

UNIVERSITETET FOR MILJØ- OG BIOVITENSKAP



Forord

Eg vil nytta anledninga til å takka alle som har bidratt til at denne oppgåva vart ein realitet. Ein særstør takk går til min vegleiar Trine A. Sogn for sitt store tålmod og gode tilbakemeldingar. Eit takk går også til mine medveileiarar Per-Ivar Hanedalen og Espen Govasmark som alltid var tilgjengelege for spørsmål.

Takk også til mine gode medstudentar, spesielt Magnus og Harald, som har stilt opp når det trengs, og til gutta på Mjøsanlegget som med stort tålmod svarte på alle spørsmål eg måtte ha om biogassanlegget (takk Tommy og Ulf!), og til Ole Jørgen Hanssen og Per Even Vidnes som ga meg sjansen til å få verdifull fagleg kunnskap og erfaring innan mitt fagfelt.

Til sist, ei spesiell takk til Stine-Elin, som har støtta meg gjennom heile den lange skriveprosessen!

Abstract

The global focus on climate change the recent years has led to more environmental friendly methods of treating organic waste. Earlier the organic waste was disposed on landfills, where it decomposed under anaerobic conditions, releasing methane in the process. Biogas is produced according to the same principle. In a biogas plant, organic matter undergoes anaerobic digestion in air tight vessels. The methane is collected and can be used as an energy source for heat, electricity or fuel.

In the last few years, an interest in biogas production has risen in Norway, in line with the focus on climate change. A by-product of biogas production is anaerobically digested residue (ADR), a nutrient-rich slurry suitable for fertilizer in agriculture. ADR may substitute for mineral fertilizer, which is derived from an energy intensive production process. In Norway it is common to send the ADR to treatment plants, thus the nutrients in the ADR will not be returned to the food production chain. The biogas plant Mjøsanlegget in Lillehammer has been de-watering their ADR since 2008, and the liquid phase is being used as fertilizer for farmers in the Lillehammer area. The solid phase is composted.

In Sweden non-separated ADR has been used as fertilizer for many years, and it was therefore of interest to see if this practice (scenario B) was environmentally advantageous compared to the practice in Mjøsanlegget (scenario A). A life cycle assessment was performed for the categories climate change, terrestrial acidification and freshwater eutrophication in order to evaluate the environmental performance of scenario A and B. Data collection for the analysis was performed by contacting various actors in the biogas industry, and through available literature. The simulation software SimaPro was used to calculate the result.

One found that scenario A, which uses liquid phase as fertilizer and composts the solid phase had 15% lower climate change and acidification potential, and 65% lower potential for freshwater eutrophication lakes compared to scenario B. Storage of the liquid phase and ADR in open vessels contributed 61 % and 69 % to climate change potential respectively. N₂O was the main contributor to climate change potential for both storage and application. Transport of the liquid phase and ADR did not contribute significantly (<15 %) to any of the environmental impact categories. NH₃-emissions accounted for nearly all of the acidification potential, with the highest emission rates seen in the life phase of application. Surface runoff of P for scenario A was only 35 % of scenario B, but more data is needed to verify this last result.

Oppsummering

Det globale fokuset på klimaendringar dei seinare åra har ført til at organisk avfall må behandlast på ein miljøvenleg måte. Tidlegare hamna det organiske avfallet på søppelfyllinga, der det ga utslepp av drivhusgassen metan når det rotna utan tilgong på luft. Biogass vert produsert etter same prinsipp. I eit biogassanlegg utrotnar ein organisk avfall i lufttette tankar. Metanen vert samla opp og kan nyttast som energikjelde, enten til varme, straum eller drivstoff i gasskøyretøy.

Dei seinare åra har interessa for biogassproduksjon auka i Noreg i takt med fokuset på klimaendringar. Ved biogassproduksjon vert det danna eit næringsrikt biprodukt kalla biorest. Bioresten kan nyttast som gjødsel i jordbruket, og vil då kunne substituera mineralgjødsel som er energikrevande å produsera. I Noreg har ein i liten grad nytta bioresten, men stort sett sendt den til reinseanlegg. Dermed får ein ikkje returnert næringsstoffa til matproduksjonskrislaupet. Biogassanlegget Mjøsanlegget i Lillehammer har førebels nytta flytande biorest (vassfase) som gjødsel for gardbrukarar i Lillehammer-regionen sidan 2008. Den faste delen (fiberresten) vert kompostert.

I Sverige har ein nytta ubehandla biorest som gjødsel i ei årrekke, og det var difor av interesse å sjå om denne praksisen (scenario B) ga miljøfordelar i forhold til praksisen ved Mjøsanlegget (scenario A). Det vart nytta ei livsløpsvurdering (LCA) for å vurdere miljøpåverknader i kategoriane klimaendring, forsuring og eutrofiering i ferskvatn for dei to behandlingsmetodane. Datainnsamling for analysen vart utført ved kontakt med ulike aktørar i biogassbransjen og gjennom tilgjengeleg litteratur. Simuleringsverktøyet SimaPro vart nytta til å kalkulere resultatet.

Ein fann at scenario A som nyttar vassfase som gjødsel og komposterer fast fase hadde 15 % lågare klimaendrings- og forsuringspotensiale, og 65 % lågare potensiale for eutrofiering i ferskvatn enn scenario B. Lagring av vassfase og biorest i ikkje tildekkte lagertankar stod for 61 % og 69 % av klimaendringspotensialet respektivt. N_2O stod for størsteparten av klimaendringspotensialet både for lagring og spreiiing i begge scenario. Transport av vassfase og biorest bidrog ikkje vesentleg (<15 %) til nokon miljøpåverknad. NH_3 -utslepp stod for om lag all forsuringspotensial, med størst utslepp ved spreiiing. Overflateavrenning av P var for scenario A berre 35 % av avrenning i scenario B, men betre data er naudsynt for å kunne stadfeste dette.

Innhald

Forord	I
Abstract	II
Oppsummering.....	III
1 Innleiing	1
1.1 Klimaendringar som pådrivar for biogass i Noreg og EU.....	1
1.1.1 Biogassproduksjon i Noreg og EU.....	3
1.2 Anaerob nedbryting og biogassproduksjon	6
1.2.1 Reinsing og bruk av biogass.....	10
1.2.2 Biogass som ein del av eit karbonnøytralt planteproduksjonskrinslaup	11
1.3 Miljøgevinstar og -utfordringar ved bruk av biorest som gjødsel.....	12
1.3.1 Biorest som gjødsel	12
1.3.2 Miljø- og ressursfordelar ved å nytta P i biorest	16
1.3.3 Utfordringar ved bruk av biorest.....	17
1.3.4 Nyting av biorest til gjødsel i Noreg i dag	20
1.4 Målspefisering.....	20
1.4.1 Bakgrunn for måldefinisjon	20
1.4.2 Mål for studiet	21
2 Material og metodologi.....	22
2.1 LCA metodologi	22
2.1.1 Utføring av LCA.....	23
2.1.2 Forsiktighetsreglar og avgrensingar ved bruk av LCA	43
2.1.3 SimaPro og Ecoinvent.....	44
2.2 Mål.....	45
2.2.1 Måldefinisjon.....	45
2.2.2 Klassifisering av LCA-studiet i høve til ILCD	45
2.2.3 Kommisjonær og målgruppe	46
2.2.4 Restriksjonar for bruk av resultatet	46
2.3 Omfang	47
2.3.1 Systemskildring og systemgrenser	47
2.3.2 Funksjonell eining (FE).....	50
2.3.3 Allokering ved systemekspansjon	51

2.3.4	Konsekvenskategoriar	51
2.3.5	Krav til datakvalitet og planlegging av LCI	53
2.4	LCI – livsløpsinventar (datainnsamling)	56
2.4.1	Mjøsanlegget	56
2.4.2	CAMBI-prosessen	59
2.4.3	Scenario 1: Noverande praksis (avvatning av biorest)	61
2.4.4	Scenario 2: Uavvatna biorest	80
2.4.5	Substituert system - mineralgjødsel	83
2.4.6	Substituert system – jordforbetningsmiddel/jordprodukt	85
3	Resultat	87
3.1	Resultat frå LCIA	87
3.1.1	Scenario A	87
3.1.2	Scenario B	89
3.1.3	Samanlikning av scenario A og B	91
3.2	Tolking og evaluering av resultat	93
3.2.1	Datakvalitet	93
3.2.2	Sensitivitetsanalysar	93
3.2.3	Vurdering av konsekvent gjennomføring	95
4	Drøfting	96
4.1	Vurderingar av N ₂ O-, NH ₃ - og CH ₄ -utslepp ved lagring	96
4.2	Vurderingar av N ₂ O-, NH ₃ - og CH ₄ -utslepp ved spreieing	96
4.3	Lokal praksis - betydning for val av behandlingsmetode	97
4.4	Systemendringar som kan redusere miljøpåverkanen for scenario A og B	98
4.5	Vidare behov for datainnsamling	98
5	Konklusjon	100
6	Referansar	101
	Vedlegg	111
	Vedlegg 1. Skisse over Mjøsanlegget	111
	Vedlegg 2. Material som inngår i 2000 m ³ rotnetank på MA	112

1 Innleiing

1.1 Klimaendringar som pådrivar for biogass i Noreg og EU

Sidan byrjinga av den industrielle revolusjon, for om lag 200 år sidan, har den globale gjennomsnittstemperaturen auka med ca. 1°C, og ein forventar ein auke på ytterlegare 1 - 2°C innan neste hundreår (IPCC 2007). Auken i konsentrasjonen av drivhusgassar i atmosfæren (også kalla klimagassar) korrelerer godt med den observerte temperaturauken, og den rådande teori er at antropogene utslepp av drivhusgassar forårsakar den globale oppvarminga (IPCC 2007). Auken i den atmosfæriske konsentrasjonen av karbondioksid (CO₂), den dominante drivhusgassen som bidreg med 77 % av den antropogene oppvarminga, er knyta til verdas energiproduksjon og forbrenning av fossilt råstoff (IEA 2010). Metan (CH₄) og lystgass (N₂O) er to andre drivhusgassar som bidreg betydeleg (respektive 4 % og 13 % (IEA 2010)), sjølv om deira konsentrasjon i atmosfæren er mykje lågare enn for CO₂ (Pidwirny & Jones 2010). Samanlikna med CO₂, har CH₄ og N₂O respektive 25 og 298 gongar høgare oppvarmingseffekt. Dei to sektorane landbruk og avfallsbehandling bidreg mest til utslepp av CH₄ og N₂O globalt (IPCC 2007).

Global oppvarming er av nokon sett på som vår tids mest alvorlege miljøutfordring, då konsekvensane potensielt er uopprettelege skader på natur og menneske i store deler av verda. Dersom den globale gjennomsnittstemperaturen fortset å stiga i noverande tempo, vil ein mogleg konsekvens med anna vere smelting av isbrear, med påfølgande stigning av havnivået og flauming av bebudde landområder. Ein annan mogleg konsekvens er store tap av biodiversitet både på landjorda og i havet grunna auke i tørkeepisodar, forsuring av havet og ein høgare frekvens av ekstremvær. Det er difor eit stort, globalt fokus på å redusere drivhusgassutsleppa, manifestert i blant anna Kyotoprotokollen. Gjennom Kyotoprotokollen har 192 land, Noreg medrekna, forplikta seg til å redusere drivhusgassutsleppa til gjennomsnittleg 5 % under 1990-nivå i perioden 2008 – 2012 (UNFCCC 2012).

I 2008 vedtok Den europeiske union (EU) å redusere drivhusgassutsleppa til 20 % under 1990-nivå, auke den fornybare andelen av energiforbruket til 20 %, samt redusere energiforbruket med 20 % ved hjelp av energieffektivisering, innan 2020 (European Commission 2010b). EU-direktivet 2009/28/EC fastslo deretter at 10 % av energiforbruket i transportsektoren skal komme frå fornybare kjelder innan 2020, og biogass er framheva som drivstoffet med størst potensiell miljøgevinst i form av reduserte klimagassutslepp, med opptil 80-86¹ % CO₂-reduksjon i forhold til bruk av fossilt drivstoff (European Commission 2009).

EU har òg vedteke Deponidirektivet (The Landfill Directive 1999), som skal gje reduserte metanutslepp frå avfallsdeponi. Målet her er å redusere mengda våtorganisk avfall (ei kjelde til metanutslepp) som går til deponi med 65 % (av 1995-nivå) innan 2016 (European Commission 2010a). Noreg innlemma EU sitt deponidirektiv i 2002 (KLIF 2011), og følgde opp med eit forbod om deponering av biologisk nedbrytbart avfall (inkluderte papir, trevirke og tekstil av naturstoff) i 2009 (Lovdata 2011). Det våtorganiske avfallet, som kan bestå av restprodukt frå næringsmiddelindustri,

¹ Dersom biogassen vert produsert frå såkalla energjavlingar, vil drivhusgassbesparingane verte lågare.

matavfall frå privat- og storhushald, fiskeensilasje m.m., vert i dag hovudsakleg behandla ved kompostering, forbrenning eller utrotning i biogassanlegg. Studiar har vist at behandling av organisk avfall i biogassanlegg har det største potensialet for reduksjon i drivhusgassutslepp samanlikna med kompostering og forbrenning (Raadal et al. 2009; IVL 2002). Dette avhenger at ein får nytta begge produkta, både biogass og biorest, frå biogassproduksjonen. Ved biogassproduksjon omdannast organisk materiale til ei gassblanding med ca. 60 % metan. Parallelt med biogassen vert det òg danna eit næringsrikt restprodukt kalla biorest. Biogassen kan nyttast som erstatning for fossile energibærarar (sjå kapittel 1.2 for detaljar om biogassprosessen), og næringsstoffa i bioresten kan erstatte mineralgjødsel i produksjon av ny biomasse (sjå kapittel 1.3 for detaljar om biorest) (Baky et al. 2006; Raadal et al. 2009; Berglann og Krokann 2011; Dalemo). Dei potensielle klimagevinstane ved biogassproduksjon kan summerast opp slik:

- Ein unngår atmosfæriske utslepp av metangass frå våtorganisk avfall under anaerob nedbryting.
- Den oppsamla metangassen kan nyttast til el- og varmeproduksjon eller til drivstoff, og såleis erstatte fossilt brensel (gitt at erstatta elektrisitet/varme kjem frå ei fossil kjelde).
- Bioresten kan substituere for mineralgjødsel, og dermed redusere klimagassutsleppa knyta til mineralgjødsel sitt produksjonslivsløp.
- Det organiske materialet i bioresten som ikkje er omgjort til biogass, bidreg til karbonlagring om den vert nytta som gjødsel eller i kompost.

Ein kombinasjon av ytre påverknad frå EU (med anna deponidirektivet) og eit auka fokus på klimaproblematikken nasjonalt har ført til ein interesse for behandling av organisk materiale i biogassanlegg i Noreg dei siste åra. Med anna er det satt eit mål om at 30 % av all husdyrgjødsel i Noreg skal behandlast i eit biogassanlegg innan 2020 (Landbruks- og matdepartementet 2009). Den norske regjeringa har nyleg lagt fram ei klimamelding der biogass vil vere eit satsingsområde: "Regjeringa vil: Bidra til utvikling av biogass i Norge, blant annet gårdsbaserte biogassanlegg og store sambehandlingsanlegg for husdyrgjødsel og avfall." (Meld.st.21 2012).

Fleire storskala biogassanlegg er i ferd med å ferdigstillast eller under innkjøring, slik som Lindum i Drammen og EGE i Sørumsnes. Noreg er førebels i startfasen når det gjeld biogassproduksjon, og fleire studiar påpeikar viktigheita av å auke kompetansen rundt biogassproduksjon, og korleis biogassen og særleg bioresten kan nyttast betre enn i dag (Hvitsand og Kleppe 2011, Berglann og Krokann 2011, Lystad 2010).

1.1.1 Biogassproduksjon i Noreg og EU

Biogassanlegg i Noreg

I 2009 var det i Noreg 35 biogassanlegg i drift; 23 slamanlegg, 6 matavfallsanlegg og 6 gardsanlegg (Berglann og Krokann 2011; Lystad 2010). Alle er våtutrotningsanlegg (sjå 1.2), forutan eit som nyttar ein semitørr perkulasjonsprosess (Sørheim et al. 2010). Anlegga produserte til saman 33 mill. Sm^3 ⁽²⁾ biogass (tilsvarande ein energi på 198 GWh), om lag 70 % av ein teoretisk biogassproduksjon på ca. 51 Sm^3 biogass (tilsvarande ein energi på 300 GWh). Av dette vart om lag 65 % nytta til varmeproduksjon, 25 % avfakla og 10 % nytta til el- og drivstoffproduksjon. Matavfallsanlegga tok i mot ca. 96 000 tonn våtorganisk avfall (og produserte 5,5 mill. Nm^3 biogass), og slamanlegga ca. 1,3 mill. tonn slam (med ein produksjon på 27,5 mill. Sm^3 biogass) (Lystad 2010). Gardsanlegga samrotna husdyrgjødsel og ulikt organisk avfall (sjå 1.2 for biogasprosessen), og produserte biogass tilsvarende 6 GWh (biogassmengd ikkje tilgjengeleg) (Berglann og Krokann 2011). I følgje Sørheim et al. (2010) var førebels berre eitt av gardsanlegga, Åna kretsfengsel i Rogaland, velfungerande per 2010.

Ytterlegare er omlag 530.000 tonn våtorganisk avfall (her inkludert avløpsslam og husdyrgjødsel) planlagt å verta behandla i nye biogassanlegg fram mot 2015, derav meir enn 100.000 tonn matavfall (Lystad 2010). Studiar viser at det er eit potensial for auke i biogassproduksjon i Noreg på om lag 2-5 TWh energi per år, berekna ut i frå dagens tilgjengelege substrat som matavfall, slam og ulike typar husdyrgjødsel (Raadal et al. 2009).

Biogassproduksjon i Noreg er først og fremst knyta til avfallsbehandling, då biogassanlegga får hovudinntekta si frå mottak og behandling av avløpsslam og matavfall (Berglann og Krokann 2011). Biogassen som vert produsert går stort sett til intern oppvarming (bygningar, prosessar med meir), og mykje vert avfakla. I Noreg er energiprisen svært låg, og i samband med dårlege støtteordningar fram til i dag (før ordninga med grøne sertifikat), har ikkje el-produksjon vore lønnsamt. Infrastruktur manglar òg for alternativ avsetning (drivstoff, fjernvarme) av biogassen mange stader (Berglann og Krokann 2011). Innføring av grøne sertifikat vil om mogleg endra lønnsmda for biogass som energigiberar (Norges Bondelag. 2011), men samstundes vil ein ha konkurranse med Sverige og Danmark, som kjøper norsk substrat (forbehandla organisk avfall til bruk i biogassanlegg), til dømes frå Lindum (pers.komm./møte Ketil Stoknes), og tener pengar på energiproduksjon, slik at grøne sertifikat truleg ikkje vil utløyse nybygging av biogassanlegg for energiproduksjonen si skuld, då konkurransen om substrat med høgt energiinnhald er for hard (Lystad 2010).

² Nm^3 tyder 1 normalkubikkmeter, og er i lag med Sm^3 (standardkubikk) ei mykje brukt eining i litteraturen. Eininga er ikkje standardisert, slik at det er (minst) to standardar den kan målast ved : a) 273 K og 101,3 kPa, eller b) 283 K og 98,1 kPa (SNL 2012). Ideelt sett bør trykk og temperatur vere oppgitt i lag med eininga, men i dette tilfellet er ein omtrentleg verdi for årleg nasjonal produksjon akseptabelt. Energiinnhaldet i 1 Nm^3 biogass er om lag 6 kWh ved 60 % metaninnhald.

Biogassproduksjon i EU

I mange EU-land har ein innført produksjonsstøtte for biogass produsert av organisk avfall og husdyrgjødsel, noko som har ført til ein eksplisiv auke biogassanlegg i EU dei siste 5-10 åra (Berglann og Krokann 2011, Observ'ER. 2011). I motsetnad til i Noreg, er det lønnsenda i energiproduksjonen som bidreg til auken, og elektrisitetsproduksjonen i EU var i 2009 på om lag 15.200 GWh (mot 20 GWh i Noreg) dersom ein ikkje tek med deponigass (Sjå Tabell 1.1.1) (Observ'ER. 2011). Berre i 2010 auka den primære produksjonen av biogass med over 30 % frå føregåande år. Auken kom hovudsakleg frå EU sin største biogassprodusent, Tyskland, som står for om lag 50 % av både primær- og elektrisitetsproduksjonen i EU (sjå Tabell 1.1.1). Tyskland har ca.7000 biogassanlegg per 2010, men vil truleg ha rundt 9000 innan 2020 (Euroobserver 2011).

Skilnadane mellom norsk og europeisk biogassproduksjon skuldast delvis satsing på biogass gjennom støtteordningar og god pris (som følgje av «feed-in tariff») for produsert elektrisitet, og delvis at ein har ulike forhold innan topografi (transportlengd og - modus), mengd tilgjengeleg organisk avfall, infrastruktur og storleik på gardsbruka (og dermed større gardsanlegg). Store biogassanlegg har generelt ein mykje betre økonomi enn små anlegg (Lystad 2010), og energibalansen er betre (typisk 15—25 % primærenergi brukt i forhold til energimengd produsert i biogassen, mot 30-50 % for mindre anlegg) (Berglund, Børjesson 2006). I tillegg er det vanleg å nytta naturgass i mange europeiske land, slik at infrastrukturen allereie er på plass for bruk av biogass (dersom biogassen vert oppgradert, kan den injiserast i naturgassnettet). I nokre land, til dømes i Danmark, har ein òg eit svært godt utbygd fjernvarmenett, slik at ein får nytta store deler av energien i biogassen (Jørgensen og Rasmussen 2010). I Sverige vert om lag 44 % av biogassen oppgradert til drivstoffkvalitet (av øvrig biogass går, 44 % til varme, 4 % til elektrisitet og 8 % avfaklast), og det er godt utbygd infrastruktur slik at både verksemdar og private kan nytta gassbaserte køyretøy.

Biorest vanleg som gjødsel i EU

Når det gjeld utnytting av bioresten, samrotnar mange EU- land (til dømes Sverige og Tyskland) ofte husdyrgjødsel med andre typar organisk materiale (matavfall, halm, energiavlingar som mais med meir), og då har ein òg avtale med gardbrukarane om retur av biorest som gjødsel etter behandling av husdyrgjødsel i biogassanlegg. I områder med lite spreieareal, til dømes visse stader i Danmark der ein nyttar mykje gylle, vert bioresten avvatna og fiberresten (den faste delen) ofte sendt til forbrenning (Jørgensen & Rasmussen 2010). I Sverige vert bioresten stort sett nytta slik den er etter utrotning (den vert ikkje avvatna), og svenskane har ei ordning med at bøndene kan levera husdyrgjødsel til biogassanlegg (som ofte nyttar samrotning av ulike substrat), og bioresten vert returnert gratis til bruk som gjødsel. Ordninga kan variera for det enkelte biogassanlegg, og om spreieareal er tilgjengeleg, men utkøyring av biorest til landbruket er svært vanleg (Hvitsand og Kleppe 2011; RVF 2005).

I Noreg har ein i stor grad ikkje fokusert på å nytta bioresten, men som regel avvatna den og sendt den flytande delen til reinseanlegg, og den faste delen (fiberresten) til kompostering (sjå 1.3.4) (Hvitsand og Kleppe 2011). Ein har heller ikkje nytta husdyrgjødsel i særleg grad som substrat i

biogassanlegg (forutan i 6 mindre gardsanlegg), då lønnsmda er for låg, og fokuset først og fremst har vore på reduksjon av drivhusgassutslepp gjennom avfallsbehandling. I små biogassanlegg vil ein nytta mykje energi til å halda utrottingsprosessen på ein ønskt temperatur vinterstid (Sørheim et al. 2010).

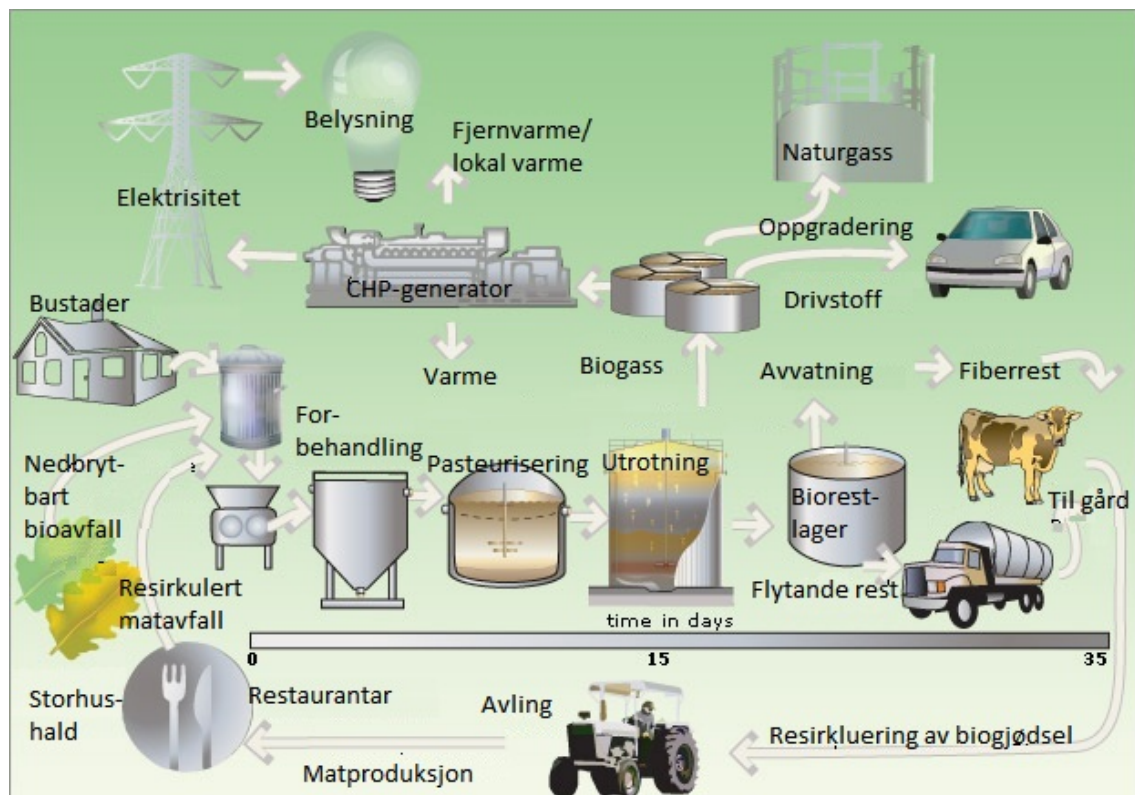
Tabell 1.1.1: Oversikt over topp 10 biogass og topp 5 deponi- og biogassproduksjon (avrunda verdiar) (Observ'ER 2011).

Topp 10 biogassprod. i EU + Noreg (unnateke deponigass)	Primærproduksjon (GWh)				Andel elektrisitet (GWh)
	Deponi-gass	Avløps slam	Diverse org.materiale (husdyrgjødsel, matavfall m.m.)	Total primærproduksjon	
Tyskland	-	4600	41900	46500	11800
Storbritannia	-	2900	0	2900	640
Nederland	-	600	2100	2700	815
Austerrike	-	225	1625	1850	625
Tsjekia	-	400	800	1200	340
Danmark	-	230	870	1100	310
Italia	-	60	940	1000	290
Frankrike	-	535	465	1000	90
Belgia	-	30	920	950	290
Sverige	-	700	170	870	20
Sum topp 10		10300	50000	60000	15200
Noreg	-	180	20	200	20
Topp 5 inkl. deponigass					
Tyskland				48700	12500
Storbritannia				20000	5600
Frankrike				6100	850
Italia				5200	1750
Nederland				3100	910
EU totalt	35000	11500	51000	97500	25200

1.2 Anaerob nedbryting og biogassproduksjon

Korleis biogass vert til

Når organisk materiale vert nedbrote av mikroorganismar i eit anaerobt miljø, dannast hovudsakleg metan (CH_4) og karbondioksid (CO_2). Anaerob nedbryting skjer naturleg i myrer og andre våtmarksområder, og i antropogene miljø som t.d. søppelfyllingar og blautgjødsellager. I gardsbaserte og industrielle biogassanlegg skjer ei slik nedbryting (også kalla utrotning) under kontrollerte former, slik at gassane som vert danna kan samlast opp og nyttast (Figur 1). Gassen som dannast frå ei slik utrotning kallast biogass³, og består av CH_4 (55-70 %), CO_2 (30-45 %) og små mengder ammoniakk (NH_3), hydrogensulfid (H_2S) og vassdamp, alt etter samansetninga av det organiske materialet som vert nedbrote (Deublein & Steinhauser 2011).



Figur 1: Oversikt over mogleg kringlaup til organisk avfall når det behandlast i eit biogassanlegg. (modifisert figur frå Rutherford Renewables (2012).

Biogass kan i prinsippet produserast av alle former for nedbrytbar biomasse, men dei vanlegaste organiske materiala brukt som substrat i en biogassproduksjon er avløpslam, matavfall frå industri

³Biogass må ikkje forvekslast med deponigass, som har ein anna samansetning, blant anna lågare metaninnhald (Deublein & Steinhauser 2011). Omgrepa vert likevel ofte forveksla eller slått saman i litteraturen.

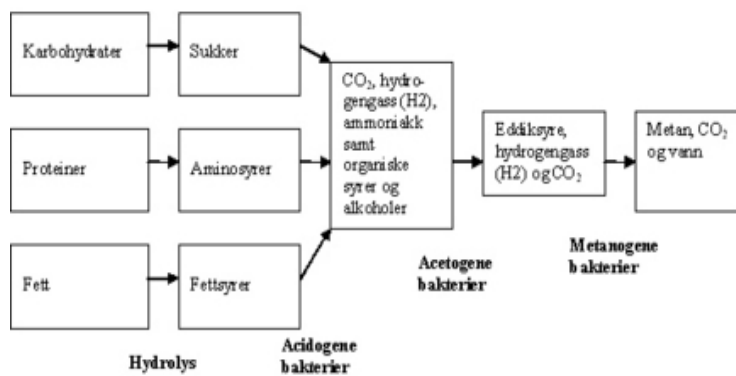
og hushald, husdyrgjødsel, greiner og toppar (GROT) frå skog, eller vekster spesielt dyrka for formålet (energiavlingar). Substrata kan brukast kvar for seg, eller dei kan blandast.

Det organiske substratet (vidare i teksten nyttast «substratet» synonymt med «organisk substrat») må behandlast før det kan matast inn i rotnetanken (sjå Figur 1). I biogassanlegg som behandlar matavfall, vil forbehandling inkludere å luka ut ureinheiter (plast, metall osv.). Deretter følgjer ulike behandlingsmetodar (alt etter kva teknologi og substrat ein nyttar) som klargjer substratet for utrotning.

Til dømes vil eit biogassanlegg med CAMBI THP-teknologi (thermal hydrolysis process; dampeksplasjon), og som nyttar matavfall som substrat måle opp (knuse), utvatne til ønskt konsistens (ca. 10 % tørrstoff), varme opp og deretter setje substratet under trykk og ved høg temperatur (165 °C), før substratet vert pumpa vidare til ein flashtank («trykkfallstank») der trykkfallet vil øydeleggje celleveggane i substratet (sjå detaljar i kapittel 2.4.2). Deretter vert det behandla substratet avkjøla til ønska temperatur (i eit CAMBI-anlegg; 55 – 60 °C), før det første stadiet av ein serie mikrobielle prosessar tek stad i rotnetanken (Figur 2).

Mikrobielle prosessar

Det første bakterielle trinnet i nedbrytinga er å finfordele dei komplekse organiske forbindelsane i substratet til enkle fettysyrer, aminosyrer og monosakkarider, sidan store organiske molekyl ikkje kan nyttast direkte av mikroorganismane i rotnetanken. Finfordelinga, eller hydrolysen som det vanlegvis vert kalla, vert gjort av visse mikroorganismar som sekrerer ut enzym som bryt ned dei ulike organiske forbindelsane. Deretter kan acidogene og acetogene bakteriar byrja å gjera om dei enkle organiske forbindelsane til ulike mellomprodukt som eddiksyre, hydrogen og karbonmonoksid, før dei metanogene bakteriane til slutt dannar metan (Schnürer & Jarvis 2009). I byrjinga av ein utrotningsprosess skjer prosessane først suksessivt, deretter også samstundes. Ei mengd faktorar som pH, tørrstoffinnhald, ammoniummengd, oksygeninnhald, saltinnhald og temperatur må haldast innanfor bestemte marginar for å halde dei mikrobiologiske prosessane i gong (Deublein & Steinhauser 2011). Syredannande og metanogene mikroorganismar trivast ved ulike forhold, og difor vert ein del biogassanlegg konstruert med ein to-trinns prosess, der hydrolysen skjer separat frå metandanninga (Schnürer & Jarvis 2009).



Figur 2: Oversikt over dei mikrobiologiske stadia substratet i rotnetanken går gjennom før biogass vert produsert av metanogene bakteriar (merk: i ein to-trinns prosess skjer hydrolysen i eigen tank). (Energigjenvinningsetaten 2008).

Utrotinga skjer i lufttette rotnetankar⁴, og kan ta frå 10 til 30 dagar, avhengig av om ein brukar metanogene bakteriar som er mesofile eller termofile. Biogassanlegg med mesofil utrotning vil ha ein ideell temperatur på 35-37 °C i rotnetanken, medan termofil utrotning skjer på 50-60 °C. Det er fordelar og bakdelar med begge metodane. Dei mikrobielle prosessane går raskare ved høgare temperaturar, difor er termofil utrotning raskare enn mesofil. Ved høgare temperaturar får ein òg hygienisert substratet betre. Den termofile prosessen er vidare meir praktisk å kombinere med hygienisering/pasteurisering (som skjer ved minst 70 °C i 1 time eller meir), sidan substratet berre må avkjølast 15-20 °C før det går til rotnetanken, i motsetnad til ca 35 °C for den mesofile prosessen. På den andre sida vil ein mesofil prosess vera meir robust, då fleire ulike mikroorganismar trivast ved denne temperaturen. Dei kan då utrotne fleire typar organisk avfall (Schnürer & Jarvis 2009).

Forholdet mellom TS, VS og biogass produsert

Tørrstoffdelen (TS) av det organiske substratet som skal utrotast, er det som er att etter at vatnet er teke bort (avdampa ved ca. 105 °C i 24 t). Den delen av TS som er organisk, nemnast som flyktig tørrstoff (eng. volatile substance; VS), og vert funne ved glødetap (ved ca. 550°C i 2 t) (Carlsson & Uldal 2009). Det er VS-delen som omdannast til biogass av bakteriar, men ikkje alt organisk materiale er tilgjengeleg for anaerob nedbryting (Schievano et al. 2011). Til dømes kan lignin utgjere ikkje-nedbrytbar VS (Carlsson & Uldal 2009).

Mikroorganismane i rotnetanken kan berre gjere om ei viss mengd VS per tid og volum, så om ein har ein utrotningsprosess med kontinuerlig innmating, må ein tilpasse mengda substrat som vert mata inn, slik at bakteriane får omgjort mest mogleg av VS til biogass. Det er vanleg at 50-70 % av VS vert omgjort til biogass ved kontinuerleg innmating (Schnürer & Jarvis 2009). I ein "batch"-basert prosess vert all organisk substrat lasta inn i rotnetanken på førehand, og vert deretter satt til å rotne ferdig utan vidare innmating. I ein "batch"-basert prosess vil ein kunne oppnå ein høgare

⁴ Ordet bioreaktor nyttast somme tider synonymt med rotnetank.

omgjæringsprosent av VS enn ved kontinuerleg innmating, gitt tilstrekkeleg tid for omdanning (Schnürer & Jarvis 2009). Mengda biogass (og mengd metan i biogassen) ein potensielt kan få frå ulike substrat er tabulert i fleire publikasjonar, med anna Substrathåndboken (SGC). Ein vil sjeldan få ut teoretisk mengde biogass i praksis, då forholda i rotnetanken kan variere noko frå det som er optimalt, og noko av det organiske substratet vil gå til danning av nye mikroorganismar (Schnürer & Jarvis 2009). Tabell 1.2 viser teoretisk biogass- og metanutbytte frå eit utval substrat (merk at verdiane kan variera med tid og stad, og at samrotning av ulike substrat kan endra gassutbyttet). Generelt vil mengda feitt i substratet føre til eit høgare metanutbytte, då forholdet for «Nm₃ metan/kg VS» mellom feitt, protein og karbohydrat vil vere omlag 2:1:1 (Schnürer & Jarvis 2009).

Tabell 1.2: Teoretisk biogass- og metanutbytte frå eit utval av substrat (SGC substratHB).

Substrat	TS (%)	Biogassutbytte		CH ₄ (%)
		Nm ³ /tonn TS	Nm ³ /tonn våtvekt	
Avløpsslam	5	300	15	65
Fiskeavfall	42	1279	537	71
Halm	78	265	207	70
Kjeldesortert hushaldsavfall	33	618	204	63
Husdyrgjødsel, fe	9	244	22	65
Husdyrgjødsel, svin (gylle)	8	325	26	65

Våt eller tørr utrotningsprosess

Innhaldet av TS i det organiske substratet som skal utrotnast vil gje ein peikepinn på om ein kan nytta tørr eller våt utrotningsprosess (Lystad & Ohr 2003). Ved tørr utrotningsprosess vert det organiske avfallet brukt omtrent slik det er, ein nyttar berre enklare forbehandlingsmetodar for å luke ut uønskte material i substratet. Dersom ein har eit høgt TS-innhald (TS > 15 %) i det organiske substratet, til dømes kjeldesortert hushaldsavfall, kan ein nytta tørr utrotningsprosess.

Våt utrotningsprosess krev at ein forbehandlar substratet slik at ein får ein homogen, flytande masse som er viskøs nok til å pumpast frå (ein eller fleire) forbehandlingskammer til rotnetank og vidare til ein eventuell lagertank, og som lett kan rørast om inne i rotnetanken (Aikan 2012). Våt utrotningsprosess blir nytta når TS-innhaldet i substratet er lågt (< 15 %), men ein kan òg nytta substrat med høgare TS ved at ein vatnar ut substratet før det vert prosessert vidare (Lystad & Ohr 2003). Til dømes har fløyte (sv. grådde) og melasse respektive 60 % og 85 % TS-innhald, men er likevel pumpbare (Carlsson & Uldal 2009).

Når det gjeld val av teknologi og utforming av eit biogassanlegg, vil dei planlagt brukte organiske substrata (eller enkeltsubstratet), samt volum som skal behandlast, gje ein peikepinn på kva forbehandlingsmetodar, hygieniseringstrinn og andre prosessval som er naudsynte. Tilgjengeleg teknologikompetanse og økonomi vil òg vere bestemmande for kva type utrotningsprosess (våt eller tørr) ein vil nytta i eit biogassanlegg (Anaerobic Digestion 2012). Tekniske løysingar for biogassanlegg

og – prosessar, forutan CAMBI-teknologi som vil bli gjennomgått i kapittel 2.4.2, vil ikkje bli vurdert nærare i dette studiet.

Det ferdig utrotta materialet, som er att etter at biogassen er utvikla, kallast biorest, rotnerest, biogjødsel eller digestat. Bioresten er ei næringsrik “suppe” med låg TS og høge verdjar av næringsstoff. Bioresten kan sjåast på som ein ressurs eller som eit avfallsprodukt, og vert behandla deretter (sjå kapittel 1.3 for mogleikar og utfordringar kring bruk av bioresten som gjødsel).

1.2.1 Reinsing og bruk av biogass

Biogass kan nyttast ubehandla⁵ til varmeproduksjon ved forbrenning i varmekjel. Varmen kan vidare nyttast til lokal oppvarming, eller den kan koplast til eit fjernvarmenett, om dette er tilgjengeleg. Dersom ein skal nytta biogassen til elektrisitetsproduksjon i ein gassturbin eller ein kombinert varme og gass-turbin (eng. CHP), må ein reinsa biogassen for CO₂, H₂S, vassdamp og uønskte partiklar for at gassturbinen/CHP-anlegget skal kunne fungere optimalt (Lukehurst et al. 2010; IEA 2012). Den produserte elektrisiteten kan nyttast internt i biogassanlegget, overskot kan seljast til kraftnettet.

Biogass kan i utgangspunktet nyttast der naturgass vert nytta, men må då reinsast og verta oppgradert til biometan (>95 % metan) for å møte dei strenge krava til gass-standard (IEA 2012). Biometan kan nyttast i eksisterande forbrenningsmotorar dersom desse vert noko bygde om. Det fins òg gassmotorar utviklet spesielt for biometan på marknaden. Biometanen må komprimerast til 200-250 bar (Al Saedi et al. 2008) eller gjerast om til væskefase for å kunna transporterast og nyttast, og kallast då respektive CBG/CNG (eng. compressed biomethane gas/compressed natural gas) og LNG (eng. liquefied natural gas) (IEA 2012). Flytgass inneheld om lag 2,6 gongar så mykje energi per volum som komprimert gass (ved 200 bar) (Tysk firmaforedrag, 2009).

Biometan kan injiserast i naturgassnett der det er tilgjengeleg, men må då tilførast propan for å få same energiinnhald som naturgass (1 Nm³ biogass med 97 % metan har eit energiinnhald på 9,67 kWh, medan 1 Nm³ naturgass har eit energiinnhald på 11 kWh. Tilførsel av propan gjeld òg når biometanen vert nytta som drivstoff, og marknadsførast då som CNG, LNG, eller naturgass.

Oppgradering av biogass er naudsynt for å auke energiinnhaldet (altså reinse bort alle gassar som ikkje er CH₄), redusere innhaldet av korroderande svovelforbindelsar og partiklar som kan skade forbrenningsmotoren, samt ta bort vassdamp for å sikre ein frostbestandig gass (IEA 2012). Det finst mange ulike reinseteknologiar for å fjerna CO₂-gass frå biogass, desse nemnast berre med namn: PSA (eng. pressure swing absorption), Selexol-skrubbing (eng. Polyethylene glycol absorption), skrubbing med vatn, kryogenisk separasjon, membran-separasjon (IEA 2012). Følgjande metodar kan nyttast for H₂S-reinsing av biogassen: Skrubbing med vatn eller NaOH, stripping, tilføre jernkloridmed fleire (IEA 2012).

Avreinsa CO₂-gass kan nyttast til produksjon av polykarbonat og tørris, samt til overflatebehandling (sandblåsing med CO₂) (Lukehurst et al. 2010). Ein har òg hatt suksess med å auka biomasseproduksjon i veksthus/drivhus ved å nytta CO₂-gass som gjødsel for å oppnå ein meir effektiv fotosyntese.

⁵ Ved høge verdjar av H₂S i biogassen, bør den reinsast for å unngå utslipp av svovelforbindelsar, og for å hindre korrosjon av utstyr (IEA utilization bg task 24).

1.2.2 Biogass som ein del av eit karbonnøytralt planteproduksjonskrinslaup

Ei plante nyttar CO₂ frå atmosfæren til å vekse, og karbonet vert fiksert i biomassen. Når planta døy, vil karbonet finne vegen til jord, men delvis også tilbake til atmosfæren, gjennom aerob eller anaerob mikrobiell nedbryting. Ved aerob nedbryting går karbonet tilbake til atmosfæren som CO₂. Eit naturleg krinslaup vert kalla klimanøytralt dersom karbon (C), i form av CO₂, vert fiksert i same mengd og fart av veksande biomasse, som CO₂-gass vert slept ut frå biomasse under nedbryting. I karbonkrinslaupet vil ein ha eit tidsrom mellom utslepp av CO₂ og opptak i ny biomasse, slik at ein får eit midlertidig høgare drivhusgassnivå i atmosfæren.

