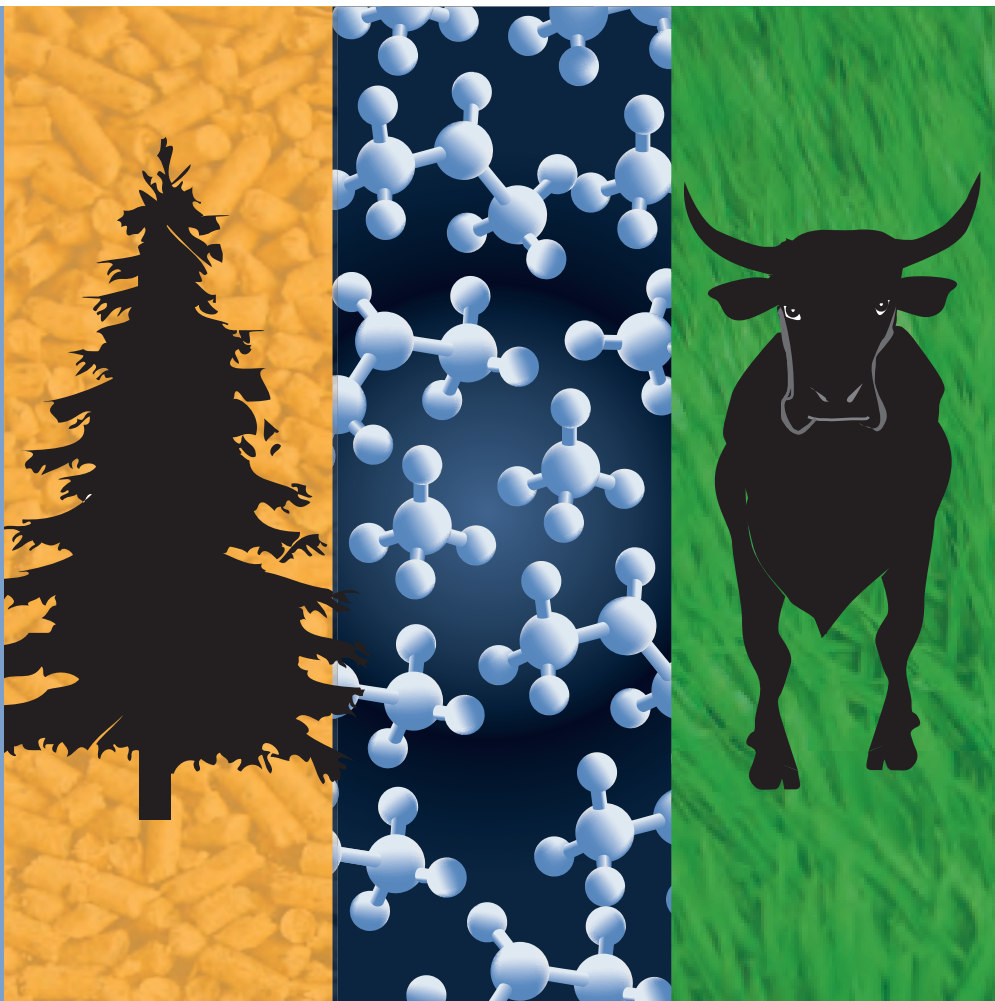




Energibruk og konverteringstap ved bioenergiproduksjon

10
2011



OPPDRAGSRAPPORT A

Energibruk og konverteringstap ved bioenergiproduksjon

Litteraturstudium

Rapport nr 10-11

Energibruk og konverteringstap ved bioenergiproduksjon

Utgitt av: Norges vassdrags- og energidirektorat
Redaktør: Maria Sidelnikova
Forfatter: Bjørn Ivar Vold, Andreas Brekke og Kari-AnneLyng

Trykk: NVEs hustrykkeri
Opplag: 20
ISSN: 1503-0318

Sammendrag: Energibruk og konverteringstap for produksjonskjedene av de mest relevante bioenergibærerne/bioenergiproduktene i Norge er kartlagt gjennom livsløpsvurderinger (LCA).

Resultatene viser stor spredning, med klar sammenheng mellom foredlingsgrad og samlet energitap i form av konverteringstap og primærenergibruk.

Det er viktig å presisere at produksjonskjedene ikke nødvendigvis er direkte sammenlignbare, ut fra variasjoner i valg av systemgrenser, allokering av energibruk på ulike produkter, ulik grad av transparent tallmateriale og andre usikkerheter.

Emneord: Energibruk, konverteringstap, fast biobrensel, biogass, biodrivstoff

Norges vassdrags- og energidirektorat
Middelthunsgate 29
Postboks 5091 Majorstua
0301 OSLO

Telefon: 22 95 95 95
Telefaks: 22 95 90 00
Internett: www.nve.no

Mars 2012

Forord

Bioenergi er et populært alternativ til fossilt brensel, noe som blant annet kom til uttrykk i Klimakur 2020.

Det er mye diskusjon i det offentlige rom om hvorvidt det er ønskelig med en storstilt økning i hogst og annen høsting av biomasse til energiformål i Norge. Ut fra det rådende klimapolitiske regimet og i henhold til fornybardirektivet er bioenergi allikevel å regne som en fornybar og utslippsfri energiressurs. NVE er ikke i posisjon til å ta stilling til hvilket nivå biomasseuttaket til energiformål bør ligge på, men ønsker med denne rapporten å bidra konstruktivt i debatten om hvordan bioenergi, som en begrenset ressurs med stort konfliktpotensial, best kan anvendes.

Rapporten presenterer livsløpsanalyser (LCA) av de mest aktuelle *bioenergibærerne* i Norge, både de som er i bruk i dag og de som naturlig vil kunne tas i bruk. Konverteringstap og energibruk er kvantifisert og beskrevet for produksjonskjeden for hver av dem, og gir et bilde på hvor mye av det opprinnelige bioenergiråstoffet som går tapt i prosessen og hvor mye energi som må tilføres for å framstille den enkelte bioenergibærer.


Generelt er resultater fra livsløpsanalyser i stor grad avhengig av de forutsetninger som er tatt, og de allokeringer av innsatsfaktorer som er gjort av forfatterne. Hvert enkelt produksjonsanlegg vil også i stor grad ha sine spesielle lokale forutsetninger som påvirker prosessens energieffektivitet. Bruk av disse resultatene i LCA og andre sammenhenger må derfor gjøres med forsiktighet, og fordrer at man setter seg inn i forutsetningene gjort i denne rapporten.

Resultatene viser likevel med tydelighet de store forskjellene det er i energieffektivitet mellom de valgte produksjonskjedene. Spesielt tydelig er forskjellen mellom lavfødlet fast biobrensel på den ene siden, og biogass og flytende biobrensel på den andre. Men også mellom de forskjellige produksjonskjedene for flytende biobrensel og biogass er det store forskjeller.

Energieffektivitet er allikevel bare et av flere relevante kriterier ved vurdering av de forskjellige bioenergibærernes bruksområder. Andre elementer kan også være tungtveiende. Hvilke andre alternativer til fossilt brensel som finnes i gitte sammenhenger er ett viktig aspekt. Konfliktnivå relatert til uttak av resursene (fortrengning av matproduksjon, biodiversitet, etc), utnyttelse av lokale ressurser, forsyningsikkerhet, og avfallshåndtering er eksempler på andre.

Rapporten bør kunne gi viktige data for analyser av hvordan økt bruk av bioenergi vil påvirke vår energibalans. Og ikke minst bør den kunne være et viktig bidrag til diskusjonen om hvordan bioenergi best kan anvendes i Norge.

Arbeidet ble utført av Østfoldforskning på oppdrag for NVE høsten 2011.


Marit Lundteigen Fossdal
Avdelingsdirektør


Håvard Hamnaberg
Seksjonssjef

Rapport

SUSTAINABLE INNOVATION

Forfattere: Bjørn Ivar Vold, Andreas Brekke og Kari-Anne Lyng

OR.28.11

ISBN: 978-82-7520-656-3 82-7520-656-1

Energibruk og konverteringstap ved bioenergiproduksjon

Litteraturstudium

Energibruk og konverteringstap ved bioenergiproduksjon

Litteraturstudium

Rapportnr.: OR.28.11

ISBN nr.: 978-82-7520-656-3

Rapporttype:

82-7520-656-1

Oppdragsrapport

ISSN nr.:

Rapporttittel:

Energibruk og konverteringstap ved bioenergiproduksjon

Litteraturstudium

Forfattere: Bjørn Ivar Vold, Andreas Brekke og Kari-Anne Lyng

Prosjektnummer: 1538

Prosjekttittel: Energibruk og konverteringstap ved bioenergiproduksjon

Oppdragsgivere:

Oppdragsgivers referanse:

NVE

Maria Sidelnikova

Emneord:

Tilgjengelighet:

Antall sider inkl. bilag:

- energibruk
- konverteringstap
- fast biobrensel
- biogass
- biodrivstoff

Åpen

84

Godkjent:

Dato: 21.12.2011

Prosjektleder
Bjørn Ivar Vold

Forskningsleder
Andreas Brekke

Innholdsfortegnelse

1	Sammendrag	3
2	Innledning	6
2.1	Bakgrunn	6
2.2	Definisjoner	6
2.3	Metode	7
2.3.1	Generelle avgrensninger ved bruk av LCA	8
2.3.2	Kriterier for valg av referansestudier	8
2.3.3	Sammensetning av energibærere	9
2.4	Organisering	9
3	Resultater fra litteraturgjennomgang	10
3.1	Flis fra tynningsvirke	10
3.1.1	Resultater	11
3.1.2	Resultatdiskusjon	14
3.2	Flis fra greiner og topper (GROT)	15
3.2.1	Resultater	15
3.2.2	Resultatdiskusjon	18
3.3	Briketter fra råflis	19
3.3.1	Resultater	20
3.4	Pellets fra flis	20
3.4.1	Resultater	21
3.4.2	Resultatdiskusjon	25
3.5	Biogass fra husdyrgjødsel	26
3.5.1	Resultater for biogassproduksjon fra gjødsel	28
3.6	Biogass fra organisk avfall fra næringsmiddelindustri	29
3.6.1	Resultater for biogassproduksjon fra organisk avfall	31
3.7	Biodiesel fra raps	32
3.7.1	Resultater biodiesel fra raps (raps metylester)	37
3.8	Biodiesel fra slakfefett og fra avfallsolje (brukt matolje)	38
3.8.1	Resultater biodiesel fra avfallsolje eller slakteavfall	42
3.9	Syntetisk biodiesel	43
3.9.1	Resultater syntetisk biodiesel	45
3.10	Bioetanol fra sukkerrør	47
3.10.1	Resultater etanol fra sukkerrør	50
3.11	Bioetanol fra flis	51
3.11.1	Resultater – etanol fra flis	53
4	Resultater sammenstilt	55
5	Diskusjon	60
5.1	Resultater mot litteratur	60
5.2	Usikre momenter	62
6	Referanser	64
Vedlegg 1	Detaljert kildegjennomgang	68
Vedlegg 2	LCA – What, Why and How?	79

1 Sammendrag

Basert på en litteraturstudie av tilgjengelig kilder er energibruk og konverteringstap kartlagt for produksjonskjeder for de mest representative bioenergibærere/bioenergiprodukter som er i bruk eller kan bli tatt i bruk i Norge. Resultatene for kjeden vises for den eller de kildene som rangeres høyest gitt følgende kriterier:

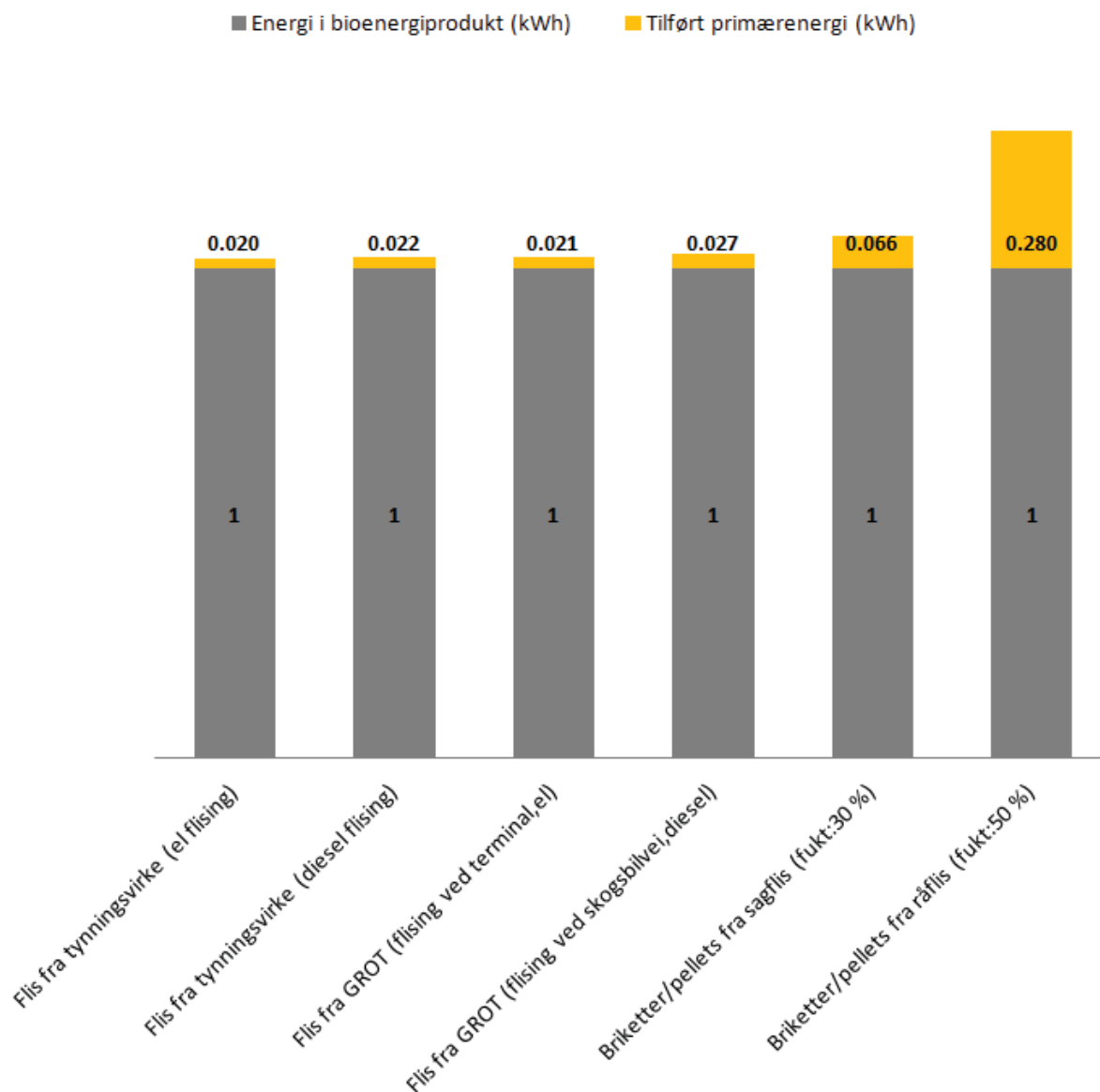
- Gjennomsiktighet
- Oppsplittet energibruk og konverteringstap
- Data kan overføres til norske forhold

Rapporten viser resultater for følgende 11 produksjonskjeder:

1. Flis fra tynningsvirke
2. Flis fra greiner og topper (GROT)
3. Briketter fra råflis
4. Pellets fra flis
5. Biogass fra husdyrgjødsel
6. Biogass fra organisk avfall fra næringsmiddelindustri
7. Biodiesel fra raps (RME)
8. Biodiesel fra slaktefett (FAME)
9. Syntetisk biodiesel (BtL)
10. Bioetanol fra sukkerrør
11. Bioetanol fra flis

Resultatene viser en ganske stor spredning i energibruk og konverteringstap for de ulike produksjonskjedene. Det er viktig å presisere at produksjonskjedene i rapporten er satt opp med ulike systemgrenser spesifisert i denne rapporten, hvor noen går helt tilbake til naturen mens andre begynner på et senere trinn i kjeden. Derfor er ikke nødvendigvis produksjonskjedene direkte sammenlignbare. I tillegg er det usikkerheter knyttet til resultatene, inkludert allokering av energibruk på ulike produkter og systemgrenser i de studiene som er benyttet. Det er ingen kilder som har oppgitt de ønskede tallene direkte på en transparent måte og en del antakelser er gjort av forfatterne av denne rapporten. Det kan også være vanskelig å sammenligne resultatene med andre litteraturkilder fordi disse oppgir energibruk i forhold til andre referanser, som for eksempel energi per km kjørt for drivstoff eller per tonn avfall behandlet. For å få data på ønsket form må man da konvertere tall i litteraturen ved hjelp av antatte virkningsgrader og introduserer dermed en ekstra usikkerhet.

Resultatene fra litteraturstudien vises oppsummert og aggregert i figur 1 og 2. For alle kjedene vises total primærenergibruk (inkludert eventuelt konverteringstap) referert til 1 kWh av bioenergiproduktet. Konverteringstap oppgis for kjedene 5-11 referert til 1 kWh av bioenergiproduktet, men ikke for kjede 1-4 da konverteringstapet ikke er angitt i litteraturen som er benyttet. Kjede 1-4 og 5-11 er bioenergiprodukter som benyttes til hhv. varme og drivstoff, og resultatene for de ulike kjedene sammenlignes innenfor hvilke formål de har.

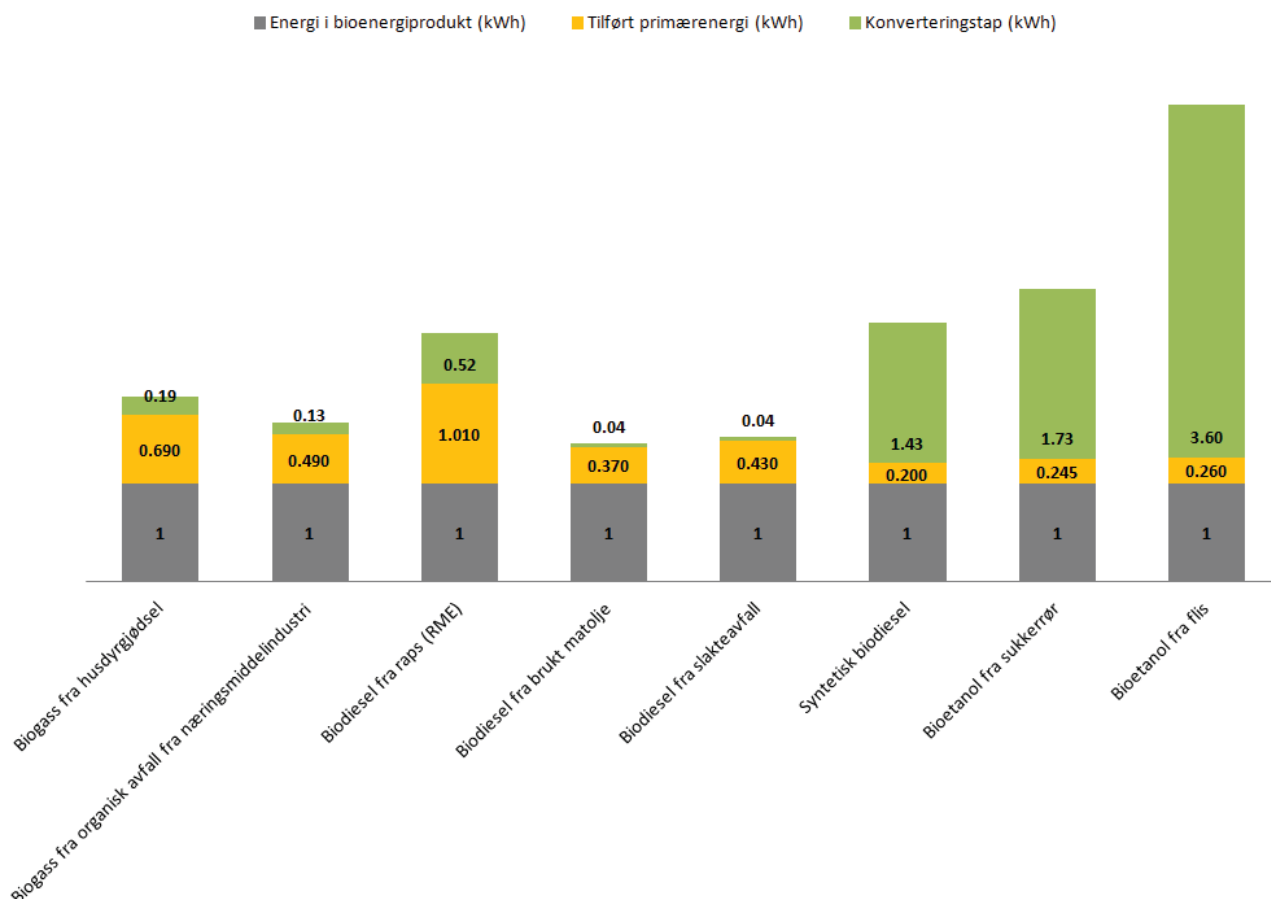


Figur 1 Sammenstilte resultater for kjede 1-4

For kjede 1-2 er bioenergiproduktet flis fra hhv. tynningsvirke og GROT er den mest energieffektive måten å produsere flis, gitt alternativene og systemgrensene, å bruke flis fra tynningsvirke som flises ved terminal ved hjelp av elektrisk drevet flishogger. Flis fra tynningsvirke er mer energieffektivt å produsere enn flis fra GROT, hvor hovedforskjellen ligger i energibruk tilknyttet transport.

Resultatene for briketter og flis er gitt like i rapporten. Ved fremstilling av briketter med samme brennverdi som pellets vil man kunne anta at energibruken knyttet til forbehandling av flisen er mindre pga. at man ved pelletsproduksjon trenger finere og mindre flis enn ved brikettproduksjon. Mangel på litteraturdata samt kvaliteten på disse har medført at studien ikke viser noen forskjell mellom brikett- og pelletsproduksjon. Denne antagelsen gjøres også i Gode et al. (2011). Resultatene vises for to alternative råvarer; sagflis med 30 % fukt og råflis med 50 % fukt. Begge råvarene benyttes i dag til fremstilling av briketter og pellets. Det mest energikrevende trinnet for råflis er tørking hvor flisa tørkes

til ønsket fuktprosent. Ved at tørking er det mest energikrevende trinnet gir det seg at råvaren sagflis vil være mer energieffektivt enn råflis.



Figur 2 Sammenstilte resultater for kjede 5-11

For drivstoffene er det biodiesel som er mest energieffektiv per kWh produsert biodrivstoff, og her er biodiesel fra brukt matolje marginalt mer effektiv enn fra slakteavfall. Deretter kommer biogass der biogass fra organisk avfall kommer litt bedre ut enn biogass fra husdyrgjødsel. På de neste plassene kommer biodiesel fra raps og syntetisk biodiesel (fra flis), som har ganske likt energiregnskap, bioetanol fra sukkerrør og bioetanol fra flis (fokusert prosess). Det er altså drivstoff fra avfallsprodukter som har lavest total primærenergibruk, deretter kommer de andre dieselproduktene, mens de vurderte etanoldrivstoffene har høyest total primærenergibruk.

Selv om konverteringstapet og annen primærenergibruk er splittet opp, er det viktig ved sammenligning av kjeder å se på summen av disse, fordi det ofte er en definisjonssak om en energiressurs havner i den ene eller andre kategorien.

2 Innledning

2.1 Bakgrunn

NVE ønsket, basert på en litteraturstudie av tilgjengelige kilder, å kartlegge energibruk og konverteringstap for produksjonskjeder for de mest representative bioenergibærere/bioenergiprodukter som er i bruk eller planlegges å bli tatt i bruk i Norge. Disse produksjonskjedene er:

1. Flis fra tynningsvirke
2. Flis fra greiner og topper (GROT)
3. Briketter fra råflis
4. Pellets fra flis
5. Biogass fra husdyrgjødsel
6. Biogass fra organisk avfall fra næringsmiddelindustri
7. Biodiesel fra raps (RME)
8. Biodiesel fra slaktefett (FAME)
9. Syntetisk biodiesel (BtL)
10. Bioetanol fra sukkerrør
11. Bioetanol fra flis

Det presiseres at denne studien kartlegger energiregnskapet for å produsere de ulike bioenergiproduktene, med andre ord *frem til bruk*. For resultater og detaljer utover de som presiseres i rapporten vises til regneark i MS Excel: "OR.28.11 Rapportering av resultater".

2.2 Definisjoner

Rapporten kartlegger energibruk og konverteringstap for de 11 ulike produksjonskjede. Kapittelet beskriver hvilke definisjoner som er benyttet i denne rapporten for produksjonskjede, energibruk og konverteringstap.

Produksjonskjeden er definert som rekkefølgen av alle prosesser som er nødvendige for å produsere det aktuelle bioenergibæreren/bioenergiproduktet. Produksjonskjeden vil være avhengig av valgt teknologi som skal beskrives. For å systematisere rekkefølgen grupperes prosessene i livsløpsstadier. Hovedstadier omfatter dyrking av råvarer, innhøsting og innsamling av råvarer, omforming av råvare til ferdig bioenergibærer/bioenergiprodukt sammen med all nødvendig transport. Transport til sluttbruker og forbruk av biobrensel (forbrenning) er ikke inkludert her. Hvis bioråstoffet er avfall fra annen aktivitet enn bioenergiproduksjon er energi brukt i denne aktiviteten ikke inkludert i produksjonskjeden, som da starter med oppsamling og transport av råvare (altså avfallet). Dette gjelder for eksempel for gjødsel, organisk avfall fra næringsmiddelindustri og trevirke. Dyrkes råvaren for å bli brukt til energiformål inkluderes dyrking og innhøsting i produksjonskjeden (som for eksempel ved dyrking av oljevekster brukt til produksjon av biobrensel) dersom ikke annet er beskrevet. Energien knyttet til bygging, drift og demontering av anlegg for biobrenselproduksjon er inkludert dersom ikke annet er beskrevet. Det samme gjelder energi tilført i produksjonen av nødvendige

tilsetningsstoffer, gjødsel og pesticider i alle stadier "fra vugge til produksjonssted for bioenergi-bæreren/bioenergi-produktet". Avfallshåndtering er inkludert kun for avfall fra selve produksjonen av bioenergi-bæreren/bioenergi-produktet. Ved produksjon av biprodukter eller spillenergi allokeres de underliggende fysiske forhold mellom hovedprodukt og biprodukter/spillenergi (for eksempel basert på volum, masse eller energiinnhold) dersom ikke annet er nevnt. For hver produksjonskjede rapporteres energibruk og konverteringstap der dette er kjent.

