biorest.	24
Figur 11 Referansescenario for avvannet biorest	25
Figur 12 Scenario A - systemutvidelse	25
Figur 13 Scenario B – Oppsplitting av systemet.....	25
Figur 14 Scenario C - Masseallokering.....	26
Figur 15 Scenario D - Energiallokering	26
Figur 16 Scenario E – økonomisk allokering.....	27
Figur 17 Kg CO ₂ -ekv per tonn TS matavfall behandlet ved RBA.....	35
Figur 18 Kg CO ₂ -ekv fra avvannet biorest, flytende biorest, biogass og avfallsbehandling sammenliknet med referansescenarioer ved RBA.....	36
Figur 19 Kg CO ₂ -ekv per tonn TS substrat behandlet ved Lindum biogassanlegg	37
Figur 20 Kg CO ₂ -ekv fra biogass og avvannet biorest sammenliknet med referansescenario ved Lindum	37
Figur 21 Kg CO ₂ -ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016	38
Figur 22 Kg CFC11-ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016.....	39
Figur 23 Kg C ₂ H ₄ -ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016	40
Figur 24 Kg SO ₂ -ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016.....	40
Figur 25 Kg PO ₄ ³⁻ -ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016.....	41
Figur 26 Kg Sb-ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016	42
Figur 27 MJ fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016	42

Figur 28 Kg CO ₂ -ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016.....	46
Figur 29 Kg CFC11-ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016.....	46
Figur 30 Kg C ₂ H ₄ -ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016.....	47
Figur 31 Kg SO ₂ -ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016.....	48
Figur 32 Kg PO ₄ ³⁻ -ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016.....	48
Figur 33 Kg Sb-ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016.....	49
Figur 34 MJ fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016.....	49
Figur 35 Utslipp av kg NO _x fra livsløpet til 1 tonn TS matavfall behandlet ved RBA for ulike EURO-klassene 3, 5 og 6.	54
Figur 36 Utslipp av partikler fra biogass og biorest produsert ved RBA.....	55

Tabelliste

Tabell 1 Inndeling av LCA etter praksis i ILCD håndbok	10
Tabell 2 Faser i livsløpet til produktet eller tjenesten som miljøkategoriene skal dokumenteres for i en EPD.	14
Tabell 3 Miljøkategorier som skal være med i en EPD	15
Tabell 4 Økonomisk allokering ved Otelfingen Kampogas i Sveits.	17
Tabell 5 Produksjon ved RBA i 2016	28
Tabell 6 Produksjon ved Lindum i 2016	29
Tabell 7 Påvirkning på miljøpåvirkningskategoriene for biogass per kWh oppgradert biogass. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.	43
Tabell 8 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike kategoriene per tonn avvannet biorest. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.	44
Tabell 9 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike kategoriene per tonn flytende biorest. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.	44
Tabell 10 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike kategoriene per tonn matavfall behandlet ved RBA. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.	45
Tabell 11 Oversikt over lavest miljøpåvirkning for hvert scenario og miljøpåvirkningskategori for RBA	45
Tabell 12 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike miljøpåvirkningskategoriene per kWh oppgradert biogass. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.	50
Tabell 13 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike miljøpåvirkningskategoriene per tonn avvannet biorest. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.	51
Tabell 14 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike miljøpåvirkningskategoriene per tonn substrat behandlet hos Lindum. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.	51
Tabell 15 Oversikt over hvilket scenario som gir lavest miljøpåvirkning biogass, biorest og avfallsbehandling hos Lindum.	52
Tabell 16 Utslipp fra produksjon ved RBA for EURO-klasse 3, 5 og 6.	54

Forkortelser

ADPE	Potensial for abiotisk tømning av fossile ressurser
ADPM	Potensial for abiotisk tømning av ikke-fossile ressurser
AP	Potensial for forsurening av landarealer og vann
CBG	Komprimert biogass
EGE	Energigjenvinningsetaten i Oslo kommune
EP	Potensial for eutrofiering
EPD	Miljødeklarasjon
EU RED	EUs bærekraftskriterier for biodrivstoff, implementert i produktforskriften
GWP	Potensial for global oppvarming
LCA	Livsløpsanalyse
LBG	Flytende biogass
MFA	Materialstrømanalyse
ODP	Potensial for nedbryting av stratosfærisk ozon
POCP	Potensial for troposfærisk fotokjemisk oksidantdannning
PCR	Produktkategoriregel
RBA	Romerike biogassanlegg
TS	Tørrstoff

1. Innledning

Norge har underskrevet Paris-avtalen som trådte i kraft november 2016. Avtalen tar over etter Kyotoavtalens andre forpliktelsesperiode som er ferdig i 2020. Paris-avtalen strekker seg til 2030, og har som mål om å begrense verdens gjennomsnittlige temperaturøkning til 2 grader, og strekke seg til 1,5 grader. Hvert land melder selv inn hvor store nasjonale utslippsreduksjoner skal være. Norge har innstilt seg på å følge EUs forslag om å redusere utslippene med 40 % sammenlignet med 1990-nivå, innen 2030. Transportsektoren er en sektor som må redusere utslippene sine betydelig for at Norge skal oppfylle sin del av Paris-avtalen. I dag bidrar transportsektoren til nesten 60 % utslipp i ikke-kvotepliktig sektor, og regjeringen har lagt frem et arbeidsmål om reduksjon av utslipp i transportsektoren på 35-40 % sammenliknet med 2005-nivå (St.meld. nr. 41 (2016-2017)).

I nasjonal transportplan 2018-2025 legges det opp til økt bruk av biogass som drivstoff. Alle nye bybusser skal bruke biogass eller være nullutslippskjøretøy i 2025, mens det skal satses på el for personbiler og varebiler. For skipsnæringen er målet at 40 % av skip som brukes til nærskipsfart skal bruke biodrivstoff, eller være lav- eller nullutslippsfartøy i 2030. Biogass er et av flere typer drivstoff som er nødvendig for at Norge skal kunne kutte 35-40 % av alle utslipp i transportsektoren. For at dette skal være mulig må det produseres mer biogass i Norge i tiden frem mot 2030 (St.meld. nr. 41 (2016-2017)).

Mengden biogass som ble brukt i 2016 var rett under 1 TWh. For å øke bruken av biogass må markedet økes og flere aktører involveres, både på tilbuds- og etterspørselssiden. Potensialet for produksjon av biogass er beregnet til 5 TWh (Brekke et al. 2017). Myndighetene ønsker at fordelingen mellom drivstofftypene er markedsstyrt, og flere store aktører som Ruter, AtB i Trondheim, Fredrikstad kommune og Tine har, eller er i pågående prosesser med å innføre bruk av biogasskjøretøy. Innen skipsfart og jernbane som drives på diesel er det flere aktører som vurderer biogass som et reelt alternativ (Biokraft 2017; Klima og Miljødepartementet 2013). Sund Energy sin rapport om biogass til transport trekker frem at dokumentasjon av miljønyten ved bruk av biogass kan styrke biogass sin posisjon i markedet. Dette vil gjøre det lettere for innkjøpere og transportselskaper å sammenlikne biogass med andre typer drivstoff. Det er gjort mange livsløpsanalyser av biogass som konkluderer med at bruk av biogass produsert av avfallsprodukter gir god netto klimanytte, også sammenliknet med andre

klimanøytrale drivstoff. I tillegg er produksjon av biogass som substituerer fossilt drivstoff den mest optimale måten å utnytte avfall som ressurs på (Sund et al. 2017).

Mye av biogassomsetningen skjer med offentlige aktører som kunder, som må følge lov om offentlig anskaffelse. Loven sier at offentlig transportanskaffelse skal *«bidra til å redusere skadelig miljøpåvirkning og fremme klimavennlige løsninger der dette er relevant»* (Anskaffelsesloven 2017). Loven skiller ikke på type drivstoff, slik som produktforskriften gjør. Produktforskriften har implementert EUs bærekraftskriterier for drivstoff, og omsetningskravet for biodrivstoff er per 2017 7 %. Drivstoff som er omfattet av omsetningskravet må dokumentere miljøeffekter. Biogass er ikke underlagt omsetningskravet i produktforskriften slik som andre former for biodrivstoff, og har derfor ingen krav om rapportering eller dokumentering som må følges (Produktforskriften 2017). Utvikling av dokumentasjonsmetoder vil likevel styrke biogass sin posisjon i konkurranse med andre klimavennlige drivstoff. Miljødeklarasjoner (EPD) er en transparent og objektiv fremstilling av miljøpåvirkning som kan brukes til dette. Prosessen med å lage EPD for norskprodusert biogass er startet, men flere metodiske avgjørelser må tas før EPDer kan brukes som dokumentasjon av miljøpåvirkning for biogass.

Oppgaven er koblet opp mot prosjektet Bærekraftig Biogass som går fra 2017-2019, og inkluderer en rekke bedrifter og forskningsinstitusjoner. Prosjektet inkluderer flere arbeidspakker med ulikt fokus, hvor arbeidspakke 4, miljødeklarerer av biogass og tilknyttede produkter, er aktuell i denne oppgaven. Arbeidspakke 4 har deltakere fra Lunds universitet, Skagerak naturgass, Lindum, EGE, Greve biogass og Østfoldforskning. Arbeidspakkens mål er (Greve Biogass 2017):

- Utvikle metodegrunnlag og PCR (Product Category Rules) for biogassvirksomhet i henhold til EPD-systemet og ISO 14025.
- Utarbeide miljødeklarasjoner for avfallstjenester, biogass og biorest fra DMF og Romerike Biogassanlegg.
- Gjennomføre fullstendige livsløpsanalyser som grunnlag for miljødokumentasjon av hele virksomheten til Greve Biogass og Romerike Biogassanlegg.

2. Formål med oppgaven

Målet med oppgaven er å dokumentere effekter av ulike metodiske valg, først og fremst knyttet til allokeringsmetodikk, gjennom å analysere alternative scenarier for allokering av miljøpåvirkning fra en avfallstjeneste, der biogass og biorest er produkter ut av prosessen. I livsløpet til avfallstjenesten, biogass og biorest er det flere interessenter som er involvert, og som trolig ønsker å dokumentere netto klimanytte fra sine deler av systemet ut mot kunder, og for egen interesse. Interessentene er blant annet kommunen som kjøper en avfallstjeneste for å ta hånd om kommunalt avfall, bonden som mottar og tar i bruk biorest, innkjøper av oppgradert biogass til transport, selve biogassanlegget og myndighetene. Systemet oppstrøms utråtningen genererer utslipp som har negativ miljøpåvirkning, mens bruk av produktene biogass og biorest har positiv påvirkning på miljøet, i form av at fossile kilder erstattes. Negative og positive påvirkninger kan tilegnes de ulike delprosessene ulikt ettersom hvilken allokeringsmetode som brukes. Valg av allokeringsmetode vil ha ulik nytteverdi for interessentene, derfor er det viktig å velge en form for allokering som fordeler nytte mest mulig rettferdig mellom avfallstjenesten, biogass og biorest. Dette gir problemstillingen:

Hvilke metodiske valg er aktuelle og mulige for å legge til rette for en best mulig bærekraftig bruk av biogass og biorest.

Analysene skal gjøres for studieobjektene Lindum sitt biogassanlegg utenfor Drammen og Romerike biogassanlegg som er Energigjenvinningsetaten i Oslo kommune sitt biogassanlegg i Nes (RBA). Resultatene fra studieobjektene er viktig i videre arbeid med å utvikle produktkategoriregler (PCR), slik at miljødeklarasjoner (EPD) for avfallsbehandling, biorest og biogass kan utvikles. At det er flere interessenter kompliserer valg av allokering, fordi valg av allokering i stor grad bestemmer miljønyten til produktet til hver interessent. EPDene skal være objektive, troverdige og transparente slik at biogass og andre typer drivstoff kan sammenliknes på samme grunnlag. For å undersøke effekten av ulik allokeringsmetodikk, og hvordan biogass og biorest kan brukes mest mulig bærekraftig skal følgende forskningsspørsmål undersøkes nærmere:

1. Hva er netto klimanytte for produksjon av biogass fra studieobjektene gjennom hele verdikjeden, og hvor i livsløpet oppstår de mest signifikante bidragene positivt og negativt?
2. Hvor stort bidrag til miljøpåvirkningskategoriene GWP, POCP, ODP, AP, EP, ADPM og ADPE har fasene i biogassproduksjonene fordelt på avfallsbehandling, biogass og biorest med ulike bruk av allokering? Hva blir effektene av ulike allokeringsformer for ulike interessenter?
3. Hva er de metodiske forskjellene i valg av systemgrenser og allokering brukt i produktforskriften og i EPD-systemet? Hva betyr ulikhetene i resultatene for brukerne av EPDene og hva blir effektene for ulike parter?
4. Hva er effektene av et forbedret datagrunnlag for nitrøse gasser fra transportvirksomhet gjennom verdikjeden til biogass?

3. Kunnskapsgrunnlag

3.1 Avfallstjenesten

Produksjon av biogass og biorest er et resultat av en avfallstjeneste. Alternativet til å behandle våtorganisk avfall i en råtnetank er forbrenning, hvor utnyttelse av energien som oppstår brukes til å produsere elektrisitet eller varme. Behandling av våtorganisk avfall i en råtnetank gir et bedre klimaregnskap, og er en bedre måte å utnytte verdien som ligger i organisk avfall. Produkter inn i et biogassanlegg er ulikt fra anlegg til anlegg men kan bestå av matavfall fra husholdninger og næring, avløpsslam, septik og møkk fra husdyr. Produktene ut av prosessen er flytende biorest og råbiogass (Figur 1). Råbiogassen kan utnyttes videre til produksjon av elektrisitet, utnyttelse av overskuddsvarme, utnyttelse av CO₂ som separeres ut av gassen og oppgradering av råbiogass til drivstoff. Flytende biorest kan brukes som den er, eller avvannes og brukes som jordforbedringsmiddel eller til kompost. Et godt klimaregnskap forutsetter at biogassen oppgraderes til drivstoffkvalitet og distribueres ut til et marked, og at bioresten brukes som jordforbedringsmiddel i landbruket eller til kompostering (Brekke et al. 2017).



Figur 1 Grafisk fremstilling av avfallssystemet som analyseres

3.2 Livsløpsanalyse av biogass

3.2.1 Livsløpsanalyse av et avfallssystem

Livsløpsanalyser av vugge-til-grav eller vugge-til-vugge analyser som beregner miljøbelastningen til produktet eller tjenesten gjennom hele livsløpet, fra utvinning av råstoff til avfallsbehandling. Livsløpsanalyse av et avfallssystem definert som et avfallsdunk-til-nytt liv-analyse, der avfall regnes som råstoffet i analysen. I lov om offentlige anskaffelser regnes

avfall som «ethvert stoff eller materiale som innehaveren kvitter seg med eller har til hensikt eller er forpliktet til å kvitte seg med»(Anskaffelsesloven 2017). Alle prosesser oppstrøms avfallsdunken er utelatt fra analysene, dette inkluderer uttak av råstoff, produksjon, distribusjon og bruk av produktet før det regnes som avfall. Vanlig tilnærming til LCA av avfall inkluderer innsamling, transport, håndtering, behandling, material- og energigjenvinning og endelig avhending av avfallet. Metodikk for livsløpsanalyse av avfall er beskrevet i ISO 14040-44 (Curran 2015; ISO 2006c)

Livsløpsanalyser av avfallssystemer har blitt gjort siden tidlig på 1990-tallet, og ulike modeller har blitt utviklet. Alle modellene er utviklet for å analysere avfallsstrømmene, hvor i livsløpet miljøpåvirkninger skjer og ressursbruk gjennom prosessen. Modellene er utviklet både generelt for avfall og spesielt for biologisk avfall, hovedsakelig i Europa og USA. Mange av modellene er utviklet uavhengig av hverandre og tar hensyn til lokale tilpasninger i landet den er utviklet i (Laurent et al. 2014). Modellene skiller seg fra hverandre på flere områder, som bruk av software-programmer, hvor transparente modellene er, i hvilken grad det kan legges inn spesifikke data og brukervennlighet. I Norge er biogassmodellen BioValueChain utviklet for norske forhold av Østfoldforskning (Lyng et al. 2015). Modellen bruker softwareprogrammet SimaPro som verktøy til å utføre analysene. Sverige har utviklet modellen ORWARE, som er en kombinasjon av LCA og analyse av en materialstrøm (MFA) (Dalemo et al. 1997; Eriksson et al. 2002). Modellen var opprinnelig en modell for behandling av organisk avfall, men er senere utviklet til å inkludere restavfall i tillegg. Biorest er beregnet for å brukes til kompost. Danmark har utviklet modellen EASEWASTE som er laget for å være transparent og fleksibel, slik at den kan tilpasses mange avfallsscenarier. Modellen inkluderer kompostering, oppgradering av råbiogass til drivstoffkvalitet, produksjon av varme og elektrisitet (Clavreul et al. 2014; Kirkeby et al. 2006). Den tyske modellen IFEU analyserer behandling av kommunalt avfall, og inkludert alternativer for behandling av biologisk avfall. Modellen er tilpasset produksjon av elektrisitet, bruk av overskuddsvarme og bruk av avvannet biorest til kompost. Den baserer seg på bruk av Software programmet UMBERTO (Boldrin et al. 2011). Andre modeller som brukes er EPIC/CSR, IWM2, LCA-IWM, SSWMSS, WISARD og WRAT (Gentil et al. 2010). I Norge kan dokumentasjon av klima-og miljøpåvirkning av drivstoff gjøres etter kriterier bestemt i produktforskriften (Pederstad 2017).

Modellene er basert på standard LCA metodikk, men lokale tilpasninger og noe ulik tolkning av metodikken gjør at mulighetene for å sammenlikne resultater på tvers av modellene svekkes noe. Det er gjort sammenlikningsstudier av metodene som viser at resultatene varierer mye, og at det er vanskelig å sammenlikne resultatene fra de ulike modellene. Gentil et al. (2010) har undersøkt ni avfallsmodeller som oppfylte gitte kriterier. Kriteriene som ble satt var;

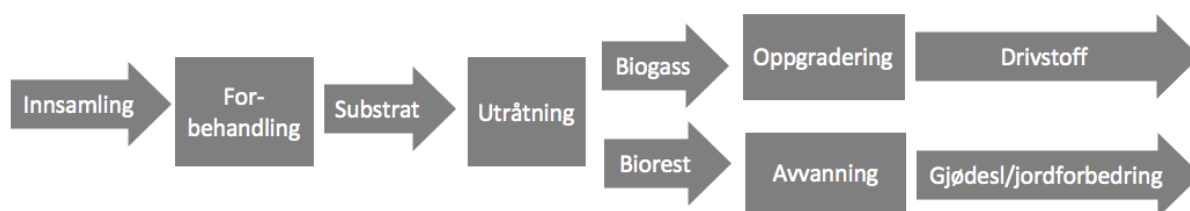
- Modellen må inkludere miljøpåvirkning fra hele livsløpet til avfallet, fra innhenting til avhending. I tillegg til koblinger mellom potensielle endringer i avfallssammensetningen og utslipp til miljøet.
- Evnen til å analysere utslipp relatert til både avfallet og behandlingsprosessen.

Faktorene som er sammenliknet er funksjonell enhet, tidsperspektiv, systemgrenser, cut-off kriterier, sammensetning av avfall og egenskaper, energibruk og prosesser i avfallsbehandlingen som innebærer; innsamling og transport, biologisk behandling, materialgjenvinning, varmebehandling og deponi. Rapporten konkluderer med at ulikhetene i modellene er et resultat av metodiske ulikheter og nasjonale tilpasninger. Optimale resultater for analyse av et avfallssystem fås ved å bruke modellen tilpasset det respektive landet. Hvilke typer inngangsdata, tekniske antakelser og livsløpsregnskap og hvilke typer utgangsdata er metodiske ulikheter som modellene har tilpasset landet den er utviklet i. Uavhengig av ulikheter i modellene har utviklingen av modeller økt kunnskapen om livsløpet til avfall (Gentil et al. 2010).

3.2.2 BioValueChain

Biogassmodellen BioValueChain er et LCA-basert verktøy for å analysere miljøpåvirkningen til biogass og biorest gjennom et helt livsløp. Modellen er bygd opp for å kunne analysere matavfall og gjødsel fra ku, gris og fjørfe som substrat inn i råtnetanken. Modellen er utviklet og bygd opp av Østfoldforskning gjennom flere år og bygger på standard livsløpsmetodikk gitt i ISO 14040-44 (Curran 2015). For å tilpasse modellen til biogass best mulig er BioValueChain-modellen bygd opp med avfalls-metodikk (Gentil et al. 2010). Livsløpet starter når avfallet oppstår hjemme hos avfallsbesitter og møkk oppstår i husdyrproduksjon. Energi og miljøpåvirkninger som tilegnes stadiene før avfallet oppstår, produksjon og distribusjon av mat og husdyrdrift, havner utenfor systemgrensene til biogasssystemet

(Finnveden 1999). Modellen ser på hele systemet samlet, og unngår allokering ved å bruke systemutvidelse, som vist i Figur 2. Produktene biogass og biorest har et substitusjonspotensial knyttet til fossile alternativer til drivstoff, elektrisitet, varme og jordforbedringsmidler. Unngåtte utslipp grunnet substitusjonseffekten tas med ved å inkludere effekten av å unngå produksjon og bruk av alternativene til biorest og biogass (Laurent et al. 2014).



Figur 2 Grafisk fremstilling av avfallssystemet som analyserer med systemutvidelse

Østfoldforskning har bygd opp modellen med parameterverdier for alle potensielle inngangsverdier som skal med i analysen. Parameterverdiene kan endres i SimaPro med spesifikke data, for å lage nøyaktige analyser for hvert enkelt biogassanlegg. Generiske bakgrunnsdata er hentet fra databasen Ecoinvent 3.1 (Lyng et al. 2015).

3.2.3 Multifunksjonalitet og allokering

Et system med flere faktorer som inngangs-og utgangsverdier fra en prosess gjør at problemet med multifunksjonalitet oppstår. Multifunksjonalitet og ulike former for allokering er mye diskutert. Metodikk angitt i ISO 14040 sier at multifunksjonalitet skal unngås om det er mulig, ved bruk av systemutvidelse. Videre skal oppsplitting av systemet, masse- eller energiallokering og økonomisk allokering brukes. Systemutvidelse inkluderer substitusjonseffekten ved unngåtte utslipp fra bruk av opprinnelig løsning. I LCA av biogass til drivstoff, med bruk av systemutvidelse regnes effekten av unngått produksjon og bruk av fossilt drivstoff. Hvis allokering ikke kan unngås bør allokeringen skje på bakgrunn av produktenes fysiske egenskaper, som masse eller energi. Hvis allokering på bakgrunn av masse ikke er egnet, skal økonomisk allokering benyttes. (Finnveden et al. 2009; ISO 2006c). Laurent et al. (2014) har undersøkt hvordan multifunksjonalitet er håndtert i LCA av avfallssystemer, og hva som er bakgrunnen for valgene. Datagrunnlaget i artikkelen baseres på undersøkelser av 222 publiserte LCA-studier av avfallssystemer. Av disse bruker 74 %

systemutvidelse, og kun 4 % en form for allokering. For de resterende studiene var håndtering av multifunksjonalitet uspesifisert, ikke relevant eller brukt en kombinasjon av systemutvidelse og allokering (Laurent et al. 2014). Ved bruk av systemutvidelse er substitusjonseffekt regnet med i analysen. Systemutvidelse er veldig mye brukt, men er kritisert for usikkerhet rundt hvor mange antakelser som er gjort, og hvor mye som er ikke tatt med i analysen (Heijungs & Guinée 2007). Bruk av ulike allokeringsnøkler er kritisert for å kunne gi forskjellig resultat ettersom hvilken form for allokering som er brukt (Finnveden 1999).