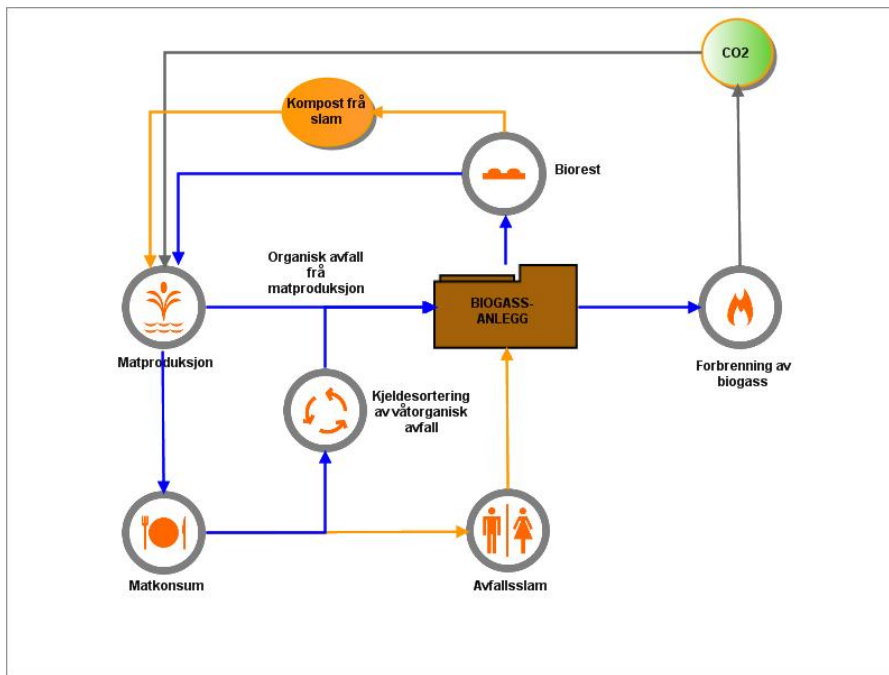
Ved anaerob nedbryting vil ein få CH₄, som har 25 gongar høgare oppvarmingspotensial enn CO₂ (IPCC 2007). Ein oppnår klimanøytralitet ved å forbrenne CH₄ i lag med oksygen (O₂). Da vert det danna CO₂, vassdamp (H₂O) og varmeenergi:



CO₂ vil igjen takast opp av planter og danne grunnlag for ny biomasseproduksjon. I biogassproduksjon kan ein utnytte metanen sin brennverdi, og til dømes nytta den som erstatning for fossilt brensel. Dersom biogassen frå biogassproduksjon ikkje nyttast, er det naudsynt å avfakle biogassen (forbrenne den i fri luft) for å redusere drivhuseffekten frå CH₄. Slik sikrar ein karbonnøytraliteten til krinslaupen, men mistar mogleiken for å erstatte fossilt brensel med biogass.

Bioresten, det næringsrike restproduktet, kan nyttast som gjødsel i ny planteproduksjon (sjå 1.3.1). I bioresten fins òg karbon (C) som er bunde i organiske sambindingar. Noko C vil finne vegen tilbake til atmosfæren (som CO₂) ved mikrobiell nedbryting og respirasjon, medan meir stabilt C vil lagrast i jorda gjennom biokjemiske prosessar (Pierzynski et al. 2005). Forutan å kunne bidra til lagring av C, vil det organiske materialet i bioresten virke jordforbetrande, noko som har fleire positive effektar både med tanke på avrenning av næringsstoff frå dyrka mark (begrensar erosjon), og betra planteveksttilhøve (sjå 1.3.1).

Ein kan helde alt C i eit lukka krinslaup ved at C går inn i biogassanlegget som organisk avfall, kjem ut att som biogass og biorest, vert fiksert i plantemateriale og jorda, for deretter å gå attende til kringslaupet som mat, og til slutt tilbake i biogassanlegget som organisk avfall (Figur 3). Krinslaupet vil i utgangspunktet ikkje vere klimanøytralt, då ein vil ha utslepp av fossilt karbon ved transport og prosessering av det organiske avfallet, transport av biorest til landbruket og så bortetter. Ved å erstatta mineralgjødsel med biorest og fossilt brensel med biogass, kan systemet bli klimanøytralt, og i nokre tilfeller klimanegativt (ein tek opp meir drivhusgassar i systemet enn det som kjem ut i atmosfæren) (Raadal 2009).



Figur 3: I eit lukka system vert CO₂ halde i matproduksjonskrinslaupet. Både næringsstoff og karbon vil ideelt sett halde seg i krinslaupet, dersom ein ser bort i frå fossilt brensel brukt til transport, behandlingsprosessar o.a. (modifisert modell frå Schievano et al. 2011).

1.3 Miljøgevinstar og -utfordringar ved bruk av biorest som gjødsel

1.3.1 Biorest som gjødsel

All dyrkbar biomasse treng, forutan CO₂, vatn og sollys for fotosyntese, ei mengd ulike næringsstoff for å veksa og oppretthalda sin metabolisme. Makronæringsstoff som nitrogen (N), fosfor (P) og kalium (K) trengst i store mengder (UiO 2011). Til dømes anbefalast det 16 kg N, 1,9 kg P og 11,3 kg K per dekar for ei raigrasavling med to haustingar på Sør-Vestlandet (Yara 2012b). Mikronæringsstoff som t.d. kopar (Cu), sink (Zn) og jern (Fe) trengst i svært små, men naudsynte mengder (nokre få gram per dekar). Mineralgjødsel brukt i landbruket består i hovudsak av N, P, og K, ofte tilsett mindre mengder av makronæringsstoffa sovel (S), kalsium (Ca) og magnesium (Mg), samt naudsynte mikronæringsstoff. Denne fleirsidige NPK-gjødsel kallast fullgjødsel, og ca. 95 % av mineralgjødsel som nyttast i Noreg er fullgjødsel (SNL 2012b), og samansetninga av fullgjødsel er tilpassa for ulike typar avlingar.

Biorest inneheld både naudsynte makro- og mikronæringsstoff, og har ofte eit høgt totalinnhald av nitrogen (N), fosfor (P) og kalium (K), og sporstoff som kopar (Cu) og sink (Zn) (Arthurson 2009; Tambone et al. 2010). Merk at alle verdiar for næringsinnhald i vassfase og fiberrest vidare i dette kapitlet vil vere gjeldande for matavfall som substrat (10 % TS inn i rotnetank), og biorest som er danna i eit biogasanlegg med CAMBI THP-teknologi, med mindre anna er nemnt. Nemnte biorest har eit forholdstal på NPK-innhaldet på om lag 10-2-5 (NH₄-N) per m³ biorest (5 % TS), vassfasen har eit forhold på 10-1-5 for NH₄-N per m³ (2,7 % TS) (Govasmarm et al. 2011). Dette er svært likt forhold som i fullgjødsel, som typisk har 22-2-12 eller 25-2-6. Biorest frå andre substrat

(husdyrgjødsel, avlaupsslam med vidare) som vert behandla ved våtutrotning vil ha noko ulik samansetning, men vil ha liknande eigenskapar og næringsinnhald (Sørheim et al. 2010; Tambone et al. 2010) (tabell 1.3.1).

Tabell 1.3.1: Næringsinnhald for 7 svenske biogassanlegg (Baky et al. 2006). Kvæve = Nitrogen (N).

Innehåll per ton våtvara	Rötrest, flytande			¹⁾ Nötflytgödsel	¹⁾ Svinflytgödsel
	Min	Max	Medel	Medel	Medel
Torrsubstanshalt, prosent av våtvara	1,0	5,2	3,8	9,8	8,8
Växtnäringsämnen, kg per ton					
Totalkväve	1,6	6,1	4,5	3,9	5,1
Ammoniumkväve	1,1	4,4	3,2	1,8	3,3
Fosfor	0,1	0,6	0,4	0,8	1,9
Kalium	0,5	1,9	1,2	4,0	3,0
Metaller, g per ton					
Zink	2,3	32,5	15,7	18,0	55,0
Koppar	0,6	10,3	4,6	2,9	14,4
Metaller, mg per ton					
Nickel	85	972	390	318	245
Krom	96	988	369	231	353
Bly	61	265	146	90	81
Kadmium	5,4	13,6	10,6	12,0	15,0
Kvicksilver	0,5	4,1	2,4	Ej analyserat	Ej analyserat

1.3.1.1 Avlingsstorleik og biorest

I Noreg har ein gode erfaringar gjennom vekstforsøk, der biorest i visse tilfelle har vist seg å gje ei betre avling enn ved å nytta mineralgjødsel (tabell 1.3.1.1). Dette gjeld særleg for kornavlingar, men òg gjødsling på eng har gitt gode resultat (Sørheim et al. 2010). Tabell 1.3.1. Biorest og vassfase er meir tyntflytande enn ubehandla husdyrgjødsel, og vil gje ei større virkningsgrad for N (Sørby et al. 2011). Ein har gjennomført vekstforsøk med avvatna biorest (om lag 3 % tørrstoff) frå Mjøsanlegget (GLØR) på byggavling. Ein kan observera at om ein nyttar spreingsmetoden DGI (direkte grunninnsprøyting), vil biorest gje ei betre avling enn ved å nytta mineralgjødsel med same mengd N (8 kg/daa). Vekstforsøk på Apelsvoll (Austre Toten) i 2011 med biorest (berre vassfase) frå Mjøsanlegget og biogassanlegget til Hadeland og Romerike Avfallsselskap (HRA) syner ingen eller ein liten reduksjon (5-10 %) i avlinga på kveite ved å nytta biorest, medan for havre vart avlinga 2-5% høgare ved å nytta biorest frå Mjøsanlegget. Det kan vere visse skilnader i avlingsstorleiken avhengig av om ein nyttar DGI eller overflatespreiing. Konklusjonen for vekstforsøka på Apelsvoll er at biorest er fullgodt med mineralgjødsel om ein gjødsler ut i frå mineralsk N (sjå i bioresten (Haraldsen et al. 2012). Tap av N ved lagring og spreiing av biorest må takast med i gjødselberekninga, elles får ein for lite N og tilsvarende lågare avling (Hvitsand og Kleppe 2011).

Tabell 1.3.1.1: Avlingsstorleik ved vekstforsøk med biorest.

Gjødseltype	Ledd nr	Mengde kg N/daa	Kg vare/daa (gjødse)	Kg korn/daa (råvekt*)
KKg				
Ugjødselet	1	0	0	150
Biorest GLØR DGI	2	8	1700	332
Biorest GLØR overflatespredd	3	8	1700	289
Biorest GLØR DGI	4	16	3400	396
Biorest GLØR overflatespredd	5	16	3400	370
Blautgjødse DGI	6	8	2100	281
Blautgjødse overflatespredd	7	8	2100	250
Fullgjødse 22-2-12	8	8	37 (3,33 kg/rute)	326
Blautgjødse DGI	9	16	4200	404

1.3.1.2 Næringsstoff-fordeling av N, P og K i vassfase og fiberrest

Den plantetilgjengelege fraksjonen (uorganisk form) av næringsstoffa fins hovudsakleg i bioresten sin vassfase, medan dei i den faste fasen (fiberresten) hovudsakleg fins i organiske former. Bioresten kan avvattast slik at fiberresten vert separert frå vassfasen, men det er då ei utfordring å felle ut næringsstoffa i uorganisk form i vassfasen, slik at desse kan anrikast i den faste fasen. Avvatning skjer ved hjelp av til dømes skrupresse og/eller sentrifuge, men kan òg inkludere vidare avvattning ved inndamping/tørking.

Nitrogen vert teke opp av planter i form av uorganisk N; N; ammonium (NH_4^+) og/eller nitrat (NO_3^-). Nitrogen bunde i ein organisk forbindelse (inneheld C), må først omdannast til uorganisk N ved mineralisering (mikrobiell omdanning) (Pierzynski et al. 2005). For biorest som har opphav i matavfall vil om lag 65 % av N i vassfasen vere i uorganisk form ($\text{NH}_4\text{-N}$), og total-N i vassfasen vil utgjere > 70 % av total-N i bioresten (Govasmark et al. 2011). Vassfasen er difor spesielt godt eigna til N-gjødse, då plantene straks kan nyttegjera seg av NH_4^+ . I mineralgjødse (som er bunde i granulat) vil N vere i mineralsk form (derav namnet), men vil krevje fuktighet (regn) for å oppløysast og takast opp av plantevekstar.

Fosforet i bioresten er bunde i organisk form (vert plantetilgjengeleg gjennom abiotiske og biokjemiske prosessar i jorda) i både vassfase og fiberresten, men fiberresten inneheld om lag dobbelt så mykje P som i vassfasen (Govasmark et al. 2011). For jordbruksområder som har eit for høgt innhald av P, vil ei bort-separering og kompostering (eller som visse stader i Danmark: forbrenning) av fiberresten kunne vere gunstig for å fjerne P-overskots. Om ein vil gjødsla med P (mest aktuelt i P-fattig jord; P-AI ~ 3), er fiberresten betre å nytta enn vassfasen, men då må ein kombinere gjødsla med NK-mineralgjødse, slik at plantevekstane får rett mengd næringsstoff (Haraldsen et al. 2012). Fiberresten (frå Mjøsanellegget) har eit omtrentleg NPK-forhold på 8-2-1 (Govasmark et al. 2011).

Om lag 85 % av K i bioresten er i vassfasen (Govasmark et al. 2011). Ved gjødsling med vassfasen på kornavlingar, vil kaliumbehovet dekkast (Haraldsen et al. 2012).

1.3.1.3 Jordforbetring

Organisk materiale aukar jorda si evne til å halde på fukt (organisk materiale kan halde på vatn oppimot 20 gongar si eiga vekt) , gjer ein betre jordstruktur, held næringsstoff i jord i ubyttbar tilstand og dermed lett tilgjengeleg for planter ved behov, og er med og stabiliserer pH-verdien i jorda, noko som gjer betre vekstvilkår for planter (Pierzynski et al. 2005). I og med at det organiske materialet held både vatn og næringsstoff betre i jorda, vil ein få mindre erosjon og avrenning frå jordbruksland, noko som reduserer ei potensiell eutrofiering i nærliggjande vassdrag (Pierzynski et al. 2005). I Noreg er det anbefalt å nytta om lag 2 – 4 tonn TS/daa jordforbetningsmateriale (avlaupsslam, kompost) kvart tiande år (Haraldsen et al. 2012). Berre 17 % av kompostert jord i Noreg vert nytta i jordbruket (Lystad & Ohr 2003)

Fiberrest (frå biorest med matavfall som substrat; om lag 30 % tørrstoffinnhald etter separering) består i hovudsak av organisk materiale som ikkje er omgjort til biogass, og kan nyttast til jordforbetring etter kompostering. Ved separering av bioresten, vil det totale innhaldet av organisk material fordela seg med om lag 50 % i vassfasen og 50 % fiberresten. TS er om lag 5 % per m³ for biorest. Både vassfasen og uavvatna biorest kan dermed fungera både som gjødsel og jordforbetrande middel.

Fiberresten kan òg nyttast som gjødsel (til dømes gjennom pelletering). I fiberresten finn ein ei større mengd av makro- og mikronæringsstoff som bind seg lett i ulike kompleks enn i vassfasen, og desse må ofte mineraliserast i jorda før dei vert plantetilgjengelege (noko av næringsstoffa kan nå planterøtene medan dei er bundne til organisk materiale). Til dømes er det om lag 300 % meir jern, 50 % meir mangan og 100 % meir fosfor i fiberresten enn i vassfasen (Govasmark et al. 2011).

Ein vil ikkje nytta vassfasen av biorest frå norske biogassanlegg som nyttar avlaupsslam grunna høge forureiningsverdiar per kg TS, men fiberresten kan nyttast som kombinert jordforbetnings- og gjødselprodukt. Til dømes hygieniserer Nedre Romerike Avløpsselskap IKS (NRA) avvatna slam ved oppvarming kombinert med tilføring av brent kalk (> 55 C i to timar og pH > 11). Det ferdige jordforbetningsproduktet tilfører jorda 1 kg N per tonn slam (NRV 2012). I eit biogassanlegg vil hygieniseringa som regel skje i forbehandlingsprosessen.

1.3.1.4 Reduksjon av lukt og ugrasfrø

Ved tilstrekkeleg hygienisering og utrotning vil ein kunne gjere bioresten fri for ugrasfrø, då biogassprosessen øydelegg ugrasfrøa si spireevne (Norges Bondelag. 2011; Berglann og Krokann 2011). Dette tilfredsstiller biproduktforskrifta sitt krav til at gjødselprodukt ikkje skal innehalde spiredyktige frø frå floghavre .

Behandling av ulike typar organisk materiale i eit lukka biogassanlegg vil avgje ei mindre sjenerande lukt enn andre behandlingsformer (utandørs kompostering og lagring av organisk avfall), og avgjer òg mindre lukt ved spreining i forhold til husdyrgjødsel (Berglann og Krokann 2011; Hvitsand og Kleppe 2011).

1.3.2 Miljø- og ressursfordelar ved å nytta P i biorest

1.3.2.1 Fosfor er ein ikkje-fornybar ressurs

Når ein byrjar å nytta bioresten som gjødsel går ein over frå ein einseitig gjennomstrøyming av næringsstoff til eit krinslaupsbasert avfallsbehandlingssystem, og reduserer dermed primæruttaket av ein livsnaudsynt ressurs som fosfor. Fosforet i mineralgjødsla vert utvunne ved gruvedrift på P-holdige mineraler, og er ein ikkje-fornybar ressurs. Rundt 90 % av alt P som vert utvunne går til matproduksjon (Cordell et al. 2009). Fleire studiar viser til at verdas fosforreservar kan vere utarma innan 100 år, men etterspurnaden vil kunne vere høgare enn tilbodet om berre 30-40 år, med påfølgande nedgang i verdas matproduksjon (Cooper et al. 2011; Cordell et al. 2009). I norske forskingsmiljø vert det stadfesta at ei betre utnytting av fosfor i biorest (frå alle typar substrat) er ønskeleg (Sørheim et al. 2010). Dersom ein separerer bioresten og berre utnyttar vassfasen, vil >60 % av fosforet gå til spille, med mindre ein òg nyttar fiberresten som gjødsel. I dag er det vanleg å kompostera fiberresten, der kompostjorda ofte vert nytta både privat og offentleg til anna enn matplanteproduksjon, til dømes hageanlegg, veganlegg eller torvtakproduksjon. Det er særskilt viktig å integrera løysingar i samfunnet som resirkulerer ikkje-fornybart P. Resirkulering av P er etter forfatternen si meining undervurdert/underrapportert i litteratur som ser på miljøfordelar ved biogassproduksjon.

1.3.2.2 Eutrofiering

Utslepp av fosfor og nitrogen til vassdrag kan føre til eutrofiering. Eutrofiering er auke i planteplanktonvekst grunna auka tilførsel av næringssalt. Når planteplankton døyr, vert dei brote ned av bakteriar som nyttar oksygen. Eutrofiering vil kunne føre til ein samtidig nedbryting av store mengder død planteplankton, som igjen kan føre til oksygenmangel i vassdrag, med påfølgande døyd av vasslevande organismar (også fisk). I mindre omfang fører det til gjengroing av innsjøar. Forutan dei økologiske konsekvensane, vil ein kunne få økonomiske og samfunnsmessige negative endringar (t.d. reduksjon i lakse- og aure-stammene, og øydelagde rekreasjonsområder). I ferskvatn er P næringsstoffet som avgrensar algeoppbløming, medan for saltvatn (marine områder) er N avgrensande. Mykje av P i biorest er plantetilgjengeleg (dette målast ved mengd P som kan løysast i ammonioumlaktat, og vert referert til som P-Al), og kan difor førast att til matplanteproduksjonskrinslaupet, slik at ein ikkje må tilføra stadig meir P til systemet. I motsetnad til NH₄-N i biorest, vil ikkje P verta volatilisert ved spreining, men utnyttast nær 100 % (Lukehurst et al. 2010).

1.3.2.3 Vasskvalitet

Store mengder nitrogen, fosfor og organiske stoff forringar kvaliteten på drikke- og badevatn, og i visse tilfeller kan det føra til helseskader (GiN 2012). Noreg har gjennom EU sitt vassdirektiv (2000/60/EF) forplikta seg til strenge krav om vassdragskvaliteten i elvar, sjøar og kystnære områder. Ved å nytta næringsstoffa i bioresten i staden for å sende den til reinseanlegg, er det mogleg å helde næringsstoffa i planteproduksjonskrinslaupet, slik at ein reduserer akkumulering og gjennomstrøyming av N, P og organisk materiale i vassdrag.

1.3.3 Utfordringar ved bruk av biorest

1.3.3.1 Uønskt spormetallinnhald (tungmetall) i biorest

Gjødselvarselskrifta set krav til maksimale mengder uønskte sporstoff («tungmetall») for ulike gjødselklassar (sjå tab 1.3.3.1).

Tabell 1.3.3.1: (Lovdata 2003), Grenseverdiar for spormetall i gjødselklasse 0 – III. økologisk landbruk –verdiar lagt til frå Økologiforskrifta.

Kvalitetsklassar:	0	I	II	III	Økologisk landbruk
	mg/kg tørrstoff (TS)				
Kadmium (Cd)	0,4	0,8	2	5	0,7
Bly (Pb)	40	60	80	200	45
Kvikksølv (Hg)	0,2	0,6	3	5	0,4
Nikkel (Ni)	20	30	50	80	25
Sink (Zn)	150	400	800	1500	200
Kobber (Cu)	50	150	650	1000	70
Krom (Cr)	50	60	100	150	70/0
Bruksområde (JBA = jordbruksareal, PH = private hagar, P = park, GA = grøntareal)	JBA, PH, P, GA og liknande. Tilført mengde må ikkje overstiga plantenes behov for næringsstoff.	JBA, PH, P, GA og liknande med inntil 4 tonn tørrstoff pr. dekar pr. 10 år. Kan nyttast på GA og lignende der det ikkje skal dyrkast mat eller fôrvekster (max. 5 cm dekke)	JBA, PH, og P med inntil 2 tonn tørrstoff pr. dekar pr. 10 år. Kan nyttast på GA og lignende der det ikkje skal dyrkast mat eller fôrvekster.	Kan nyttast på GA og lignende der det ikkje skal dyrkast mat eller fôrvekster. Max. 5 cm (15 cm for toppdekke på avfallsfyllingar) dekke (som må blandast inn i jorda) kvart 10. år.	Økologisk landbruk , og elles som Klasse I

Biorest frå matavfall i Noreg vert som regel klassifisert som gjødselklasse (I) (tabell 1.3.4) grunna relativt høge verdiar for Zn, Cu og Cd (Govasmark et al. 2011). Det er førebels ikkje sikkert kor mykje av spormetalla, særskild Zn, som er biotilgjengeleg. Cu er truleg i liten grad biotilgjengeleg i biorest, då det bind seg sterkt til organisk materiale. Cd-nivået i bioresten er lågare enn for vanlege blautgjødsel som gylle og fiskebeinmel, og Yara fullgjødsel kan innehelda høgare nivå av Cd enn biorest (Haraldsen et al. 2012). Govasmark et al. (2011) rapporterer vidare at konsentrasjonen av Ni, Cr, Pb og Hg i bioresten var under grenseverdiar for den beste gjødselklassen (klasse 0), medan Cd kom over i klasse (I) i 3 av 12 månader, men var gjennomsnittleg i klasse 0 for biorest i eit norsk biogassanlegg, medan for to andre biogassanlegg som vart undersøkte kom Cd i klasse (I) .

Gjødselvereforskrifta bereknar førebels sporstoffinnhald per eining TS i flytande gjødselvarer, og for biorest vil dette slå ut negativt, då TS gjerne vert halvert ved utrotning, medan sporstoffinnhaldet vert uendra per volumeining biorest. Til dømes kan eit substrat med TS-innhald på 10 % inn i rotnetanken, ha 5 % TS i bioresten. Dersom blyinnhaldet i substratet er 40 mg/kg TS før utrotning, vil ein få ein verdi på 80 mg/kg TS etter utrotning. Dermed går bioresten frå klasse 0 til klasse II (om ein antek at bly er det avgrensande sporstoffet i dette tilfellet). Biogassbransjen og forskingsmiljø som har gjort studiar på biorest har difor teke til ordet for å gjødsle etter spormetallinnhald i faktisk spreidd mengd biorest (mg spormetall/kg NH₄-N), og ikkje mg spormetall/TS grunna denne uheldige verknaden dagens utrekningsmetode har for spormetallnivået i bioresten (Hvitsand & Kleppe 2011).

Biorest frå avlaupsslam vil som regel ikkje nyttast direkte som gjødsel, men vil verte hygienisert, stabilisert og nyttast som jordforbetring, grunna tidvis høge verdier av uønskte sporstoff (tungmetall) og andre forureinande forbindelsar i slammet. Den set òg krav til at for jordbruksland som vert tilført biorest frå slam, må det gå minst 3 år frå spreining til ein kan dyrka frukt, grønnsaker, poteter og bær. Slam skal ikkje nyttast på eng (Lovdata 2003).

1.3.3.2 Logistikk, lagring og spreining

TS-innhaldet i biorest er låg. Då det er utfordrande å konsentrera opp næringsstoffa i vassfasen (sjå 1.4.1 for alternative behandlingsmetodar for biorest), vil ein ha eit høgt volum med væske som må transporterast til gardbrukar (og dersom ein nyttar husdyrgjødsel som substrat, vil ein òg ha eit høgt volum væske som skal til biogassanlegget). Forutan at langtransport av fleire tusen tonn biorest er lite økonomisk, vil det føre til miljøbelastande utslepp frå transportmiddel. Ein bør difor planlegge logistikken godt, både med omsyn på sesong og avstand til jordbruksområdet der ein skal nytta bioresten.

Flytande gjødselvarer, biorest inkludert, kan ikkje spreiest på jordbruksområder i perioden 1.november – 15.februar. Spreining utan nedfelling/nedmolding er ikkje tillate i perioden 1.september - 15.februar. Det er krav til at den flytande gjødselvara vert lagra i tette tankar (forutan tak/dekke som er anbefalt, men ikkje eit krav), og lagringskapasiteten skal tilsvara minst 8 månaders produksjon (Lovdata 2011). God lagringskapasitet er difor avgjerande for ei god utnytting av biorest, slik at ein til dømes ikkje må senda deler av bioresten til reinsing i periodar ein ikkje kan spreia/køyra ut biorest til gardbrukarar. Ein del avlingar vil ha best nytte av næringsstoffa i bioresten tidleg i vekstsesongen, og ei ideell utnytting av næringsstoffa vil krevje ei lengre lagringstid enn 8 månader (Berglann og Krokann 2011-> ved pers. medd. Lilleengen). Det er ikkje uvanleg å lagre biorest i lager utan tak, og N-tap ved ammoniakkta (NH₃) er dermed ei utfordring. N-tap vil òg skje ved spreining, og avhenger av med anna spreingsmetode. I tillegg vil ein ha ein viss anaerob nedbryting også i lagertank, og dermed får ein CH₄-utslepp (Sørheim et al. 2010). Både N- og C-tap vil vere både miljømessig og økonomisk ugunstig.

For husdyrgjødsel gjeld ei maksimal spreingsgrense på 17 kg total-N per dekar og år i områder med sensitiv resipient (med anna Glommavassdraget). (her vert det antek at regelen òg gjeld for biorest). Kommunale vedtak kan setja ytterlegare restriksjonar på bruk av flytande gjødselvarer dersom omstenda krev det. All gjødsling skal følgje ein gjødselplan som tek omsyn til type vekstar. Jordprøvar

bør parallelt vere lagt til grunn for planen (Lovdata 2003). Eit biogassanlegg må planleggja biorestbehandlinga i høve til kor mykje jordbruksareal som er tilgjengeleg, og kor mange gardbrukarar som held husdyr i området. Dei som nyttar husdyrgjødsel på åker og eng vil som oftast ikkje kunne nytta biorest i tillegg.

1.3.3.3 Organiske og uorganiske forureiningar

Det er viktig at ein har kjennskap til mengda pesticid (sprøytemiddel), patogen og organiske forureiningar som polyklorerte bifenyler (PCB), polybrominerte difenyleter (PBDE) og polysykliske aromatiske hydrokarbon (PAH) i bioresten, slik at vedvarande gjødsling med biorest over fleire år ikkje byggjer opp nivåa av desse forureiningane til eit skadeleg nivå.

Biproduktordnigna set krav til kva organisk avfall som kan nyttast i biogassanlegg/komposteringsanlegg, samt til hygienisering/pasteurisering, slik at ein sikrar at potensielle patogen (E.coli, BSE (kugalskap) med vidare) ikkje vert vidareført. Ein har tre kategoriar organisk avfall: Kategori 1-avfall må destruerast, kategori 2 kan tilbakeførast til jord som jordforbetningsmiddel, og kategori 3 kan nyttast i dyrefôr. Kategori 3-materiale må hygieniserast i minimum 60 minutt ved minst 70 C, og med ein øvre partikkelstorleik på 12 mm. Alle biogassanlegg som behandlar kategori 3-avfall, må testa bioresten for e.coli, salmonella og mengd termotolerante koliforme bakterier (TKB), som skal vere mindre enn 2500 per gram TS.

Govasmark et al. (2011) har undersøkt biorest frå tre norske biogassanlegg som nyttar organisk avfall (matavfall), deriblant Mjøsanlegget, for pesticider, persistente oranske forbindelsar (POPs) og bakterieinnhald av sjukdomsframkallande escherichia coli (E.coli) og Bacillus cereus (B. cereus). Totalvurderinga var at risikoen for kjemisk og/eller biologisk kontaminering av jord som følgje av å nytta biorest er låg.

For eit biogassanlegg som nyttar CAMBI THP-teknologi, vil hydroliseringa av substratet bestå i å oppvarma det til 136-160 C under trykk i 24 minutt, noko som tilfredsstillar kravet til hygienisering, og gjer bioresten patogenfri i følgje CAMBI AS (CAMBI 2012). Det er likevel viktig med gode rutinar på kontroll av patogen i bioresten.

1.3.3.4 pH-verdi i biorest

I tillegg til å tilføre naudsynte næringsstoff, har bioresten ein gunstig pH-verdi (7,5 - 8), noko som er fordelaktig i sur jord. Dei fleste nyttevekstar i norsk jordbruk vil ha ideelle forhold ved pH 5-7 og sidan naturleg nedbør har ein pH-verdi på om lag 5,5, er det naudsynt for ein del jordtypar å tilføre pH-aukande tilsetningar (kalk eller liknande). Førebels vil høg pH, eit høgt innhald av NH₄-N og eit lavt C:N-forhold gjer større risiko for NH₃-utslepp enn for husdyrgjødsel (Whelan et al. 2010). Tapet må kompensere for ved gjødsling for å ikkje få ei redusert avling (og dermed økonomiske tap).

1.3.4 Nytting av biorest til gjødsel i Noreg i dag

Slik det har vore i Noreg fram til i dag, har bioresten frå biogassanlegg som utrotnar matavfall blitt avvatna, og vassfasen sendt til reinseanlegg eller blitt infiltrert i grunn (Hvitsand og Kleppe 2011). Biogassanlegget til HRA (Hadeland og Ringerike Avfallsselskap i Jevnaker) og IATA (Indre Agder og Telemark Avfallsselskap i Nissedal) vart til dømes bygd på føresetnad om at fiberresten var den interessante delen av bioresten (Sørheim et al. 2010). Biogassanlegg som behandlar avlaupsslam nyttar i hovudsak berre fiberresten til gjødsel/jordforbetring (IVAR i Rogaland produserer gjødselpellets). Mjøsanlegget biogassanlegg (sjå 2.4.1), som vil nyttast som grunnlag for ein miljøanalyse i denne masteroppgåva, er det einaste anlegget som behandlar matavfall og som har fleirårig erfaring (2008 - 2012) med å nytta flytande biorest som gjødsel i landbruket (Hvitsand og Kleppe 2011; T. Nesbakk pers. medd. 2011).

Det har i perioden 2009-2011 blitt utført forsøk med bruk av flytande biorest (vassfasen) i områda rundt HRA og IATA, der tilbakemeldingane frå gardbrukarane har vore gode. Det har førebels vore utfordringar kring forsøka, då biogassanlegga har mangla infrastruktur (lagertankar for biorest), kommunikasjonen med landbruket har vore smålåten, og bioresten var ikkje tidlegare blitt forsøkt registrert som gjødselvarer hos Mattilsynet. Mangel på lagringskapasitet, spreingsutstyr og andre høve har førebels ført til at ein ikkje har fått til kontinuerleg bruk av vassfasen frå desse anlegga (Hvitsand og Kleppe 2011).

Det har dei siste par åra vore eit fokus på å nytta bioresten som ein ressurs (gjødsel), og nye biogassanlegg som vert planlagt eller er under bygging vil nytta bioresten i større grad enn før. Til dømes vil Energigjenvinningsetaten i Oslo (EGE) sitt anlegg i Nes kommune, Romerike biogassanlegg, behandla 50.000 tonn matavfall i året, og uavvatna biorest vil bli nytta som gjødsel i regionen (EGE 2010). Biorestutnytting er òg integrert i biogassplanane til gardbrukarane i Vestfold (12 K-samarbeidet), der husdyrgjødsel elles vil vera ein del av substratet .

1.4 Målspesifisering

1.4.1 Bakgrunn for måldefinisjon

Biogassen som vert produsert i Noreg i dag, vert berre delvis nytta som energikjelde (jf. 1.1.1). Det må understrekast at fleire store biogassanlegg vil ta til med å oppgradera biogassen til drivstoffkvalitet i åra som kjem (GLØR, EGE), men anlegga vert likevel bygd og drifta ut ifrå eit behov om å behandla organisk materiale (avfall) på ein miljøvenleg måte, med særskilt fokus på klimaendringar. Uavhengig av forbrenningsmetode får ein redusert drivhusgassbelastninga ved at CH_4 går over til CO_2 (jf. 1.2.2).

Bioresten frå biogassproduksjon i stor grad ein unyttet ressurs, og potensialet for redusert miljøbelastning er ikkje henta ut (jf. 1.3). Ein har etter kvart fått dokumentasjon på at biorest frå utrotna matavfall er velegna som gjødsel og jordforbetring, og gardbrukarar som har nytta bioresten har gitt positive tilbakemeldingar på gjødsleffekten (jf. 1.3), luktreduksjon og at bioresten er lettare

å spreia enn husdyrgjødsel (Hvitsand og Kleppe 2011). Nokre landbruksmiljø påpeiker òg at det er positivt å tilføre jorda organisk materiale der jordsmonnet består av mykje sand og leire (Hvitsand og Kleppe 2011). Både vassfasen og uavvatna biorest kan nyttast i eksisterande landbruksmaskineri, då viskositeten (mengda TS) er lågare eller lik som for husdyrgjødsel.

Ut i frå eit miljøperspektiv kan det vere aktuelt å behandla bioresten utan å nytta den til gjødsel, og eksisterande teknologiar for reinsing, avvatning og oppkonsentrering av næringsstoff i bioresten har blitt vurdert blant anna i Waste Refinery (2010) og EGE (2010). I begge studia vurderte ein uavvatna biorest opp mot N-stripping, membranfiltrering av ammonium i avvatna biorest, avdamping og ein kombinasjon av desse. I Waste Refinery (2010) samanlikna ein òg behandling av avvatna biorest i reinseanlegg, der dette alternativet kom verst ut. I begge studiane fann ein at uavvatna biorest hadde lågast klimabelastning. Biogassanlegga ønskjer ofte å avdampa bioresten for å redusere transportmengda, men samstundes er det ei utfordring med nye gjødselprodukt med ein TS på 15-25 %, då desse ikkje er undersøkte for gjødsleffekt, og dei er heller ikkje tilpassa dagens landbruksutstyr (foredrag med BGØ/ØF, sjå jobbreferat). Oppstarting av nye og utviding av eksisterande biogassanlegg vil gje ei dobling av mengda biorest frå matavfallsanlegg innan få år (basert på tal frå Lystad 2010). Det er difor av interesse å sjå på mogleikar for miljøforbetringar innan dagens praksis for biorestbruk og behandling. I Sverige nyttar ein om lag all biorest produsert både frå husdyrgjødsel og matavfall som gjødsel (EGE 2010), og det har gjennom mange år blitt publisert mykje litteratur innan behandlingsmetodar for biorest (og biogass).

Dette studiet vil sjå om den svenske praksisen med å nytta uavvatna biorest som gjødsel er ein miljømessig betre metode også for norske forhold, i staden for å berre nytta vassfasen som gjødsel, og kompostera fiberresten.

1.4.2 Mål for studiet

Fleire studiar og rapportar peiker på eit stort behov for å utnytta næringsstoffa i bioresten, og å sjå nærare på moglege miljøgevinstar ved bruk av bioreste som gjødsel (Hvitsand og Kleppe 2011, Lystad 2010, Lyng et al. 2011; Sørheim et al. 2010). I dette studiet vert det ved hjelp av ei livsløpsvurdering (LCA) samanlikna metodar for behandling, lagring, og bruk (spreiing) av flytande og avvatna biorest (vassfase og fiberrest) respektivt. Det vert lagt vekt på at næringsstoffa i bioresten skal utnyttast best mogleg, slik at energi- og matproduksjon kjem nærare eit lukka kringlaup, noko som er i tråd med prinsippet om berekraftige system. Målet er å auka kunnskapen om miljønyttan kring ulike behandlingsmetodar av biorest, kva ledd i biorestbehandlinga ein bør fokusere på for å få størst mogleg redusert miljøbelastning, og sjå om uavvatna biorest er eit betre alternativ enn å nytta vassfasen som gjødsel ut i frå eit miljøperspektiv (sjå detaljert målbeskriving i kpt.2.2 i høve til LCA-metodologi). Verktøyet LCA vert brukt fordi det med anna tek omsyn til fleire miljøfaktorar samstundes, som til dømes ressursutnytting klimapåverknad, eutrofiering og forsuring. Livsløpsvurderinga vil utførast på biorestbehandling ved biogassanlegget Mjøsanlegget i Lillehammer, eigd av GLØR IKS (Gaustad, Lillehammer og Øyer interkommunale renholdsverk). Anlegget er basert på CAMBI sin termiske hydrolyseprosess (THP), ein våt utråningsprosess, behandlar 14.000 tonn kjeldesortert matavfall og industrielt matavfall, og avvatnar om lag 20.000 m³ biorest årleg (Furuseth & Slåtsveen 2012).

2 Material og metodologi

2.1 LCA metodologi

Sidan slutten av 1980-talet har det globale storsamfunnet blitt stadig meir medviten mange ulike miljø- og ressursproblem (global oppvarming, ozonødelegging, sur nedbør, energimangel osv.) der ein har komplekse mekanismar for årsak og verknad. Samstundes har fokuset flytta seg gradvis frå enkeltprosessar (til dømes «end-of-pipe», der ein berre fokuserer på å reinsa utslepp frå fabrikkpipa) til eit heilskapleg (holistisk) perspektiv der ein ser på heile verdikjeda (Baumann & Tillmann 2004). LCA er ein metode nytta til å kalkulere alle potensielle miljøbelastningar gjennom heile levetida (vogge-til-grav) til eit produkt eller ein teneste, der stadia i levetida til dømes kan vere utvinning av ein ressurs, transport, produksjon, bruk, deponering og resirkulering (Baumann & Tillmann 2004; ISO 2006). Metoden kvantifiserer og klassifiserer store mengder data frå heile verdikjeda, slik at komplekse, fleirspektra miljøpåverknader kan vurderast samstundes og gje samanliknbare og tolkbare resultat (Baumann & Tillmann 2004; SAIC 2006). For detaljer kring utføring av LCA, sjå 2.1.1.

Ved å ta heile verdikjeda i betraktning, unngår ein at miljøforbetrande tiltak ein stad i systemet slår negativt ut ein anna stad (problemblyting; eng. «problem shifting») (SAIC 2006). Eit døme på problemblyting kan vere at ein endrar materialkomposisjonen i eit produkt for å redusere drivhusgassutslepp i bruksfasen, medan ein i produksjonsfasen får større drivhusgassutslepp ved å produsere det nye materialet som no inngår i produktet. Når ein nyttar LCA unngår ein òg å byte ut ein type miljøproblem (t.d. redusere utslepp av drivhusgassar), med eit anna (t.d. forverre utslepp av forsurande partiklar) dersom ein endrar prosessar i systemet. I følgje Baumann og Tillman (2004) er LCA med anna nyttig verktøy om ein vil:

- samanlikne miljøbelastninga mellom ulike produkt som har same funksjon
- vurdere miljøbelastninga for ein teneste frå eit år til eit anna (miljørevisjon)
- samanlikne noverande og framtidige løysingar innanfor eit system
- finne kvar i livsløpet til eit produkt/teneste der den største totale miljøbelastninga finn stad (også kalla «hot spots»)
- Lære meir om samanhengane i produktsystemet og dermed kunne optimalisere systemet si miljøbelastning
- Benchmarking (t.d. Svanemerket og andre ECO-labels)

Bruk og utvikling av LCA-metodologien starta i slutten av 1960-talet, og kan tilskrivast to ulike hendingar. The Coca-Cola Company ville i 1969 finna ut om plastflasker var meir energi- og materialeffektive enn glasflasker, og leiaren som initierte studiet ville ha med totale miljøeffektar, då plast av mange vart oppfatta som miljøskadeleg på den tida (Baumann & Tillmann 2004). Parallelt med dette var det eit aukande globalt fokus på å avgrensa bruken av knappe oljeressursar, og ein byrja laga analysar (den gong kallast det REPA-analysar i USA, ecobalance i Europa) over alternative energikjelder der ein tok med ressursbruk så vel som moglege klimatiske endringar (SAIC 2006).

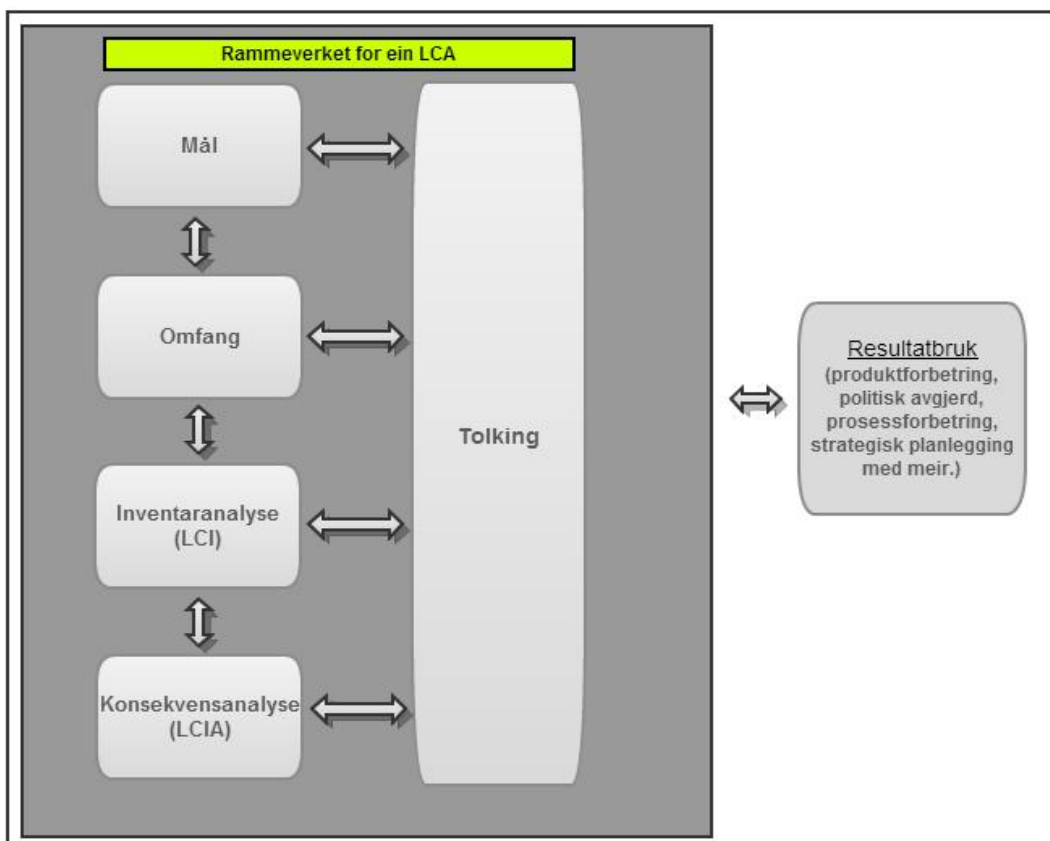
Det fans likevel ingen standard for korleis slike analysar skulle utførast før vitskaplege miljø byrja samordna (harmonisera) metodologien i byrjinga av 1990-talet, og det var først då ein byrja bruka nemninga LCA (Baumann & Tillmann 2004). Frå 1994 auka publiserte vitskaplege LCA-artiklar

betydeleg i omfang, og i perioden 1997-1998 vart dei internasjonale standardane for korleis ein LCA skulle gjennomførast manifestert i ISO 14040. Sidan har standarden blitt oppdatert gjennom ISO 14044:2006 (Hung & Solli 2011). ISO-standardane søker å gjere LCA konsistent i høve (samhøve? Ordbok!) til metodebruk, og transparent med tanke på datasett og føresetnader nytta i analysen, slik at analysen kan etterprøvast og reproduserast (Baumann og Tillman 2004).

ISO-standardane gjer eit rammeverk for korleis ein LCA skal gjennomførast, men rammeverket gjer samstundes rom for valfridom, og dermed også store skilnader kva den enkelte utøvar av LCA tek med i analysen. Det er difor utvikla fleire operasjonelle vegleiarar basert på ISO 14040/44, som tydeleggjer kva som bør inkluderast i ein LCA etter kva føremålet er, og kven resultatet skal kommuniserast til, slik at analysen er legitim (ILCD 2010). Verdt og nemne er vegleiaren «CML 2001» frå miljøseneteret ved Universitetet i Leiden, som har vore mykje brukt i LCA-studiar, samt vegleiaren som primært vil nyttast i denne masteroppgåva, ILCD Handbook (ILCD 2010), utgitt av den europeiske kommisjon/EU i 2010. ILCD-vegleiaren er svært omfattande og detaljert, og dersom den vert nytta til å gjennomføre ein LCA, vil analysen vera innanfor krava til ISO 14040 og 14044:2006 (ILCD 2010).