Med **energibruk** mener vi nødvendig tilført energi i løpet av produksjonsprosessen ("innkjøpt" elektrisitet, varme osv.). Energien i selve råvaren som brukes i produksjon av bioenergi-bæreren/bioenergi-produktet skal ikke inkluderes i energibruken. Energibruk skal oppgis i forhold til energiinnhold i ferdig bioenergi-bærer/bioenergi-produkt referert til nedre brennverdi. Dersom ikke nedre brennverdi er benyttet spesifiseres dette i rapporten. Energibruken skal fordeles på ulike former for energi (dvs. energibærere) som benyttes. For energibruk er det ikke inkludert tap ved omforming av primærenergi til elektrisitet og varme. Energibruken i rapporten deles i tre grupper: **prosessenergi** (knyttet til omforming av bioenergiressurs), **infrastrukturenergi** (knyttet til produksjon av innsatsfaktorer som maskiner, kjemikalier og infrastruktur) og **hjelpeenergi** (alt annet enn de første to kategorier). Energibruk gis fordelt på ulike energibærere. **Energibærer** er fysisk form som energi er bundet i, for eksempel elektrisitet. Energikilder som olje, kull og gass kan også være energibærere.

Primærenergi er mengden av de energiråstoffene som vi utvinner direkte fra naturen. Ulike primærenergikilder (primærenergibærere) er for eksempel råolje, biomasse, vind og uran. Ved foredling av primærenergi til energibærere vil en del av den primære energien gå tapt, avhengig av virkningsgraden i foredlingsprosessen.

Konverteringstap er den delen av energien i selve bioråvaren som tapes ved omforming til den aktuelle bioenergi-bæreren/bioenergi-produktet. I rapporten er konverteringstap oppgitt i forhold til energien i ferdig bioenergi-bæreren/bioenergi-produktet.

2.3 Metode

Det er gjort søk i litteraturlister og generelle databaser etter studier som analyserer energibruk ved fremstilling av energiprodukter basert på biomasse. Alle de utvalgte kildene knyttet til energibruk og konverteringstap benytter livsløpsvurderinger (LCA) som metode. Fortrinnsvis er det valgt studier som oppgir spesifiserte tall for alle trinn i livsløpet, men for enkelte kjeder har det vært nødvendig å sette sammen tall fra ulike kilder (for eksempel for produksjon av syntetisk biodiesel fra flis).

LCA er internasjonalt standardisert etter ISO 14040/44 (International Organization of Standardisation 2006). LCA av et produkt er definert som en systematisk kartlegging og vurdering av miljø- og ressurspåvirkninger gjennom hele livsløpet til produktet, fra 'vugge til grav'. Analysen tar utgangspunkt i et *produktssystem*, og vurderer miljø- og ressursmessige forhold ved dette systemet i forhold til en definert *funksjonell enhet*, som er den enheten som viser hva produktet yter i forhold til bestemte krav til produktet. Livsløpsvurderingen skal omfatte alle prosessene og aktivitetene som inngår i et produktssystem og som til sammen er med på å oppfylle funksjonen eller funksjonene til produktssystemet.

2.3.1 Generelle avgrensninger ved bruk av LCA

Til tross for den holistiske tilnærmingen bør leseren være oppmerksom på følgende avgrensninger ved LCA generelt:

- Resultatene bør ikke brukes til sammenligning med andre produkter uten å kontrollere systemgrenser, allokering og forutsetninger grundig. Man kan vanligvis ikke sammenligne data fra flere forskjellige rapporter direkte, fordi de er basert på ulike forutsetninger.
- Da vi er langt fra å ha perfekt kunnskap om økosystemer, økonomiske systemer, klimasystemet, menneskefysiologi og fremtiden, er LCA som helhet basert på en lang rekke forutsetninger og forenklinger. Metodikken gir således ikke "to streker under svaret", men et bilde av kunnskapen vi etter beste evne kan påberope oss å ha pr. i dag.

Se vedlegg 2 for en mer utdypende gjennomgang av LCA-metodikken (engelsk tekst).

2.3.2 Kriterier for valg av referansestudier

I denne studien er det søkt etter å finne litteratur som kan benyttes for norske forhold eller for bioenergiprodukter det ville vært mest sannsynlig å importere til Norge. Forutsetningene for de ulike kildene er spesifisert dersom de avviker fra beskrevet livsløp fra NVE. Resultatene for kjedene vises for den eller de kildene som rangeres høyest gitt følgende kriterier:

- Gjennomsiktighet
- Oppsplittet energibruk og konverteringstap
- Data kan overføres til norske forhold.

Opprinnelig ble det bedt om å anslå laveste og høyeste verdier for all energibruk og alt konverteringstap i alle trinn i produksjonskjedene. For mange av kjedene er dette ikke gjort, da det ikke har vært mulig å finne så detaljert informasjon i studiene. Det er likevel foretatt en diskusjon av resultater for de ulike kjedene totalt. Der resultatene gis som et intervall i studiene benyttes beste estimat som resultat fremfor gjennomsnitt. Et gjennomsnitt kan gi en større feilmargin enn beste estimat da man ved beste estimat anslår en verdi basert på hva som er "vanligst" istedenfor et gjennomsnitt som kan være mindre representativt.

2.3.3 Sammensetning av energibærere

Tabell 1 viser mengdene av de ulike primærenergikildene som går med ved produksjon av ulike energibærere som er brukt i denne studien.

Tabell 1 Sammensetning av energibærerene

Primærenergikilder	Nordisk elmiks	Europeisk elmiks	Diesel (11,86 kWh/kg)	Bark	Damp fra naturgass
	Elektrisitet Nordel 2008, low voltage, at grid	Elektrisitet UCTE (sentral-Europa) 2008	Diesel, low-sulphur, at regional storage/RER U	Bark(Heat, at cogen 6400kWth, wood, allocation exergy/CH U, emissions and biomass resources)	1 kWh Heat, natural gas, at industrial furnace >100kW/RER U
Datakilde	Ecoinvent	Ecoinvent	Ecoinvent	Ecoinvent	Ecoinvent
	kWh primærenergi/ kWh elektrisitet	kWh primærenergi/ kWh elektrisitet	kWh primærenergi/kWh diesel	kWh primærenergi/ kWh varme fra bark	kWh primærenergi/ kWh varme fra naturgass
Energi fra kull	0,22	1,09	0,017	9,08E-06	0,00930
Energi fra olje	0,03	0,18	1,080	0,000108	0,00668
Energi fra naturgass	0,17	0,52	0,047	2,54E-05	1,23
Energi fra kjernekraft	0,76	1,18	0,002	1,23E-05	0,00737
Energi fra vannkraft	0,67	0,13	0	2,23E-06	0,00226
Energi fra torv	0,05	1,28E-06	0	2,58E-09	2,28E-06
Energi fra vindkraft	0,03	2,19E-02	0	8,19E-08	0,000150
Energi fra biomasse	0	0	0	1	0
Energi fra sol	2,48E-06	3,13E-04	0	2,28E-09	1,93E-06
Totalt	1,94	3,13	1,160	1,00	1,25502349

2.4 Organisering

Prosjektleder: Forsker Bjørn Ivar Vold

Prosjektmedarbeidere: Forsker Kari-Anne Lyng og forskningsleder forebyggende miljøvern Andreas Brekke

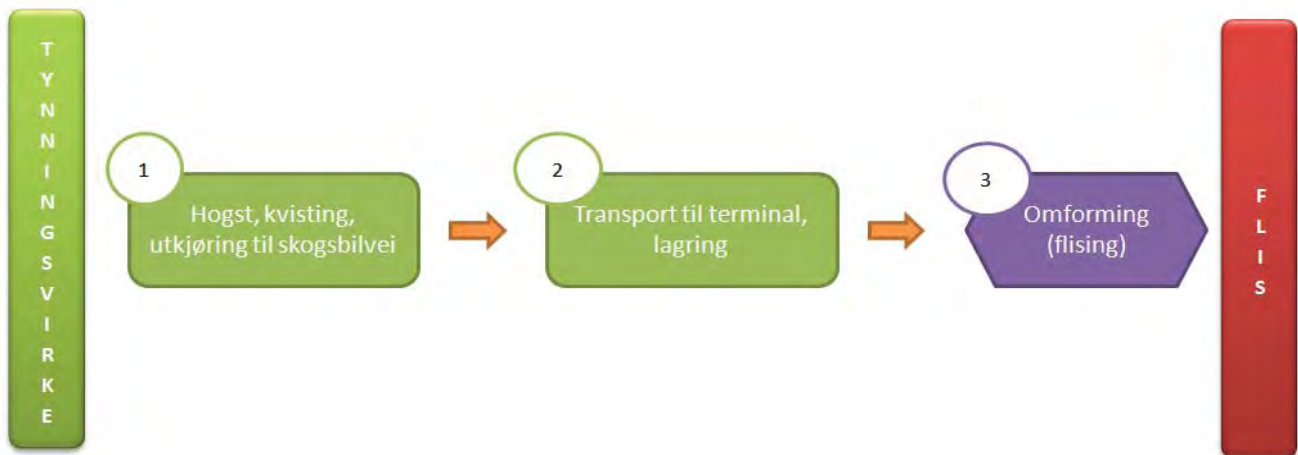
Intern kvalitetssikring: Seniorforsker Ingunn Saur Modahl og PhD-stipendiat og seniorforsker Hanne Lerche Raadahl.

Hovedansvar for de 11 produksjonskjedene er blitt fordelt på prosjektmedarbeiderne. Bjørn Ivar Vold har hatt hovedansvar for produksjonskjedene 1-4, Kari-Anne Lyng produksjonskjedene 5-6 og Andreas Brekke for produksjonskjedene 7-11. Intern kvalitetssikring er gjennomført av seniorforsker Ingunn Saur Modahl og PhD-stipendiat og seniorforsker Hanne Lerche Raadahl.

3 Resultater fra litteraturgjennomgang

Kapittelet beskriver livsløpet og resultatene fra litteraturgjennomgangen for de 11 ulike produksjonskjedene.

3.1 Flis fra tynningsvirke



Figur 3 Systemgrenser for flis fra tynningsvirke

Tynningsvirke kommer fra tynning av skog (tynningshogst) som normalt foretas når skogen er mellom 10 og 16 meter høy. Omtrent 10-15 prosent av tømmeret som hentes ut av skogen hentes ut gjennom tynningshogst. Tynningshogst krever mer energi enn f.eks flatehogst fordi en tar ut enkelttrær i skogen. Formålet med å tynne skog er å gi de gjenværende trærne bedre plass slik at de kan vokse raskere og få større dimensjoner. I tillegg slippes mer lys ned til skogbunnen, og det blir en frodigere undervegetasjon som gir gode vekstforhold og en biologisk rikere skog.

Flis slik det er definert for kjede 1 og 2 er skogsflis eller grønflis som blir produsert direkte fra skogsvirke. Råstoffet kan være tynningsvirke, lauvtrevirke eller hogstavfall (GROT = greiner og topper) fra sluttavvirkning. Virket blir fliset opp enten med mobile flishoggere i skogen, ved skogsbilvei eller ved terminal. Under norske forhold er det vanlig å transportere trær og hogstavfall ut av skogen til en stasjonær eller mobil flishogger og ikke direkte til terminal. Størrelsen på skogsflisen varierer med kvaliteten på virket og på flishoggeren (Eid Hohle, 2001).

Studien har søkt ved hjelp av litteratur å svare på energibruk og konverteringstap for flising i skogen (1) og ved terminal (2).



3.1.1 Resultater

Resultatene for flis fra tynningsvirke er basert på litteratur fra Skogforsk i Sverige (Berg, 2010). Rapporten er for svenske forhold og angir energibruk knyttet til fremstilling av flis fra tynningsvirke som er fliset på sagbruk/terminal. Energien brukt til infrastruktur (lastebiler, flishoggere osv.) er ikke inkludert i studien. All energibruk er knyttet til forbruk av diesel eller olje og miljøegenskapene deres settes lik. Det kreves 1,16 MJ primærenergi per MJ diesel. Fordeling av ulike primærkilder angis med fordelingen i kapittel 2.2.3. Da ingen litteratur for flising av tynningsvirke ved skogsbilvei har blitt funnet tilstrekkelig solid nok, gitt kriteriene, vises ingen resultater for dette alternativet.

Første stadium er hogst, kvisting, lasting og utkjøring til skogsbilvei. Hogst av tynningsvirke foregår med tynningsmaskiner. Tynningsvirket (heltre) samles i hauger ved hjelp av en lassbærer og kjøres til skogsbilvei. Virke kan flises allerede i skogen og tippes i container ved skogsbilvei. Da mates tynningsvirke inn i en mobil flishogger med container. Slike flisaggregater monteres oftest på en standard lassbærer. Et slikt aggregat har egen motor som driver flishoggeren. En annen måte er å benytte seg av traktormonterte eller lastebilmonterte flishoggere. Disse hoggerne benytter enten kraftuttaket eller en egen motor. Flisa blåses direkte i containere. Når containeren er full kjører hoggeren og tipper flisa over i en større container ved vei (Nobio, 2011).

Brennverdien (energiinnholdet) øker med redusert vanninnhold. Det er derfor viktig å tørke virke, fortrinnsvis gjennom naturlig tildekket tørking på en solrik og luftig plass. Ved å behandle tynningsvirke på terminal vil materialet kunne tørke før flisproduksjon. Det er ofte mer tidseffektivt å tørke på en åpen og luftig terminal enn ute i skogen. Hvis tynningsvirket blir fliset ved i skogen kan flisen lagres under tak og flisen vil da etter 4 til 6 måneder ha tørket fra om lag 40 % fuktighet til 25-30 % fuktighet. Kunstig tørking kan forekomme, men dette er mest aktuelt ved brikett- og pelletsproduksjon.

Tynningsvirke har en fuktprosent på 60 % som reduseres til 40 % gjennom produksjonskjeden. Brennverdi av tynningsvirke er 19,2 MJ/kg TS. Energibruken knyttet til hogst og kvisting av tynningsvirke er 2,4 l diesel/tonn TS og for transport av tynningsvirke til veikant 2,7 l diesel/tonn TS. (Berg, 2010) Energi tilført for hogst og kvisting av tynningsvirke defineres som prosessenergi og transport til skogsbilvei som hjelpeenergi.

Ved andre stadium i kjeden transporteres tynningsvirke til terminal/sagbruk for flising. Tynningsvirke transporteres til terminal ved hjelp av tømmerbil. Dersom tynningsvirke flises ved skogsbilvei blir flisen transportert til terminal. Energi tilført for transport av tynningsvirke eller flis defineres som hjelpeenergi.

Hvilken fuktprosent biomassen har i de ulike fasene er ikke angitt. I denne studien antas at tynningsvirket har en fuktprosent på 45 % ved transport til terminal/sagbruk. Drivstofforbruket ved transport av tynningsvirke er 2,7 l diesel/tonn TS (Berg, 2010). Transportavstand mellom veikant og terminal/sagbruk er 40 km (Berg, 2010). Ytterligere opplysning om transport angis ikke i (Berg, 2010).

Ved det siste stadiet flises tynningsvirket. Flishoggere omformer tynningsvirke til flis. Størrelsen på flisen vil variere med kvaliteten på virket og flishoggetypen. Ved flishogging er det viktig å unngå jord, sand og andre urenheter i det innmatede materialet slik at man unngår driftsstopp i senere faser.

Flising på terminal gir en mer sentral flising som betyr at man kan installere flishoggere som er kraftigere og mer effektive enn dem som benyttes i mobil flising. Produktiviteten for slik sentral flising er gjerne 20 % bedre enn ved mobil flising (Kallio og Leinonen, 2005). Flisa vil kunne bli av god kvalitet, ikke bare fordi den er tørket, men også fordi en unngår fremmedelementer (jord og stein) i flisa (Bjørnstad og Norheim, 2007).

Berg (2010) viser resultater for to forskjellige måter å tørke flisa på, ved bruk av diesel og elektrisitet. I Berg (2010) brukes svensk elmiks som elektrisitetsgrunnlag, men på grunn av det felles nordiske elektrisitetsmarkedet og for å sikre sammenlignbarhet benyttes Nordel som elmiks i denne studien. Ved bruk av diesel for flising oppgis forbruket til 17 kWh/tonn TS. Ved bruk av elektrisitet benyttes 3,83 kWh/tonn TS. Tallene for omforming oppgis av Berg (2010) å være et svært usikkert estimat. Energi tilført for flising av tynningsvirke defineres som prosessenergi.

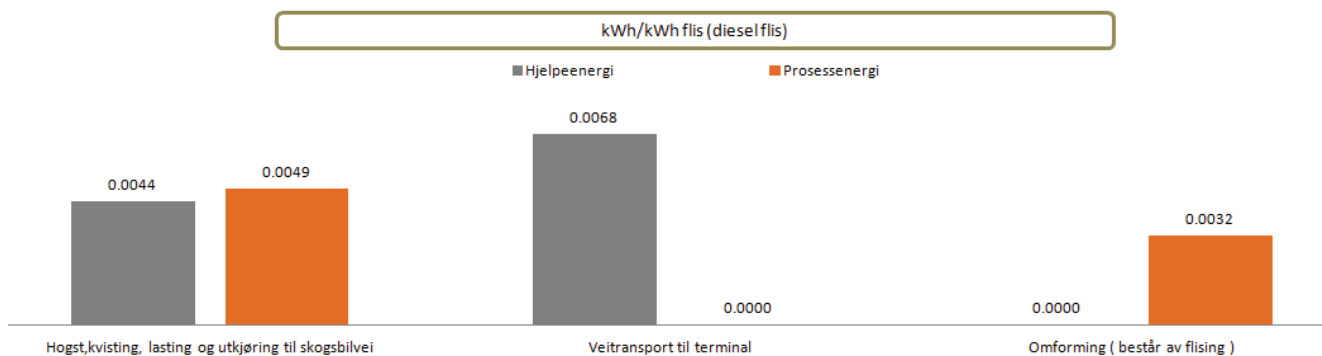
Tabell 2 angir total energi- og primærenergibruk for hele produksjonskjeden og tilført energi og derav primærenergi for de ulike stadiene. Det refereres til flisens nedre brennverdi. Konverteringstap er ikke angitt i Berg (2010).

Tabell 2 Resultater for flis fra tynningsvirke

<u>Tynningsvirke fliset ved sagbruk</u>	Hogst, kvisting, lastning og utkjøring til skogsbilvei	Veitransport til terminal	Omforming flising (diesel)	Totalt (kWh / kWh flis)
Tilført energi (kWh)	0.0093	0.0068	0.0032	0.0193
Konverteringstap (kWh)	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
Tilført primærenergi (kWh)	0.0108	0.0079	0.0037	0.0224
			Omforming flising (Elektrisitet)	
Energibruk (kWh)	0.0093	0.0068	0.0005	0.0167
Konverteringstap (kWh)	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
Tilført primærenergi (kWh)	0.0108	0.0079	0.0010	0.0197

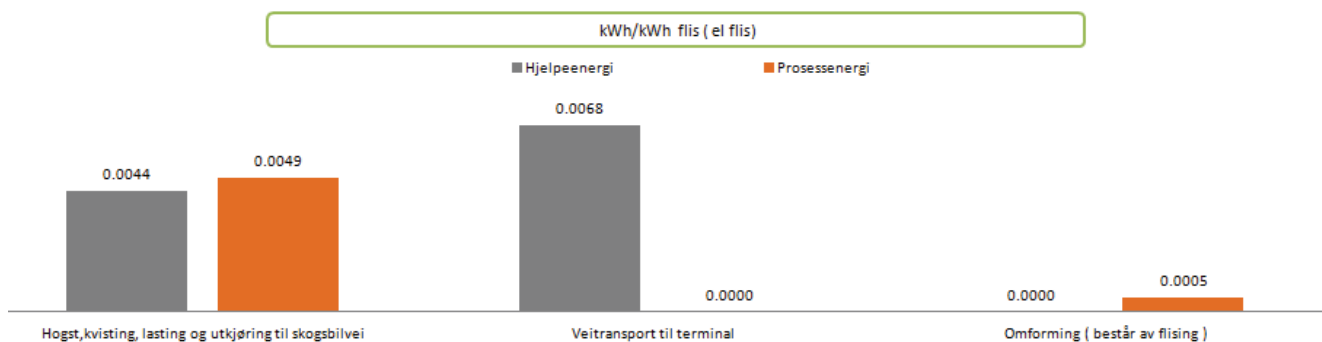
Resultatene fra Berg (2010) viser at man trenger 0,0193 kWh prosess- og hjelpeenergi og 0,0224 kWh primærenergi for å produsere 1 kWh flis fra tynningsvirke som er fliset på terminal/sagbruk, gitt at man fliser ved hjelp av en dieseldrevet flishogger. Dersom man fliser tynningsvirke med elektrisitet trenger man 0,0167 kWh prosess- og hjelpeenergi og 0,0197 kWh primærenergi. Ved å benytte elektrisitet fremfor diesel reduserer man energibruken med 16 % og mengden primærenergi med omtrent 15 %.

Figur 4 viser oppsplittet energibruk fordelt på de ulike stadiene i produksjonskjeden for tynningsvirke fliset med dieseldrevet flishogger. Av figuren ser man at veitransport til terminal er den aktiviteten som bruker mest energi.



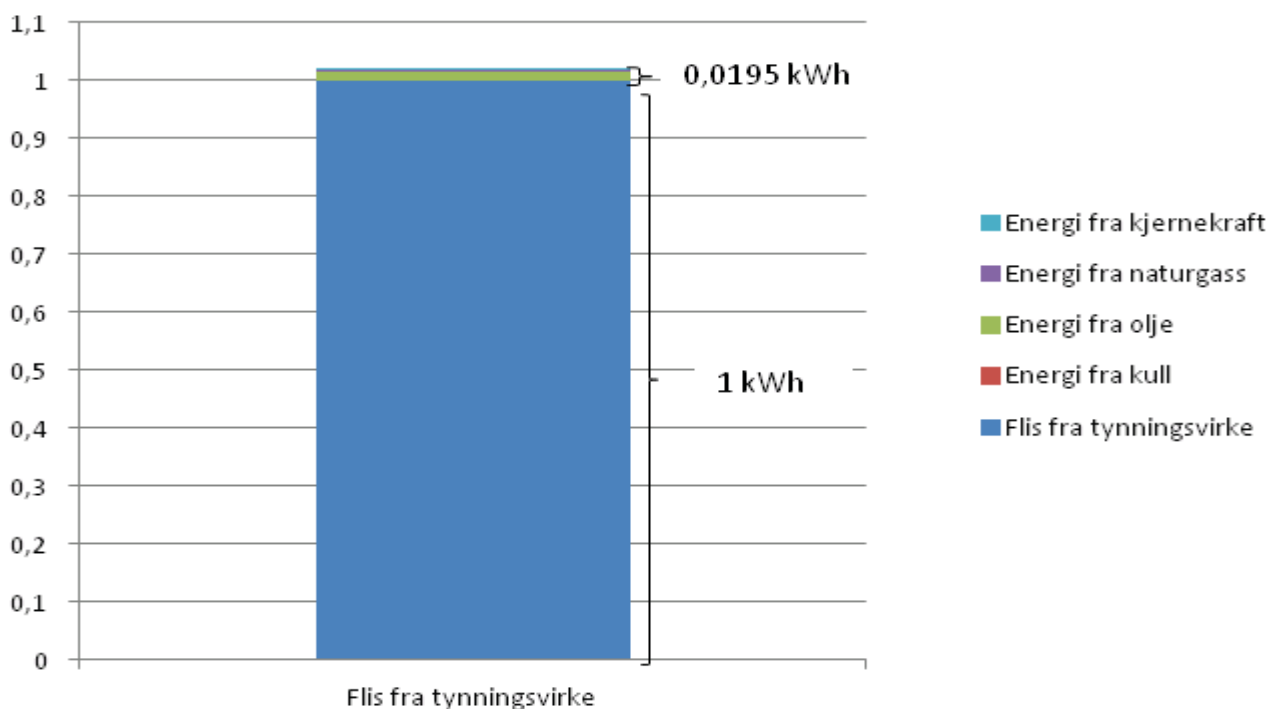
Figur 4 Oppsplittet energibruk for flis fra tynningsvirke som er fliset med dieseldrevet flishogger

Figur 5 viser oppsplittet energibruk fordelt på de ulike stadiene i produksjonskjeden for tynningsvirke fliset med elektrisk drevet flishogger. Av figuren ser man at veitransport til terminal er den aktiviteten som bruker mest energi og at tilført energi ved flising ved elektrisk drevet flishogger er lavere.



Figur 5 Oppsplittet energibruk for flis fra tynningsvirke som er fliset med elektrisk drevet flishogger

Figur 6 viser oppsplittet primærenergi referert til 1 kWh ferdig bioenergiprodukt, her 1 kWh flis fra tynningsvirke (fliset med diesel).