3.2.4 Kategorisering av LCA

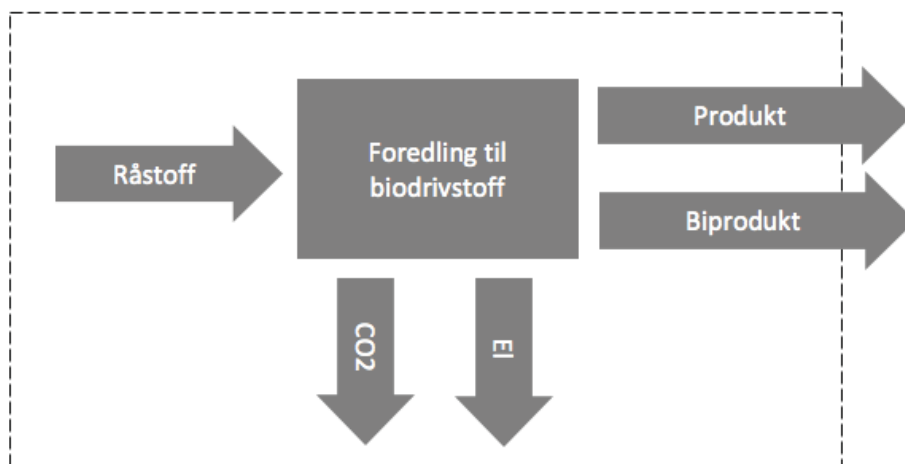
LCA analyser kan kategoriseres i to, ettersom hvilke tilnærminger til metodikk analysen har. En konsekvens-LCA inkluderer prosesser i livsløpet som er en konsekvens av etterspørselen etter den funksjonelle enheten som analyseres. Påvirkning på omverden inkluderes, og systemer ses ikke på isolert, men i en større sammenheng. Regnskaps-LCA er analyser inngangs- og utgangsprodukter som er gitt av systemgrenser satt på forhånd, for at analysen skal gjenspeile dagens situasjon. EUs håndbok for utførelse av livsløpsanalyser kategoriserer analysene i situasjon A, B og C ettersom hva som er hensikten med analysen, og hva den skal brukes til, vist i Tabell 1. Situasjon A- og B-analyse brukes som støtte når avgjørelser skal tas. Situasjon A-analyser brukes som støtte til avgjørelser på mikro-nivå hvor konsekvensene av avgjørelsen ikke er store. PCR og EPD er kan brukes som støtte i avgjørelser på mikro-nivå. Situasjon B-analyser brukes som støtte når storskala avgjørelser på makro-nivå, hvor konsekvensen av avgjørelsen er stor. Dette gjelder for store politiske avgjørelser og utvikling av videre strategier. Forskjellen på stor og liten skala er definert i EU's håndbok for livsløpsanalyser (European Commission 2010). Situasjon C-analyser er et objektivt miljøregnskap som gjenspeiler virkeligheten slik den er nå, eller hvordan fremtiden vil se ut ved bruk av prognoser. Den type analyse brukes ikke som støtte til avgjørelser som skal tas. Situasjon C er delt i C1 og C2, der C1 inkluderer interaksjoner et system har med andre systemer. I C2-analyser er interaksjonene ekskludert fra analysene, og systemet analyseres helt isolert. Forskjellen på C1 og C2 bestemmes av systemgrenser som angis i hensikt og omfang. I denne oppgaven er tilnærmingen regnskaps-LCA brukt for alle analyser. Scenario A og C1-analyse som inkluderer interaksjoner med andre systemer og scenario B, C, D og E er C2-analyser som kun analyserer systemet innenfor systemgrensen. (European Commission 2010).

Tabell 1 Inndeling av LCA etter praksis i ILCD håndbok

		Type prosess. Endring i bakgrunnssystem/andre systemer	
		Ingen eller liten skala	Stor skala
Støtte for avgjørelser	JA	Situasjon A Avgjørelser på mikro-nivå	Situasjon B Avgjørelser på makro-nivå
	Nei	Situasjon C C1: Inkluderer interaksjoner med andre systemer. C2: Ekskluderer interaksjoner med andre systemer	

3.2.5 Produktforskriften

EUs bærekraftkriterier for biodrivstoff er implementert i Norge gjennom produktforskriften. Produktforskriften stiller krav til reduksjon av klimagassutslipp fra transportsektoren, og gjelder for alle typer biodrivstoff generelt, ikke spesifikt for biogass. Systemgrensene brukt i produktforskriften inkluderer livsløpet til biogass som oppgraderes og brukes som drivstoff og utnyttelse av CO₂ til kommersiell bruk, vist i figur 3. Alle andre produkter fra prosessen regnes som biprodukter. Dette inkluderer bioest, overskuddsvarme og produksjon av el. Allokering av utslipp mellom produktene er i produktforskriften basert på nedre brennverdi. For produktene overskuddsvarme og flytende bioest er nedre brennverdi negativ. Utslipp fra hele verdikjeden vil på grunn av negativ nedre brennverdi allokere til biogass. Klimanytten for biogass kan beregnes ved tre ulike tilnærminger angitt i produktforskriften kapittel 3, Vedlegg 1 (Produktforskriften 2017).



Figur 3 Systemgrense brukt i produktforskriften

1: Bruk av standardverdier

I Produktforskriften er det angitt standardverdier for produksjon av oppgradert biogass i form av CBG produsert fra tre typer substrat; kommunalt avfall (23g CO₂ e/MJ, -73 %), bløt gjødsel (16g CO₂ e/MJ, -81 %) og fast gjødsel (15 g CO₂ e/MJ, -82 %). Verdiene er satt lavt, i tillegg til 40 % redusert nytte, med unntak av transport og distribusjon. Dette gjøres for å sikre at nytten ikke skal bli høyere enn faktiske verdier, da tallgrunnlaget og standardverdier er usikre. Standardverdier kan brukes hvis de er oppgitt i del A eller B Vedlegg II i produktforskriften. Norske anlegg bruker ofte flere typer substrat inn, og det blir derfor vanskelig å bruke ferdige standardverdier.

2: Bruk av metodikk angitt i del C Vedlegg II i produktforskriften

Metodikken bruker formelen:

$$E = e_{ec} + e_l + e_p + e_{td} + e_u - e_{sca} - e_{ccs} - e_{ccr} - e_{ee}$$

E = Samlet utslipp fra bruk av biodrivstoff

e_{ec} = Utvinning eller dyrking av råstoff

e_l = Arealbruksendringer (karbonlagre)

e_p = Foredling

e_{td} = Transport og distribusjon (hele kjeden)

e_u = Bruk av biodrivstoff (skal antas lik 0)

e_{sca} = Utslippsreduksjon fra akkumulering av karbon i jord gjennom forbedret landbruksforvaltning

e_{ccs} = Utslippsreduksjon fra fangst og geologisk lagring av karbon

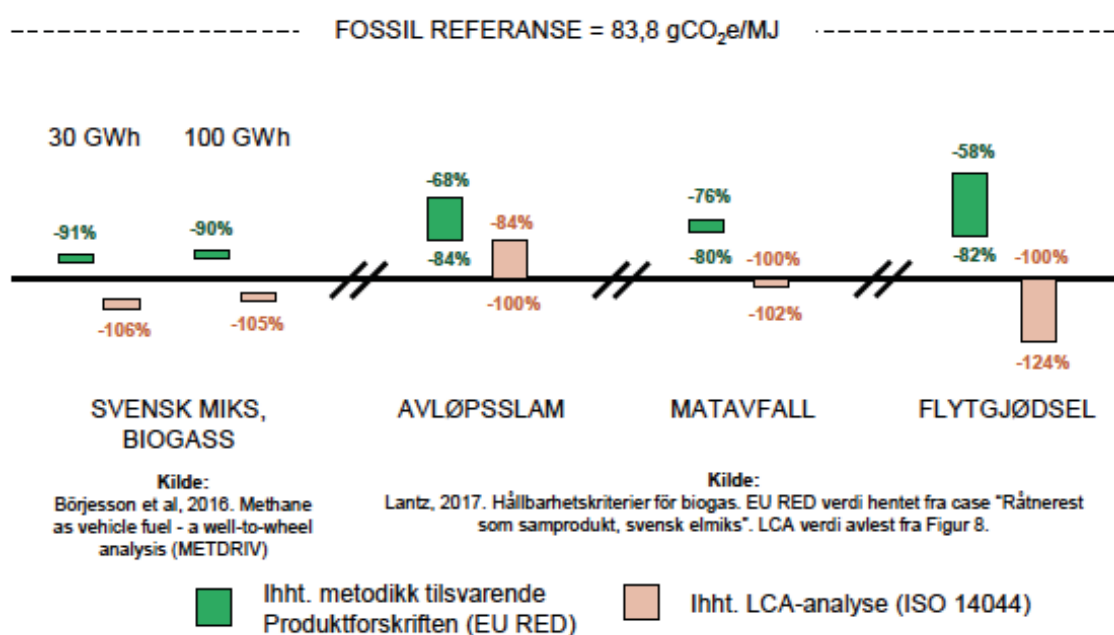
e_{ccr} = Utslippsreduksjon fra fangst og erstatning av karbon

e_{ee} = Utslippsreduksjon fra overskuddselektrisitet fra kraftvarme

3: Kombinere faktiske verdier og standardverdier for å beregne verdier

Standardverdier for hver faktor avgitt i del D og E Vedlegg II, kombineres med beregnede verdier fra metoden angitt i del C Vedlegg II. Verdiene i del D og E Vedlegg II gjelder for dyrking av råstoff, foredling, transport og distribusjon. Vedleggene er vedlegg til produktforskriften (Produktforskriften 2017).

Det er gjort flere studier der metodikk i LCA og metodikk implementert i produktforskriften er sammenliknet for samme produkt. Studiene viser at LCA gir biogass bedre netto klimanytte en bruk av metodikk i produktforskriften. Manninen et al. (2013) har analyser fire metodiske tilnærminger til metodikk angitt i produktforskriften, der to scenarioer regner biorest som bi-produkter og to scenarioer der biorest regnes som restprodukter. Alle scenarioene ga store reduksjoner i utslipp sammenliknet referansescenario. Analysen konkluderer med at det er usikkert hvor godt egnet metodikk fra produktforskriften er til analyser av biogass, når biorest er en faktor som må tas med i regnskapet. Artikkelen nevner i tillegg at LCA-tilnærming er mer naturlig for biogasssystemet, grunnet multifunksjonalitet. En studie fra Sverige har undersøkt bruk av ulike typer substrater for biogassproduksjon med ulik metodikk. LCA kommer bedre ut for alle substratene, men forskjellen i resultatene er størst for flytende gjødsel, og minst for avløpsslam, vist i Figur 4. Analysen konkluderer med at hvordan utslipp allokeres, og hvilke prosesser som legges utenfor systemgrensene har stor påvirkning på klimaregnskapet (Pederstad 2017; Produktforskriften 2017).



Figur 4 Forskjell ved bruk av LCA og produktforskriften utført i Sverige (Börjesson et al. 2016; Lantz 2017)

3.3 Produktkategoriregler og miljødeklarasjon for biogass

3.3.1 Produktkategoriregler, PCR

Produktkategoriregler (PCR) er regler som bestemmer hvordan LCA for en bestemt produktkategori skal utføres, som grunnlag for å utarbeide EPD for et produkt eller tjeneste. PCR skal utvikles i henhold til det internasjonale EPD-systemet og ISO 14025, og skal fremstå på en standardisert og transparent måte. Hensikten med å utvikle en spesifikk PCR er at det skal kunne lages EPDer innenfor en produktkategori som kan sammenliknes objektivt på tvers av virksomheter, nasjonalt eller internasjonalt. PCR for en spesifikk produktkategori skal inneholde all nødvendig informasjon om hvordan en LCA skal gjennomføres som grunnlag for en EPD. Dette innebærer funksjonell enhet, systemgrenser med oppstrøms- kjerne- og nedstrøms prosesser, allokering, cut-off kriterier og datakvalitet, i tillegg til hvem som har deltatt i arbeidet med utviklingen av PCR-dokumentet. Selve LCA analysen skal følge metodikk gitt i ISO 14040-44 som et minimum, i tillegg til ISO 14025 og de produktspesifikke regler fra PCR. For troverdigheten til en EPD er det viktig at kravene til gjennomføring av analysene er fulgt (ISO 2006a).

Prosessen med å utvikle en PCR er åpen og alle interessenter har mulighet til å komme med innspill gjennom en internasjonal konsultasjonsprosess før PCRen godkjennes og publiseres av EPD-Norge. Det er viktig at alle interessenter er informert om utfallet av PCRen. En PCR er gyldig i tre til fem år, og må oppdateres og godkjennes på nytt når tiden har utløpt. Det er ikke utviklet PCR for verken avfallsbehandling, biogass eller biorest i Norge tidligere (EPD-Norge 2014).

3.3.2 Miljødeklarasjoner, EPD

EPD er en type III miljødeklarerings som er standardisert gjennom et internasjonalt EDP-system. Norge har en egen EPD-stiftelse som er programansvarlig, som verifiserer og har kontroll over norske EPDer. Krav til innhold og form for EPD-dokumentet er gitt i ISO-standard 14025. EPD-dokumentet er en transparent og enhetlig fremstilling av en LCA-analyse, uten tolkning av resultater, anbefalinger eller bedømmelse. Bruk av ISO 14040-44, 14025 og PCR for produktet sikrer en objektiv, troverdig og sammenliknbar EPD. Miljødata som brukes i analysen skal være spesifikke data fra primærkilder for forgrunnsystemet, men i bakgrunnsystemet kan generelle data fra sekundærkilder som Ecoinvent brukes. Data som

skal være med i dokumentet er tekniske data, funksjonell enhet, allokeringsmetodikk som er brukt, beskrivelse av produktsystemene, krav til datakvalitet, cut-off kriterier, markedsområde og levetid. En ferdig EPD gjør det mulig å sammenlikne miljøpåvirkninger fra ulike produkter og tjenester, selv med ulike datakilder. EPD gir kvantifisert informasjon om forskjellige miljøpåvirkninger fra ulike deler av livsløpet til produktet eller tjenesten. EPD utarbeides i hovedsak til bruk i «business to business» sammenhenger, og er i mindre grad innrettet mot forbruksleddet, men informasjonen som EPD gir brukes videre mot sisteleddet i en forenklet form. EPDen skal vise produktets eller tjenestens miljøpåvirkning innen de forskjellige fasene i livsløpet som er relevant, vist i Tabell 2. Faser som ikke er relevant for produktet eller tjenesten kan utelates fra EPDen. I noen tilfeller kan det legges til en fase D, «etter endt levetid», som ligger utenfor systemgrensen til det som analyseres. Fase D inneholder scenarioer for mulig utnyttelse av ressursene fra produktet gjennom gjenbruk, resirkulering og reparering. Fasen ligger utenfor systemgrensene, og skal derfor ikke deklarerer eller inngå som en del av en EPD (EPD-Norge 2014; ISO 2006a).

Tabell 2 Faser i livsløpet til produktet eller tjenesten som miljøkategoriene skal dokumenteres for i en EPD.

Produktfase				Installasjon				Bruksfase				Slutfase			
Råmaterialer	Transport	Tilvirkning	Transport	Konstruksjon og installasjon	Bruk	Vedlikehold	Reparasjon	Utskiftning	Renovering	Energibruk	Vannbruk	Demontering	Transport	Avfallsbehandling	Avfall til sluttbehandling
A1	A2	A3	A4	A5	B1	B2	B3	B4	B5	B6	B7	C1	C2	C3	C4

3.3.3 Miljøpåvirkningskategorier i en EPD

En EPD skal inneholde syv forskjellige miljøkategorier, vist i Tabell 3. Kjemiske forbindelser som klassifiseres til samme miljøkategori regnes om til samme enhet ved bruk av karakteriseringsfaktorer. Karakteriseringsfaktorene sier hvor stort bidrag den kjemiske forbindelsen har til miljøkategoriene. Samme kjemiske forbindelser kan klassifiseres til flere miljøkategorier.

Tabell 3 Miljøkategorier som skal være med i en EPD

Miljøkategorier som skal være med i en EPD	Enhet
GWP (Potensial for global oppvarming)	Kg CO ₂ -ekv
ODP (Potensial for nedbryting av stratosfærisk ozon)	Kg CFC11-ekv
POCP (Potensial for troposfærisk fotokjemisk oksidantdannning)	Kg C ₂ H ₄ -ekv
AP (Potensial for forsuring av landarealer og vann)	Kg SO ₂ -ekv
EP (Potensial for eutrofiering)	Kg PO ₄ ³⁻ -ekv
ADPM (Potensial for abiotisk uttømming av ikke-fossile ressurser)	Kg Sb-ekv
ADPE (Potensial for abiotisk uttømming av fossile ressurser)	MJ

Globalt oppvarmingspotensial (GWP) måles i kg CO₂-ekvivalenter (ekv), og er mye brukt som miljøkategori for klima. Alle kjemiske forbindelser som har et globalt oppvarmingspotensial regnes om til kg CO₂-ekv. Metan har karakteriseringsfaktor 28, og er 28 ganger mer skadelig for global oppvarming enn CO₂, mens lystgass har karakteriseringsfaktor 265. Potensial for nedbryting av ozonlaget (ODP), måles i kg CFC11-ekv. Ozonlaget ble skadet av høye utslipp av KFK, HKFK og haloner frem til 1987, da Montrealprotokollen ble undertegnet. Forpliktelsene i protokollen har gjort at utslippene av ozonreduserende stoffer har minket med 95 %. Potensial for dannning av bakkenært ozon og fotokjemisk oksidantdannning (POCP), måles i kg C₂H₄-ekv (etylen). Dannelse av bakkenært ozon skyldes i hovedsak reaksjoner mellom nitrose gasser (NO_x), flyktige organiske forbindelser (VOC) og sollys. I Norge er forbrenning av fossile drivstoff i kjøretøy en vesentlig bidragsyter til NO_x-utslipp. Skadeeffektene av for høyere verdier av bakkenært ozon enn det som forekommer naturlig kan skade menneskers luftveier, materialer og økosystemer. Potensielt for forsuring (AP), måles i kg SO₂-ekv. Utslipp av NO_x, SO_x og NH₃ forårsaker forsuring i vann og jordsmonn, som fører til en negativ endring i levevilkår for spesielt planter og organismer som lever i vann. Utslipp av svovel, fosfor og nitrogen fra forbrenning av fossilt drivstoff er et vesentlig bidrag til at forsuring er et miljøproblem. Potensial for eutrofiering (EP) måles i kg PO₄³⁻-ekv (fosfat). Utslipp av NO_x, NH₄⁺, PO₄³⁻ og NO₃⁻ forårsaker oppblomstring av alger i vann grunnet høy tilgang på næringsstoffer fra overgjødning og utslipp. Potensial for abiotisk uttømming av ikke-fossile ressurser (ADPM) måles i kg Sb-ekv. Potensial for abiotisk uttømming av fossile ressurser (ADPE) måles i MJ (Karimi 2012; Smith 2005).

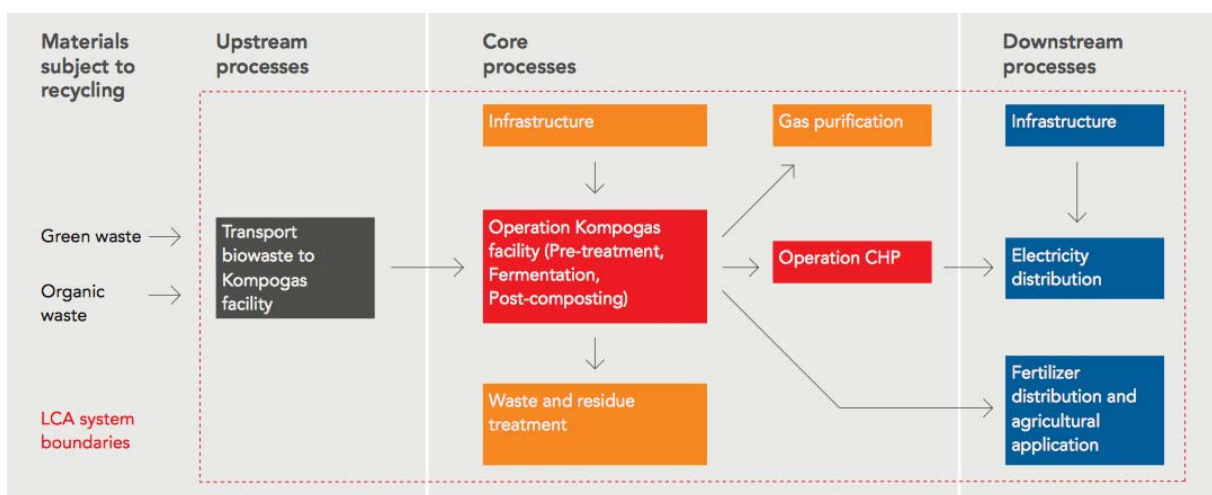
3.3.4 Bruk av PCR og EPD for biogass og biorest

PCR og EPD er godt utviklet i byggbransjen hvor EPDer for byggematerialer er etterspurt fra utbyggere. For avfallsbehandling, biogass og biorest har det ikke vært en etterspørsel, og det finnes derfor ingen norsk PCR eller EPD for biogass. Prosjektet bærekraftig biogass skal utvikle PCR for biogass, slik at EPDer kan utvikles.

Det er laget en EPD for et kombinert kraft-varme- og biogassanlegg i Sveits fra 2011. Utenom dette finnes det ikke PCR eller EPDer for avfallsbehandling, biogass eller biorest i Norge eller resten av verden. Anlegget i Sveits tar imot bioavfall, og bruker biogassen til å produsere elektrisitet, og oppgradert biodrivstoff med 96 % metaninnhold. EPDen består av flere deklareerte produkter:

- 1 tonn bioavfall behandlet
- 1 kWh netto generert energi, og deretter distribuert til en kunde som er koblet på det lokale distribusjonsnettverket
- 1 kWh oppgradert biogass (96 % metan)
- 1 kWh generert varme
- 1 tonn flytende biorest som distribueres og brukes av bønder
- 1 tonn avvannet biorest som distribueres og brukes av bønder

PCR som er brukt i denne EPDen er beregnet for generert og distribuert elektrisitet, damp og varmt og kaldt vann, versjon 2.01. Utslippene er allokert mellom prosessene i produksjonen basert på priser fra 2011 (Axpo 2011). Systemgrensen og allokering for systemet er definert i Figur 5.



Figur 5 Systemgrenser brukt i EPD for biogassanlegg i Sveits

Otelfingen Kampogas bruker økonomisk allokering, basert på inntektene hvert produkt gir, som vist i Tabell 4. 80 % av miljøpåvirkningen allokeres til behandlingen av bioavfall, mens kun 4 % allokeres til biogass. Biorest og produksjon av varme gir ingen inntekt, og får allokeringfaktor 0.

Tabell 4 Økonomisk allokering ved Otelfingen Kampogas i Sveits.

Produkt	Allokeringsfaktor
Behandling av bioavfall	80,9 %
Elproduksjon	14,7 %
Biogassproduksjon	4,4 %
Varmeproduksjon	0 %
Produksjon av avvannet jordforbedringsmiddel	0 %
Produksjon av flytende jordforbedringsmiddel	0 %

3.5 Bruk av biogass som drivstoff

Råbiogass som tas ut av råtnetanken inneholder 62 % metan, hvor resten er karbondioksid og små mengder andre stoffer. For å utnytte biogassen til drivstoff må metaninnholdet økes til minimum 97 % metan, og fraktes til bruksstedet, eller sendes ut på et gassnett.

Oppgraderingen kan gjøres på to måter, ved komprimering til 200-250 bar, eller ved nedkjøling til minus 162 grader. Komprimert gass (CBG) fraktes på flak, mens nedkjølt gass blir flytende og fraktes på tankbiler. Flytende biogass (LBG) har samme egenskaper som flytende naturgass (LNG) og kan erstatte LNG uten noen tilpasninger, verken i gassen eller i gassmotorene (HOG Energi 2010).

Biogassanleggene ligger utenfor de største byene, og gassen må transporteres til mer sentrale fyllestasjonsjoner, eller sendes rett ut på gassnett som er koblet opp til produksjonsanlegget.

Norge har lite utbygd gass-distribusjonsnett, men det finnes mindre lokale nett i Rogaland og ved Den Magiske Fabrikk i Vestfold. Gass-nettet i Vestfold er et rent biogassnett, mens nettet i Rogaland er et naturgassnett med innslag av biogass. Andre store anlegg som RBA, Lindum i Drammen, Frevar og Skogn selger gassen til AGA, som distribuerer gassen videre (Klima og Miljødepartementet 2013).

Forbrenning av biogass i kjøretøy skjer ved $\text{CH}_4 + \text{O}_2 = \text{CO}_2 + 2\text{H}_2\text{O}$. I tillegg til CO_2 og vann vil noe NO_x og partikler slippes ut. Utslipp av CO_2 regnes som klimanøytralt, da mengden CO_2 som slippes ut fra kjøretøyet er akkurat den samme som mengden CO_2 i behandlet substrat inn i råtnetanken. Biogass brukes for det meste i kollektivtransportbusser og renovasjonsbiler i tettbebygde områder og byer hvor utslipp av NO_x og partikler er et større problem enn utslipp av CO_2 . CO_2 virker negativt på global oppvarming, mens NO_x og partikler ($\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10}) virker negativt på lokal luftkvalitet (Brekke et al. 2017; Sund et al. 2017).