2.1.1 Utføring av LCA

Ein LCA består av fasane mål og omfang, livsløpsinventar (LCI), konsekvensanalyse (LCIA) og tolking (Figur 4). Mål og omfang kan sjåast som to sjølvstendige fasar, eller dei kan vere kombinert i ein fase slik det er beskrive i ISO 14044 (ILCD 2010). LCA-prosedyren er iterativ, der val ein tar i mål og omfang, og kva data ein samlar inn i inventarfasen, kan endre seg etter som ein undersøker og finn ut meir om systemet. Vanlegvis vil ein ha 2 til 3 iterasjonar før ein har «finpusa» mål og omfang, og dermed resultat og tolking (ILCD 2010). I kapittel 2.1.1.1-2.1.1.5 vil hovudtrekka for ein LCA-analyse gjennomført etter standarden som er stadfesta i ILCD-vegleiaren (som òg oppfyller krava til ISO-standardane) forklarast steg for steg, og nyttast som metodereferanse til LCA-studiet i kapittel 2.2 – 2.6. Merk at skildringa av prosedyre i 2.1.1.1 – 2.1.1.5 gjeld for prosessbasert LCA, og ikkje for hybride LCA-studiar eller input-output LCA-studiar som heilt eller delvis nyttar økonomiske data.



Figur 4: Oversikt over dei fem fasane som utgjer rammeverket for ein LCA (modifisert figur frå ILCD 2010).

2.1.1.1 Mål

"Om kva, for kven, og kvifor"

Måldefinisjonen skal beskriva kvifor ein LCA skal gjennomførast, kven resultatet er meint for, kven som har tinga analysen («analyse» nyttast vekselvis med «LCA» vidare i teksten, og tyder det same), og kva vedtak som eventuelt vert teke på grunnlag av resultatet funne i analysen. Avhengig av kor stort omfang eit slikt vedtak får, er det ulike krav om datakvalitet, metodebruk og revisjon (ILCD 2010).

Avgrensingar

Ein LCA kalkulerer miljøbelastningar av eit skissert system som naudsyntvis er ei forenkla bilete av røynda. Difor er det særskilt viktig at ein tydeleggjer kva avgrensingar som gjeld for resultatet av analysen under måldefinisjonen. Vanlege avgrensingar er: å ikkje inkludere alle typar miljøbelastningar i konsekvensanalysen, at analysen er tid- og stadspesifikk og dermed ikkje kan overførast til liknande scenario i andre geografiske områder, at ein nyttar marknadspris til å kalkulere utslepp (til dømes at 1000 NOK omsetning av ei teneste/produkt fører til 50 kg CO₂-utslepp), at ein

gjer antakingar om systemet som ikkje er/kan etterprøvast, og at datakvaliteten i inventarfasen ikkje er sikker og/eller detaljert nok (ILCD 2010; Baumann & Tillmann 2004). Avgrensingar (i form av systemgrenser) og fallgruver for LCA er skildra nærare i 2.1.1.2 og 2.1.2 respektivt.

Miljøreknskap, komparativ LCA og revisjon

Under måldefinisjonen må ein gje opp om analysen gjeld for eit enkelt system eller om den samanliknar fleire system (komparativ LCA). Dette er særleg viktig der resultatet vert tilgjengeleg for offentlegheita. Til dømes kan ei samanlikning av tre ulike handsamingsmetodar for biorest gje sosioøkonomiske så vel som økologiske konsekvensar dersom eit eller fleire biogassanlegg går bort frå handsamingsmetode A, og byrjar med handsamingsmetode B på grunnlag av resultatet i LCA-studiet. Endringar i handsamingspraksisen kan føre til nye bygningar, utbyting av maskinar og utstyr, endra transportmetodar med vidare. Ein komparativ LCA må dermed gjennomgå ein ekstern revisjon, slik at sluttmottakar av analyseresultatet ikkje vert feilinformert. Miljøreknskap har ikkje same krav til revisjon, men dersom datasettet frå eit miljøreknskap vert brukt i ein ny LCA som er samanliknande, må òg denne gjennomgå ekstern revisjon (ILCD 2010).

Forgrunn og bakgrunn

Ein operer med bakgrunn og forgrunn av eit system; forgrunnen er systemet som vert analysert i detalj, medan bakgrunnen er prosessar som er knyta til prosessar i forgrunnen, og som ikkje vert direkte analysert (Baumann & Tillmann 2004). Til dømes består forgrunnen i denne masteroppgåva av prosessar kring skjebnen til bioresten frå eit bestemt biogassanlegg, der fokuset er på kva forgrunnssystem som gjer lågast miljøbelastning (sjå detaljert skildring i kpt.2.2), medan bakgrunnen er modellerte prosessar, som til dømes verdikjeda til brennstoff eller verdikjeda til eit køyretøy, og er henta frå ein LCA-database.

Klassifisering av LCA som type A, B, C1 eller C2

ILCD-vegleiaren klassifiserer ein LCA som type A, B eller C, der C er vidare inndelt i C1 og C2. Dersom resultatet skal nyttast som grunnlag for ei avgjerd, vil ein etter kor store ringverknader avgjerda får i forgrunns- og bakgrunnssystemet (endringar i tilbod og etterspørsel på marknaden), og ringverknader for andre system som heilt eller delvis er knyta til forgrunn og bakgrunn, definere analysen som type A eller B.

Dersom eit LCA-resultat ikkje skal nyttast til å ta ei avgjerd, er analysen av type C, der ein beskriv eit system slik det er utan å inkludere marknadskonsekvensar (til dømes om ein antar at ein ny bygning må konstruerast). Type C1 inkluderer vekselverknader mot andre system utanfor forgrunnen, medan C2 isolerer systemet som vert analysert, og tek ikkje omsyn til vekselverknader mot andre system (ILCD 2010), sjå Tabell 2.1.1.1.

Tabell 2.1.1.1: Klassifiseringsskjema for LCA-studier (modifisert versjon av ILCD 2010)

Klassifiseringsskjema for LCA-studier		
Skal LCA-studiet nyttast til å fatte eit vedtak/ta ei avgjerd?	JA	Grad av prosessendringar i bakgrunnssystemet og/eller andre system
		Ingen eller i liten grad
	NEI	<p>Type A Avgjerdsbasert modellering (mikronivå vedtaksstøtte)</p> <p>Type B Avgjerdsbasert modellering (mellom- /makronivå vedtaksstøtte)</p> <p>Type C – deskriptiv modellering (miljøreknskap) (C1: Inkluderer vekselverknader med andre system) (C2: Ekskluderer vekselverknader med andre system)</p>

Til dømes er det stor skilnad på om ein LCA skal nyttast til prosessforbetring internt i eit føretak, eller om resultatet i analysen skal nyttast til politiske vedtak som vil forårsaka store, strukturelle endringar. I førstnemnte er det ikkje krav om at analysen må vera konsistent med ISO-standardane, medan i sistnemnte, der analysen er offentleg tilgjengeleg, må ISO-standardane vere oppfylte, og det inneber med anna eit krav om ekstern revisjon av analysen (ILCD 2010).

2.1.1.2 Omfang

Definer tenester eller produkt som skal undersøkast i ein LCA/LCI

På grunnlag av måldefinisjonen skal ein i omfangsfasen beskriva tenesta eller produktet som skal analyserast i detalj, og kvar grensene går til det naturlege system (økosfæren) og til det tekniske system (teknosfæren). Dersom analysen er komparativ, er det særst viktig å vurdere at tenestane eller produkta som skal samanliknast er teknologisk likestilte og oppfyller same funksjon (sjå *funksjonell eining* nedanfor) (Baumann & Tillmann 2004; ILCD).

Ein må òg definere korleis sluttresultatet (eng. deliverables) skal vere, og korleis og for kven det skal presenterast, dersom dette ikkje allereie er gjort i måldefinisjonen. Definisjonen må spesifisere om analysen er ein LCI, altså at ein konstruerer eit datasett og eventuelt analyserer dette, eller om ein òg gjennomfører ein LCIA. Ein må spesifisere kva konsekvenskategoriar ein tek med (for LCI må ein spesifisere kva konsekvenskategori ein samlar inn data for), om dette er midtpunktsindikatorar (eng. midpoint indicators) og/eller endepunktsindikatorar (eng. endpoint indicators), og kva LCIA-metode ein nyttar (sjå forklaringar kring LCIA i 2.1.1.4). Det er viktig at LCIA-kategoriane vert valt før ein tek til med første gjennomgang av LCI og LCIA, då det elles er fare for at ein kan ta bort eller leggje til konsekvenskategoriar ut i frå kva resultat ein vil ha (til dømes at ein tek bort kategorien som ser ut til

å gje størst potensiell miljøbelastning). Ideelt sett bør ein ha ein ekstern stadfesting på kategoriar ein tek med i LCIA dersom revisjon er naudsynt for resultatet av analysen (O.J. Hanssen pers. medd. 2011). Dersom ein skal vekte og/eller normalisere LCIA-resultatet, må vegings- og normaliseringssetta nemnast (sjå 2.1.1.4). Det må vidare definerast om ein skal utføre ein komparativ LCA, og i så tilfelle spesifisere kva som skal samanliknast, og dokumentere at samanlikninga skjer mellom likestilte tenester eller produkt (ILCD 2010). Dersom dei samanlikna systema skal rangerast (det vil seie ein vil kome fram til ein «vinnar»), må dette nemnast.

Funksjonell eining og referansestraum

Den funksjonelle eininga (FE) beskriv det analyserte systemet sin funksjon kvantitativt. Referansestraumen (eng.reference flow) er den straumen som alle inngåande og utgåande straumar i systemet relaterer til, og denne relaterer igjen til FE (ILCD; Baumann & Tillmann 2004). Til dømes kan FE vere «handsaming av 1 m³ biorest», og FE kan i dette tilfellet vere relatert til referansestraumen som «handsaming av 1 m³ biorest frå biogassanlegg A». Resultatet i LCIA-fasen vert då uttrykt som miljøpåverknad per 1 m³ handsama biorest frå biogassanlegg A.

Både inngåande (eng.input), utgåande (eng.output) og årlege produksjonsverdiar kan nyttast som FE. Det som er viktig er at FE reflekterer eigenskapane til produktet eller tenesta ein vil undersøke (ILCD 2010). Nokre produkt (og tenester) kan ha fleire relevante funksjonar, til dømes vil eit biogassanlegg både handsame organisk avfall, produsere ein energiberar (og eventuelt elektrisitet, varme og/eller drivstoff) og biorest (gjødsel). Dersom ein LCA er komparativ, er det viktig å finna ein FE som ikkje favoriserer nokre av systema ein samanliknar. Ein må difor ta med kvalitative betraktningar ikring formålet produkta eller tenestane oppfyller, og vurdere om desse faktorane yt alle alternativa rettferd. Til dømes bør ein setje eit kvalitativt kriterium for nytta til to biogassanlegg som skal samanliknast i ein LCA-studie. Dersom formålet er å produsere mest mogleg drivstoff, kan FE tenkast å vere «1 Nm³ metan produsert⁶», medan om hensikta hovudsakleg er å behandle organisk avfall (der biogass og biorest vert restprodukt heller enn ønskte produkt), er det meir hensiktsmessig å nytta «1 tonn TS ferdig behandla organisk avfall» som FE. Dersom berre det eine biogassanlegget er optimalisert for å produsere mest mogleg biogass, og det ikkje er satt eit kriterium for biogassanlegga sitt primære formål, kan ein få svært ulike resultat om ein nyttar «1 N m³ metan produsert» som FE. Kvalitative ulikskaper må dokumenterast, slik at sluttbrukar av LCA-studien kan vurdere viktigheta av informasjonen.

Val med omsyn på LCI-fasen

Datainnsamlinga i ein LCA-studie skjer i LCI-fasen (sjå 2.1.1.3), men kriteria for korleis data for prosessane i systemet skal innsamlast, og kva kvalitet og detaljnivå dei skal ha, skal beskrivast i omfangsfasen. Det er særleg to modelleringsprinsipp som må bestemast: Det første er om ein skal nytte «attributional» (også kalla miljøreknskap, deskriptiv eller retrospekt LCI-modellering) eller «consequential» (også kalla forandringsorientert, effektorientert eller avgjerdsbasert modellering) modellering (ILCD 2010). Det andre er korleis ein skal allokere for multifunksjonsprosessar, altså

prosessar som har fleire inngåande eller utgåande straumar, eller deler funksjon med andre prosessar som til dømes resirkuleringsprosessar.

Deskriptiv eller avgjerdsbasert modellering

Ved deskriptiv modellering samlar ein inn alle relevante data for prosessar både oppstraums og nedstraums i systemet slik dei ligg føre i ein noverande («statisk») situasjon, eller for eit planlagt scenario med noverande tilgjengelege, målbare data. Denne modelleringsforma er vanleg å nytta i LCA-studiar av type C (sjå kapittel 2.1.1.1), og ein nyttar data som er spesifikke for systemet, samt generiske gjennomsnittsdata der det er mest hensiktsmessig (til dømes for bakgrunnsprosessar som elektrisitet) (ILCD 2010).

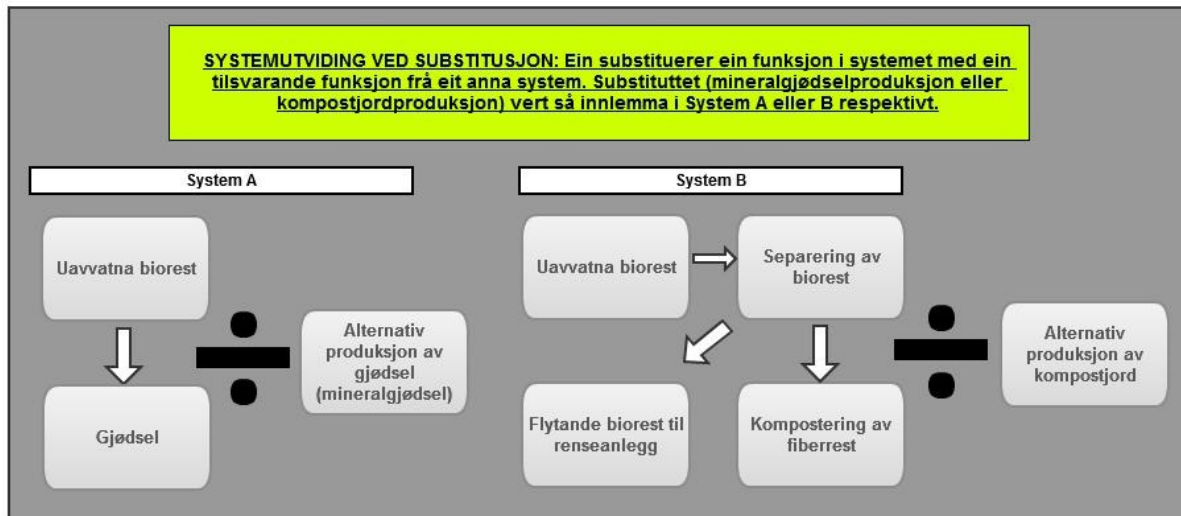
Avgjerdsbasert modellering nyttast når ein skal undersøke kva endringar ein får i bakgrunnsystemet som ein konsekvens av endringar i framgrunnsystemet, der endringane er av ein slik karakter at det påverkar tilbod og etterspurnad i marknaden, og dermed endra miljøpåverknader. I motsetnad til deskriptiv modellering der ein byrjar med å kartleggje eit system med kjente data, og endar med eit resultat som kan nyttast som grunnlag for å gjere systemendringar, byrjar avgjerdsbasert modellering med å anta at ei avgjerd er tredd i kraft (til dømes at eit nytt produkt vert satt under produksjon), og modellerer eit hypotetisk system som speglar endringane for prosessar og produkt i bakgrunnsystemet. Det viktige ved avgjerdsbasert modellering er å finne kva prosessar som vert endra, altså dei marginale prosessane (ILCD 2010).

Allokering

ISO-standardane seier at ein først skal prøve å auke detaljnivå (eng. subdivision) på prosessar med multifunksjonar. Dermed er det i visse tilfelle mogleg å identifisere om ein har med isolerte straumar å gjere, eller om det verkeleg er ein multifunksjonsprosess (ILCD 2010). Til dømes vil eit CHP-kraftverk (CHP = kombinert varme- og elektrisitetsproduksjon) i tilknytning til eit biogassanlegg per definisjon ha både elektrisitet og varme som utgåande straumar, og i slike tilfelle kan ein ikkje isolere ein enkelt straum. Dersom det er behov for allokering, er det to mogleikar; partisjonering eller systemutviding/substitusjon. Der det er mogleg, skal systemutviding nyttast heller enn partisjonering (Baumann & Tillmann 2004; ILCD 2010).

Systemekspansjon går ut på å utvide systemgrensene, slik at ein kan kreditere miljøbelastningane ein funksjon i systemet står for til eit tilsvarande system som oppfyller same funksjon. Verdikjeda til systemet som substituerer funksjonen i det studerte systemet, kjem dermed innanfor systemgrensene. Systemekspansjon er best forklart med to enkle døme. Gitt at ein har to system A og B med den funksjonelle eininga «behandling av 1 m³ biorest». I system A vert bioresten frå biogassproduksjon nytta som gjødsel, medan i system B vert bioresten avvatna, fiberresten kompostert og den flytande delen sendt til reinseanlegg. Ein antar at bioresten i system A reduserer ei produsert mengd mineralgjødsel (og dermed miljøkonsekvensane knyta til produksjonen) tilsvarande nitrogenmengda i bioresten. Ein antar òg at kompostert materiale substituerer for alternativ produksjon av kompostjord (Figur 5). I røynda er det mogleg at ein auka mengde produsert kompostjord kan føre til ein auke i total etterspurnad, og dermed vil miljøbelastninga frå

kompostering komme i tillegg. I så tilfelle vert det ikkje korrekt å nytta substitusjon, men i dømet er derimot tilbod og etterspurnad anteke å vera i likevekt.



Figur 5: Systemekspansjon ved substitusjon av ein funksjon i det studerte systemet med eit anna system som utfyller same funksjon. Substituttet kjem såleis innanfor det studeret systemet sine systemgrenser.

Ved partisjonering fordeler ein straumen av ressursar, utslipp og avfall over alle multifunksjonsprosessane. I tilfellet med CHP-kraftverket, vil ein fordele straumane på høvesvis elektrisitet og varme. Ein kan fordele ved hjelp av fysiske eller monetære einingar (ILCD 2010?). Dersom ein nyttar straumar av ressursar, utslipp og avfall per 1 kWh totalenergi levert, der 0,4 kWh er elektrisitet og 0,6 kWh varme, vil ein ha same forholdstal (altså 40 % /60 %) ved fordeling av straumane til prosessane. Ved partisjonering med monetære einingar kan dette forholdstalet (og dermed miljøpåverknadane) vere svært annleis. Dersom 1 kWh elektrisitet kostar det dobbelte av 1 kWh levert varme vil elektrisiteten få tildelt 57 % av straumane, medan varme får 43 %.

Kva allokering metode ein nyttar, avhenger av type LCA-studie (A, B eller C), tilgjengeleg data (til dømes er det ikkje alle produkt som har eit substitutt), og kva multifunksjonsprosessar eller –produkt ein har med å gjere. Generelt kan ein seie at partisjonering er typisk for deskriptiv modellering, medan systemekspansjon er naudsynt for avgjerdsbasert modellering (som jo identifiserer endringar i andre system), sjølv om systemekspansjon også kan nyttast ved deskriptiv modellering (ILCD 2010; Finnveden 2009). Uansett metode er det viktig å vere konsekvent, til dømes bør ein ikkje nytta partisjonering i eit system, men systemutviding i eit anna dersom dei to systema skal samanliknast (ILCD 2010). Når ein nyttar systemekspansjon er det òg mogleg at ein får negative verdiar for miljøkonsekvensar i LCIA-fasen, til dømes om ein nyttar systemekspansjon på eit CHP-kraftverk som nyttar biogass, og substituerer varmeproduksjonen i CHP-kraftverket med eit fjernvarmesystem basert på fyringsolje. Dette kan medføre at CHP-kraftverket gjer ein miljøgevinst. Ein må vere

merksam på at ein ikkje kan ekstrapolere dette resultatet ved å bygga ut uendeleg med CHP-kraftverk og substituera for oljefyring, då dette vil kunne gje vesentlege endringar i bakgrunnssystemet (endra tilbod og etterspurnad, og dermed nye miljøkonsekvensar grunna marginalkostnader og -prosessar). For å finna miljøkonsekvensar knyta til storskala utskifting av fjernvarmesystem som nyttar fyringsolje, må ein analysere situasjonen i ein ny LCA, der ein tek høgde for desse endringane (jf. avgjerdsbasert modellering) (ILCD 2010).

Datakvalitet

For å sikre god nok kvalitet på data innsamla i LCI-fasen, må ein ta omsyn til at metode og data er representative for systemet (nøyaktig), og at datasettet av høg nok kvalitet og ikkje har vesentlege manglar (presist).

Det kan vere hensiktsmessig å dele data inn i primærdata, som er data direkte frå målte prosessar, eller frå ei spesifikk verksemd som er tilknytt systemet, og sekundærdata, som til dømes data henta frå ein database eller ein analyse frå eit tilsvarande system. For sekundærdata er det viktig å sjekke nøyaktigheita, til dømes at data er representative for teknologi, tid og geografi (sjå systemgrenser nedanfor). Ein må òg vere merksam på at tidsrepresentasjon gjeld for når data er målt, ikkje når data er publisert. Data må vere representativ for modelleringmetode, altså om ein nyttar deskriptiv (nyttar spesifikk og gjennomsnittsdata) eller avgjerdsbasert modellering (nyttar marginaldata). Ein må dokumentere kvalitet, kjelde og representativitet for alle data så langt som råd (ILCD 2010).

Kvaliteten på datasettet må vurderast i omfangsfasen, og ein bør setje krav til kor stor usikkerheit ein tolererer, og kor mykje av datasettet som må vere primærdata. Dette er særskild viktig i system som skal samanliknast i ein komparativ LCA, då data må vere konsistente for at samanlikninga skal vere gyldig. Til dømes bør bakgrunnsdata ein nyttar vere likt for alle system (om ikkje må dette dokumenterast grundig), og ein må setje same krav til presisjon i alle deler av livsløpet til det enkelte produkt eller tenesta. At ein har eit tilstrekkeleg komplett datasett er tilsvarande viktig for ein ikkje-komparativ LCA. Kor komplett eit datasett må vere, er avhengig av kva konsekvenskategoriar ein skal undersøka i LCIA-fasen, men det føreseier samstundes at LCA-utøvarer veit kva data som inngår i dei ulike konsekvenskategoriane (ILCD 2010).

Om ein i LCIA-fasen finn at ein bestemt prosess eller ein bestemt straum (utslepp, avfall) står for store delar av ei miljøbelastning (innan ein eller fleire konsekvenskategoriar), må ein gå tilbake til LCI-fasen og sjå om data for denne prosessen eller straumen er av god nok kvalitet. Dersom ein til dømes har nytta sekundærdata eller ei antaking heller enn primærdata, bør ein setje eit nytt og strengare krav til datakvaliteten, og eventuelt òg auke detaljnivået for dei delar av systemet det angår, slik at data for den aktuelle prosess eller straum vert presist nok til å sikra robustheita for LCA-studiet (ILCD 2010).

Alle avvik kva gjeld krav om eit nøyaktig og presist datasett må verte grunngeve og dokumenterte, og om avvika spelar ei signifikant rolle for resultatet av analysen, må ein vurdere å revidere mål og omfang (ILCD 2010). Dersom det er krav om revisjon for LCA-studiet, bør ein planlegge revisjon av LCI før LCIA, slik at data ikkje kan utelatast i ettertid og dermed endre resultatet etter kommisjonærers preferansar (O.J. Hanssen pers. medd. 2011).

Flytskjema og systemgrenser

Når FE er bestemt, må ein lage eit oversiktleg flytskjema som viser prosessane som skal med, kva prosessar som er i forgrunnen og bakgrunnen, og kvar systemgrensene går (ILCD 2010). Eit meir detaljert flytskjema over kvart system enkelt i analysen må konstruerast i LCI-fasen. Systemgrenser som må definerast er i følge Baumann og Tillman (2004) og ILCD-vegleiaren (2010):

- *Livsløpsfasar og prosessar*: Kva del av livsløpet, og kva prosessar i kvar livsløpsfase som skal med i analysen. Ressursane (økonomiske og tidsmessige) ein LCA-utøvar har til rådighet vil vere med og bestemme i kva detalj eit system skal modellerast.
- *Prosesstraumar*: Kva straumar som skal målast frå dei enkelte prosessar, altså kva straumar som påverkar kategoriar i konsekvensanalysen, og kva straumar som ikkje påverkar (eller i svært liten grad) og som ein difor kan ekskludere. Grensa for kva straumar ein tek med og ikkje kallast avkutt (cut-off). Cut-off kan òg vere at ein kutter ut visse livsløpsfasar eller prosessar grunna manglande data og/eller ressursar.
- *Geografiske grenser*: Miljøpåverknadane som bereknast i ein LCA skjer til ulik tid og på ulike stader i verdikjeda (definer verdikjeda lenger oppe i teksten...). Straum som vert produsert frå kolkraft i Tyskland vil ha betydeleg høgare miljøpåverknad enn straum frå norske vasskraftverk. Datakjeldene for prosessane må difor veljast med omsyn på systemet si geografisk plassering. Økosfæren (der miljøpåverknadane skjer) vil òg ha ulik sensitivitet for miljøpåverknader både med omsyn på tid (årstid, tid på døgnet) og stad.
- *Tidsperspektiv*: Miljøpåverknadane må takast i perspektiv. Dersom horisonten for eit visst utslepp er 20 år, må ein vurdere sannsynet for at nye teknologiar og praksisar vil gje andre miljøpåverknader eit stykke fram i tid. Det er òg viktig å vere merksam på datasettet sin alder, då ein LCA er eit augneblinksbilete over miljøpåverknadane til ein viss teknologi over eit visst tidsrom. Ein vil få utslag i resultatet av analysen om ein til dømes nyttar utsleppsdata målt i 1995 for ein lastebil, medan lastebilen i analysen er ein 2010-modell med forbetra forbrenningsmotor.
- *Systemgrensa mellom teknosfæren og økosfæren*: Denne grensa finn ein grovt sagt der flyten av material, energi og utslepp ikkje lenger er under menneskeleg kontroll, og er den same som grensa mellom inventaranalysen (LCI) og miljøkonsekvensanalysen (LCIA), altså kva system som påverkar og kva som vert påverka. I nokre tilfelle er det vanskeleg å avgjere kvar grensa går mellom teknosfæren og økosfæren, til dømes kan ein åker eller eng nytta i landbruket sjåast som både innanfor og utanfor kvar av sfærane.
- *Systemgrenser innanfor teknosfæren*: Desse kan vere om ein tek med personell (utslepp knyta til pendling osv.) eller ei, infrastruktur og andre produkt sine livsløp.

Rapportering og revisjon

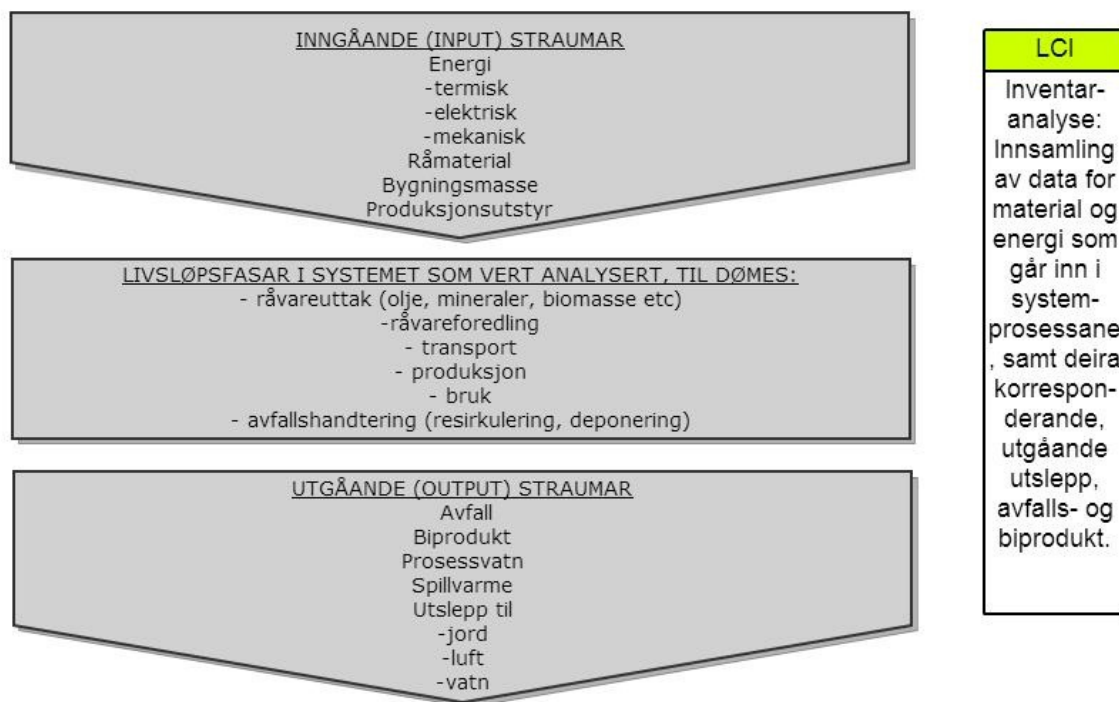
Når det gjeld revisjon, må denne planleggjast i samband med ein ekstern, upartisk revisor, og etter kva fasar ein skal og bør ha revisjon (altså før LCI, før LCIA, samt den ferdige analysen). Krav til revisjon skal nemnast allereie i målfasen (ILCD 2010).

Kven resultatet frå LCA-studiet er meint for, og kva resultat som skal formidlast er med på å bestemme korleis ein rapporterer resultatet. (ILCD 2010). Resultatet i denne masteroppgåva vil til dømes rapporterast som ein detaljert prosjektrapport, der mottakar vert informert om antakingar, modelleringsval, detaljer kring datainnsamling og så bortetter. Mottakar er anteke å vere ekspert på systema som vert analysert. Om resultatet til dømes skal vere nytta til å miljømerke eit bestemt produkt, vil mottakar (kunden) av resultatet vere meir tent med ein enkel plakat der ein forklarar kva miljømerket inneber. Ein må difor planlegge rapporteringa etter mottakar sin kompetanse og tolkingsevne.

2.1.1.3 LCI-fasen

Kriteria for kva data ein skal samle inn skal vere definerte i omfangsfasen (sjå 2.1.1.2). Ideelt sett vil ein ta høgde for alle inngåande material- og energistraumar som nyttast i alle livsløpa til produktet eller tenesta som vert vurdert, og koplar desse så til utgåande utslepp, avfallsprodukt og biprodukt (Figur 6). Datainnsamling skjer i følgje Baumann og Tillmann (2004) i tre ledd (nr. 1, 2 og 4 nedanfor), medan det fjerde leddet (nr.3) er basert på ILCD-vegleiaren (ILCD 2010):

1. Konstruere eit detaljert flytskjema (modell) for kvart system som vert analysert, i høve til systemgrensene og FE bestemt i omfangsfasen.
2. Planlegge datahandtering, samle inn data i høve til kriterier bestemt i omfangsfasen, og dokumentere kvalitet, kjelde og andre relevante opplysningar om data (metadata).
3. Løyse multifunksjonsprosessar ved å nytta allokering.
4. Kalkulere miljøbelastande straumar av utslepp og ressursar i høve til FE. Til dømes om FE er «handsaming av 1 m³ biorest», medan innsamla data for energimengd nytta til separering av fiberrest er årlege verdiar, i dette tilfellet gitt som 25.000 kWh per år, og årleg biorestmengd separert er 12.500 m³, vil den miljøbelastande straumen per FE vere på 2 kWh per FE (25.000 kWh/12.500 m³ biorest).



Figur 6: Data for inngående og utgåande straumar i eit system vert innsamla i LCI.

Når ein undersøker eit system nærare, finn ein ut kva prosessar som skal med i høve til krava satt i omfangsfasen. For deskriptiv modellering er det ein fordel å ta utgangspunkt i FE eller funksjonsstraumen, deretter fortsetje med forgrunn, så bakgrunn, og leggje til eller ta bort prosessar ettersom ein lærer meir om systemet (ILCD 2010). Ein jamfører seg med krava til cut-off gitt i omfangsfasen for å vurdere om ein straum eller prosess er irrelevant for analysen, medan alle andre relevante data om energi, material, gods og tenester som er inngående (og korresponderande utgåande straumar) i systemet skal inkluderast, med mindre ein dokumenterer kvifor noko er utelatt. Det endelege flytskjemaet over kvart system kan inngå i sluttrapporten (ILCD 2010).

Ved avgjerdsbasert modellering er det naudsynt å identifisere dei marginale prosessane, altså prosessane som vert endra i bakgrunnen på grunn av endringar i framgrunnen av systemet, for deretter å kunne samle inn data for LCA-studiet. Dermed er det behov for naudsynt med ekspertise innan teknologi «forecasting» (finn god oversetjing), marknadskostnader og «forecasting», teknologikostnadsmodellering og likevektsmodellering (ILCD 2010). Det vert ikkje gått nærare inn på datainnsamling knyta til avgjerdsbasert modellering, då denne masteroppgåva nyttar deskriptiv modellering.

Datainnsamling er ein iterativ prosess, der ein må justera dei enkelte ledd (1-4) ettersom ny kunnskap vert tileigna. Dersom ein finn at vesentlege data manglar, eller at systemet har andre eigenskaper enn først anteke, må ein gå tilbake til mål- og omfangsfasen og endre på kriteria. For prosessar det manglar data på, kan ein òg vurdere å utvikle generisk data (til dømes basert på ein «proxy» - eit substitutt) som ein i staden nyttar (ILCD 2010).

Inventarlista kan nyttast som eit resultat i seg sjølv. Då får ein ei lang liste over inngåande og utgåande straumar (forureinande substansar, energi og material) som kan nyttast i ein LCIA. Ein LCI-analyse er likevel vanskeleg å nytta som avgjerdsgrunnlag, då eit datasett kan bestå av ei liste på fleire tusen unike inngåande og utgåande straumar (Baumann & Tillmann 2004; ILCD 2010).

2.1.1.4 LCIA

LCIA-modell

Ein LCIA-modell har til oppgåve å kople utslepp, avfalls- og ressursstraumar frå LCI (uansett om ein har samla inn gjennomsnittsdata eller marginale data) til eksponering, verknadsmekanikk og potensielle effektar på miljøet. Ein klassifiserer prosesstraumane i konsekvenskategoriar (eng. impact categories), og deretter nyttar ein karakteriseringssett til å berekne den potensielle miljøbelastninga innanfor kvar konsekvenskategori. Sjå detaljert beskriving nedanfor. Merk at val av LCIA-modell er uavhengig av om LCA-studiet er av type A/B (avgjerdsbasert modellering), eller type C (deskriptiv modellering/miljøreknskap).

Klassifisering

I LCIA-fasen vert alle inn- og utgåande prosesstraumar i inventarlista knytt til ein (miljø)konsekvenskategori (klimaendringar, terrestriell forsuring, eutrofiering av ferskvatn og så bortetter) (Goedkoop et al. 2008). Til dømes kan CO₂ frå forbrenning av fossilt drivstoff knyttast til klimaendringar, medan bruken av det fossile drivstoffet kan knyttast til ikkje-fornybar ressursbruk (Baumann & Tillmann 2004). Det er utvikla LCIA-modellar (til dømes ReCiPe, sjå 2.1.4) som klassifiserer inventaret i opptil 18 konsekvenskategoriar (også kalla midtpunktskategoriar), der ReCiPe-modellen vert lagt til grunnlag for konsekvenskategoriar forklart i dette delkapittelet, då modellen er anbefalt å nytta for livsløpsstudiar i europeisk samanheng. Ei oversikt over konsekvenskategoriar som er inkludert i RECIPE er gitt i tabell 2.1.1.4 I ein LCA-studie inkluderer ein berre konsekvenskategoriar som er definert i omfangsfasen.

Tabell 2.1.1.4: Konsekvenskategoriar inkludert i LCIA-modellen ReCiPe (SAIC 2006; Goedkoop et al. 2008)

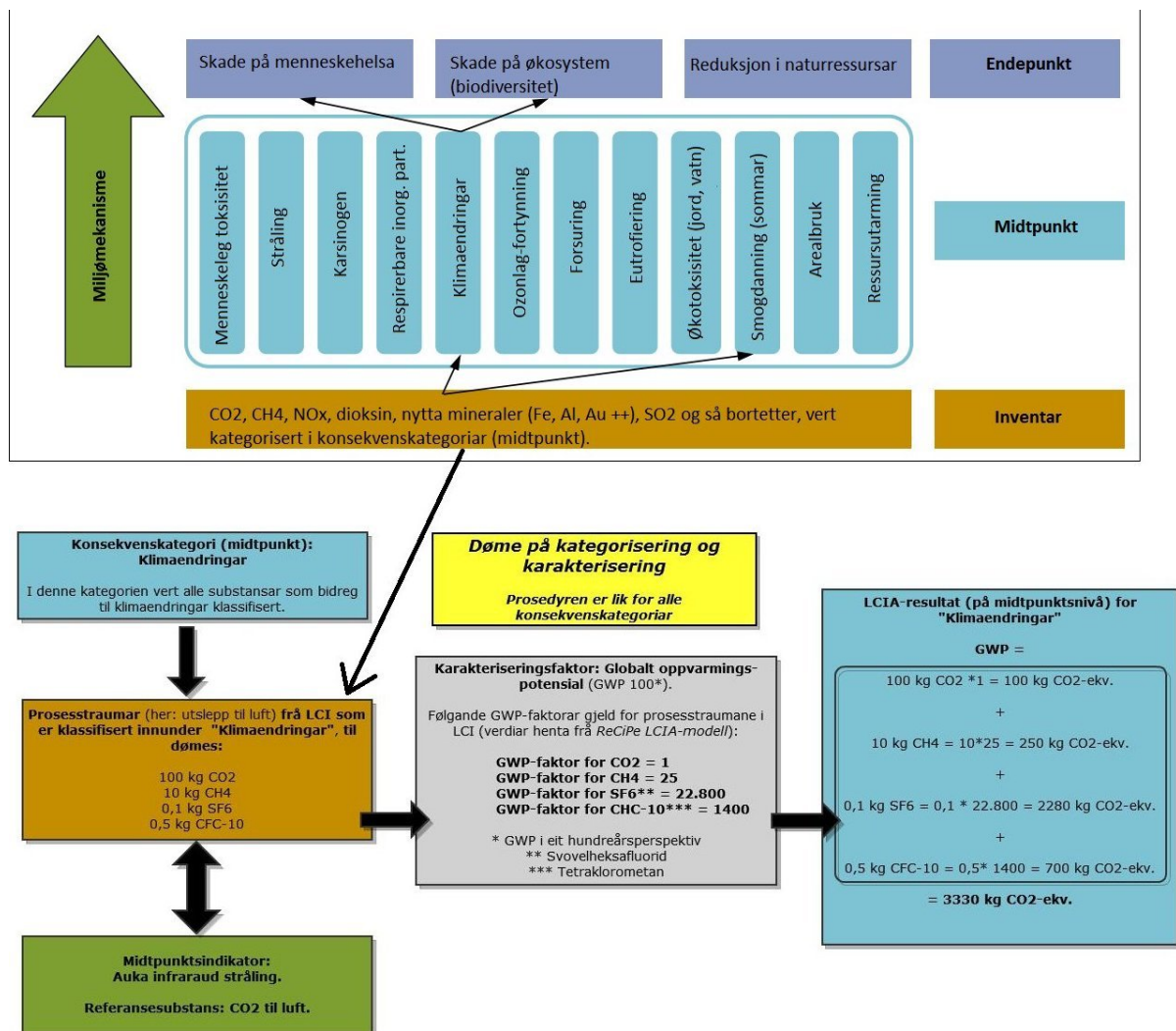
Konsekvens-kategori (eng. impact category)	Skala	Indikator/karakteriserings-faktor	Eining
1. climate change (CC)	Globalt	global warming potential (GWP)	kg (CO ₂ til luft)
2. ozone depletion (OD)	Globalt	ozone depletion potential (ODP)	kg (CFC-11 til luft)
3. terrestrial acidification (TA)	Regionalt/lokalt	terrestrial acidification potential (TAP)	kg (SO ₂ til luft)
4. freshwater eutrophication (FE)	Lokalt	freshwater eutrophication potential (FEP)	kg (P til ferskvatn)
5. marine eutrophication (ME)	Regionalt/lokalt	marine eutrophication potential (MEP)	kg (N til marint vatn)
6. human toxicity (HT)	Globalt/regionalt /lokalt	human toxicity potential (HTP)	kg (14DCB til byluft)
7. photochemical oxidant formation (POF)	Lokalt	photochemical oxidant formation potential (POFP)	kg (NMVOC til luft)
8. particulate matter formation (PMF)	Lokalt	particulate matter formation potential (PMFP)	kg (PM ₁₀ til luft)
9. terrestrial ecotoxicity (TET)	Lokalt	terrestrial ecotoxicity potential (TETP)	kg (14DCB til industriell jord)
10. freshwater ecotoxicity (FET)	Lokalt	freshwater ecotoxicity potential (FETP)	kg (14DCB til ferskvatn)
11. marine ecotoxicity (MET)	Regionalt/lokalt	marine ecotoxicity potential (METP)	kg (14-DCB til marint vatn)
12. ionising radiation (IR)	Regionalt/lokalt	ionising radiation potential (IRP)	kg (U235 til luft)
13. agricultural land occupation (ALO)	Regionalt/lokalt	agricultural land occupation potential (ALOP)	m ² xyr (jordbruksland)
14. urban land occupation (ULO)	Regionalt/lokalt	urban land occupation potential (ULOP)	m ² xyr (urbant land)
15. natural land transformation (NLT)	Globalt/regionalt/lokalt	natural land transformation potential (NLTP)	m ² (naturleg land)
16. water depletion (WD)	Regionalt/lokalt	water depletion potential (WDP)	m ³ (vatn)
17. mineral resource depletion (MRD)	Globalt	mineral depletion potential (MDP)	kg (Fe)
18. fossil fuel depletion (FD)	Globalt	fossil depletion potential FDP	kg (olje)

Karakterisering

Dei klassifiserte prosesstraumane innanfor den enkelte konsekvenskategori vert rekna om til ein felles indikator ved hjelp av karakteriseringsfaktorar (også kalla ekvivalensfaktorar), slik at alle prosesstraumane i kvar enkelt konsekvenskategori relaterer til ein kjent referansesubstans (sjå døme

Figur 7) (Goedkoop et al. 2008). Til dømes kallast indikatoren for konsekvenskategorien «klimaendring» «infrarad radiative forcing» (med eining $W \cdot \text{år}/m^2$). Indikatoren er direkte knyta til karakteriseringsfaktoren for «klimaendring», «globalt oppvarmingspotensial» (GWP) og alle prosessstraumane innanfor «klimaendring» vil få eininga « kg CO₂-ekvivalentar». Strengt tatt vektar ein i høve til kor mykje CO₂ bidreg til auka infrarad varmestråling gitt ved $W \cdot \text{år}/m^2$ (sjå [Tabell 2.1.1.4]), altså mekanismen (eigenskapen) som gjer at CO₂ bidreg til global oppvarming og dermed klimaendringar, men sidan dette bidraget er satt til 1 for referansesubstansen (CO₂), vil karakteriseringsfaktoren representere indikatoren, og eininga vil vere dimensjonslaus (Goedkoop et al. 2008).

Ideelt sett burde ein ha karakteriseringsfaktorar som var tilpassa tid og stad (sjå TabIMPCATS2114), men då det er veldig ressurskrevande å utvikle karakteriseringsfaktorar for alle lokale og regionale områder, vert det stort sett nytta generelle karakteriseringsfaktorsett som er inkludert i anerkjente LCIA-modellar i LCA-studier (ILCD 2010).



Figur 7: Oversikt over klassifisering, karakterisering, midtpunkt og endepunkt. Mod. figur frå RECIPE (2008).

LCIA-resultat og gruppering

Ein kjem fram til LCIA-resultatet ved å multiplisera mengda av klassifiserte prosesstraumar (som relaterer til FE) med deira korresponderande karakteriseringsfaktorar, og deretter summera opp indikatorane i kvar konsekvenskategori (ILCD 2010).

For å gjere LCIA-resultatet klar for tolking, kan ein gruppere indikatorane etter kor mykje dei bidreg i dei enkelte livsløpsfasar, i enkeltprosessar, i forgrunnen og bakgrunnen av systemet og så bortetter, i høve til mål og omfang (SAIC 2006). Ei grafisk framstilling av til dømes GWP per livsløpsfase kallast bidragsanalyse (eng. contribution analysis) (sjå 2.1.1.5). Ein kan òg identifisere regionale påverknader frå forgrunn og bakgrunn ved å dela konsekvenskategoriane inn etter om dei påverkar globalt, regionalt og/eller lokalt (jf. Tabell 2.1.1.4).