Figur 6 Fordelt bruk av primærenergi referert til 1 kWh flis fra tynningsvirke

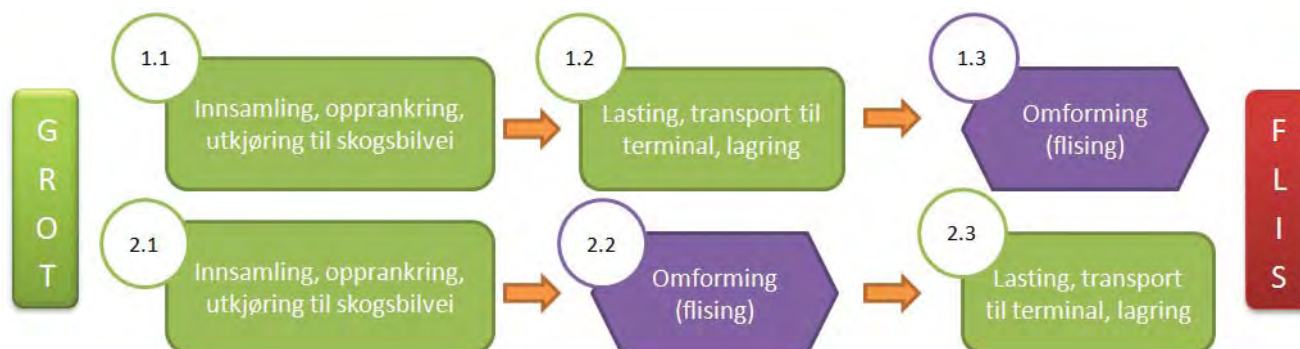
Resultatene viser at bruk av energi fra olje er det største bidraget til primærenergi bruk ut over energiinnholdet i selve bioenergi produktet. Mengden primærenergi som trengs for å fremstille bioenergi produktet (flisa) utgjør 2 % av den lagrede primærenergien i produktet.

3.1.2 Resultatdiskusjon

Flising på sagbruk/terminal gir mulighet til å flise ved hjelp av elektrisitet. Resultatene viser at ved flising med elektrisk drevne flismaskiner vil man benytte 16 % mindre energi og 13,8 % mindre primærenergi enn ved flising med diesel drevne flishoggere. Ved flising ved skogsbilvei benyttes mobile, mindre energieffektive, dieseldrevne flishoggere.

Gode et al. (2011) angir noe høyere energibruk for flis fra tynningsvirke, 0,022 MJ energi/MJ flis og totalt 1,02 MJ energi (ink.feedstock energi). Differansen kommer i hovedsak av usikkerhet knyttet til hvilken fuktprosent man antar i de ulike livsløpsstadiene. Resultatene fra Gode et al. (2011) blir også noe høyere da disse inkluderer skogsskjøtsel før felling av tynningsvirke.

3.2 Flis fra greiner og topper (GROT)



Figur 7 Systemgrenser for flis fra greiner og topper (GROT)

GROT er en samlebetegnelse for virkerestene greiner og topper. Greiner og topper samles i såkalte grothauger og fraktes ut som tømmerstokker for så å flises opp, eller det flises opp på hogstfeltet. Fuktigheten i GROT varierer fra 25 – 55 %, vanligvis mellom 40-50 %. Fuktigheten avhenger av lagringssted, overtekkning, årets sommer/høsttemperatur og nedbør.

3.2.1 Resultater

Resultater for energibruk og konverteringstap i denne analysen er for løs GROT (ikke buntet) som transporteres til og flises ved terminal (1) og for flising ved skogsbilvei (2).



Resultatene rapporteres med grunnlag i rapporten "Skörd av skogsbränslen i ett livscykelperspektiv" skrevet av Eva-Lotta Lindholm, Staffan Berg og Per-Anders Hansson (Lindholm et al., 2010). Resultatene viser energibruk knyttet til flising av GROT i Sør-Sverige. Analysen starter ved innsamling av GROT og slutter når GROT er fliset ved eller kjørt til terminal. Tettheten til GROT oppgis til 425 kg TS/m³ og brennverdien 19,2 MJ/kg TS. Lindholm et al., (2010) viser oppsplittet energibruk for de ulike stadiene i produksjonskjeden. Infrastruktur tilknyttet bygging og drifting av infrastrukturen til terminalen ikke er inkludert. For infrastruktur er kun primærenergi angitt og konvertering til energibruk har ikke vært mulig pga. manglende informasjon. Konverteringstap ved lagring og flising er inkludert i energibruk, men ikke spesifisert. Lindholm et al. (2010) oppgir to energibærere: diesel og elektrisitet. Diesel oppgis med en tetthet på 815 kg/m³ og brennverdi 35,3 MJ/kg. Det oppgis at det trengs 1,16 MJ primærenergi per MJ diesel og denne verdien benyttes i analysen for å finne primærenergi behov per kWh diesel for alle kjede 1-4. For elektrisitet oppgis at det benyttes svensk elmiks og at det trengs 1,79 kWh primærenergi per kWh elektrisitet. For analysene i denne studien brukes tallene oppgitt i Lindholm et al. (2010), med unntak av at svensk elmiks erstattes med sammensetningen for NordEl oppgitt i kapittel 2.2.3 hvor primærenergi behovet per kWh

elektrisitet er 1,94 kWh. Dette for å sikre et mer solid datagrunnlag ved at Lindholm et. al. (2010) ikke angir fordeling av primærenergi på de ulike primærenergikildene, hvilket vi vil oppnå ved å bruke NordEl. Primærenergibruk og fordeling per kg diesel oppgis i kapittel 2.2.3.

Modifiserte lastebærere med større klo og lasteplan enn tradisjonelt eller jordbrukstraktor med påmontert lasteaggregat og henger henter GROT i skogen. Deretter transporteres GROT til skogsbilvei hvor GROT legges i hauger og dekkes over, ofte med papp. GROT ligger nå tildekket ved skogsbilvei, og kan hentes ved behov. Ofte komprimeres GROT før transport ut fra skogen ved at GROT buntet. Bunting innebærer at GROT mates inn i "buntemaskin", hvor materialet komprimeres og føres ut i form av en lang pølse. Disse buntene er ca. 60–80 cm i diameter, og holdes sammen av snorer for hver 40 cm lengde. Den store fordelingen med buntemetoden er at standard utstyr kan brukes i den videre behandlingen av hogstavfallet. Fra skogen til bilvei kjøres buntene med en vanlig lastbærer, og videre med tømmerbil til varmeverk. Buntemetoden innebærer således en relativt tett integrasjon av logistikkjedene for tømmer og hogstavfall (Bjørnstad og Norheim, 2007). Aktivitetene beskrevet i dette avsnittet er første stadium og innbefatter dermed energibruk knyttet til innsamling, oppranging og utkjøring til skogsbilvei. Energibruk ved tørking er ikke beskrevet og derfor ikke med som eget stadium. Maskintransport til skog er allokert til dette stadiet og derfor er resultatene for flising ved skogsbilvei noe høyere enn flising ved terminal for dette stadiet.

Framkjøring til skogsbilvei innebærer at hogstavfallet kan lagres. Korrekt lagring kan gi en betydelig tørrere råvare for flisproduksjon. Dungene med hogstavfall bør plasseres langs bilvei for å sikre atkomst med flishoggerutstyr og lastebil. Grunnen bør være jevn og uten steiner. Noen bunter eller heltrær legges i bunnen av haugen, på tvers av retningen til GROTen. Dette både for å løfte GROT opp fra bakken og for å indikere at bunnen i haugen er nådd under flisingen. Slik unngås fremmedelementer å komme i flisa. Lagerhaugene bør være høye (gjærne 4–5 m) og smale. Viss GROT buntet bør den lagres i høyde opp til 3 meter og slik at en ikke risikerer at bunter ruller ned. Denne oppgaven viser ikke resultater for bunting men for løs GROT. Andre stadium er ulikt avhengig av om man fliser ved terminal eller ved skogsbilvei. For rute 1, flising ved terminal, benyttes lastebil for å transportere løs GROT (merk: ikke buntet) fra skogsbilvei til terminal. Drivstofforbruket i lastebilen er 21 MJ/km og fyllingsgrad 38 %. Avstanden mellom skogsbilvei og terminal er 60 km. Fuktprosent på GROT ved transport oppgis å være 40 % (tetthet 708 kg/fm³). Lasting på antas å kreve 4,7 liter diesel per last og 1,7 liter diesel for avlesning. For rute 2, flising ved skogsbilvei, benyttes en mobil flishogger for å flise GROT til flis. Den mobile flishoggeren har et dieselforbruk på 3,9 liter diesel/tonn TS. (Lindholm et al., 2010) Flising ved skogsbilvei skjer hovedsaklig på to måter. Den ene måten er ved hjelp av mobil flishogger som plasseres langs de opplagte rankene med hogstavfall og som hogger enten direkte opp i lastebil, flisbil (evt. med tilhenger) eller i containere (Hofsten et al., 2006). Den andre metoden er ved bruk av flisbil, dvs. en lastebil med integrert flishogger, som fliser GROT og deretter kjører flisa til terminal. Størrelsen på flisen vil variere med kvaliteten på virket og flishoggertypen. Vanligvis brukes det trommelbaserte flishoggere til flising av hogstavfall. Disse er mindre følsomme overfor urenheter i flisa enn skivebaserte flishoggere. Under flishogging er det viktig å unngå jord, sand og andre urenheter i det innmatede materialet slik at man unngår driftsstopp i senere faser (Bjørnstad og Norheim, 2007).

Det siste stadiet er flising av GROT (1.3) eller transport til terminal, lagring (2.3). Ved transport av løs GROT til terminal vil man opparbeide en "ren" grunn, et område som er avrettet og fritt for steiner og andre fremmedlegemer, enten ved at området er asfaltert eller tildekket med bark, sagflis eller aske.

På terminalen kan da hogstavfallet både lagres og flises direkte på bakken for senere opplasting på bil. En mer sentral flising betyr også at en kan installere flishoggere som er kraftigere og mer effektive enn dem som benyttes i mobil flishogging. Produktiviteten for slik sentral flising er gjerne 20 % høyere enn mobil flising (Kallio og Leinonen, 2005). Ved å behandle hogstavfallet på terminal vil materialet kunne tørke før flisproduksjon, hvilken fuktprosent den tørkes til varierer. Det er ofte mer tidseffektivt å tørke på en åpen og luftig terminal enn ute i skogen og flisa kan få bedre kvalitet (Bjørnstad og Norheim, 2007). For rute 1, stadium 1.3, benyttes en kraftig eldrebet flishogger som krever 1 kWh/tonn material (flis) for å flise GROT. For rute 2, stadium 2.3, benyttes lastebil for å transportere flis fra skogsbilvei til terminal. Drivstofforbruket i lastebilen er 21 MJ/km og fyllingsgrad 49 %. Avstanden mellom skogsbilvei og terminal er 70 km. Fuktprosent på GROT ved transport oppgis å være 40 % (tetthet 708 kg/fm³). (Lindholm et al., 2010)

Tabell 3 viser resultatene for produksjonskjeden.

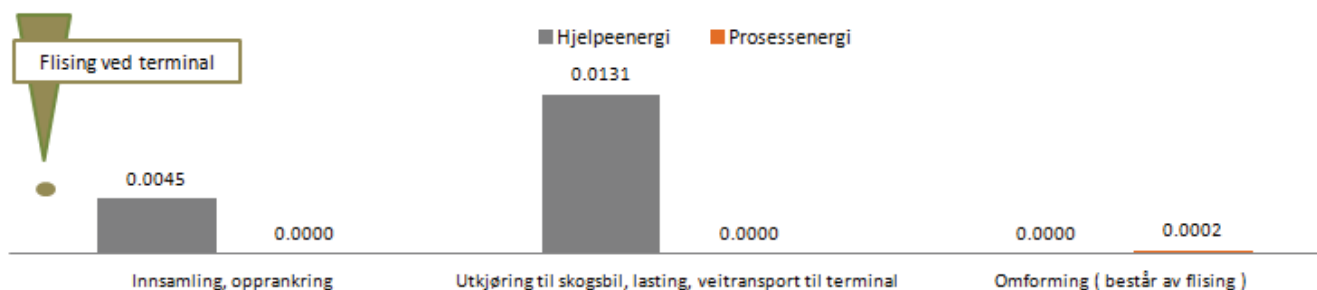
Tabell 3 Resultater for flis fra GROT

Løs GROT fliset ved terminal	Innsamling og opprasking	Utkjøring til skogsbil, lasting, veitransport til terminal	Flising	Totalt (kWh / kWh flis)
Tilført energi (kWh)	0.0045	0.0131	0.0002	0.0178
Konverteringstap (kWh)	Inkludert,men ikke spesifisert	Inkludert,men ikke spesifisert	Inkludert,men ikke spesifisert	Inkludert,men ikke spesifisert
Tilført primærenergi (kWh)	0.0057	0.0152	0.0005	0.0214

GROT fliset ved skogsbilvei	Innsamling og opprasking	Flising	Lasting, veitransport til terminal	Totalt (kWh / kWh flis)
Tilført energi (kWh)	0.0055	0.0077	0.0092	0.0224
Konverteringstap (kWh)	Inkludert,men ikke spesifisert	Inkludert,men ikke spesifisert	Inkludert,men ikke spesifisert	Inkludert,men ikke spesifisert
Tilført primærenergi (kWh)	0.0069	0.0093	0.0107	0.0270

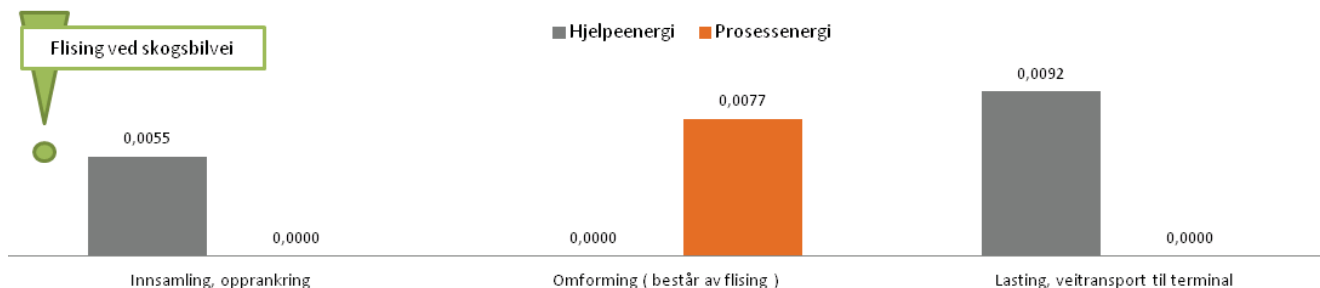
Energibruken for rute 1, løs GROT som flises ved terminal, er 0,0178 kWh/kWh flis. Den totale primærenergibruken er 0,0214 kWh/kWh flis. Energibruk for rute 2, flising av GROT ved skogsbilvei, er 0,0224 kWh/kWh flis. Den totale primærenergibruken er 0,0270 kWh/kWh flis.

Grupperingen av energibruken i prosess- og hjelpeenergi i de ulike stadier for rute 1 illustreres i Figur 8. Hjelpeenergi (energien brukt til innsamling, opprasking, utkjøring til skogsbilvei og transport til terminal) utgjør vesentlig mer av energibruken enn energibruk knyttet til prosess (flising). Hjelpeenergi utgjør omlag 99 % av energibruken. Ytterligere informasjon vises til rapporteringskjemaet i MS Excel.



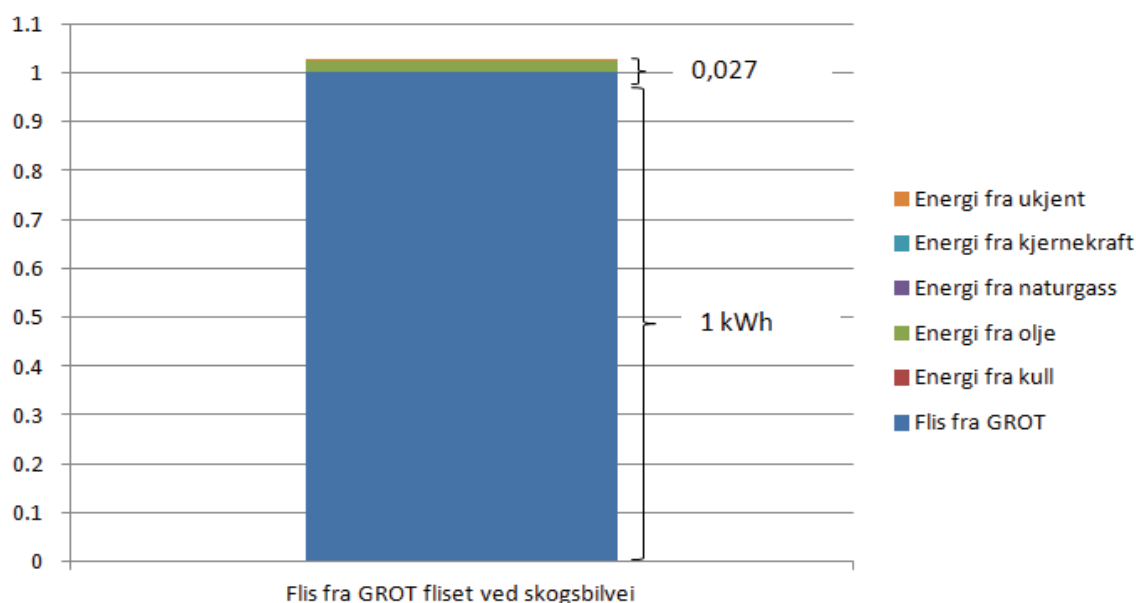
Figur 8 Oppsplittet total energibruk for flis fra GROT som flises ved terminal

Grupperingen av energibruken i prosess- og hjelpeenergi for rute 2 illustreres i Figur 10. For denne produksjonskjeden flises GROT til flis ved hjelp av en mobil flishogger som bruker diesel. Dette er mye mindre energieffektivt og gjør at forskjellen mellom hjelpeenergi og prosessenergi ikke blir like vesentlig som for rute 1.



Figur 9 Oppsplittet energibruk for flis fra GROT som flises ved skogsbilvei

Figur 10 viser oppsplittet primærenergi referert til 1 kWh ferdig bioenergiprodukt, her 1 kWh flis fra GROT fliset ved skogsbilvei (rute 2).



Figur 10 Fordelt bruk av primærenergi referert til 1 kWh flis fra GROT

Resultatene viser at bruk av energi fra olje er det største bidraget til primærenergi ut over energiinnholdet i selve bioenergiproduktet (flisa) og at total bruk av primærenergi som trengs for å fremstille bioenergiproduktet utgjør 2,7 % av den lagrede primærenergi i produktet.

3.2.2 Resultatdiskusjon

For produksjonskjeden hvor GROT blir omformet til flis kan innsamlingen og omformingen gjøres på ulike måter. I denne rapporten antas samme produksjonskjede som den mest vanlige i Sør-Sverige. I Sør-Sverige er det vanligste å samle løs GROT og ikke bunte GROTen før den blir sendt til terminal.

Dersom man bunter GROTen ved skogsbilvei for så å transportere GROTen til terminal vil man benytte mindre energi på innsamling og oppranging, men desto mer på bunting, maskintransport og infrastruktur. Dersom man benytter data fra Nord-Sverige vil man få et høyere energibruk pga. lengre transportavstand fra skogsbilvei til terminal. Her ble det valgt å svare på hvilken av mulighetene, flising ved skogsbilvei eller terminal, som er mest energieffektiv. Konklusjonen om at flising ved terminal er mest effektivt støttes av Lindholm et al.(2010).

Sammenlignet med andre studier ligger resultatene her i samme intervall som andre referanser. Energibruken for flising ved skogsbilvei fra Berg (2010) er 0,0140kWh/kWh flis, men disse tallene inkluderer ikke infrastruktur og har en transportavstand på 40 km mot 60 km i denne studien. Energibruken i den svenske Miljøfaktaboken (Gode et al. 2011) er 0,027, noe som er noe høyere enn resultatene i denne studien. Miljøfaktaboken benytter samme referanse som denne studien referer til, men bearbejder dataene. Det antas at bearbeiding av data for energibruk tilknyttet infrastruktur er grunnen til differansen mellom Miljøfaktaboken og denne studien.

3.3 Briketter fra råflis

Briketter er foredlet trebrensel som er tørket og presset sammen til rektangulære eller sylindriske briketter ved hjelp av en mekanisk eller hydraulisk presse. Diameteren er vanligvis mellom 50 – 75mm. Lengden varierer til opp mot 20 cm, avhengig av råstoffets egenskaper og produksjonsprosessen. Pressing (brikettering) øker energitettheten samt gjør brensllet mer egnet for transport og lagring. Tettheten varierer betydelig, mens fuktighetsprosenten ligger mellom 8-12 %. Brennverdien til briketter varierer men er vanligvis rundt 4,3 kWh/kg. Flisen trengs normalt sett ikke å finmales før pressing. Briketter benyttes hovedsaklig i energisentraler større enn 1 MW, men brenner også i en vanlig vedovn eller peis.

Under vises systemgrensene for briketter fra flis.



Figur 11 Systemgrenser for produksjon av briketter fra råflis

1. Kutting til mindre flis, homogenisering

Råflisen må kuttes til mindre flis og homogeniseres dvs. at lange stikker må fjernes. Dette for å forhindre driftsstans i prosessen videre.

2. Tørking

Flisen blir tørket til et fuktinnhold mellom 8-12 %. Rå sagflis har normalt et fuktighetsinnhold rundt 55 % (Hagen et al., 2006). En roterende trommel med varme røykgasser brukes ofte som tørkingsmetode. Det kan være energitap i ferske råvarematerialer som råflis under tørkeprosessen på grunn av fordampning (Zakrisson, 2002).

3. Omforming (pressing)

Under omforming mates flisen gjennom en kraftig sylinderpresse, hvor råstoffet blir presset mot et munnstykke med diameter lik de ferdige brikettene.

Mangel på litteraturdata samt kvaliteten på disse har medført at studien ikke vil vise noen forskjell mellom brikett og pelletsproduksjon. Ved fremstilling av brikketter med samme brennverdi som pellets vil man kunne anta at energibruken knyttet til forbehandling av flisen er mindre pga. at man ved pelletsproduksjon trenger finere og mindre flis enn ved brikettproduksjon. Gjennom litteratursøket ble det funnet en studie, Raymer (2006), som har utført en energikartlegging ved brikettproduksjon. Denne ble vurdert å benyttes som grunnlag for våre resultater, men fordi resultatene fra denne forteller at man trenger mer energi for å frembringe 1 kWh brensel fra brikketter enn for den samme mengden energi fra pellets ble det valgt å ikke rapportere resultatene fra kilden. Gode et al. (2011) støtter denne vurderingen ved at denne Gode et al. (2011) også benytter samme energitall for brikketter og pellets.

3.3.1 Resultater

Resultater for brikketter antas likt som for pellets og disse resultatene finnes i kapittel 3.4.2. Denne antagelsen gjøres også i Gode et al. (2011).

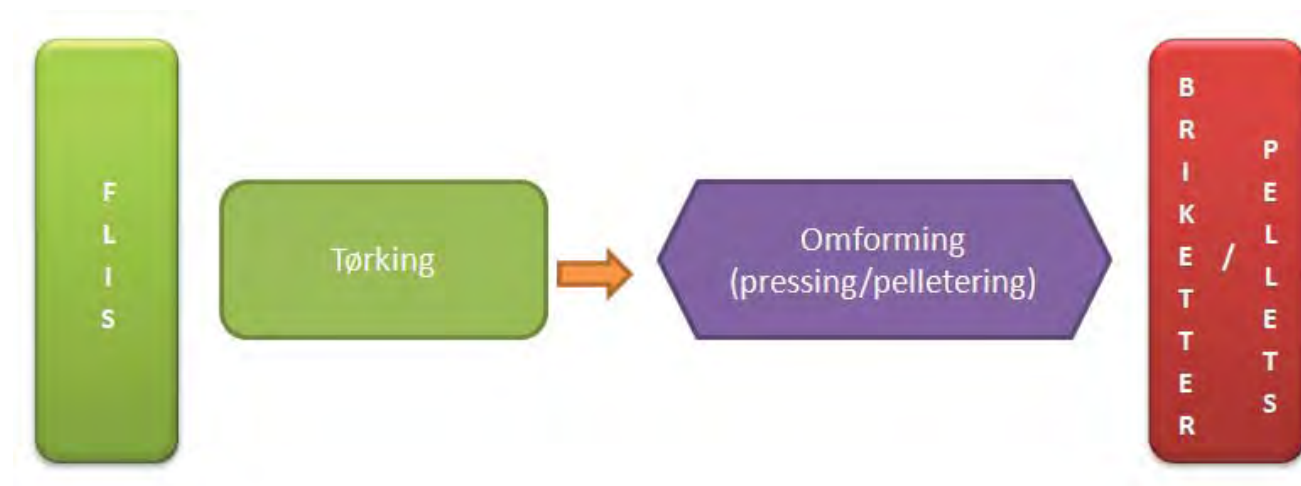
3.4 Pellets fra flis

Trepellets er små, komprimerte og tørkede biter av trevirke. Normalt er diameteren på trepelletsen 6-8 mm. Ved tørking og komprimering av sagflis til pellets oppnår man høyere energitetthet og bedre forbrenningsegenskaper. Trepellets har lav fuktighet og høyt energiinnhold. Pellets kvaliteten vil variere avhengig av råmaterialet og produksjonsprosessen.

Råvaren for å produsere pellets er i Norge for det meste sagflis og spon, som i dag kan betegnes som biprodukter fra sagbruk. Flis er en fellesbetegnelse for flere typer biobrensel med varierende fuktighetsinnhold og dimensjon. For å skille de forskjellige flistypene fra hverandre inndeles de etter råvaretypen.

Normverdier for trepellets angis av Norsk Standard for trepellets, NS 3165. Trepellets har et energiinnhold på minst 4,7 kWh/kg og fuktinnholdet er maks 10 % (NS 3165). Pellets har en tetthet på minst 600 kg/(løs)m³. Pellets trenger partikkelreduksjon av flisa før pelletering, noe vanligvis ikke brikketter trenger før pressing.