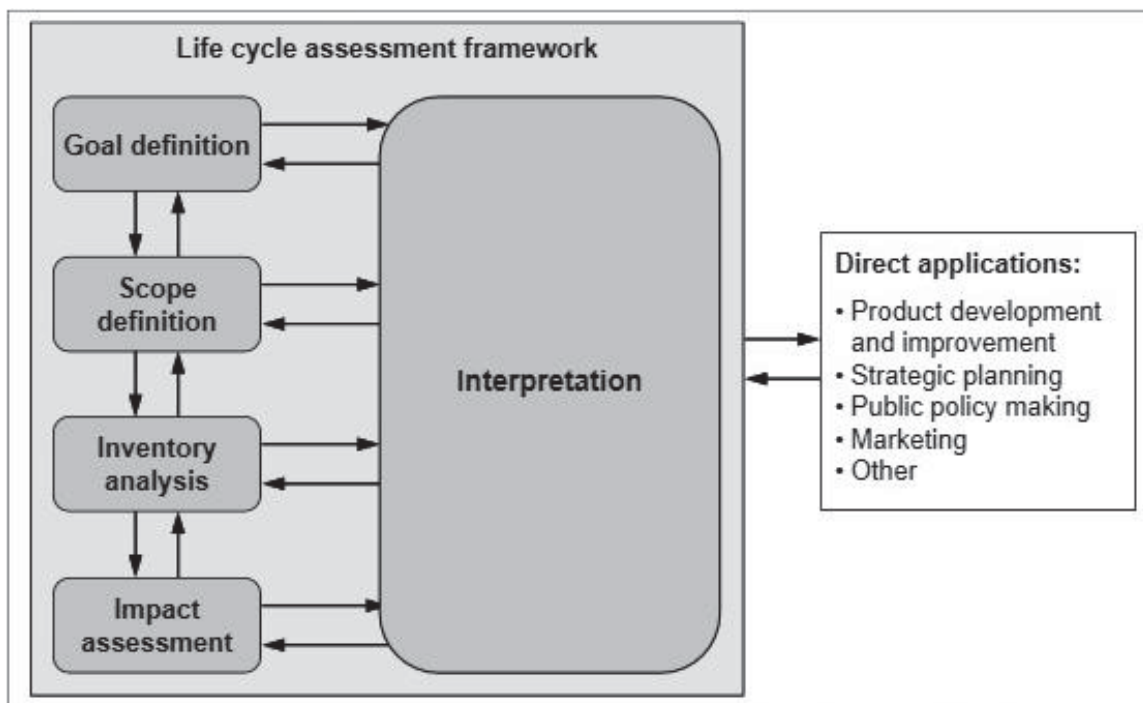
3.6 EURO-klasser for dieselskjøretøy

EU har kategorisert motorer i kjøretøy i EURO-klasser etter hvor store utslipp av partikler ($\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10}), NO_x og CO_2 som slippes ut. Klassene strekker seg fra EURO-klasse 1 til EURO-klasse 6, hvor 6 har de strengeste kravene til utslipp. I Norge er det bestemt at alle nye tyngre kjøretøy skal oppfylle kravene i EURO-klasse 6. Utslipp fra transport blir betydelig redusert med de strengeste kravene fra EU. Kjøretøy i EURO-klasse 5 og 6 er både det mest vanlige og klassene med strengest krav til utslipp. Kravene gjelder for kjøretøyet, noe som betyr at type drivstoff ikke er avgjørende for om kravene oppfylles eller ikke. Utslippene fra bruk av biogass måles på samme måte som utslippene fra bruk av fossil diesel og bensin. Likevel vil kjøretøy som bruker klimavennlig drivstoff få et bedre klimaregnskap enn kjøretøy som bruker fossilt drivstoff (Hagman 2016). Transport av matavfall og substrat til biogassanlegg, og biorest til bønder, gir et betydelig bidrag til livsløperegnskapet til biogass. For at livsløperegnskapet skal bli riktig er det en forutsetning at faktiske utslipp fra bruk av biogass i kjøretøyet, generiske data fra Ecoinvent og spesifikke data fra studieobjektene stemmer med hverandre, og er korrekte.

4. Metode og datagrunnlag

4.1 LCA metodikk

LCA er en metode som brukes til å analysere miljøpåvirkninger fra et produkt eller tjenesters livsløp, fra råvareuttak til avfallsbehandling. Metodikken som brukes er standardisert gjennom internasjonale standarder, ISO 14040-14044 (Curran 2015). Kvaliteten på analysen er avhengig av presis beskrivelse av systemet som skal analyseres og kvaliteten på data. En fullstendig LCA inneholder de fire trinnene; hensikt og omfang, livsløpsregnskap, livsløpseffektvurdering og tolkning, vist i Figur 6.



Figur 6 Grafisk fremstilling av metodikk brukt i standard LCA (ISO 2006b)

I trinn 1, hensikt og omfang, defineres systemet som skal analyseres og hva som er hensikten med analysen. Funksjonell enhet, systemgrenser, antakelser, allokeringsløsning og informasjon om data defineres nøye slik at analysen svarer på ønsket problemstilling. Systemet må defineres slik at det ikke krysser over i et nærliggende system eller inkluderer for lite. Resten av trinnene i analysen skal utføres slik det er angitt i hensikt og omfang, det er derfor viktig at systemet er korrekt satt.

I trinn 2, livsløpsregnskap, identifiseres strømmene inn og ut av hver prosess i livsløpet, fra vugge til grav. Input-data er råvarer og energi, mens output-data er produkter og utslipp til luft, vann og jord. Dette stadiet sammenstiller input og output for produktet eller tjenesten gjennom hele livsløpet. Livsløpsregnskapet inkluderer cut-off regler, håndtering av multifunksjonalitet, utslipp for hver prosess og informasjon om input-og outputdata for hele systemet.

Trinn 3, livsløpseffektvurdering, består av valg av påvirkningskategori, vekting og karakterisering. I et miljøperspektiv er global klimapåvirkning, med kg CO₂-ekvivalenter som enhet, mye brukt. Alle utslipp for alle prosesser regnes om med en utslippsfaktor for å få utslippet i kg CO₂-ekv. Miljøpåvirkningen for hele systemet kan da regnes sammen og fremstilles som et tall. Andre miljøpåvirkningskategorier som er mye brukt, er bruk av landarealer, forsuring og eutrofiering.

Trinn 4 er tolkning av analysen, der resultatene fra livsløpsregnskapet og effektvurderingen kombineres. Kvaliteten på data og grad av usikkerhet skal dokumenteres gjennom tester for usikkerhet og kontrollering av data. Testene Monte Carlo-simulering, følsomhetsanalyse og variasjonsanalyse kan utføres for å teste datakvaliteten. Skal analysen brukes offentlig er det krav om en kritisk gjennomgang av analysen, som utføres av en uavhengig part.

Livsløpstolkningen skal komme med konklusjoner og anbefalinger, på grunnlag av hva som er fastsatt og lagt til grunn i hensikt og omfang. Analysen skal gi svar på hvor i livsløpet de største utslippene kommer, og hvordan utslippene kan reduseres mest mulig effektivt (Curran 2015).

4.2 Hensikt og omfang i oppgaven

Systemet som skal analyseres er avfallsbehandling og produksjon av biogass og biorest ved to ulike biogassanlegg. Biogassanleggene som skal analyseres er Romerike biogassanlegg (RBA) i Nes som driftes og eies av energigjenvinningsetaten i Oslo kommune og Lindum sitt biogassanlegg i Drammen. RBA behandler matavfall fra husholdninger, næring og noe annet substrat, mens Lindum behandler avfallsslam, septik, flytende avfall og noe matavfall. Anleggene analyseres uavhengig av hverandre, og resultatene skal ikke sammenliknes. Scenariene som analyseres for hvert anlegg skal derimot sammenliknes og brukes som

grunnlag for å velge en allokeringmetode som kan brukes i videre arbeid med å utvikling av PCR og EPD. For begge anleggene analyseres flere scenarioer der miljøpåvirkninger allokeres forskjellig.

Analysen gjøres i tilknytning til prosjektet bærekraftig biogass, innenfor arbeidspakke 4, som skal utvikle PCR og EPD for norskprodusert biogass. Analysene følger LCA-metodikk og utføres i henhold til ISO 14044-44. I tillegg til å utføre en tradisjonell LCA for to biogassanlegg skal effekten av ulik allokering analyseres.

Funksjonell enhet og referansestrøm

Funksjonell enhet er en felles enhet som beskriver funksjonen til produktet eller tjenesten som analyseres. Enheten skal inkludere funksjonen som skal tilfredsstilles, geografisk avgrensning og avgrensning i tid. I oppgaven er funksjonell enhet knyttet til avfallstjenesten, som er årsaken til at biogass og biorest produseres.

Funksjonell enhet for scenario A (Systemutvidelse): behandling av 1 tonn tørrstoff (TS) våtorganisk avfall fra husholdninger, avløpsslam og septik med tilhørende transport og oppgraderingsprosesser i et gitt geografisk område, inkludert unngåtte utslipp grunnet substitusjonseffekten ved bruk av biogass og biorest.

Funksjonell enhet for scenario B-E (bruk av allokering): behandling av 1 tonn tørrstoff (TS) våtorganisk avfall fra husholdninger, avløpsslam og septik med tilhørende transport og oppgraderingsprosesser i et gitt geografisk område, inkludert bruk av biogass og biorest.

Referansestrømmen er 1 tonn TS substrat hos Lindum og 1 tonn TS matavfall hos RBA. I resultater er funksjonell enhet skalert opp til årlig produksjon TS for hvert anlegg. Valg av funksjonell enhet og referansestrøm er gjort på grunnlag av standard LCA metodikk for avfallsbehandling, der livsløpet til avfallet oppstår når brukeren kaster avfallet (Gentil et al. 2010; Laurent et al. 2014)

Miljøeffekter

I en EPD er det standardisert hvilke miljøpåvirkninger som skal analyseres. I tillegg til globalt oppvarmingspotensial (GWP) analyseres potensial for nedbrytning av stratosfærisk ozon

(ODP), potensial for troposfærisk fotokjemisk oksidantdannning (POCP), potensial for forsurening av landarealer og vann (AP), potensial for eutrofiering (EP), potensial for abiotisk uttømming av ikke-fossile ressurser (ADPM) og potensial for abiotisk uttømming av fossile ressurser (ADPE). Alle miljøkategoriene karakteriseres med en egen karakteriseringsfaktor (3.3.2 Miljødeklarasjoner). Biogass som brukes i kollektivtransport og i tett bebygde områder har en påvirkning på lokalt klima. Derfor er det viktig at andre miljøpåvirkninger enn GWP analyseres. For lokalmiljøet er reduksjon av nitrose gasser, svovel og partikler viktig (Klima og Miljødepartementet 2013).

Tid og geografi

Analysene er gjennomført med tallmateriale fra 2016 for begge anlegg. Geografisk området som er berørt er Oslo og Akershus for RBA, og Drammensregionen for Lindum.

Allokering

Systemet som skal analyseres består av funksjonene avfallsbehandling og produksjon av biogass og biorest. Funksjonene biogass og biorest er et resultat av avfallsbehandlingen som må gjennomføres av alle kommuner, vist i figur 7. Når et system består av flere funksjoner oppstår multifunksjonalitet, der miljøpåvirkninger fra innsatsfaktorer og utgangsfaktorer kan tilegnes funksjonene forskjellig. Hvordan nytte og utslipp fra systemet allokeres har stor påvirkning på resultatet, og kan avgjøre om miljøregnskapet blir positivt eller negativt. Produktene fra avfallshåndteringen er biogass og biorest, som har helt ulik verdi i sine markeder. Salg av biogass er en inntektskilde for biogassanleggene, mens leveranser av biorest går i null, eller med et lite overskudd. Noen biogassanlegg ser på biogass og biorest som likeverdige produkter og ønsker å allokere utslipp og nytte likt mellom produktene, mens andre anlegg ønsker å allokere all nytte til biogass, som gir en inntekt. Nytt og utslipp kan i tillegg tilegnes avfallshåndteringen, som gir inntekter til biogassanleggene, på samme måte som biogass og biorest. Interessentene for hver av funksjonene ønsker allokering som gir egne interesser. Kjøpere og selgere av biogass til transport ønsker ikke at biogass og biorest ses på som likeverdig produkter, men at mest netto klimanytte allokeres til biogass.



Figur 7 Avfallssystemet som analyseres

I ISO-standardene 14040-44 sier allokering skal unngås så langt det er mulig for systemer multifunksjonalitet. Allokering kan unngås ved å utvide systemgrensene, og inkludere flere funksjoner. Oppsplitting av systemet er en annen tilnærming, der systemet splittes opp i mindre delsystemer, og utslipp, energi- og materialforbruk analyseres for hvert delsystem. Hvis ikke disse to metodene er mulig, eller ikke gir relevante resultater, er det nødvendig å allokere miljøpåvirkning til hver funksjon. Ulike tilnærminger for allokering er; masseallokering, energiallokering og økonomisk allokering (Curran 2015).

I oppgaven analyseres fem ulike scenarioer med ulik håndtering av multifunksjonalitet, i tillegg til et referansescenario, for å undersøke hvordan resultatene endres ved valg av ulike metoder for allokering.

Avgrensninger

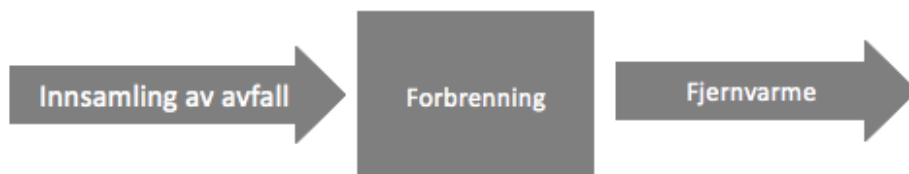
For å gjennomføre oppgaven på en god måte er det gjort noen avgrensninger. Dette gjelder sammensetningen av substrat som anleggene behandler. RBA behandler substrat som inneholder 95 % matavfall fra husholdninger og næring som gjennomgår forbehandling, der en sikterest tas ut. Innholdet i de resterende 5 % er flytende substrat med varierende innhold som ikke forbehandles. Analysen av RBA analyserer kun matavfall som gjennomgår forbehandling, og blir til råbiogass og flytende og avvannet biogass etter oppholdt i råtnetanken. Lindum behandler 99 % substrat som ikke gjennomgår forbehandling, og 1 % matavfall som gjennomgår forbehandling. Analysen av Lindum analyserer kun substratet som ikke gjennomgår forbehandling, og som blir til råbiogass og avvannet biorest.

4.3 Livsløpsregnskap i oppgaven

4.3.1 Allokeringsscenarioer

Scenario 0 - Referansescenario

Avfallsbehandling, biogass og biorest har hvert sitt referansescenario. Referansescenario for avfallsbehandling er forbrenning av våtorganisk avfall i et forbrenningsanlegg sammen med restavfall, vist i Figur 8. Energien som oppstår utnyttes til fjernvarme og erstatter en gjennomsnittlig norsk fjernvarmemiks. Dette scenarioer gjelder kun for RBA som bruker matavfall som råstoff inn i prosessen. Lindum som bruker avløpsslam, sepetik og annet flytende substrat har ikke noe referansescenario da avløpsslam og septik ikke sendes til forbrenning. Referansescenario for biogass er produksjon og bruk av fossilt drivstoff i kjøretøy, vist i Figur 9. Referansescenario for flytende biorest er produksjon og bruk av mineralgjødsel, vist i Figur 10. For avvannet biorest er referansescenarioet uttak og bruk av torv, vist i Figur 11.



Figur 8 Referansescenario for avfallsbehandling



Figur 9 Referansescenario for biogass



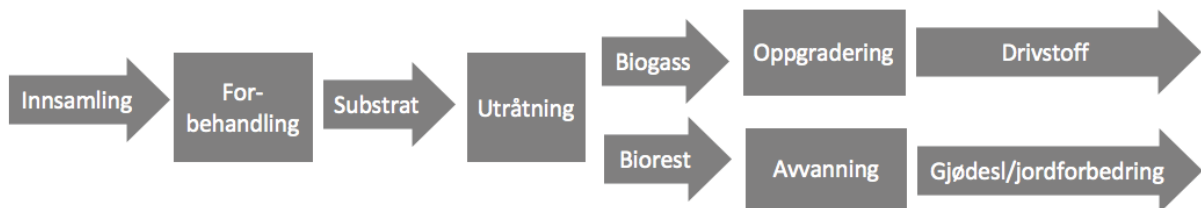
Figur 10 Referansescenario for flytende biorest.



Figur 11 Referansescenario for avvannet biorest

Scenario A - Systemutvidelse

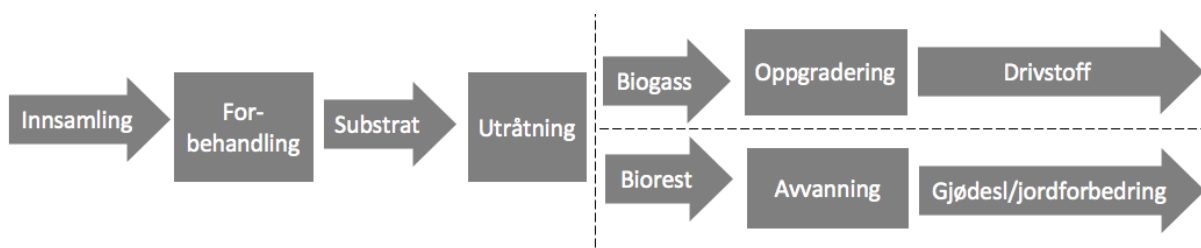
Systemutvidelse i henhold til BioValueChain-modellen. Resultatet blir en samlet netto klimanytte for hele avfallssystemet. Avfallshåndtering, biogass og biorest blir ikke analysert for hvert av produktene/tjenestene, vist i Figur 12.



Figur 12 Scenario A - systemutvidelse

Scenario B - Oppsplitting av systemet

Innsamling, forbehandling og utråtning ansees som avfallshåndtering, oppgradering og utslipp fra transport tilhører biogass og avvanning, transport og lagring og bruk tilhører biorest, vist i Figur 13.



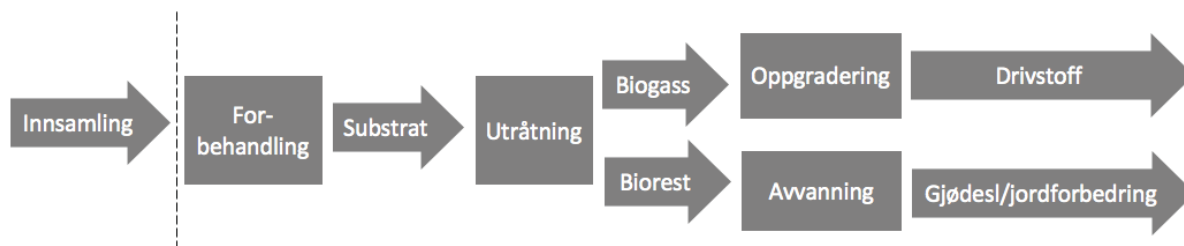
Figur 13 Scenario B – Oppsplitting av systemet

Scenario C - Masseallokering

Innsamling ansees som avfallshåndtering, mens resten av systemet allokeres mellom biogass og biorest basert på masse, vist i Figur 14. Produktene allokeres på grunnlag av tonn TS.

Biogass: 67 %

Biorest: 33 %



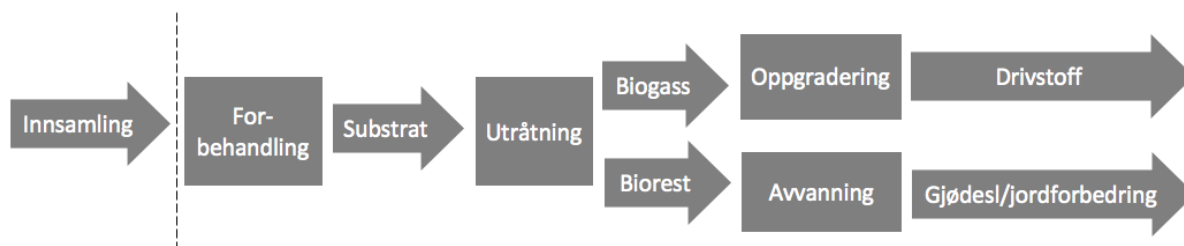
Figur 14 Scenario C - Masseallokering

Scenario D - Energiallokering

Innsamling regnes som avfallshåndtering, mens resten av systemet allokeres mellom biogass og biorest basert på energiinnhold, vist i Figur 15. Enhet: kWh.

Biogass: 60 %

Biorest: 40 %



Figur 15 Scenario D - Energiallokering

Scenario E – Økonomisk allokering

Økonomisk allokering mellom biogass, biorest og avfallstjenesten er basert på økonomisk verdi for de ulike produktene og tjenestene. Fremtidige inntektsstrømmer er ikke tatt hensyn til. Innsamling, forbehandling og utråtning er samlet i en felles systemenhet, hvor miljøeffekter allokeres mellom avfallshåndtering, biogass og biorest, vist i Figur 16.

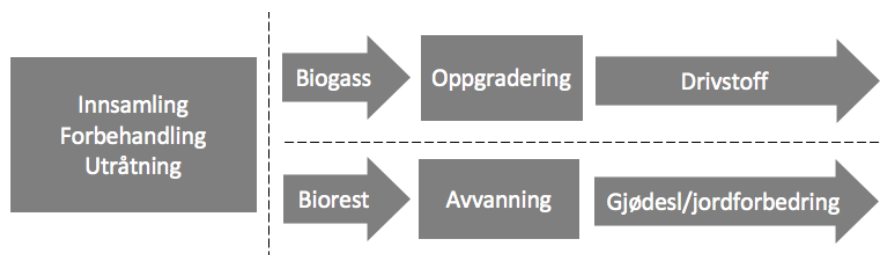
Miljøeffekter fra prosessene etter utråtning allokeres til biogass og biorest. Biorest gir per i

dag ingen inntekt, og derfor allokeres ikke noe av miljøeffektene fra systemenheten til biorest. Salg av biogass står for 40 % av inntektene til biogassanlegget, og inntekter for å behandle avfall utgjør 60 % av inntektene.

Avfallshåndtering: 60 %

Biogass: 40 %

Biorest: 0 %



Figur 16 Scenario E – økonomisk allokering

4.3.2 Studieobjekt 1: Romerike biogassanlegg

Data som brukes i analysene fra RBA er hentet fra årsrapport for 2016 og fra ansatte på RBA og i EGE. Der det ikke har vært spesifikke tall fra RBA tilgjengelig har parameterverdier fra BioValueChain blitt brukt.

Oslo kommune ved Energigjenvinningsetaten eier og drifter Romerike biogassanlegg i Nes i Akershus, etter at de tok over driften fra Cambi i 2017. Anlegget tar i mot matavfall fra husholdninger i Oslo kommune, matavfall fra næring og flytende substrat. Biogassanlegget er bygget med cambi-teknologi for å optimalisere biogassproduksjonen. Matavfallet forbehandles for å få riktig % TS videre inn i prosessen og fjerning av gjenstander som ikke skal være med videre i prosessen. Sikterest som skilles ut i forbehandlingsprosessen sendes til forbrenning. Substratet og forbehandlet matavfall behandles videre med CHP-teknologi som er en eksplosjonsartet prosess som steriliserer og klargjør substratet til rånetanken. I rånetanken oppholdes substratet i 30 dager. Metangassen som tas ut av rånetanken har et metaninnhold på 62 %, resten er karbondioksid og mindre mengder av hydrogensulfid og ammoniakk. RBA brukte i 2016 25 % av råbiogassen til eget forbruk, mens 30 % av råbiogassen ble faklet. Resterende 45 % av råbiogassen ble oppgradert til drivstoffkvalitet. Fakling skjer hvis det oppstår lekkasjer ved anlegget eller ved problemer med

oppgraderingen, for å ikke slippe metan rett ut i atmosfæren. RBA produserte i 2016 1 106 586 Nm³ flytende biogass med 99,97 % metan, og 15 365 Nm³ komprimert biogass med 97 % metan. Gassen selges til AGA som frakter gassen på flak og i tanker til tankanlegg i Oslo. Bioresten som tas ut av råtnetanken har en TS på 4 %. 42 730 tonn flytende biorest selges til bønder i området som erstatter kunstgjødsel med flytende biorest. Noe av bioresten avvannes og resulterer i 2180 tonn avvannet biorest som brukes til kompost og jordforbedringsmiddel. Verdiene fra produksjonen til RBA er vist i Tabell 5 (Energigjenvinningsetaten 2017; Govasmark 2017; Remøy 2017).