Endepunktsindikatorar, normalisering og vekting

Med prosesstraumane frå inventaret ferdig kategorisert og klassifisert, er det mogleg å få eit kvantitativt mål på korleis dei mange prosesstraumane relaterer til ein potensiell påverknad på miljøet. Konsekvenskategoriane seier ikkje noko om kva skader ein miljøpåverknad vil påføre eit menneskeliv eller økosystemet, eller om ein naturressurs vert utarma. Til dømes er det vanskeleg å vurdere tap av biodiversitet når ein får oppgitt at eit system bidreg med ein GWP på 500 kg CO₂-ekvivalentar. Ein kan heller ikkje samanlikne indikatorane mellom to ulike konsekvenskategoriar (ILCD 2010).

Ved å dele inn konsekvenskategoriane i skadekategoriar (endepunktskategoriar), får ein eit mål på skadeomfanget som prosesstraumane potensielt kan forårsake. I LCIA-metoden ReCiPe har ein til dømes tre skadekategoriar: «skade på økosystemet» (med eininga tap av artar*år), «skade på menneskehelsa» (med eininga DALY – daily adjusted life years) og «ressursutarming» (med eininga monetær marginalkostnad for å hente ut ny ressurs) (Goedkoop et al. 2008). Om ein vil samanlikne konsekvenskategoriane (eller skadekategoriane), kan ein normalisera dei mot datasett for til dømes årlege regionale eller nasjonale miljøpåverknader eller -skader. Normalisering kan danne grunnlaget for vidare aggregering om ein ønskjer at resultatet skal vere ein enkelt verdi. Det er òg mogleg å vekte kategoriseringsfaktorane (om dei er normaliserte eller ei) i høve til ein subjektiv prioritet eller verdisyn. Til dømes kan ein bestemme at 1 GWP tilsvarar 5 einingar for forsuring (5 AP eller SO₂-ekv.). Verken normalisering eller vekting er naudsynt med mindre kommisjonæren av LCA-studiet ønskjer det spesifikt (ILCD 2010).

Aggregering

ILCD-veggleiaren oppgjer at klassifisering, karakterisering og kalkulering av LCIA-resultat for kvar av konsekvenskategori er eit minstekrav i LCIA-fasen (ILCD 2010). Ved å nytta endepunktskategoriar, vert det likevel lettare for mottakar å relatere prosesstraumane i inventaret til potensielle konsekvensar i røynda. Dermed kan resultatet forståast intuitivt av utanforståande (les: som ikkje er kjent med LCA), og vert lettare å kommunisere enn om ein berre nyttar midtpunktindikatorar.

Å nytta endepunktskategoriar aukar uvissheita i resultatet, då informasjonen vert aggregert (Goedkoop et al. 2008). Dette gjeld òg når ein går frå LCI- til LCIA-resultat. Til dømes vil ein ikkje sjå at SF6 i [Fig . LCIAmidendpoint] står for 90 % av GWP dersom berre LCIA-resultatet vert kommunisert til sluttbrukar av LCA-resultatet. I tolkingsfasen (sjå 2.1.1.5) er det difor viktig å få fram prosesstraumar som står for betydningsfullt bidrag, men som er aggregert i midtpunkt eller endepunkt (Baumann & Tillmann 2004).

Midtpunktsindikatorar er nyttige når mottakar av resultatata nyttar LCA eller har forståing for kva konsekvenskategoriane inneber. Det er difor viktig at ein i omfangsfasen vurderer nøye kven som er mottakar av resultatet for LCA-studiet, der ein må balansere uvissheita ved indikatorane med uvissheita om korleis resultatet vert tolka av sluttbrukar (Goedkoop et al. 2008). Generelt kan ein seia at eit LCA-resultat er lettare å formidla jo meir aggregert det er, medan uvissheita aukar for kvart ledd ein aggregerer (det vil seie frå inventar til midtpunkt til endepunkt til enkeltresultat).

LCA-studiet i denne masteroppgåva vil ikkje nytta endepunktsindikatorar, normalisering eller vekting.

2.1.1.5 Tolking

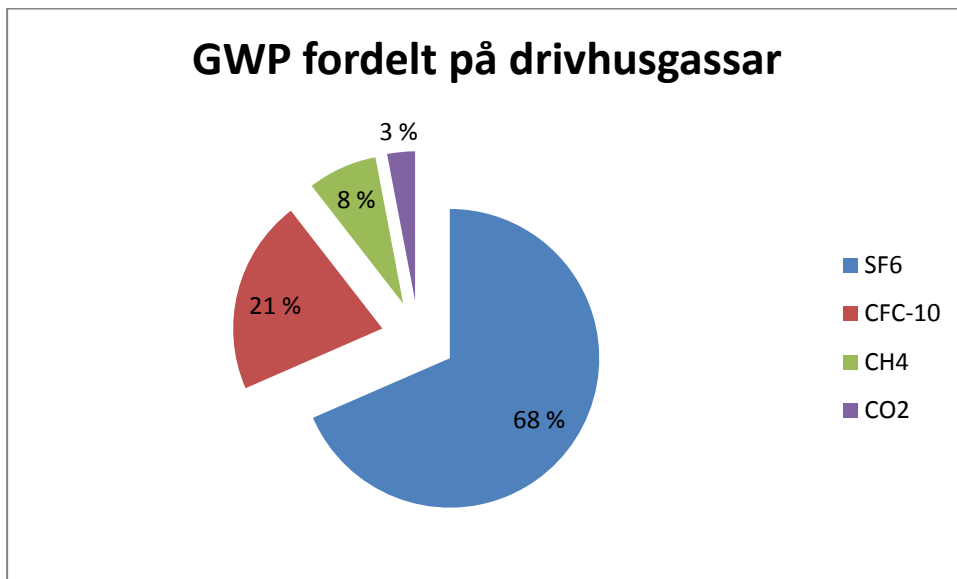
Tolkingsfasen har to formål (ILCD 2010):

1. Tolkingsfasen styrer arbeidet med å forbetra systemmodellen og datasettet i LCI gjennom dei iterative fasane, slik at sluttresultatet for LCA-studiet vert i tråd med målspesifikasjonen. Til dømes kan det tenkast at ein ved første gjennomgang av eit system finn at ein særskild prosess står for ein betydeleg del av miljøbelastninga. For å sikra god nok datakvalitet og resultat, peiker tolkingsfasen tilbake til omfangs- og LCI-fasen, der ein må endra kriteria for høvesvis oppløysinga (detaljnivå) til den aktuelle prosessen, og metode for datainnsamling (jf. FIG Iterative i 2.1.1).
2. Tolkingsfasen vert nytta til å 1) tolka, diskutera og belysa ulike sider ved det endelege resultatet i LCI og/eller LCIA (alt etter kva ein har valt å ha som sluttresultat) ved bruk av bidragsanalyse (eng. contribution analysis), og deretter 2) vurdere robustheita til resultatet ved å sjå på datakvalitet, konsekvent utføring av dei ulike fasane (nøyaktigheit og presisjon), og faktorar som kvalitative vurderingar gjennom analysen. Evalueringdelen av tolkingsfasen dannar grunnlaget for konklusjonar og anbefalingar kring resultatet. Om ein landar på ein konklusjon i til dømes ein komparativ analyse, er det viktig å sjå konklusjonen i lys av restriksjonar og hensikter valt i mål- og omfangsfasen.

Identifisere betydelege bidrag til resultatet

Når det endelege resultatet for LCA-studiet er klart, identifiserer ein først prosessar, prosesstraumar, livsløp og konsekvenskategoriar som bidreg betydeleg til miljøbelastninga (resultatet) (første del av 2. formål) (ILCD 2010). Deretter framstiller ein andelen miljøbelastning som eit valt parameter står for gjennom ein bidragsanalyse, som gjerne nyttar grafiske hjelpemiddel (søylediagram, kakediagram

og så bortetter) til å tydeleggjere korleis fordelinga av resultatet ser ut. Til dømes kan ein fordela GWP i resultatet på dei ulike livsløpa for å sjå kva livsløp som belastar mest i konsekvenskategorien «klimaendringar», eller kva prosesstraumar som bidreg mest til GWP (Figur 8). Deretter kan ein «zoome inn» på dei ulike livsløpa for å sjå kva prosessar og prosesstraumar (i dette tilfellet drivhusgassar) som bidreg mest innanfor eit livsløp, eller totalt for heile systemet (Baumann & Tillmann 2004; ILCD 2010). Ein vil utføra ulike bidragsanalysar ut i frå kva som er bestemt i mål og omfang, men ILCD-vegleiaren (og dermed ISO-standardane) set krav om at ein bidragsanalyse vert utført på systemet, slik at alle vesentlege bidrag innanfor dei ulike konsekvenskategoriane vert belyst (og dersom ein nyttar vektning og/eller endepunkt: kva konsekvenskategori(ar) som bidreg mest).



Figur 8: Bidragsanalyse av prosesstraumar som bidreg til total GWP for dømet i 2.1.1.4.

Ein kan òg utføre ytterlegare analysar avhengig av mål og omfang, til dømes ein beslutningstakar-analyse som ser på kven i forgrunns- og bakgrunnsystemet som er ansvarlege for dei ulike miljøbelastningane, eller ein analyse over kva geografisk område ein vil ha størst potensiell miljøbelastning for økotoksisitet (Baumann & Tillmann 2004).

Når ein har utført ein bidragsanalyse, må ein sjå på faktorar som potensielt påverkar resultatet betydeleg, med anna modelleringsval, cut-off, kvar ein har trekt systemgrensene, datakjelder og -kvalitet, LCIA-metode og kva antakingar ein har gjort. For prosessar (funne i bidragsanalysen) som bidreg vesentleg til resultatet, kan ein setje opp alternative scenario med endra føresetnader for ein eller fleire faktorar (modellering, antakingar, data), og sjå om endringane vil gje vesentlege utslag på resultatet. Dette er ein del av sensitivitetsanalysane ein òg gjennomfører ved evaluering av LCA-studiet (sjå «sensitivitetsanalyse» nedanfor). Dersom ein til dømes finn at transport av biorest i eit scenario bidreg betydeleg til GWP, kan ein endre antakinga for kor langt ein gjennomsnittleg køyrer med tankbil frå biogassanlegget og ut til mottakar av bioresten, og sjå om ei endring på 10 km kortare eller lengre køyrestrækning vil gje store utslag. Om så er, må ein vurdere om den opprinnelege antakinga er fornuftig, eller om den bør endrast.

Evaluering

Sidan ein LCA-studie er iterativ av natur, vil ein kontinuerleg evaluere og utbetre dei ulike fasane før ein får eit endeleg resultatet. Ei endeleg evaluering er òg naudsynt før ein kan trekke ein konklusjon (og anbefaling) for resultatet i LCA-studiet. Både metodar og data nytta i analysen vert gått etter i saumane. Evalueringa skal involvere ein heilskapsvurdering (eng. completeness check), ein sensitivitetsanalyse og vurdering av konsekvent gjennomføring (eng. consistency check).

Evalueringresultatet bestemmer kva tyngde ein kan leggje i konklusjonen (dette vert ofte referert til som robustheita til resultatet) for LCA-studiet, og må presenterast tydeleg til kommisjonær og sluttbrukar av resultatet (ILCD 2010). Nedanfor følgjer ei beskriving av dei tre evalueringmetodane.

1. Heilskapsvurdering

I heilskapsvurderinga ser ein om datasettet (inventaret) er komplett, eller om det manglar data for vesentlege prosessar. Her ser på om ein har oppfylt kriteria for cut-off (som til dømes kan vere at ein vil ha 85 % komplett datasett). Manglande prosesstraumar, samt konsekvenskategoriar som er utelatt i LCIA må vurderast mot hensikta til LCA-studiet, samt kva resultatet kan nyttast til. Ein veit aldri heilt sikkert om ein har fått med alle vesentlege prosesstraumar (eit «komplett» datasett er eit anslag basert på føresetnadane beskrive i omfangsfasen), difor er det viktig å ta med alle data ein trur er vesentlege for resultatet. I samanliknande LCA-studiar er det særskilt viktig at ein dokumenterer ulikskapar i datasettet, til dømes om alternativ A er 90 % komplett, medan alternativ B har 85 %. Ein skal i følge ILCD-vegleiaren (2010) vurdere cut-off grenser satt i omfangsfasen for å vurdere om ein har eit «komplett» datasett. Slike grenser kan vere:

- At ein har data for alle prosessar i framgrunnssystemet
- At ein har samla inn data for prosesstraumane som er relevante for LCIA
- At alle inngåande prosesstraumar er knyta til relevante utgåande prosesstraumar
- Mengd og kvalitet på innsamla data, der cut-off til dømes er at ein må ha 85 % av masse- og energistraumen for alle relevante, miljøpåverkande substansar
- At system som vert samanlikna i ein komparativ LCA følgjer same grense for cut-off
- At ein estimerer kva eit 100 % komplett datasett består i, og vurderer presisjonen i innsamla data ut i frå datakvalitet
- At ein estimerer heilskapen for LCIA-resultatet

Dersom ein finn at vesentlege data manglar, eller at datakvaliteten er for dårleg, må ein vurdere å korrigere for dette i mål og omfang, eller ein kan nytta tilnærma like data frå ein anna prosess, dersom ein legg til grunn ei fagleg ekspertvurdering. Ein kan òg anta «worst case»-scenario, best tilgjengelege teknologi og så bortetter som grunnlag for å anslå manglande data, så sant ein har ein fagleg grunngeving for vala ein gjer (ILCD 2010).

2. Sensitivitetsanalyse

Ein sensitivitetsanalyse vurderer truverdigheita og robustheita til eit LCA-resultat (og eventuelt konklusjon og anbefaling) ved å gå gjennom uvissheiter kring datakvalitet i LCI, LCIA og metodeval. Nedanfor ser ein på kva ein sensitivitetsanalyse går gjennom i dei ulike fasane av ein LCA (ILCD 2010):

- Mål og omfang: Ein ser på avgrensingar for resultatet kva gjeld val av system, FE, metodeval for LCI, kva krav ein har satt til data, val av konsekvenskategoriar for LCIA, LCIA-metode, verdival og antakingar, og eventuelt òg val av vektings- og normaliseringssett.
- LCI: Robustheita og truverdigheita til resultatet vurderast ut i frå korleis datainnsamlinga er gjennomført, om datainnsamling konsekvent følgjer mål og omfang, om data er teknologisk, geografisk og tidsmessig representative, om datasettet er komplett nok i høve til LCIA-kategoriar som er valt, samt oppnådd presisjonen til data (datakvalitet).
- LCIA: For LCIA-fasen undersøker ein om LCIA er gjennomført i høve til mål og omfang, om konsekvenskategoriane som er valt er relevante, og om prosessstraumane i LCI er knyta til korrekt konsekvenskategori. Dersom ein nyttar vektings- og normaliseringssett, må ein vurderer om dei er relevante, og om dei er nytta på LCIA-resultatet på ein riktig måte. Ein må òg undersøke kor presist LCIA-resultatet er. For LCIA er eit presist resultat kopla til kva karakteriseringsfaktorar ein har nytta. Nokre karakteriseringsfaktorar har større uvissheit enn andre, til dømes er «menneskeleg toksisitet» og «økotoksisitet» mindre presise enn «klimaendringar» eller «forsuring», då ein ofte manglar sikre data for toksisiteten til veldig mange kjemiske forbindelsar (ILCD 2010). Generelt kan ein anslå at karakteriseringsfaktorar for toksisitet har ein uvissheitsfaktor på 100, medan for «klimaendringar», «eutrofiering» og «forsuring» vil ein ha ein uvissheitsfaktor på 10.

Ved å nytta sensitivitetsanalyse kan ein òg undersøke kritiske data som bidreg betydeleg til resultatet. Ein gjennomfører analysen ved å systematisk endre parameter (gjerne ved hjelp av ein Monte Carlo-simulering) for kritiske data, og ser om til dømes rangerte alternativ i ein komparativ analyse vert skifta om. Dermed kan ein vurderer om resultatet er robust nok ut i frå kva kvalitet ein har på kritiske data (Baumann & Tillmann 2004). For mindre relevante og «usensitive» data (det vil seie data som utgjer ein liten del av resultatet, og som ikkje påverkar resultatet om data vert endra) kan ein tillate større uvissheit, utan at det går på kostnad av robustheita til resultatet (ILCD 2010).

I løpet av den iterative LCA-prosessen (og før ein har eit endeleg resultat) er det òg nyttig å testa sensitiviteten til data ein antek er vesentlege for resultatet. Om ein tek med mindre presise karakteriseringsfaktorar som økotoksisitet, kan ein òg undersøke om kjemiske forbindelsar i datasettet inngår i LCIA-modellen ein nyttar. Til dømes kan ein finna karakteriseringsfaktorane for ReCiPe på deira heimeside (Goedkoop et al. 2008). Dersom LCIA-modellen ikkje har data på den

aktuelle kjemiske forbindelsen, kan ein endre kriteriar i mål og omfangsfasen, eller finne ein akseptabel, tilnærma karakteriseringsverdi (sjå «heilskapsvurdering» ovanfor) for forbindelsen, og på den måten styrke robustheita til data, og dermed òg til det endelege resultatet.

3. Vurdering av konsekvent gjennomføring

Det er viktig at ein nyttar data, LCI-modell, allokeringsmetodar, LCIA-metodar og antakingar valt i mål- og omfangsfasen konsekvent, både innanfor kvar livsløpsfase i eit system, og for system som skal samanliknast. Inkonsekvente val, berekningar og så bortetter kan redusere robustheita betrakteleg (ILCD 2010). Ein må særskild vurdera om ein konsekvent har følgd deskriptiv eller avgjerdsbasert modellering i LCI-fasen, og om ein har nytta systemekspansjon eller partisjonering for samanlikna system. Andre områder ein bør sjekke for konsekvent gjennomføring er om samanlikna system har like systemgrenser, om ein har nytta ekstrapolert data for alle system og/eller livsløp, om ein har nytta same konsekvenskategoriar i LCIA for alle system (eventuelt vurderer kvifor ein har utelatt ein eller fleire kategoriar), og eventuelle særskilde krav og avgrensingar valt i mål- og omfangsfasen (ILCD 2010).

Konklusjon og anbefaling

Når ein har identifisert betydelege bidrag til resultatet av LCA-studiet, gjennomført heilskapsvurderinga, sensitivitetsanalysen og vurdert grada av konsekvent gjennomføring, kan ein trekke ein endeleg konklusjon og gje anbefalingar for bruken av resultatet (at ein skal inkludere konklusjon og anbefaling må vere bestemt i mål- og omfangsfasen). Som elles for ein LCA-studie kjem ein fram til konklusjonen gjennom ein iterativ prosess, der ein vurderer dei ulike veikskapane funne i dei tre evalueringsmetodane samt kritiske data, fremmer ein konklusjon, og deretter sjekkar om konklusjonen er i tråd med robustheita til resultatet. I nokre tilfelle kan det vere at ein ikkje er i stand til å gje ein klar konklusjon (ILCD 2010). Til dømes kan ein konkludere med at behandlingsmetode A er betre enn behandlingsmetode B for biorest innanfor konsekvenskategorien «klimaendring», men berre innanfor eit gitt geografisk område, og berre når ein antek at bioresten vert køyrd så og så langt, eller at bioresten vert spreidd på åkeren med ein bestemt teknologi. Når ein konkluderer med at eit system er betre enn eit anna i ein komparativ LCA, er det særst viktig at ein har nytta alle tre evalueringsmetodane på alle systema i LCA-studiet, slik at alle ulikskapar som kan vere avgjerande for konklusjonen kjem tydeleg fram. Kvalitative vurderingar kan òg virke inn på konklusjonen, til dømes at miljøfaktorar (vatnforbruk med meir) som ikkje er inkludert i LCIA kan utgjere ein skilnad i totalvurderinga av eit system (ILCD enodnote).

Ut i frå konklusjonen (og måldefinisjonen), kan ein gje anbefalingar til vidare studiar av systemet: kva prosessar som treng betre data, kva prosessar ein bør fokusere på å utbetre slik at ein kan redusere den potensielle miljøbelastninga, tydelege/manglande skilnader på samanlikna system og korleis halde seg til dette, kva teknologi ein bør endre/implementere og så bortetter.

2.1.2 Forsiktighetsreglar og avgrensingar ved bruk av LCA

Når ein gjennomfører ein LCA, er det mange val ein må ta i kvar fase, som å fastsetje systemgrenser, velje LCI-metode og LCIA-metode med meir, slik det er beskrive i 2.1.1.1 – 2.1.1.5. På grunn av dei mange vurderingane ein LCA-utøvar må gjere, vil resultatet av ein LCA utført på same systemet, men av ulike utøvarar, ofte variere i større eller mindre grad (ILCD 2010). Dersom ein ikkje er røynd med gjennomføring av LCA, eller ein ikkje er medviten avgrensingane for vala ein tek, kan resultatet for analysen verte direkte feil. Utøvar må difor ha forståing for korleis ulike val medfører avgrensingar for robustheita og nytteverdien til resultatet. Evalueringemetodane i tolkingsfasen er viktige verktøy for å undersøke for feilkjelder, og i visse tilfelle vil ein ekstern revisjon av LCA-studiet vere naudsynt for å sikra kvaliteten. Vanlege utøvarfeil som kan gje eit feilaktig resultat er med anna:

- Å utelate «kapital» som bygningar, maskineri og så bortetter, og vedlikehald utført på prosessar i systemet (ILCD 2010). Til dømes vil bygningsmassen stå for størsteparten av den totale miljøbelastninga for eit atomkraftverk, medan for eit vindkraftverk vil vedlikehaldsarbeid utgjere ca.35 % av den totale miljøbelastninga (ILCD 2010). Dette er ein vanleg feil når ein set systemgrenser.
- Å velje ein FE som ikkje speglar måldefinisjon og/eller systemet sin funksjon (sjå nedanfor).
- Å fokuserer på uvesentlege data i oppbygginga av inventaret i LCI-fasen.
- Å normalisera vekta konsekvenskategoriar, der normaliseringssettet ikkje høver til vektingssettet (ILCD 2010).
- Å trekke ein generell konklusjon ut i frå eit stadspesifikt scenario, eller konkludere med at to system i ein komparativ LCA er likeverdige, på grunnlag av eit datasett med manglande data og/eller låg kvalitet (ILCD 2010).

På den andre sida må mottakar (kommisjonær og sluttbrukar) ha nok kunnskap om LCA som metode, slik at resultatet frå ein LCA-studie ikkje vert feiltolka, overvurdert og/eller misbrukt. Baumann og Tillman (2004) viser til fire hovudområder (A – D) av ein LCA som mottakar må vere klar over:

- A. Funksjonell eining: Val av FE spelar ei stor rolle for resultatet. Om ein samanliknar system, er det svært viktig å vere merksam på at feil val av FE kan favorisera eit system. Til dømes vil ei samanlikning av to biogassanlegg, der FE er «1 kWh produsert biogass», men berre det eine biogassanlegget er konstruert for maksimal biogassproduksjon, føre til eit feilaktig resultat (sjå 2.1.1.2 *Funksjonell eining og referansestrøm*). For brukarintensive produkt, der levetida er vanskeleg å stadfeste, vil ein FE som «bruk av produkt A i 1 år» bidra til sær varierte resultat, og dermed vere av liten nytteverdi (ILCD 2010).
- B. Systemgrenser og allokering: Når ein les ein LCA-rapport, må ein sjå kva avgrensingar systemgrensene set på robustheita og nytteverdien til resultatet. Særleg der ein har analysert ein multifunksjonsprosess, er det viktig å vite kva partisjonering og systemekspansjon ved substitusjon inneber, og at resultatet vil vera ulikt både med tanke på kva partisjoneringseining ein nyttar (teknisk, monetær), og kva system ein substituerer med.
- C. Data nytta i LCA-studiet: Ein nyttar ulike typar data for deskriptiv og avgjerdsbasert modellering (generelt sett gjennomsnitt- og prosess-spesifikke for førstnemnde, marginale data for sistnemnde). I tillegg set ein ulike krav til datakvaliteten for kvar einskild LCA. Eit

LCA-resultat er aldri betre enn dei data ein legg til grunn for analysen, og ein bør vurdere data ut i frå kjelda, samt teknologisk, geografisk og tidsmessig relevans.

- D. Avgrensingar i høve til LCIA og tolking av resultatet: Når ein har kategorisert dei miljørelevante prosesstraumane frå inventaret i konsekvenskategoriar (kva konsekvenskategoriar ein har med skal vere definert i omfangsfasen, og er òg ein avgrensande faktor for resultatet), vil informasjonen om prosesstraumane aggregerast. Ytterlegare aggregering skjer når ein nyttar endepunktskategoriar, normalisering og/eller vekting. Resultatet, altså kor stor potensiell miljøbelastning eit system står for i høve til ein gitt FE, tek i liten grad høgde for når og kvar miljøbelastningane skjer. Samstundes er det potensielle, ikkje reelle miljøbelastningar ein måler, då ein LCIA-modell forenkler komplekse årsak-verknadskjeder til intuitivt forstålege konsekvenskategoriar, men gjer ikkje eit reelt bilete av kva som verkeleg skjer når ein slepp ut ei mengde x av forbindelse y . Styrken til ein LCA ligg i å identifisera til dømes kvar i ein livsløpsfase ein har størst miljøbelastning, eller kva system som er mest miljømessig fordelaktig i ein komparativ LCA, altså relative storleikar.

Ein prosessbasert LCA tek berre for seg dei potensielle miljømessige konsekvensane for eit system. Økonomiske og sosiale betraktningar er utelatt (Baumann & Tillmann 2004). Kvar LCA er som regel skreddarsydd for eit bestemt formål, og resultatet frå ein LCA kan difor ikkje overførast til eit liknande system ein anna stad, utan å ta høgde for alle skilnadane mellom systema. Til dømes vil prosessar som nyttar elektrisitet gje lågare miljøbelastningar i Noreg enn i USA, då Noreg har mykje vasskraft, medan USA vesentleg meir kolkraft. Ein LCA tek heller ikkje omsyn til ekstraordinære hendingar som ulykker eller naturkatastrofar, sjølv om nettopp slike hendingar kan føre til ekstraordinære miljøbelastningar (jf. Fukushimaulukka i Japan). Miljøbelastningar innanfor tekno sfæren ein analyserer vert heller ikkje medrekna, til dømes vil arbeidsmiljøet vere ein del av tekno sfæren (ILCD 2010). Om ein vil ta høgde for faktorar som ikkje er inkludert i ein LCA, bær ein supplere ein LCA med risikoanalyse og miljøkonsekvensvurdering (EIA) (Baumann & Tillmann 2004).

2.1.3 SimaPro og Ecoinvent

SimaPro er eit verdensleiarande simuleringsverktøy for LCA (SimaPro 2012). Ved å byggja systemmodellar i SimaPro er det enkelt å gjere endringar i modellen gjennom den iterative LCA-prosessen. Det er òg mogleg for å utføre analysar på resultatet ein får, med anna bidragsanalyse. Den største fordelten er førebels at det er lagt inn ulike LCA-databasar med ferdiglagde livsløp for ei mengd produkt og tenester innanfor energibruk, material, transport og så vidare i SimaPro. Ein kan dermed kople forgrunnen ein studerer til andre livsløp (bakgrunnssystem), noko ein elles ikkje hadde hatt mogleg til (ein LCA tek mykje tid og ressursar). I dette studiet vert det nytta SimaPro versjon 7.3.

Den mest komplette databasen som er tilgjengeleg i SimaPro er Ecoinvent 2.2 (EcoInvent 2012) og databasen vil bli nytta til å hente bakgrunnsprosessar for LCI-fasen i dette studiet.

2.2 Mål

2.2.1 Måldefinisjon

Måla til dette LCA-studiet er:

- I. Å undersøke «port-til-grav»-livsløpet for biorestbehandling i to system A og B (sjå detaljar i 2.3.2), med utgangspunkt i biorest produsert ved Mjøsanlegget biogassanlegg i Lillehammer (sjå detaljar i 2.3.1). System A (scenario A) er eit miljøreknskap av biorestbehandlinga slik den er i dag ved Mjøsanlegget: Biorest avvatnast, fiberrest kompsterast og flytande biorest nyttast til gjødsel. System B (scenario B) er eit miljøreknskap av eit tenkt scenario der bioresten ikkje vert avvatna, slik det er vanleg å gjere i Sverige.

Det skal finnast ut kva prosessar og aktivitetar i biorestbehandlinga sitt livsløp som bidreg mest til miljøpåverknader på midtpunktnivå, gitt ved konsekvenskategoriane klimaendringar, eutrofiering i ferskvatn og terrestriell forsuring, for kvart system A og B.

- II. Å undersøke skilnadane i miljøpåverknadane mellom system A og B, og vurdere fordelar og bakdelar med kvart system på grunnlag av LCIA gjennomført som beskrive i punkt (I).
- III. Å undersøke endringar i miljøpåverknader for system A og B ved å teste for ulike parameter, og om mogleg utvikle eit datasett som kan gje ein peikepinn på kva faktorar ein bør vurdere i framtidige LCA-studiar som omhandlar utnytting av biorest.

VIKTIG! Det er verken ønskjeleg eller realistisk for Mjøsanlegget å endre behandlingsmetode for biorest. Denne masteroppgåva er basert på eit teoretisk scenario med utgangspunkt i Mjøsanlegget, då dei har erfaring med å nytta biorest som gjødsel, samt det har vore mogleg å få spesifikke data frå biogassanlegget. Økonomiske forhold er ikkje teke med i betraktinga. Oppgåva vil belyse ulike fordelar og ulempar ved ei absolutt teoretisk endring i drifta, for å setje søkelyset på utnytting av biorest.

Bakgrunnen for målspesifikasjonen er diskutert i kapittel 1.4. Analysen tek utgangspunkt i Mjøsanlegget, fordi dei har erfaring med å nytta biorest (vassfasen) som gjødsel. Det var òg mogleg å få tak i detaljert data om næringsinnhald i bioresten (både vassfasen og fiberrest), noko som er ein føresetnad om ein skal sjå på gjødseleigenskapane og kor mykje biorest som kan erstatte mineralgjødsel. Det er dessutan gjort fullskala forsøk med biorest frå Mjøsanlegget der ein har sett på avlingsstorleik (sjå 1.3.1).

2.2.2 Klassifisering av LCA-studiet i høve til ILCD

Dette LCA-studiet undersøker potensielle miljøbelastningar for to behandlingsmetodar for biorest. Undersøkinga er ikkje tinga av biogassanlegget, og resultatet vil difor ikkje endra praksisen for biorestbehandling ved Mjøsanlegget. To hovudscenario vil samanliknast, slik at ein kan klassifisere

LCA-studiet som ein komparativ LCA., Studiet vil berre belyse skilnader, ikkje stadfeste kva scenario som er best. Ved å undersøka dei to scenarioa for ulike parameterendingar, vil ein i konklusjon/diskusjon komme med peikepinn på kva metodar som KAN vere fordelaktige sett ut frå eit miljøperspektiv, og kva ein eventuelt bør undersøke nærare i vidare studiar. Ingen avgjerd vil takast på grunnlag av resultatet. Biorest vil erstatte mineralgjødsel i begge scenario A og B, og dette vil i teorien ha lokale marknadskonsekvensar (lågare sal av mineralgjødsel). Yara er ein global storprodusent av mineralgjødsel, og det vert antekt at Yara ville produsert og levert mineralgjødsla som bioresten erstattar. Gjødselvolumet frå bioresten er så lite i forhold til Yara sin omsetnad, at marknadskonsekvensane her vert sett bort i frå. LCA-studiet er difor klassifisert som komparativ, og type C1 (jf. 2.1.1.2), miljørekningskap. Dette vil ha konsekvensar for LCI-fasen, der ein i miljørekningskaps-LCA nyttar deskriptiv modellering (sjå 2.1.1.2-3).

2.2.3 Kommissjonær og målgruppe

Dette LCA-studiet vert utført som ein del av ei mastergrad i Miljø og naturressursar ved UMB, og på grunnlag av eit ønske frå forfattaren om å undersøka miljøaspekta ved biogassproduksjon gjennom ein LCA. Gjennom undersøking av biogassproduksjon i Noreg, og samtalar med vegleiar T. A. Sogn (pers. medd. 2011), vart det klart at ein LCA på bioresten var av størst interesse, då ein LCA som samanliknar skilnadane mellom bruk av avvatna og uavvatna biorest frå matavfall som substrat ikkje er gjennomført i Noreg så langt ein kjenner til.

Mottakar og sluttbrukar av LCA-studiet er først og fremst vitenskapleg tilsette, og masterstudentar ved UMB med faginteresse innanfor LCA, biogassproduksjon og biorest som gjødsel, samt LCA-utøvarar innan forskning og akademia, forvaltning og embetsverk som kan ha nytte av modellane og/eller innsamla data. Masteroppgåva vil vere tilgjengeleg for offentlegheita, og lesaren anbefalast å gjera seg kjent med «restriksjonar for bruk av resultatet» i 2.2.5.

2.2.4 Restriksjonar for bruk av resultatet

Sluttbrukar av dette LCA-studiet er antekt å ha innsikt i LCA som metode, kunnskap om kva biorest er, og kva konsekvenskategoriane klimaendingar, eutrofiering i ferskvatn og forsuring inneber, og difor nyttar denne analysen berre midtpunktskategoriar. Revisjon av LCA-studiet vert gjort av sensor og vegleiarar, men datasettet i studien bør ikkje nyttast i ein ny LCA før ein har utført ein kvalitetssjekk på data og metodar.

Resultatet må på ingen måte leggjast til grunn for ei avgjerd om å endra praksis ved behandling av biorest ved eit biogassanlegg, eller til å ta ei politisk avgjerd. I så fall må datakvaliteten og metodane nytta for å komma fram til resultatet gjennomgåast ved ein ekstern revisjon, for å sikra at ei eventuell avgjerd ikkje vert teke på feil grunnlag.

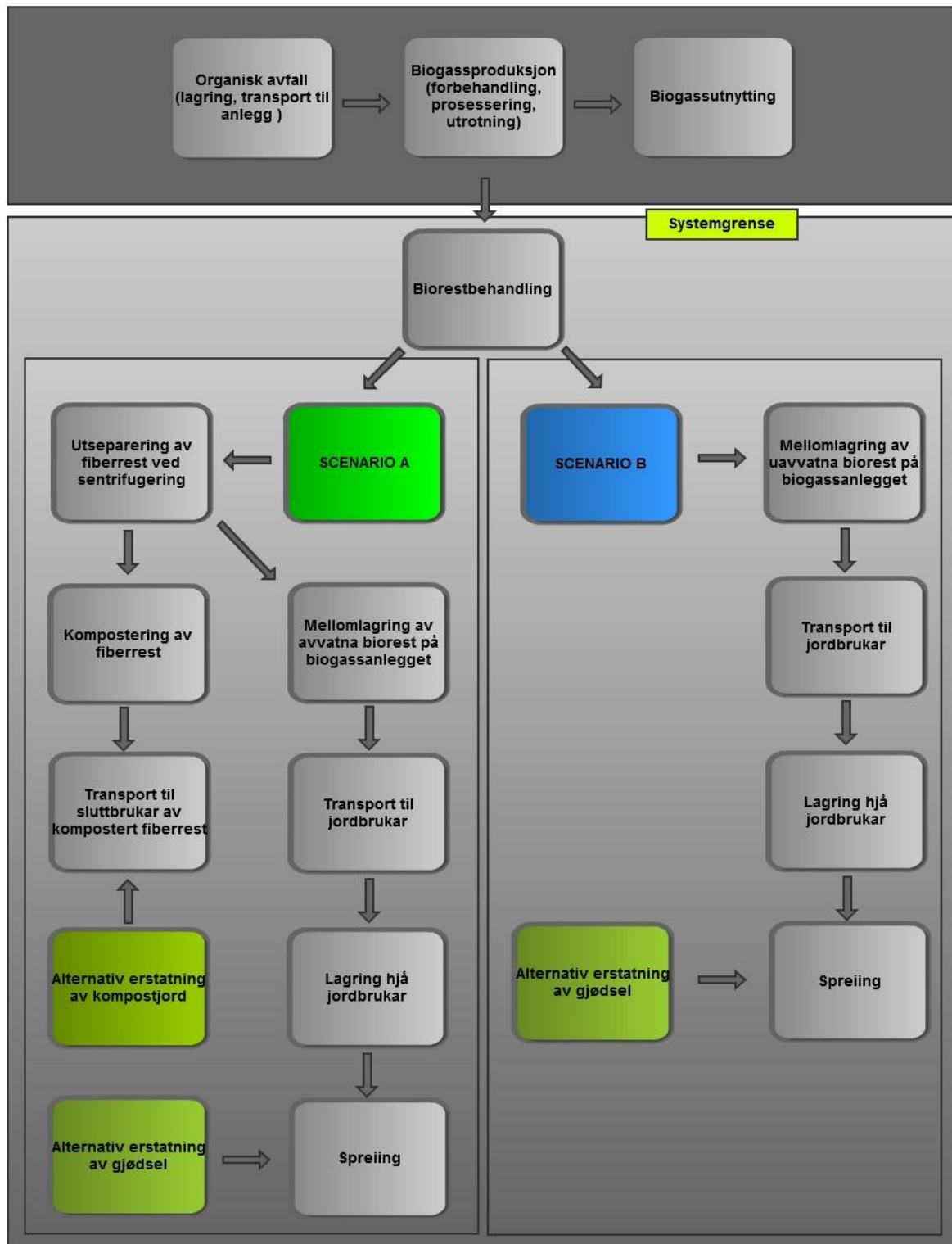
Resultatet i dette LCA-studiet er basert på behandling av biorest frå eit spesifikt biogassanlegg som nyttar ein spesifikk teknologi (CAMBI-teknologi), og kan ikkje nyttast på andre biogassanlegg utan å først vurdere skilnadane i eigenskapar og næringsinnhaldet til bioresten, samt systemgrenser diskutert i 2.3. Til dømes vil eigenskapane (og næringsinnhaldet) til bioresten vere ulik for ulike organiske substrat og etter kva utrotningsprosess (teknologi) ein nyttar.

Miljøpåverknadane berekna i dette LCA-studiet er avgrensa til tre konsekvenskategoriar for å mogleggjere analysen innanfor tidsramma til masteroppgåva

2.3 Omfang

2.3.1 Systemskildring og systemgrenser

Scenario A vil undersøke miljøpåverknadane for biorestbehandlinga slik den i dag foregår ved Mjøsanlegget (jf. Målbeskriving 2.2.1 og Mjøsanlegget 2.4.1), medan scenario B tek utgangspunkt i behandling og bruk av biorest som ikkje vert avvatna. Scenario B er bygd på den svenske praksisen med å nytta uavvatna biorest (jf. 4.1.1). Systemgrensa for begge scenario A og B er skissert i Figur 9. Biogassystemet er ikkje inkludert i systema, heller ikkje generering og transportering av organisk avfall til biogassanlegget. Vidare er matproduksjon og jordarbeiding ikkje inkludert, forutan spreiding på jordbruksland. Det er fokusert på å bevare næringsstoffa i bioresten (jf. 1.3 og 1.4), men å sjå på kringlaupet til N og P i matproduksjonssystemet er utanfor omfanget til dette studiet. I så tilfelle måtte ein sett på kor mykje av N og P som gjekk attende til matproduksjon, og sjå på tap i alle ledd; deretter: hausting, lagring, transport, foredling, konsum, og kor mykje N og P som endar tilbake i matavfallet som går til biogassanlegget. I dette studiet er det berre av interesse å sjå på eit relativt tap av N og P mellom tre ulike gjødselvarer (avvatna og uavvatna biorest for scenario A og B, og mineralgjødsel i systemekspansjon), og deira miljøkonsekvensar. For scenario B er det antekje at gardbrukarane er godt kjent med uavvatna biorest som gjødsel, og at det er sett på som eit sikkert produkt. Det er rasjonelt å tru at om gardbrukarane nyttar vassfasen til gjødsel, så vil dei òg ta i bruk biorest utan å betvila kvaliteten (forutan at vassfasen er undersøkt for ureinheiter, er kvaliteten på biorest godt dokumentert i med anna Sverige, samt ulike studiar (jf. 1.3)).



Figur 9: Flytskjema for Scenario A og B som skal undersøkjast og samanliknast i studiet.

2.3.1.2 Geografiske, teknologiske og tidsmessige systemgrenser

For begge scenario A og B gjeld same geografiske avgrensing, nemleg biorestbehandling ved MA i Lillehammer for perioden 2010-2011. Antakingar om køyrelengder, lagringsmetodar, jordtypar og så bortetter gjeld berre for Lillehammer-regionen og MA, med mindre anna er nemnt. Tidsbegrensingar gjeld for både køyretøy, transportmodus og lagringsmetode, då desse vil endra seg i framtida (betre køyretøy, andre former for transport og lagring og så vidare). Datasettet for produksjonstal av biorest og næringsinnhald er frå 2010, men vil truleg endra seg når MA oppskalerer produksjon av biogass og biorest i 2013.

Bioresten som vert behandla er eit biprodukt frå eit biogassanlegg med CAMBI THP-teknologi (jf. 2.4.2). Tørrstoff- og næringsinnhald (TS) i biorest, vassfase og fiberrest vil vere spesifikt både for denne teknologi, og med matavfall som substrat (80 % hushaldsavfall, 20 % næringsmiddelavfall). Dersom nærings- og TS-innhaldet er om lag likt for ein tilsvarende biorest ein anna stad, er det mogleg å vurdere overførbarhet for data, gitt at forutsetnadane for dei ulike livsløpa i behandlingssprosessen er samsvarande.

2.3.1.3 Ikkje inkluderte prosessar (ikkje fullført liste)

For begge scenario A og B er følgjande ikkje teke med i resultatet, enten fordi det vert antekke at prosessane bidreg lite til resultatet (merka CO – cut-off), og/eller at det ikkje har vore mogleik (tid og ressursar) for å hente inn data (ID – Ingen Data):

- Transport av personell til og frå arbeidsstad (CO)
- Service på anleggsmaskinar, transportmiddel, lagertankar og så vidare (CO+ID)
- Kapital anleggsmaskinar (spreieutstyr, komposteringsmaskineri) (CO)
- Energi og utstyr til å pumpe bioresten frå rotnetank til separering til lagertank på biogassanlegget (kan allokeraast til sjølv biogassanlegget) (CO+ID)
- Transport av utstyr/material til og bygging av lagertankar (CO+ID)
- Reduksjon i avling ved jordpakking (ID)
- Flyt av biogensk CO₂ er utelatt (ID)
- Jordpakking
- Avvatning/sentrifugering (CO, er funne å vere uvesentleg for resultatet (< 0,5 %) etter første iterasjon)
- Dieselbruk ved omrøring og pumping av biorest/vassfase ved transport og spreiding (CO, er funne å vere uvesentleg for resultatet (< 0,5 %) etter andre iterasjon)
- Personbiltransport for komposterg jordprodukt (CO, er funne å vere uvesentleg for resultatet (< 0,5 %) etter første iterasjon).

Transport av personell til arbeidsstad, samt service på infrastruktur og maskineri er ikkje observert i tidlegare LCA-analysar på biogassprosessen (sjå t.d. Raadal et al. 2009, Lyng et al. 2011, Hung & Solli 2011), og prosessane er antekke å utgjere ei ubetydeleg miljøbelastning. Det same gjeld anleggsmaskineri som spreieutstyr og traktor, då ein berre nyttar utstyret til spreiding av biorest ein liten periode av året. For lagertankane er det uråd å samla inn meir detaljert data enn materialbruk som inngår (tidsmessig avgrensing).

Jordpakking er rapportert å kunne redusere avlinga 5-10 % avhengig av spreietidspunkt (Baky et al. 2006), men då det i Lillehammer-regionen er vanleg å nytta husdyrgjødsel, og det ikkje forelegg

informasjon om kor store tankvogner ein nyttar på jordene, vil det vere vanskeleg å anslå kor mykje spreiding av biorest eventuelt vil påføre nye jordskader. Dermed vert dette sett bort frå i studiet.

For begge scenario A og B vert det ikkje teke omsyn til den biogenske flyten av CO₂ (jf.1.2). Då studiet er samanliknande, vil det ikkje medføre ulemper for nokon scenario ved å ikkje rekne inn C-lagring ved høvesvis kompostering (bruksfasen) og spreiding (omdanning av organisk C i TS til stabil C i jorda etter spreiding). Det er òg vanskeleg å anslå skjebnen til kompostert jord over lang tid i bruksfasen, og denne er utanfor systemgrensene.