Under vises systemgrensene for pellets fra flis.



Figur 12 Systemgrenser for produksjon av briketter/pellets fra flis

1. Forbehandling

Forbehandling består av fjerning av fremmedlegemer som sand, grus og metall som kan forårsake slitasje på pelleteringsutsyr. Pelletsfabrikker bruker gjerne sil og/eller metalledetektor for å lokalisere fremmedlegemer (Zakrisson 2002).

2. Tørking

Flisen blir tørket til et fuktinnhold på 5-15 % (Zakrisson, 2002). Rå sagflis har normalt et fuktighetsinnhold rundt 55 % (Hagen et al., 2006). En roterende trommel med varme røykgasser brukes ofte som tørkingsmetode. Det kan være energitap i ferske råvarematerialer som råflis under tørkeprosessen på grunn av fordampning (Zakrisson, 2002).

3. Partikkelreduksjon

Ved partikkelreduksjon deler man opp råstoffet slik at man oppnår ønsket dimensjon på materiale før det skal pelleteres. Dersom man ikke gjennomfører dette trinnet vil pelleten bli svakere. Den vanligste metoden for partikkelreduksjon er hammerkvern/knivkvern (Zakrisson 2002).

4. Omforming(pelletering)

Ved pelletering blir flisen formet til små sylindere. Dette foregår ved at flis presses igjennom et spesialstål med mange små hull; en matrise. Matrisen kan være flat eller rund; flatmatrise og ringmatrise. I Sverige, Finland og Norge er ringmatrisepresser mest benyttet ved pelletering av trevirke, men det finnes også anlegg med flatmatrisepresser (Eid Hohle, 2001). Ved å komprimere flis økes tettheten betydelig fra ca 100 til 600 kg/m³.

3.4.1 Resultater

Mangel på energidata samt kvaliteten på disse har medført at studien ikke vil vise noen forskjell mellom brikett- og pelletsproduksjon. Ferdig fast biobrensel benyttes i dette kapittelet som samlebetegnelse for både briketter og pellets.

For produksjonskjedene for briketter og pellets analyseres brenselsproduksjon både fra råflis og sagflis. Rapporten "LCA calculations on Swedish wood pellet production chains - according to the Renewable Energy Directive" (Hagberg et al. 2009) viser energibruk for pelletsproduksjon i Sverige og benyttes som kildeunderlag for briketter/pellets. For sagflis som råvare vises resultater for pelletsproduksjon fra artikkelen "Comparison of avoided greenhouse gas emissions when using different kinds of wood energy" (Raymer, 2006). Artikkelen viser resultater for produksjon i Norge. Kildene viser ikke konverteringstap.

Resultatene for energibruk ved tørking av råflis og sagflis varierer pga. forskjellig fuktinnhold når flisen er ankommet brikett- eller pelletsprodusent. Studien oppgir en fuktprosent på 50 % for råflis og 30 % for sagflis.

Trinnet tørking tørker råflisa til 8 % fukt og sagflisa til 8-12 %. Kildene benytter bioenergi for å tørke flisa. For råflisen benyttes 20 % bark, 67 % rester fra pelletsproduksjon (trepulver), 9 % tørr sagbrukflis, og 4 % sagflis fra skadet rundtømmer. Ved tørking av sagflis benyttes 100 % bark til å tørke flisa. Konverteringstap som kan antas på grunn av fordamping ved tørking av flis oppgis ikke for noen av kildene.

Ved omforming av flis til briketter eller pellets antas samme prosess som angitt i hhv. kapittel 3.3.1 og 3.4.1. Dosering, homogenisering og partikkelreduksjon antas å være inkludert i dette trinnet. Partikkelreduksjon trengs ikke ved produksjon av briketter, men energibruk knyttet til denne aktiviteten for pelletsproduksjon antas å være liten (er derfor sett bort fra). Brennverdien for pellets oppgis for produksjonskjeden med råvaren råflis til 4800 kWh/tonn pellets og 4700 kWh/tonn pellets for sagflis. Det antas at briketter har samme brennverdi som pellets.

Rapportene angir ikke primærenergibruk. For å finne antall kWh primærenergi og fordeling på ulike energikilder er kWh primærenergi/kWh energiprodukt gitt av Nordelmiks spesifisert i kapittel 2.2.3 benyttet. Biomasse som er benyttet til tørking av flis antas å ha samme primærenergikilde som bark. Verken Hagberg et al., (2009) eller Raymer (2006) angir om infrastruktur er inkludert i energiberegningene,

Tabell 4 Resultater for briketter/pellets fra flis.

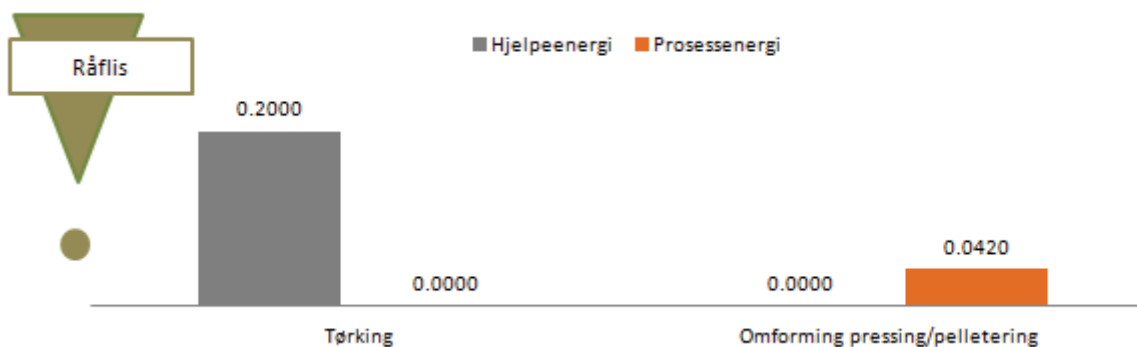
Tabell 4 Resultater for briketter/pellets fra flis

<u>Råflis som input</u>	Tørking	Omforming pressing/pelletering	Totalt (kWh / kWh fast biobrensel)
Energibruk (kWh)	0.20	0.04	0.24
Konverteringstap (kWh)	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
Tilført primærenergi (kWh)	0.20	0.08	0.28

<u>Sagflis som input</u>	Tørking	Omforming pressing/pelletering	Energibruk
Energibruk (kWh)	0.01	0.03	0.04
Konverteringstap (kWh)	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
Tilført primærenergi (kWh)	0.01	0.05	0.07

For alternativet hvor råflis benyttes som input er energibruken 0,24 kWh/kWh ferdig fast biobrensel. Den totale primærenergibruken er 0,28 kWh/kWh ferdig fast biobrensel. For alternativet hvor sagflis benyttes som input er energibruken 0,04 kWh/kWh ferdig fast biobrensel. Den totale primærenergibruken er 0,07 kWh/kWh ferdig fast biobrensel.

Fordelingen av energibruken mellom hjelpeenergi og prosessenergi i de ulike stadiene for råflis illustreres i Figur 13. Energien til tørking bidrar vesentlig mer enn energien til pressing/pelletering til den totale energibruken. Energien til tørking utgjør omlag 83 % og energien til pressing/pelletering 17 % av den totale energibruken.



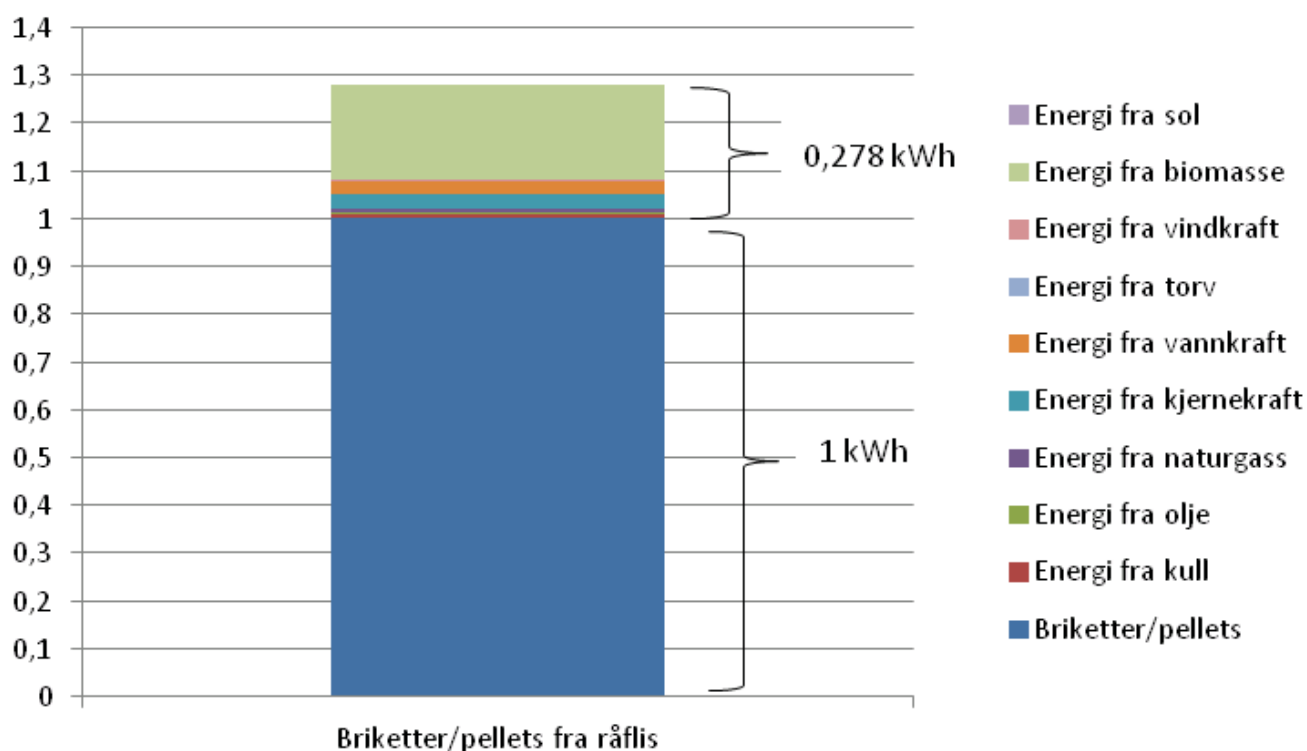
Figur 13 Oppsplittet energibruk for briketter/pellets fra råflis.

For alternativet hvor sagflis benyttes, med en vesentlig lavere fuktighetsprosent enn råflis, vises den totale energibruken oppsplittet i Figur 14. Her utgjør energien til pressing/pelletering 67 % av energibruken, vesentlig mer enn for alternativet med råflis pga. mindre energibruk til tørking av flisa. For ytterligere informasjon om alternativene vises til den vedlagte rapporteringsskjema i MS Excel.



Figur 14 Oppsplittet energibruk for briketter/pellets fra sagflis.

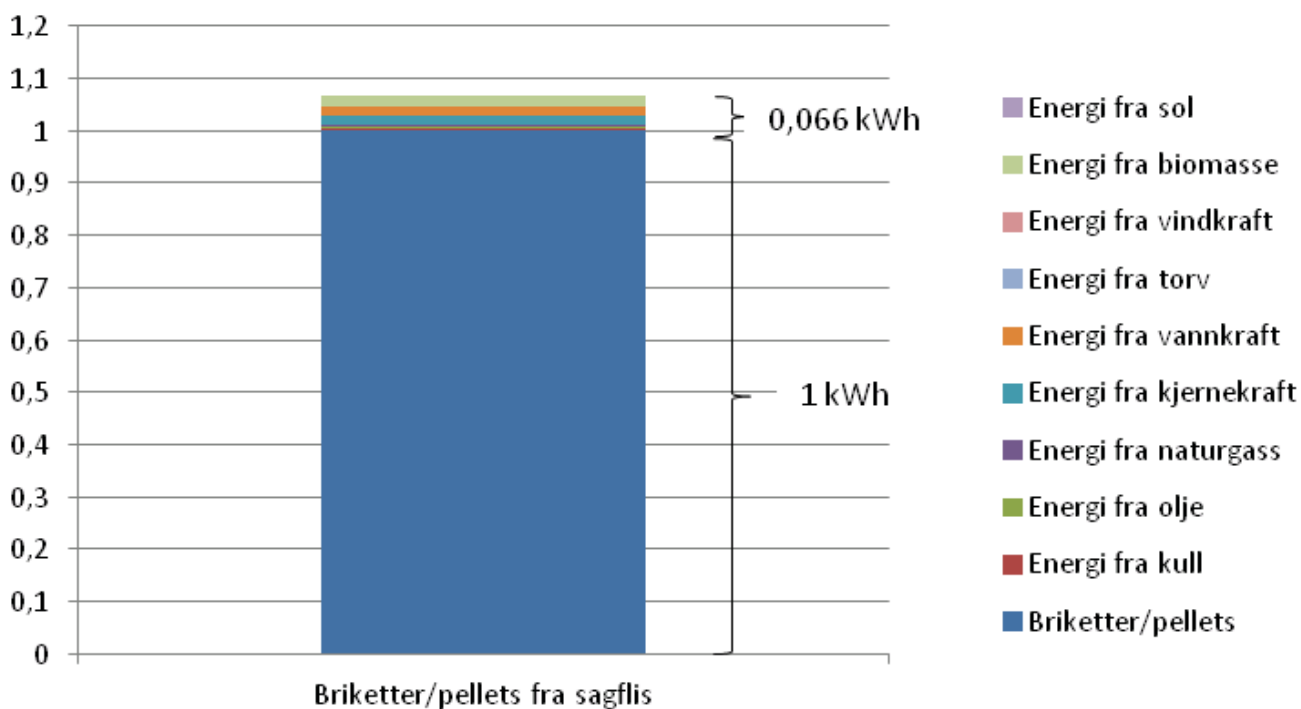
Figur 15 viser oppsplittet primærenergi referert til 1 kWh ferdig bioenergiprodukt, her 1 kWh ferdig fast biobrensel fra råflis.



Figur 15 Fordelt bruk av primærenergi referert til 1 kWh ferdig fast biobrensel fra råflis.

Resultatene viser at bruk av energi fra biomasse er det største bidraget til primærenergi bruk ut over energien i selve bioenergi produktet (fast biobrensel) og at total bruk av primærenergi som trengs for å fremstille bioenergi produktet utgjør 27,8 % av den lagrede primærenergien i produktet.

Figur 16 viser oppsplittet primærenergi referert til 1 kWh ferdig bioenergi produkt, her 1 kWh ferdig fast biobrensel fra sagflis.



Figur 16 Fordelt bruk av primærenergi referert til 1 kWh ferdig fast biobrensel fra sagflis.

Resultatene viser at bruk av energi fra biomasse er det største bidraget til primærenergi bruk ut over energien i selve bioenergi produktet (fast biobrensel) og at total bruk av primærenergi som trengs for å fremstille bioenergi produktet utgjør 6,6 % av den lagrede primærenergien i produktet.

3.4.2 Resultatdiskusjon

For briketter/pellets produsert fra råflis er tørking vesentlig mer energikrevende enn pressing/pelletering. For sagflis viser resultatene det motsatte, om ikke like vesentlig forskjell. Det benyttes både råflis og sagflis bioenergi for å tørke flisa. I denne studien sees bioenergien som benyttes på som et eksternt bidrag, mens det ofte er rester fra egen produksjon av ferdig fast biobrensel som benyttes som innsatsfaktor for å tørke flisa.

Cherubini et al. (2009) beskriver at det trengs 0,001-0,005 MJ fossil energi/MJ pellets for å fremstille pellets. Resultater fra denne studien angir 0,002 og 0,0499 MJ fossil energi/MJ pellets for ferdig fast biobrensel med hhv råvaren sagflis og råflis. Cherubini et al. (2009) angir primærenergi bruk inkludert energiinnholdet i selve produktet på 1,1-1,2 kWh/kWh pellets, mot 1,066-1,278 kWh/kWh ferdig fast biobrensel i denne rapporten. Hamelinck et al. (2003) angir 1,26 kWh primærenergi/kWh levert pellets, inkludert tap i produksjonskjeden (ikke tap i selve biobrenselet). Tapet i produksjonskjeden anslås å være på totalt 15 %. Gode et al. (2011) oppgir at energibruken er 0,113-0,184 kWh/kWh ferdig fast biobrensel fra hhv våte og tørre råvarer. Total primærenergi oppgis som 1,11-1,18 kWh/kWh ferdig fast biobrensel.

3.5 Biogass fra husdyrgjødsel

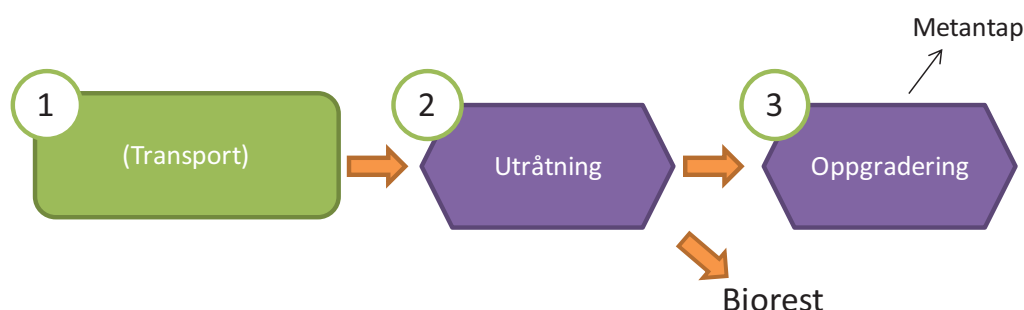
I Norge finnes det stort sett bare store industrielle anlegg for biogassproduksjon, og disse mottar i hovedsak på matavfall, slam, fiskeriavfall og lignende. Dette kommer av at det ikke er økonomisk for bonden å investere i et slikt anlegg. Andre steder i Europa er det mer vanlig med gårdsanlegg, eksempelvis i Tyskland. Tyske bønder kan tjene på investering av et biogassanlegg fordi innkjøpt elektrisitet er dyrt og fordi de mottak økonomisk støtte for å produsere biogass. Tyske gårder er større enn norske gårder og har dermed både større mengder råvarer og større behov for den genererte energien. Biogassen brukes til elektrisitet og oppvarming, og blir i liten grad benyttet som drivstoff.

Energiinnholdet i gjødsel vil ikke bare variere med type gjødsel (storfe, gris, hest) men også faktorer som forregimet til dyret og hva slags funksjon dyret har (melkeku, ammeku, slakteku). Det er i denne studien tatt utgangspunkt i typiske verdier på energiinnhold i storfegjødsel.

Energiinnholdet i studien har tatt utgangspunkt i biogasspotensialet til gjødsla. Informasjonen om hvor stor mengde biogass som potensielt kan produseres per tonn tørrstoff gjødsel og sannsynlig metanmengde i produsert biogass er hentet fra Lyng et al. (2011) og er basert et valgt tall basert på ulike kilder som oppgir biogasspotensialet under ideelle forhold (labforsøk). Det er derfor tatt høyde for at det reelle utbyttet er noe lavere (mellom 60 og 80 %). Litteratursøket viser at det er store variasjoner i hva som defineres som biogasspotensialet for storfegjødsel. I Lyng et al (2011) er biogasspotensialet definert som 260 Nm³ biogass/tonn TS gjødsel, der gjødsla har et tørrstoffinnhold på 8 % og den produserte biogassen har et metaninnhold på 65 %. Analysene som er utført i Lyng et al. (2011) gjelder for norske forhold. Rapporten viser til kilder som oppgir biogasspotensialer på mellom 230 Nm³/tonn til 328 Nm³/tonn TS gjødsel. Dersom en tar for seg gjødsel fra gris er potensialet per kg tørrstoff noe høyere, estimert til 330 Nm³/tonn TS.

Energiinnhold i 1 Nm³ biogass med 65 % metaninnhold er 6 kWh, der det forutsettes at brennverdien til metan er 50,2 MJ/kg metan og tettheten til metan er 0,67 kg/m³. Metantapet ved oppgradering vil normalt ikke ha noen stor betydning for energiinnholdet.

De ulike trinnene i produksjonskjeden er beskrevet nedenfor.



Figur 17 Systemgrenser for produksjon av oppgradert biogass fra husdyrgjødsel

1. Transport

Ved produksjon av biogass fra husdyrgjødsel på et småskala gårdsanlegg oppbevares først gjødsla i et lager før den mates inn i anlegget. Lageret til bonden er av praktiske årsaker i umiddelbar nærhet til der gjødsla oppstår, og det antas at et lokalt biogassanlegg plasseres i nærheten av dette lageret, slik at en kan se bort fra et transportbehov mellom der gjødsla oppstår og råtnetanken. Energibruk i dette livsløpstrinnet er derfor anslått til å være 0 kWh.

2. Utråtning (omforming)

Et gårdsanlegg vil normalt ha høyere varmebehov, men lavere elektrisitetsbehov enn et industrielt anlegg per tonn substrat inn i anlegget (Berglund og Börjesson, 2006). Det er antatt at gårdsanleggets varmebehov er 40 % høyere og elektrisitetsbehovet 50 % lavere enn et industrielt gårdsanlegg som vist i Berglund og Börjesson (2006). Data for industrielle anlegg er beskrevet i kapittel 3.6. Det er forutsatt at varmekilden til biogassanlegget er flisfyring. Reelt biogassutbytte forutsettes å være noe lavere enn for industrielle anlegg (60 % av potensielt utbytte beskrevet ovenfor). Elektrisitetsmiksen som er benyttet er nordisk miks for 2008 som beskrevet i kapittel 2.2.4.

I tillegg til biogass vil anlegget generere en biorest. Bioresten har lavere karboninnhold, men mesteparten av nitrogen- og fosforinnhold vil fortsatt være igjen i bioresten, og det er derfor et egnet gjødselprodukt. Bioresten er et like godt eller bedre gjødselprodukt enn den uutråtnede gjødsla. Energitalpet i bioresten er definert som den andelen av det teoretiske biogasspotensialet som ikke ble produsert i praksis (40 %). Dette tapet kan ikke direkte sammenlignes med konverteringstapet per kWh produsert fordi det er relatert til massestrømmen, som minsker underveis i livsløpet. Energitalpet kunne også ha vært definert som brennverdien til bioresten, Det har ikke vært mulig å finne informasjon om brennverdien på slik gjødsel, og siden det ikke er et sannsynlig scenario at bioresten blir brent på et norsk gårdsanlegg, ble det ikke fokusert på å finne data for biorest-brennverdi i dette prosjektet.

Det er i analysene forutsatt at biogassproduksjonen er den største motivasjonen for drift av et anlegg, og derfor er energibruken under biogassproduksjonen allokert på biogassproduktet. Fordi bioresten er et verdifullt gjødselprodukt kunne det også ha blitt forsvart å foreta en økonomisk allokering mellom biogass og biorest basert på estimert verdi på de to produktene. Et raskt overslag for storfegjødsel viser at bioresten kan utgjøre ca 15 % av inntektene ved at bonden unngår å kjøpe inn en mengde mineralgjødsel.

Videre håndtering av bioresten (lagring og spredning) er allokert på biorest som gjødselprodukt og er utenfor systemgrensene til denne analysen.

3. Oppgradering (omforming)

For at biogassen skal få drivstoffkvalitet må den oppgraderes for å få høyere metaninnhold. Det finnes mange ulike oppgraderingsteknologier. Felles for dem er at de krever en viss investering og per dags dato er ikke oppgradering vanlig for småskala anlegg. Data for energibruk under oppgradering som er brukt i studien tar derfor utgangspunkt i vanlig teknologi i oppgradering på industrielle anlegg. Oppgraderingsstadiet er ikke nødvendig dersom biogassen skal benyttes til varme- eller elektrisitetsgenerering.

Energibruk i form av elektrisitet vil være avhengig av oppgraderingsteknologien på anlegget. Energibehovet kan variere fra 0,15 til 0,33 kWh/normalkubikk biogass. Oppgraderingsteknologi vil også ha føringer for metantapet, og kan være fra 0,1 % og helt opp til 10 %. Det er tatt utgangspunkt i pressure swing absorbtion (PSA) teknologi, der estimert metantap er på 1,5 % og energibehovet er 0,25 kWh per normalkubikk biogass. Dette tapet kan ikke direkte sammenlignes med konverteringstapet per kWh produsert fordi det er relatert til massestrømmen, som minsker underveis i livsløpet.

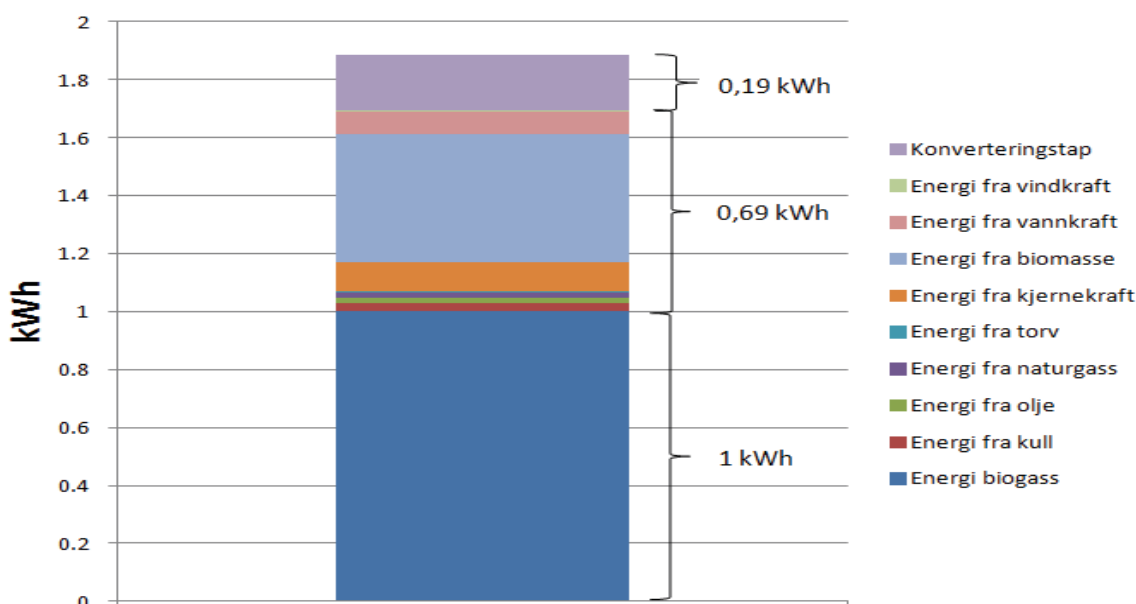
3.5.1 Resultater for biogassproduksjon fra gjødsel

Resultatene viser at for biogassproduksjon fra gjødsel utgjør biogassproduksjonsprosessen, det vil si omformingen fra substrat til biogass, det største energibehovet.