Tabell 5 Produksjon ved RBA i 2016

Hva	Mengde	Enhet
Matavfall inn	28 139	Tonn
	8 442	Tonn TS (30 %)
Biogass	3 975 439	Nm ³
	23	GWh
Oppgradert biogass	1 121 951	Nm ³
	10,54	GWh
Biorest flytende	42 730	Tonn
	1709	Tonn TS (4 %)
Biorest avvannet	2180	Tonn
	545	Tonn TS (25 %)

4.3.3 Studieobjekt 2: Lindum biogassanlegg

Data som brukes i analysene fra Lindum er hentet fra årsrapport 2016 og ansatte ved Lindum. Der det ikke er spesifikke tall fra Lindum tilgjengelig, har parameterverdier fra BioValueChain blitt brukt.

Lindum biogassanlegg utenfor Drammen tar imot avløpsslam, septik, flytende avfall og noe matavfall. Matavfallet forbehandles i et forbehandlingsanlegg for å fjerne uønskede gjenstander, som sendes til forbrenning. Ferdig behandlet matavfall går sammen med resten av substratet gjennom en hygenisering- og homogeniseringsprosess for å klargjøre substratet best mulig til råtnetanken. Oppholdstiden i råtnetanken er 16 dager med 40°C. All råbiogassen

oppgraderes til komprimert drivstoff med 98 % metan. I 2016 produserte Lindum biogassanlegg i Drammen 1 185 000 Nm³ oppgradert biometan som kjøpes og transporteres til bruksstedet av AGA. Bioresten avvannes og brukes til kompost og jordproduksjon. I 2016 ble det produsert 10 000 tonn avvannet biorest. Lindum selger jord i forskjellige kvaliteter til privatpersoner hver sommer. Dette er en del av satsningen som Lindum ønsker å videreutvikle. Lindum ønsker fremover å øke mengden matavfall som behandles. Verdiene for produksjonen til Lindum er vist i Tabell 6 (Lindum 2017; Stoknes 2017).

Tabell 6 Produksjon ved Lindum i 2016

Hva	Mengde	Enhet
Substrat inn	35 500	Tonn
	6 745	Tonn TS (19 %)
Biogass	1 975 000	Nm ³
	18	GWh
Oppgradert biogass	1 185 000	Nm ³
	11,07	GWh
Biorest	29 412	Tonn
	1176	Tonn TS (4 %)

4.4 Datagrunnlag

4.4.1 Metode i SimaPro

I SimaPro brukes metoden EPD 2017 september 08, utviklet av Østfoldforskning. Modellen er bygd opp med generiske bakgrunnsdata og parameterverdier som er standardverdier regnet ut for et gjennomsnittlig norsk biogassanlegg. Generiske bakgrunnsdata som ikke er spesifikke for studieobjektene hentes fra Ecoinvent versjon 3.4. Ecoinvent er en database for livsløpsanalyser som SimaPro henter generiske data fra. Databasen dekker et bredt felt som inkluderer 13 000 datasett som er koblet sammen for livsløpsregnskap innen energi, landbruk, transport, biodrivstoff- og produkter, byggevarer, trevarer, avfallsbehandling.

Parameterverdiene endres til spesifikke data fra RBA og Lindum der det er mulig, for at analysene skal bli spesifikke. Når spesifikke tall ikke er tilgjengelig er det et godt alternativ å bruke parameterverdier, som er benyttet i BioValueChain-modellen. Spesifikke data for hvert

av anleggene er hentet inn fra kontaktpersoner fra begge anleggene. Datagrunnlaget fra anleggene som er brukt i analysen finnes i vedlegg 1 (RBA) og vedlegg 2 (Lindum).

Metoden brukt i SimaPro er bygd opp med ti delprosesser, etter BioValueChain-metoden. Miljøpåvirkning kan ses for hver prosess:

1. Lagring av substrat på gård før det sendes til biogassanlegget.
2. Transport av 1 tonn substrat-TS fra husholdninger til forbehandlingsanlegg.
3. Forbehandling.
4. Utråtning av 1 tonn substrat-TS.
5. Oppgradering og eventuelt biltransport av biogass (per tonn substrat-TS).
6. Avvanning (inkludert videre behandling) (per tonn substrat-TS).
7. Transport og lagring av flytende biorest.
8. Transport til brukssted og bruk av biorest (per tonn substrat-TS).
9. Erstattet drivstoff ved oppgradert biogass fra 1 tonn substrat-TS.
10. 1 tonn substrat-TS erstatter torv (avvannet biorest).

Fordi analysene gjennomføres for å kunne lage EPD av resultatene må modellen justeres noe. Dette gjelder prosesser som hvor biogass og biorest erstatter bruk av annet drivstoff og mineralgjødsel. Prosess nr 9: «Erstattet drivstoff ved oppgradert biogass fra 1 tonn substrat-TS» inkluderer klimanytte fra unngått bruk av fossil diesel i kjøretøy, i tillegg til bruk av biogass. Prosess nr 10: «1 tonn substrat-TS erstatter torv (avvannet biorest)» inkluderer unngåtte utslipp fra produksjon og bruk av mineralgjødsel. I en EPD-sammenheng blir dette feil, da en EPD kun skal inneholde data fra bruk av produktet eller tjenesten som analyseres. I tillegg inneholder prosessen effekten av karbonlagring i jord. Denne effekten blir værende da karbonlagring i jord ikke er en effekt av bruk av mineralgjødsel, men vil forekomme uansett. I SimaPro er effekten av erstattet fossil diesel og erstattet mineralgjødsel satt til 0, for å unngå at effekten påvirker resultatet. Denne endringen gjelder for scenario B, C, D og E som har ulike løsninger for allokering. I scenario A, som analyserer effekter av systemutvidelse, er det ikke gjort endringer i prosess 9 eller 10. Dette er fordi hele systemet analyseres som en enhet gjennom livsløpet, uten oppdeling i prosesser. Resultatet for scenario A blir en samlet verdi for netto klimanytte fra livsløpet til avfallssystemet, som inkluderer at biogass erstatter fossil diesel og biorest erstatter mineralgjødsel og torv. Scenario A kan ikke brukes som grunnlag for å utarbeide EPD.

I prosess 2: «Transport av 1 tonn substrat-TS fra husholdninger til forbehandlingsanlegg» og prosess 7: «Transport og lagring av flytende biorest», bruker metoden generiske data kjøretøy i EURO-klasse 3. Flertallet av kjøretøyene som er i bruk i dagens drift er klassifisert som minimum EURO 5-kjøretøy. I tillegg er EURO 6 undersøkt for prosess 2, da nye tyngre kjøretøy er pålagt å følge utslippskravene i EURO 6. For at resultatene skal gjenspeile virkeligheten mest mulig korrekt er det viktig at prosessene i SimaPro bruker bakgrunnsdata som følger de bestemmelsene som gjelder i Norge.

Studieobjektene er bygd opp på forskjellig måte og utnytter bioresten ulikt. Dette gjør at ikke alle prosessene blir belastet verken positivt eller negativt. RBA blir ikke belastet for prosess 1, mens Lindum som ikke forbehandler substratet og som avvanner all biorest, ikke får noen belastning knyttet til prosessene 1, 3 og 7.

4.4.2 Utregninger til analysene og allokeringssnøkler

Romerike biogassanlegg har både flytende og avvannet biorest som bønder bruker. 25 % av bioresten som kommer ut av rånetanken avvannes, mens 75 % av bioresten brukes i flytende form. Fordelingen mellom flytende og avvannet biorest er tatt hensyn til i utregningene og analysene.

Beregningsgrunnlag for masseallokering

For å kunne allokere på masse må produsert mengde biogass og biorest regnes om til en felles masseenhet. Valgt enhet er tonn biogass og biorest. Prosentvis fordeling mellom biogass og biorest er regnet ut fra total mengde råbiogass og tonn TS biorest produsert i 2016.

Tetthet metan: $0,656 \text{ kg/m}^3$

Tetthet CO_2 : $1,98 \text{ kg/m}^3$

Tetthet hentet fra (Subramanian 2017) s. 237.

Romerike biogassanlegg

Biogass:

Tetthet råbiogass med 62 % metaninnhold:

Tetthet for 1 m³ råbiogass: $(0,656\text{kg/m}^3 * 0,62) + (1,98\text{kg/m}^3 * 0,38) = \underline{1,16\text{ kg/m}^3}$

Produsert mengde råbiogass i 2016: 3 975 439 Nm³

Ganger med 1,16 kg/m³ for å få mengden i kg:

$3\,975\,439\text{ Nm}^3 * 1,16\text{ kg/m}^3 = 4\,611\,509,24\text{ kg} = 4\,608\text{ tonn råbiogass}$

Biorest:

Total mengde biorest ut av råtnetanken: 57 180 tonn

Tonn TS fra flytende og avvannet biorest: 2 254 tonn

Total mengde biogass og biorest: 4 608 tonn + 2 254 tonn = 6 895 tonn

Andel råbiogass: 4 608 tonn / 6 895 tonn = 67 %

Andel biorest: 2 254 tonn / 6 895 tonn = 33 %

Lindum biogassanlegg

Biogass:

Tetthet råbiogass med 60 % metaninnhold:

Tetthet for 1 m³ råbiogass: $(0,656\text{kg/m}^3 * 0,60) + (1,98\text{kg/m}^3 * 0,40) = \underline{1,19\text{ kg/m}^3}$

Produsert mengde råbiogass i 2016: 1 975 000 Nm³

Ganger med 1,19 kg/m³ for å få mengden i kg:

$1\,975\,000\text{ Nm}^3 * 1,19\text{ kg/m}^3 = 2\,341\,560\text{ kg} = 2\,342\text{ tonn råbiogass}$

Biorest:

Total mengde biorest ut av råtnetanken: 29 412 tonn

Tonn TS fra flytende og avvannet biorest: 1 176 tonn

Total mengde biogass og biorest: 2 342 tonn + 1 176 tonn = 3 518 tonn

Andel råbiogass: 2 342 tonn / 3 518 tonn = 67 %

Andel biorest: 1 176 tonn / 3 518 tonn = 33 %

Beregningsgrunnlag for økonomisk allokering

Inntekter fordelt på avfallsbehandling, biorest og biogass:

Biorest: 0 %, fordi biorest ikke genererer inntekter fra salg til bønder.

Biogass: 40 % av økonomisk verdi.

Avfallsbehandling: 60 % av økonomisk verdi.

Transport til biogassanlegget, forbehandling og utråtning allokeres mellom avfallstjeneste og biogass.

Beregninger i datasettet

Følgende formel er benyttet for å beregne kg CO₂-ekv per kWh oppgradert biogass:

$$\frac{\text{kg CO}_2\text{-ekv}}{\text{tonn TS}} \cdot \frac{\text{tonn TS}}{\text{år}} = \frac{\text{kg CO}_2\text{-ekv}}{\text{år}} \cdot \frac{1}{\frac{\text{kWh oppgradert biogass}}{\text{år}}} = \frac{\text{kg CO}_2\text{-ekv}}{\text{kWh oppgradert biogass}}$$

Følgende formel er benyttet for å beregne kg CO₂-ekv per tonn flytende biorest:

$$\frac{\text{kg CO}_2\text{-ekv}}{\text{tonn TS}} \cdot \frac{\text{tonn TS}}{\text{år}} = \frac{\text{kg CO}_2\text{-ekv}}{\text{år}} \cdot \frac{1}{\frac{\text{tonn flytende biorest}}{\text{år}}} = \frac{\text{kg CO}_2\text{-ekv}}{\text{tonn flytende biorest}}$$

5. Resultater

5.1 Analyse av netto klimanytte for hele livsløpet

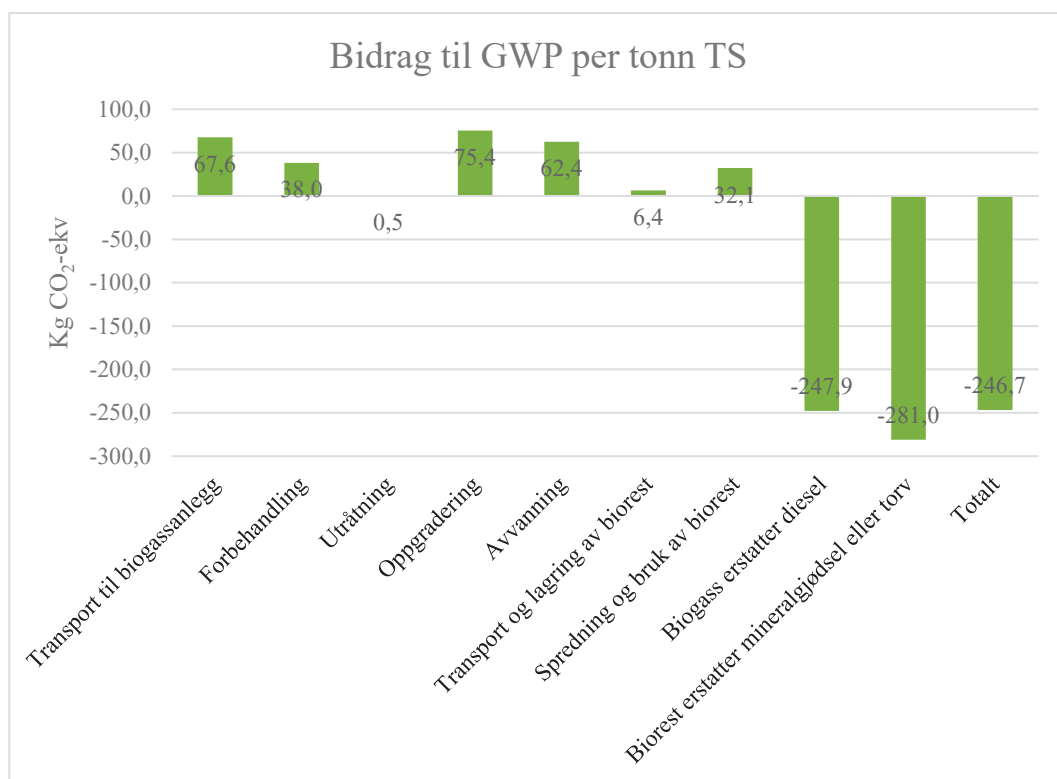
Forskningsspørsmål 1

Hva er netto klimanytte for produksjon av biogass fra studieobjektene gjennom hele verdikjeden, og hvor i livsløpet oppstår de mest signifikante bidragene positivt og negativt? Hvor stor forskjell i netto klimanytte er det mellom de ulike studieobjektene?

I scenario 0 og A håndteres multifunksjonalitet ved å utvide systemet til å inkludere alle prosesser og funksjoner i systemet. Miljøpåvirkningen fordeles ikke mellom avfallsbehandling, biogass og biorest, men mellom prosessene som inngår i systemet.

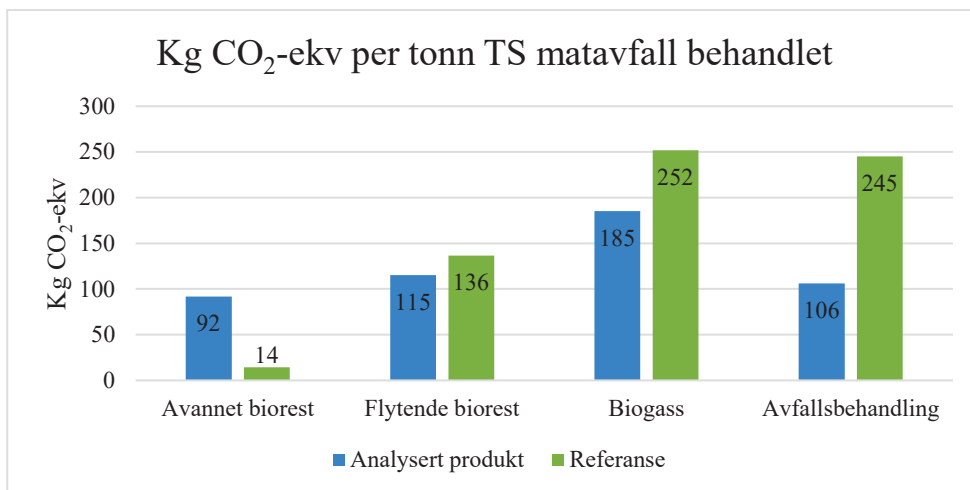
Bruk av systemutvidelse gjør at effektene av unngåtte utslipp ved utnyttelse av avfall, biorest og biogass er inkludert. Resultater fra analyse av scenario 0 analyseres avfall til forbrenning, produksjon og bruk av fossilt drivstoff og mineralgjødsel, og uttak av torv. Scenario A inkluderer effekten av erstattet fossilt drivstoff brukt til transport ved bruk av biogass og effekten av erstattet mineralgjødsel og torv ved bruk av biorest. I begge scenarioene er påvirkning på global oppvarming undersøkt, med kg CO₂-ekv som enhet. Bidraget til global oppvarming er analysert for hver prosess i livsløpet til produksjon hos Lindum, RBA og for referansescenarioene.

Behandling av 1 tonn TS matavfall på RBA gir en samlet netto klimanytte på 247 kg CO₂-ekv, vist i Figur 17. Klimanytten fordeles mellom biogass og biorest, som erstatter fossilt drivstoff, mineralgjødsel og torv. Prosessene som ikke erstatter noe gir negativ miljøpåvirkning, hvor avvanning, oppgradering og transport til biogassanlegg bidrar mest.



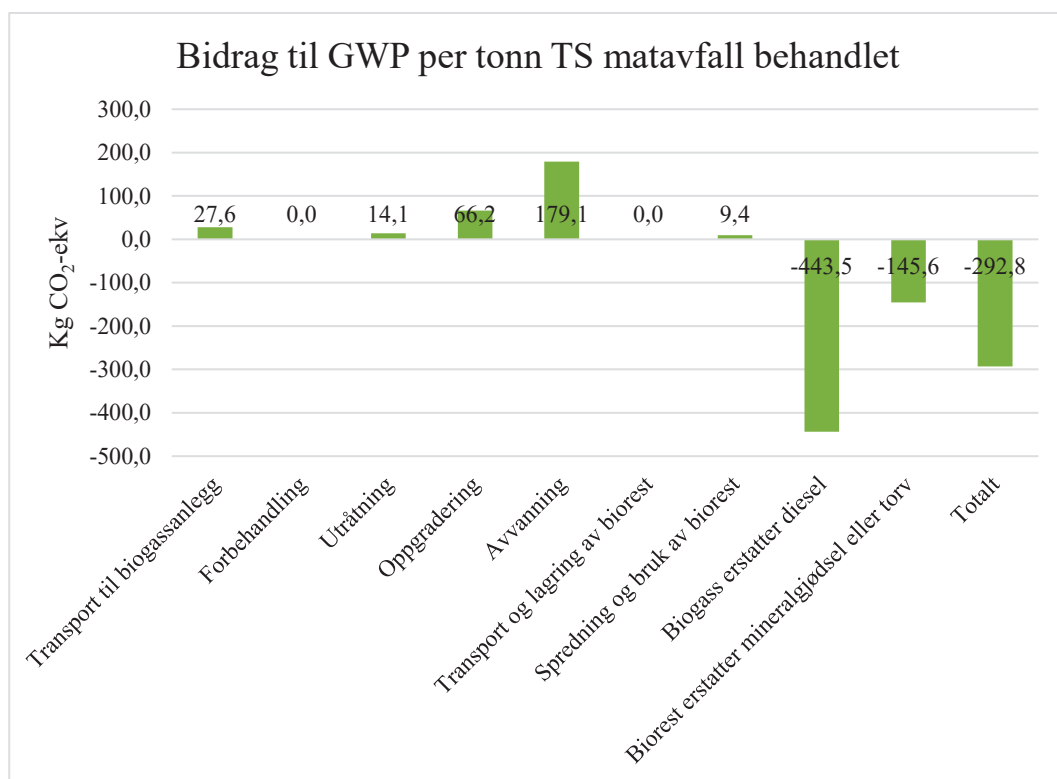
Figur 17 Kg CO₂-ekv per tonn TS matavfall behandlet ved RBA

Produksjon og bruk av biogass, og behandling av avfall ved et biogassanlegg gir lavere utslipp av CO₂-ekv enn referansescenarioene, vist i Figur 18. Flytende biorest gir noe bedre resultat enn bruk av referansescenario, som er produksjon og bruk av mineralgjødsel. For avvannet biorest gir referansescenario, som er uttak av torv, bedre resultat enn produksjon og bruk av biorest. For torv er det kun utslipp av CO₂ som er medregnet, ikke bruk av maskiner og energi. Substitusjonseffekt fra bruk av biogass og biorest er ikke regnet med.



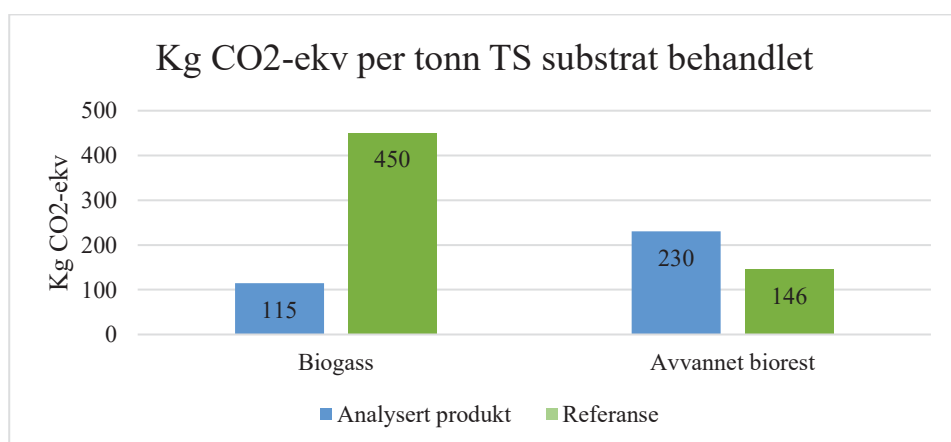
Figur 18 Kg CO₂-ekv fra avannet biorest, flytende biorest, biogass og avfallsbehandling sammenliknet med referansescenarioer ved RBA.

For Lindum gir behandling av 1 tonn TS substrat en netto klimanytte på 293 kg CO₂-ekv, vist i Figur 19. 75 % av netto klimanytte kommer fra bruk av biogass som erstatter fossilt diesel, mens 25 % av netto klimanytte kommer fra erstatning av mineralgjødsel eller torv ved bruk av biorest. Prosessene som benyttes for å oppgradere biogass og biorest bidrar til 296 kg CO₂-ekv, hvor avvanning gir det største bidraget til klimapåvirkning. Lindum avvanner all biorest, noe som alene bidrar til klimagassutslipp på 197 kg CO₂-ekv per behandlet tonn TS. Oppgradering av råbiogass til drivstoffkvalitet gir noe negativ miljøpåvirkning, mens de andre prosessene gir små bidrag til miljøregnskapet



Figur 19 Kg CO₂-ekv per tonn TS substrat behandlet ved Lindum biogassanlegg

Produksjon og bruk av biogass gir et mye bedre miljøregnskap enn produksjon og bruk av diesel, vist i Figur 20. For avvannet biorest gir referansescenario bedre resultat enn produksjon og bruk av biorest. For torv er det kun utslipp av CO₂ som er medregnet, ikke bruk av maskiner og energi. Substitusjonseffekt fra bruk av biogass og biorest er ikke regnet med. Biogass inkluderer innsamling, utråtning oppgradering og bruk. Biorest inkluderer innsamling, utråtning, avvanning og bruk.