2.3.1.4 Noverande og framtidig system (endring i biogassanlegget)

LCA-studiet tek ikkje omsyn til at biogassanlegget skal stenge ned og foreta oppgraderingar i 2013 (jf. 2.4.1), då datainnsamling til dette studiet vart utført 2011/2012, medan søknaden for oppgradering av anlegget kom ut juni 2012 (Furuseth & Slåtsveen 2012). Det er antekje at LCI (men ikkje LCIA) vil kunne gjelda også for det oppgraderte biogassanlegget, men med følgjande forutsetnader og endringar:

- Næringsinnhaldet i bioresten og vassfasen må vere om lag likt (eit kriterium kan til dømes vera +/- 5 % endra innhald av TS og N-NH₄).
- Ein antek ein lineær auke i transport (etter volum), men transportlengda kjem truleg til å auka for å kunne avsetja all bioresten. Dermed må parameteret «køyrd antal kilometer» endrast for å få rett miljøbelastning i LCIA.
- Lagring av biorest vil endrast, då ein enten må nytta fleire gjødselkjellarar hos gardbrukarane, byggje fleire lagertankar på biogassanlegget eller finne andre lagringsløyser. Ved bygging av nye lagertankar, bør ein ta høgde for miljøbelastningane dette medfører. Det er mogleg ein her må nytta avgjerdsbasert modellering, då det kan frambringe endringar i bakgrunnssystemet. Eksisterande lagertankar vil bli tildekte, noko som vil gje ein reduksjon i avdamping av N og C (sjå 2.4.3).

2.3.2 Funksjonell eining (FE)

Funksjonell eining (FE) vil vere «behandling av 1 m³ biorest frå rotnetank som går ut av biogassprosessen».

Den funksjonelle straumen vil vere «behandling av 1 m³ biorest som går ut av biogassprosessen frå Mjøsanlegget som nyttar matavfall som substrat i rotnetanken». FE er basert på ein inngåande straum til systemet, og favoriserer ingen av scenarioa A eller B, då utgangspunktet er likt for begge (ubehandla biorest/rotnerest). Ein reknar berre miljøbelastninga frå totalvolumet av biorest som går ut av biogassanlegget, då ei viss mengd biorest vil resirkulerast i prosessen for både scenario A og B. FE består av 91 % vassfase og 9 % fiberrest på volumbasis (sjå utrekning 2.4.1).

FE vil òg kunne knytast til ein fullskala LCA på heile biogassanlegget (gitt samanstilte systemgrenser og forutsetnader), til dømes ved at ein knyt ei bestemt mengd behandla biorest for kvar kWh produsert elektrisitet eller biogass, tonn TS inn i rotnetank (eller anna FE i fullskala LCA). Vidare kan ein finna årleg miljøbelastning for Mjøsanlegget for scenario A og B for dei tre konsekvenskategoriane som skal undersøkast.

2.3.3 Allokering ved systemekspansjon

2.3.3.1 Biorest erstattar (ved substitusjon) mineralgjødning

Vassfasen i scenario A og bioresten i scenario B vil nyttast som gjødning, og dermed redusere forbruket av mineralgjødning (MG). Eit forenkla livsløp for MG er inkludert i systemmodellen, og mengda MG bioresten substituerer for, vil godskrivast for det enkelte scenario A og B. MG frå Yara vert lagt til grunn. Berre klimabelastningar vil takast med frå livsløpet til MG, då det er av interesse å sjå om scenario A og/eller B vert «klimanøytrale».

Dersom ein ikkje held husdyr, eller har tilgang til husdyrgjødning, må ein nytta mineralgjødning for å dekkja det årlege næringsstoffbehovet til plantevekster. Det vert antekje at ein gardbrukar som nyttar biorest ikkje har tilgang på husdyrgjødning, og difor substituerer for MG. Gardbrukarar som held husdyr, må i første omgang bli kvitt husdyrgjødning som hopar seg opp utanom spreiesesong. Prioriteten til gjødning kan beskrivast slik: husdyrgjødning > biorest > MG.

2.3.3.2 Fiberrest erstattar (ved substitusjon) jordforbetningsmiddel/jordprodukt

Kompostering i Scenario A skjer ved at ein blandar fiberrest med kvist og hageavfall i eit 1:1 volumforhold (U. Nielsen og T. Nesbakk pers. medd. 2011). Det vil i røynda vere vanskeleg å berekne kva eventuelle straumar frå komposteringsprosessen som kjem frå fiberresten og hageavfallet respektivt. Det vil difor takast utgangspunkt i mengda ferdig kompostert jord, og både prosesstraumar og transport vil allokera 1:1 på vektbasis. Sidan livsløpet til hageavfallet er utanfor systemgrensene, vil dette i røynda ikkje vere partisjonering, men vere ei berekning av straumane for 50 % av total produksjon av kompostjord. Mjøsanlegget ville uansett kompostert hageavfall (sjå referansar og forklaring 2.4.4.5).

2.3.4 Konsekvenskategoriar

Konsekvenskategoriane klimaendringar (CC), terrestrisk forsuring (TA) og eutrofiering i ferskvatn (FE) skal undersøkast på eit midtpunktperspektiv. For eutrofiering i ferskvatn vil det berre nyttast omtrentlege verdiar for P-avrenning, og vil vere ein «screening» som set fokus på P-tap ved nytting av biorest.

RECIPE-modellen vil nyttast, då den følgjer ISO 14044-44 standardane for LCIA og vert kontinuerleg oppdatert (sist i 2012) av utgivar. Det er tre moglege perspektiv i RECIPE-modellen, individuell (I), hierarkisk (H) og egalitær (E). Skilnaden er at (I) er teknologioptimistisk, og ser berre på korttidsverknader av miljøbelastningar (20 år for klimaendringar). (H) er synspunktet ut som dagens beslutningstakarar forfektar, og har ein tidshorisont på 100 år, medan (E) har ein tidshorisont på 500 år («føre var»). I dette studiet vert (H) lagt til grunn.

Det er sett bort i frå endepunkt og normalisering, då dette medfører aggregering og større uvisse i resultatet (jf. 2.1.1.4), og då lesarane av denne oppgåva er antekje å vera kjende med miljøutfordringar knyta til dei tre konsekvenskategoriane, vil ei aggregering føre til ei dårlegare forståing (dvs. det vert mindre transparent) av systemet som vert undersøkt (jf. 2.2.5).

Relevante karakteriseringsfaktorer er skildra i Tabell 2.3.4. I ReCiPe-modellen er det om lag 100 karakteriseringsfaktorer for GWP, men berre dei som er relevante for forgrunnen (dvs. utslppsstraumane som skal samlast inn data for) er teke med. Når det gjeld TA, er alle karakteriseringsfaktorane frå RECIPE med i tabellen.

Tabell 2.3.4: Relevante karakteriseringsfaktorer for klimaendringar, terrestrisk forsureing og eutrofiering. Frå RECIPE v.1.05, Hierarkisk (H) midtpunktsnivå (dokumentasjon i SimaPro).

Kategori	Utslepp i:	Substans	Faktor	Eining
Klimaendringar (CC) Faktor = GWP 100 ¹	Luft	CO ₂	1	kg CO ₂ -ekv./kg
	Luft	N ₂ O	298	kg CO ₂ -ekv./kg
	Luft	CH ₄	25	kg CO ₂ -ekv./kg
	Luft	Biogensk CH ₄ ²	22	kg CO ₂ -ekv./kg
Terrestrisk forsureing (TA)	Luft	NH ₃	2,45	kg SO ₂ -ekv./kg
	Luft	NO ₂	0,56	kg SO ₂ -ekv./kg
	Luft	Nitrogenoksider	0,56	kg SO ₂ -ekv./kg
	Luft	SO ₂	1	kg SO ₂ -ekv./kg
	Luft	Svoveloksider	1	kg SO ₂ -ekv./kg
Eutrofiering i ferskvatn (FE)	Jord	Mineralgjødning, spreidd	0,053	kg P-ekv./kg
	Jord	Husdyrgjødning, spreidd	0,05	kg P-ekv./kg
	Jord/vatn	Fosfat	0,33	kg P-ekv./kg
	Jord/vatn	P	1	kg P-ekv./kg
	Jord/vatn	Total-P	1	kg P-ekv./kg

¹ Klimaendringar i eit 100-års perspektiv

² CH₄ frå organisk materiale "substituerer" for CO₂ som elles ville blitt produsert frå organisk materiale (biogensk opphav). Denne faktoren vil bli nytta ved kalkulering av miljøbelastningar frå spreiding, lagring og kompostering av vassfase/biorest.

Konsekvenskategoriane er valt ut i frå aktualitet i høve til utslipp ved nytting av biorest, samt ut i frå kor mykje tid som er til rådighet for å samla inn data. Merk at marin eutrofiering (ME) ikkje er med, då Mjøsanlegget ligg om lag 140 km i luftlinje frå næraste marine område (Oslo), og det ikkje er mogleg innanfor rammene til denne masteroppåva å anslå skjebnen til ulike N-forbindelsar, og om dei i det heile når marine områder. Det same gjeld for spormetall (Cd, Pb, Hg osv.); det vil krevje omfattande undersøkingar for å sjå på flyten av desse i systemet. For FE er det fosforsambindingar som bidreg, og P frå vassfase og som er bundne til jordpartiklar vil med rimelig sikkerhet nå vassdrag i Lillehammer-området (Lågen og Mesnavassdraget).

2.3.5 Krav til datakvalitet og planlegging av LCI

2.3.5.1 Generelle krav for scenario A og B og cut-off

Datainnsamlingsmodellen er deskriptiv (sjå 2.1.1.2) i høve til LCA-type C1 (sjå 2.1.1.1). For forgrunnsprosessane er data bli samla frå spesifikke aktørar, som Mjøsanlegget, transportfirma (Hatterud AS) og så bortetter så langt som råd. Det må takast høgde for at ein som utanforståande ikkje alltid får tilgong til data, eller vert nedprioritert i ein travel kvardag ved anmodning om tilgong til data. Der det har vore hensiktsmessig har det blitt nytta «beste tilnærming» eller gjennomsnittsdata, noko som er i tråd med ILCD-vegleiaren (ILCD 2010). For Mjøsanlegget er det nytta produksjonsdata frå året 2010, då dette var eit normalår, utan lengre stopp i drifta for vedlikehald og liknande (U. Nielsen pers. medd. 2012). Produksjonsmengda var nær identisk også i 2011 (Furuseth & Slåtsveen 2012). For tidlegare år har det vore ein del innkøyringsproblem, dermed vil ikkje desse vera representative for biogass- og biorestproduksjon frå eit biogassanlegg i full drift (U. Nielsen og T. Nesbakk pers. medd.).

For prosessar i bakgrunnen er data henta frå livsløpsdatabasen Ecoinvent 2.0 (jf. 2.1.5). Data i forgrunnen som er knyta til tap av N og C ved lagring og spreieing er henta frå tilgjengeleg litteratur. I prosessar der ein ikkje har målingar på utlepp/straumar av N og C frå biorest frå matavfall, er det nytta tilnærmingar, til dømes frå erfaringar med lagring og spreieing av husdyrgjødsel eller anna organisk gjødsel (må sjekkast for representativitet). I litteraturen er det rapportert uvisse knyta til flyten av N og C i systemet, og i eit jordbrukssystem vil denne ikkje vere lineær (som ein LCA er), men vere påverka av årlege fluktusjonar for klima, driftsmetode, jordtype med meir, og såleis vil ein aldri få svært presise data for bruk i ein LCA. Det er nytta data frå andre LCA gjort på biorest (og biogassproduksjon) der det er hensiktsmessig, etter ei vurdering av data i høve til tid, teknologi og geografi.

Kvart livsløp for scenario A og B er skildra og diskutert under kvar sitt delkapittel i 2.4.3 og 2.4.4 respektivt. I [tabell 2.3.5.1-1 og -2] ser ein kva data som vart planlagt å samla inn for scenario A og B. Prosesstraumar som er samla inn er gitt ved konsekvenskategoriane beskrive i 2.3.4.

Cut-off er satt til 2 %. Det vil seie at prosessar som bidreg med mindre enn 2 % (totalt) ikkje vert vist i resultatet.

Tabell 2.3.5.1-1: Oversikt over livsløp og tilhørende prosessar det vart planlagt å samla inn data for i LCI, scenario A.

Scenario	Livsløpsfasar	Prosessnamn
Scenario A	Avvatning/separering av bioest	Avvatning, energibruk (elektrisitet) for dekanter sentrifuge
	Lagring av vassfase på biogassanlegget og hos gardbrukar	Lagring, Kapital, 2000 m3 lagertank, MA Lagring, Kapital, 5000 m3 lagertank, MA Lagring, vassfase, MA Lagring, vassfase, gardbrukar Lagring, BAP/BAT
	Transport av vassfase til gardbrukar	Transport til gardbrukar, tankbil Transport til gardbrukar, omrøring og pumping ved lasting/lossing
	Spreiing av vassfase	Spreiing, Lillehammer-området Spreiing, BAP/BAT Spreiing, omrøring Spreiing, transport Spreiing, pumping
	Kompostering av fiberrest	Kompostering, vending/lufting Kompostering, transport av ferdig produkt Kompostering, aerob utrotning
	Utvida system #1	Produksjon og transport for mineralgjødsel
Utvida system #2	Kompostering (aerob utrotning og transport av ferdig jordprodukt)	Alternativ kompostering og transport

Tabell 2.3.5.1-2: Oversikt over livsløp og tilhørende prosessar det vart planlagt å samla inn data for i LCI, scenario B.

Scenario	Livsløpsfasar	Prosessnamn
Scenario B	Lagring av biorest	Lagring, kapital, som i scenario A Lagring, biorest, MA Lagring, biorest, gardbrukar Lagring, BAP/BAT
	Transport av biorest til gardbrukar	Transport til gardbrukar, tankbil Transport til gardbrukar, pumping
	Spreiing av biorest	Spreiing, Lillehammer-området Spreiing, BAP/BAT Spreiing, omrøring Spreiing, transport Spreiing, pumping
Utvida system #1	Produksjon (og om mogleg transport) for mineralgjødtsel	Same som for scenario A

2.3.5.2 Avgrensingar for lagring og spreiiing(scenario A og B)

Gardbrukarane lagrar nokon gongar bioresten i lag med husdyrgjødtsel. Dermed vert gjødseleigenskapane til blandingsproduktet (biorest + husdyrgjødtsel) vanskeleg å fastslå. Om lag 40 % av bioresten vert lagra hos gardbrukar (R. Dahl pers. medd. 2012). For dette studiet vert det anteke at mesteparten av bioresten som lagrast ikkje endrar karakter i særleg grad, og at berre data for biorest difor vert lagt til grunn ved kalkulering av miljøbelastningar ved lagring og spreiiing.

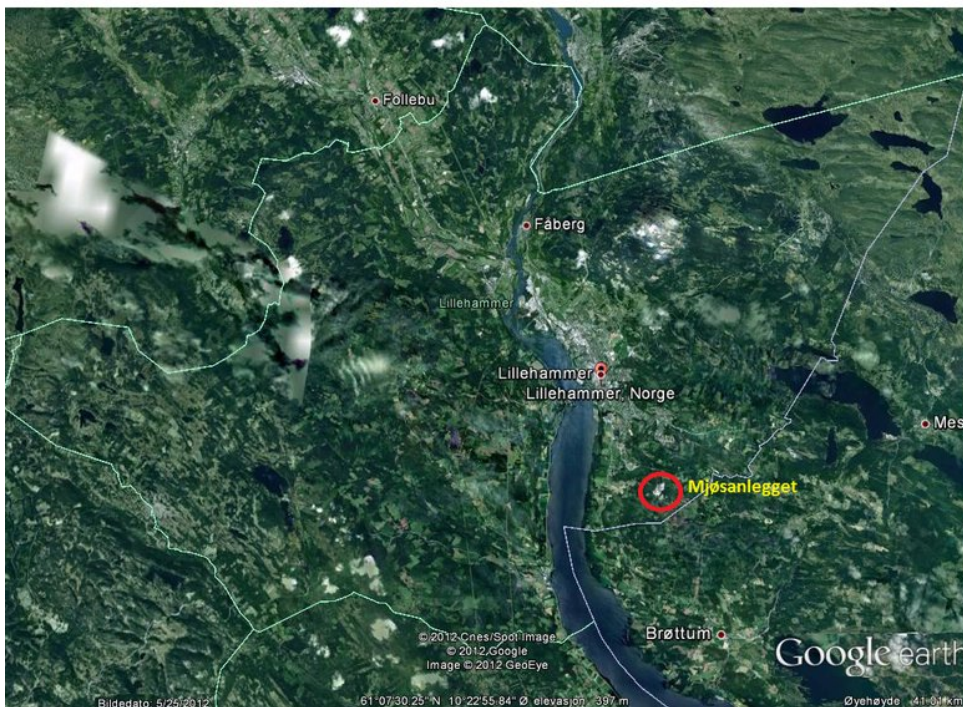
2.3.5.3 Avgrensingar for kompostering(scenario A)

Ei systemsustitusjon av kompostjorda vert lagt til grunn ut i frå ei antaking om kor mykje jordprodukt som vert substituert (jf.2.3.3.2). Det vil bli berekna belastning for komposteringsprosessen og transport av ferdig materiale til kunde, men ikkje bruk. Det vil heller ikkje bli teke med om jorda vert pakka i plastposar, «big bags» eller anna emballasje, då dette er eit for detaljert datanivå i høve til dette studiet sine tidsrammer.

2.4 LCI – livsløpsinventar (datainnsamling)

2.4.1 Mjøsanlegget

Mjøsanlegget (MA) ligg i Roverudmyra Miljøpark søraust i Lillehammer (Figur 10), og er eigd av dei interkommunale avfallsselskapa GLØR (Gaustad, Lillehammer og Øyer renholdsverk), HIAS (Hamar, Løten, Ringsaker og Stange interkommunale avfallsselskap) og GLT (Østre og Vestre Toten, Søndre og Nordre Land og Gjøvik IKS), og driftast av GLØR. Biogassanlegget starta opp i 2001, har vore eit pilotanlegg for CAMBI THP-teknologi (sjå 2.4.3). Oversiktskart over Roverudmyra miljøstasjon der MA held til kan sjåast i Figur 11, med sjølve biogassanlegget i Figur 12. Ei konseptuell teikning av biogassanlegget kan sjåast i Vedlegg 1.



Figur 10: Omriss av Lillehammer kommune (lyseblå kontur), og Mjøsanlegget avmerka med raud ring. Kartretning er nord.



Figur 11: Mjøsanlegget sett ovenfra. Komposteringsareal merka med raud ramme, sjølve biogassanlegget med gul ramme. Kartretning er nord. (google earth)



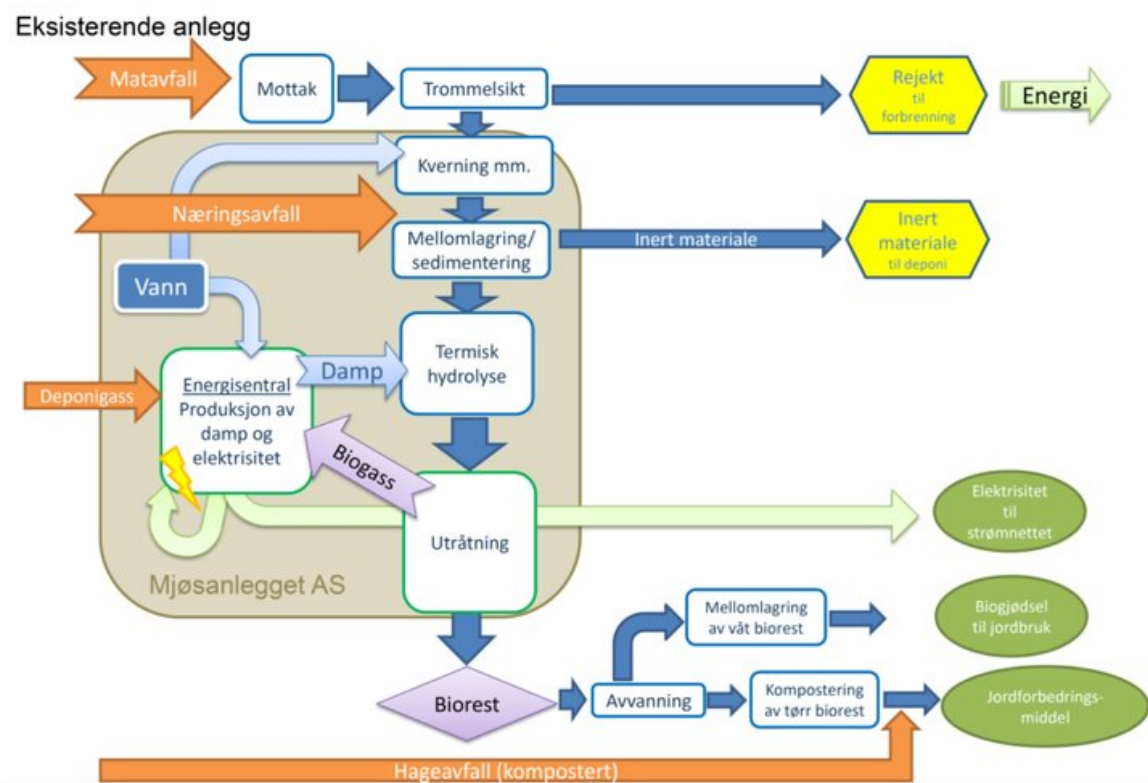
Figur 12: Mjøsanlegget. (frå MA rapport 2012) sett frå nord.

MA behandlar om lag 14.000 tonn organisk avfall årleg (P. Ø. Erlandsen pers. medd.), der om lag 80 - 85 % er sortert organisk hushaldsavfall, medan 15 - 20 % består i matavfall frå industrien (fiskeensilasje, matavfall frå storhushald og næringsmiddelindustri) (U. Nielsen, T. Nesbakk pers.

Medd.) (Furuseth & Slåtsveen 2012). Anlegget er planlagt å utvidast til ein kapasitet på 30.000 tonn matavfall årleg, gjennomgå ei forbetring av ulike prosessar (med anna forbehandling) og lagringsmetode for innkomande matavfall, og byrja oppgradera biogassen til drivstoffkvalitet i 2012/2013 (Furuseth & Slåtsveen 2012).

I 2010 vart det produsert om lag 2 GWh elektrisk straum frå biogass og deponigass, der 1,1 GWh vart levert til straumnettet (sjå Figur 13). Resterande el- og varmeproduksjon vart brukt internt i biogassanlegget. Om lag halvparten av el-produksjonen stammar frå deponigass, og total gassproduksjon (biogass + deponigass) var om lag 3,2 mill. Nm³ (U. Niel pers. medd.), massebalanse 2010). Berre 50 % a biogassen vart nytta til elektrisitet og varme i 2011 (Furuseth & Slåtsveen 2012).

Ein kørde i 2010 ut om lag 15.000 m³ avvatna biorest til bruk som gjødsel i Lillehammer-regionen (sjå 2.4.3.1). Fiberresten som vert skild ut ved sentrifugering vert kompostert på anlegget (Figur 11), og det vert produsert om lag 2.500 tonn kompost årleg. Avvatna biorest frå MA fekk godkjenning som gjødselvarerprodukt 29.april 2008 (Furuseth & Slåtsveen 2012). Anlegget behandlar kategori 3 - avfall etter biproduktforordninga, det vil seia animalske biprodukt og matavfall som tilfredsstillar krav til hygiene (ingen sjukdomsframkallande patogen) (Furuseth & Slåtsveen 2012).



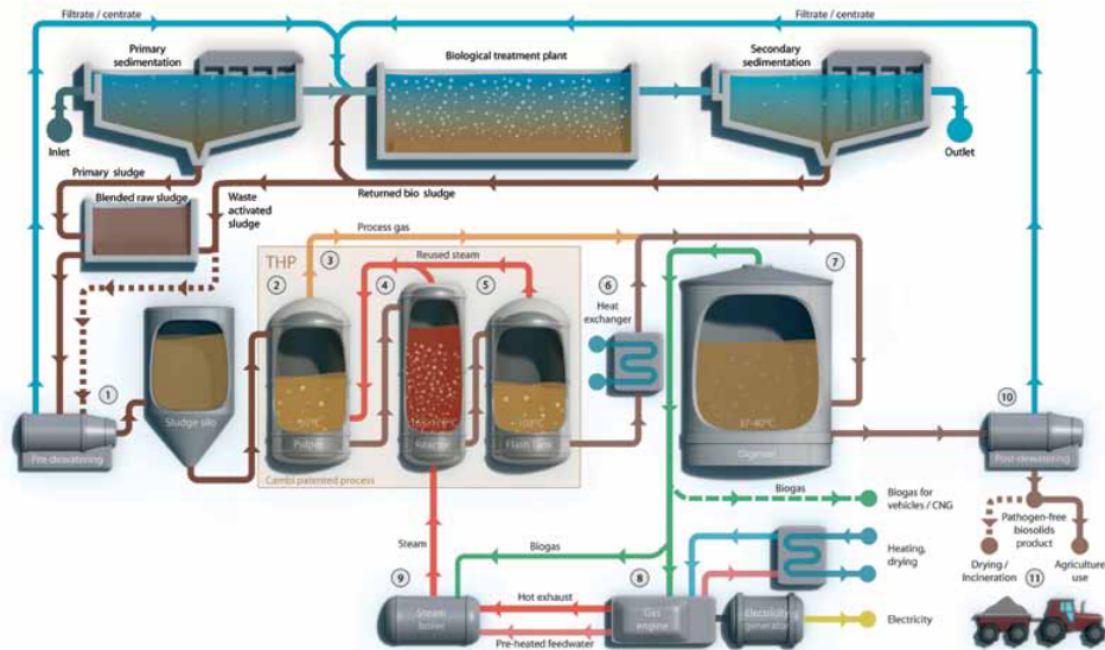
Figur 13: Oversikt over biogassproduksjon ved Mjøsanlegget (kopierte frå Furuseth & Slåtsveen (2012)).

2.4.2 CAMBI-prosessen

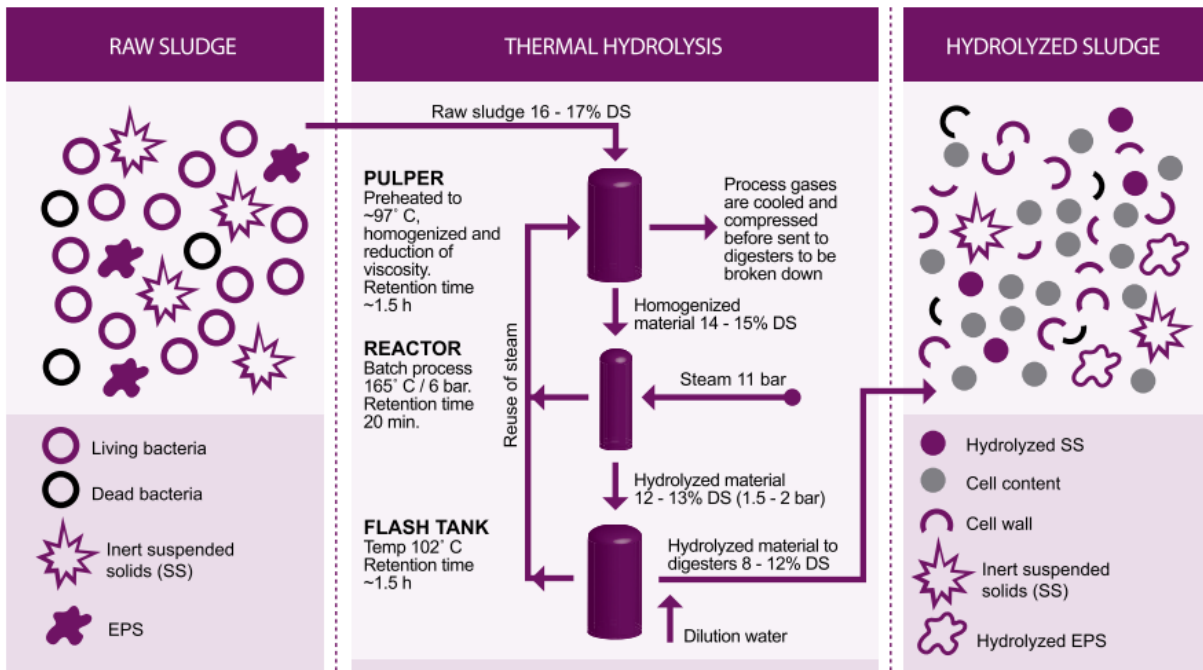
Ved Mjøsanlegget vert avfallat mala opp og kokt ved 138 C i 24 minutt og ved 2,2 bars trykk, før det går til utrotning i biogasreaktoren (sjå Figur x). Deretter går substratet til utrotning i 11-14 dagar (mesofil utrotning). Dei organiske partiklane i substratet vert fragmenterete (ved hydrolyse) når dei etter trykk- og varmebehandling vert pumpa inn i ein flashtank, der trykket brått fell (Figur xx).

Biorest avvatnast når NH_4 når 3000 mg/l i rotnetanken, då verdiar over dette ver giftig for mikrobane (inhibiering) (CAMBI 2012).

The Cambi Thermal Hydrolysis Process (THP)



Figur 14: Cambiprosessen, detaljert flytskjema



Figur 15: Korleis prosessen øydelegg celleveggar.

2.4.3 Scenario 1: Noverande praksis (avvatning av biorest)

I 2.4.3.1 – 5 er det samla inn og utrekna relevante data som vert lagt til grunn for LCIA (3.1).

2.4.3.1 Avvatning/separering

Silskrue

Biorest frå rotnetanken går først gjennom ein silskrue med 5 mm hòl, der fragment av plast og liknande vert silt ut (silgods). Silgodset var i 2010 på 872 tonn. Dette er restavfall, og vil i lag med anna utreinsa materiale frå forbehandlinga sendast til forbrenningsanlegg. Forbrenning skjer på Hamar, og køyrelegd er om lag 70 km kvar veg. Energibruk for silskrue er ikkje stadfesta, men er betydeleg lågare enn for sentrifuge (U. Nilssen pers medd), og er anteke å bidra så lite til resultatet at det kan sjåast bort i frå.

Transport og forbrenning av silgods vil ikkje bli teke med i systemet («systemet» refererer for 2.4.3 til Scenario A), då biorest frå rotnetanken vert anteke å måtte gå gjennom silskrue for å ta bort ureinheiter i begge scenario A og B. Sannsynlegvis vil ein måtet fjerne silgods ved alle typar behandling av biorest, og transport og forbrenning av silgodset kan difor tilskrivast biogassanlegget. Om antakinga ikkje skulle stemme, vil mengda silgods berre utgjere 6 % av transportert mengd vassfase (på vektbasis), og difor bidra lite totalt sett til transport av biorest.

Sentrifuge

Etter at bioresten har gått gjennom silskruen, vert den separert i ei dekanterings-sentrifuge. Separering skjer hovudsakleg fordi ein på MA vil kompostera fiberresten, då dette har vore vanleg praksis ved norske biogassanlegg (jf. 1.4), og var innarbeida praksis før ein byrja nytta vassfasen som gjødsel (kompostjorda genererer òg inntekter ved sal). Andre fordelar er at ein får redusert transportbehovet med om lag 15-29 % volum (Lukehurst et al. 2010). Ein oppnår òg fordelar ved å nytta P-fattig vassfase på P-rik jord og N-krevjande avlingar (jf. 1.3.2).

Sentrifuga er av merket «Westfalia Separator», men det er uråd å få data om spesifikt energibruk frå Mjøsanlegget, då ein ikkje måler el-forbruket for kvar einskild prosess. Produsenten av sentrifuga hadde ikkje mogleik til å oppgje energibruk. Dermed vert beste tilnærming nytta, noko som er 2-3 kWh/m³ (EGE 2010). Antek her øvre verdi på 3 kWh (Tabell 2.4.3.1-1). Utsleppsstraumar frå el-forbruket vert henta frå Ecoinvent, og det vert nytta gjennomsnitts el-mix for den nordiske kraftmarknaden. Elektrisitet som biogassanlegget sjølv produserer vert ikkje lagt til grunn, då eventuelle miljøfordelar ved el-produksjon frå biogass vil tilskrivast biogassproduksjonen i systemet.

Tabell 2.4.3.1-1: LCI for avvatning/separering av biorest.

Prosessnamn	Verdi (per FE)	Eining	Utsleppsdata
Avvatning, energibruk (elektrisitet) for dekanter sentrifuge	3	kWh	Ecoinvent

Sentrifugering og fordeling av TS og N,P,K,C.

Då det ikkje fins nøyaktige målingar på mengda vassfase som går att til prosessen, kor stort volum som vert tilgjengeleg for utkøyning, og nøyaktig mengd TS i bioresten (useparert), vil det her gjerast eit overslag basert på produksjonstal frå MA og frå spesifikke målingar på vassfase og fiberrest ved MA. Spesifikke data for næringsinnhald og TS for MA er tilgjengelege frå eit upublisert studie, og er oppgitt på ein per TS-basis. Difor er det naudsynt å vurdere TS i biorest.

I 2010 vart det avvatna 19.463 m³ biorest i sentrifuga. Av dette vart det separert ut 1331 tonn fiberrest. Årsgjennomsnittet for TS i fiberrest er 28 %. Om lag 15 % av vassfasen (3.000 m³) går attende til biogassprosessen og nyttast om att, men verdien er noko uvis (U. Nielsen pers. medd. 2011). Denne delen kallast rejecktvatn. Gjenbruk av rejecktvatnet er anteke å ikkje føre til miljøbelastningar, og vil i alle høve tilskrivast sjølve biogassanlegget.

For å finna ut kor mykje vassfase som vert køyrt ut som gjødsel, må ein gjer ei antaking om tettleiken til fiberresten. Fiberresten har 28 % TS (dette er årsgjennomsnitt) (Govasmark et al. 2011.). Tettleiken for fiberrest er utrekna ved å anta ein tettleik på 0,5 kg/dm³ for tørrstoffet (ut i frå tettleiken på ferdig kompostert materiale), og 1 kg/dm³ for vatn, og vert dermed $(0,28 \times 0,5 + 0,72 \times 1) = 0,86 \text{ kg/dm}^3$. Dette utgjer for fiberresten $(1.331 \times 10^3 \text{ kg} \times (1/0,86) \text{ kg/dm}^3) = 1.547 \text{ m}^3$, og vil utgjere $(1.547 \text{ m}^3 / 19.463 \text{ m}^3) = 80 \text{ dm}^3/\text{m}^3$ biorest, eller 8 % av bioresten på volumbasis. Dette er lågare enn det Lukehurst et al. (2010) oppgjer (13-29 %), og tyder på at sentrifuga ikkje fungerer optimalt. Mengda fiberrest og TS frå fiberrest vil vere $(1.331 \text{ tonn} / 19.463 \text{ m}^3) = 68,4 \text{ kg fiberrest} / \text{m}^3$ biorest, og $(68,4 \times 0,28) = 19,15 \text{ kg TS/m}^3$ biorest.

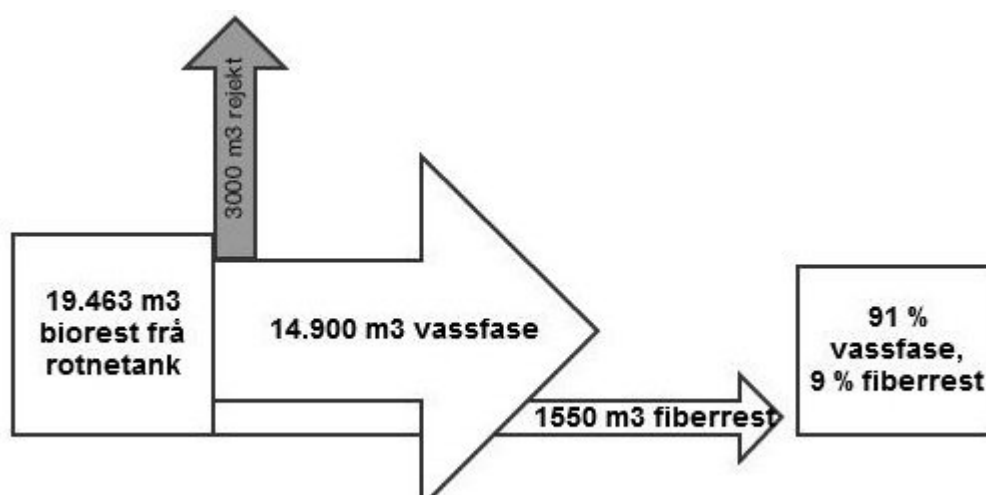
Mengd vassfase som går til lagring og spreining vert $(19.463 - 3.000 - 1.547) = 14.916 \text{ m}^3$.

Til saman går det $(14.916 + 1.547 \text{ m}^3) = 16.463 \text{ m}^3$ biorest (vassfase + fiberrest) ut av anlegget. Denne verdien (avrunda til 16.450 m³) vert lagt til grunn for berekning av miljøbelastning per FE. Fiberresten vil utgjere 9,3 % av mengda biorest som går ut av anlegget (avrundast vidare i analysen til 9 %), medan vassfasen vil utgjere 91 % på volumbasis. Dette vil føre til at mengda fiberrest vert konsentrert opp i høve til vassfasen, sidan 3.000 m³ av vassfasen går tilbake i biogassanlegget som prosessvatn. Dermed får ein $(1331 \text{ tonn}/16.463 \text{ m}^3) = 80,8 \text{ kg fiberrest/m}^3$ biorest som går ut av biogassprosessen (Figur 16). Grunna uvissheta på kor mykje vassfase som går til rejeckt, vil det vidare i analysen bli nytta følgjande avrunda verdiar:

Biorest behandla: 16.450 m³

Vassfase: 14.900 m³

Fiberrest: 1.550 m³ totalt, og 81 kg fiberrest/m³ biorest ut av biogassprosessen.



Figur 16: Flyt av biorest på volumbasis. Om lag 16.450 m³ går ut av biogassprosessen, medan 3.000 m³ går att til prosessen (rejekt).

MA oppgir at bioresten har om lag 5 % TS (rett etter utrotning) (T. Nesbakk pers. medd. 2012) Årsgjennomsnittet for vassfasen er 2,7 % TS (Govasmark et al. 2011). Då TS er funne ved vekt etter glødetap, vil 2,7 % TS utgjere 27 kg TS/m³ biorest. Totalinnhaldet TS vil difor vere (27 + 19,15 kg) = 46,15 kg = 4,6 % TS /m³ biorest (for scenario B). Denne verdien vil nyttast i utrekning av næringsinnhald per m³ biorest og vassfase. Utrekna TS, N-total, N-NH₄, P og K per m³ vassfase og biorest, samt fordeling av organisk materiale er gitt i Tabell 2.4.3.1-2]. Total organisk karbon (TOC) er anteke å vere 39 % av TS (Tambone et al. 2010).

Tabell 2.4.3.1-2: Næringsverdiar og TS per FE (m³ biorest) (omrekna etter Govasmark et al. (2011)). Antek 4,6 % TS for biorest. Avrunda verdiar.

	Biorest	Vassfase	Fiberrest	N:P:K biorest	N:P:K vassfase	N:P:K fiberrest
Volum per år (m ³)	16.500	14.900	1550			
%	100 %	91 %	9 %			
TS (kg/m ³)	46	27	19			
%	100 %	59 %	41 %			
N-total (kg/m ³)	5,4	4,4	1,0			
%	100 %	81 %	19 %			
N-NH ₄ (kg/m ³)	3,0	2,8	0,2	5	9,3	0,7
%	100 %	93 %	7 %			
P (kg/m ³)	0,6	0,3	0,3	1	1	1
%	100 %	50 %	50 %			
K (kg/m ³)	1,6	1,5	0,13	2,7	4,9	0,4
%	100 %	92 %	8 %			
TOC (kg/m ³)	17,9	10,5	7,4			
%	100 %	59 %	41 %			

2.4.3.2 Lagring av biorest hos GLØR og hos gardbrukar

Lagertankar

MA har to lagertankar for avvatna biorest, ein på 2000 m³ og ein på 5000 m³ (Furuseth & Slåtsveen 2012). Her vert bioresten lagra for vinteren (utanfor spreiesesong), samt som buffertank i spreiesesongen. I tillegg vert ein del køyrd ut og lagra i gjødselkjellarar hos gardbrukarar. Dersom ein ikkje hadde nytta bioresten til gjødsel, men avvatna den og sendt vassfasen til reinseanlegg, ville ein ikkje hatt behov for dei to lagertankane. Driftspersonell ved HRA opplyser at biogassanlegget deira ikkje har eigen lagertank for biorest (berre svært avgrensa kapasitet for uthenting av biorest frå sjølvve rotnetanken, om lag 100 m³ i gongen). HRA biogassanlegg behandlar 10.000 tonn matavfall i året (Hvitsand & Kleppe 2011) og er difor samanliknbart med MA med tanke på lagring. Bygging, vedlikehald og bruk av material som inngår i lagertankane kan difor tilskrivas biorestbehandlinga, og ikkje sjølvve biogassanlegget. Begge lagertankane er støypt i betong, tankhøgde er 6 m for begge tankane, og det er om lag 15 cm tjukke betongveggar (U. Nielsen pers. medd.).

Produksjon av betong og armeringsjern som vert brukt i konstruksjonen vil føra til ei miljøbelastning. Både betong og armeringsjern kan førebels resirkulerast med ei ombruksgrad på nær 100 %. Det er ikkje innanfor rammene til dette studiet å samla inn detaljerte data om transport, service og bygningsarbeid for lagertankane. Det vert difor sett bort i frå miljøbelastninga frå lagertankane i dette studiet, men i Vedlegg 2 kan ein finna data for material nytta i konstruksjonen av rotnetanken ved MA (den er 2000 m³ og har betongkappe). Betong- og armeringsjernbruket for rotnetanken kan antakast å vera lik som for 2000 m³ lagertank.

Omrøring

Ved henting av vassfase vert det antekast at det nyttast ein omrørar som held TS i suspensjon i lagertankane. Det er ikkje omrørar i lagertankane på MA (U. Nielsen pers. medd.), så omrøring vil eventuelt komme under transport eller spreiiing (2.4.3.3 eller 2.4.3.4).

Lagring

Lagringstankane på MA er utan tak eller overdekke, det same er antekast å gjelda for gjødselkjellarane (dette er praktisk ikkje mogleg å sjekke utan ei spørreundersøking i Lillehammer-regionen). Kvar vassfasen lagrast vil i dette studiet verte antekast å ikkje ha noko å seie for utslepp av N₂O og CH₄, men lagringsstad vil virka inn på utslepp av NH₃ (Whelan og Villa 2010). Det er foreløpig ikkje gjort mange undersøkingar på avdamping frå lagring (og spreiiing) av biorest frå matavfall (Tambone et al. 2010). I litteraturen finn ein mange forsøk gjort på husdyrgjødsel, men desse er ikkje direkte overførbare til biorest, då husdyrgjødsel dannar ei skorpe på overflata av den lagra massen, noko som kan redusere avdamping av CH₄, N₂O og NH₃ (Lukehurst et al. 2010). Nedanfor er det kalkulert avdamping for CH₄, N₂O og NH₃ frå lagring av bioresten og vassfasen frå MA ut i frå relevante studiar:

Tap av NH₃

Whelan og Villa (2010) har gjennomført labforsøk på NH₃-tap frå biorest frå matavfall, og rapporterer at NH₃-tap frå lagring er lineært over året. Dei fann tapet til å vere om lag 7,3 % reduksjon i NH₄-N per veke eksperimentelt (antek 1:1 forhold på NH₄ og NH₃ her, då NH₄-N: NH₃-tapsforholdet vart funne å vera proporsjonalt), noko som ville tilsvart 90 % tap av NH₄-N for 8 månaders lagring av biorest. Resultatet gjeld førebels berre for eit lukka glas med 1 liter rom i toppen. I røynda vil volatilisering av NH₄-N vere bestemt av kor raskt NH₃-gass bles bort frå overflata av lagringstanken (fluks), og forholdet mellom overflateareal og djupne (Whelan og Villa 2010).

Modellen for NH₃-tap som Whelan og Villa (2010) laga, vert lagt til grunn for kalkulering av NH₃ tap nedanfor:

Lagertankane hos gardbrukar kan ein anta er 3 m djupe, og ved MA er dei 6 m djupe. Vidare vert det antekje at det ikkje er stor fluks av NH₃-gass ved overflata av vassfasen. Dermed kan ein anta eit vekentleg tap per m djupne på høvesvis (frå 0 – 6 m) 0,36 %, 0,24 %, 0,16 %, 0,08 %, 0,05 %, 0,04 % og 0,03 % (omrekna verdiar for 0, 2, 4, 5 og 6 m djupne). For ein 6 meter djup tank, der ein tek høgde for tap per djupne (0 – 6 m) svarer dette til eit gjennomsnittleg tap på 0,14 % NH₃/veke. For ein 3 meter djup tank svarer tapet til 0,21 % NH₃/veke.

Det er 2,8 kg NH₄-N per m³ vassfase. Lagring er for 3.900 m³ antekje å vere på 32 veker ved MA, 6.000 m³ i 32 veker hos gardbrukar, og 5.000 m³ er korttidslagring, antek 4 veker i gjennomsnitt her (vassfasen vert køyrt kontinuerleg ut i spreingssesongen, så ein lagrar ikkje 5.000 m³ i 16 veker (jf. 2.4.3.3).