Tabell 5 Resultater for biogassproduksjon fra gjødsel på gårdsanlegg

<u>Biogass fra husdyrgjødsel</u>	Transport	Biogass- produksjon	Oppgradering	Totalt (kWh/kWh biogass)
Tilført energi (kWh)	0.00	0.4	0.07	0.48
Konverteringstap (kWh)	0.00	0.19	0.004	0.19
Tilført primærenergi (kWh)	0	0.56	0.13	0.69

Nedenfor vises primærenergi bruk fordelt på ulike energibærere.



Figur 18 Fordelt bruk av primærenergi referert til 1 kWh biogass fra husdyrgjødsel

Resultatet viser at for energibruk fra andre energibærere enn biogass som energiråvare i stor grad kommer fra energi fra biomasse. Dette kommer av at varmebehovet ved omforming fra substrat til

biogass er betydelig, og det er i studien antatt at dette varmebehovet blir dekket ved flisfyring. Konverteringstapet utgjør 10 % av summen av tapet, primærenergibruk for tilført energi og energiinnhold i biogass.

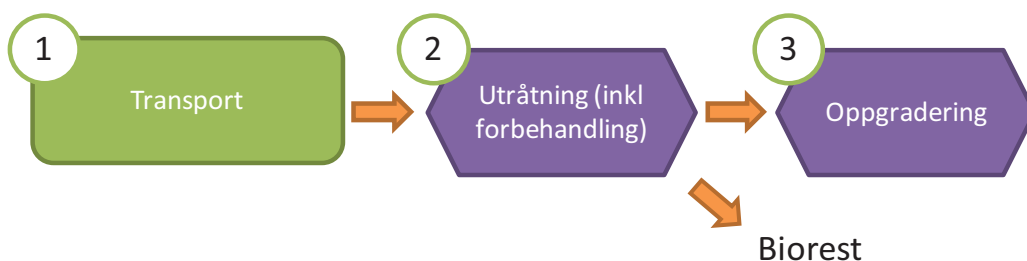
3.6 Biogass fra organisk avfall fra næringsmiddelindustri

Organisk avfall/matavfall har et høyere energiinnhold per mengde enn det gjødsel har. Det inneholder derimot mindre mengde nitrogen og gjødseleffekten er dermed lavere enn for gjødsel, noe som fører til at bioresten er mye mindre verdt. Mange industrielle anlegg avvanner bioresten, og nitrogenet vil dermed følge vannet. Avvannet biorest komposteres og kan brukes som jordforbedringsmiddel, men vil da være av lavere verdi enn gjødselproduktet (uavvannet biorest). Hvis avfallet blandes med slam kan uansett ikke bioresten brukes som gjødselprodukt på grunn av Gjødselforskriften. For industrielle anlegg antas det derfor at bioresten ikke har noen særlig verdi sammenlignet med inntekten anlegget har for biogassen, og all energibruk knyttet til utråtning allokeres dermed på biogassen. Eventuell videre behandling av bioresten etter utråtning (kompostering) allokeres til biorestproduktet.

Energiinnholdet i studien har tatt utgangspunkt i biogasspotensialet til organisk avfall fra husholdninger. Tørrestoffinnholdet i organisk avfall (hvor mange prosent av avfallet som ikke er vann) kan variere (mellom 25% og 37% i følge Lyng et al. 2011), og vil ha stor betydning for hvor mye avfall som skal til for å produsere 1 kWh biogass. Det er som basis antatt at avfallet har et tørrestoffinnhold på 33 %. Informasjonen om hvor stor mengde biogass som potensielt kan produseres per tonn tørrestoff organisk avfall og sannsynlig metanmengde i produsert biogass er hentet fra Lyng et al. (2011), og er 600 normalkubikk biogass per tonn tørrestoff avfall. Tallet er basert et valgt tall basert på ulike kilder som oppgir biogasspotensialet under ideelle forhold (labforsøk). Det er tatt høyde for at det reelle utbyttet er noe lavere (70 %). Eksempler fra litteraturstudier viser at potensialet kan variere fra rundt 460 til 730 normalkubikk biogass per tonn tørrestoff.

Energiinnhold i 1 Nm³ biogass med 63 % metaninnhold er 6 kWh, der det forutsettes at brennverdien til metan er 50,2 MJ/kg metan og tettheten til metan er 0,67 kg/m³. Metantapet ved oppgradering vil normalt ikke ha noen stor betydning for energiinnholdet.

Det kan også være verdt å merke seg at biogassanlegg ofte mottar ulike substrater og at blanding av ulike substrater kan gi en samrånningseffekt som gir økt biogasspotensial.



Figur 19 Systemgrenser for produksjon av oppgradert biogass fra husdyrgjødsel

1. Transport

Antar transportavstand på 100 km.

2. Utråtning

For å kunne produsere biogass fra organisk avfall fra næringsmiddelindustri må avfallet transporteres til et forbehandlingsanlegg der fremmedlegemer fjernes (emballasje, større beinrester etc.) og det tilsettes vann for å gjøre substratet til en homogen masse. Det som fjernes under forbehandling kalles sikterest og sendes som regel til energiutnyttelse i et forbrenningsanlegg. Næringsmiddelavfall har ofte en høyere kvalitet enn kildesortert avfall fra husholdninger fordi det har høyere energiinnhold og lavere andel sikterest. Det er i denne studien antatt at det organiske avfallet fra næringsmiddelindustri har samme biogasspotensial som kildesortert husholdningsavfall, men at andelen sikterest er så liten at den kan neglisjeres. Biogasspotensialet i avfallet vil avhenge av hva det organiske avfallet er, det vil si hva slags industri det kommer fra. Eksempelvis vil fettrikt matavfall ha et høyt energiinnhold. Elektrisitetsbruk under forbehandling er hentet fra Lyng et al. (2011).

Enkelte forbehandlingsanlegg er lokalisert et annet sted enn biogassanlegget, og dette vil dermed kreve videre transport. Det er i denne studien forutsatt at forbehandlingsanlegget er lokalisert på samme sted som biogassanlegget.

De fleste industrielle anlegg ønsker en blanding av ulike typer substrat i anlegget (slam, matavfall, fiskeriavfall). Ved å optimere blandingen kan de ulike substratene utfylle hverandre og man får en samråtningseffekt som medfører at mengden produsert biogass kan øke. Det er ikke inkludert en slik effekt i resultatene som presenteres i denne rapporten.

Energibruk av elektrisitet og varme (antatt basert på flisfyring) er hentet fra Lyng et al. (2011). For å estimere minimums- og maksimumsverdier er det brukt forutsetninger fra Berglund og Börjesson (2006), der energibehovet til et industrielt anlegg varierer fra 70 – 180 MJ/tonn substrat for varme (med basisantakelse 110 MJ) og 55 til 80 MJ per tonn substrat for elektrisitet (med basisantakelse 66 MJ). Det er derfor antatt et intervall på – 40 % og + 60 % for varme og – 15 % og + 20 % for elektrisitet. Elektrisitetsmiksen som er benyttet er nordisk miks for 2008 som beskrevet i kapittel 2.2.4.

3. Oppgradering

For at biogassen skal få drivstoffkvalitet må den oppgraderes for å få høyere metaninnhold.

Det finnes mange ulike oppgraderingsteknologier. Felles for dem er at de krever en viss investering og per dags dato er ikke oppgradering vanlig for småskala anlegg. Data for energibruk under oppgradering som er brukt i studien tar derfor utgangspunkt i vanlig teknologi i oppgradering på industrielle anlegg. Oppgraderingsstadiet er ikke nødvendig dersom biogassen skal benyttes til varme- eller elektrisitetsgenerering.

Energibruk i form av elektrisitet vil være avhengig av oppgraderingsteknologien på anlegget. Energibehovet kan variere fra 0,15 til 0,33 kWh/normalkubikk biogass. Oppgraderingsteknologi vil også ha føringer for metantapet, og kan være fra 0,1 % og helt opp til 10 %. Det er tatt utgangspunkt i pressure swing absorbtion (PSA) teknologi, der estimert metantap er på 1,5 % og energibehovet er 0,25 kWh per normalkubikk biogass.

Energibruk knyttet til å spre bioresten på jordet er allokert til biorestproduktet og er dermed ikke inkludert i resultatene i denne rapporten. Oppgraderingsstadiet er ikke nødvendig dersom biogassen skal benyttes til varme- eller elektrisitetsgenerering. For at biogassen skal få drivstoffkvalitet må den oppgraderes for å få høyere metaninnhold.

3.6.1 Resultater for biogassproduksjon fra organisk avfall

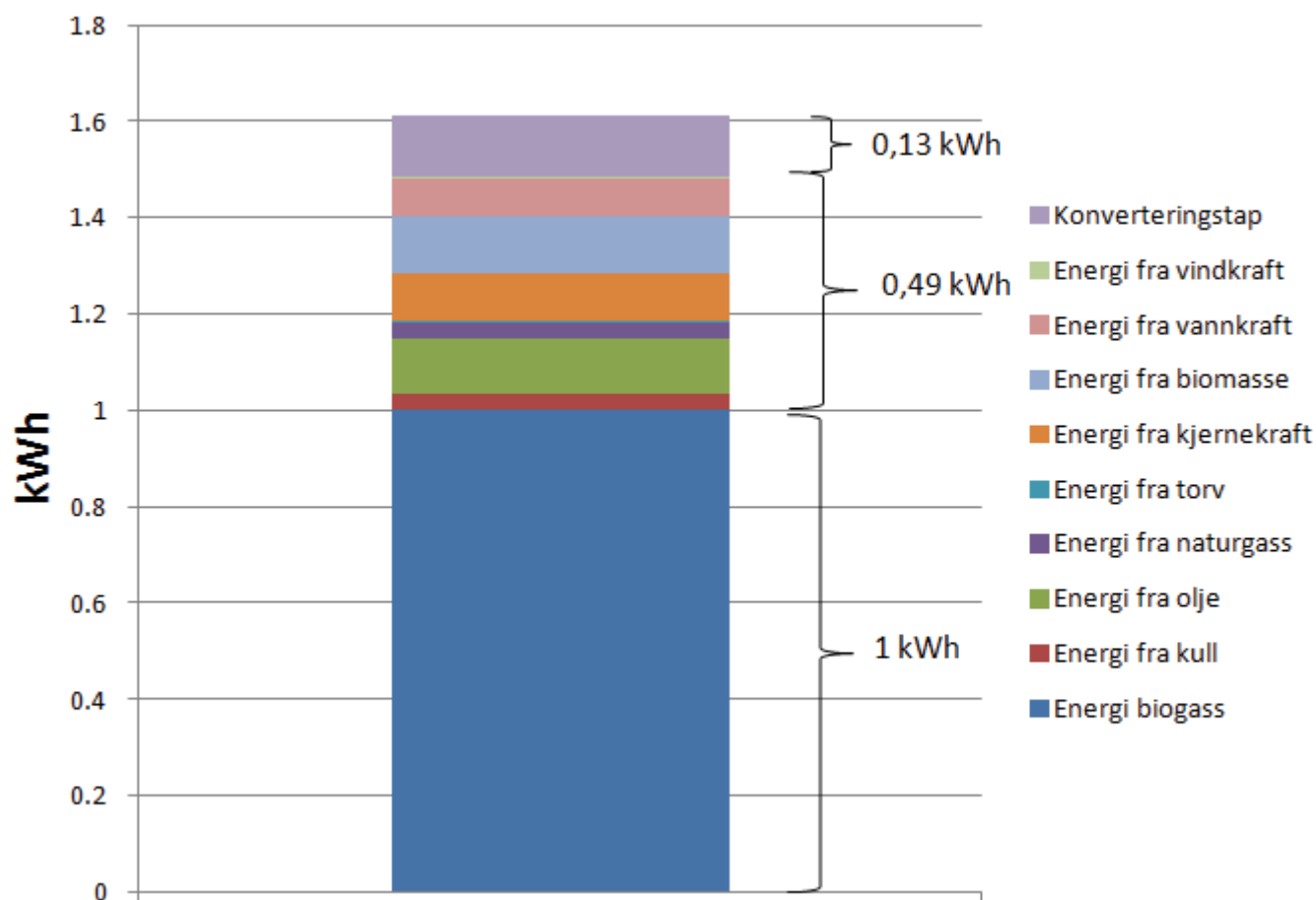
Nedenfor vises resultatene for biogassproduksjon fra organisk avfall i et industrielt anlegg.

Tabell 6 Resultater for biogassproduksjon fra organisk avfall i et industrielt anlegg

<u>Biogass fra organisk avfall</u>	Transport	Biogass- produksjon	Oppgradering	Totalt (kWh/kWh biogass)
Tilført energi (kWh)	0.08	0.15	0.06	0.29
Konverteringstap (kWh)	0.00	0.12	0.004	0.13
Tilført primærenergi (kWh)	0.14	0.23	0.12	0.49

I likhet med biogassproduksjon fra gjødsel utgjør produksjonsprosessen der substratet omformes til biogass den største andelen av energibehovet. Oppgradering og transport gir likevel betydelig energibelastninger i livsløpet.

Nedenfor vises primærenergibruk fordelt på ulike energibærere sammen med energiinnholdet i biogassen og konverteringstapet.



Figur 20 Fordelt bruk av primærenergi referert til 1 kWh biogass fra organisk avfall

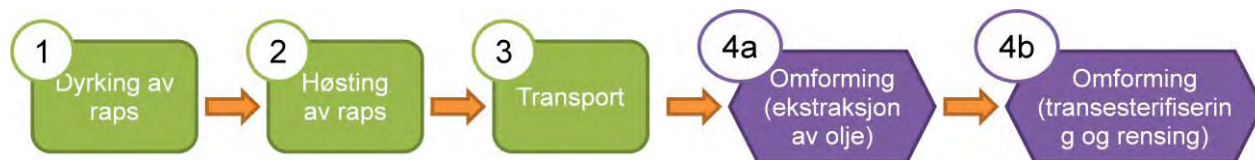
Figuren viser at fordelingen på de ulike energibærerne i stor grad avhenger av elektrisitmiksen og fordeling på belastning fra transport. Dersom en summerer sammen primærenergi bruk, energiinnhold i biogass og konverteringstapet, utgjør konverteringstapet 8 % av dette.

Biogass produsert fra organisk avfall i industrielt anlegg har noe lavere energibehov per produserte kWh enn biogass produsert fra gjødsel på et gårdsanlegg, til tross for at det organiske avfallet har høyere transportbelastninger. Dette kommer av at organisk avfall har betydelig høyere biogasspotensial enn gjødsel og at et industrielt anlegg både har et lavere varme- og elektrisetsbehov og kan drive mer effektivt ved å få utnyttet substratene bedre.

3.7 Biodiesel fra raps

I følge Sunde et al. (2009) ble det produsert 21 millioner tonn rapsolje i Europa i 2009. Om lag halvparten av dette ble brukt til å produsere transesterifiserte lipider (altså biodiesel). Biodiesel fra raps har en brennverdi på ca 37 MJ/kg (ca 10 kWh/kg). Det betyr at man potensielt kan få 217 TWh fra raps til drivstoffomål i Europa, men det er selvfølgelig flere konkurrerende bruksområder. Det er tre metoder som benyttes til biodieselproduksjon: 1) basekatalysert transesterifisering av oljen, 2) syrekatalysert transesterifisering av oljen og 3) konvertering av oljen til fettsyrer og så til biodiesel. Mesteparten av dagens biodieselprodukter bruker den førstnevnte metoden, og det er også den det

oppgis tall for i dette kapitlet (basert på Dauriat og Gnansounou 2007). Hvorvidt det er forskjeller mellom energibruken eller konverteringstapet mellom de tre metodene er vanskelig å si, ettersom det ikke har lyktes å få spesifiserte data for dem. De nødvendige prosesstrinnene er vist i Figur 21.



Figur 21 Produksjon av raps metylester (biodiesel) fra raps.

I det følgende vil de enkelte trinnene spesifiseres nærmere.

1. Dyrking av raps

Tyskland er det landet i Europa med størst produksjon av raps og informasjonen i dette kapitlet og dataene i regnearket er basert på typisk konvensjonell tysk rapsdyrking (fra Sutter 2007). Raps er en høyenergiinput plante – Den krever at åkeren pløyes og gjødsles, og at frø sås hvert år. Dette trinnet i biodieselproduksjon fra raps krever både direkte energibruk gjennom dieselforbruk i traktor ved pløying av jorde og indirekte energibruk i gjennom energien som går med til produksjon av såkorn, gjødsel, diesel og infrastruktur så som traktor. Tabell 7 viser forbruk av ulike innsatsfaktorer og resulterende mengde rapsfrø relativt til produksjon av 1 kWh biodiesel fra raps.

Tabell 7 Inn- og utstrømmer ved dyrking av raps (relativt til 1 kWh raps metylester produsert).

Material	Mengde	Benevning
Innstrømmer:		
Raps såkorn	0,000258	Kg
Diesel til traktor	0,000165	Kg
Gjødsel	0,0455	Kg
Infrastruktur	Traktor, gårdsanlegg, produksjon av innsatsfaktorer	Enheter
Utstrømmer:		
Rapsfrø på åker	0,252	Kg

2. Høsting

Rapsfrø høstes med traktor eller slåmaskiner, hvor man enten lar stenglene ligge igjen og pløyer dem inn i åkeren for jordforbedring eller også høster denne til produksjon av dyrefôr. Energiinnholdet i rapsfrøene er ikke oppgitt i datakilden, men basert på en energibalanse for senere trinn er denne satt til 6 kWh/kg. Dette trinnet krever direkte energibruk i form av dieselforbruk til jordbruksmaskiner. Inn- og utstrømmene er gitt i Tabell 8.

Tabell 8 Inn- og utstrømmer ved høsting av raps (relativt til 1 kWh raps metylester produsert).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i> Rapsfrø på åker	0,2515	Kg
Diesel til jordbruksmaskin	0,00122	Kg
Infrastruktur	Jordbruksmaskiner, produksjon av innsatsfaktorer	Enheter
<i>Utstrømmer:</i> Rapsfrø på gård	0,252	Kg

3. Transport

Rapsfrøene må deretter kjøres til en mølle for videre prosessering til rapsolje og til sist biodiesel. Det er i det benyttede datasettet brukt 100 km som distanse fra åker til mølle. Inn- og utstrømmer for prosessen er vist i Tabell 9.

Tabell 9 Inn- og utstrømmer knyttet til transport av rapsfrø til mølle (relativt til produksjon av 1 kWh raps metylester).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i> Rapsfrø på gård	0,252	Kg
Diesel til lastebil	0,002526	Kg
Infrastruktur	Lastebiler, veier, produksjon av innsatsfaktorer	Enheter
<i>Utstrømmer:</i> Rapsfrø ved mølle	0,252	Kg

Dette trinnet krever direkte energibruk i form av diesel til lastebil og indirekte til produksjon av energibærer og infrastruktur.

4. Omforming - Ekstrahering av olje

De to hovedprosessene for å ekstrahere olje fra frø er 1) mekanisk presseekstraksjon og 2) løsemiddelekstraksjon. I en mekanisk presse (også referert til som kaldpresse), blir frøene først varmet til ca 40-50 grader og så knust i en skrupresse. Løsemiddelprosessen ekstraherer mer av oljen fra frøet, men krever også dyrere utstyr. Prosessen bruker et løsemiddel (vanligvis heksan) til å løse oljen. Etter ekstrahering blir oljen separert fra løsemiddelet i en destillasjonsprosess. Løsemiddelet kondenserer og kan resirkuleres og brukes på nytt i prosessen. Løsemiddelekstraksjon gir høyere effektivitet og et vegetabilsk oljeprodukt med høyere renhet enn mekanisk presse. Denne teknologien brukes i de fleste store oljemøller i EU (Tyskland, Frankrike, Italia, Østerrike, osv.) og i USA. I småskala anlegg med middels produksjonskapasitet brukes som regel kaldpressing, men løsemiddelbasert ekstrahering brukes i kommersiell produksjon av rapsolje. Ut av prosessen får man rapsolje og såkalt rapskake. Rapskake er det gjenværende av frøene og er et proteinrikt materiale som gjerne brukes til dyrefôr.

Oljeinnholdet i rapsen kan være så høyt som 40 % av den totale vekten, men typisk blir ca 30 % ekstrahert i vanlige småskala anlegg. Her er det brukt et datasett for et storskala anlegg hvor ca 40 % blir ekstrahert med løsemiddelekstraksjon. Oljen har et energiinnhold på ca 10,3 kWh/kg. Inn- og utstrømmer forbundet med oljeekstrahering fra rapsfrø er vist i Tabell 10.

Tabell 10 Inn- og utstrømmer forbundet med ekstrahering av olje fra rapsfrø (relativt til 1 kWh raps metylester produsert).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Rapsfrø ved mølle	0,252	Kg
Heksan (løsemiddel)	0,000109	Kg
Elektrisitet (UCTE) til knusing	0,00394	kWh
Elektrisitet (UCTE) til raffinering	0,000239	kWh
Damp til oppvarming	0,0704	MJ
Infrastruktur		Enheter
<i>Utstrømmer:</i>		
Rapsolje	0,0995	Kg
Rapskake	0,152	kg

Dette trinnet krever direkte energibruk i form av elektrisitet for knusing av frø og i form av damp (fra forbrenning av naturgass) for prosessvarme. Konverteringstap kommer både fra varme produsert i prosessen og fra energitapet ved at rapskake blir skilt ut.

5. Omforming – Transesterifisering og rensing

Det siste trinnet involvert i produksjon av biodiesel fra raps er transesterifisering av rapsolje med bruk av alkohol og i nærvær av et hydroksidsalt og en syre eller base som katalysator. Vegetabiliske råoljer kan vanligvis ikke forbrennes i en klassisk direkteforbrennings dieselmotor fordi de er for viskøse til å sprayes, flyktigheten er lav og de brenner ufullstendig som gir avleiringer i motoren. Gjennom transesterifisering blir de langkjedete triglyceridmolekylene omdannet til mindre, ukjedete metylestermolekyler, som er sammenlignbare i størrelse med klassisk diesel olje. Denne konverteringsprosessen fører til fullstendig fjerning av glycerider og senker kokepunkt, flashpunkt og viskositeten til oljen.

For å produsere biodiesel gjennom denne syre – eller basekatalyserte reaksjonen, reagerer oljen (for det meste som triglycerider) med en alkohol (generelt metanol på grunn av lave kostnader og stor tilgjengelighet) i nærvær av en alkalisk katalysator (vanligvis natriumlut eller kaliumhydroksid som allerede er blandet med alkoholen) for å produsere glyserol (eller glyserin) og metylestere eller biodiesel.

Reaksjonsblandingen av olje og katalysator holdes rett over kokepunktet til alkoholen for å gjøre reaksjonen raskere. Anbefalt reaksjonstid varierer mellom en og åtte timer. Et overskudd av alkohol brukes vanligvis for å sikre fullstendig overgang fra olje til estere. Etter separering av glyserol og biodiesel blir overskuddsalkoholen fjernet med fordamping eller destillasjon.

Ut av prosessen får man biodiesel og i tillegg glyserin og et saltsulfat. Inn- og utstrømmene forbundet med transesterifisering er gitt i Tabell 11

Tabell 11 Inn- og utstrømmer forbundet med transesterifisering til biodiesel (relativt til 1 kWh raps metylester produsert).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Rapsolje	0,0995	Kg
Metanol	0,011	Kg
KOH	0,00109	Kg
Fosforsyre	0,000448	Kg
Elektrisitet (UCTE) til drift	0,00409	kWh
Damp til oppvarming	0,0894	MJ
Infrastruktur	Anlegg, produksjon av innsatsfaktorer	Enheter
<i>Utstrømmer:</i>		
Raps metylester (biodiesel)	0,0968	Kg
Glyserin	0,0106	Kg
Kaliumsulfat	0,00163	Kg

Dette trinnet i prosessen krever direkte energibruk i form av elektrisitet og damp (fra forbrenning av naturgass) til transesterifiseringsprosessen og indirekte energibruk til produksjon av råvarer. Konverteringstap kommer fra et visst varmetap i prosessen og at noe av de opprinnelige rapsfrøene konverteres til glyserin.