Figur 20 Kg CO₂-ekv fra biogass og avvannet biorest sammenliknet med referansescenario ved Lindum

5.2 Analyse av miljøpåvirkningen til scenario B-E

5.2.1 Forklaring

Forskningsspørsmål 2

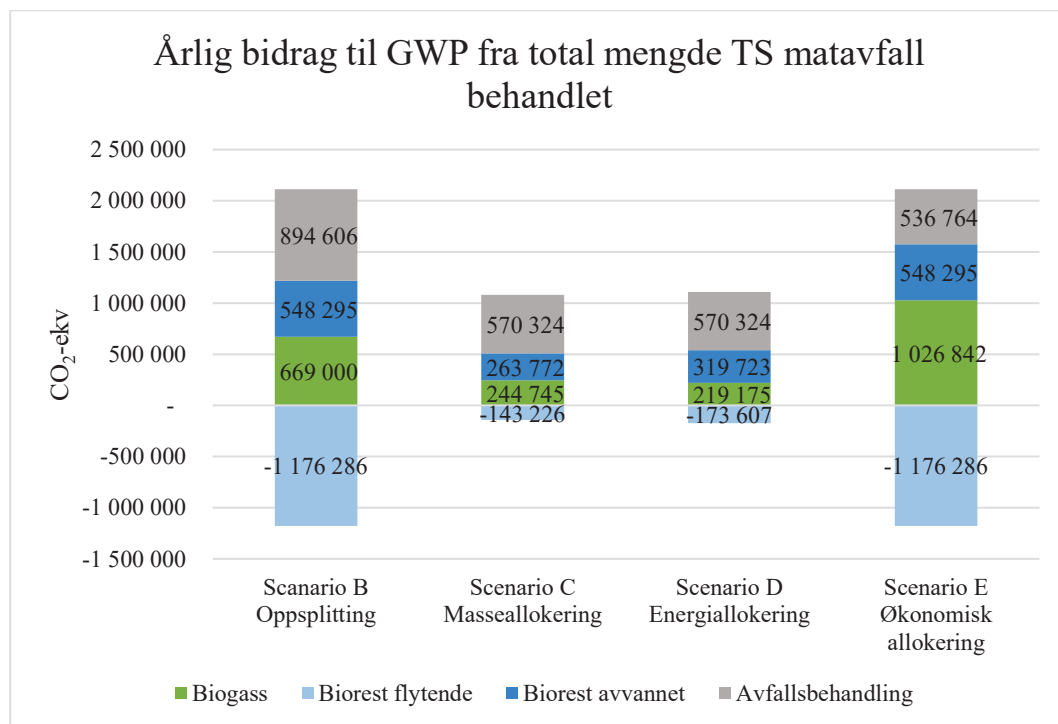
Hvor stort bidrag til miljøpåvirkningskategoriene GWP, POCP, ODP, AP, EP, ADPM og ADPE har fasene i biogassproduksjonene fordelt på avfallsbehandling, biogass og biorest med ulike bruk av allokering? Hva blir effektene av ulike allokeringsformer for ulike interessenter?

5.2.2 Analyse av årlig tonn TS behandlet hos RBA

Resultatene i figur 17-23 viser samlet årlig bidrag til alle miljøpåvirkningskategoriene fordelt på avfallsbehandling, flytende biorest, avvannet biorest og biogass for hvert scenario.

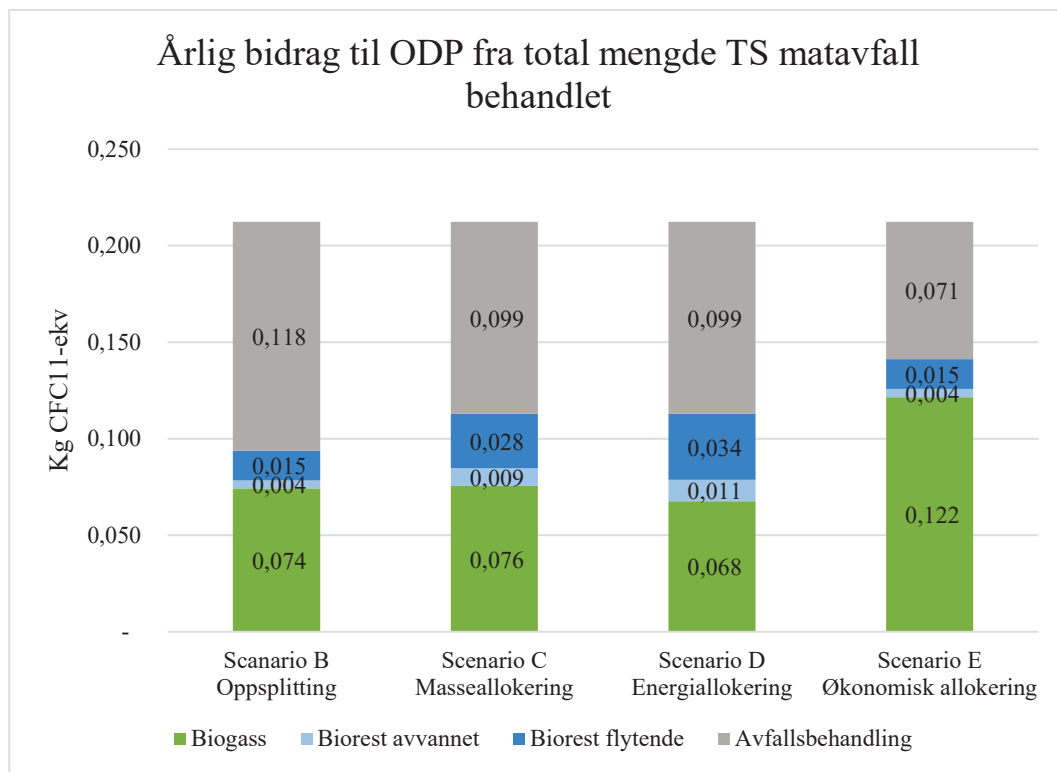
Totalverdien for hvert scenario innenfor hver miljøkategori er lik, men fordelingen mellom produktene er bestemt av type allokering. Totalverdien er regnet for totalt tonn TS matavfall behandlet av RBA i 2016.

Totalt utslipp av CO₂-ekv var 935 615 i 2016, vist i Figur 21. Flytende biorest bidrar til negativ miljøpåvirkning i alle scenarioene, men betydelig mer i scenario B og E.



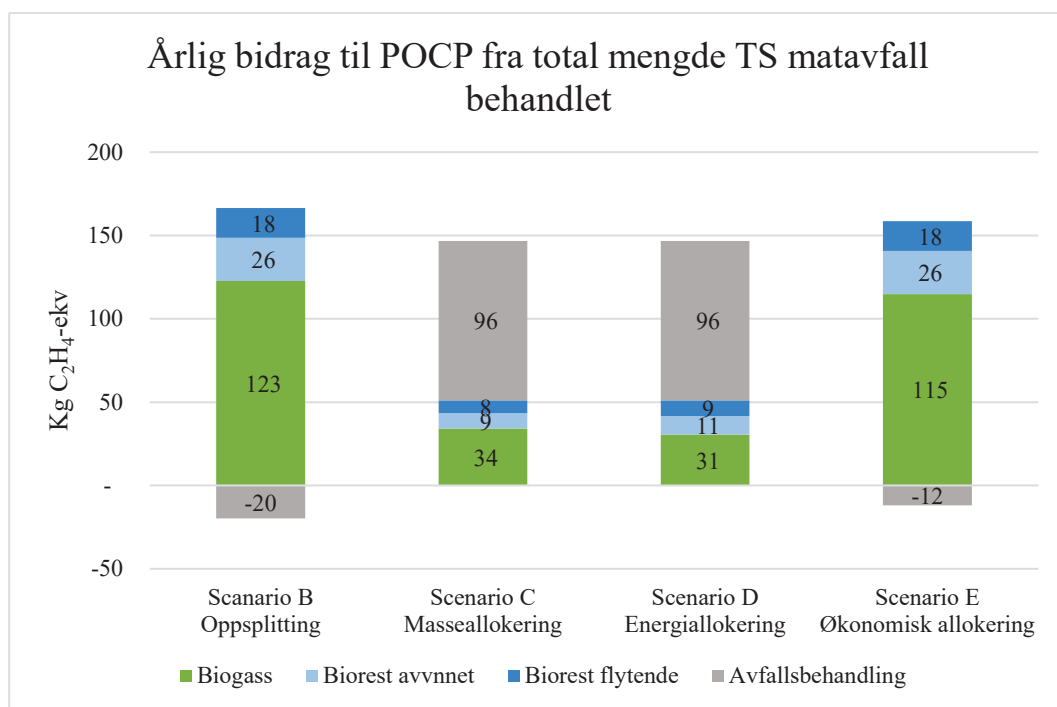
Figur 21 Kg CO₂-ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016

Totalt utslipp av CFC11-ekv var 0,212 kg i 2016, vist i Figur 22. Scenario C og D har nærmest helt lik fordeling, hvor avfallsbehandling gir mest utslipp av kg CO₂-ekv, mens scenario B gir mest utslipp for avfallsbehandling og scenario E gir størst utslipp for biogass. Flytende og avvannet biorest gir lave utslipp for alle scenarioene.



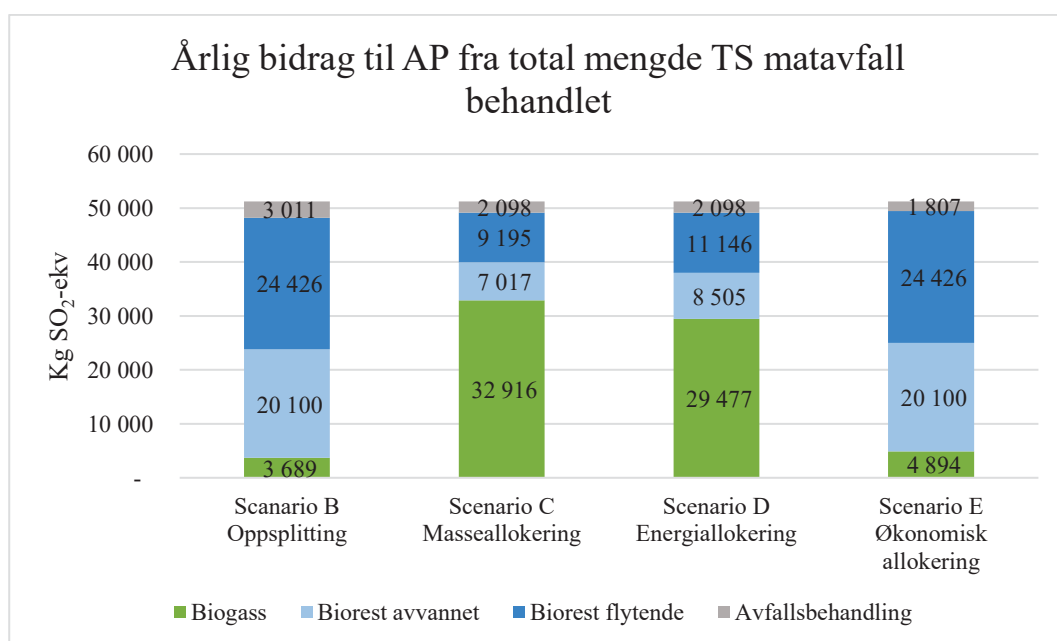
Figur 22 Kg CFC11-ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016

Totalt utslipp av C₂H₄-ekv var 147 kg i 2016, vist i Figur 23. Scenario B og E gir veldig lik fordeling mellom produktene, hvor biogass gir det største bidraget til POCP. Flytende og avvannet biorest gir noe utslipp, mens avfallsbehandling gir noe negativt utslipp. Scenario C og D gir nesten identisk fordeling, hvor avfallsbehandling gir størst utslipp, mens flytende og avvannet biorest gir veldig lite bidrag.



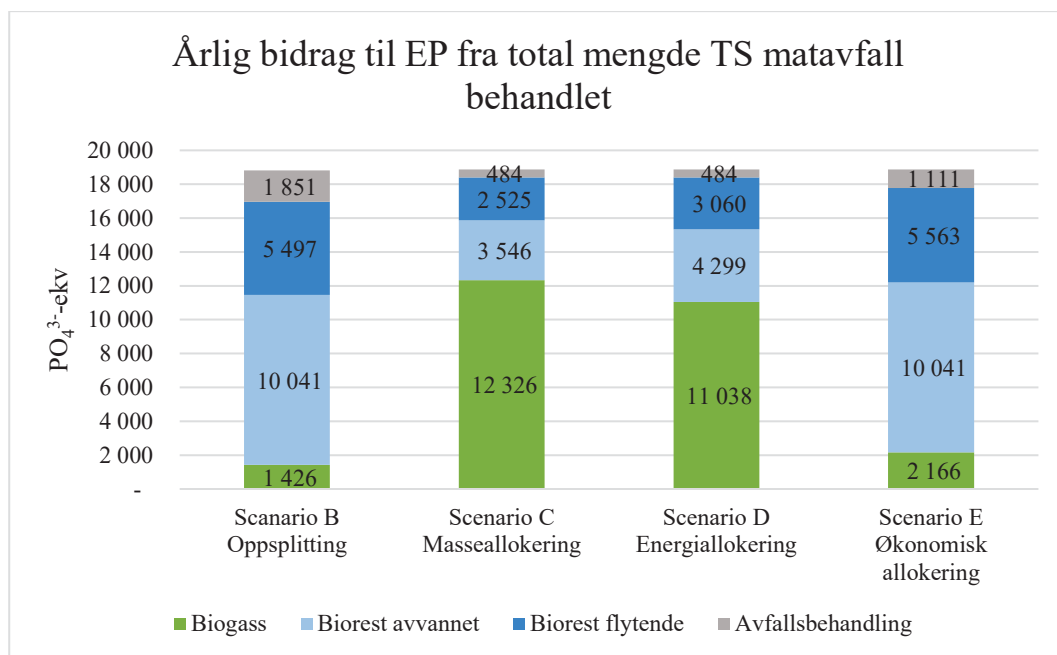
Figur 23 Kg C₂H₄-ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016

Totalt utslipp av kg SO₂-ekv var 51 226 i 2016, vist i Figur 24. Scenario B og E gir nesten identisk fordeling av utslipp, hvor flytende og avvannet biorest gir det absolutt største bidraget til AP. Biogass og avfallsbehandling gir svært lite bidrag til AP. Scenario C og D gir nesten identisk fordeling av utslipp, hvor biogass bidrar mest til AP.



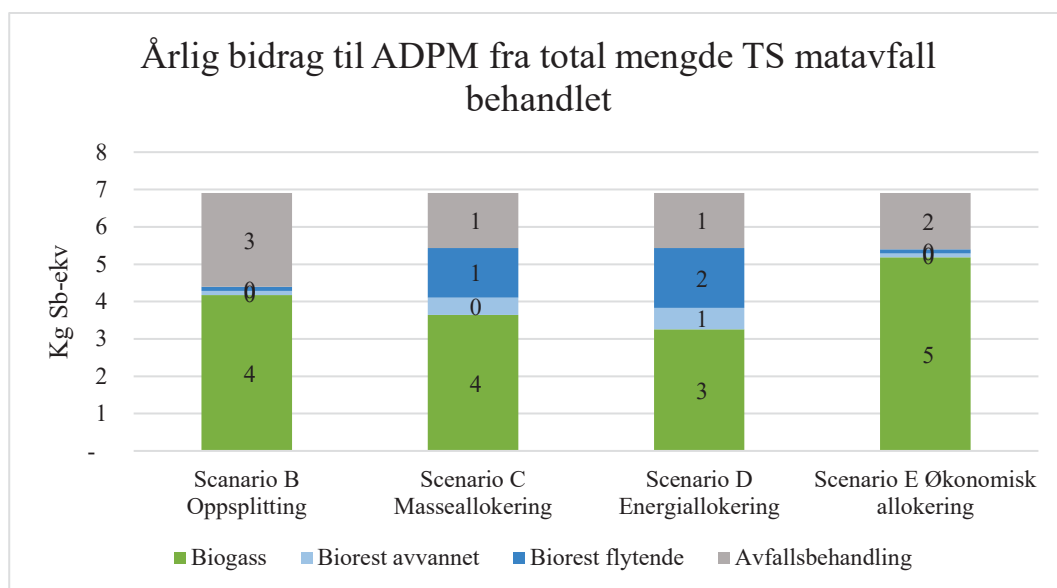
Figur 24 Kg SO₂-ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016

Totalt utslipp av kg PO_4^{3-} -ekv var 18 881 i 2016, vist i Figur 25. Scenario B og E gir nesten identisk fordeling av utslipp, hvor avvannet biorest gir det absolutt største bidraget til AP. Biogass og avfallsbehandling gir svært lite bidrag til AP. Scenario C og D gir nesten identisk fordeling av utslipp, hvor biogass bidrar mest til AP.



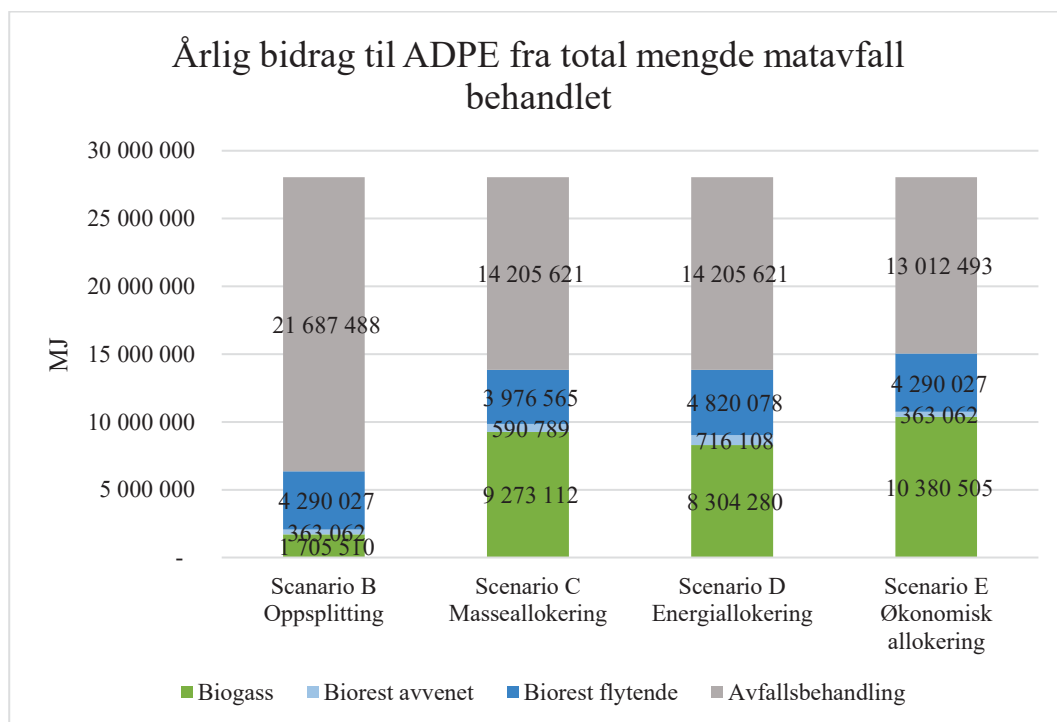
Figur 25 Kg PO_4^{3-} -ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016

Totalt utslipp av kg Sb-ekv var 7 i 2016, vist i Figur 26. Bidraget til ADPM fordeler seg nesten identisk mellom scenario B og E, og scenario C og D. I alle scenarioene har biogass størst utslipp, mens avvannet biorest ikke gir noe eller veldig lite utslipp.



Figur 26 Kg Sb-ekv fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016

Totale mengde MJ brukt i 2016 var 28 046 087, vist i Figur 27. Bidraget til ADPE fordeler seg veldig likt mellom scenario C, D og E. Alle scenarioene allokerer mest MJ til avfallsbehandling. Flytende og avvannet biorest gir lite bidrag til APDE for alle scenarioene. Scenario B allokerer betydelig større bidrag til ADPE fra avfallsbehandling, enn resten av produktene, og veldig lite allokeres til biogass.



Figur 27 MJ fra behandling av årlig mengde TS matavfall ved RBA i 2016

5.2.3 Analyse av 1 tonn TS behandlet hos RBA

Resultatene i tabell 7 – 11 presenterer bidraget til hver miljøkategori per kWh oppgradert biogass, per tonn TS matavfall behandlet, per tonn TS avvannet og per tonn TS flytende biorest. Miljøbelastningen er presentert for hvert scenario og referansescenario der det er mulig.

RBA produserte 10,54 GWh oppgradert biogass i 2016. Verdiene i Tabell 7 er regnet ut per kWh oppgradert biogass med utgangspunkt i totalmengden oppgradert biogass i 2016. RBA bruker noe råbiogass til eget bruk i tillegg til noe fakling grunnet problemer med oppgraderingsteknologien. Ved en høyere grad av oppgradering vil tallene i tabellen reduseres. RBA produsere både flytende og avvannet biorest. Fordelingen mellom produksjonene er 75 % flytende biorest og 25 % avvannet biorest, noe som er tatt hensyn til i alle utregninger.

For oppgradert biogass kommer scenario B og D best ut samlet sett, vist i Tabell 7.

Forskjellene mellom scenario B og D er størst for GWP og ADPE. For ADPE kommer scenario B betydelig bedre ut enn D.

Tabell 7 Påvirkning på miljøpåvirkningskategoriene for biogass per kWh oppgradert biogass. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.

	GWP Kg CO ₂ - ekv	ODP Kg CFC11- ekv	POCP Kg C ₂ H ₄ - ekv	AP Kg SO ₂ - ekv	EP Kg PO ₄ ³⁻ - ekv	ADPM Kg Sb- ekv	ADPE MJ
B	63	7,04E-06	0,012	0,35	0,14	3,96E-04	162
C	23	7,17E-06	0,003	3,12	1,17	3,45E-04	880
D	21	6,42E-06	0,003	2,80	1,05	3,09E-04	788
E	97	1,15E-05	0,011	0,46	0,21	4,92E-04	985
Ref	202	0	0,044	1,31	0,28	6,99E-06	2924

For avvannet biorest kommer scenario C best ut for GWP, POCP, AP og EP, vist i Tabell 8.

Verdiene til ODP, ADPM og ADPE er lavere i scenario B og E, som kommer helt likt ut.

Samlet sett kommer scenario C best ut med lavest miljøpåvirkning.

Tabell 8 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike kategoriene per tonn avvannet biorest. Laveste verdi er markert med *uthevet skrift*.

	GWP Kg CO ₂ - ekv	ODP Kg CFC11- ekv	POCP Kg C ₂ H ₄ - ekv	AP Kg SO ₂ - ekv	EP Kg PO ₄ ³⁻ - ekv	ADPM Kg Sb- ekv	ADPE MJ
B	252	1,93E-06	0,012	9,22	0,23	4,82E-05	167
C	121	4,20E-06	0,004	3,22	0,08	2,15E-04	271
D	147	5,09E-06	0,005	3,90	0,10	2,61E-04	328
E	252	1,93E-06	0,012	9,22	0,23	4,82E-05	167
Ref	56	0	1,3E-04	0	0	0	0

Flytende biorest har samme utfall som avvannet biorest, vist i Tabell 9. Scenario C kommer best ut samlet sett, mens scenario B og E har like lave verdier for GWP, ODP og ADPM.

Tabell 9 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike kategoriene per tonn flytende biorest. Laveste verdi er markert med *uthevet skrift*.

	GWP Kg CO ₂ - ekv	ODP Kg CFC11- ekv	POCP Kg C ₂ H ₄ - ekv	AP Kg SO ₂ - ekv	EP Kg PO ₄ ³⁻ - ekv	ADPM Kg Sb- ekv	ADPE MJ
B	-28	3,62E-07	4,17E-04	0,57	2,52	2,61E-06	100
C	-3	6,57E-07	1,80E-04	0,22	1,16	3,10E-05	93
D	-4	7,97E-07	2,18E-04	0,26	1,40	3,75E-05	113
E	-28	3,62E-07	4,17E-04	0,57	2,55	2,61E-06	100
Ref	27	0	0	0,07	0,02	2,23E-11	134

For avfallsbehandling av matavfall kommer scenario E best ut, med lavest miljøpåvirkning, vist i Tabell 10. Verdiene til EP og ADPM er lavere i scenario C og D, men forskjellen til scenario E er liten.

Tabell 10 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike kategoriene per tonn matavfall behandlet ved RBA. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.

	GWP Kg CO ₂ - ekv	ODP Kg CFC11- ekv	POCP Kg C ₂ H ₄ - ekv	AP Kg SO ₂ - ekv	EP Kg PO ₄ ³⁻ - ekv	ADPM Kg Sb- ekv	ADPE MJ
B	32	4,21E-06	-7,02E-04	0,11	0,07	8,95E-05	771
C	20	3,54E-06	3,40E-03	0,07	0,02	5,25E-05	505
D	20	3,54E-06	3,40E-03	0,07	0,02	5,25E-05	505
E	19	2,53E-06	-4,21E-04	0,06	0,04	5,37E-05	462
Ref	74	9,58E-06	1,52E-02	0,40	0,29	1,05E-04	890

Avfallsbehandling har lavest miljøpåvirkning når scenario E er benyttet, vist i Tabell 11.

Dette gjelder for de fleste miljøpåvirkningskategoriene unntatt EP og ADPM, hvor scenario C og D gir lavest miljøpåvirkning. For biogass er resultatene mindre entydige, men scenario B og D gir lavest miljøpåvirkning. Både flytende og avvannet biorest gir samlet lavest miljøpåvirkning ved bruk av scenario C. I tillegg gir scenario B og E lavest miljøpåvirkning for flere av påvirkningskategoriene.