NH₃-utslepp totalt vert då:

[Mengd NH₄-N/m³ vassfase før lagring] – [Mengd NH₄-N/m³ vassfase etter lagring] =

For 3.900 m³ lagra i 32 veker ved MA: 2,8 kg * (3.900 – (0,9984³² * 3.900)) = 545 kg NH₄-N

For 5.000 m³ lagra i 4 veker ved MA: 2,8 kg * (5.000 – (0,9984⁴ * 5.000)) = 89 kg NH₄-N

For 6.000 m³ lagra i 32 veker hos gardbrukar: 2,8 kg * (6.000 – (0,9979³² * 6.000)) = 1093 kg NH₄-N

NH₃-tap per FE = NH₄-N-tap/FE = (545 + 89 + 1093) kg / 16.450 m³ = 0,105 kg NH₃/FE.

Clemens et al. (2006) rapporterer kumulative utslepp av NH₃ for 100 dagars lagring om vinteren til 62 g/m³ biorest, og 222,5 g/m³ for 140 dagars lagring om sommaren for biorest frå husdyrgjødsel (1,4 kg NH₄-N/m³). Om ein reknar om dette til å gjelda 1 m³ vassfase frå MA, får ein

(5.000/16.450 * 222,5 g/m³ * 30/140 + 8.900/16.450 * 224/100 * 62 g/m³) = 90 g/m³.

Om ein går ut i frå at det lineære utsleppet av NH₃ er proporsjonalt med reduksjon i mengda NH₄ i vassfasen, får ein per FE (2,8/1,4) * 0,09 kg/m³ = 0,18 kg NH₃/m³.

For dette studiet vert NH₃-tapet/FE = (0,18 kg + 0,105 kg)/2 = **0,14 kg NH₃/FE**.

Dette svarer til $(0,14 \text{ kg} / 2,8 \text{ kg}) = 5 \%$ av $\text{NH}_4\text{-N}$ i vassfasen, gitt eit 1:1-forhold mellom $\text{NH}_4\text{-N}$ og NH_3 .

Tap av CH_4 - og N_2O

For avvatna biorest frå husdyrgjødsel (TS 5 %) fann Gioelli et al. (2011) at CH_4 -utsleppet auka lineært med temperaturen. Ved 30 C var utslepp frå uavvatna utrotta husdyrgjødsel (9 % TS) det dobbelte av avvatna. Skilnaden skuldast hovudsakleg at det er meir VS i uavvatna biorest. Same studie fann at etterutrotning i lagertank var 2,32 Nm³ biogass/m³ for vassfase lasta inn i lagertank (5 % TS); vassfase var mellom 18-30 C, medan temperatur utanfor lagertanken var 16,5 C (Gioelli et al. 2011).

For lagertankane på MA vil ein stadig få tilført ny mengde vassfase, så sjølv om gjennomsnittstemperatur i perioden september – april er -1,3 C – (været lillehammer.com) anna stad), så vil temperaturen halde seg høgare i tankane. Det er ikkje samla inn data på temperatur i bioresttankane, og ein antek her at temperaturen er om lag halvparten av det Gioelli et al. (2011) målte gjennom året (altså 9 – 15 C i vassfase i lagertankane på MA), og at ein difor kan setja CH_4 -tapet til 50 % av verdiane, gitt lineariteten funne for temperatur i Gioelli et al. (2011). For vassfase kan ein redusera CH_4 -utsleppet med yttarlegare 50 % grunna TS-innhald (antek lineært innhald av VS/TS, altså $0,5 * 0,5 = 25 \%$ av 2,32 Nm³/m³ totalt). Ut i frå Gioelli et al. (2011) sine funn, kan ein gjere ei berekning av CH_4 -tap ved MA:

CH_4 -tap for 4,6 % TS biorest =

$2,32 \text{ Nm}^3 * 0,6$ (60 % andel CH_4 i biogassen rapportert av Gioelli et al. (2010)) * $0,717 \text{ kg CH}_4/\text{Nm}^3$ (tettleik for CH_4/Nm^3 ved 15 C og 1 bar trykk) * $0,5$ (temperaturjustering = 0,5 kg CH_4/m^3 FE).

CH_4 -tap for 2,7 % TS vassfase =

Vassfase: $0,5 \text{ kg CH}_4/\text{m}^3 \text{ FE}$ (frå biorest) * $0,5$ (TS-justering) * $(14.900/16.450)$ (mengd vassfase per FE) = 0,226 kg CH_4/m^3 .

Clemens et al. (2006) har undersøkt N_2O - og CH_4 -utslepp ved eit pilotforsøk med lagring av biorest frå husdyrgjødsel i utandørs open lagerkum, og fann for 100 dagars vinterlagring 111 g CH_4/m^3 og 40 g $\text{N}_2\text{O}/\text{m}^3$ kumulativt utslepp. Same biorest vart målt for same utslepp i 140 dagar om sommaren, her var eit kumulativt utslepp på 1154 g CH_4/m^3 og 72 g $\text{N}_2\text{O}/\text{m}^3$. Det kumulative N_2O -utsleppet auka lineært gjennom både vinter- og sommarlagring, medan CH_4 fulgte ei kvadratisk kurve, og utsleppet vart redusert utover perioden (Clemens et al. 2006). Temperatur har altså svært mykje å seie for CH_4 -utsleppet frå lagring, medan det ikkje er av same betydning for N_2O . Ut i frå Clemens et al. (2006) sine nemnte verdiar, vil det her kalkulerast tap av CH_4 og N_2O for lagring av vassfase:

Ein må anta vintertemperaturar i perioden (sept-apr), og sommartemperaturar i (mai – aug). Det vert ikkje teke høgde for at den kumulative effekten av CH₄ vert redusert utover 100 dagar, då ein antek reduksjonen ikkje er vesentleg for resultatet.

CH₄ per FE for vassfase: $(6.000+3.900)/16.450 * ((8 * 28 \text{ dagar})/100 \text{ dagar}) * 111 \text{ g/m}^3 = 160 \text{ g/m}^3$ for vinterlagring,

og

$5.000/16.450 * (28 \text{ dagar}/140 \text{ dagar}) * 1154 \text{ g/m}^3 = 75 \text{ g/m}^3$ for lagring om sommaren (antek også her 4 veker lagringstid i gjennomsnitt)

Til saman: 235 g CH₄/FE = 0,235 kg CH₄/FE, noko som er svært likt 0,226 kg CH₄/FE (ovanfor).

Legg difor desse verdiane til grunn: $(0,235 \text{ kg} + 0,226 \text{ kg})/2 = \mathbf{0,23 \text{ kg CH}_4/\text{FE}}$.

For utrekning for biorest, sjå 2.4.4.1.

For N₂O:

N₂O per FE for vassfase: $(6.000+3.900)/16.450 * ((8 * 28 \text{ dagar})/100 \text{ dagar}) * 40 \text{ g/m}^3 = 54 \text{ g/m}^3$ for vinterlagring,

og

$5.000/16.450 * (28 \text{ dagar}/140 \text{ dagar}) * 72 \text{ g/m}^3 = 4,4 \text{ g/m}^3$ for lagring om sommaren,

Til saman: 58,4 g N₂O/FE = **0,058 kg N₂O/FE**.

Tabell 2.4.3.2: LCI for lagring

Prosessnamn	Verdi (per FE)	Eining	Utsleppsdata
Lagring, tap av CH ₄	0,23	kg	Utrekning i 2.4.4.2
Lagring, tap av N ₂ O	0,058	kg	Utrekning i 2.4.4.2
Lagring, tap av NH ₃	0,13	kg	Utrekning i 2.4.4.2

2.4.3.3 Transport av vassfase

Køyrebelastning

Det er ikkje ført statistikk på kor mykje av vassfasen som hentast av gardbrukarane (gjødsla er gratis), men Ulf Nilssen (pers.medd. 2012) ved MA antyder at 50 % tidlegare har blitt køyrd ut til lagring eller spreiring av entreprenør, medan 50 % har blitt henta av bøndene sjølv. Det siste året har ein ny entreprenør, Kindlistuen & Dahl AS, fått anbodet om å køyra ut all vassfasen, og dette forholdet vert lagt til grunn for vidare kalkulasjonar.

Vassfasen vert transportert ut med ein 20 m³ Scania tankbil (2012-mod. EURO 5) (R. Dahl pers. medd.). Køyrelengd er i følgje Tommy Nesbakk (sivilingeniør på MA) gjennomsnittleg 20 km kvar veg (T. Nesbakk pers. medd.). Kindlistuen & Dahl AS oppgjer om lag 25 km (R. Dahl pers. medd.). Her vert det antekke 25 km.

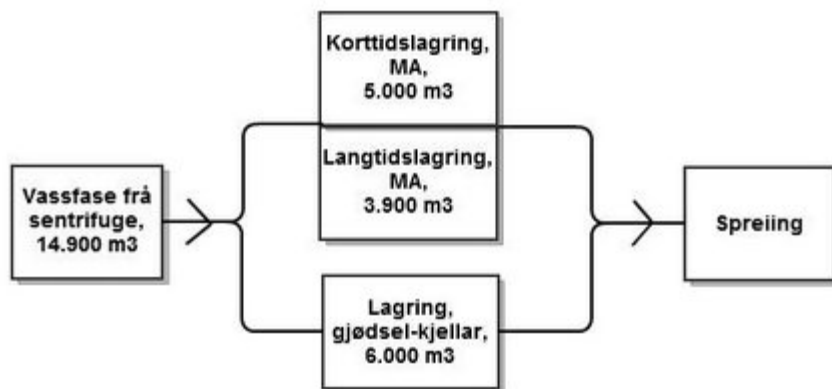
Antek at 1 m³ vassfase = 1000 kg. Ut i frå ein TS på 2,7 % og ein tettleik på TS lik 0,5 kg/dm³, vil tettleiken på vassfasen vere om lag 987 kg/m³, men denne differansen er neglisjerbar (1,3 %). Uvissheta på kor mykje vassfase som vert utkøyrd vil utgjere meir enn 1,3 %.

Dermed får ein ei køyrebelastning på totalt (14.900 m³ * 1 tonn / m³ * 25 km) = 372.000 tkm, og (372.000 tkm / 16.450 m³) = **22,6 tkm/FE** (Tabell Transport 2443).

Pumping og omrøring

Ved henting av vassfase vert det nytta pompe og omrørar som held TS i suspensjon. Om vassfasen fraktast til mellomlagring hos gardbrukar, må ein ha pumping og omrøring av vassfasen to gongar. Det er antekke at bioresten må lagrast 8 månader. Det tilsvarar (14.900 m³ * 8/12) = 9.900 m³ biorest (avrunda verdi). Entreprenøren hevdar at om lag 40 % av vassfasen (6.000 m³) går til gjødsellager hos bøndene (R. Dahl pes. Medd.). Difor vert det antekke at 6.000 m³ vassfase må ha pumping og omrøring to gongar før den vert spreidd, ein frå lager ved MA til tankbil og ein frå tankbil til gjødsellager (pumping ved spreiring kjem innunder livsløpsfasen «Spreiring» i 2.4.3).

For resterande 5.000 m³ biorest som vert produsert i spreiringssesongen (4 månader) vert denne antekke å bli nytta fortløpande, og med eit kortvarig opphald i lagertankane på MA (4 veker i gjennomsnitt er antekke). Til saman vert det utkøyrd 8.900 m³ vassfase frå MA (fortløpande produksjon + lagra 3.900 m³ over vinteren) (Figur 17), og pumping og omrøring av denne mengda vert allokert til spreiring (2.4.3.4).



Figur 17: Oversikt over kort- og langtidslagring for vassfase

Gjennomsnittleg omrøring og pumping per FE for transport vert difor $((6.000 * 2 / 16.450) = 0,73$ omrøring og pumping. Det kan knytast ei mengd kWh elektrisitet eller diesel til denne eininga.

Pumping frå rotnetank til lagertank ved MA vert allokert til biogassanlegget, då ein uansett behandling måtte ha pumpa bioresten frå rotnetanken til behandlingsstad. Ei omrøring (ved transport) er rekna å ta om lag 1 time. I følgje notat frå Sørby i Lyng et al. (2011) går det 0,1 l diesel per m³ biorest for pumping av flytande biorest (vassfase) frå lager til tankvogn. Omrøring av vassfasen er i same kjelde oppgitt til å vere 0,15 l/m³ dersom ein rører i 10 timar. Dette gjeld for fersk husdyrgjødsel ved spreining, men er overførbart til biorest, då ein nyttar same teknologi for spreining og transport. For transport av vassfasen, som ein kan anta tek 1 time eller mindre (ein køyrer over 20 km/t, og pumping tek 5 min x 2 i følgje entreprenør), vil dette svare til om lag 0,015 l/m³. Då ein truleg nyttar omrøring med elektrisitet ved MA (gjeld for 8.900 m³), og berre når vassfasen vert henta (U. Nielsen pers. medd.), vert omrøringsdelen ikkje teke med då det manglar data på dette. Energibruken er uansett så låg at dette ikkje vil gå utover robustheita til analysen.

Ein får $0,1 \text{ l} * 0,73 = 0,07 \text{ l diesel/FE}$ ved pumping ved transport (Tabell 2.4.3.3). Her vert det antekke at ein nyttar pumpe som er festa til tankbil (hydraulikk) for alle pumpeoperasjonar.

Tabell 2.4.3.3: LCI for transport Scenario A

Prosessnamn	Verdi (per FE)	Eining	Utsleppsdata
Transport til gardbrukar, 20 m ³ tankbil, EURO 5	22,6	tkm	Ecoinvent
Transport, pumping, diesel	0,07	l	Ecoinvent

2.4.3.4 Spreiing

Ved spreieing vert det utslepp av ammoniakk (NH_3) og N_2O til luft, samt avrenning av næringsstoff (Clemens et al. 2006). Det vert òg slept ut ei lita mengd CH_4 , men denne er for utrotta materiale svært liten (< 2-3 % av klimabelastninga frå spreieing), og kan sjåast bort i frå (Wulf et al. 2002b i Clemens et al. 2006; Amon et al. 2006). (Hartmann antyder eit CH_4 -utslepp på 98 g/ha, eller 10 g/daa (Hartmann 2006). Om ein gjødsler med 4 m³ fersk vassfase/daa ut i frå $\text{NH}_4\text{-N}$ -verdi, får ein 2,5 g/m³ vassfase. For vassfase som har vore lagra i 6 månader før spreieing, utgjør CH_4 -utslepp berre 1 g/m³ (Hartmann 2006) Vidare vert berre utslepp av N_2O og NH_3 diskutert.

Utsleppsmengda for NH_3 og N_2O er avhengig av ei mengd faktorar: Temperatur og vértilhøve, jordtype, vassmetning i jorda, spreietidspunkt (årstid), spreiemetode, infiltrasjonshastighet og kor raskt gjødsla vert molda ned (Lukehurst et al. 2010; Clemens et al. 2006). Det er forskningsbehov for CH_4 , N_2O og NH_3 -utslepp ved lagring og spreieing av biorest, då verdier frå ulike undersøkingar er få og er usikre for ulike typar biorest (Sørheim et al. 2010). Tambone et al. (2010) nemner også at det er gjort lite forskning på eigenskapane til biorest og korleis det påverkar miljøet. Også Whelan og Villa (2010) påpeiker at det er lite publiserte artiklar om biorest frå matavfall, men at ein truleg får ein større tap ved spreieing enn lagring, særleg ved overflatespreieing (breispreieing). Ved utsleppskalkulasjonar for NH_3 og N_2O må ein ta uvissheta kring forskingsresultat i betraktning, og utsleppsverdiane for både lagring og spreieing av biorest frå MA vert eit «best mogleg estimat».

NH_3 -tap

Nedanfor går ein gjennom spreieingsmetodar, samt ulike parameter for Lillehammer-regionen som har innvirkning på utslepp av NH_3 .

Viftespreieing/breispreieing

Denne metoden kastar ut flytande gjødsel frå ei dyse bakpå tanken (Figur 18), eller med kanon tilkobla tanken. Tunge tankvogner kan føre til pakking av jorda (Heggset notat - vestlandet.lfr.no/docs/00000F25.doc). Breispreieing vil føre til størst NH_3 -utslepp av spreieimethodane då NH_4 i gjødsla får godt kontakt med luft og vert omdanna til NH_3 . Ein kan tape opp i mot 90 % av $\text{NH}_4\text{-N}$ i gjødsla ved breispreieing (Hartmann 2006). I nokre land er det ulovleg å spreie biorest med breispreiar (Lukehurst et al. 2010), og Sørby et al. (2011) nemner at det ikkje er aktuelt å nytta breispreiar til biorest, og at det kanskje ikkje vert tillete framover.

I Lillehammer-regionen (må her forståast i utvida forstand som Lillehammer, Øyer, Gausdal samt Ringsaker kommune) vert det for det meste nytta breispreiar. Ein nyttar ikkje DGI (nedfelling), då dette er dyrt utstyr. (Gunnar på LBK Lillehammer; J. Skretting pers. medd.). Kindlistuen & Dahl AS står for om lag 15 % av spreieing av vassfase, og nyttar breispreiar og 12 m³ tankvogn (R. Dahl pers. medd.). Bandspreieing nyttast visse stader, men ikkje i utstrakt grad (J. Skretting pers. medd.). For berekning av N- tap vert det lagt til grunn 100 % breispreieing.



Figur 18: Breispreiar

Bandspreiing (stripespreiing)

Ved bandspreiing nyttast ein tverrgåande bom tilknytta ei mengd slangar som sleper langsmed bakken og legg gjødsla i striper på eng og åker (Figur 19). Ein reduserer gjødsla si kontakt med luft og dermed N-tapet. Det kan nyttast tankvogn til arbeidet (fører til pakking av jorda dersom ein nyttar tung vogn), eller ein kan kopla til eit slangesystem (slepeslange) som matar spreieutstyret direkte frå gjødsellager noko som reduserer jordpakking.



Figur 19: Bandspreiing

Nedfelling

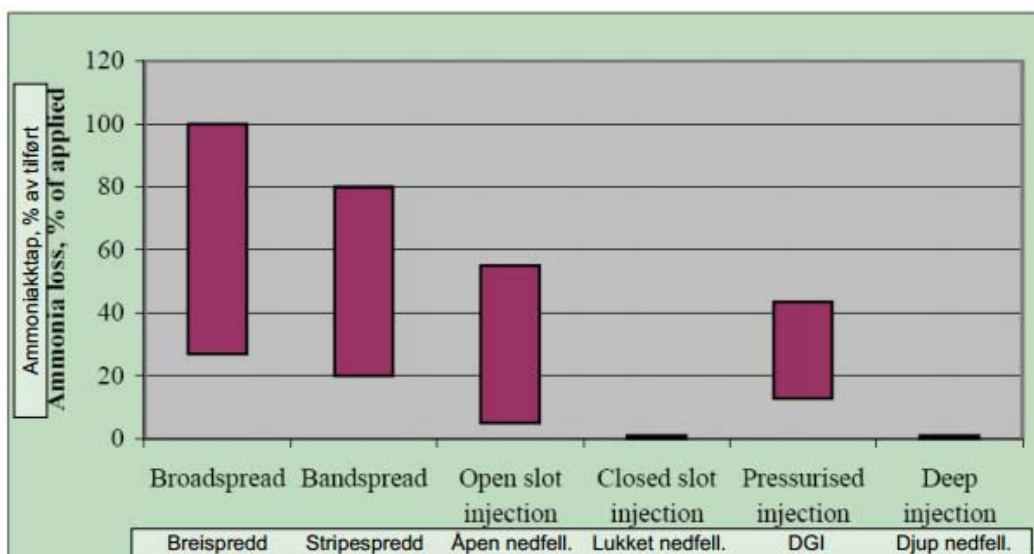
Prinsippet for ulike typar oppsett med nedfelling er det same; ein legg ned gjødsla eit lite stykke ned i bakken for å unngå N-tap (Figur 20). Misselbrook et al. (2002); Chadwick et al. (2011) oppgjer at ein kan redusera tapet av $\text{NH}_4\text{-N}$ til om lag 10 % ved nedfelling.



Figur 20: Nedfelling. Nærbilete av slepesko som legg gjødsla i striper ned i bakken.

Best tilgjengeleg teknologi og praksis (BAT/BAP)

Nedfelling vert i hovudsak sett på som best tilgjengelege teknologi (BAT), men dette er òg avhengig av lokale parameter som avling og jordtype, så nedfelling vil ikkje alltid vere den beste løysinga (Lukehurst et al. 2010). Sørby et al. (2011) nemner at ein kan nytta nedfelling på eng, men at køyresesong er kortare enn for bandspreiar og større fare for køyreskader, og at bandspreiar difor er eit betre alternativ då virkningsgrada for N er god og gjødslinga er lett å utføre. Clemens et al. (2006) gjorde forsøk med spreieing av biorest frå storfe gjødsel, og med ein manuell nedfellingsteknikk. Dei fann $\text{NH}_4\text{-N}$ -tapet for fire testområder til å vere 5-23 % av total $\text{NH}_4\text{-N}$ i bioresten. Norsk Landbruksrådgiving har laga ei oversikt over N-tap ved ulike spreiemetodar (Figur 21). Ut i frå dette kan ein seie at nedfelling og bandspreiar er BAT/BAP, men lokale forhold vil avgjere kven av dei som helst bør nyttast.



Figur 21: Tap av $\text{NH}_4\text{-N}$ ved ulike spreiemetodar. (NLR 2010...spredemetoder...)

Parameter ved spreieing i Lillehammerregionen

Kindlistuen & Dahl AS oppgjer at dei spreier på om lag 50 % kornåker, og 50 % eng (R. Dahl pers. medd.). J. Skretting ved NLR Oppland (pers. medd.) gjer eit anslag på at vassfasen vert spreidd på 90 % eng og 10 % kornåker. Kindlistuen & Dahl AS spreier truleg meir på kornåker, då ein kan anta at kornbønder ikkje har spreieutstyr for organisk gjødsel. Det vert difor antekke at ein spreier

Mykje av spreieinga vil skje på vårparten, og etter første slått (J. Skretting pers. medd.) og det vert her lagt til grunn at ein sprer i perioden april - august. Gjennomsnittstemperatur for april – august for Lillehammer (2012-verdi) er 11,2 C (<http://www.weather-lillehammer.com/>). Spreieing vil kunne foregå frå tidleg morgon til seint på kveld, difor kan ein anta at denne temperaturen er representativ. Gjennomsnittsvindhastighet er om lag 2,2 m/s (ved mykje vind i kombinasjon med breispreieing kan ein få meir «lufttid» for ammonium) (<http://www.weather-lillehammer.com/>). _Antal regnværsg dagar var om lag 50 for perioden, eller kvar tredje dag (<http://www.weather-lillehammer.com/>). Her reknar ein med at ikkje nyttar dei varmaste og tørraste dagane til å gjødsle, slik at det vil regna i om lag 50 % av spreieingstida. Dei beste forholda for spreieing er ved kjølig og fuktig vèr (Sørby et al. 2011).

Det er vanskeleg å seia nok om vassmetninga i jorda, då det avhenger av om det er periodar med mykje regn før spreieingstidspunkt, helning på jordbruksareal og organisk materiale (OM) i jorda. For Lillehammer-området er OM-innhaldet i stor grad moderat (3-6 %), og mange jorder som heller ned mot vassdrag (Lågen). Det er ikkje rom for grundigare undersøkingar på vassmetning i dette studiet, og vassmetning vert antekke å ikkje vera eit vesentleg problem.

Det er vanskeleg å ta høgde for alle parametra då NH₃-tap i litteraturen vert rapportert for ulike forhold, og mykje er basert på husdyrgjødsel. Breispreieing kan gje eit høgt tap NH₃. Gjennomsnittstemperaturen og vèrforholda i Lillehammer-området skulle tilseia eit noko lågare NH₃-tap enn dei høgaste estimata for tap ved breispreieing (90 %). I veksande grøde vert NH₃-tapet noko redusert pga vegetasjonen (Baky et al. 2006). Ein må anta at gardbrukarane er rasjonelle, og tilpassar spreietidspunkt i forhold til eit gunstig tidspunkt for forventa høgast opptak av nitrogen. Dermed får ein både lågast mogleg utslepp, og høgast mogleg opptak av plantene (vinn-vinn). Det er utvikla ein modell for NH₃-tap ved spreieing av husdyrgjødsel (frå storfe og svin) som NLR nyttar, og parameterna ovanfor (11 C, 2,2 m/s vind, fuktig i lufta, breispreiar) samt TS og NH₄-innhald for bioest og vassfase vert lagt til grunn for utrekning. Det vert antekke at ein nyttar 5 m³ bioest/daa, noko som tilsvarer 8-10 kg NH₄-N /daa etter å ha korrigert for tap. Mod ellen er nytta for å finna NH₃-tap ved spreieing i Lillehammer-regionen.

Med breispreiar og gitte forhold kan ein anta eit tap på 40 % (sjå modell tilgjengeleg på som xls-ark). Det vart ikkje funne betydeleg skilnad (<2%) på vassfase og bioest ved justering av TS, og det vert difor antekke 40 % tap av NH₄-N som NH₃ for både bioest og vassfase.

Det vert òg laga eit tenkt scenario der ein nyttar BAT/BAP (bandspreiar eller nedfelling), med 15 % tap av NH₄-N som NH₃.

Ein tek høgde for tapet av NH₄-N ved lagring. Med breispreieing og gode forhold får ein (Tabell 2434 LCI):

NH₃-tap/FE for vassfase: $2,8 \text{ kg} * 0,95 * 0,4 * (14.900/16.450) = \mathbf{0,96 \text{ kg NH}_3/FE}$.

$\text{NH}_3\text{-tap/FE for biorest: } 3 * 0,942 * 0,4 = \mathbf{1,13 \text{ kg NH}_3/\text{FE}}$.

Med BAT/BAP og gode forhold:

$\text{NH}_3\text{-tap/FE for vassfase: } 2,8 \text{ kg} * 0,95 * 0,15 * (14.900/16.450) = \mathbf{0,36 \text{ kg NH}_3/\text{FE}}$.

$\text{NH}_3\text{-tap/FE for biorest: } 3 * 0,942 * 0,15 = \mathbf{0,43 \text{ kg NH}_3/\text{FE}}$.

N₂O-tap

Hartmann (2006) oppgjer ein omtrentleg verdi for kalkulering av N₂O-utslepp ved spreining; 1,25 % av kg N spreidd vert sluppe ut som N₂O, om ein tek høgde for tap frå lagring (for vassfase: 5 %, biorest 5,8 %). Ut frå dette kan ein anslå ein verdi for N₂O-tap (Tabell «2434 LCI»:

$\text{N}_2\text{O/m}^3 \text{ vassfase vert difor } 4,4 \text{ kg} * 0,95 * 0,0125 = 0,052 \text{ kg/m}^3 \text{ vassfase}$

$\text{N}_2\text{O-tap/FE for vassfase : } ((14.900/16.450) * 0,052 \text{ kg}) = \mathbf{0,047 \text{ kg N}_2\text{O/FE}}$.

$\text{N}_2\text{O-tap/FE for biorest: } 5,4 \text{ kg} * 0,942 * 0,0125 = \mathbf{0,064 \text{ kg N}_2\text{O/FE}}$.

Chadwick et al. (2011) har gått gjennom 8 ulike studiar på spreining med husdyrgjødsel (svin og storfe), der dei ser på N₂O-tap ved spreining. Om ein reknar om desse verdiane ut i frå det totale N-innhaldet i biorest og vassfase, får ein 0,02 – 0,08 kg N₂O/FE, uavhengig av spreimetode. Difor vert verdiane funne i kalkulasjonane ovanfor nytta i dette studiet.

P-tap

I motsetnad til N, vert P i biorest og vassfase stor grad utnytta 100 % uavhengig av spreimetode, då P ikkje vert volatilisert som gass slik deler av N gjer (Lukehurst et al. 2010). Ein er førebels avhengig av at jorda ikkje inneheld for mykje P for å unngå avrenning. Baky et al. 2006 viser til at P og K opptak ikkje er betydeleg påverka av når ein spreier i sesongen.

Jostein i NLR Oppland seier det er stort sett godt med P i jorda i Lillehammerområdet, då mange held husdyr. Ein kan vidare anta ei viss helning for mykje av jordbrukslandet som ligg nær vassdrag (Lågen og Mesnavassdraget). Som nemnt over er det moderat med organisk materiale i jorda. Ein kan difor anta ei viss avrenning av P ved spreining med biorest og vassfase. Ein må anta ein høgare avrenning av P frå biorest (har dobbelt så høgt P-innhald som vassfase) dersom ein nyttar dette på eng som allereie er rik på P. Det vert antteke ei avrenning på 2 % av spreidd P for vassfase, og 3 % for biorest.

$\text{P-tap/FE for vassfase: } 0,3 \text{ kg} * 0,02 = \mathbf{0,006 \text{ kg P/FE}}$.

P-tap/FE for biorest: $0,6 \text{ kg} * 0,03 = \mathbf{0,018 \text{ kg P/FE}}$.

Transport, pumping og omrøring ved spreining

Køyring, samt pumping og omrøring ved spreining er under cut-off i resultatet, men vert her teke med for eit meir komplett LCI (etter Mål III), sjå Tabell 2.4.3.4.

Transport frå lager til åker er rekna til å vere 2 km for både scenario A og B der ein køyrer gjødsel som er lagra hos gardbrukar, samt køyring på åker. Antek at det nyttast ein traktor som er 10 år gamal (same som bilparken).

Transport Biorest: $7.550 \text{ m}^3 * 1 \text{ t/m}^3 * 2 \text{ km} = 15.100 \text{ tkm}$. **Per FE: 0,91 tkm.**

Transport Vassfase: $6.000 \text{ m}^3 * 1 \text{ t/m}^3 * 2 \text{ km} = 12.000 \text{ tkm}$. **Per FE: 0,73 tkm.**

Det vert rekna 0,1 l diesel / m³ pumpa frå gjødselkjellar til tankvogn. Same verdi gjeld for omlasting frå tankbil til tankvogn (jf. 2.4.4.3 Transport for grunngjeving og kjelde).

Pumping, diesel, biorest: **0,1 l diesel/FE.**

Pumping, diesel, vassfase: $0,1 \text{ l} * (14.900/16.450) = \mathbf{0,09 \text{ l/FE}}$.

Medan ein spreier er det naudsynt med kontinuerleg omrøring av biorest/vassfase så ein ikkje får sedimentering i tanken (Sørby et al. 2011). Verdiane for dieselbruk ved omrøring er gitt i (Notat Ivar Sørby i Lyng et al. 2011).

Det går 15 l diesel/time for omrøring i ei tankvogn. Normal kapasitet ved breispriing er 30 m³/time.

Dieselforbruk per m³ biorest/vassfase: $15 \text{ l} / \text{t} / 30 \text{ m}^3/\text{time} = 0,5 \text{ l/m}^3$.

Dieselforbruk/FE biorest: **0,5 l/FE**

Deselforbruk/FE vassfase t: $(0,5 \text{ l/m}^3 * (14.900/16.450)) = \mathbf{0,45 \text{ l/FE}}$

Tabell 2.4.3.4: LCI for spreiking, scenario A

Prosessnamn	Verdi (per FE)	Eining	Utsleppsdata
Spreiking, N ₂ O-utslepp	0,047	kg	Sjå utrekning 2.4.3.4
Spreiking, NH ₃ -utslepp	0,96	kg	Sjå utrekning 2.4.3.4
Spreiking, utslepp av P	0,006	kg	Sjå utrekning 2.4.3.4
Spreiking, transport	0,73	tkm	Ecoinvent
Spreiking, pumping	0,1	l	Ecoinvent
Spreiking, omrøring	0,45	l	Ecoinvent

2.4.3.5 Kompostering

Komposteringsprosessen

Fiberresten på MA vert kompostert ved rankekompostering. Den vert miksa i lag med hageavfall og kvister (om lag 50 % av kvar) (U. Nielsen pers. medd.), og det vert totalt produsert 2559 tonn ferdig kompost i 2010 (massebalanse 2010 prod). Ein antek at 50 % av det ferdige produktet kjem frå fiberrest, noko som utgjer 1279,5 tonn (vidare nyttast verdien 1280 tonn). Differansen av vekta vert her anteke å vere C-tap ved avdamping (CO₂, CH₄).

Det florerer òg med ulike verdiar på utslepp og C-lagring ved kompostering, både når det gjeld metode (industrielt, heimekompostering, open komposternig, lukka kompostering og så bortetter) og substrat (blautgjødsel, matavfall, kvist, frukt og så bortetter) i litteraturen. Utslepp av høvesvis CH₄, N₂O og NH₃ brukt i denne analysen er å sjå i Tabell 2.4.3.5-1. Det er ikkje funne spesifikke forsøk med fiberrest frå matavfall og hageavfall, men det er funne utslepp ved open, industriell kompostering (rankekompostering) (Baddeley et al.; Hermann et al.). Det er teke med verdiar frå eit norsk studie med biorest; Lyng et al. 2011. Utsleppet av NH₃ og N₂O har vist seg å vere omvendt proporsjonale ved kompostering; ved ei reduksjon i oksygentilhøva i komposten vil ein få nitrogentap i form a NH₃, medan ved gode lufttilhøve vil ein få meir N₂O. For verdiane i Tabell 2.3.3.5-1 er det anteke at komposteringa ved MA har god tilgang til luft (oksygen). Det kan vere utslepp av hydrogensulfid (H₂S) ved kompostering, men verdiane for dette er vanskeleg å fastslå, og det vert her anteke at utsleppa av H₂S ved kompostering av fiberresten er neglisjerbare.

Tabell 2.4.3.5-1: Oversikt over kg/tonn fiberrest inn i komposteringsprosessen.

Kjelde	N ₂ O	NH ₃	CH ₄
Baddeley et al. 2010	0,1 ¹	0,13 ²	2,44 ³
Hermann et al. 2011	0,8	-	0,7
Lyng et al. 2011	0,1	-	2
Pagans et al. 2006	-	0,17	-
Gjennomsnitt	0,35	0,15	2,22 ⁴

¹ Omrekna verdi

²Antek god modningsprosess før bruk

³ Omrekna, då ein her tok med "avoided burden" for gjødselinnehaldet i komposten

⁴ Verdien for Hermann et al. er basert på at 1,84 % av C-tap blir til CH₄. Det er vanskeleg å bedømme C-tap i dette tilfellet, sjølv om 51 tonn fiberrest er lagt til grunn. Set difor utsleppet til 2,22 kg CH₄/tonn fiberrest inn i prosessen, som er gjennomsnitt av dei to andre verdiane.

Utrekning av utslepp totalt og per FE (deler totalutslepp på 16.450 m³):

N₂O: (0,35 * 1331) = 465,85 kg. **Per FE: 0,03 kg**

CH₄: (2,22 * 1331) = 2955 kg. **Per FE: 0,18 kg**

NH₃: (0,15 * 1331) = 199,65 kg. **Per FE: 0,012 kg.**

Vending av kompost

Ved kompostering vert rankene vendt med spesialisert maskin, «X53 Topturn». Rankene vert vendt 2-3 gongar i veka, for analysen antar ein 3. Kvar vending tek om lag 2 timar (Ulf pers komm). Motoren i X53 er ein Caterpillar C9 (dokument a og b), og drivstofforbruket er 14 liter/time (ref. manualen dok 3 Megamac). Årleg dieselforbruk (52 veker) vert difor (3*2*14*52) = 4368 liter. Halvparten av dette kan tilskrivast fiberrest-delen (50 %) i komposten (2184 liter diesel). For kvart tonn fiberrest nyttar ein (2184 l / 1331 tonn) = 1,64 l / tonn.

Sjølve vendingsmaskina vert ikkje teke med (i høve til krav i 2.3.1), då den berre nyttast om lag 20 % av tida til kompostering ved MA, og er innleigd (U. Nielsen, pers. medd. 2011).

Per FE vert det (1,64 l/tonn*0,080 tonn) = 0,13 liter diesel (det er 80 kg våtvekt fiberrest/m³ bioest).

Transport

Hageavfall er ikkje med i systemet, då kompostering på Roverudmyra Miljøstasjon har foregått sidan 1993 (pers komm Tommy), og dette avfallet i alle fall hadde blitt kompostert. Alt ferdig kompostert materiale vert bearbeida av Mjøsvekt AS, som òg ligg på Roverudmyra (om lag hundre meter frå MA) (erlandsen pers komm). Bearbeidinga består i å blanda inn ulike mengder sand og/eller torv for

ulike jordprodukt (P.Ø. Erlandsen, pers. medd. 2012). Mjøsvekst AS starta opp då MA vart bygd, og sel ikkje noko av jordprodukta som jordforbetring hos gardbrukarar. Næringsstoffa går difor ikkje attende til matproduksjonskrinslaupet (P.Ø. Erlandsen, pers. medd. 2012). Alle jordprodukt vert solgt, ideelt ville selskapet hatt enda meir kompostjord for å dekkja etterspurnaden. Spørsmålet er om etterspurnaden var der i utgangspunktet, eller om tilbodet som oppstod etter at Mjøsvekst AS byrja selga produkta, og etter kvart genererte etterspurnad for jordprodukta. Her vert det antek at om lag 50 % av salet, $(1280/2) = 640$ tonn ferdig kompostert fiberrest, er frå generert etterspurnad, medan resterande 50 % er unngått miljøbelastning ved at elles hadde kjøpt jordprodukt/tortvat på hagesenter eller hos konkurrerande bedrifter (sjå 2.4.7).

Erlandsen (pers. medd. 2012) oppgjer følgande for kva jordprodukta går til, og kor langt dei vert transportert (Tabell 2.4.3.5-2):

Om lag 35 % går til Biotak, max 150 km transportlengde. Her legg ein 100 km til grunn for gjennomsnittslengda.

Om lag 65 % går til matjord/hagejord, lokal omsetning, maksimalt 20 km utkøyring. Legg til grunn 15 km som gjennomsnitt.

Utkøyring: 75 % av matjord hentast av privatpersonar, anta 10-20 km. Her antar ein 15 km i gjennomsnitt. Resterande 25 % vert køyrd ut av Mjøsvekst AS, same lengd.

For biotak: 100 % vert køyrd ut, EURO 5 lastebil, ein kan anta maksimal last kvar gong, 28 t.

Utrekning: 190 t (35 %) lastebil 100 km, 450 t (15 %) 15 km lastebil, 640 t (50 %) 15 km med personbil EUR 3 (antek gj.snitt bilalder 10år).

Total for lastebil : $190*100 + 450*15 = 25750$ tkm for EURO 5. Per FE: 1,56 tkm

Totalt for personbil: $640 * 15 = 9600$ tkm for EURO 3. Per FE: 0,58 tkm.

Tabell 2.4.3.5-2: LCI for kompostering

Prosessnamn	Verdi (per FE)	Eining	Utsleppsdata
Kompostering, vending, dieselforbruk	0,13	l	Ecoinvent
Transport, lastebil, EURO 5, 28 t	1,56	tkm	Ecoinvent
Transport, personbil, EURO 3	0,58	tkm	Ecoinvent
Komposteringsprosessen, CH ₄	0,18	kg	Sjå utrekning 2.4.3.5
Komposteringsprosessen, N ₂ O	0,03	kg	Sjå utrekning 2.4.3.5
Komposteringsprosessen, NH ₃	0,012	kg	Sjå utrekning 2.4.3.5

2.4.4 Scenario 2: Uavvatna biorest

2.4.4.1 Lagring

Lagringsforholdforhold vert som for Scenario A, men med utslppsmengder justert for NH₄-N og TS per m³ biorest (3 kg og 4,6 % respektivt). Det auka volumet av biorest i høve til vassfase (tilsvarer fiberrest-volum på 1.550 m³) antek ein blir lagra i 8 månader hos gardbrukarar som vil motta denne ekstra produksjonen. Dermed fører det ikkje til byggjing av ein ekstra lagertank ved MA. Det vert vidare antek at same mengda biorest og vassfase går som rejekt til biogassanlegget (3.000 m³).

NH₃-utslepp

Nyttar først Villa & other due sin metode for NH₃-utslepp som i 2.4.3.2:

[Mengd NH₄-N/m³ vassfase før lagring] – [Mengd NH₄-N/m³ vassfase etter lagring i 32 eller 4 veker]
=

Total NH₃-utslepp for 3.900 m³ lagra i 32 veker ved MA: $3 \text{ kg} * (3.900 - (0,9984^{32} * 3.900)) = 584 \text{ kg NH}_3$

Total NH₃-utslepp for 5.000 m³ lagra i 4 veker ved MA: $3 \text{ kg} * (5.000 - (0,9984^4 * 5.000)) = 95 \text{ kg NH}_3$

Total NH₃-utslepp for 7.550 m³ lagra i 32 veker hos gardbrukar: $3 \text{ kg} * (7.550 - (0,9979^{32}) * 7.550) = 1474 \text{ kg NH}_3$

NH₃-tap per FE: $(584 + 95 + 1474) \text{ kg} / 16.450 \text{ m}^3 = \underline{0,13 \text{ NH}_3 \text{ kg} / \text{FE}}$.

Vidare vert NH₃-tap kalkulert ut i frå Clemens et al. (2006), som i 2.4.3.2:

$(5.000/16.450 * 222,5 \text{ g/m}^3 * 30/140 + 11.450/16.450 * 224/100 * 62 \text{ g/m}^3) = 103 \text{ g/m}^3$.

Om ein går ut i frå at det lineære utsleppet av NH₃ er proporsjonalt med reduksjon i mengda NH₄ i vassfasen, får ein per FE $(3/1,4) * 0,103 \text{ kg/m}^3 = \underline{0,22 \text{ kg NH}_3/\text{m}^3}$.

Legg til grunn gjennomsnitt for dei to verdiane funne ovanfor:

NH₃-utslepp per m³ biorest: $(0,22 + 0,13)/2 \text{ kg} = \underline{0,175 \text{ kg NH}_3/\text{FE}}$.

Dette tilsvare (0,175/3) = 5,8 % tap av NH₄-N i bioresten.

CH₄ og N₂O – tap

Ut i frå utrekningar i 2.4.4.2 basert på Gioelli et al. (2011), vert CH₄-utsleppet frå lagring ved biorest 0,5 kg CH₄/m³ biorest.

Vidare kan ein rekna ut CH₄-tapet for biorest ved å støtta seg på utrekningane i 2.4.3.2 basert på Clemens et al. (2006), men ved endra mengder biorest (+1.550 m³). Det er justert for TS i denne utrekninga ved å anta ein lienær stigning av CH₄-utslepp mot TS:

CH₄ per FE: $(6.000+3.900+1.550)/16.450 * ((8 * 28 \text{ dagar})/100 \text{ dagar}) * 111 \text{ g/m}^3 = 173 \text{ g/m}^3$ for vinterlagring, og

$5.000/16.450 * (28 \text{ dagar}/140 \text{ dagar}) * 1154 \text{ g/m}^3 = 75 \text{ g/m}^3$ for lagring om sommaren (antek også her 4 veker lagringstid i gjennomsnitt).

Til saman: $(248 \text{ g CH}_4/\text{FE} * (4,6 \% \text{ TS}/ 2,7 \% \text{ TS})) = 422 \text{ g CH}_4/\text{FE} = 0,42 \text{ kg CH}_4/\text{FE}$.

Eit gjennomsnitt for dei to verdiane funne ovanfor vert lagt til grunn for CH₄-utslepp/FE (Tabell 2451): $(0,42 \text{ kg} + 0,5 \text{ kg})/2 \text{ CH}_4 = \mathbf{0,46 \text{ kg CH}_4/\text{FE}}$.

For N₂O:

Legg her til grunn NH₄-innhald i bioresten i høve til vassfasen, samt utrekningane i 2.4.3.2 på basis av Clemens et al. (2006).

N₂O per FE: $(6.000+3.900+1.550)/16.450 * ((8 * 28 \text{ dagar})/100 \text{ dagar}) * 40 \text{ g/m}^3 = 62 \text{ g/m}^3$ for vinterlagring, og

$5.000/16.450 * (28 \text{ dagar}/140 \text{ dagar}) * 72 \text{ g/m}^3 = 4,4 \text{ g/m}^3$ for lagring om sommaren,

Til saman: $(62 + 4,4) \text{ g N}_2\text{O}/\text{FE} = 0,066 \text{ kg N}_2\text{O}/\text{FE} * (3/2,8 \text{ kg NH}_4\text{-N}) = \mathbf{0,071 \text{ kg N}_2\text{O}/\text{FE}}$ (Tabell 2.4.4.1).

Tabell 2.4.4.1 LCI for lagring, scenario B.

Prosessnamn	Verdi (per FE)	Eining	Utsleppsdata
Lagring, tap av CH ₄	0,46	kg	Utrekning i 2.4.4.1
Lagring, tap av N ₂ O	0,071	kg	Utrekning i 2.4.4.1
Lagring, tap av NH ₃	0,175	kg	Utrekning i 2.4.4.1

2.4.4.2 Transport

Transportmiddel og –modus vil vere likt som for scenario A, men det vert frakta ut eit 10 % høgare volum (16.450 m³), og det vert her antekke at ein òg må køyre 10 % lengre i gjennomsnitt (altså 27,5 km) for å få avsatt den ekstra mengda bioest.