3.7.1 Resultater biodiesel fra raps (raps metylester)

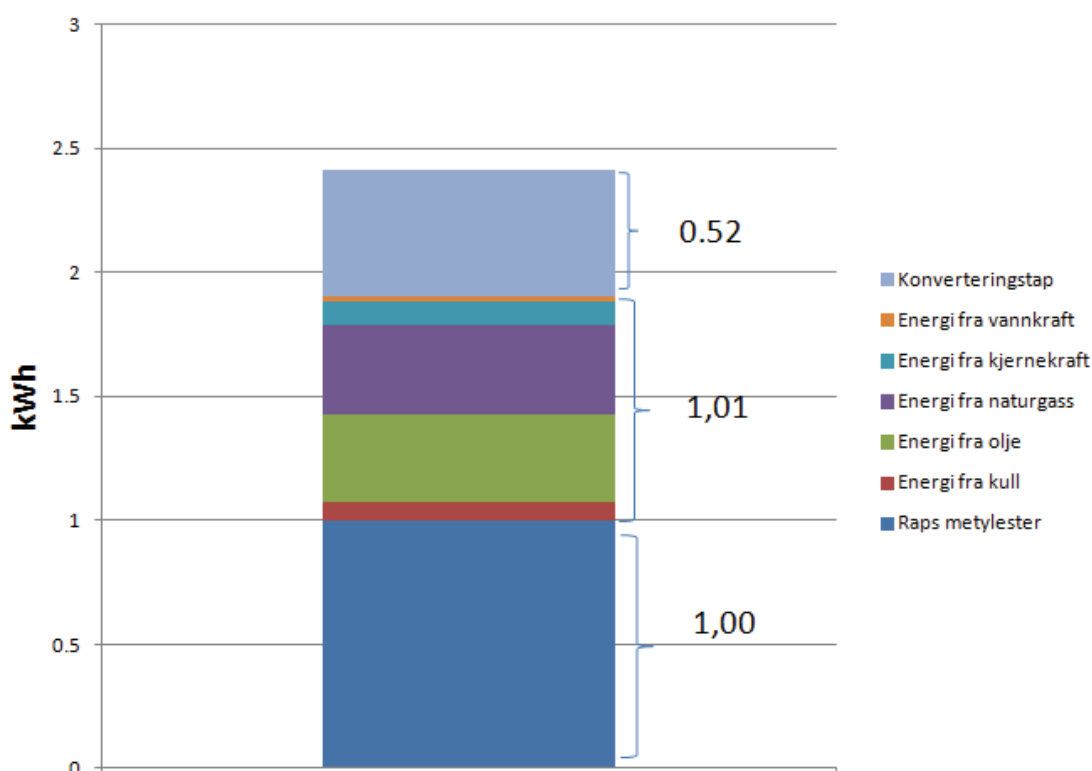
Tabell 12 gir verdier for bruk av energibærere, bruk av primære energikilder og konverteringstap for produksjon av biodiesel fra raps.

Tabell 12 Resultater for energibruk og konverteringstap knyttet til produksjon av 1 kWh biodiesel fra raps

<u>Biodiesel fra raps</u>	Dyrking	Høsting	Transport	Omforming (oljeutvinning)	Omforming (transesterifisering)	Totalt
Energibruk (kWh)	0.00250	0.0185	0.0384	0.0237	0.0289	0.11
Konverteringstap (kWh)	0	0	0	0.481	0.0354	0.517
Tilført primærenergi (kWh)	0.684	0.0275	0.0446	0.102	0.152	1.01

Man ser fra tabellen at mest energi brukes i transportfasen, men det er bare når ikke infrastrukturenergi og tap for fremstilling av energibærere er tatt med. Ser vi på tilført primærenergi er det i omformingstrinnene det går med mest. Da øker energibruken med en faktor 10 og man ser at det går med like mye energi som det er i det endelige bioenergiproduktet.

Resultatene er også fremstilt grafisk i Figur 22 for lettere å se andelen primære energikilder og hvor mye energi som går med til å fremstille 1 kWh biodiesel fra raps.



Figur 22 Konverteringstap og primærenergi bruk for fremstilling av 1 kWh biodiesel fra raps.

Thamsiriroj og Murphy (2009) gjør et grundig studie av produksjon av biodiesel fra raps i Irland (sammenlignet med biodiesel fra Thailandsk palmeolje). De konkluderer med at 1 kWh biodiesel fra raps inneholder 0,55 kWh fra raps og 0,45 kWh fra tilført energi; 0,3 kWh av dette kommer fra energibruk knyttet til jordbrukstrinnene. De konkluderer ut fra dette at ulempen med biodiesel fra raps er energiintensiteten knyttet til dyrking av raps. Campbell og McCurdy (2008) har også studert biodiesel fra raps og oppgir energiinput/energioutput i området 0,42 til 0,66. Arvidsson et al (2011) sammenligner såkalte "hydrotreated vegetable oil" med rapsmetylester. Der angir de den fossile energibruken ved RME å være ca 3,5 MJ/kWh i produkt eller altså 1 kWh per kWh. Samtidig gir de rapskake en energifordel på 1 MJ/kWh produkt.

3.8 Biodiesel fra slaktefett og fra avfallsolje (brukt matolje)

Sunde et al (2009a) oppgir mengden tilgjengelig fett som slakteavfall til å være ca 2,5 millioner tonn i EU, som igjen kan produsere en teoretisk mengde på 2,1 millioner tonn transesterifiserte lipider. Slaktefett kan også brukes til mat, fôr, kjemikalier og energigenerering direkte. For brukt matolje angis det en mengde på 4-5 kg per person, hvilket tilsier 2 – 2,5 millioner tonn innen EU. Studier fra England viser imidlertid at opptil 16 kg brukt matolje kan genereres per person (Thornley et al. 2008). Ut fra disse tallene vil det være mulig å samle inn mellom to og åtte millioner tonn brukt matolje, som gir en teoretisk mengde biodiesel på mellom 1,7 og 6,8 tonn. Brukt matolje har mange ønskelige komponenter, som kan brukes på flere måter. For eksempel kan det brukes som tilsats til fôr for dyr, for å gjøre dietten mer næringsrik og maten mer "oljete". Det finnes motorer som kan drives av brukt matolje direkte, men mest forskning skjer på produksjon av metylestere til biodiesel som kan blandes med diesel (Buczek & Czepirski 2004).

Det siste trinnet i biodieselproduksjon fra slakteavfall eller brukt matolje, (altså transesterifisering), er likt som for produksjon av biodiesel fra raps som beskrevet i kapittel 3.7.5. Det første omformingstrinnet er naturligvis forskjellig, ettersom det her ikke behøves å ekstraheres olje fra rapsfrø, men i stedet må oljen raffineres i tilfellet hvor brukt matolje er inngangsråvaren (Jungbluth et al. 2007a). Eller så må oljen, hvis den skal komme fra slakteavfall, utvinnes ved at slakteavfallet males opp, varmes, presses og sentrifugeres slik at oljen kan samles og raffineres (Levelton 2002). Raffineringen gjennomføres for å fjerne urenheter som faste legemer og vann. En skematisk oppstilling av produksjonskjeden for biodiesel fra slakteavfall og brukt matolje er vist i Figur 23.



Figur 23 Prosesstrinn nødvendig for fremstilling av biodiesel fra brukt matolje eller slakteavfall.

I det følgende vil de enkelte trinnene spesifiseres nærmere. Datakilden for brukt vegetabilsk olje (Dauriat og Gnansounou 2007b) oppgir Frankrike som produksjonsland og det er derfor benyttet en sentraleuropeisk elmiks (UCTE). For slakteavfall er det satt sammen flere datakilder (for eksempel

Dauriat og Gnansounou (2007b) og Levelton (2002)), men datasettene er manipulert slik at det også der er brukt sentraleuropeisk elmiks.

1. Oppsamling og transport

Både for brukt matolje og slakteavfall er det sett bort fra produksjonstrinnene som kommer forut for at produktet kan brukes. Det vil si at livsløpet starter der hvor brukt matolje eller slakteavfall finnes. Hovedsakelig vil dette være i forbindelse med næringsmiddelindustri og det må derfor antas en gjennomsnittlig distanse fra oppsamling til anlegg. I tråd med Jungbluth et al (2007a) er det her valgt 100 km med en 16 t lastebil. Det vises en tabell for brukt matolje og en for slakteavfall, da det antas at ikke nyttbart materiale (blant annet vanninnholdet) er 10 ganger høyere for slakteavfall. Ingen av kildene oppgir energitetthet for avfallsproduktet, men vi kan anta at den brukte matoljen har omtrent samme energitetthet som ubrukt vegetabilsk olje (10,33 kWh/kg). Slakteavfall er langt vanskeligere å gjøre noen antakelser om, da det er avhengig av hvor mye skinn og ben og annet avfall som finnes relativt til slakfefettet. Inn- og utstrømmer knyttet til oppsamling og transport er vist i henholdsvis Tabell 13 for brukt matolje og Tabell 14 for slakteavfall

Tabell 13 Inn- og utstrømmer knyttet til transport av brukt matolje fra forbruker til prosesseringsanlegg (relativt til produksjon av 1 kWh biodiesel).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Brukt matolje hos forbruker	1,03	Kg
Diesel til lastebil	0,00287	Kg
Infrastruktur		
<i>Utstrømmer:</i>		
Bruk matolje på anlegg	1,03	Kg

Tabell 14 Inn- og utstrømmer knyttet til transport av slakteavfall fra forbruker til prosesseringsanlegg (relativt til produksjon av 1 kWh biodiesel).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Slakteavfall hos forbruker	10,03	Kg
Diesel til lastebil	0,0287	Kg
Infrastruktur		
<i>Utstrømmer:</i>		
Slakteavfall på anlegg	10,03	Kg

Energibruken i dette trinnet er stort sett knyttet til direkte energibruk i form av diesel forbrukt ved transport, men også indirekte energibruk for produksjon av energibærer og infrastruktur vil bidra. Grunnen til at slakteavfall har høyere forbruk av innsatsfaktorer er at dette inneholder mindre olje per vektenhet enn den brukte matoljen.

2. Omforming av brukt matolje og slakteavfall – forbehandling og raffinering av avfallsolje

For dette livsløpstrinnet vil det være en forskjell om det er brukt matolje eller slakteavfall som er utgangsråvaren. Den brukte matoljen vil gå rett til raffinering, mens slakteavfallet først må forbehandles for å frigjøre oljen fra skinn, bein, blod og annet som finnes i slakteavfallet. Tabell 15 viser inn- og utstrømmene fra prosessen for forbehandling av slakteavfall.

Tabell 15 Inn- og utstrømmer forbundet med forbehandling av slakteavfall for utvinning av avfallsolje (relativt til produksjon av 1 kWh biodiesel).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Slakteavfall på anlegg	10,3	Kg
Elektrisitet	0,407	kWh
Naturgass	2,22	kWh
Infrastruktur		
<i>Utstrømmer:</i>		
Avfallsolje til raffinering	0,0995	Kg

Når oljen er utvunnet av slakteavfallet vil den være en olje med urenheter, som krever et raffineringstrinn før den kan gå videre til transesterifisering. Raffinering av avfallsolje involverer stort sett en filtrering av oljen og fjerning av vann og urenheter. Tilstedeværelse av vann kan skape såpedannelse i esterifiseringsprosessen under alkaliske forhold (Zhang 2003). Såpedannelse gjør ikke bare at katalysatoren forbrukes, men såpen kan også skape emulsjoner som skaper vanskeligheter knyttet til å ta ut og rense metylestere.

Raffineringen inneholder også et forbehandlingstrinn for å fjerne uønskede frie fettsyrer (free fatty acids, FFA) som er i oljen. Slike fettsyrer kan også reagere med katalysator og danne såpe og vann. Vanligvis er innholdet av frie fettsyrer større enn to vektprosent i brukt stekeolje og det må reduseres til maksimalt 0,5 vektprosent for å optimalisere produksjonen av metylestere. Innholdet av frie fettsyrer i slakteavfall varierer mer og prisen bestemmes også av mengden frie fettsyrer, hvor et høyere innhold gir en lavere pris. Fjerningen av frie fettsyrer skjer normalt gjennom en esterifiseringsprosess med fortynnet syre, hvor de frie fettsyrene omdannes til estere (Zhang 2003). Oljen reagerer med metanol med tilstedeværelse av svovelsyre (som fungerer som katalysator). Glycerin brukes for å rense oljen.

Tabell 16 viser inn- og utstrømmer forbundet med raffineringstrinnet

Tabell 16 Inn- og utstrømmer forbundet med raffinering av avfallsolje (relativt til produksjon av 1 kWh biodiesel).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Metanol	0,00268	kg
Glyserin	0,0105	kg
Svovelsyre	0,000209	kg
Elektrisitet til raffinering	0,00503	kWh
Damp til oppvarming (fra naturgass)	0,0214	kWh
Infrastruktur		Enheter
<i>Utstrømmer:</i>		
Raffinert avfallsolje	0,0995	Kg

Den direkte energibruken i form av elektrisitet og varme er knyttet til å drive av vann og ha en høyere prosessstemperatur. Indirekte energibruk kommer i form av produksjon av energibærere, råvarer til prosessen og infrastruktur.

3. Omforming – Transesterifisering og rensing

Det siste trinnet for produksjon av biodiesel fra slakteavfall eller vegetabilsk olje er transesterifisering. Denne er identisk med prosessen som utføres for å fremstille metylester og biodiesel fra raps og det henvises derfor til kapittel 3.7.5 for nærmere beskrivelse. Energitettheten for den resulterende metylesteren er også lik (10,33 kWh/kg). Den eneste forskjellen er at Jungbluth et al (2007a) ikke regner med sulfatsaltet som et utprodukt når utgangsråvaren er avfallsolje. Tabell 17 viser inn- og utstrømmer for transesterifiseringsprosessen.

Tabell 17 Inn- og utstrømmer forbundet med transesterifisering av avfallsolje (relativt til produksjon av 1 kWh biodiesel).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Raffinert avfallsolje	0,0995	kg
Metanol	0,0110	kg
KOH	0,00109	kg
Fosforsyre	0,000448	kg
Elektrisitet til drift	0,00409	kWh
Damp til oppvarming	0,0894	kWh
Infrastruktur	Anlegg, produksjon av innsatsfaktorer	
<i>Utstrømmer:</i>		
Metylester (biodiesel)	0,0968	
Glyserin	0,0106	

Dette trinnet i prosessen krever direkte energibruk i form av elektrisitet og damp (fra forbrenning av naturgass) til transesterifiseringsprosessen og indirekte energibruk til produksjon av råvarer. Konverteringstap kommer fra et visst varmetap i prosessen og at noe av de opprinnelige fettsyrene i råvaren konverteres til glyserin.

3.8.1 Resultater biodiesel fra avfallsolje eller slakteavfall

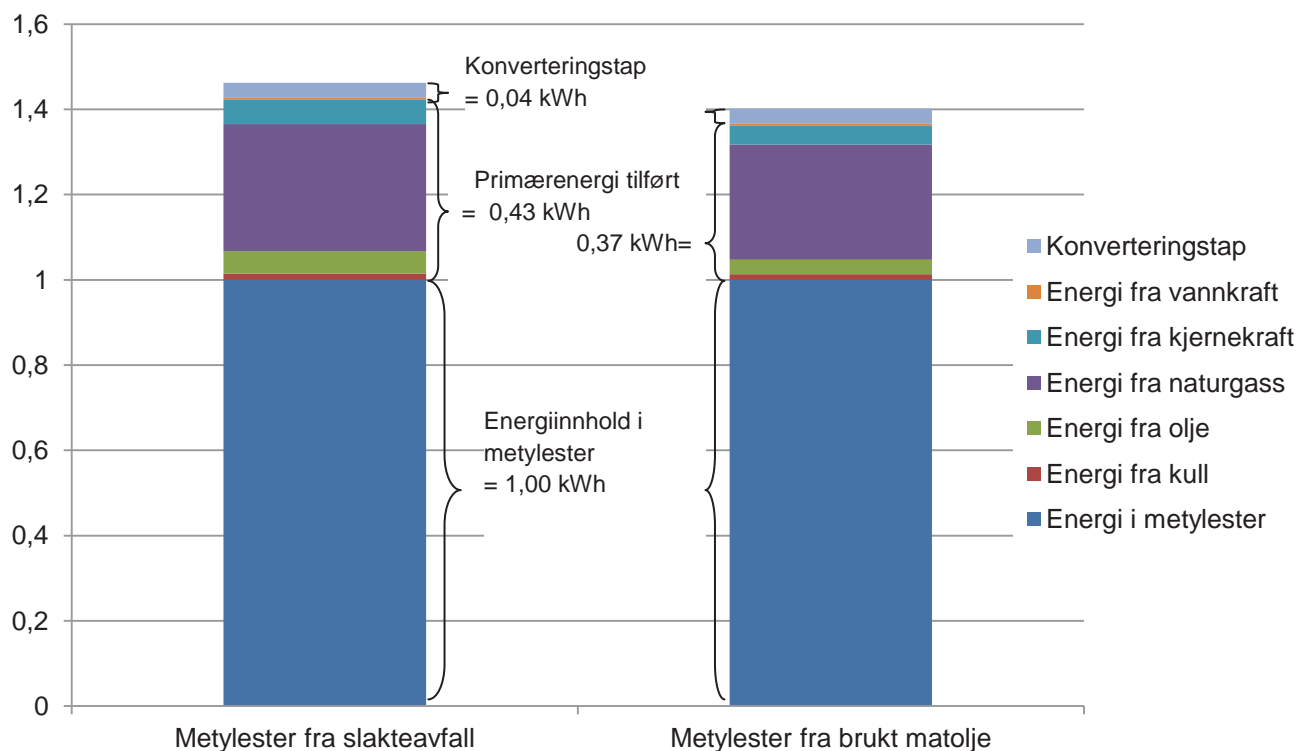
Tabell 18 viser resultatene for energibruk og konverteringstap for hvert trinn og totalt for produksjon av 1 kWh biodiesel fra slakteavfall og fra brukt matolje.

Tabell 18 Resultater for energibruk og konverteringstap knyttet til produksjon av 1 kWh biodiesel fra slakteavfall og brukt matolje.

<u>Biodiesel fra brukt matolje</u>	Transport	Oppgradering (oljeutvinning)	Oppgradering (transesterifisering)	Totalt
Energibruk (kWh)	0.00287	0.03	0.0289	0.0582
Konverteringstap (kWh)	0	0	0.0354	0.0354
Tilført primærenergi (kWh)	0.0860	0.127	0.153	0.366
<u>Biodiesel fra slakteavfall</u>	Transport	Oppgradering (oljeutvinning)	Oppgradering (transesterifisering)	Totalt
Energibruk (kWh)	0.0287	0.0264	0.0289	0.0840
Konverteringstap (kWh)	0	0	0.0354	0.0354
Tilført primærenergi (kWh)	0.106	0.168	0.153	0.427

Fra tabellen ser man at den direkte energibruken er liten og konverteringstapet er lavt. Begge deler virker intuitivt riktig med tanke på at her er fettkilder forholdsvis enkelt tilgjengelige. Det må også presiseres at det for slakteavfallet bare er sett på konverteringstapet for fettandelen av slakteavfallet og at dette tapet er antatt å være likt som for brukt matolje. Årsaken til såpass mye tilført primærenergi er at stoffer tilsatt både ved raffinering (særsilt glyserin) og transesterifisering (særlig metanol) er energikrevende å produsere.

En grafisk fremstilling av den primære energitilførselen og konverteringstapet knyttet til produksjonskjeden for 1 kWh metylester fra brukt matolje og fra slakteavfall er gitt i Figur 24



Figur 24 Konverteringstap og bruk av primærenergi for produksjon av 1 kWh biodiesel fra slakteavfall og fra brukt matolje.

Campbell og McCurdy (2008) gjør en sammenligning av biodiesel fra raps mot biodiesel fra slakteavfall, og oppgir sistnevnte til å ligge på ca 0,5 i energimengde ut i forhold til energimengde inn. Lopez et al (2010) har analysert ulike scenarier for biodiesel fra dyrefett. For scenarier som tok med seg energibruk helt tilbake til gårdsdrift fikk de en "net energy ratio" (altså energi ut/energi inn) mye lavere enn 1, mens for scenarier hvor ikke kjøttproduksjon var inkludert ga resultater større enn en, med en maksimal verdi på 3,6. Nelson og Schrock rapporterer energirater for biodrivstoff fra slakteavfall. Denne raten er definert som den termiske energien i drivstoffet delt på den fossilbaserte termiske energien nødvendig for å omforme slakteavfall til biodiesel. Tallene varierer fra 0,81 til 17,29 med flest tall mellom 3,5 og 7. De ekstremt lave tallene kommer i tilfeller der også jordbrukstrinnet inngår, altså hvor energimengden for dyrehold også allokeres til biodieselen. De høyeste tallene er forbundet med snevrere systemgrenser (kun transesterifisering) og fordelaktig allokering av biprodukter. Niederl og Narodoslawsky (2004) har oversatt alle resultater for produksjon av biodiesel fra avfallsjordbruksprodukter (slakteavfall og brukt matolje) til en "Sustainable Process index" og det er derfor vanskelig å tyde akkurat hvor mye energi som går med i ulike trinn. De rapporterer at slakteavfall og brukt matolje gir bedre resultater sammenlignet med både fossile drivstoff og drivstoff laget av jordbruksprodukter som for eksempel raps. Likevel er disse resultatene svært avhengig både av allokering og systemgrensesetting.

3.9 Syntetisk biodiesel

I følge Sunde et al (2011a og 2011b) finnes det skogsbasert biomasse i form av energiskog, hogstavfall og industrielt treavfall til å produsere mellom 27,5 og 33 millioner tonn syntetisk biodiesel.

Men det finnes også konkurrerende bruksområder, for eksempel produksjon av stasjonær energi. Syntetisk biodiesel refereres ofte til som BTL (biomass-to-liquid) eller FT-diesel. Det sistnevnte navnet kommer av at den produseres via Fischer-Tropsch (FT) syntese hvor gassifisert biomasse reagerer med hydrogen i nærvær av en katalysator. Figur 25 viser en enkel oversikt over trinnene involvert i produksjon av syntetisk biodiesel fra flis.



Figur 25 Trinn forbundet med produksjon av syntetisk biodiesel fra flis.

I den følgende teksten er hvert trinn nærmere beskrevet. Prosessbeskrivelsen og dataene er basert på flere kilder, blant annet Dauriat og Gnansounou (2007c), Boerrigter et al. (2002), Kreutz et al. (2008) og Jungbluth et al. (2007b). Datasettet for produksjon av syntesegass er laget for svenske forhold og har derfor uttak av flis basert på skandinavisk tømmer. Det betyr at dataene sannsynligvis også kan benyttes for norske forhold.

1. Oppmaling av flis og omforming – gassifisering og rensing

Før man kan gassifisere biomassen må den klargjøres så den har de rette spesifikasjonene som gassifiseringsprosessen krever. Dette varierer litt i forhold til hvilken teknologi som benyttes til gassifisering, for eksempel er en fluidized bed reaktor langt mer fleksibel enn fixed bed. Likevel kan man regne at det uansett vil kreves at flisa males til en diameter på ca 30 mm, og at den har et fuktinnhold som ikke overstiger 10-15 %. Det har ikke vært mulig å finne kilder som identifiserer denne prosessen som en egen prosess for produksjon av syntetisk biodiesel. Det refereres her derfor til produksjon av flis som beskrevet i tidligere verdikjeder i rapporten. Flisa som er brukt i prosessen har en gjennomsnittsfukt på ca 40 % i det den kommer til anlegget og antas å ha en energitetthet på 8,9 kWh/kg.

Når flisa er ferdig forbehandlet går den til gassifisering hvor den varmes til over 700 grader i oksygenfattig atmosfære. Da drives hydrogen og karbonmonoksid av som en syntesegass som kjøles og går gjennom en vanddusj og andre trinn for å fjerne eventuelle forurensninger. Tabell 19 gir en oversikt over inn- og utstrømmer involvert i gassifisering.

Tabell 19 Inn- og utstrømmer forbundet med produksjon av syntesegass fra flis (relativt til produksjon av 1 kWh biodiesel).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Flis (40 % fukt)	1,01	Kg
Natriumlut	0,000712	Kg
Svovelsyre	0,00283	kg
Infrastruktur		Enheter
<i>Utstrømmer:</i>		
Syntesegass	0,983	Kg

2. Omforming – Fischer-Tropsch syntese

Syntesegassen fra gassifiseringen ledes så inn i en Fischer-Tropsch reaktor hvor bestanddelene i syntesegassen får reagere og danner langkjedete hydrokarboner. Disse blir igjen cracket til diesel med andre kjedete hydrokarboner som biprodukter. Prosessen avgir mye varme, som både går inn i andre deler av prosessanlegget og som brukes til å generere elektrisitet. Den er derfor selvforsynt med varme og elektrisitet. På tross av at det har vært publisert ganske mange resultater knyttet til syntetisk biodiesel de senere år, er det nesten umulig å finne noen som gir en detaljert oppsplitting på ulike prosesser. I dette studiet har det derfor vært laget en synteseopprosess basert på tallmateriale fra flere ulike kilder. Dauriat og Gnansounou (2007c) ble brukt til å finne materialene til det første trinnet (produksjon av syntesegass), mens Jungbluth et al (2007b) ble brukt til de overordnede inn- og utstrømmene fra Fischer-Tropsch syntesen. Masse- og energibalanser fra Kreutz et al (2008) ble brukt til å sette tallverdier på de fleste materialstrømmene, mens Boerrigter ble benyttet til verdier for koboltkatalysator og syngassrensing. Syntetisk biodiesel er antatt å ha en energitetthet på 12,2 kWh/kg. Tabell 20 gir en oversikt over inn- og utstrømmer fra Fischer-Tropsch reaktoren.