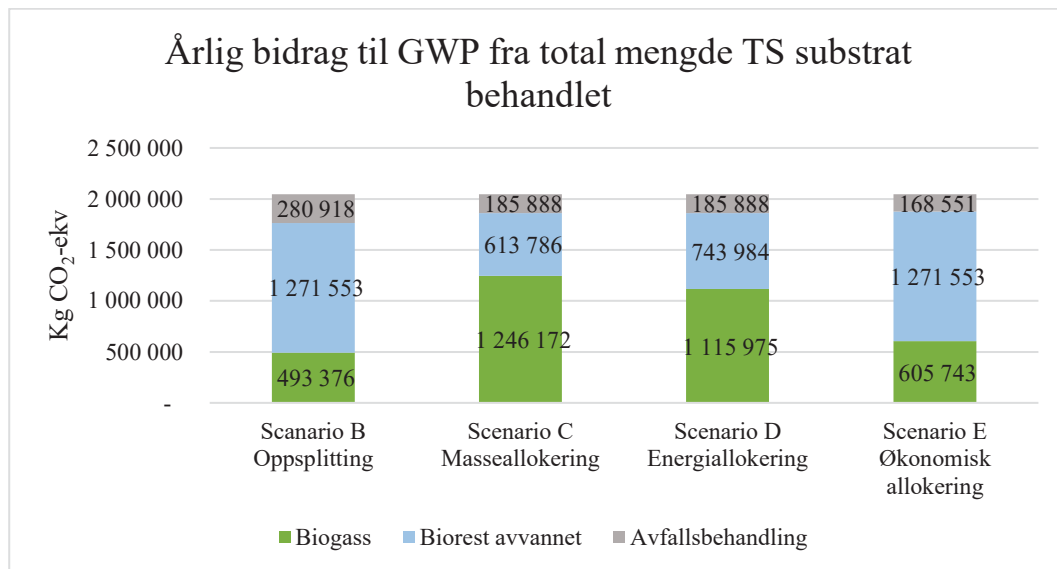
Tabell 11 Oversikt over lavest miljøpåvirkning for hvert scenario og miljøpåvirkningskategori for RBA

	GWP	ODP	POCP	AP	EP	ADPM	ADPE	Sum
Avfallsbehandling	E	E	B	E	CD	CD	E	E
Biogass	D	D	CD	B	B	D	D	D
Flytende biorest	BE	BE	CD	C	C	BE	C	C
Avvannet biorest	C	BE	C	C	C	BE	BE	C

5.2.4 Analyse av årlig tonn TS behandlet ved Lindum

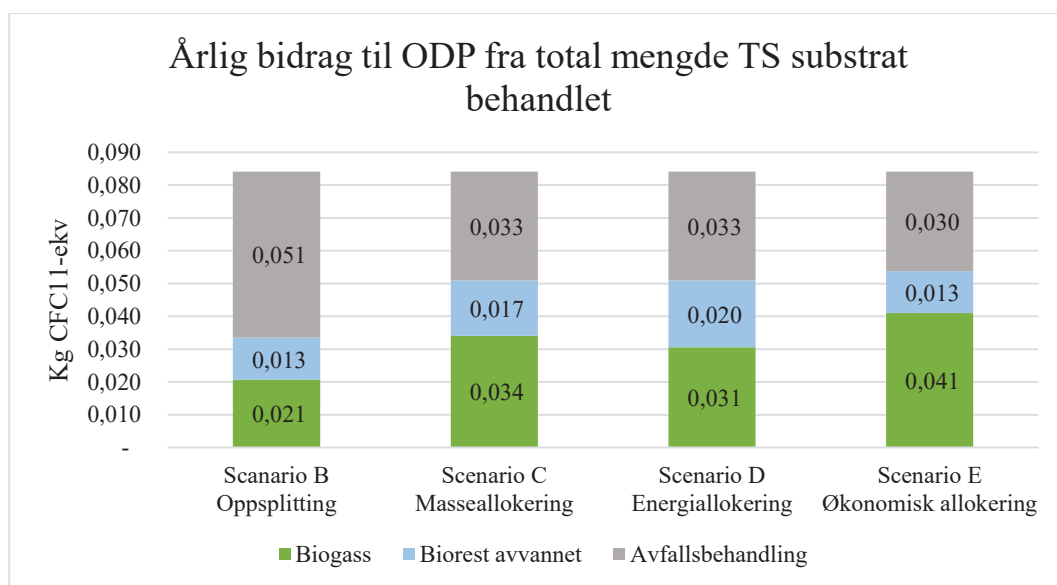
Resultatene i figur 24 - 30 viser samlet årlig bidrag til alle miljøpåvirkningskategoriene fordelt på avfallsbehandling, biorest og biogass for hvert scenario. Totalverdien for hvert scenario innenfor hver miljøkategori er lik, men fordelingen mellom produktene er bestemt av type allokering. Totalverdien inkluderer totalt tonn TS avløpsslam, septik og flytende substrat for Lindum behandlet i 2016.

Totalt bidrag til GWP var i 2016 2 045 847 kg CO₂-ekv, vist i Figur 28. For scenario B og E kommer størst bidrag til GWP fra biorest, mens det minste bidraget kommer fra avfallsbehandling. For scenario C og D kommer det største bidraget til GWP fra biogass, og det minste fra avfallsbehandling.



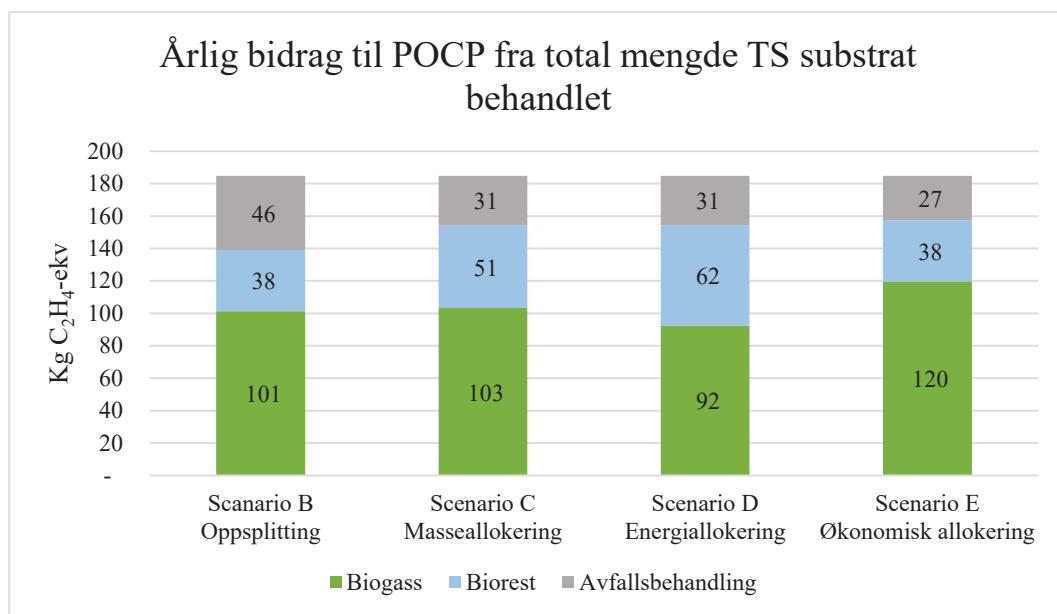
Figur 28 Kg CO₂-ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016

Totalt bidrag til ODP var i 2016 2 0,084 kg CFC11-ekv, vist i Figur 29. Senario C, D og E gir svært lik fordeling av utslipp, hvor biogass og avfallsbehandling gir størst bidrag til ODP. Scenario B allokerer mest utslipp til avfallsbehandling. Bidraget fra biorest er nesten likt for alle scenarier.



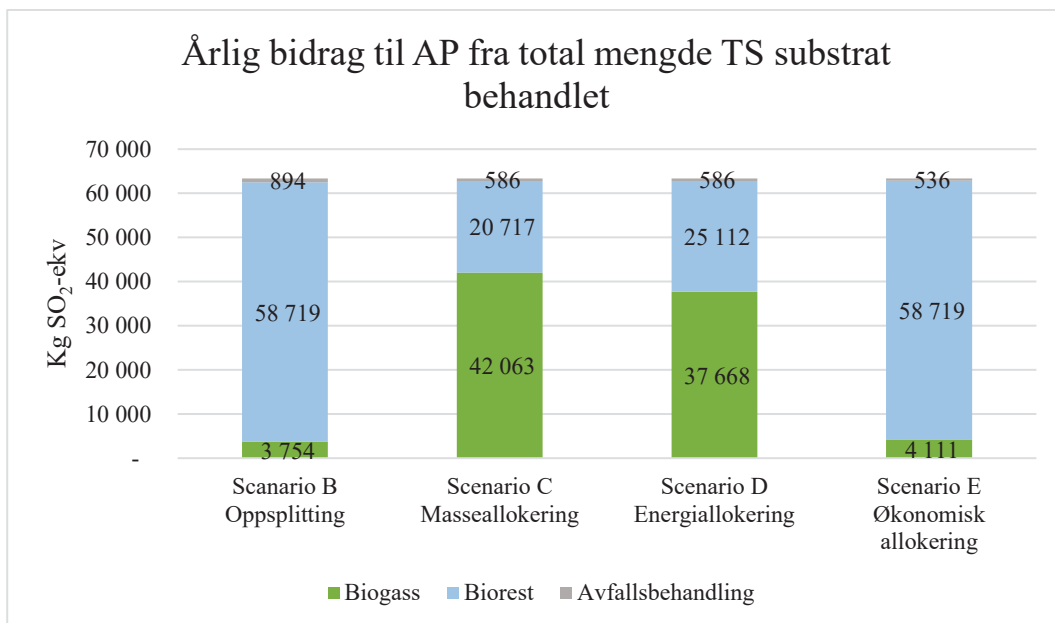
Figur 29 Kg CFC11-ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016

Totalt bidrag til POCP var 185 kg C₂H₄-ekv i 2016, vist i Figur 30. Fordelingen av utslipp fordeles veldig likt for alle scenarier, hvor biogass bidrar mest til POCP og avfallsbehandling gir minst bidrag. Scenario E allokere noe mer til biogass, og mindre til biorest enn de andre scenariene.



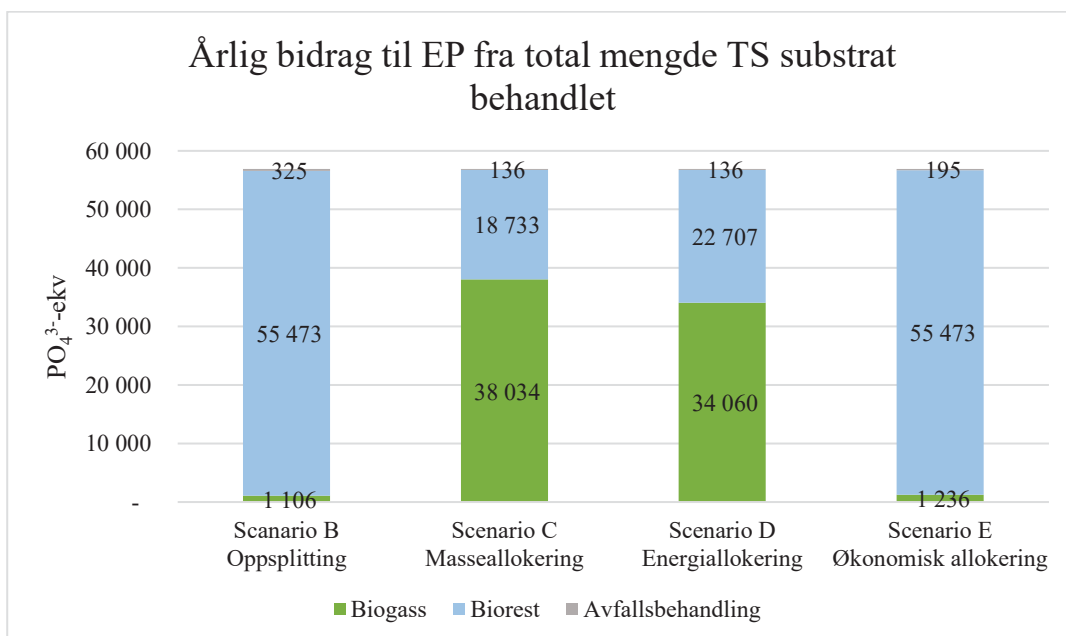
Figur 30 Kg C₂H₄-ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016

Totalt bidrag til AP var 63366 kg SO₂-ekv i 2016, vist i Figur 31. Fordelingen mellom produktene er veldig lik for scenario B og E, og for scenario C og D. Scenario B og E allokere nesten alt bidrag til AP til biorest, og svært lite til biogass og avfallsbehandling. Scenario C og D allokere mest til biogass og nesten ikke noe til avfallsbehandling.



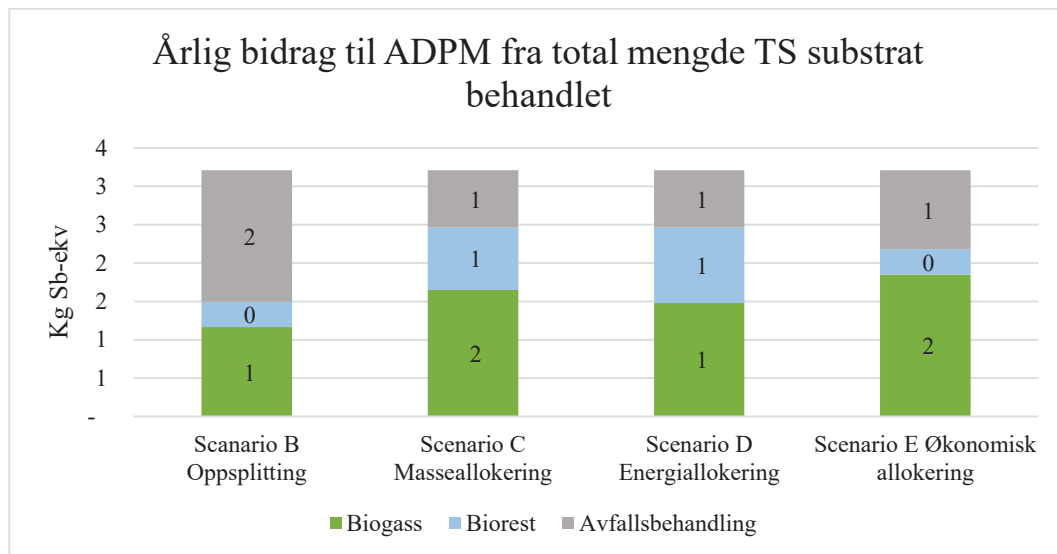
Figur 31 Kg SO₂-ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016

Totalt bidrag til EP var 56 903 kg PO₄³⁻-ekv i 2016, vist i Figur 32. Fordelingen mellom produktene er veldig lik for scenario B og E, og for scenario C og D. Scenario B og E allokere nesten alt bidrag til AP til biorest, og svært lite til biogas og avfallsbehandling. Scenario C og D allokere mest til biogas og nesten ikke noe til avfallsbehandling.



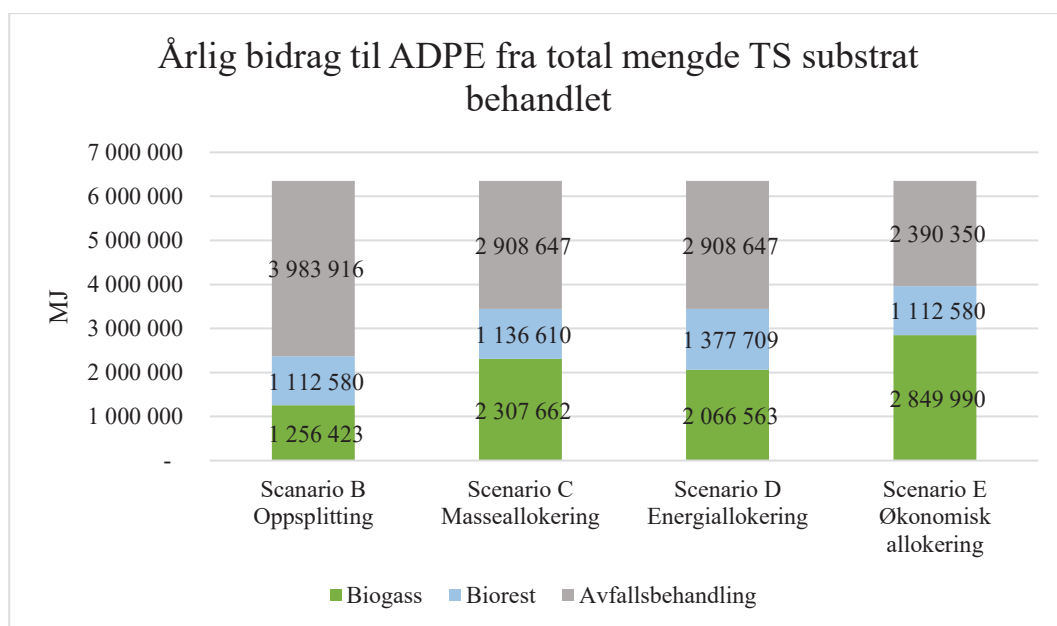
Figur 32 Kg PO₄³⁻-ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016

Totalt bidrag til ADPM var 3 kg Sb-ekv i 2016, vist i Figur 33. Scenario C og B allokerer utslipp veldig likt, hvor mest allokeres til biogass. Scenario B allokerer mest til avfallsbehandling, mens scenario E allokerer mest til biogass. Scenario B og E allokerer like mye til biorest.



Figur 33 Kg Sb-ekv fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016

Totalt bidrag til ADPE var 6 352 919 MJ i 2016, vist i Figur 34. Bidrag til ADPE allokeres veldig likt for scenario C og B, hvor avfallsbehandling bidrar mest. For scenario B bidrar avfallsbehandling betydelig mer enn biogass og biorest, som er veldig like. Scenario E allokerer mest til biogass, og noe mindre til avfallsbehandling. Bidraget fra biorest er likt for scenario B og E.



Figur 34 MJ fra behandling av årlig mengde TS substrat behandlet ved Lindum i 2016

5.2.5 Analyse av 1 tonn TS behandlet hos Lindum

Lindum bruker avløpsslam, septik og flytende substrat i produksjonen. Dette kan ikke gå til forbrenning slik som matavfall. BioValueChain som er metoden som er brukt har ikke noen alternativer til forbrenning, derfor er det ikke analysert noe referansescenario for alternativ bru av avløpsslam, septik og flytende substrat. I likhet med RBA vil uttak og bruk av torv som brukes som referansescenario til avvannet biorest kun gi utslag for GWP. Lindum oppgraderer alle råbiogass som produseres til drivstoffkvalitet.

For oppgradert biogass kommer scenario B best ut for alle miljøpåvirkningskategoriene bortsett fra POCP. Forskjellen mellom scenario B og D er liten for POCP, vist i Tabell 12.

Tabell 12 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike miljøpåvirkningskategoriene per kWh oppgradert biogass. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.

	GWP Kg CO ₂ - ekv	ODP Kg CFC11- ekv	POCP Kg C ₂ H ₄ - ekv	AP Kg SO ₂ - ekv	EP Kg PO ₄ ³⁻ - ekv	ADPM Kg Sb- ekv	ADPE MJ
B	45	1,87E-06	0,009	0,34	0,10	1,05E-04	113
C	113	3,08E-06	0,009	3,80	3,44	1,49E-04	208
D	101	2,76E-06	0,008	3,40	3,08	1,34E-04	187
E	55	3,70E-06	0,011	0,37	0,11	1,67E-04	257
Ref	274	3,42E-05	0,060	1,78	0,38	9,52E-06	3979

For avvannet biorest kommer scenario B og E helt likt ut, med den laveste miljøpåvirkningen. Miljøpåvirkningskategoriene GWP, AP og EP har lavest verdier i scenario C, vist i Tabell 13.

Tabell 13 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike miljøpåvirkningskategoriene per tonn avvannet biorest. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.

	GWP Kg CO ₂ - ekv	ODP Kg CFC11- ekv	POCP Kg C ₂ H ₄ - ekv	AP Kg SO ₂ - ekv	EP Kg PO ₄ ³⁻ - ekv	ADPM Kg Sb- ekv	ADPE MJ
B	1081	1,09E-05	0,032	50	47	2,80E-04	946
C	522	1,43E-05	0,043	18	16	6,91E-04	967
D	633	1,73E-05	0,052	21	19	8,38E-04	1172
E	1081	1,09E-05	0,032	50	47	2,80E-04	946
Ref	835	0	0	835	0	0	0

Avfallsbehandling har laves miljøpåvirkning i scenario C og D, som har identiske verdier. ODP og AP har lavest verdier i scenario E, men forskjellen fra scenario C og D er liten, vist i Tabell 14.

Tabell 14 Miljøpåvirkning for hvert scenario og de ulike miljøpåvirkningskategoriene per tonn substrat behandlet hos Lindum. Laveste verdi er markert med uthevet skrift.

	GWP Kg CO ₂ - ekv	ODP Kg CFC11- ekv	POCP Kg C ₂ H ₄ - ekv	AP Kg SO ₂ - ekv	EP Kg PO ₄ ³⁻ - ekv	ADPM Kg Sb- ekv	ADPE MJ
B	7,91	1,43E-06	1,29E-03	0,025	0,009	4,83E-05	112
C	5,24	9,36E-07	8,65E-04	0,017	0,004	2,10E-05	82
D	5,24	9,36E-07	8,65E-04	0,017	0,004	2,10E-05	82
E	4,75	8,56E-07	7,74E-04	0,015	0,005	2,90E-05	67
Ref	0	0	0	0	0	0	0

For biogass er det scenario B som gir lavest samlet miljøpåvirkning. Det er kun POCP som ikke gir scenario B, men D som lavest påvirkning for biogass. For biorest gir scenario B og E best samlet miljøpåvirkning, men scenario C gir lavest påvirkning for GWP, AP og EP.

Scenario C og D gir lavest miljøpåvirkning for avfallsbehandling. Det er kun påvirkningskategoriene ODP og AP som ikke har scenario C og D, men E, som laveste scenario vist i Tabell 15.

Tabell 15 Oversikt over hvilket scenario som gir lavest miljøpåvirkning biogass, biorest og avfallsbehandling hos Lindum.

	GWP	ODP	POCP	AP	EP	ADPM	ADPE	Sum
Biogass	B	B	D	B	B	B	B	B
Biorest	C	BE	BE	C	C	BE	BE	BE
Avfallsbehandling	E	E	E	E	CD	CD	E	E

5.3 Forskjeller mellom produktforskriften og LCA

Forskningsspørsmål 3

Hva er de metodiske forskjellene i valg av systemgrenser og allokering brukt i produktforskriften og i EPD-systemet. Hva betyr ulikhetene i resultatene for brukerne av EPDene og hva blir effektene for ulike parter?

Produktforskriften inneholder metodikk for å regne ut netto klimanytte for biodrivstoff, for å dokumentere netto klimanytte for drivstoffet. Biodrivstoff inkluderer andre former for klimavennlig drivstoff i tillegg til biogass, som biodiesel og bioetanol. LCA kan brukes til å regne ut klimanytten til mer enn kun drivstoffet. Produksjon av biogass er et resultat av et større system der avfallsbehandling og produksjon av biorest utgjør vesentlige deler. Produktforskriften regner alt annet enn drivstoffet som bi-produkter og unngår dermed allokering, da bi-produktene ikke tilegnes noe klimanytte. Metodiske forskjeller mellom metodene inkluderer systemgrenser, allokering, metode for utregning av miljødata og hvilke miljøfaktorer som inkluderes.

I produktforskriften kan miljøpåvirkning allokere mellom sikterest, biorest, CO₂, overskuddsvarme som regnes som bi-produkter og biogass. Utregningsmetoden i produktforskriften baseres på nedre brennverdi, som er negativ for alle bi-produktene, og settes til null. Fordi det er nedre brennverdi som brukes som utregningsgrunnlag får biogass

lavere netto klimanytte ved bruk av produktforskriften enn ved bruk av LCA.