Køyrebelastning totalt og per FE:

16450 kg * 27,5 km = 453.000 tkm, og **27,5 tkm/FE**.

Omrøring

Som for Scenario A, men med eit større volum lagra hos bøndene, vert det noko meir dieselforbruk:

$(6.000 \text{ m}^3 * 2 + 1.550 \text{ m}^3 * 2) / 16.450 \text{ m}^3 * 0,1 \text{ l} = \mathbf{0,09 \text{ l diesel /FE}}$.

Tabell 2.4.4.2: LCI for transport, scenario B.

Prosessnamn	Verdi (per FE)	Eining	Utsleppsdata
Transport til gardbrukar, 20 m ³ tankbil, EURO 5	27,5	tkm	Ecoinvent
Transport, pumping, diesel	0,09	l	Ecoinvent

2.4.4.3 Spreiing

Spreieteknikk og øvrige parameter ved spreieing i Lillehammer-området gjeld både for vassfase og biorest, og er gjennomgått i 2.4.3.4. Ei oversikt er gitt i Tabell 2.4.4.3.

P-tap/FE for biorest: (sjå utrekning 2.4.3.4) = **0,018 kg P-tap/FE**.

N₂O-tap/FE for biorest: (sjå utrekning 2.4.3.4) = **0,064 kg N₂O/m³ FE**.

NH₃-tap/FE for biorest: (sjå utrekning 2.4.3.4) = **1,13 kg NH₃/FE**.

CO₂

Tabell 2.4.4.3: LCI for spreieing, scenario B

Prosessnamn	Verdi (per FE)	Eining	Utsleppsdata
Spreieing, N ₂ O-utslepp	0,064	kg	Sjå utrekning 2.4.3.4
Spreieing, NH ₃ -utslepp	1,13	kg	Sjå utrekning 2.4.3.4
Spreieing, utslepp av P	0,018	kg	Sjå utrekning 2.4.3.4
Spreieing, transport	0,91	tkm	Ecoinvent
Spreieing, pumping	0,1	l	Ecoinvent
Spreieing, omrøring	0,5	l	Ecoinvent

2.4.5 Substituert system - mineralgjødning

For all gjødning vert det antekke at ein gjødsler etter NH₄-N, altså N-behov for plantene. For Lillehammer-området, der det er antekke å vere mykje P i jorda, vil ein kanskje nytta NK-gjødsel, eller reint N-gjødsel (mineralgjødning). For samanlikning med vassfase og biorest vert berre utslepp knyta til produksjon av ammoniumnitrat (NH₄-NO₃) lagt til grunn (N-gjødsel frå Yara vert heretter kalla AN). Det vert altså ikkje rekna tap av P for MG, då P-behovet er dekket ved bruk av vassfase og biorest. Klimabelastningar for transport, produksjon og spreieing av AN vert teke med for å sjå på effekten av å erstatta AN med biorest/vassfase. Klimabidraget for PK-delen av MG står i alle høve for < 5 % (Aarsrud et al. 2010/Waste Refinery). Det vert lagt til grunn eit 1:1-forhold mellom NH₄-N i biorest/vassfase og NH₄-NO₃. Organisk N vert ikkje medrekna, då mengda i bioresten er så liten at gjødningseffekten er neglisjerbar i forhold til NH₄-N.

Biorest substituerer i utgangspunktet for 3 kg AN/ m³, og vassfasen 2,8 kg AN/m³, men her må ein korrigerer for N-tap ved lagring (5,8 % og 5 % respektivt). Deretter må ein gå ut i frå at gardbrukaren

rekner inn eit tap på 40 % av NH₄-N som NH₃ (jf. 2.4.4.4), slik at mengda AN ein substituerer med for biorest vil vera

$$3 \text{ kg} * 0,946 * 0,6 = 1,7 \text{ kg AN},$$

$$\text{og for vassfase } 2,8 \text{ kg} * 0,95 * 0,6 = 1,6 \text{ kg AN}.$$

Yara (2012) oppgjer følgjande utsleppsverdiar ved produksjon og transport av AN:

Transport ved skip, bil og jernbane vert rekna til 0,1 kg CO₂ per kg AN. Dette er europeisk gjennomsnitt.

Utslepp ved produksjon av 1 kg AN: 2,2 kg CO₂ + 0,004 kg N₂O.

Det vert ikkje rekna spesifikk køyrebelastning for AN forutan transport frå fabrikk til utsalgsstad i Lillehammer-området; her nyttast Yara sin gjennomsnittsverdi gitt ovanfor. Køyrebelastninga mellom utsalgsstad til bonde, og frå bonde til spreiring er anteke å vere neglisjerbart i høve til både scenario A og B, då volumet er betydeleg mindre (ein transporterer 1000 kg biorest for 3 kg NH₄-N).

Det må presiserast at Yara nyttar BAP i sine kalkulasjonar for utslepp ved produksjon. Om ein nyttar europeisk gjennomsnitt i staden, vil ein få eit utslepp som er 4-5 gongar større (Yara 2012).

Produksjon og transport vert her slått saman, og dermed får ein for biorest følgjande besparingar ved substitusjon (sjå Tabell 247):

$$\text{Total CO}_2: (2,2 \text{ kg} + 0,1 \text{ kg}) \text{ CO}_2 / \text{AN} * 16.450 \text{ m}^3 * 1,7 \text{ kg AN/m}^3 = 64,3 \text{ t CO}_2.$$

$$\text{Per FE: } (2,2 \text{ kg} + 0,1 \text{ kg}) \text{ CO}_2 * 1,7 \text{ kg} = \mathbf{3,91 \text{ kg CO}_2/\text{FE}}.$$

$$\text{Total N}_2\text{O: } (0,004 \text{ kg N}_2\text{O} * 16.450 \text{ m}^3 * 1,7 \text{ kg}) = 111,9 \text{ kg N}_2\text{O}.$$

$$\text{Per FE: } (0,004 \text{ kg N}_2\text{O} * 1,7 \text{ kg}) = \mathbf{0,007 \text{ kg N}_2\text{O}/\text{FE}}.$$

For vassfase får ein:

$$\text{Total CO}_2: (2,2 \text{ kg} + 0,1 \text{ kg}) \text{ CO}_2 / \text{AN} * 14.900 \text{ m}^3 * 1,6 \text{ kg NH}_4\text{-N/m}^3 = 91.158 \text{ kg} = 54,7 \text{ t CO}_2.$$

$$\text{Per FE: } (2,2 \text{ kg} + 0,1 \text{ kg}) \text{ CO}_2 * 1,6 \text{ kg} * (14.900/16.450) = \mathbf{3,33 \text{ kg CO}_2/\text{FE}}.$$

$$\text{Total N}_2\text{O: } (0,004 \text{ kg N}_2\text{O} * 14.900 \text{ m}^3 * 1,6 \text{ kg}) = 95,2 \text{ kg N}_2\text{O}.$$

$$\text{Per FE: } (0,004 \text{ kg N}_2\text{O} * 1,6 \text{ kg} * (14.900/16.450)) = \mathbf{0,0056 \text{ kg N}_2\text{O}/\text{FE}}.$$

N₂O-tap for AN ved spreiring

For N₂O: Taper $(0,4 + 1,2)/2 = 0,8$ % av NH₄-N funne ved spreiring av AN gjennom to vekstsesongar april – august, noko som vil vere representativt for analysen.

Det vert for Biorest: $2,83 * 0,008 * 0,6 = 0,014$ kg N₂O/FE

Vassfase: $2,66 * 0,008 * (14.900/16.450) * 0,6 = 0,011$ kg N₂O/FE

NH₃- tap

Utslepp av NH₃ vil ikkje takast med. Utslepp av NH₃ frå AN er < 4 % av gjødsla mengde NH₄-N (Harrison og Webb 2001), og i forhold til biorest og andre organiske gjødseltypar er dette neglijserbart. Uvissheita i tap av NH₃ ved gjødsling med bioerst er større enn 4 % (jf.2.4.4.4). Sidan LCA-studiet er komparativt, vil ingen av scenarioa A eller B dra nytte av å utelukke NH₃-tap.

Tabell 2.4.5: LCI for substituert system: Mineralgjødsel

Prosessnamn	Verdi (per FE)	Eining	Utsleppsdata
Biorest, substituert, CO ₂	3,91	kg	Utrekning i 2.4.5
Biorest, substituert, N ₂ O	0,007	kg	Utrekning i 2.4.5
Vassfase, substituert, CO ₂	3,33	kg	Utrekning i 2.4.5
Vassfase, substituert, N ₂ O	0,0056	kg	Utrekning i 2.4.5

2.4.6 Substituert system – jordforbetningsmiddel/jordprodukt

Dei substituerte jordprodukta vert antek produsert på same måte ein anna stad (rankekompostering). Når det gjeld transportlengda for dei substituerte produkta, er desse antek å verte transportert 150 km for BioTak (ein antek at ein må køyra noko lengre for å komma til konkurrentane), og 100 km for jordprodukt. Det er antek at ein hagebrukar vil kjøpe jordprodukt på eit hagesenter i staden for på Roverudmyra, men at dette jordproduktet må fraktast om lag 85 km til hagesenteret med lastebil (ankte 28 tonn EURO 5). Omlasting er ikkje teke med. Det har ikkje vore anledning til å kartleggje alle komposteringsanlegg i Oppland og Hedmark, men i Lillehammer-regionen er det etter forfatters vitande berre ved Mjøsanlegget ein komposterer i større grad.

I 2.4.4.5 vart 50 % av ferdig kompostert fiberrest, altså 1280 tonn jordprodukt. Substituert produksjon vert 50 % av dette; 640 tonn. For transport vert den følgande:

Utrekning: 190 t/2 (35 %) lastebil 150 km, 450 t/2 (15 %) lastebil 85 km, 640 t/2 (50 %) 85 km med lastebil, 15 km personbil EUR 4.

Total for lastebil : $85 * 150 + 225 * 85 + 320 * 85 = 59.075$ tkm for EURO 5. **Per FE: 3,58 tkm.**

Totalt for personbil: $320 * 15 = 4800$ tkm for EURO 3. **Per FE: 0,29 tkm.**

For utslepp frå komposteringsprosessen nyttast data frå 2.4.3.5; desse vert redusert med 50 % (Sjå Tabell 2.4.6).

Tabell 2.4.6: LCI for substituert system: Kompostering

Prosessnamn	Verdi (per FE)	Eining	Utsleppsdata
Kompostering, vending, dieselforbruk	0,065	l	Ecoinvent
Transport, lastebil, EURO 5	3,58	tkm	Ecoinvent
Transport, personbil, EURO 3	0,29	tkm	Ecoinvent
Komposteringsprosessen, CH ₄	0,08	kg	50 % av verdi i Tabell 2.4.3.5-2
Komposteringsprosessen, N ₂ O	0,015	kg	50 % av verdi i Tabell 2.4.3.5-2
Komposteringsprosessen, NH ₃	0,006	kg	50 % av verdi i Tabell 2.4.3.5-2

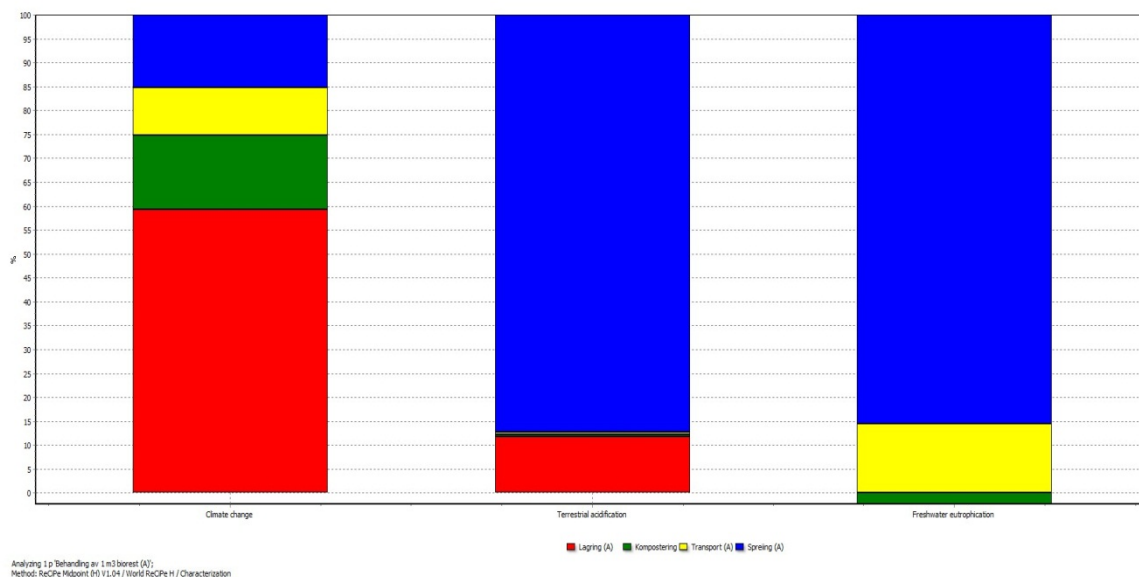
3 Resultat

3.1 Resultat frå LCIA

Resultata for LCIA-fasen (jf. 2.1.1.4) er funne ved å nytta programvaren SimaPro (jf.2.1.4), og med LCIA-modellen RECIPE (H) v.1.04 (jf.2.1.3). Etter å ha simulert data frå LCI-fasen og satt ei cut-off-grense på 2 %, er det berre transport av høvesvis biorest og vassfase som bidreg av prosessane henta frå Ecoinvent-databasen (jf.2.1.5). Bruk av diesel til omrøring og pumping ved spreining og transport, samt sentrifugering (avvatning) er med andre ord under cut-off-grensa, og kan sjåast bort frå i resultatdelen. I teksten i kapittel 3 tyder FE eutrofiering i ferskvatn, medan den funksjonelle eininga (forkorta FE i kpt. 1-2) ikkje er forkorta her for å unngå misforståingar.

3.1.1 Scenario A

Resultatet for scenario A per funksjonell eining er presentert som ein bidragssanalyse i Figur 22, og som belastningsekvivalentar i Tabell 3.1.1.

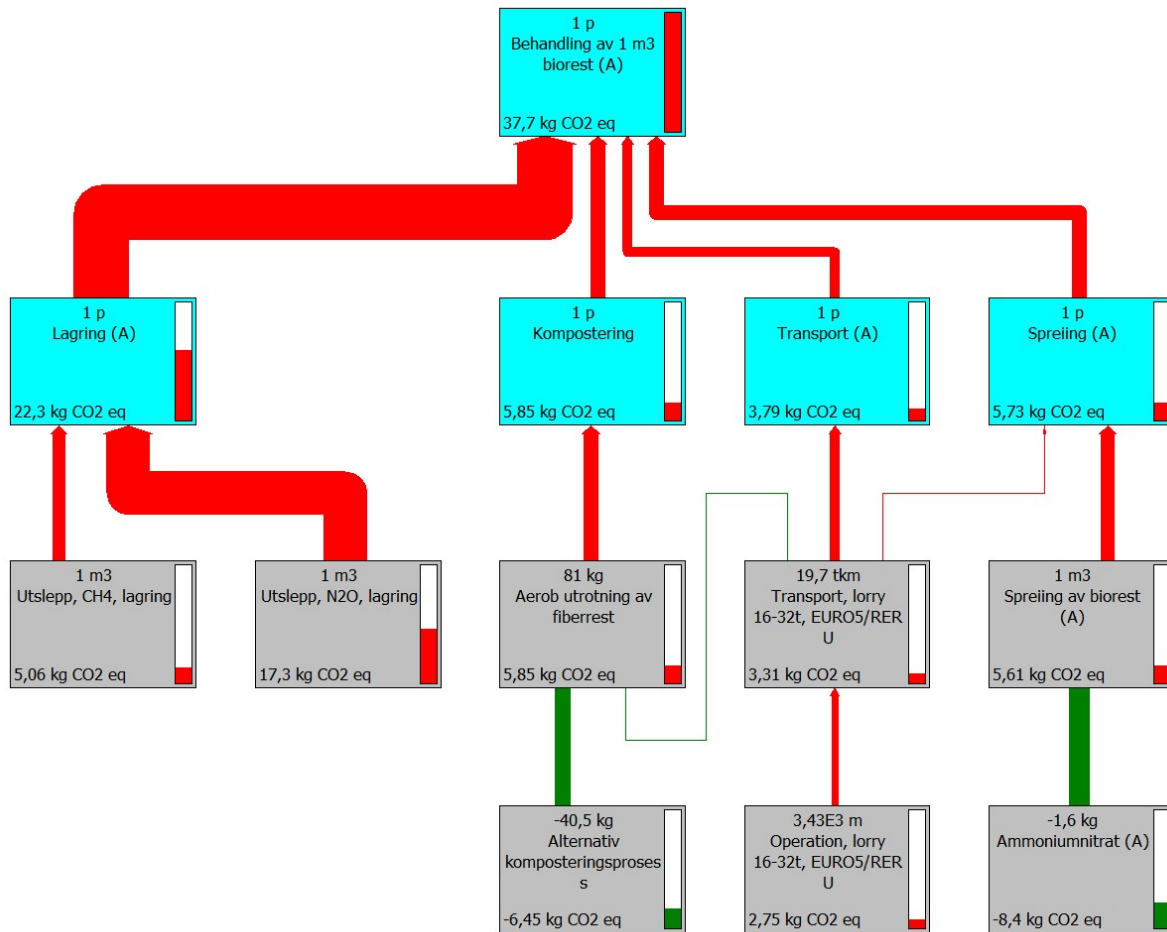


Figur 22: Bidragssanalyse av scenario A inndelt i fire livsløp: Lagring (raud), kompostering (grøn), transport (gul) og spreining (blå). Frå venstre mot høgre kan ein sjå bidragsanalysen for kvar konsekvenskategori klimaendringar (CC), terrestriell forsuring (TA) og eutrofiering i ferskvatn (FE).

Tabell 3.1.1: Belastning for kvart livsløp for scenario A per funksjonell eining.

Konsekvenskategori	Eining	Total	Lagring (A)	Kompostering	Transport (A)	Spreiing (A)
Klimaendringar	kg CO ₂ eq	37,7	22,3	5,9	3,8	5,7
Terrestriell forsuring	kg SO ₂ eq	2,70	0,32	0,01	0,01	2,35
Eutrofiering i ferskvatn	kg P eq	2,E-03	0	-5,E-05	3,E-04	2,E-03

For konsekvenskategorien CC utgjør lagring 60 % av totalbelastninga. Transport står for 10 % av GWP, medan kompostering og spreieing står for om lag 15 % GWP kvar. I Figur 23 kan at CH₄ står for om lag 23 % av GWP for lagring og N₂O står for 77 %. Ved spreieing er det N₂O-utsleppet som står for klimabelastninga, då utslepp ved bruk av traktor og tankvogn til omrøring, pumping og transport ved spreieing ikkje verkar vesentleg inn på resultatet (< 2 %). (jf. 2.4.3 LCI for scenario A). Dei to substituerte systema for kompostering og gjødsling reduserer GWP med 28 % totalt for systemet (12 og 16 % respektivt).



Figur 23: GWP-bidrag per funksjonell eining for kvart livsløp i scenario A.

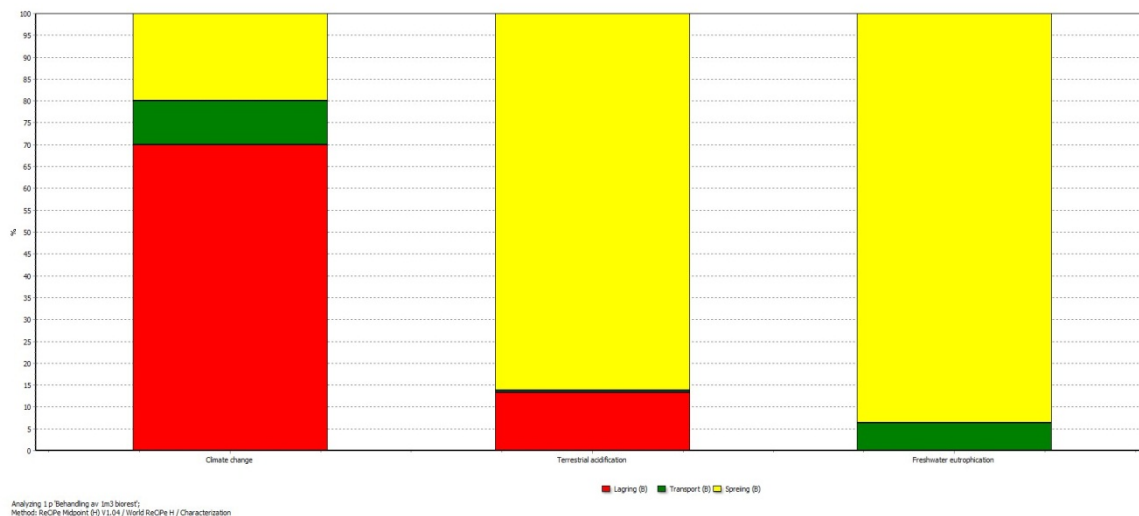
Spreieing dominerer med om lag 87 % av totalbelastninga for TA, og her vil NH₃-utsleppet stå for nær 100 % av utslepp ved spreieing (< 2 % ved utslepp av forsurnande substansar ved nytting av traktor og tankvogn til spreieing). Lagring av vassfase i opne lagertankar vil bidra med om lag 12 %, og den resterande 1 % vil vere frå kompostering og transport, og er i dette tilfellet neglisjerbart (< 2 %).

For eutrofiering i ferskvatn (merk her at N-utslepp bere bidreg til konsekvenskategorien «eutrofiering i marine områder», medan i eldre LCA-analysar, vil eutrofiering i ferskvatn og marine områder vere aggregert i konsekvenskategorien «eutrofiering») er det P-avrenning ved/etter spreieing som bidreg

mest med 86 %. Øvrige bidrag av 14 % til FE vil skje ved transport av vassfase og jordprodukt frå kompostering. Ein får 5 % reduksjon i eutrofieringa ved å substituere kompostjord frå alternativ produksjon, og her er det ei besparing i langtransport for lastebil (prosessen «Transport, lorry 16-32 t, EURO 5, CH U» i Ecoinventdatabasen) som står for reduksjonen i FE.

3.1.2 Scenario B

Resultatet for scenario B per funksjonell eining er presentert som scenario A, med ein bidragsanalyse i Figur 24, og som belastningsekvivalentar i Tabell 312.



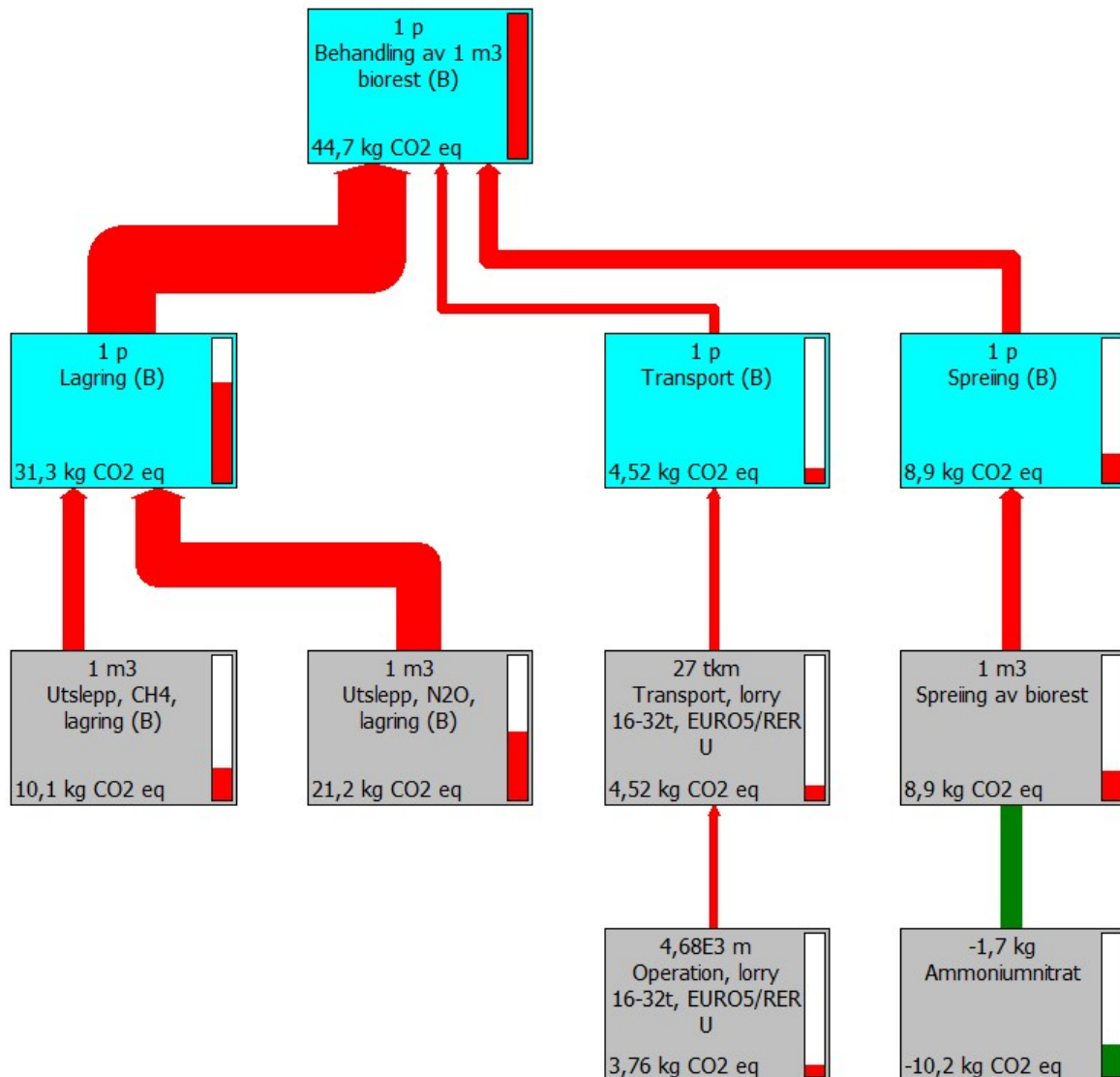
Figur 24: Bidragsanalyse av scenario B inndelt i tre livsløp: Lagring (raud), transport (grøn), og spreiring (gul). Frå venstre mot høgre kan ein sjå bidragsanalysen for kvar konsekvenskategori klimaendringar (CC), terrestrisk forsuring (TA) og eutrofiering i ferskvatn (FE).

Tabell 3.1.2: Belastning for kvart livsløp for scenario B per FE.

Konsekvenskategori	Eining	Total	Lagring (B)	Transport (B)	Spreiing (B)
Klimaendringar	kg CO ₂ eq	44,7	31,3	4,5	8,9
Terrestriell forsuring	kg SO ₂ eq	3,21	0,43	0,01	2,77
Eutrofiering i ferskvatn	kg P eq	6,34E-03	0	4,03E-04	5,94E-03

Lagring utgjer 70 % av total belastning for klimaendringar. Då ein har lagt til grunn dei same forholda for utrekning av N₂O- og CH₄-utslepp i LCI, vil N₂O-utsleppet dominere også her (68 % av GWP for lagring) (Figur 25). Vidare bidreg spreiring til 20 % av GWP og transport 10 %, der N₂O-utslepp ved

spreiing står for det meste av belastninga i spreingsfasen (som i scenario A). Ein får ei innsparing på totalt 18,5 % av totalutsleppa ved å substituera AN med biorest.



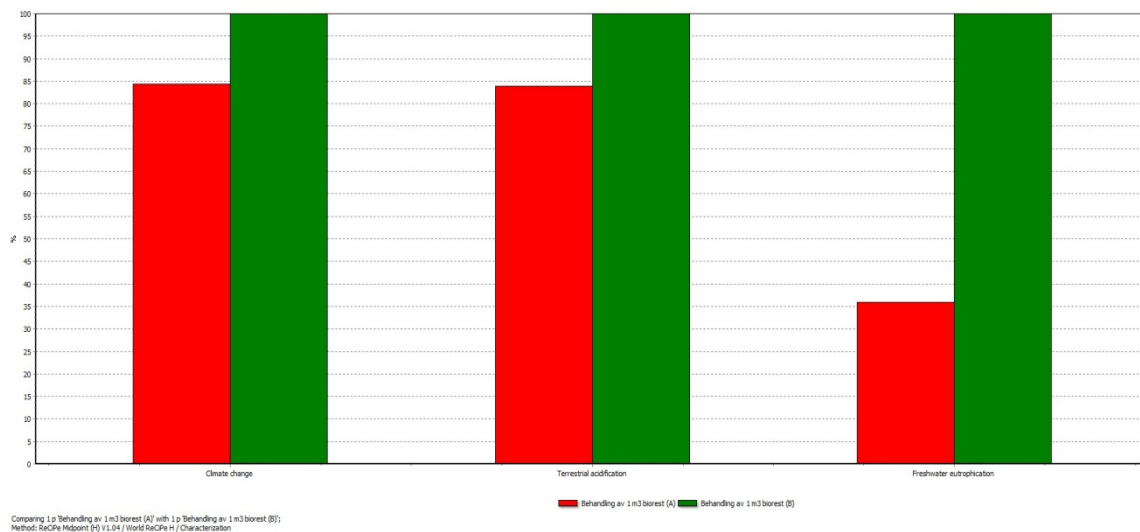
Figur 25: GWP-bidrag per funksjonell eining for kvart livsløp i scenario A.

Spreiing dominerer med om lag 86 % av totalbelastninga for TA, medan lagring av vassfase i opne lagertankar vil bidra med om lag 13 %, og transport 1%, noko som er nær ei identisk fordeling funne i scenario A. Då ein har lagt til grunn dei same modellane for tap av NH₃ ved spreiring og lagring, men justert for NH₄-N og TS i bioresten, var det forventa at ein fekk same forhold mellom utsleppa i dei ulike livsløpsfasane.

P-avrenning ved/etter spreiring bidreg med 94 % til FE, medan 6 % kjem frå transport av biorest. Ut i frå LCI kan ein sjå at det berre er spreingsfasen som er antekt å bidra med tap av P, og at P-tapet for spreiring i scenario B er 3 % av oppløysleg P i biorest.

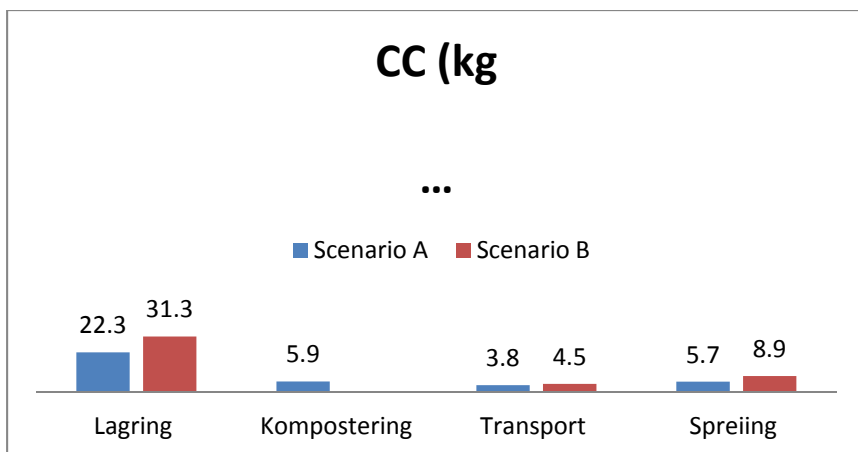
3.1.3 Samanlikning av scenario A og B

Scenario A kjem ut best i alle tre konsekvenskategoriane ved samanlikning med scenario B (Figur 26). Scenario A bidreg med om lag 85 % til CC og TA i forhold til scenario B, og 35 % av FE.



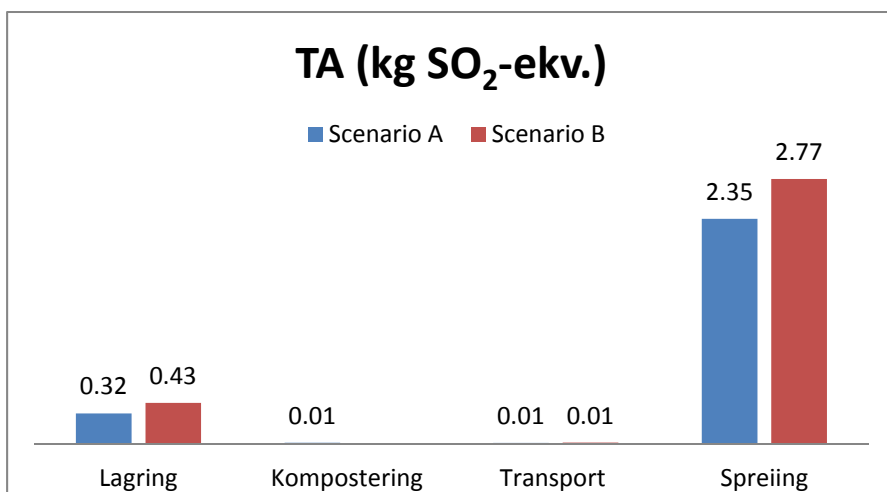
Figur 26: Samanlikning av scenario A og B for konsekvenskategoriane CC, TA og FE. Scenario A i raudt (venstre) og scenario B i grønt (høgre).

Skilnadane mellom scenario A og B for CC er mest markant for lagring (Figur 27) i totalverdi, noko som kan forklarast med N₂O-utsleppet som dominerer total GWP for begge scenarioa. Skilnaden i GWP innanfor transport av biorest og vassfase er 16 %, lagring 29 % og spreiring 36 %.



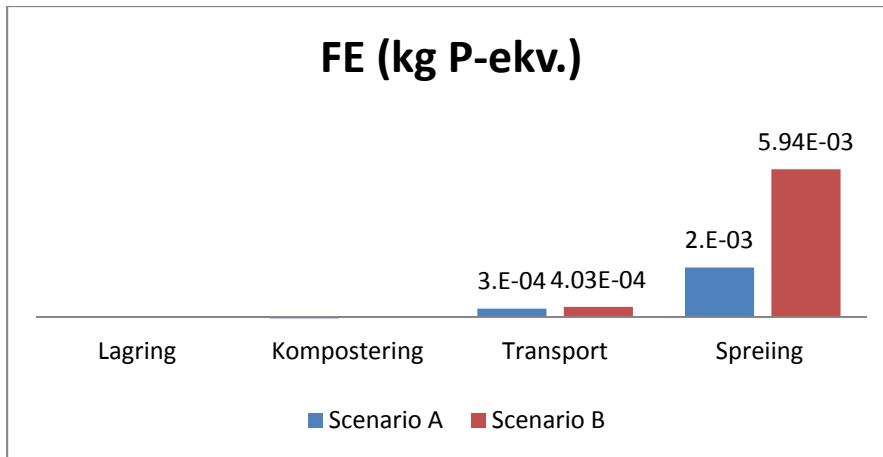
Figur 27: Total GWP fordelt på livsløpsfaser for scenario A og B.

For TA (målast i forsuringspotensial; AP), er det NH_3 som dominerer både lagring og spreiring (Figur 28), med ein skilnad på 25 % ved lagring, og 15 % ved spreiring.



Figur 28: Total AP fordelt på livsløpsfaser for scenario A og B.

Skilnaden for FE (målast i FEP) er størst mellom scenarioa, der FE for scenario A utgjør 36 % av FE i scenario B (Figur 29). Dette skyldast i hovudsak valet i LCI om å setja avrenning av P til 3 % for biorest og 2 % for vassfase ved spreiring, og at det er dobbelt så mykje P i biorest som i vassfase. .



Figur 29: Total FEP fordelt på livsløpsfaser for scenario A og B

3.2 Tolking og evaluering av resultat

3.2.1 Datakvalitet

Datasettet for scenario A og B er like komplette for livsløpa lagring, spreiring og transport. Det er samla inn like mykje informasjon og data for forgrunnssystemet i begge scenarioa, forutan for kompostering. Alle relevante prosessar (eller antekte relevante) som er skildra i omfangsfasen (2.3) kan seiast å vere teke høgde for, men med ei nokså stor uvisse for særleg spreiring og lagring for begge scenario (det er nytta same grunnlag for berekning av utslepp frå desse livsløpsfasane).

Mengda fiberrest som vert kompostert er henta frå ei spesifikk kjelde, men det er gjort antakingar kring mengda kompost som kjem frå fiberrest, for utslepp i komposteringsprosessen og for mengda jordprodukt som vert substituert. For robustheita til resultatet for TA og FE har det lite å seie, då kompostering ikkje bidreg til desse konsekvenskategoriane. Mengda kompost som vert substituert vil førebels ha innverknad på CC (sjå 3.2.2).

Når det gjeld eutrofiering i ferskvatn, er resultatet for spreiring basert på ei enkelt kjelde. Dette skuldast tidsmessige avgrensingar for innsamling av data. Antakingane kring P-tap ved spreiring er høgst usikre, då god jordbrukspraksis vil tilseie at ein i alle fall for biorest vil gjødsle ut i frå P-verdien i P-rik jord, og tilføre N(K)-mineralgjødsel utanom. Dermed er det ikkje sikkert ein får 3 % P-tap der ein nyttar biorest. Det er òg mogleg at ein får vesentleg høgare avrenning både for vassfase og biorest.

3.2.2 Sensitivitetsanalysar

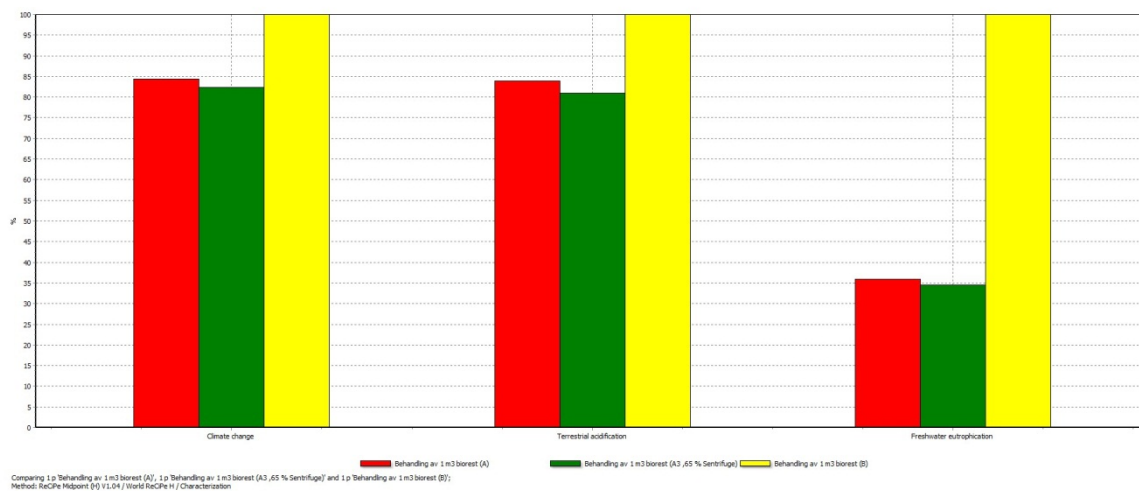
Då det er nytta same berekningsgrunnlag for utslepp ved lagring, transport og spreiring av både biorest og vassfase, vil ei endring i køyrelengd, spreirings- og lagringsmåte ikkje endre samanlikningsresultatet i 3.1.3. Det er førebels viktig å sjå korleis miljøbelastningane i scenario A (som har lågare utslepp for alle konsekvenskategoriar i høve til scenario B) vil endra seg dersom ein implementerer endringar i systemet.

Sentrifugering

Lukehurst et al. (2010) oppgjer at ei dekanter-sentrifuge vil separere ut 54 – 68 % TS, 20 – 40 % N, 52 – 78 % P og 5 – 20 % K frå bioresten (og konsentrererast opp i fiberresten). (Möller et al. (2002) oppgjer separeringsverdiene 54 – 69 % for TS , 52 – 91 % for total-P og 24 – 31 % for total-N. Grada av separert TS er høgare dersom TS-mengd i substratet som vert separert er høgare (bioresten frå MA har relativt låg TS), men faktorar som partikkelstorleik og storleiken på hola/nettet i sentrifuga spelar òg ei vesentleg rolle (Möller et al. 2002; Bauer et al. 2009). Dersom TS i biorest er 4,6 %, vil ei utseparering i scenario A vere på $(19/46) = 41,3$ %. Gitt ei potensiell separering på 54 – 69 % vil ei betre dekanter-sentrifuge (eller anna separeringsteknikk) kunne redusere transportvolumet for biorest.

Scenario A1: Separering med 65 % sentrifuge.

Dette gjer mengd fiberrest: 107 kg fiberrest, og eit volum på 12,5 % av biorest. Dermed vert det 3,3 % mindre volum å køyre ut. Dette fører til 3-5 % endring i CC, TA og FE (Figur 30). Ei meir effektiv sentrifuge vil førebels òg endre næringsinnhaldet i vassfase og fiberrest, særleg P-innhaldet. Dette kan vere både negativt (ein må gjødsle med mineral-P), eller positivt (det er mykje P i jorda).

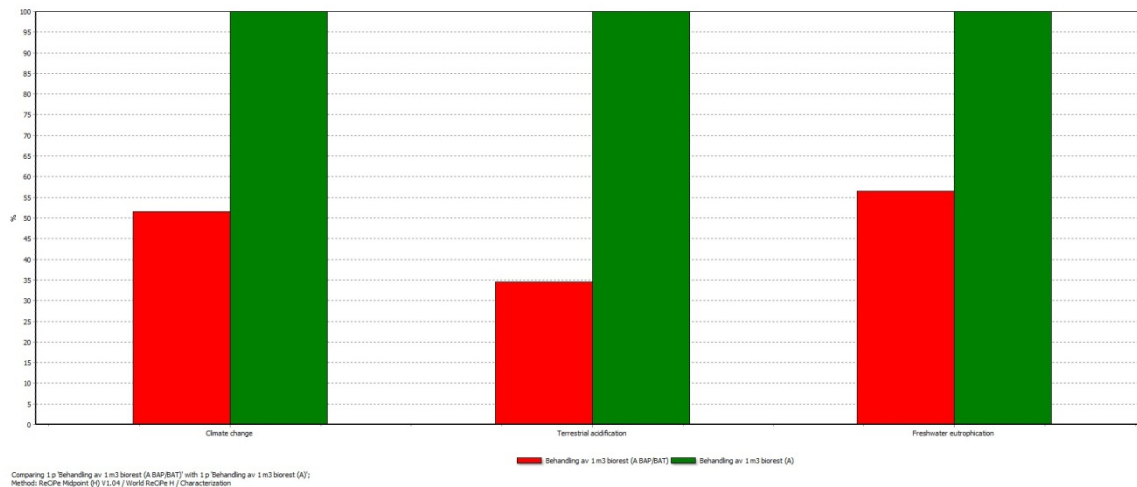


Figur 30: . Endringar i scenario A (raud), A1 (grøn) og B (gul) ved ei meir effektiv sentrifuge (65 % TS utseparert).

Best tilgjengeleg teknologi og praksis (BAT/BAP)

Scenario A2: Ved å anta at ein nyttar ein spreiemetode med 15 % tap av NH_3 i staden for 40 %, og at ein dekker over lagertankane (både ved MA og ute hos gardbrukarane) slik at NH_3 - og N_2O -tapet vert 10 % av open lagring, samt at ein samlar opp CH_4 , får ein endringar i høve til Fig.BAT/BAP.

Miljøgevinsten ved å nytta CH₄ til energiproduksjon vert kreditert biogassanlegget, og ikkje det studerte systemet (scenario A).



Figur 31: BAT/BAP. Endring i miljøbelastning ved å nytta BAT/BAP i scenario A.

Ingen substituering av kompost

Scenario A3: Om ein antek at komposteringa ved MA genererer ein ny marknad for 100 % av produkta som kjem frå fiberresten, vil ein få eit påslag på 6,45 kg CO₂-ekvivalentar per FE for vassfasen. Dette vil føre til at scenario A og B bidreg med like stor klimabelastning (44,15 og 44,7 kg CO₂-ekvivalentar respektivt).

3.2.3 Vurdering av konsekvent gjennomføring

Deskriptiv modellering er nytta som modell for LCI i begge scenario A og B. Dei same utsleppsverdiene for mineralgjødsel (AN) frå Yara er lagt til grunn for substituert gjødselmengd, og det er nytta NH₄-N som grunnlag for berekninga. For kompostering er det òg nytta systemekspansjon, og her er det ei uvisse om kor mykje kompost ein vil substituera, og kor mykje som er generert etterspurnad ved ekstra produksjon. Då produsenten hevdar dei helst ville hatt dobbelt så mykje kompostjord tilgjengeleg for sal (P. Ø. Erlandsen, pers. medd. 2012) er det sannsynleg at ein vil substituera minst 50 % av kompostjorda. Om verdien er høgare, vil scenario A komma endå betre ut samanlikna med scenario B.