Tabell 20 Inn- og utstrømmer forbundet med Fischer-Tropsch syntese av syntesegass til syntetisk biodiesel (relativt til produksjon av 1 kWh biodiesel)

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Syntesegass	0,983	Kg
Katalysator (Kobolt)	8,18E-06	Kg
Infrastruktur	Fabrikk, reaktor, produksjon av innsatsfaktorer	Enheter
<i>Utstrømmer:</i>		
Syntetisk biodiesel	0,0818	Kg
Elektrisitet	0,0965	kWh

3.9.1 Resultater syntetisk biodiesel

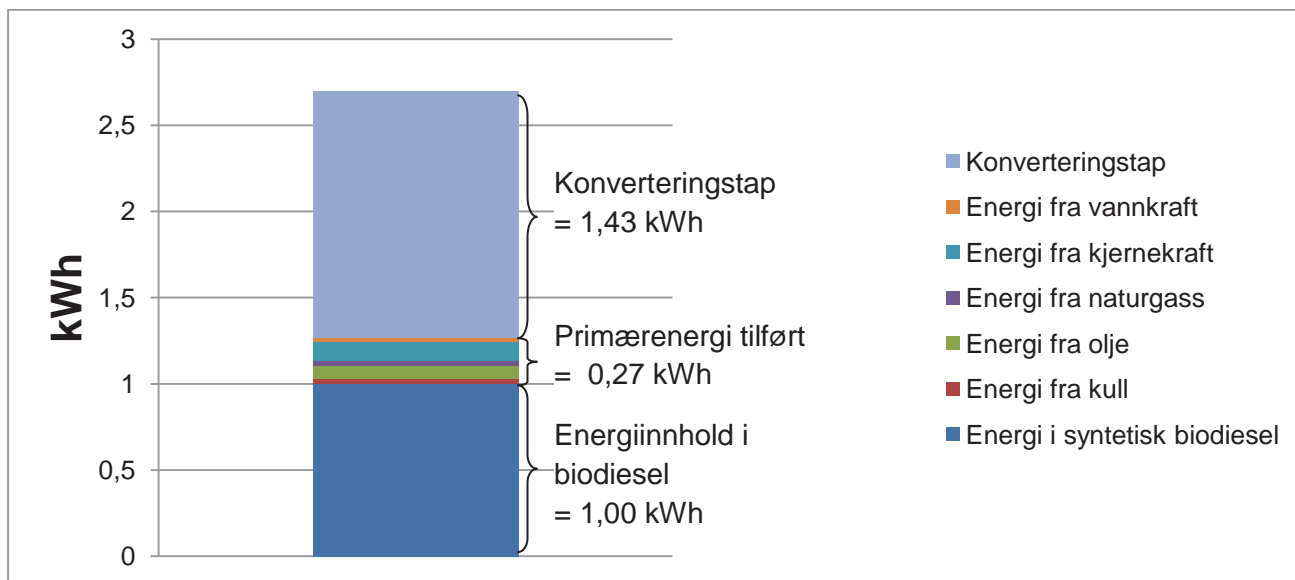
Tabell 21 viser energibruk og konverteringstap for hvert trinn og totalt for produksjon av syntetisk biodiesel fra flis.

Tabell 21 Resultater for energibruk og konverteringstap knyttet til produksjon av syntetisk biodiesel fra flis.

<u>Syntetisk diesel fra flis</u>	Omforming (produksjon av syntesegass)	Omforming (Fischer Tropsch syntese)	Totalt
Energibruk (kWh)	0.02	0.00	0.02
Konverteringstap (kWh)	1.29	0.14	1.43
Tilført primærenergi (kWh)	0.14	0.12	0.27

Fra tabellen kan man se at energibruken er forholdsvis lav, med bare 0,02 kWh/kWh forbrukt elektrisitet ved produksjon av syntesegass. Konverteringstapet er imidlertid høyt (selv ved fratregg av produsert elektrisitet i prosessen) og det er også en forholdsvis stor differanse mellom energibruken og tilført primærenergi. Det siste skyldes at infrastruktur får et stort bidrag ved produksjon av syntetisk biodiesel, ettersom det går med relativt mye anlegg per produsert liter syntetisk biodiesel. Konverteringstapet og mengden tilført primærenergi er derfor delvis forbundet.

Figur 26 viser en sammenstilling av primærenergikilder brukt og konverteringstap for produksjon av 1 kWh syntetisk biodiesel fra flis.



Figur 26 Konverteringstap og bruk av primærenergi for produksjon av 1 kWh syntetisk biodiesel fra flis.

Bridgwater (2009) gjør et litteraturstudie og viser at konverteringseffektiviteten for ulike syntetiske biodrivstoff varierer fra 30 til 57,5 %, med et snitt på 47,4 %. Det er ikke godt beskrevet, men det synes som om disse tallene er koblet til energimengden i biodieselproduktet delt på energimengden i den opprinnelige råvaren (trevirket). Williamson og McCurdy (2009) rapporterer at effektiviteten til

prosessen er omlag 43 %, som betyr at 43 % av energien i den opprinnelige råvaren fines i biodieselproduktet. Kavalov og Peteves (2005) henter data fra noen ulike studier og konkluderer med at syntetiske biodieselprodukter er mer energiintensive enn fossile, men at de gir mer energi ut fra energimengden inn sammenlignet med andre biodrivstoff.

3.10 Bioetanol fra sukkerrør

Etanol fra sukkerrør produseres i all hovedsak i Brasil hvor det i 2010 ble produsert 26,2 milliarder liter, fra en total produksjon av sukkerrør på rett i underkant av 600 millioner tonn (UNICA 2011). Etanol og sukker er de to viktigste produktene fra sukkerrørproduksjonen, men det produseres også elektrisitet fra restfiberne (bagasse) og både fiber som ligger igjen på jordet, fiber fra produksjonen og overskudd av sukkerjus (såkalt vinasse) brukes til gjødsling av åkre. Figur 27 gir en oversikt over trinnene fra dyrking av sukkerrør til etanol som sluttprodukt.



Figur 27 Prosesstrinn forbundet med produksjon av bioetanol fra sukkerrør.

I den videre teksten er hvert av prosessstrinnene nærmere beskrevet.

1. Dyrking av sukkerrør

Det sentrale og sørlige Brasil står for ca 90 % av sukkerrørproduksjonen i landet, som har et årlig produksjonsvolum på rundt 600 millioner tonn. Amazonasregionen er for fuktig for sukkerrørplanten og det er derfor liten grunn til å frykte at utbredelse av sukkerrørplantasjer direkte skal føre til hugging av skog i Amazonas. Likevel konkurrerer sukkerrørproduksjon med andre jordbruksprodukter, slik at det kan forekomme en indirekte effekt.

Dyrkingen foregår ved at planter pløyes ned i jorda med traktor. En sukkerrørplante har ca 6 års levetid, hvor utbyttet går ned over tid før nye planter plantes. Selv om mye av gjødslingen blir levert av systemet selv, som restfiber og vinasse, brukes det også kunstgjødsel for å tilføre nitrogen, fosfor og kalium og natriumlut for å regulere pH. I tillegg er det noe bruk av pesticider.

Mesteparten av energibruken i dyrkingstrinnet er derfor knyttet til bruk av jordbruksmaskiner og fremstilling av gjødsel. Det har ikke vært mulig å skille mellom dyrkings- og høstingstrinnene når det gjelder bruk av jordbruksmaskiner og en tabell over inn- og utstrømmer fra jordbrukstrinnene finnes derfor i beskrivelsen av innhøsting av sukkerrør.

2. Høsting av sukkerrør

Innhøsting av sukkerrør skjer enten manuelt eller mekanisk. Det har vært en forholdsvis rask overgang fra manuelt til mekanisk, og nå foregår ca halvparten av høstingen mekanisk (UNICA 2011). Ved mekanisk høsting brukes en maskin som både kutter rørene ved bakkenivå, kutter dem i

småbiter og sprayer ut bladverk og lette fibre. Denne maskinen er koblet til en traktor eller liten lastebil med tilhengere som fylles fra maskinen. Ved manuell innhøsting settes det først fyr på åkeren for å brenne av bladverk og gjøre rørene enklere tilgjengelige for arbeiderne (det har også den positive effekten at slanger og andre potensielt farlige dyr ikke kan skade arbeiderne, mens brenning har negative effekter både knyttet til lavere utbytte, utslipp av klimagasser og utslipp av gasser med potensielle effekter på arbeidernes helse). Arbeiderne på sukkerrørplantasjen kutter ned rørene for hånd og legger dem i bunter som samles opp av en traktor. Da kuttes rørene i småbiter først når de ankommer sukkerraffineriet/etanolfabrikken. På grunn av at LCA ikke inkluderer energien som må til for arbeidsstokken vil manuell innhøsting gi noe lavere energibruk, men dataene benyttet i dette studiet baserer seg på en jevn fordeling av manuelt og mekanisk arbeid. Sukkerrør er antatt å ha en energitetthet på ca 1,38 kWh/kg ved høsting. Tabell 22 gir en oversikt over inn- og utstrømmer forbundet med dyrking og høsting av sukkerrør.

Tabell 22 Inn- og utstrømmer knyttet til dyrking og høsting av sukkerrør (relativt til produksjon av 1 kWh bioetanol).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Diesel (til jordbruksmaskiner)	0,000546	Kg
Nitrogengjødsel	0,00157	Kg
Fosforgjødsel	0,00146	Kg
Kaliumgjødsel	0,00331	Kg
Pesticider	9,76E-05	Kg
Infrastruktur	Jordbruksmaskiner, gårdsbruk og produksjon av innsatsfaktorer	Enheter
<i>Utstrømmer:</i>		
Sukkerrør på åker	2,00	Kg

3. Transport av sukkerrør

Uavhengig av om sukkerrørene høstes maskinelt eller manuelt vil de samles opp i større lastebiler som frakter dem videre til anlegget. Jungbluth et al (2007a) regner med en fordeling av lastebiler hvor 10 % er opptil 16 tonn, 50 % er opptil 32 tonn og 40 % er opptil 40 tonn. Energibruken i denne fasen er knyttet til bruk og produksjon av drivstoff og produksjon av nødvendig infrastruktur (kjøretøy og veier). En oversikt over inn- og utstrømmer er gitt i Tabell 23.

Tabell 23 Inn- og utstrømmer knyttet til transport av sukkerrør fra åker til etanolproduksjon (relativt til 1 kWh etanol produsert).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Sukkerrør fra åker	2,00	Kg
Diesel	0,000575	Kg
Infrastruktur	Lastebiler, veier, produksjon av innsatsfaktorer	Enheter

<i>Utstrømmer:</i> Sukkerrør ved fabrikk	2,00	Kg
---	------	----

4. Omforming – forbehandling, fermentering og destillasjon

Når sukkerrørene kommer inn til prosessanlegget blir de kuttet i biter og presset for å få ut sukkeret. Litt over halvparten av sukkerslurrien går videre til sukkerproduksjon (men avhengig av sukroseinnholdet i plantene, prisene på sukker og etanol på verdensmarkedet og teknologien på anlegget). Vann og jus blandes med slurrien som skal til etanol for å forbedre ekstraksjon av sukker. Man får dannet en sukkersaft som så fermenteres med gjær, så sukkeret omdannes til etanol. Blandingen blir destillert så man får ut 95 % etanol. Utbyttet av etanol fra 1 tonn sukkerrør kan variere, men gjennomsnittet er ca 85 liter per tonn (UNICA 2011). Tallene som er benyttet i denne rapporten kommer fra et studie som har et utbytte på 84,5 liter per tonn (Sutter 2007a).

Restfiberen på anlegget (såkalt bagasse) brennes og driver dampturbiner som produserer elektrisitet både til anlegget og til eksport til nettet. Både energimengden som kan eksporteres og den økonomiske inntjeningen er i underkant av 1 % av tilsvarende for etanolen som produseres, slik at det er nesten neglisjerbart. Asken brukes som jordforbedringsmiddel i sukkerrør dyrking.

Energibruken for forbehandling og fermentering er knyttet til produksjon av innsatsfaktorer og infrastruktur. Tabell 24 gir en oversikt over inn- og utstrømmer knyttet til omforming av sukkerrør til etanol. Energiinnholdet i etanolen som kommer ut av prosessen er på ca. 0,96 kWh, og energiinnholdet når 1 kWh etter at 95 % etanol har vært gjennom et oppgraderingstrinn til 99,7 % etanol.

Tabell 24 Inn- og utstrømmer knyttet til fermentering og destillering av sukkerrør til etanol (relativt til produksjon av 1 kWh etanol).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Sukkerrør ved fabrikk	1,99	Kg
Svovelsyre	0,0014	Kg
Smøremidler	0,0003	Kg
Kalkstein	0,00476	Kg
Infrastruktur	Fermenteringsanlegg, brenner til bagasse, produksjon av innsatsfaktorer	Enheter
<i>Utstrømmer:</i>		
Etanol (95 %)	0,134	Kg
Elektrisitet	0,0117	kWh

5. Omforming – dehydrering

Dersom etanolen skal blandes med bensin kreves det at mer vann drives av. Dette krever et ekstra trinn med tilførsel av elektrisitet for dampproduksjon. Energitettheten i 99,7 % etanol er litt høyere enn energitettheten i 95 % etanol (7,47 kWh/kg kontra 7,15 kWh/kg) og produktet ut fra

dehydreringsprosessen er 1 kWh bioetanol. Tabell 25 gir en oversikt over inn- og utstrømmer forbundet med dette trinnet.

Tabell 25 Inn- og utstrømmer knyttet til dehydrering (oppkonsentrering) fra 95 % til 99,7 % etanol (relativt til produksjon av 1 kWh etanol).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Etanol (95 %)	0,134	Kg
Elektrisitet (fra bagasse) til dampproduksjon	1,12E-05	kWh
Infrastruktur	Destillasjonsutstyr og elsystem	Enheter
<i>Utstrømmer:</i>		
Etanol (99,7 %)	0,134	Kg

3.10.1 Resultater etanol fra sukkerrør

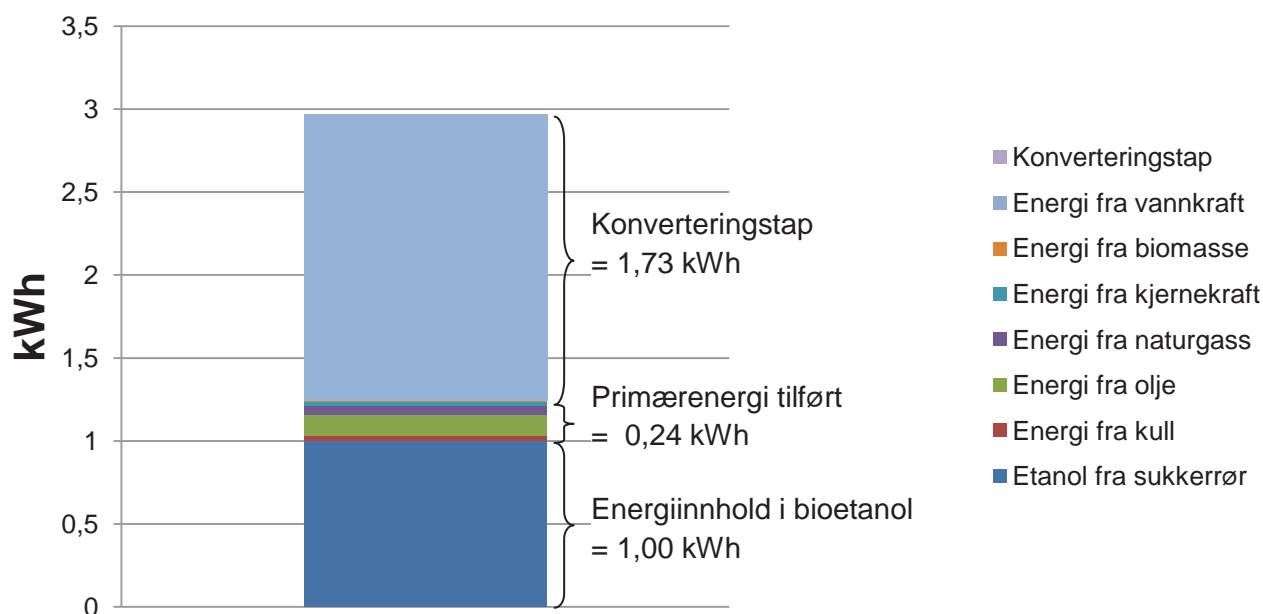
Tabell 26 viser energibruk og konverteringstap for hvert trinn og totalt for produksjon av 1 kWh bioetanol fra sukkerrør.

Tabell 26 Resultater for energibruk og konverteringstap for produksjon av etanol fra sukkerrør.

<u>Bioetanol fra sukkerrør</u>	Dyrking	Høsting	Transport	Omforming (Fermentering)	Dehydrering	Totalt
Energibruk (kWh)	4.50E-04	5.75E-04	0.0384	0	0	0.0394
Konverteringstap (kWh)	0	0	0	1.77	-0.0419	1.73
Tilført primærenergi (kWh)	0.0938	0.0487	0.0817	0.0207	1.52E-05	0.245

Tabellen viser at energibruken er forholdsvis lav i hele kjeden. Det skyldes i hovedsak at fermentering og dehydrering drives av energi prosessen selv genererer (fra bagasse som også produserer et overskudd elektrisitet), slik at bare diesel til drift av landbruksmaskiner og til transport av sukkerrør fra plantasjer til fabrikk er inkludert.

Primærenergi bruk og konverteringstap gjennom verdikjeden for sukkerrør er oppgitt i figur 30.



Figur 28 Konverteringstap og bruk av primærenergi for fremstilling av 1 kWh bioetanol fra sukkerrør.

Dauriat og Gnansounou (2007a) gjør en oppstilling av to litteraturkilder som har tatt for seg produksjon av bioetanol fra sukkerrør. De presenterer en indikator som gir energimengden ut av prosessen relativt til energimengden inn og de to litteraturkildene har så ulike rater som 4,33 og 8,20. Det vil si at den ene beregnes til å være nesten dobbelt så energieffektiv som den andre. De oppgir også kumulativt energibehov, men dette er bare for fossile energikilder.

3.11 Bioetanol fra flis

Etanol kan også produseres fra sukkeret som finnes i cellulosen i trevirke. Etanolen kan produseres på to ulike måter; via en biokjemisk rute med hydrolyse eller via en termokjemisk rute basert på gassifisering. Biokjemisk hydrolyse kan enten gjøres i en prosess der ligninet brukes til å generere energi, både til internt energibruk og til elektrisitetsproduksjon for salg, eller i en prosess der ligninet brukes til å produsere ulike kjemikalier. Sistnevnte prosess kan ses på som et såkalt bioraffineri (dette gjøres blant annet hos Borregaard i Sarpsborg). Vi lyktes ikke å finne noen detaljerte studier som tok for seg en termokjemisk prosess for konvertering av lignocellulose til etanol (selv om denne har mange fellestrekk med produksjon av syntetisk biodiesel, i hvert fall de første trinnene), men Mu et al (2010) har gjort en overordnet modellering og konkluderer med at biokjemisk konvertering i hvert fall har mindre fossil energibruk. Samtidig som de sier at en termokjemisk rute kan oppnå bedre prestasjon om den drives som et bioraffineri med et større spekter alkoholbiprodukter som kan brukes til kjemikalieproduksjon. I det følgende er det bare sett på en biokjemisk rute uten produksjon av kjemikalier, men hvor ligninet utnyttes til energiformål. En overordnet skisse av produktsystemet er vist i Figur 29.



Figur 29 Livsløpstrinn involvert i produksjon av bioetanol fra flis.

I den videre teksten er hvert av prosessstrinnene nærmere beskrevet.

1. Oppmaling av flis

Dette trinnet består av klargjøring av flis til hydrolyse. Energiinnholdet i flisa er antatt å være 8,90 kWh/kg når den kommer inn til prosessen. Her kokes flisa med syre og vann for å skille fiber (cellulose) fra bindemidler (lignin) og sukker. Forskjellen mellom ulike biokjemiske prosesser er så avhengig av hvorvidt ligninet og cellulosen brukes til energigenerering eller materialproduksjon. Det har ikke i litteraturen vært mulig å skille ut dette trinnet som et eget trinn, så inn- og utstrømmer er slått sammen med trinnet som beskriver hydrolyse og destillering.

2. Omforming – hydrolyse, fermentering og destillering

Etter koketrinnet blir væskefasen skilt fra faststoffet (som inneholder mesteparten av ligninet og cellulosen). Væsken går så gjennom ionebytting hvor mesteparten av den dannede eddiksyrer og all svovelsyrer blir fjernet. Væskens pH justeres så med kalk til ca 10. Deretter blandes væsken igjen med faststoffet og gjennomgår fermentering med gjær. Sukkerforbindelsene som er frigjort ved enzymatisk hydrolyse blir omgjort til etanol. Faststoffet brennes for å generere damp til kraft- og varmeproduksjon. All varme og elektrisitet til prosessen dekkes internt, og i tillegg blir det produsert elektrisitet som kan eksporteres til nettet. Væskeblandingen destilleres for å oppnå en etanolkonsentrasjon på ca 95 %. Inn- og utstrømmene forbundet med hydrolyse, fermentering og destillering er gitt i Tabell 27. Energiinnholdet i etanolen som kommer ut av prosessen er på ca. 0,96 kWh, og energiinnholdet når 1 kWh etter at 95 % etanol har vært gjennom et oppgraderingstrinn til 99,7 % etanol.

Tabell 27 Inn- og utstrømmer forbundet med omforming av flis til 95 % etanol (relativt til produksjon av 1 kWh etanol).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Flis, fukt 40 %	0,522	kg
Svovelsyre	0,0111	kg
Kalk	0,00430	kg
Ammonium	0,00882	kg
Kalsiumklorid	0,000160	kg
Infrastruktur	Produksjonsutstyr og produksjon av innsatsfaktorer	Enheter
<i>Utstrømmer:</i>		
Etanol, 95 %	0,134	kg
Elektrisitet	0,00482*	kWh

* Mengden elektrisitet som produseres er fratrukket den elektrisiteten som er benyttet til dehydrering og oppkonsentrasjon fra 95 til 99,7 %

3. Dehydrering

Dehydrering vil foregå på samme måte som for etanol fra sukkerrør ved at vann drives av ved hjelp av damp. Forskjeller vil derfor være knyttet til hva slags energikilder som benyttes for å produsere damp og for å drive pumper og anlegg. Her er flis brukt til å produsere damp. Energitettheten i 99,7 % etanol er litt høyere enn energitettheten i 95 % etanol (7,47 kWh/kg kontra 7,15 kWh/kg) og produktet ut fra dehydreringsprosessen er 1 kWh bioetanol.

Tabell 28 gir resultatene for fokusert prosess hvor ligninet brennes og brukes til generering av elektrisitet.

Tabell 28 Inn- og utstrømmer for oppgradering fra 95 % etanol til 99,7 % etanol (relativt til produksjon av 1 kWh etanol).

Material	Mengde	Benevning
<i>Innstrømmer:</i>		
Etanol (95 %)	0,134	kg
Damp (fra flis)	0,0378	kWh
Infrastruktur		Enheter
<i>Utstrømmer:</i>		
Etanol (99,7 %)	0,134	Kg

3.11.1 Resultater – etanol fra flis

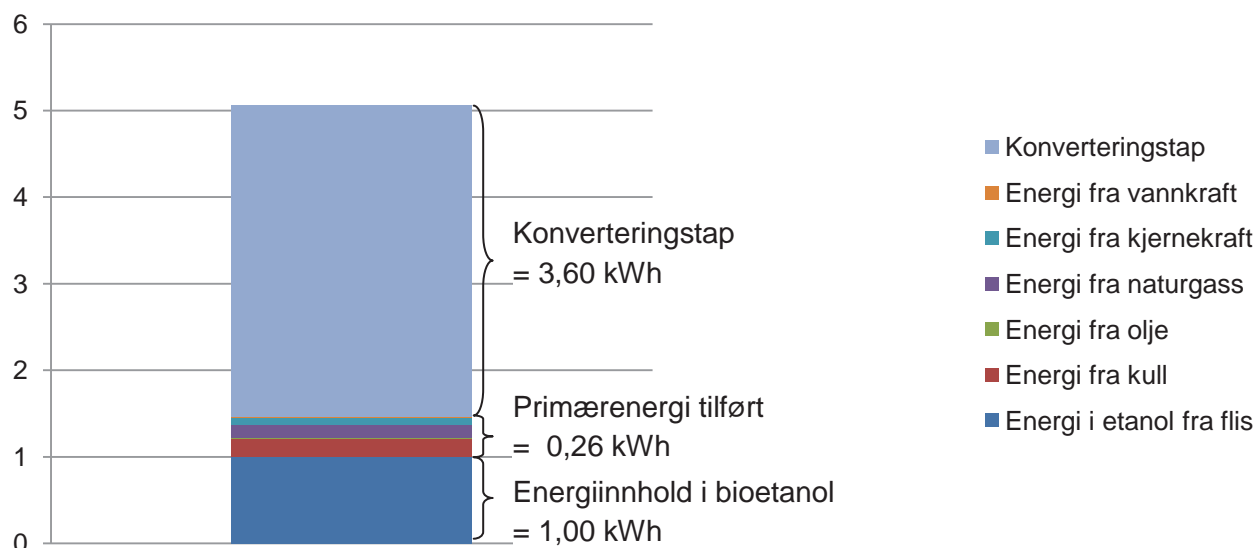
Tabell 29 gir resultatene for energibruk og konverteringstap for hvert trinn og totalt for produksjon av 1 kWh bioetanol fra flis.

Tabell 29 Resultater for energibruk og konverteringstap for produksjon av etanol fra flis.

<u>Bioetanol fra flis</u>	Omforming (fermentering)	Dehydrering	Totalt
Energibruk (kWh)	0	0.0092	0.0092
Konverteringstap (kWh)	3.64	-0.0419	3.60
Tilført primærenergi (kWh)	0.210	0.0503	0.260

I tabellen ser man at det er forholdsvis lite direkte energibruk, hvilket skyldes at energien i flisa brukes til å drive prosessen og også skape et overskudd elektrisitet. Det forklarer både det høye konverteringstapet i omformingsprosessen og at det er oppgitt et negativt tall for konverteringstap i dehydreringsfasen (for her er det trukket fra den elektrisiteten som eksporteres til nettet). Forskjellen

mellom energibruk og tilført primærenergi skyldes at det er lite energi som brukes direkte, mens spesielt innsatsstoffene (syre, ammoniakk og kalsiumklorid) krever en del energi å fremstille. Figur 30 viser konverteringstapet og bruken av primærenergi for fremstilling av 1 kWh bioetanol fra flis.