Produktforskriften kan kun bukes til analyse av drivstoff, mens LCA er en bredere analyse som kan brukes til å se på klimanytten til alle prosesser og produkter som er inkludert i systemet. Produktforskriften analyserer kun GWP med drivhusgassene CO₂, CH₄ og N₂O, med omregningsfaktorene 1, 23 og 296. I standardiserte EPDer er det gjort analyser for syv miljøpåvirkningskategorier. Innkjøpere av biogass kan dermed ta stilling til mer enn klimagassutslipp. Forskjellene i metodikk gjør at klimaregnskapet for bruk av biogass blir ulikt ved bruk av de to metodene, og metodene kan ikke sammenliknes direkte

5.4 Effekt av oppgradert data for transport

Forskningsspørsmål 4

Hva er effektene av et forbedret datagrunnlag for nitrøse gasser fra transportvirksomhet gjennom verdikjeden til biogass? Hvordan kan datagrunnlaget for utslipp av nitrøse gasser fra bruk av biogass bedres?

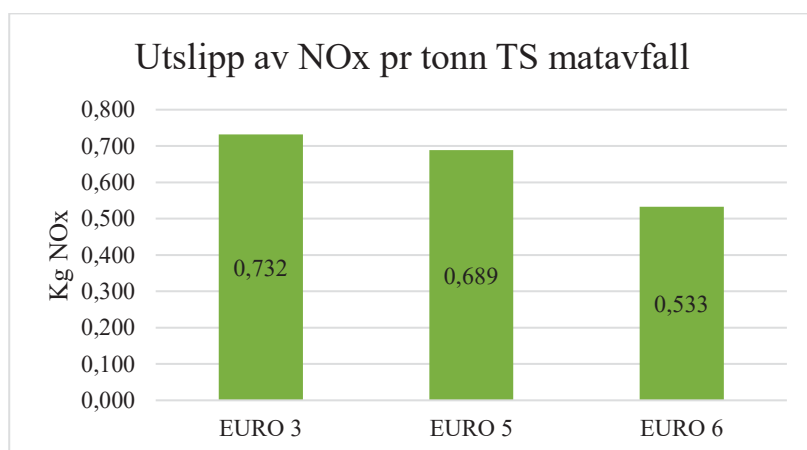
Verdikjeden til biogass inkluderer utslipp av nitrøse gasser (NO_x) fra alle transportetapper i livsløpet. I livsløpet er det prosessene 2, 7 og 8 som fører til utslipp av NO_x, fra transport av matavfall, avfall, avløpsslam, septik og substrat til biogassanleggene, og transport av biorest og biogass til bruksstedet. Produksjonen av biogass og biorest hos RBA er analysert nærmere for å undersøke utslipp fra transport ved ulike EURO-klasser. Prosess 9 og 10 i livsløpet som er effekten av erstattet bruk av mineralgjødsel, torv og diesel er ikke med i analysen. Dette er gjort for å kun analysere produksjonen ved RBA sitt bidrag til miljøpåvirkning. Opprinnelig metode i SimaPro inkluderer kjøretøy i EURO-klasse 3. Endringen fra EURO-klasse 3 til 6 er analysert for NO_x, PM₁₀, PM_{2,5} og for alle miljøpåvirkningskategoriene i en EPD.

Effekten for de ulike miljøpåvirkningskategoriene er vist i Tabell 16. Verdiene gjelder for prosess 1-7 ved RBA. Utslagene av å endre EURO-klasser er veldig liten, eller ikke eksisterende for alle miljøpåvirkningskategoriene. For ODP, AP, EP, ADPE og ADPM er det en liten reduksjon, mens GWP og POCP ikke endres noe. Endringene er gjort for prosess 2 i livsløpet til biogass og biorest, og har liten påvirkning på livsløpet totalt.

Tabell 16 Utslipp fra produksjon ved RBA for EURO-klasse 3, 5 og 6.

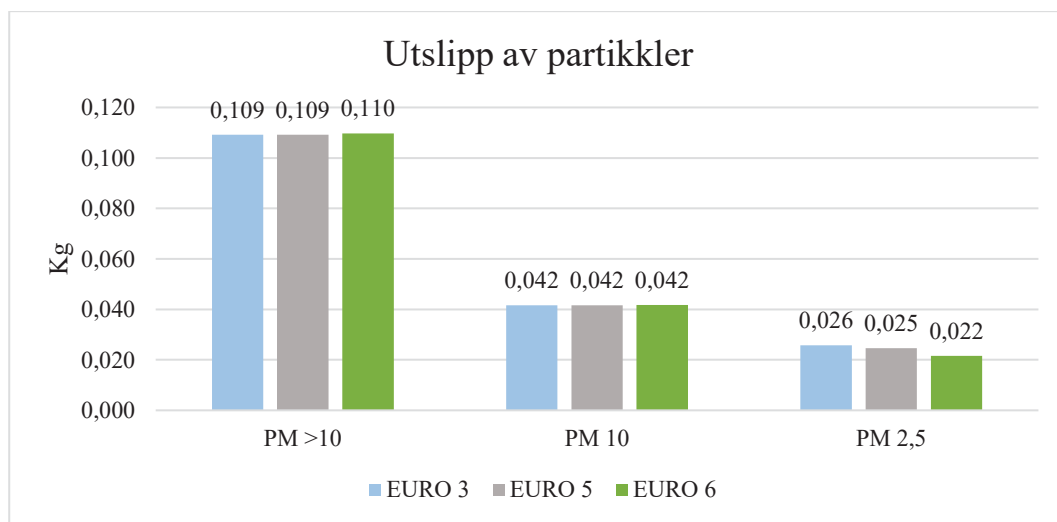
		EURO 3	EURO 5	EURO 6
GWP	kg CO ₂ -ekv	282	282	282
ODP	kg CFC-11-ekv	2,53E-05	2,52E-05	2,51E-05
POCP	kg C ₂ H ₄ -ekv	0,02	0,02	0,02
AP	kg SO ₂ -ekv	5,85	5,82	5,75
EP	kg PO ₄ ³⁻ -ekv	2,17	2,17	2,15
ADPE	kg Sb-ekv	8,19E-04	8,18E-04	8,19E-04
ADPM	MJ	1854	1851	1847

Endring av EURO-klasse i SimaPro til nyere klasser reduserer utslipp av kg NO_x produksjonene ved RBA, vist i Figur 35. Endring fra EURO-klasse 3 til 5 reduserer utslippene med 6 % og med 23 % fra EURO-klasse 5 til 6. Utslippene av NO_x kommer fra prosess 2, 7 og 8 som inneholder transport av matavfall, biogass og biorest. Bedre EURO-klasse resulterer i noe lavere utslipp av NO_x, men har liten effekt på livsløpet samlet.



Figur 35 Utslipp av kg NO_x fra livsløpet til 1 tonn TS matavfall behandlet ved RBA for ulike EURO-klassene 3, 5 og 6.

Utslipp av partikler kommer fra transport, og kategoriseres i størrelsene: over 10, 10 og 2,5 μm . Endring av euroklasse har veldig liten konsekvens for utslipp av partikler. PM >10 øker med 0,01 μm fra EURO-klass 5 til 6. PM 10 er lik for alle EURO-klasser, PM 2,5 har en reduksjon med 0,003 μm fra EURO-klasse 5 til 6, vist i Figur 36.



Figur 36 Utslipp av partikler fra biogass og biorest produsert ved RBA.

6. Diskusjon

6.1 Diskusjon metode og allokering

Systemet som er analysert i oppgaven inkluderer et inngangsprodukt og to utgangsprodukter, som miljøpåvirkning fra hele systemet skal allokere mellom. Dette er gjort på fem forskjellige måter ved scenarioene A til E. Scenario A bruker systemutvidelse og inkluderer substitusjonseffekten ved bruk av biogass og biorest. Systemutvidelse er foretrukket tilnærming til multifunksjonalitet i LCA, for å unngå problemet med allokering (European Commission 2010). Analysene i oppgaven er gjort for å kunne utvikle en EPD, hvor kun bruk av produktene skal være med, ikke substitusjonseffekten. På bakgrunn av dette er scenario A utelukket for videre bruk til utvikling av PCR og EPD. I scenario B-E er ikke substitusjonseffekten medregnet, og hvert scenario allokere miljøpåvirkningen på ulike måter, med ulikt resultat. Allokeringsmetodene som er brukt er oppsplitting av systemet (scenario B), masseallokering (scenario C), energiallokering (scenario D) og økonomisk allokering (scenario E). Dette er prioritert rekkefølge på bruk av allokering i ILCD-håndboken (European Commission 2010). Trendene fra resultatene viser at oppsplitting og økonomisk allokering resulterer i veldig like resultater, det samme gjør masse- og energiallokering. Skal ILCD håndboken og ISO-standardene følges er det oppsplitting som er mest riktig å bruke som allokeringsmetode, og økonomisk allokering som er minst egnet. Likevel er det økonomisk allokering som er brukt i Otelfingen Kampogas sin EPD for produkter produsert av bioavfall produsert ved anlegget i Sveits. Allokering basert på fysiske sammenhenger som i denne oppgaven er gjort for masse og energi, er prioritert etter oppsplitting (European Commission 2010). Masse- og energiallokering henger tett sammen da energiinnhold følger massen til biogass og biorest, og forskjellen i brukte allokeringsnøkler er kun 7 %. Til utvikling av PCR og videre av EPD, er det viktigere å legge vekt på effekten av allokeringsmetodene, fremfor prioritert rekkefølge på allokering. Det finnes ingen PCR eller EPD for avfallsbehandling, biorest og biogass, noe som gjør det vanskelig å sammenlikne valg av allokering og effektene av metodiske valg.

I en EPD er det syv miljøkategorier som skal dokumenteres. Analysene av hvert scenario er gjort for alle miljøkategorier, og resultatene er presentert i sin helhet under kapittel 5. Videre i diskusjonen er det lagt mest vekt på GWP, da GWP er mest interessant for nasjonale og internasjonale klimamål.

Det er flere faktorer som må vurderes når en form for allokering skal velges blant de ulike alternativene. Analysene er gjort for syv miljøpåvirkningskategorier med fire former for allokering for prosessene avfallsbehandling, biogass, flytende og avvannet biorest for to biogassanlegg. Det store antallet faktorer som er analysert gir mange resultater som må sees i sammenheng og forklares for å kunne brukes som grunnlag for beslutning i valg av metodikk. Uavhengig av hvilket scenario som velges vil total netto klimanytte være den samme hvis man ser hele systemet samlet. Endring i teoretisk tilnærming til allokering og systemgrenser endrer kun hvordan den totale klimanytten fordeles mellom funksjoner og interesser. Fordi det er flere interesser involvert som ønsker å kunne dokumentere høyest mulig miljønytte, er det viktig å fordele denne i henhold til anerkjente metoder for allokering. Dette må gjøres på en slik måte at interessentene får incentiver for å bidra til økt bruk av biogass-systemet. Analysene som er gjort kan brukes til å fremme bruk av biogass og biorest på en best mulig bærekraftig måte, ved å dokumentere netto klimanytte for produktene.

Interessentene som er tatt hensyn til i oppgaven er kommuner som kjøper en avfallstjeneste som input til produksjonen, og innkjøpere av biogass og bønder som tar i mot biorest fra biogassanleggene. Som en overordnet interesse står myndigheter som har klimamål og forskrifter som skal nås og følges. Alle interessentene vil tilegnes miljøpåvirkning uansett hvilket scenario som velges, da alle prosessene må være med for at biogass og biorest kan produseres. Det er fordelingen av en total miljøpåvirkning som kan fordeles ulikt mellom produktene ved ulike former for allokering. Hvert produkt vil ha et optimalt scenario som gjør at produktet får best mulig samlet miljøpåvirkning. Ved å legge til grunn resultatene for kWh oppgradert biogass, per tonn biorest og per tonn matavfall eller substrat behandlet, får vi resultater som er optimalt for produktene separat.

6.2 Vurdering av allokeringsformer for interesser

6.2.1 Referansescenarioer

Uavhengig av hvilket scenario som velges er det viktig at alle prosessene gir bedre miljøregnskap enn referansescenarioene. For avfallshåndtering gir alle formene for allokering bedre miljøregnskap enn behandling ved et biogassanlegg. Dette er et incentiv til alle kommuner om å sende kommunalt avfall til et biogassanlegg. Bruk av biogass til drivstoff som erstatning for fossilt drivstoff gir bedre miljøregnskap for alle scenarioene. Som drivstoff

konkurrerer biogass med andre typer klimavennlige drivstoff som ikke er analysert i denne oppgaven. For biogass er det viktig å få tilegnet så mye klimanytte som mulig for å kunne dokumentere god klimanytte sammenliknet med andre klimavennlige drivstoff. Dette er viktig for potensielle innkjøpere av oppgradert biogass. Biorest gir ingen økonomisk inntekt for RBA, men Lindum selger jord til privatpersoner. For bøndene som tar imot biorest fra RBA bidrar dette til reduserte utgifter ved kjøp av mineralgjødsel. Bøndene har større incentiver til å bruke bioresten hvis den har bedre miljønytte enn mineralgjødelsen. Ved å sammenlikne CO₂-ekv gir biorest fra biogassanleggene bedre miljønytte enn mineralgjødsel.

6.2.2 Avfallsbehandling

Analysene av avfallsbehandling, med fordeling av miljøpåvirkning per tonn TS matavfall og substrat behandlet, gir scenarioene veldig like resultater. For både RBA og Lindum er det scenario E som allokere lavest miljøpåvirkning til avfallsbehandling. Scenario E gir veldig like resultater som scenario C og D, som har identiske verdier for anleggene sett hver for seg. Scenario E er økonomisk allokering, hvor avfallsbehandling er definert som til og med utråtning. Dette er gunstig for avfallsbehandling, som på grunn av allokering kun inkluderer 60 % av miljøpåvirkningen fra avfallshåndtering, mens resterende 40 % allokeres til biogass. I forhold til referansescenario for avfallsbehandling hos RBA gir alle scenarioene bedre resultat.

Bruk av scenario E gir det dårligste resultatet for biogass fra RBA per kWh oppgradert biogass, mens for Lindum gir scenario E nesten likt resultat som for det beste scenarioet. For avvannet biorest gir scenario E det dårligste resultatet for både RBA og Lindum, også dårligere enn referansescenarioet. For flytende biorest gir scenario E det beste resultatet.

6.2.3 Biorest

Analysene av biorest, per tonn TS avvannet og flytende biorest, gir ulike resultater for beste allokeringsform for RBA og Lindum. Ved å se på GWP for avvannet biorest fra RBA er det masseallokering som allokere lavest kg CO₂-ekv til avvannet biorest. For flytende biorest er det oppsplitting og økonomisk allokering som allokere mest netto klimanytte for avvannet biorest. Avvannet biorest gir negativ effekt på klimaregnskapet, da karbonlagring i jord er

medregnet. Forskjellene fra oppsplitting og økonomisk allokering til masse- og energiallokering er 25 kg CO₂-ekv mindre netto klimanytte. Endringen reduserer nytten, men gir fortsatt negativt effekt på klimaregnskapet. Avvannet biorest fra Lindum fører til minst utslippa av kg CO₂-ekv ved bruk av masseallokering. Interessentene for biorest er bøndene som kan erstatte bruk av mineralgjødsel. For bøndene vil masseallokering være den allokeringsformen som allokere lavest miljøpåvirkning til biorest.

Valg av scenario C resulterer i ubetydelig endring fra scenario D til C for biogass fra RBA. For Lindum dobles kg CO₂-ekv fra det beste scenarioet til bruk av scenario C.

6.2.4 Biogass

Analyse av miljøpåvirkning per kWh for biogass resulterer i ulike optimale allokeringssløsninger for RBA og Lindum. For RBA gir energiallokering lavest CO₂-ekv per kWh oppgrader biogass, mens for Lindum gir oppsplitting lavest CO₂-ekv per kWh. Ved å kun se på GWP er beste felles allokeringsform oppsplitting. Valg av oppsplitting for begge anlegg fører til en økning av CO₂-ekv per kWh med 42, fra 21 til 63 for biogass produsert hos RBA. Lindum produserer biogass som gir 45 kg CO₂-ekv. ODP, POCP og ADPM vil øke noe fra scenario D til B. Hvis scenario D velges for begge anlegg vil alle miljøpåvirkningskategoriene øke unntatt POCP, men GWP, AP og EP vil øke mest. GWP vil øke fra 45 til 101 kg CO₂-ekv per kWh. Samlet sett vil scenario B være det beste scenarioet for anleggene samlet.

Valg av scenario B fører til at biorest får høyere miljøbelastning per tonn. For scenario B hos RBA resulterer avfallsbehandling i økt belastning med 13 CO₂-ekv til 32 CO₂-ekv per tonn matavfall behandlet fra scenario E. Hos Lindum øker antall CO₂-ekv med 3,2 til 7,9 CO₂-ekv per tonn matavfall behandlet fra sitt beste scenario. Bruk av scenario B for avvannet biorest gir høyere miljøpåvirkning ved både RBA og Lindum. I tillegg gir referansescenarioet lavere miljøpåvirkning enn bruk av avvannet biorest. Flytende biorest fra RBA gir best resultat ved bruk av scenario B.

Scenario B gir gode resultater for biogass, avfallsbehandling og for flytende biorest. Avvannet biorest gir dårlig miljøpåvirkning for både RBA og Lindum ved bruk av oppsplitting som.

6.2.5 Tolkning og bruk av analyserte allokeringsformer

Resultatene kan tolkes på mange måter, ettersom hvilke miljøpåvirkningskategorier og interessenter som skal vektlegges mest. Analysene som er gjort viser at det ikke er ett scenario som tilfredsstiller alle interessenter. Dermed blir det en vurdering av hvor det blir mest riktig å tilegne en forholdsmessig stor andel av miljønytt. For kommunen er utfallet av scenarioer ikke like viktig, da alle formene for allokering gir omtrent likt utslipp av CO₂-ekv per tonn matavfall eller substrat levert til behandling. Alle formene for allokering gir bedre klimanytte enn forbrenning. For kommuner vil prisen for å levere avfall til enten biogassanlegget eller forbrenningsanlegget være en viktig faktor i vurdering av behandlingsløsning, i tillegg til miljøperspektivet. Allokeringsformene er mer avgjørende for interessentene som ønsker mest mulig netto klimanytte allokert til biogass og biorest.

Ved å legge mest vekt på biogass er det oppsplitting av systemet som er mest optimalt bruk av allokering. For innkjøpere av biogass, myndigheter som ønsker å fremme bruk av biogass og for selve biogassanlegget vil det være mest gunstig å bruke oppsplitting som allokeringsmetode. Biogass vil da kunne dokumentere god netto klimanytte, som kan styrke biogass sin posisjon mot andre klimavennlige drivstoff, og forhåpentligvis gi økt etterspørsel. Fra et økonomisk perspektiv er det bra at etterspørselen etter biogass øker, slik at biogassmarkedet øker. Biogassanleggene vil da få økte inntekter fra salg av biogass og behandling av mer avfall og substrat. Ved å bruke oppsplitting for avvannet biorest fra RBA og Lindum allokeres mer CO₂-ekv til avvannet biorest enn ved masseallokering som er beste scenario for avvannet biorest. For flytende biorest fra RBA er oppsplitting den mest optimale allokeringsformen. RBA produserer 75 % flytende biorest og 25 % avvannet biorest, derfor er det mer effektivt å velge en form for allokering som allokere mest netto klimanytte til flytende biorest. I tillegg er utslippene av CO₂-ekv fra avvannet biorest mye høyere enn for flytende biorest. Lindum produserer bare avvannet biorest, og ønsker god netto klimanytte allokert til avvannet biorest, da produksjon av jord fra avvannet biorest gir inntekter til Lindum. Ved bruk av oppsplitting som allokeringsmetode vil avvannet biorest tilegnes dobbelt så mye CO₂-ekv enn ved bruk av masseallokering som er det optimale scenarioet for avvannet biorest. Bruk av oppsplitting som allokeringsmetode vil fungere godt for innkjøpere av biogass, myndigheter og biogassanlegget som er interessenter av biogass og bønder som tar i bruk flytende biorest. Interessenter av avvannet biorest vil ikke være like fornøyd, da oppsplitting fører til at mye miljøpåvirkning allokere til avvannet biorest.

Oppsplitting eller økonomisk allokering er optimale scenarioer hvis flytende biorest vektlegges tyngst. For bønder som tar i mot flytende biorest dokumentert netto klimanytte for bioresten sammenliknes med mineralgjødsel. Avvannet biorest genererer ingen inntekt, så økonomisk incentiv for å bruke flytende biorest er unngåtte kostnader for å kjøpe mineralgjødsel. Bruk av oppsplitting eller økonomisk allokering for avvannet biorest vil doble miljøpåvirkningen som allokeres til avvannet biorest. Dette er ikke heldig for Lindum som selger jord produsert av avvannet biorest. Lindum ønsker best mulig dokumentert miljøregnskap for sine jordprodukter. For biogass er oppsplitting eller økonomisk allokering ikke gunstig for biogass produsert hos RBA, da biogassen vil få allokert mer kg CO₂-ekv enn ved optimalt scenario som er energiallokering. Biogass produsert hos Lindum har oppsplitting som beste scenario, der minst kg CO₂-ekv allokeres til biogass. Bruk av oppsplitting eller økonomisk allokering vil være en god løsning for bønder som tar i mot og bruker flytende biorest og innkjøpere av biogass fra Lindum. Det vil ikke være en god løsning for avvannet biorest og biogass produsert hos RBA.

Hvis avvannet biorest vektlegges mest vil masseallokering være optimalt scenario for både RBA og Lindum. Bruk av masseallokering for flytende biogass gir lavere netto klimanytte per tonn flytende biorest, men fortsatt mye bedre enn referansescenarioet. Biogass produsert ved RBA vil få noe mer kg CO₂-ekv allokert til seg, men endringen er liten fra optimalt scenario. Masseallokering vil mer enn doble kg CO₂-ekv allokert til biogass produsert ved Lindum. Ved å bruke masseallokering vil avvannet biorest kunne dokumentere god netto klimanytte, noe som er bra for jordproduksjonen hos Lindum. Bønder som bruker flytende biorest får dokumentert dårligere netto klimanytte enn ved bruk av oppsplitting eller økonomisk allokering. Biogass fra Lindum vil få allokert mer CO₂-ekv, mens fra RBA vil endringene være svært små for CO₂-ekv per kWh biogass produsert.

Fra et økonomisk perspektiv er det riktig å velge en form for allokering der kg CO₂-ekv som allokeres til biogass er lavt. Dette er fordi biogass med god miljødokumentasjon kan være med på å øke biogassmarkedet, og genererer inntekter til biogassanlegget. Fra et miljøperspektiv er det bra at biogass erstatter fossile drivstoffalternativer. Ved å velge en form for allokering som er gunstig for brukere av biorest vil dette oppfordre til økt bruk av biorest, både avvannet og flytende. Hvis en allokeringsmetode skal velges over resten, for mest optimal bruk av både biogass og biorest er det masseallokering som er mest optimalt samlet sett. Masseallokering gir god netto klimanytte per tonn avvannet biorest og per kWh

oppgradert biogass fra RBA. Flytende biorest og biogass fra Lindum får noe mer kg CO₂-ekv per tonn flytende biorest og per kWh oppgradert biogass. Det er viktig at alternativene for allokering og effektene av ulike utfall er godt undersøkt og dokumentert før et valg skal tas, og PCR skal utvikles for å kunne lage EPDer. Som følge av systemgrensene mellom avfallshåndtering, biogass og biorest som er satt i de ulike formene for allokering, er det en trend i resultatene at oppsplitting og økonomisk allokering gir like resultater og at masse- og energiallokering gir like resultater.

6.3 Dokumentasjon av miljøpåvirkning ved produktforskriften og EPD-systemet

Produktforskriften og livsløpsanalyser brukes begge til å beregne miljøpåvirkningen av produksjon og bruk av klimavennlig drivstoff. Ved offentlig anskaffelse av drivstoff må produktforskriften brukes som dokumentasjon, da dette er vedtatt av myndighetene. Faste systemgrenser i produktforskriften gjør at flere typer drivstoff skal kunne vurderes opp mot hverandre på samme grunnlag selv om produksjonene er helt ulike. Biogass kommer dårligere ut ved bruk av produktforskriften enn ved bruk av LCA, fordi det kun er drivstoffet som analyseres i produktforskriften, ikke biorest som regnes som et bi-produkt. Bi-produkter tilegnes ingen nytte ved metodikk fra produktforskriften, noe den gjør ved LCA. Biogass får derfor et bedre miljøregnskap ved bruk av LCA og EPD som dokumentasjon. Dette er dokumentert gjennom flere analyser (Börjesson et al. 2016; Lantz 2017; Manninen et al. 2013). For å fremme bruk av biogass er det ikke heldig at dokumentasjonene som legges til grunn ved innkjøp av biogass ikke gir biogass god nok miljønytte.