For å finna tap av NH₃, N₂O og CH₄ frå lagring, kompostering og spreining er det lagt til grunn berekningar som nyttar andre parameter (temperatur, TS, pH med meir) enn det ein har i Lillehammer og ved MA. Til dømes er det gjort val ved temperatur av lagra biorest/vassfase, noko som kan utgjere ei stor betydning for utslepp av CH₄ og N₂O ved lagring. Som samanlikningsgrunnlag mellom scenario A og B vert det likevel likt; ekstrapolasjonane gjort frå berekningsmodellar i pilot- og labstudiar er lineære.

4 Drøfting

4.1 Vurderingar av N₂O-, NH₃- og CH₄-utslepp ved lagring

Lyng et al. (2011) har utført ein LCA på klimanytta ved biogassproduksjon. I studiet er behandling av bioest frå matavfall inkludert i livsløpet, og tap av N₂O, NH₃ og CH₄ ved lagring (antek open lagring her) og spreiring er med. Verdiane for utslepp av CH₄, N₂O og NH₃ er gitti «kg/tonn TS substrat inn i biogassanlegget», noko som ikkje er direkte overførbart til MA, då TS-innhaldet i rotnetanken kan variera noko frå anlegg til anlegg. Eit forsiktig estimat antyder likevel at metanutsleppet vert 4-5 kg CH₄/m³, noko som er langt over verdiane funne i dette studiet (0,23 kg/FE og 0,46 kg/FE for vassfase og bioest respektivt). I Sørheim et al. (2010) er det antyda at CH₄-utsleppet ved etterutrotning i lagertank er om lag 20 % av total biogassproduksjon, noko som for MA vil tilsvare om lag 10 kg CH₄/m³ bioest (12.900 tonn inn i anlegget, 40 % TS, om lag 2.000.000 Nm³ biogass/år). Førabels er det ikkje teke omsyn til temperatur ved lagring av bioest i Lyng et al. (2011) og Sørheim et al. (2010), noko som har vist seg vesentleg for berekning av CH₄-utslepp (jf. 2.4.3.2). Det kan òg vere at ein har betre omdanning av VS til biogass i CAMBI-prosessen i høve til andre utrotningsprosessar, men det gjenstår å undersøke om dette spelar ei vesentleg rolle for CH₄-utsleppet.

N₂O-utsleppet ved lagring gitt i Lyng et al. (2011) er ved omrekning om lag 0,11 N₂O/m³, noko som er nært opp til verdiane i dette studiet (0,058 og 0,071 kg/N₂O for vassfase og bioest respektivt). Differansen kan skuldast estimat basert på ulike temperaturar ved lagring, då det er vist i Clemens et al. (2006) at ein har eit 2-3 gongar høgare utslepp av N₂O om sommaren enn om vinteren. N₂O-utsleppet ved lagring bidreg med 3-4 gongar meir til GWP enn CH₄, og står for 45 % og 47 % av GWP i Scenario A og B respektivt.

Lyng et al. (2011) har rekna eit NH₃-tap på om lag 0,05 kg/m³ (omrekna i høve til tonn TS inn på MA), noko som er 3-4 gongar lågare enn estimata i dette studiet (0,13 og 0,175 kg/m³ for vassfase og bioest respektivt). NH₃-utsleppet ved lagring er rapportert å vera lineært (Whelan & Villa 2010), og ulikskapen kan skuldast at ein reknar ulik lagringstid. Ein anna sær viktig faktor for NH₃-utslepp ved open lagring er dimensjonane til lagringstanken (ein kan forøvrig lagra bioest i lagunar, men desse vil som regel vera tildekkka), der ein kan redusere NH₃-tapet ved å ha eit lågt areal:djupne-forhold. Ein smal, djup lagertank vil med andre ord vera betre enn ein brei tank med medium djupne.

4.2 Vurderingar av N₂O-, NH₃- og CH₄-utslepp ved spreiring

Spreiring står for 15 og 20 % av klimaendringar i Scenario A og B respektivt, og her er det N₂O som står for all belastninga, då det er rekna med at bidraget frå CH₄ ved spreiring er ubetydeleg. I Lyng et al. (2011) tek ein heller ikkje omsyn til CH₄ ved spreiring. Førabels er det vanskeleg å berekna N₂O-utslepp nøyaktig, då ein vil ha ulike forhold for nitrifikasjon og denitrifikasjon for tid og stad, og spreimetode ser ikkje ut til å virka vesentleg inn på desse prosessane (jf. 2.4.3.4). Bernstad & la Cour Jansen (2011) peiker på uvissa ved N₂O-tap frå spreiring, og at ein i livsløpsvurderingar med biologiske prosessar er prisgitt antakingane ein gjer for analysen. Hartmann (2006) nemner førabels at lav TS vil

gje god infiltrering i jorda, noko som kan føre til meir delvis denitrifisering, og dermed større N₂O-utslepp i ein periode etter spreiiing. I så tilfelle bør ein vurderer nøye om ein skal henta verdiar for N₂O-utslepp frå forsøk med husdyrgjødsel og nytta desse i ein LCA.

N₂O-utslepp har ein òg ved produksjon av ammoniumnitrat (AN), og livsløpsvurderingar som ser på klimanytten ved biogassproduksjon baserer seg på substitusjon av AN. Her kan ein få store utslag i høve til kor mykje AN ein antek 1 m³ biorest erstattar, og dette er igjen ein funksjon av lagrings- og spreiemetode (NH₃-tap). Dersom ein ikkje tek høgde for korleis bioresten lagrast, og i scenario der ein antek BAT/BAP for lagring og spreiiing utan å undersøke lokale forhold nærare, vil ein difor kunne få ein for stor klimareduksjon ved substitusjon med AN. Ein må òg sjå på kva AN-produksjon som vert substituert for, BAT/BAP ved AN-produksjon vil redusere den positive effekten ved substitusjon (i dette studiet: 1 m³ vassfase og biorest står for 0,047 og 0,064 kg N₂O-utslepp respektivt, medan AN som erstattar 1m³ biorest/vassfase står for 0,011 N₂O). Om ein nyttar gjennomsnittsverdiar for N₂O-utslepp ved AN-produksjon, vil ein kunne redusere klimabelastninga i resultatet for spreiiingsfasen.

NH₃-tap frå spreiiing står for 87 % og 86 % av total belastning for TA i scenario A og B respektivt. Mange av livsløpsvurderingane som er gjort på biogassanlegg fokuserer på klimabelastningar (Raadal et al. 2009; Lyng et al. 2011; Hung & Solli 2011; Bernstad & la Cour Jansen 2011), men der det er teke med kjem biorest dårleg ut samanlikna med andre behandlingsmetodar, til dømes i Waste Refinery (2010). Gitt den til dels store andelen næringsstoff som avdampar og fører til ei miljøbelastning (med anna forsuring av jorda), burde det vere av interesse å inkludere TA i framtidige LCA gjort på biorest, samstundes som ein då får eit betre bilete av kor mykje AN som vert substituert med biorest. Det vil òg vere av interesse å sjå på miljøkonsekvensane av å tilføre bioresten svovelsyre, slik at pH og dermed NH₃-tap vert redusert (Sørby et al. 2011).

4.3 Lokal praksis - betydning for val av behandlingsmetode

Scenario A har vist seg å vere fordelaktig i Lillehammer-området. Særleg for eutrofiering i ferskvatn er det sannsynleg at scenario B vil komme dårleg ut, gitt antakingane om P-rik jord. Dette vil samstundes redusere mengda biorest ein kan gjødsle med per dekar, og ein vil dermed risikere å måtte transportere bioresten lengre. Ut i frå resultatet spelar ikkje transport ei stor rolle for miljøbelastninga, noko som er i samsvar med det Bernstad & la Cour Jansen (2011) har funne, men forholdet vil yttarlegare favorisera scenario A.

Det er behov for inngåande kunnskap om lokale forhold der bioresten skal nyttast (vesentleg høgare detaljnivå enn det ein i dette studiet har lagt til grunn for P-innhald i jorda), slik at eit biogassanlegg kan planleggja behandling av biorest ut i frå gjødslingsbehovet hos mottakar av bioresten, noko også Sørby et al. (2011) òg nemner. Ein bør vidare kartleggja kva landbruksmaskinar det er tilgong til i avsetningsområdet for bioresten. I Lillehammer-området nyttast det i hovudsak breispriear, noko som fører til uforholdsmessig høge utslepp av NH₃ ved spreiiing. Dette fører til at klimabelastninga vert høgare (mindre AN substituert).

Gardbrukarane bør ha tilgong til informasjon om innhaldet i bioresten (merk: det er ikkje henta inn data om dette i studiet), og ein bør teste biorest/vassfase for ulike spreiemetodar ved ulike parameter (temperatur, vassmetning i jorda med meir) som gjeld for jordbruksområdet. Det kan vere ein idè å lage ei matrise ut i frå desse parametra som gardbrukarane kan nytta. Om ein ikkje har god

nok kunnskap om TS, pH, P- og NH₄-N-innhald, er det fare for at ein vil auka miljøbelastningane (gjeld både vassfase og biorest) ved avrenning og avdamping av næringsstoff.

4.4 Systemendringar som kan redusere miljøpåverkanden for scenario A og B

For begge scenario A og B er det mogleg å redusera miljøbelastninga for CC med om lag 50 %, TA med 70 % og FE med 40 % (jf. 3.2.2). Lagring står for størt belastning for klimapåverknad, og ved å dekke lagertankane vil dette føre til størt reduksjon av GWP (merk: dette vil gjerast ved MA i 2013). Oppsamling av biogass frå lagertank vil kunne substituera fossilt brensel. Det er førebels vanskeligare å få til overdekning av gjødsellagra hos gardbrukarane. I Sverige er ein i aukande grad gått over til å nytta 3-4 meter djupe lagunar med polyetenduk i botn og veggjar, og med ein PVC-duk som overdekke (Sørby et al. 2011). Slike lagunar kunne fungert som sattellittlager på strategiske stader i Lillehammer. Plastdukane er resirkulerbare (Sørby et al. 2011), og det vil vere av interesse å studere ei slik løysing nærare for å redusere både NH₃- og CH₄-tap ved lagring. Ein vil òg kunne redusera miljøbelastning for transport ved å nytta sattellittlager. Eventuelt kunne ein vurdert ei løysing med å transportera vassfase/biorest i røyr til sattellittlager slik det er nemnt i EGE (2010), men det er uvisst om ei slik løysing ville vore mogleg i Lillehammer-området.

Ei endring i spreiemetode vil kunne redusere forsuring forårsaka av NH₃. I 2.4.3.4 er det nemnt at både bandspreiar og nedfelling bør nyttast til spreieing av biorest/vassfase heller enn breispreiar. Ei endring frå breispreieing til bandspreieing kan medføre vesentlege endringar i bakgrunssystemet, og det bør i så tilfelle gjerast ein avgjerdsbasert LCA for å sjå på miljøeffektane av dette. Om ein òg nyttar slepeslange i staden for tankvogn ved bandspreiar/nedfelling, er det mogleikar for å redusere jordpakking og dermed avrenning av næringsstoff.

Om ein kartlegg gjødselbehovet for gardbrukarane i Lillehammer som òg vil nytta biorest/vassfase, kan ein sjå for seg ei løysing med å nytta vassfase og biorest parallelt. I P-fattige områder vil biorest kunne nyttast som erstatning for mineralsk P, medan i P-rike områder kunne ein nytta vassfasen. Då det er to lagertankar ved Mjøsanlegget, er dette ein teoretisk mogleik. Det er førebels ikkje sikkert at ei slik løysing er miljømessig gunstig.

4.5 Vidare behov for datainnsamling

I litteraturen er det gjort mange undersøkingar på NH₃-, CH₄- og N₂O-tap ved lagring og spreieing av ulike typar husdyrgjødsel, både lab-, pilot- og fullskala forsøk. Dei mange parametra som ligg til grunn for tapsberekningane gjer det førebels vanskeleg å overføre det enkelte resultat til biorest/vassfase produsert frå matavfall. Ofte vert ikkje alle parametar oppgitt (temperatur, TS, ytre omstender, pH, kva substrat som er nytta og så bortetter). I motsetnad til blautgjødsel frå storfe, dannar ikkje bioresten nokon biohinne (Lukehurst et al. 2010), og avdamping frå lagring av biorest er ikkje naudsyntvis samanliknbar med blautgjødsel. Det er difor ønskjeleg med spesifikke målingar for den enkelte biorest som skal undersøkjast, slik at ein kan få spesifikke tal for kvart gjødselprodukt. Det er

òg naudsynt å vita kva eigenskapar bioresten har når ein skal vurdera korleis best utnytta den til gjødsel for eit gitt jordbruksområde.

I LCA vert det nytta funksjonelle einingar etter kva som passar det enkelte studie. Dette gjer at overførbarheita frå eit system til eit anna ikkje berre er bunde av geografi, teknologi og tid, men òg av omrekningsavgrensingar. Ein rapporterer til dømes miljøbelastingar ut i frå 1 MWe1 produsert, men oppgjer ikkje naudsynt data for å konvertere til utslepp /m³ (eller andre einingar). Problemet er desto større om ein nyttar endepunkt (aggregerte resultat). Det er ønskjeleg å finna funksjonelle einingar som ikkje avgrensar overførbarheita (gitt at andre parameter samsvarar for analysen).

Prosesstraumane NH₃, CH₄ og N₂O dominerer resultatet i dette studiet, og bør leggjast vekt på ved vidare studiar. Eit høgare detaljnivå på data er naudsynt for å sjå nærare på lagring og spreining, og spesielt bør ein vektleggja å samla inn data for lokale tilhøve, då dette kan ha mykje å seia for resultatet (klima og jordtype til dømes). Lagringsmetode og design av lagertank er naudsynt å ta i betraktning. Mengda TS i bioresten vil ha innverknad på N₂O-tap, og forholdet mellom pH, NH₄-N, N₂O, TS og NH₃ bør studerast nærare, då det kan vere mogleikar for å finne samanhengar som er overførbare til ulike typar biorest. N₂O- og NH₃-tap er rapportert å vere lineære) (Clemens et al. 2006; Whelan & Villa 2010), noko som gjer desse utsleppa ekstrapolerbare gitt like parameter, men dette bør òg undersøkjast nærare.

For eutrofiering i ferskvatn er det behov for eit større detaljnivå før ein kan seia noko om mengda P som går ut av systemet. Tap av P bør òg vurderast ut i frå eit ressursutarmingsperspektiv i framtidige livsløpsvurderingar på biorest. I Lillehammer-området vil det vere interessant å sjå på forholdet mellom mengd gjødsel biorest og avling. Det kan vere at gardbrukarane ikkje tek høgde for eit så vesentleg tap som det kjem fram i studiet (45 % av NH₄-N vert omgjort til NH₃). Ein bør òg sjå om det overgjødslet med P.

5 Konklusjon

Uavvatna biorest kjem dårlegast ut for alle konsekvenskategoriar som er undersøkt. Scenario A fører til om lag 15 % lågare potensiell belastning for klimaendringar og forsuring i forhold til scenario B, noko som hovudsakleg skuldast eit høgare utslepp av N_2O ved lagring og spreieing i scenario B. Utslepp av CH_4 og N_2O ved lagring bidreg mest til klimaendringar for begge scenario A og B, medan utslepp av NH_3 er hovudgrunnen til forsuring. Det er førebels lagt til grunn identiske modellar for å kalkulera utsleppa for vassfase og biorest ved lagring og spreieing, og det er ekstrapolert data med omsyn på TS-innhald og temperatur. Modellane som er nytta for utsleppsberakingar er basert på biorest frå husdyrgjødsel, forutan modellen som er nytta til å finne NH_3 -tap ved lagring. Det er ikkje kalkulert inn positive effektar ved at biorest tilfører meir organisk materiale til jorda enn vassfase.

Scenario A og B vert jamnstilte for konsekvenskategorien klimaendringar om ein reknar at jordprodukt frå kompost genererer ny etterspurnad i marknaden og dermed ikkje substituerer for eit alternativt jordprodukt. Scenario A bidreg betydeleg mindre til eutrofiering i ferskvatn, men berekinga er gjort på ei antaking om at det er P-rik jord i Lillehammer, noko som vil gje mindre P-avrenning for vassfasen ved gjødsling på P-rik jord (gitt same volum/daa). Ein kan difor ikkje trekke ein endeleg konklusjon på at uavvatna biorest ikkje i visse tilfeller kan vera fordelaktig å nytta i Lillehammer.

Det er eit betydeleg potensial for å redusera miljøbelastninga frå lagring og spreieing av vassfase ved Mjøsanlegget og i Lillehammer-området. Klimabelastninga kan halverast ved å dekkja til opne lagringstankar for biorest og vassfase. Forsuringspotensialet kan reduserast til ein tredjedel ved å endre spreiemetode frå breispreieing til band/stripespreieing.

Lagring og spreieing bør vurderast i lag når ein utfører ein LCA på biorest. Tap av NH_4-N ved lagring vil påvirka klimapåverkanane ved spreieing, då ei reduksjon av NH_4-N fører til at ein får substituert mindre mineralgjødsel. For å kunne berekna eit meir nøyaktig utslepp av CH_4 , N_2O og NH_3 i systemet, er det naudsynt å henta inn meir data om lokale tilhøve for spreiepraksis, klima og jordtype.

6 Referansar

AIKAN. 2012. Comparison of Wet AD and Dry AD treatment of solid organic waste.

Lokalisert 04.04.2012 på World Wide Web:

<http://www.aikantechnology.com/documentation/method-comparisons.html>

Albertsson, I. 2008. *Användning av rötrest från kombinerad etanol och biogasproduktion en jämförelse mellan tre alternativ*. Hovedoppgave. Sveriges lantbruksuniversitet. 82 s.

Al Seadi, T. & D, Rutz & H, Prassl & M, Köttner & T, Finsterwalder & S, Volk & R, Janssen. 2008. *Biogas Handbook*. Esbjerg, Danmark, University of Southern Denmark Esbjerg. 125 s.

Amon, B. & V, Kryvoruchko & T, Amon & S, Zechmeister-Boltenstern. 2006. Methane, nitrous oxide and ammonia emissions during storage and after application of dairy cattle slurry and influence of slurry treatment. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112. 153–162.

Amon, T. & B, Amon & V, Kryvoruchko & W, Zollitsch & K, Mayer & L, Gruber. 2007. Biogas production from maize and dairy cattle manure—Influence of biomass composition on the methane yield. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 118. 173–182.

Anaerobic Digestion. 2012. The Official Information Portal on Anaerobic Digestion. Lokalisert 22.04.2012 på World Wide Web: <http://www.biogas-info.co.uk/index.php/types-of-ad.html>

Arthurson, V. 2009. Closing the Global Energy and Nutrient Cycles through Application of Biogas Residue to Agricultural Land – Potential Benefits and Drawbacks. *Energies* 2. 226-242.

Baddeley, A. & A, Ballinger & Dr. D, Hogg. 2010. *Comparative Life-cycle Assessment. Seal Sands Waste to Biofuel Initial Plant*. Bristol, Eunomia Research & Consulting Ltd. 44 s.

Baky, A. & Å, Nordberg & O, Palm & L, Rodhe & E, Salomon. 2006. Rötrest från biogasanläggningar – användning i lantbruket. *JTI informerar* 115. Uppsala, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik forskar för bättre mat och miljö. 11 s.

Bauer, A. & H, Mayr & K, Hopfner-Sixt & T, Amon. 2009. Detailed monitoring of two biogas plants and mechanical solid–liquid separation of fermentation residues. *Journal of Biotechnology* 142. 56–63.

Baumann, H. & A.M, Tillmann. 2004. *The Hitch Hiker's Guide to LCA - An orientation in life cycle assessment methodology and application*. 1. utg. Lund, Sverige. Studentlitteratur. 543 s.

Berndes, G. & P, Börjesson. *Crediting of carbon accumulation arising from the establishment of bioenergy plantations: The case of salix production in Sweden*. 6 s.

Berg, J. 2000. Lagring och hantering av rötrest från storskaliga biogasanläggningar. Storing and handling of biogas residues from big-scale biogas plants. *JTI-rapport Kretslopp & Avfall* 22. Uppsala, JTI – Institutet för jordbruks- och miljöteknik. 30 s.

- Berglann, H. & K, Krokann. 2011. *Biogassproduksjon på basis av husdyrgjødsel – rammebetingelser, økonomi og virkemidler*. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF). 71 s.
- Bernstad, A. & J. Ia, Cour Jansen. 2011. A life cycle approach to the management of household food waste – A Swedish full-scale case study. *Waste Management* 31. 1-18, 1879–1896.
- Brady, N. C. & R.R, Weil. 2004. *Elements of the Nature and Properties of Soils*. 2. utg. New Jersey, USA. Pearson Education, Inc. 606 s.
- Bøen, A. & T.K, Haraldsen & R, Sørheim. 2005. Muligheter for bruk av avfallsbasert biorest fra anaerob biologisk behandling. *Jordforsk rapport 127/04*. Ås, Jordforsk – senter for jordfaglig miljøforskning. 23 s.
- Börjesson, P. & M, Berglund. 2006. Environmental systems analysis of biogas systems—Part I: Fuel-cycle emissions. *Biomass and Bioenergy* 30. 469–485.
- Börjesson, P. & M, Berglund. 2007. Environmental systems analysis of biogas systems—Part II: The environmental impact of replacing various reference systems. *Biomass and Bioenergy* 31. 326–344.
- Börjesson, P. & P, Söderholm & R, Brännlund & P, Öhlund & M, Gillgren & C, Lindberg. 2010. Bilagor till slutrapport. Förslag till sektorövergripande biogasstrategi. *ER* 2010:23.
- CAMBI. 2012. *Turbocharge Your Digester - Technology for Enhanced Anaerobic Digestion of Municipal and Industrial Sludge*. Lokalisert 01.11.2012 på World Wide Web: www.cambi.no.
- Carlsson, M. & M, Uldal. 2009. Substrathandbok för biogasproduktion. *Rapport SGC 200*. Svenskt Gastekniskt Center. 34 s.
- Carrère, H. & C, Dumas & A, Battimelli & D.J, Batstone & J.P, Delgenès & J.P, Steyer & I, Ferrer. 2010. Pretreatment methods to improve sludge anaerobic degradability: A review. *Journal of Hazardous Materials* 183. 1–15.
- Chadwick, D. & S, Sommer & R, Thorman & D, Fanguero & L, Cardenas & B, Amon & T, Misselbrook. 2011. Manure management: Implications for greenhouse gas emissions. *Animal Feed Science and Technology* 166/167. 514–531.
- Clayton, H. & I. P, McTaggart & J, Parker & L, Swan & K. A, Smith. 1997. Nitrous oxide emissions from fertilised grassland: A 2-year study of the effects of N fertiliser form and environmental conditions. *Biol Fertil Soils*. 25:252–260.
- Clemens, J. & M, Trimborn & P, Weiland & B, Amon. 2006. Mitigation of greenhouse gas emissions by anaerobic digestion of cattle slurry. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112. 171-177.
- Cooper, J. & R, Lombardi & D, Boardman & C, Carliell-Marquet. 2011. The future distribution and production of global phosphate rock reserves. *Resources, Conservation and Recycling* 57. 78–86.

Cordell, D. & J.O, Drangert & S, White. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19. 292–305.

Cowell, S.J. & R, Clift. 2000. A methodology for assessing soil quantity and quality in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production* 8. 321–331.

Dalemo, M.I. & A.E, Bjørklund & U.G, Sonesson. *Environmental impact of NPK-fertiliser versus anaerobic digestion residue or compost – A systems analysis*. 139-147.

Det Kongelige Landbruks- og Matdepartement. 2009. Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen. *Stortingsmelding* nr. 39. 175 s.

Det Kongelige Miljøverndepartement. 2012. Norsk klimapolitikk. *Meld. St.* 21. 200 s.

Deublein, D. & A, Steinhäuser. 2011. *Biogas from Waste and Renewable Resources*. 2. Utg. WILEY-VHC Verlag GmbH & Co.

Ecoinvent. 2012. Ecoinvent Centre. Swiss Centre for Life Cycle Inventories. Lokalisert 07.12.2012 på World Wide Web: <http://www.ecoinvent.ch/>

EGE. 2010. Offentlig rapport. BR-002 Möjlighetsstudie – Optimal resursutnyttning av biodgjødning. 72 s.

Energigjenvinningsetaten. 2008. Hva er biogass? Lokalisert 05.03.2012 på World Wide Web: http://www.energigjenvinningsetaten.oslo.kommune.no/biogass_biogjodning/hva_er_biogass/.

European Commission. 2009. *Official Journal of the European Union*. 47 s. Lokalisert 21.09.2012 på World Wide Web: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=Oj:L:2009:140:0016:0062:en:pdf>.

European Commission. 2010. *ILCD Handbook. General guide for Life Cycle Assessment*. Italia, Institute for Environment and Sustainability, European Union. 383 s.

European Commission. 2010a. *Biodegradable waste*. 19 s. Lokalisert 22.05.2011 på World Wide Web: <http://ec.europa.eu/environment/waste/compost/index.htm>.

European Commission. 2010b. *The EU climate and energy package*. Lokalisert 19.05.2011 på World Wide Web: <http://ec.europa.eu/clima/policies/package/index-en.htm>.

Finkbeiner, M. & R, Tan & M, Raimbault. 2011. *Life cycle assessment (ISO 14040/44) as basis for environmental declarations and carbon footprint of products*. Oslo. Lokalisert 21.09.2012 på World Wide Web: <http://www.standard.no/Global/PDF/ISO-TC%20207%20m%C3%B8te%202011/2%20Methias%20Finkbeiner.pdf>.

Finnveden, G. & M.Z, Hauschild & T, Ekvall & J, Guine'e & R, Heijungs & S, Hellweg & A, Koehler & D, Pennington & S, Suh. 2009. Recent developments in Life Cycle Assessment. *Journal of Environmental Management* xxx. 1–21.

Fuchs, W. & F, Wäger & R, Kirchmayr & R, Braun & B, Drosig. 2010. Digestate treatment: Comparison and assessment of existing technologies. *Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste in Venice, Italy; 8-11 November 2010*. Tulln, Institute for Environmental Biotechnology, Department IFA-Tulln – University of Natural Resources and Life Sciences Vienna. 12 s.

Furuset, K. O. & M. A, Slåtsveen. 2012. *Søknad om endring i utslippstillatelse - Utvidelse av kapasitet og biogassproduksjon*. Lokalisert 06.04.2012: <http://www.lillehammer.kommune.no/getfile.php/1998306.1850.xftuqrbyxw/Mj%C3%B8sanlegget+s%C3%B8knad+utvidelse+2012.pdf>

GiN. 2012. Grunnvann i Norge. Vannkjemi. Lokalisert 27.05.2012 på World Wide Web: http://www.grunnvann.no/OSS_vannkjemi.php#nitrat%29

Gioelli, F. & E, Dinuccio & P, Balsari. 2011. Residual biogas potential from the storage tanks of non-separated digestate and digested liquid fraction. *Bioresource Technology* 102. 10248–10251.

Goberna, M. & S.M, Podmirseg & S, Waldhuber & B.A, Knapp & C, García & H, Insam. 2011. Pathogenic bacteria and mineral N in soils following the land spreading of biogas digestates and fresh manure. *Applied Soil Ecology* 49. 18–25.

Goedkoop, M. & R, Heijungs & M, Huijbregts & A, De Schryver & J, Struijs & R, van Zelm. 2012. A life cycle impact assessment method which comprises harmonised category indicators at the midpoint and the endpoint level. *ReCiPe* 2008. 1.utg, revidert. 130 s.

Govasmark, E. & J, Ståb & B, Holen & D, Hoornstra & T, Nesbakk & M, Salkinoja-Salonen. 2011. Chemical and microbiological hazards associated with recycling of anaerobic digested residue intended for agricultural use. *Waste Management* 31. 2577–2583.

Grønlund, A. 2011. Kan produksjon av biogass gi bedre utnyttelse av nitrogen og fosfor i husdyrgjødsel og matavfall. *Nettverksmøte landbruk*. Bioforsk Jord og miljø. 19 s.

Hanger, H.E. & M, Hårstad & S, Nilsen & J. I, Sirum. 2009. Anvendelse av biorest fra biogassanlegg i lokalt landbruk. *Prosjektrapport 1/2009*. Leinstrand, Norsk Landbruksrådgiving Sør-Trøndelag. 16 s.

Haraldsen, T. K., Kristoffersen, A. Ø. & Grønlund, A. 2012. *Hva er fremtiden for biogjødsel?*. Ås. Bioforsk Jord og Miljø. 23 s. Lokalisert 05.12.2012 på World Wide Web: <http://www.energigjenvinningsetaten.oslo.kommune.no/getfile.php/energigjenvinningsetaten%20%28EGE%29/Internett%20%28EGE%29/Sentrale%20dokumenter/3%20-%20Trond%20Knapp%20Haraldsen%20biorest%20presentasjon%20EGE%202012.pdf>.

Harrison, R. & Webb, J. 2001. A review of the effect of N fertilizer type gaseous emissions Review Article. *Advances in Agronomy*. Volume 73. 2001. 65-108 s.

Hartmann, J.K. 2006. *Life-cycle-assessment of industrial scale biogas plants*. Göttingen, der Fakultät für Agrarwissenschaften der Georg-August-Universität. 195 s.

Held, J. & A, Mathiasson & A, Nylander. 2008. *Biogas ur gödsel, avfall och restprodukter- goda svenska exempel*. Stockholm. 115 s.

Hermann, B.G. & L, Debeer & B, De Wilde & K, Blok & M.K, Patel. 2011. To compost or not to compost: Carbon and energy footprints of biodegradable materials' waste treatment. *Polymer Degradation and Stability* 96. 1159-1171.

Holm-Nielsen, J.B. & T, Al Seadi & P, Oleskowicz-Popiel. 2009. The future of anaerobic digestion and biogas utilization. *Bioresource Technology* 100. 5478–5484.

Hung, C. & C, Solli. 2011. Livsløpsvurdering av ulike alternativer for bruk av våtorganisk avfall i Trondheim. *MISA Report* no. 2/2011. Trondheim, Miljøsystemanalyse AS. 42 s.

Hvitsand, C. & B, Kleppe. 2011. Avsetning av bioest til landbruket. Praxis og erfaringer fra Sverige og oppstart av samhandlingsprosesser ved norske biogassanlegg. *TF-rapport* nr. 289. Telemarksforskning. 144 s.

IEA. 2012. Task 24: Energy from biological conversion of organic waste. Lokalisert 08.09.2012 på World Wide Web http://www.iea-biogas.net/_download/publi-task37/Biogas%20upgrading.pdf

IEA. 2010. World Energy Outlook 2010.

ILCD. 2010. Lokalisert 07.09.2012 på World Wide Web: <http://lct.jrc.ec.europa.eu/pdf-directory/ILCD-Handbook-General-guide-for-LCA-DETAIL-online-12March2010.pdf>

IPCC. 2007. Climate Change 2007: Synthesis Report.

ISO 2006. 14040:2006. Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework. Geneva, Switzerland, International Organization for Standardization (ISO).

IVL. 2002. Hur skall hushållsavfallet tas om hand? Utvärdering av olika behandlingsmetoder. *Projektnr: P10544-2*. Stockholm, IVL Svenska Miljöinstitutet AB. 46 s.

Jury, C. & E, Benetto & D, Koster & B, Schmitt & J, Welfring. 2010. Life Cycle Assessment of biogas production by monofermentation of energy crops and injection into the natural gas grid. *Biomass and bioenergy* 34. 54 – 66.

Jørgensen P. M. & M. B, Rasmussen. 2010. *Biogas på rette kurs - Politiske udfordringer for udbygning og indpasning af biogas i Danmark*. Roskilde, Teknologisk-samfundsvidenskabelig planlægningsuddannelse (TekSam), Roskilde Universitet. 125 s.

KLIF. 2011. Miljøstatus.no. Forureiningsdirektoratet. Klima- og forureiningsdirektoratet. Tilgjengelig frå: <http://www.miljostatus.no/Tema/Avfall/Avfall-og-Gjenvinning/Avfallsbeha>

ndling/Avfallsdeponering/ (lest 18.05.2012).

Landbruks- og matdepartementet. 2009. *Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen*. Oslo. Det kongelige landbruks- og matdepartement.

Langerud, B. & S, Størdal & H, Wiig & M, Ørbeck. 2007. Bioenergi i Norge – potensialer, markeder og virkemidler. *ØF-rapport* nr. 17/2007. Lillehammer, Østlandsforskning. 192 s.

Linderholma, K. & A.M, Tillman & J. E, Mattsson. 2012. Life cycle assessment of phosphorus alternatives for Swedish agriculture. *Resources, Conservation and Recycling* 66. 27–39.

Lovdata. 2003. Forskrift om gjødselvarer mv. av organisk opphav. Lokalisert 17.08.2012 på World Wide Web: <http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20030704-0951.html>.

Lovdata. 2011. Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall (avfallsforskriften). Lokalisert 14.03.2011 på World Wide Web: <http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf20040600930.html#9-4>

Lukehurst, C.T. & P, Frost & T, Al Seadi. 2010. Utilisation of digestate from biogas plants as biofertiliser. *IEA Bioenergy task 37*. 21 s.

Lyng, K.A. & I. S, Modahl & J, Morken & T, Briseid & B. I, Vold & O. J, Hanssen & I, Sørby. 2011. Modeller for beregning av klimanytte og verdikjedeøkonomi for biogassproduksjon. Matavfall og husdyrgjødsel. *Oppdragsrapport* Nr. OR.25.11. Østfoldforskning AS. 87 s.

Lystad, H. & Ø, Vethe. 2002. Fakta om biologisk avfallsbehandling. *Rapport* nr. 43/02. Ås, Jordforsk – Senter for jordfaglig miljøforskning. 15 s.

Lystad, H. & K, Ohr. 2003. Biogassanlegg i Tyskland og Sverige. *Rapport* nr. 8/03. Stavanger, NRF - Samarbeidsforum for avfallshåndtering. 55 s.

Lystad, H. 2010. Status biogass fra matavfall i Norge. Suksesskriterier for innsamling av matavfall. *Nettverksmøte Fredrikstad*. Oslo, Avfall Norge. 35 s.

Messner, H., Amberger, A., 1987. Composition, nitrification and fertilizing effect of anaerobically fermented slurry.

Möller, K. & W, Stinner. 2010. Effects of organic wastes digestion for biogas production on mineral nutrient availability of biogas effluents. *Nutr Cycl Agroecosyst* 87. 395–413.

Möller, K. & R, Schulz & T, Müller. 2010. Substrate inputs, nutrient flows and nitrogen loss of two centralized biogas plants in southern Germany. *Nutr Cycl Agroecosyst* 87. 307–325.

Nedland, K.T. & K, Ohr & H, Lystad & S, Nybruket. 2010. Utvikling av biogass i Norge – forprosjekt. *Rapport* nr 3/2010. Sandvika, Avfall Norge. 58 s.

Nedland, K.T. 2011. Utvikling av biogass i Norge – kostnader ved biogassproduksjon i Norge, Sverige og Danmark. *Rapport nr 6/2011*. Oslo, Avfall Norge. 70 s.

Norsk Landbruksrådgiving. 2010. Nye spredeteknikker – bedre bruk av blaut husdyrgjødsel. 19 s. Lokalisert 07.12.2012 på World Wide Web: <http://www.lr.no/media/ring/5172/NLR/Fagrappport%20Bedre%20spredeteknikk%20v1-1.pdf>.

Observ'ER. 2011. The State of Renewable Energies in Europe. 11th *EurObserv'ER Report*. Paris. Lokalisert 22.10.2012 på World Wide Web: <http://www.euobserv-er.org/observer.asp>.

Norges Bondelag. 2011. *Fakta om biogass. Norsk kulturlandskap – det nye gassfeltet*. 24 s. Lokalisert 05.10.2012 på World Wide Web: <http://www.bondelaget.no/getfile.php/Om%20Bondelaget/Nettbu%20tikk/Kunnskapsmaterieill/Biogass%20fakta.pdf>.

Norsk Landbruksrådgiving. 2010. Nye spredeteknikker – bedre bruk av blaut husdyrgjødsel. 19 s. Lokalisert 07.12.2012 på World Wide Web: <http://www.lr.no/media/ring/5172/NLR/Fagrappport%20Bedre%20spredeteknikk%20v1-1.pdf>.
NRV 2012. Nedre Romerike Avløpsselskap IKS. Kalket slam som jordforbedringsmiddel. Lokalisert 11.10.2012 på World Wide Web: http://www.nrva.no/modules/module_123/proxy.asp?C=43&I=76&D=2

Ohr, K. & O.S, Førland & V.Ø, Birkenes. 2002. Biogass – Energiproduksjon og avfallsbehandling. *ORIO-programmet prosjekt nr. 0202*. 121 s.

Pidwirny, M. & S, Jones. 2010. Fundamentals of physical geography. Lokalisert 25.04.2012 på World Wide Web: <http://www.physicalgeography.net/fundamentals/chapter7.html>.

Pierzynski, G. M. & J.T, Sims & G.F, Vance. 2005. *Soils and Environmental Quality*. 3. utg. Florida, USA, CRC Press, Taylor and Francis Group. 569 s.

Poeschl, M. & S, Ward & P, Owende. 2012. Environmental impacts of biogas deployment - Part I: life cycle inventory for evaluation of production process emissions to air. *Journal of Cleaner Production* 24. 168-183.

Pognani, M. & R, Barrena & X, Font & A, Sánchez. 2012. A complete mass balance of a complex combined anaerobic/aerobic municipal source-separated waste treatment plant. *Waste Management* 32. 799–805.

Raadal, H.R. & V, Schakenda & J, Morken. 2008. Potensialstudie for biogass i Norge. *Oppdragsrapport nr. 21.08*. Østfoldforskning AS og UMB. 55 s.

Raadal, H.R. & I. S, Modahl & K.A, Lyng. 2009. Klimaregnskap for avfallshåndtering. *Oppdragsrapport nr. 18.09*. Østfoldforskning AS. 161 s.

- Rehl, T. & J, Müller. 2011. Life cycle assessment of biogas digestate processing technologies. *Resources, Conservation and Recycling* 56. 92–104.
- REN21 – Renewable Energy Policy Network for the 21st Century. 2010. Renewables 2010. *Global Status Report*. 64 s. Lokalisert 27.04.2012 på World Wide Web: <http://www.ren21.net/>.
- Rico, C. & J.L, Rico & I, Tejero & N, Muñoz & B, Gómez. 2011. Anaerobic digestion of the liquid fraction of dairy manure in pilot plant for biogas production: Residual methane yield of digestate. *Waste Management* 31. 2167–2173.
- Rutherford Renewables. 2012. A typical Urban Biodigestion system. Lokalisert 22.08.2012 på World Wide Web: <http://rutherfordrenewables.co.uk/technology.htm>.
- RVF Utvecling. 2005. Emisjoner fra kompostering. *En rapport frå BUS-projektet 2005:13*. RVF Service AB. 38 s.
- RVF Utveckling. 2005. Smittspridning via compost och biogödsel från behandling av organiskt avfall. *En rapport frå BUS-projektet 2005:11*. RVF Service AB. 48 s.
- Schievano, A. & G, D'Imporzano & S, Salati & F, Adani. 2011. On-field study of anaerobic digestion full-scale plants (Part I): An on-field methodology to determine mass, carbon and nutrients balance. *Bioresource Technology* 102. 7737–7744.
- Schleiss, Dr. K. Life-cycle assessment of different treatment strategies for biowaste, including climate change aspects. Grenchen, UMWEKO Ltd, Environment and compost consulting. 16 s. Lokalisert 07.05.2012 på World Wide Web: <http://kschleiss.ch/>.
- Schnürer, A. & Å, Jarvis. 2009. Microbiological Handbook for Biogas Plants. *Swedish Gas Centre Report 207*. Malmø, Swedish Waste Management. 134 s.
- Scientific Applications International Corporation (SAIC). 2006. Life Cycle Assessment: Principles and Practice. *EPA/600/R-06/060*. Cincinnati, National Risk Management Research Laboratory Office of Research and Development U.S. Environmental Protection Agency. 78 s.
- SimaPro. 2012. PRÉ Software. Sustainability Matters – The Route to Value Creation. Lokalisert 07.12.2012 på World Wide Web: <http://www.pre-sustainability.com/>
- SNL. 2012. Store Norske Leksikon. Normalkubikkmeter. Lokalisert 16.09.2012 på World Wide Web: <http://snl.no/normalkubikkmeter>
- SNL. 2012b. Store Norske Leksikon. Mineralgjødsel. Lokalisert 16.09.2012 på World Wide Web: <http://snl.no/mineralgj%C3%B8dsel>
- Svensson, K. & M, Odlare & M, Pell. 2004. The fertilizing effect of compost and biogas residues from source separated household waste. *Journal of Agricultural Science* 142. 461–467.

Sørby, I. 2011. Biogass i Vestfold - Et 12K-prosjekt. Industriell biogassproduksjon i Vestfold - Klimagasreduksjon ved å inkludere landbruket. *Sluttrapport Biogass i Landbruket*. Vestfold Bondelag. 50 s.

Sørheim, R. & T, Briseid & T.K, Haraldsen & R, Linjordet & B, Wittgens & Ø, Hagen & K.D, Josefsen & S.J, Horn & J, Morken & J.F, Hanssen & A, Lunnan & H, Berglann & K, Krokann. 2010. Biogass – Kunnskapsstatus og forskningsbehov. *Rapport nr 16/2010*. Ås, Bioforsk Jord og miljø. 52 s.

The Landfill Directive. 1999. Rådskretiv 1999/31/EF av 26. april 1999 om deponering av avfall. 19s. Lokalisert 09.09.2011: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1999:182:0001:0019:EN:PDF>.

Tambone, F. & B, Scaglia & G, D'Imporzano & A, Schievano & V, Orzi & S, Salati & F, Adani. 2010. Assessing amendment and fertilizing properties of digestates from anaerobic digestion through a comparative study with digested sludge and compost. *Chemosphere* 81. 577–583.

Thyø, K.A. & H, Wenzel. 2007. *Life Cycle Assessment of Biogas from Maize silage and from Manure - for transport and for heat and power production under displacement of natural gas based heat works and marginal electricity in northern Germany*. Institute for Product Development. 43 s.

UiO. 2012. Universitetet i Oslo. Biologisk institutt. Makronæringsstoff. Lokalisert 27.04.2012 på World Wide Web:

<http://www.mn.uio.no/bio/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/m/makronaering.html>

UNFCCC. 2012. Kyoto Protocol. Lokalisert 04.04.2011 på World Wide Web: http://unfccc.int/kyoto_protocol/items/2830.php.

Västerås (Växtkraft) Biogas Plant. 2007. *Anaerobic Digestion of Source Segregated Biowastes – Case Study*. Universitetet i Glamorgan. 35 s.

Waste Refinery. 2010. Förädling av rötrest från storskaliga biogasanläggningar. *Projektnummer WR-20*. Borås, SP Sveriges Tekniska Forskningsinstitut. 65 s.

Whelan, M.J. & T, Everitt & R, Villa. 2010. A mass transfer model of ammonia volatilisation from anaerobic digestate. *Waste Management* 30. 1808–1812.

Wirthensohn, T. & F, Waeger & L, Jelinek & W, Fuchs. 2009. Ammonium removal from anaerobic digester effluent by ion exchange. *Water Science & Technology—WST*. 60.1.

Wulf, S., Maeting, M., Clemens, J., 2002b. Effect of application technique on the emission of trace gases (NH₃, N₂O, CH₄) after spreading co-fermented slurry on arable and grass land. Part II. Greenhouse gas emissions. *J. Environ. Qual.* 31, 1795-1801.

Yara Norge AS. 2010. Klimaavtrykk - Klimapåvirkning ved gjødsling og mulige tiltak. Oslo. Lokalisert 23.11.2012 på World Wide Web: <http://www.yara.no/sustainability/climate/index.aspx>.

Yara Norge AS. 2012b. Jordbruk. Gjødslingsråd. Lokalisert 26.05.2012 på World Wide Web:
http://www.yara.no/fertilizer/crop_advice/agriculture/green_fodder.aspx

Vedlegg

Vedlegg 1. Skisse over Mjøsanlegget



Vedlegg 2. Material som inngår i 2000 m³ rotnetank på MA

Råtnetank ø15H12m med 25gr. konisk tak

Bunnplate

Betong	49m ³
Armering	8250kg
Tykkelse	250mm

Vegger inkl. sokkel

Betong	125m ³	
Armering	10170kg	
Glassfiberlaminat	13150kg	
20mm kjerne	450kg	(PVC-skum, sandwichlaminat)
Total tykkelse ca. 230mm		

Tak

Betong	36,5m ³	
Armering	4600kg	
Glassfiberlaminat	4750kg	
50mm kjerne	390kg	(PVC-skum, sandwichlaminat)
Total tykkelse ca. 260mm (60mm sandwichlaminat)		

ANDERS BRINGSVOR
Senioringeniør

Dir.tel: +47 971 13 351
E-mail: ab@brimer.no<<mailto:ab@brimer.no>>
Web: www.brimer.no<<http://www.brimer.no>>