Utvikling av EDP for norskprodusert biogass gjøres for å fremme biogass som drivstoff. Målet er at innkjøpere av biogass kan sammenlikne EPD fra biogass med EPD fra alternative typer drivstoff. Det samme gjelder for avfallshåndtering og biorest. Bruk og sammenlikning av EPD-er gjør at all informasjon knyttet til produktet lett kan finnes frem til, og sammenliknes. EPD-systemet er internasjonalt anerkjent og brukes mye i bygg- og anleggsbransjen i Norge, med positiv virkning. Informasjon fra produkter og tjenester blir mer og mer etterspurt, og LCA og EPD brukes i økende grad, derfor er det uheldig at det er to systemer som er i bruk for drivstoff.

6.4 Livsløpet og effekten av oppgradert data for transport

Scenario A analyserer hele livsløpet samlet uten allokering, inkludert substitusjonseffekt ved bruk av biogass og biorest. For Lindum er det avvanning som har klart størst bidrag til GWP. Lindum avvanner all biorest for å produsere jord av bioresten, mens RBA kun avvanner 25 %. Selv om RBA kun avvanner 25 % av all biorest ut av råtnetanken, står avvanning for 25 % av alle negative utslipp. Økt bruk av flytende biorest vil føre til at avvanning ikke er nødvendig, men dette krever at bønder er villige og har kapasitet til å lagre og bruke den flytende bioresten. Biorest genererer, slik det er i dag, lite eller ingen inntekt til biogassanleggene, Med unntak av Lindum som selger jord produsert av avvannet biorest. For RBA er transport til biogassanlegget, oppgradering og avvanning de største bidragsyterne til GWP. RBA får heller ikke inntekter av å selge avvannet biorest, likevel avvannes 25 %. Dette er ikke lønnsomt da avvanning er energikrevende og bidrar betydelig til negativ miljøpåvirkning. Oppgradering av råbiogass til drivstoffkvalitet er en konsekvens av at biogass skal kunne brukes til drivstoff. For både Lindum og EGE er effekten av erstattet diesel betydelig høyere enn negative effekter av oppgradering. EGE har hatt problemer med oppgraderingsteknologien i 2016, slik at kun halvparten av all råbiogass ble oppgradert til drivstoffkvalitet. Noe råbiogass brukes til eget forbruk, mens resten ble faklet for å minske utslippene av metan til atmosfæren. Nyere informasjon viser at RBA også i 2017 hadde problemer med oppgradering. Dette er uheldig, da anlegget ikke utnyttets maksimalt (Energigjenvinningsetaten 2018). Mindre tilgang på oppgradert biogass enn planlagt fører til at naturgass blir brukt som erstatter i gasskjøretøyene som helst skulle brukt biogass.

LCA av livsløpet til RBA viser at transport til biogassanlegget bidrar til 24 % av samlet negativ miljøpåvirkning. I BioValueChain-modellen i SimaPro er det lagt inn bruk av kjøretøy i EURO-klasse 3, som er en konservativ tilnærming til transport. Nyeste EURO-klasse er 6, som er kravet norske myndigheter har satt til innkjøp av nye kjøretøy. I analysen av bruk av EURO-klasse 5 og 6 i produksjonen til RBA kommer utslipp av NOx bedre ut, mens partikkelutslipp ikke endres i vesentlig grad. Samlet sett har endring av EURO-klasse liten påvirkning på miljøpåvirkningskategoriene for livsløpet totalt til RBA. Selv om kravet fra myndighetene er at nye kjøretøy skal følge kravene fra EURO-6 kjøretøy er det mye gamle lastebiler som fortsatt er i bruk. EURO-klasse 3 kravene kom i år 2000, mens EURO-klasse 6 kravene kom i år 2014-2015 (Amundsen & Hagman 2015). Det er vanskelig å vite hvor mange kjøretøy som oppfyller de ulike EURO-kravene, men alle analysene i denne oppgaven er gjort med EURO-5 kjøretøy.

6.5 Usikkerhet i datagrunnlag, svakheter med analysene og robusthet

Analysene er gjort med livsløpsanalyseverktøyet SimaPro, med generiske data fra Ecoinvent og spesifikke data fra biogassanleggene. Datagrunnlaget er spesifikke data hentet inn fra produksjonen til anleggene i 2016. Der det ikke var mulig å få spesifikke data er parameterverdiene i BioValueChain-modellen brukt. Analysene blir derfor ikke helt spesifikke for hvert anlegg. Hensikten med analysene er å få en indikasjon på hvordan miljøpåvirkninger fordeler seg mellom produktene i produksjonen ved ulik allokering med to anlegg som eksempler. Alle biogassanlegg er forskjellige, og grunnlaget for endelig valg av allokering vil styrkes ved analyser av flere biogassanlegg.

I SimaPro er analysene gjort ved å bruke metoden BioValueChain for å analysere norskprodusert biogass. BioValueChain er bygd opp for å kunne analysere matavfall og gjødsel fra ku, gris og fjørfe som substrat inn i produksjon. Lindum som bruker avløpsslam, septik og flytende substrat inn i produksjonen er utenfor det BioValueChain er bygd opp for. Modellen er likevel brukt, med noen justeringer for å analysere Lindum sin produksjon med bruk av avløpsslam, septik og flytende substrat. Det er heller ikke noe referansescenario som kan brukes for Lindum, da substratene ikke forbrennes. Det er en svakhet at substrat fra Lindum ikke kan sammenliknes med alternativ behandling. For matavfall er forbrenning brukt som referansescenario. For en mer komplett biogassmodell bør BioValueChain utvides til å kunne analysere mer enn matavfall og gjødsel. Referansescenario til bruk av avvannet biorest er uttak og bruk av torv. I BioValueChain er det kun omdanning av karbon til CO₂ som ligger til grunn for bruk av torv, ikke bruk av maskiner og energi. Dette gjør at referansescenarioet kun gjelder for GWP, da CO₂ ikke har påvirkning på de andre miljøpåvirkningskategoriene.

Analysene som er gjort inkluderer behandling av matavfall som er forbehandlet og substrat som ikke er forbehandlet. For et mer robust grunnlag skulle gjødsel vært analysert, i tillegg til produksjon fra flere anlegg. Biogassanlegg er ulike fra hverandre, men PCR-ene som skal utvikles skal kunne brukes av alle anleggene.

7. Konklusjon

Hva er netto klimanytte for produksjon av biogass fra studieobjektene gjennom hele verdikjeden, og hvor i livsløpet oppstår de mest signifikante bidragene positivt og negativt?

Produksjon av biogass og biorest ved RBA og Lindum skjer ved ulike teknologi og med ulike substrater. For begge anlegg er det prosessene transport, oppgradering og avvanning som bidrar mest til negativ miljøpåvirkning. RBA forbehandler matavfallet, noe som også bidrar til negativ miljøpåvirkning. Bruk av biogass til drivstoff bidrar til størst netto klimanytte for begge anlegg, hvor Lindum får større netto klimanytte for bruk av biogass enn RBA per tonn TS matavfall eller substrat. RBA får større netto klimanytte pr tonn TS biorest som erstatter mineralgjødsel eller torv.

Hvor stort bidrag til miljøpåvirkningskategoriene GWP, POCP, ODP, AP, EP, ADPM og ADPE har fasene i biogassproduksjonene fordelt på avfallsbehandling, biogass og biorest med ulike bruk av allokering? Hva blir effektene av ulike allokeringsformer for ulike interessenter?

Utvikling av PCR og EPD for biogass, biorest og avfallsbehandling kan forhåpentligvis føre til at flere velger å kjøpe inn og at det blir økt bruk av produktene. Derfor er det viktig å allokere miljøpåvirkning fra hele prosessen slik at biogass og biorest blir brukt på en mest mulig bærekraftig måte. Ved å vektlegge biogass og GWP sterkest, som er ønsket av innkjøpere av biogass, er det bruk av oppsplitting som allokterer mest netto klimanytte til biogass. Masseallokering resulterer i mest optimal allokering av miljøpåvirkninger ved en samlet vurdering av alle produktene.

Hva er de metodiske forskjellene i valg av systemgrenser og allokering brukt i produktforskriften og i EPD-systemet? Hva betyr ulikhetene i resultatene for brukerne av EPDene og hva blir effektene for ulike parter?

Dokumentasjon av miljøpåvirkning fra drivstoff og andre produkter blir mer og mer viktig. I tillegg er det viktig at metodikken og metodene i miljøanalysene er gjort slik at bruk av biogass og bioest blir mest mulig bærekraftig. Metodikk brukt i produktforskriften og LCA-metodikk har ulik tilnærming til systemgrenser og allokering, noe som fører til at resultatene ikke kan sammenliknes direkte. Ved offentlig anskaffelse skal metodikk fra produktforskriften brukes for dokumentasjon av netto klimanytte. Fordi biogass får lavere netto klimanytte ved bruk av produktforskriften er dette ikke positivt for biogassmarkedet. Utvikling av EPD for biogass vil forhåpentligvis være med på å styrke biogass sin posisjon i markedet med andre klimavennlige drivstoff.

Hva er effektene av et forbedret datagrunnlag for nitrøse gasser fra transportvirksomhet gjennom verdikjeden til biogass?

Endring til nyere EURO-klasser i SimaPro resulterer i noe reduserte utslipp av NO_x, og PM_{2,5}. Forbedringen i metoden og datagrunnlaget i SimaPro gir liten innvirkning på miljøpåvirkningskategoriene for livsløpet samlet. Det er likevel viktig at metoder og datagrunnlag er oppdatert for å få korrekte resultater fra utslipp fra transport.

8. Videre arbeid

Bærekraftig biogass, arbeidspakke 4, skal bestemme hvilken form for allokering som skal brukes som standard i PCR. Videre skal det lages EPD for biogass som innkjøpere kan bruke til å sammenlikne biogass med andre klimavennlige drivstofftyper. Som en følge av dette vil det være interessant å se mer på hvilken virkning EPDene for biogass har, hvilke interessenter som tar i bruk EPDene, og om EPDene vil styrke biogass sin posisjon i konkurransen mot andre typer drivstoff. For enda grundigere bakgrunnsinformasjon bør de samme analysene som er gjort i denne oppgaven gjøres for gjødsel fra landbruket. Det vil gi et bedre grunnlagsmateriale for videre avgjørelser. Dette er viktig da nye biogassanlegg må utrede for bruk av gjødsel som substrat inn i produksjonen for å få støtte av Enova.

9. Referanser

- Amundsen, A. & Hagman, R. (2015). *Eurokrav og typegodkjenning av kjøretøy*: Transportøkonomisk institutt. Tilgjengelig fra: <https://www.tiltak.no/0-overordnede-virkemidler/0-1-miljoe-lover-og-retningslinjer/o-1-9/> (lest 05.05.18).
- Anskaffelsesloven. (2017). *Lov om offentlige anskaffelser (anskaffelsesloven) av 21. april 2017 nr. 18*. Tilgjengelig fra: <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2016-06-17-73> (lest 15.03.18).
- Axpo. (2011). *Environmental Product Declaration, Otelfingen Kampogas Facility*. Tilgjengelig fra: http://www.axpo.com/content/dam/axpo/switzerland/umwelt/dokumente/umweltdeklaration_otelfingen_en.pdf (lest 05.03.18).
- Biokraft. (2017). *Årsrapport 2017*: Biokraft AS. Tilgjengelig fra: http://biokraft.no/wp-content/uploads/2018/02/Biokraft_2017_forweb.pdf (lest 02.05.18).
- Boldrin, A., Neidel, T. L., Damgaard, A., Bhandar, G. S., Møller, J. & Christensen, T. H. (2011). Modelling of environmental impacts from biological treatment of organic municipal waste in EASEWASTE. *Waste Management*, 31 (4): 619-630.
- Brekke, A., Soldal, E., Saxegård, S., Svanes, E. & Raadal, H. L. (2017). *Klimavirkninger av ikke-skogbasert bioenergi: Østfoldforskning*. Tilgjengelig fra: http://publikasjoner.nve.no/rapport/2017/rapport2017_48.pdf (lest 23.02.18).
- Börjesson, P., Lantz, M., Andersson, L., Björnsson, L., Möller, B. F., Fröberg, M., Hanarp, P., Hulteberg, C., Iverfeldt, E., Lundgren, J., et al. (2016). Metane as vehicle fuel - A well-to-wheel analysis (MetDriv), 2016;06: f3 The Swedish Knowledge Centre for Renewable Transportation Fuels, Sweden.
- Clavreul, J., Baumeister, H., Christensen, T. H. & Damgaard, A. (2014). An environmental assessment system for environmental technologies. *Environmental Modelling & Software*, 60: 18-30.
- Curran, M. A. (2015). *Life cycle assessment student handbook*: John Wiley & Sons.
- Dalemo, M., Sonesson, U., Björklund, A., Mingarini, K., Frostell, B., Jönsson, H., Nybrant, T., Sundqvist, J. O. & Thyselius, L. (1997). ORWARE – A simulation model for organic waste handling systems. Part 1: Model description. *Resources, Conservation and Recycling*, 21 (1): 17-37.

- Energigjenvinningsetaten. (2017). Årsrapport ytre miljø 2016. Årsrapport vedrørende drift og overholdelse av konsesjoner og tillatelser for Energigjenvinningsetaten, Oslo kommune: Energigjenvinningsetaten.
- Energigjenvinningsetaten. (2018). *Årsberetning 2017 Energigjenvinningsetaten*: Oslo kommune. Tilgjengelig fra: [https://www.oslo.kommune.no/getfile.php/13276255/Innhold/Politikk og administrasjon/Etater og foretak/Energigjenvinningsetaten/Dokumenter Energigjenvinningsetaten/Årsberetning%202017%20EGE.pdf](https://www.oslo.kommune.no/getfile.php/13276255/Innhold/Politikk%20og%20administrasjon/Etater%20og%20foretak/Energigjenvinningsetaten/Dokumenter/Energigjenvinningsetaten/Årsberetning%202017%20EGE.pdf) (lest 07.05.18).
- EPD-Norge. (2014). *Norsk tipasning av ISO 14025 Miljødeklarasjoner type III*. Tilgjengelig fra: [http://epd-norge.no/getfile.php/Dokumenter/Dokumenter godkjente verifikatorer/Det norske EPD-program med vedlegg 260314.pdf](http://epd-norge.no/getfile.php/Dokumenter/Dokumenter%20godkjente%20verifikatorer/Det%20norske%20EPD-program%20med%20vedlegg%20260314.pdf) (lest 26.03.18).
- Eriksson, O., Frostell, B., Björklund, A., Assefa, G., Sundqvist, J. O., Granath, J., Carlsson, M., Baky, A. & Thyselius, L. (2002). ORWARE—a simulation tool for waste management. *Resources, Conservation and Recycling*, 36 (4): 287-307.
- European Commission. (2010). *International Reference Life Cycle Data system (ILCD) Handbook - General guide for Life Cycle Assessment - Detailed guidance*. First edition. EUR 24708 EN. Luxembourg: Publications Office of the European Union, Joint Research Centre - Institute for Environment and Sustainability,.
- Finnveden, G. (1999). Methodological aspects of life cycle assessment of integrated solid waste management systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 26 (3): 173-187.
- Finnveden, G., Hauschild, M. Z., Ekvall, T., Guinée, J., Heijungs, R., Hellweg, S., Koehler, A., Pennington, D. & Suh, S. (2009). Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management*, 91 (1): 1-21.
- Gentil, E. C., Damgaard, A., Hauschild, M., Finnveden, G., Eriksson, O., Thorneøe, S., Kaplan, P. O., Barlaz, M., Muller, O., Matsui, Y., et al. (2010). Models for waste life cycle assessment: Review of technical assumptions. *Waste Management*, 30 (12): 2636-2648.
- Govasmark, E. (2017). *Samtale med overingeniør Espen Govasmark ved Energigjenvinningsetaten, Oslo kommune*. Nes (07.06.17).
- Greve Biogass. (2017). *Bærekraftig biogass. Et forskningsprosjekt finansiert av Forskningsrådet*. Tilgjengelig fra: <http://www.grevebiogass.no/media/1065/171204-prosjekt-baerekraftig-biogass.pdf> (lest 05.03.18).

- Hagman, R. (2016). *Busser, EuroVI og avgassutslipp. Status 2016/2017*. Oslo: Transportøkonomisk institutt. Tilgjengelig fra: <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=44485> (lest 03.05.18).
- Heijungs, R. & Guinée, J. B. (2007). Allocation and ‘what-if’ scenarios in life cycle assessment of waste management systems. *Waste Management*, 27 (8): 997-1005.
- HOG Energi. (2010). *Gassbusser, biogass som drivstoff for busser*: HOG energi. Tilgjengelig fra: http://www.ngva.eu/downloads/studies/Norwegian_Gas_Bus_Case-Study.pdf (lest 13.02.18).
- ISO. (2006a). *EN ISO 14025:2006 Environmental labels and declarations - Type III environmental declarations - Principles and procedures*. Geneva, Switzerland. Tilgjengelig fra: <https://www.iso.org/obp/ui/-iso:std:iso:14025:ed-1:v1:en> (lest 26.03.18).
- ISO. (2006b). *EN ISO 14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. Geneva, Switzerland. Tilgjengelig fra: <https://www.iso.org/obp/ui/-iso:std:iso:14040:ed-2:v1:en> (lest 26.03.18).
- ISO. (2006c). *EN ISO 14044:2006 Environmental management. Life cycle assessment. Requirements and guidelines*. Geneva, Switzerland. Tilgjengelig fra: <https://www.iso.org/obp/ui/-iso:std:iso:14044:ed-1:v1:en> (lest 18.02.18).
- Karimi, I. (2012). *Theoretical analysis of a multi-stage membrane reactor for oxidative coupling of methane*. 11th International Symposium on Process Systems Engineering- PSE2012: Elsevier. 445 s.
- Kirkeby, J. T., Birgisdottir, H., Hansen, T. L., Christensen, T. H., Bhandar, G. S. & Hauschild, M. (2006). Environmental assessment of solid waste systems and technologies: EASEWASTE. *Waste Management & Research*, 24 (1): 3-15.
- Klima og Miljødepartementet. (2013). *Underlagsmateriale til tverrsektoriell biogass-strategi*. Oslo. Tilgjengelig fra: <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/3020/ta3020.pdf> (lest 28.04.18).
- Lantz, M. (2017). Hållbarhetskriterier för biogas: En översyn av data och metoder. *Environmental and Energy Systems Studies*: Miljö- och energisystem, LTH, Lunds universitet.
- Laurent, A., Clavreul, J., Bernstad, A., Bakas, I., Niero, M., Gentil, E., Christensen, T. H. & Hauschild, M. Z. (2014). Review of LCA studies of solid waste management systems

- Part II: Methodological guidance for a better practice. *Waste Management*, 34 (3): 589-606.
- Lindum. (2017). *Årsrapport 2016. 20 år for miljøets skyld*: Lindum AS. Tilgjengelig fra: https://lindum.no/wp-content/uploads/2017/05/Lindum_arsrapport_2016_web.pdf. (lest 18.03.18)
- Lyng, K.-A., Modahl, I. S., Møller, H., Morken, J., Briseid, T. & Hanssen, O. J. (2015). The BioValueChain model: a Norwegian model for calculating environmental impacts of biogas value chains. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 20 (4): 490-502.
- Manninen, K., Koskela, S., Nupponen, A., Sorvari, J., Nevalainen, O. & Siitonen, S. (2013). The applicability of the renewable energy directive calculation to assess the sustainability of biogas production. *Energy Policy*, 56: 549-557.
- Pederstad, A. (2017). *Bærekraft og klimagassreduksjoner for norskprodusert biogass - kunnskapsgrunnleg og anbefalinger til innkjøpere*. 11/2017: Carbon Limits. Tilgjengelig fra: <https://s3-eu-west-1.amazonaws.com/avfall-norge-no/dokumenter/Baerekraft-og-klimanytte-for-norskprodusert-biogass-2017.pdf> (lest 04.02.18).
- Produktforskriften. (2017). *Forskrift om begrensning i bruk av helse og miljøfarlige kjemikalier og andre produkter (produktforskriften) 8. september 2017 nr. 1372*. Tilgjengelig fra: https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01-922/KAPITTEL_4 - KAPITTEL_4. (lest 15.03.18).
- Remøy, T. D. (2017). *Samtale med seniorrådgiver Torkil Dyb Remøy ved Energigjenvinningsetaten i Oslo kommune*. Nes (lest 07.06.17).
- Smith, R. (2005). *Chemical process: design and integration*: John Wiley & Sons.
- St.meld. nr. 41 (2016-2017). *Klimastrategi for 2030 - norsk omstilling i europeisk samarbeid*. Oslo: Klima- og miljødepartementet. Tilgjengelig fra: <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-41-20162017/id2557401/sec1> (lest 15.03.18).
- Stoknes, K. (2017). *Datainnsamlingsskjema - Biogassanlegg generelt* (e-post 07.07.17).
- Subramanian, K. (2017). *Biofueled Reciprocating Internal Combustion Engines*: CRC Press.
- Sund, K., Utgård, B. & Christensen, N. S. (2017). *Muligheter og barrierer for økt bruk av biogass til transport i Norge*. Oslo: Sund Energy. Tilgjengelig fra: <http://www.mynewsdesk.com/no/enova-sf/documents/muligheter-og-barrierer-for-oekt-bruk-av-biogass-til-transport-i-norge-69550> (lest 20.02.18).

Vedlegg 1

	Spesifikke verdier for RBA	Parameterverdier
Parameterverdier brukt for avvannet og flytende biorest		
M_substrat_TS	0,3	0,33
M_Nm3_per_tonn_TS	204,5	600
M_metaninnh_biogass	0,62	0,63
M_T2	55	154
Trp_biogassanl_lager	22,92	50
Biogassanlegg_reelt_utbytte	1	0,7
M_forbeh_el	159	48
M_forbeh_sikterest	0,20	0,07
Oppgrdering_elforbruk	3,16	0,25
Avvanning_kompostering	1	1
Avvanning_liter_per_tonn	1387	489
Avvanning_toerr_biorest_per_tonnTS	0,25	0,16
Avvanning_vatfase_som_gjodsel	1	0
Avvanning_elbruk_per_tonn_subs	7,94	6,03
Toerr_biorest_TS	0,25	0,4
Komprimering_trp	0	10
Oppgradering_komprimering	1	0
Biogassanlegg_and_flis	0	1
Andel_v_erst_fjernvarmemiks	0	1
Andel_e_erst_elektrisitet	0	1
M_forbeh_vann	4,61	1,6
Biogassanlegg_varmeforbruk	0	250
Biogassanlegg_elforbruk	6,57	75

Spesifikt for flytende biorest		
M_substrat_mengde_N	32,8	23
M_substrat_mengde_P	10,6	3,8
M_T1	7	19
Avvanning_kompostering	0	1
Avvanning_liter_per_tonn	0	489
Avvanning_toerr_biorest_per_tonnTS	0	0,16
Avvanning_elbruk_per_tonn_subs	0	6,03
Spesifikt for avvannet biorest		
M_substrat_mengde_N	52,4	23
M_T1	60	19
Avvanning_liter_per_tonn	1387	489
Avvanning_toerr_biorest_per_tonnTS	0,25	0,16
Avvanning_vatfase_som_gjodsel	1	0
Avvanning_elbruk_per_tonn_subs	7,94	6,03

Vedlegg 2

Navn på parameter	Spesifikke verdier for Lindum	Parameterverdier
M_substrat_TS	0,1923	0,33
M_Nm3_per_tonn_TS	288	600
M_forbeh_sikterest	0,46	0,07
Biogassanlegg_reelt_utbytte	1	0,7
Biogassanlegg_and_flis	0	1
Oppgradering_elforbruk	0,49	0,25
Oppgradering_komprimering	1	0
Komprimering_trp	0	10
Avvanning_liter_per_tonn	2835	489
Avvanning_toerr_biorest_per_tonnTS	1,46	0,16
Avvanning_kompostering	1	0
Toerr_biorest_TS	0,34	0,4
Andel_e_erst_elektrisitet	0	1
Andel_v_erst_fjernvarmemiks	0	1
Andel_v_forbr_erst_fjernvarmemiks	0	1
M_trp_avvannet_biorest	0	1
M_T1	0	19
M_T2	25	154
M_forbeh_vann	12,8	1,6
Biogassanlegg_varmeforbruk	0,9	250
Biogassanlegg_elforbruk	159	75
Biogassanlegg_and_naturgass	1	0



Norges miljø- og biovitenskapelige universitet
Noregs miljø- og biovitenskapelige universitet
Norwegian University of Life Sciences

Postboks 5003
NO-1432 Ås
Norway