Figur 30 Konverteringstap og bruk av primærenergi for fremstilling av 1 kWh bioetanol fra flis.

Dauriat og Gnansounou (2007a) oppgir resultater for en rekke LCA-studier for produksjon av bioetanol fra ulike lignocellulosematerialer, deriblant trevirke. De angir imidlertid ikke hva slags tresorter eller hvilken beskaffenhet treet har som utgangspunkt for produksjonskjeden. Resultatene presenteres ved raten av energi ut delt på energi inn og denne varierer fra 1,80 til 4,30. altså nesten en faktor 3. Her oppgis også bruk av fossile energikilder som kumulativt energibehov.

4 Resultater sammenstilt

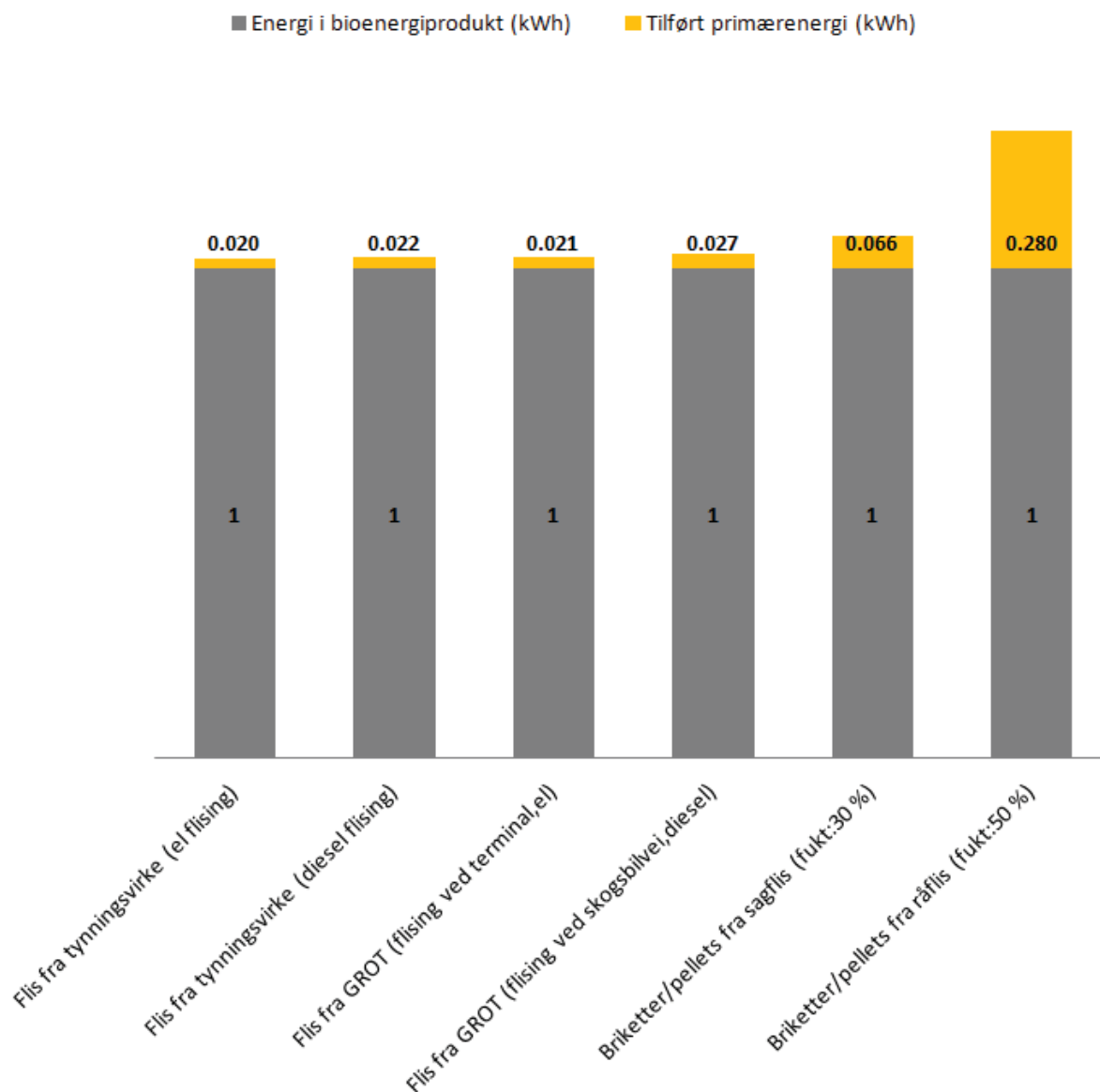
Tabell 30 viser geografi, energibruk, primærenergi, konverteringstap og kildegrunnlaget for de 11 ulike produksjonskjedene. Resultatene angis med intervall for kjede 1-4 og kjede 8 basert på ulike produksjonsruter for disse bioenergiproduktene. Første verdi for energibruk i intervallet gir første verdi i intervallet for primærenergi.

Tabell 30 Resultater sammenstilt

Totalt	Geografi	Energibruk kWh/kWh bioenergibærer	Primærenergi* kWh/kWh bioenergibærer	Konverterings-tap	Kilde
Kjede 1 Flis fra tynningsvirke	Skandinaviske forhold	0,0167-0,0193	0,0197-0,0224	Ikke angitt.	Berg (2010)
Kjede 2 Flis fra GROT	Skandinaviske forhold	0,0178-0,0224	0,0214-0,027	Ikke angitt	Lindholm et. al (2010):
Kjede 3 Briketter fra råflis	Skandinaviske forhold	0,0439-0,242	0,0664-0,2799	Ikke angitt	Hagberg et.al. (2009) og Raymer, (2006):
Kjede 4 Pellets fra flis	Skandinaviske forhold	0,0439-0,242	0,0664-0,2799	Ikke angitt	Hagberg et.al. (2009) og Raymer, (2006):
Kjede 5 Biogass fra husdyrgjødsel	Norske forhold	0,48	0,69	0,19	Lyng et al. (2011)
Kjede 6 Biogass fra organisk avfall	Norske forhold	0,29	0,49	0,13	Lyng et al. (2011)
Kjede 7 Biodiesel fra raps	Sentral-Europa	0,112	1,01	0,517	Sutter (2007b) og Dauriat og Gnansounou (2007b)
Kjede 8 Biodiesel fra slakteavfall/brukt matolje	Sentral-Europa	0,06 - 0,19	0,37 - 0,43	0,04	Dauriat og Gnansounou (2007b) og Levelton (2002)
Kjede 9 Syntetisk biodiesel fra flis	Skandinaviske forhold	0,02	0,27	1,43	Dauriat og Gnansounou (2007c), Boerrigter et al (2002), Kreutz et al (2008) og Jungbluth et al (2007b)
Kjede 10 Bioetanol fra sukkerrør	Brasil	0,0349	0,245	1,73	Sutter (2007a og 2007 c), Dauriat og Gnansounou (2007 a)
Kjede 11 Bioetanol fra flis	Skandinaviske forhold	0,01	0,26	3,60	Dauriat og Gnansounou (2007 a)

* Tilført primærenergi

Resultatene fra litteraturstudien vises i figur 33 og 34. For alle kjedene vises total primærenergi bruk referert til 1 kWh av bioenergiproduktet. Konverteringstap oppgis for kjedene 5-11 referert til 1 kWh av bioenergiproduktet, men ikke for kjede 1-4 da konverteringstapet ikke er angitt i litteraturen som er benyttet. Kjede 1-4 og 5-11 er bioenergiprodukter som benyttes til hhv. varme og drivstoff, og resultatene for de ulike kjedene sammenlignes derfor innenfor hvilke formål de har. Det er viktig å presisere at systemgrensene for de ulike kjedene er forskjellige og de derfor ikke nødvendigvis er sammenlignbare.



Figur 31 Sammenstilte resultater for kjede 1-4

For kjede 1-2 er bioenergiproduktet flis fra hhv. tynningsvirke og GROT. Den mest energieffektive måten å produsere flis på, gitt alternativene og systemgrensene, er å bruke flis fra tynningsvirke som flises ved terminal ved hjelp av elektrisk drevet flishogger. Flis fra tynningsvirke er mer energieffektivt å produsere enn flis fra GROT, hvor hovedforskjellen ligger i energi tilknyttet transport (distanse, fuktprosent og fyllingsgrad).

Resultatene for pellets og briketter er ikke mulig å skille, og er vist i kjede 3 og 4 der forskjellen er fuktinnholdet i råvaren (flisa). Ved fremstilling av briketter med samme brennverdi som pellets vil man kunne anta at energibruken knyttet til forbehandling av flisa er mindre pga. at man ved pelletsproduksjon trenger finere og mindre flis enn ved brikettproduksjon. Mangel på litteraturdata samt kvaliteten på disse har medført at studien ikke viser noen forskjell mellom brikett- og pelletsproduksjon. Denne antagelsen gjøres også i Gode et al. (2011). Resultatene vises derfor for to alternative råvarer; sagflis med 30 % fukt og råflis med 50 % fukt. Begge råvarene benyttes i dag til fremstilling av briketter og pellets. Tørking av råflis er den prosessen som er den klart mest energikrevende og er alene mer energikrevende enn hele kjeden for briketter/pellets fra sagflis.



Figur 32 Sammenstilte resultater for kjedene 5-11

For drivstoffene er det biodiesel som er mest energieffektiv per kWh produsert biodrivstoff, og her er biodiesel fra brukt matolje marginalt mer energieffektiv enn fra slakteriavfall. Deretter kommer biogass der biogass fra organisk avfall kommer litt bedre ut enn biogass fra husdyrgjødsel. På de neste plassene kommer biodiesel fra raps og syntetisk biodiesel (fra flis), som har ganske likt energiregnskap, bioetanol fra sukkerrør og bioetanol fra flis. Det er altså drivstoff fra avfallsprodukter som har lavest total primærenergibruk, deretter kommer de andre dieselproduktene, mens de vurderte etanoldrivstoffene har høyest total primærenergibruk. I innledningen til biodrivstoffkjedene er det skrevet noen antakelser om mengder tilgjengelig, og det er viktig å være klar over at avfall som

råstoff ikke er noen ubegrenset råvarekilde og at det også kreves at det har blitt produsert et jomfruelig produkt.

Produksjonskjeden med høyest konverteringstap er kjede 11, bioetanol fra flis. Her går mye av råvaren (cellulosen og ligninet i flisa) med som energi til å drive prosessen, mens sukkerinnholdet (hemicellulose) ender som det endelige produktet. Også bioetanol fra sukkerrør og syntetisk biodiesel (fra flis) har høyt konverteringstap. Produksjonskjeden med høyest primærenergibruk ut over konverteringstapet er biodiesel fra raps. Mest primærenergi går til produksjon av såkorn, gjødsel og infrastruktur. Denne infrastrukturenergien sammen med prosessenergien utgjør mesteparten av primærenergibruken. Selv om konverteringstapet og annen primærenergibruk er splittet opp, er det viktig ved sammenligning av kjeder å se på summen av disse, fordi det ofte er en definisjonssak om en energiressurs havner i den ene eller andre kategorien.

Biogass produsert fra organisk avfall i industrielt anlegg har noe lavere energibehov per produserte kWh enn biogass produsert fra gjødsel på et gårdsanlegg, til tross for at det organiske avfallet har høyere transportbelastninger. Dette kommer av at organisk avfall har betydelig høyere biogasspotensial enn gjødsel og at et industrielt anlegg både har et lavere varme- og elektrisitetsbehov og kan drive mer effektivt ved å få utnyttet substratene bedre.

Under presenteres de ulike trinnene i produksjonskjeden som er mest energikrevende og med høyeste konverteringstap.

Resultater for kjede 1 viser energibruk og primærenergi for flis fra tynningsvirke hvor flisingen er ved terminal ved hjelp av en elektrisk eller dieseldrevet flishogger. Hogst, kvisting og lasting samt transport til terminal gir de største og like store bidrag til energibruk for begge alternativene. Konverteringstap er ikke angitt for kjeden.

Resultater for kjede 2 viser energibruk og primærenergi for flis fra GROT hvor flisingen skjer ved terminal eller skogsbilvei. Ved flising ved terminal benyttes elektrisk drevet flishogger, mens ved flising ved skogsbilvei benyttes dieseldrevet mobil flishogger. Lasting og veitransport til terminal bidrar mest til energibruk for begge alternativene. Konverteringstap er ikke angitt for kjeden.

For kjede 3 og 4 har det ikke vært mulig å skille mellom pellets og briketter, og resultatene er derfor like. Resultatene vises for briketter/pellets fra sagflis med 30 % fukt og råflis med 50 % fukt, og de viser at energibruk, og derav primærenergien, varierer vesentlig avhengig av fuktprosent på flisa ved ankomst brikett- eller pelletsprodusent. Det mest energikrevende stadiet i produksjonskjeden for råflis er tørking og omforming for sagflis. Konverteringstap er ikke angitt for kjeden.

Resultatene for kjede 5, biogass fra husdyrgjødsel, viser at for biogassproduksjon fra gjødsel er biogassproduksjonsprosessen, det vil si omformingen fra substrat til biogass, den fasen som har det største energibehovet.

Resultatene for kjede 6, biogass fra organisk avfall, viser i likhet med biogassproduksjon fra gjødsel at det er produksjonsprosessen der substratet omformes til biogass som krever den største andelen av energibehovet. Oppgradering og transport gir likevel betydelig energibelastninger i livsløpet. Biogass produsert fra organisk avfall i industrielt anlegg har noe lavere energibehov per produserte kWh enn

biogass produsert fra gjødsel på et gårdsanlegg til tross for at det organiske avfallet har høyere transportbelastninger. Dette kommer av at organisk avfall har betydelig høyere biogasspotensial enn gjødsel og at et industrielt anlegg både har et lavere varme- og elektrisitetsbehov og kan drive mer effektivt ved å få utnyttet substratene bedre.

Resultatene for kjede 7, biodiesel fra raps, viser at det er infrastrukturenergi og tap ved framstilling av energibærere som er de desidert største energibrukerne i denne kjeden. Det går med like mye energi til infrastruktur og tap som det er i det endelige bioenergiproduktet. Konverteringstapet på 0,52 kWh/kWh biodiesel fra raps kommer fra de to omformingstrinnene, hvor oljeutvinning gir det største bidraget til konverteringstapet.

For biodiesel fra brukt matolje, kjede 8, utgjør oppgradering ved oljeutvinning og oppgradering ved transesterifisering nokså like store bidrag til energibruk. Disse trinnene er også de eneste som er med i kjeden. For biodiesel fra slakteavfall, også kjede 8, utgjør oppgradering ved oljeutvinning det største bidraget til energibruk. Konverteringstapet er like stort for begge produksjonskjedene for biodiesel og oppstår for trinnet oppgradering (transesterifisering).

Resultatene for kjede 9, syntetisk biodiesel fra flis, viser at produksjon av syntesegass er den mest direkte energikrevende prosessen, men ser man på tilført primærenergi er verdien nesten lik for produksjon av syntesegass og for Fischer-Tropsch syntese. Det er også produksjon av syntesegass som gir høyest konverteringstap.

Resultater for kjede 10, etanol fra sukkerrør, viser at transport er det trinnet som krever mest direkte energibruk, men fordi det brukes mye energi til fremstilling av innsatsfaktorene (spesielt gjødsel) har dyrkingstrinnet høyest verdi for tilført primærenergi. Omforming (fermenteringen) gir det største konverteringstapet.

Resultater for kjede 11, etanol fra flis, viser at konverteringstapet fra fermentering gir et vesentlig konverteringstap. Direkte energibruk for å fremstille etanol fra flis, gitt systemgrensene for analysen, kommer fra trinnet dehydrering, men energien kommer fra elektrisitet som produseres ved samme anlegget. Det er dette som forklarer både det store konverteringstapet for fermentering og det negative konverteringstapet for dehydreringsfasen (elproduksjonen er antatt å foregå simultant med denne). Energimengden nødvendig for de ulike trinnene er ikke skilt ut i referansene. Det benyttes en hel del tilført primærenergi og dette er i hovedsak knyttet til produksjon av innsatsfaktorer til fermenteringsprosessen.

5 Diskusjon

Resultatene viser en ganske stor spredning i energibruk og konverteringstap for de ulike produksjonskjedene. Mange usikkerheter er knyttet til resultatene, og en del av disse vil diskuteres her, så som allokering av energibruk på ulike produkter og systemgrenser. Det er ingen kilder som har oppgitt de ønskede tallene direkte på en transparent måte og en del antakelser er gjort av forfatterne av denne rapporten. Det kan også være vanskelig å sammenligne resultatene med andre litteraturkilder fordi disse oppgir energibruk i forhold til andre referanser, som for eksempel energi per km kjørt for drivstoff (se for eksempel Gnansounou et al. 2009 og Cherubini et al. 2009). For å få data på ønsket form må man da konvertere tall i litteraturen ved hjelp av antatte virkningsgrader og introduserer således en ekstra usikkerhet.

5.1 Resultater mot litteratur

Flis fra tynningsvirke kan omformes fra tynningsvirke til flis både ved hjelp av en mobil, dieseldrevet, flishogger og elektrisk drevet flishogger. Mobile, dieseldrevne, flishogger benyttes når det flises ved skogsbilvei eller i skogen, men også ved terminal. På terminal har man også mulighet til å flise med en større elektrisk drevet flishogger. For å produsere 1 kWh flis fra tynningsvirke er konklusjonen at den mest energieffektive produksjonskjeden, gitt transportavstand, å flise ved terminal med en elektrisk flishogger. Denne konklusjonen støttes av Berg (2010). Gode et al. (2011) angir noe høyere energibruk for flis fra tynningsvirke, 0,022 MJ energi/MJ flis og totalt 1,02 MJ energi (inkl. feedstock energi). Differansen kommer i hovedsak av usikkerhet knyttet til hvilken fuktprosent man antar i de ulike livsløpsstadiene. Resultatene fra Gode et al. (2011) blir også noe høyere da disse inkluderer skogsskjøtsel før felling av tynningsvirke.

Resultatene viser at løs GROT fliset ved terminal er mer energieffektivt enn flising ved skogsbilvei. Dette grunnet en mye mer energieffektiv flising ved hjelp av stor flishogger som benytter elektrisitet enn ved en mobil, dieseldrevet, flishogger. Selv om transportstadiet blir mer energieffektivt for flising ved skogsbilvei, blir den totale energieffektiviteten høyere ved flising ved terminal. Sammenlignet med andre studier ligger resultatene her i samme intervall som andre referanser. Total energibruk for flising ved skogsbilvei fra Berg (2010) er 0,0140 kWh/kWh flis, men disse tallene inkluderer ikke infrastruktur og har en transportavstand på 40 km mot 60 km i denne studien. Total energibruk i Gode et al. (2011) er 0,027 kWh, noe som er noe høyere enn resultatene i denne studien. Miljøfaktaboken benytter samme referanse som denne studien referer til, men bearbeider dataene. Det antas at bearbeiding av energibruk tilknyttet infrastruktur er grunnen til differansen mellom Gode et al. (2011) og denne studien.

For kjedene briketter fra råflis og pellets fra flis har oppgaven benyttet samme resultater for energibruk. Ved brikettproduksjon kan man anta at det vil kunne være noe mindre energibruk tilknyttet forbehandling av flis da denne ikke trenger like fine fraksjoner, ergo at det ikke er nødvendig med partikkelreduksjon, noe flis til pellets kan trenge. Allikevel antas denne forskjellen ikke å gjøre vesentlige forskjeller i total energibruk. Forenklingen som gjøres i denne oppgaven er også gjort av Gode et al. (2011) da det ikke har vært mulig å skille energibruken mellom de ulike bioenergi bærerne. Briketter og pellets kan produseres av ulike typer flis. I denne oppgaven vises resultater for briketter

og pellets fremstilt av råflis med 50 % fukt og sagflis med 30 % fukt hvor flisa tørkes til hhv 8 % og 8 - 12 %. Resultatene viser at råflis har et vesentlig høyere energibruk enn sagflis. Konklusjonen baseres på Hagberg et al. (2009) og Raymer (2006). Resultatene viser at trinnet tørking har vesentlig mer å si enn komprimeringstrinnet (pressing/pelletering). Det benyttes for både råflis og sagflis bioenergi for å tørke flisa. I denne studien sees bioenergien som benyttes på som et eksternt bidrag, mens det ofte er rester fra egen produksjon av ferdig fast biobrensel som benyttes som innsats for å tørke flisa. Cherubini et al. (2009) beskriver at det trengs 0,001-0,005 MJ fossil energi/MJ pellets for å fremstille pellets. Resultater fra denne studien angir 0,002 og 0,0499 MJ fossil energi/MJ pellets for ferdig fast biobrensel med hhv råvaren sagflis og råflis. Cherubini et al. (2009) angir totalt energi og energibruk på 1,1-1,2 kWh/kWh pellets, mot 1,066-1,278 kWh/kWh ferdig fast biobrensel i denne rapporten. Hamelinck et al. (2003) angir 1,26 kWh primærenergi/kWh levert pellets, inkludert tap i produksjonskjeden. Tapet i produksjonskjeden anslås å være på totalt 15 %. Gode et al. (2011) oppgir at totalt energibruk er 0,113-0,184 kWh/kWh ferdig fast biobrensel fra hhv våte og tørre råvarer. Totalt primærenergi oppgis som 1,11-1,18 kWh/kWh ferdig fast biobrensel.

Cherubini og Strømman (2011) har foretatt en gjennomgang av en rekke artikler skrevet om LCA av bioenergisystemer. De skriver at bioenergisystemer generelt har høyere energibruk enn sammenlignbare konvensjonelle/fossile systemer på grunn av lavere konverteringseffektivitet. Samtidig er den økte energibruken stort sett basert på fornybare energikilder, mens fossil energibruk blir vesentlig lavere. Når det gjelder rangering av ulike bioenergi kjeder brukes mer fossil energi for produksjon av drivstoff fra oljeplanter og stivelsesbaserte planter enn for produksjon av kraft og varme fra trevirke. Dette skyldes både at det kreves mer energi i dyrkingsfasen for plantene og at produksjon av drivstoff inneholder mer energiintensive trinn. LCA som metode har imidlertid fokus på funksjon og således er energikvalitet et viktig moment. Transportsektoren står for høye klimagassutslipp og biodrivstoff kan være én del av en løsning for klimagassreduksjoner i hvert fall på kort sikt. Derfor kan man stille spørsmål ved om man kan sammenligne biomasse til varme og til drivstoff direkte.

Cherubini et al. (2009) oppgir ikke total energibruk for energien ut (annet enn per km kjørt), men oppgir mengden av ikke-fornybare energikilder forbrukt for energimengde ut. Der oppgis bioetanol fra sukkerrør til å ha minst fossil energibruk (0,15 – 0,25 kWh/kWh ut), mens "standard" biodiesel fra for eksempel raps har mest fossil energibruk med 0,40-0,70 kWh/kWh ut. Bioetanol fra lignocellulose og FT-diesel er oppgitt til å ligge mellom disse verdiene.

Quirin et al. (2004) har også foretatt en gjennomgang av mange bioenergi kjeder og oppgir energibalansen for disse. De skriver at biodrivstoffkjeder er fordelaktige (sammenlignet med fossile) både når det gjelder primærenergi- og klimagassbalanser. Det er ikke foretatt noe skille mellom fossile og fornybare energikilder, men man kan mistenke at konklusjonen er knyttet til fossile energikilder. I et vedlegg til hovedrapporten (på tysk) er det oppgitt fordelt på ulike faser, men på et format som ikke gjør det umiddelbart enkelt å skille ut den eksakte energimengden. I slutt Tabellen oppgir de at etanol fra sukkerrør bruker mellom -0,2 – 0,2 kWh/kWh, etanol fra lignocellulose bruker mellom -0,15 – 0,3 kWh/kWh, Biodiesel fra raps bruker mellom -0,2 – 0,3 kWh/kWh, biodiesel fra dyrefett bruker mellom -0,2 – 0,1 kWh/kWh, biodiesel fra avfallsoljer bruker mellom 0,2 – 0,3 kWh/kWh og BTL bruker mellom 0,1 – 0,3 kWh/kWh. At de i det hele tatt kan oppgi negative energimengder tyder på at de har inkludert hvordan biprodukter substituerer andre produkter.

Börjesson og Tufvesson (2011) undersøker ressurseffektiviteten for flere typer drivstoff basert på ulike biomassekilder. Av de som er inkludert i dette studiet er det bare rapsfrø som er dekket. De har imidlertid også tall for etanol og syntetisk biodiesel fra trevirke, men dette er trevirke fra energiskog. For RME sier de at energi ut/energiinnhold i råvare ligger i området 41-64 % med et beste estimat på 60 %. I tillegg oppgir de intervallet for tilført ekstern energi til å ligge i området 8-22 % med et beste estimat på 15 %. For etanol fra trevirke er tilsvarende tall 30 – 40 %, med beste estimat 36 % og tilført energi på 10-25 % med beste estimat på 13 %. For FT-diesel er tallene 30 – 46 % med beste estimat på 45 % og tilført energi på 1 – 3 %, med beste estimat på 2 %.

5.2 Usikre momenter

For kjede 1 og 2, hvor bioenergiproduktet er flis, er usikkerheten knyttet til hvilken fyllingsgrad og fuktprosent GROT og tynningsvirke har ved transport. Tallene vil også variere etter hvor effektivt innsamling og maskintransporten foregår i skog.

Resultatene knyttet til kjede 3 og 4, briketter og pellets fra flis, vil kunne variere vesentlig. Resultatene avhenger i stor grad av hvilken fuktprosent flisen har ved inngang og utgang av analysen. Resultatene viser at energibruk knyttet til tørking av råflis bidrar vesentlig til produksjonskjedens totale energibruk, 82,6 %, mens det motsatte er tilfelle for sagflis hvor dette steget utgjør kun 33 %. Det er viktig å merke seg at analysen i denne rapporten begynner når flisa har ankommet brikett- eller pelletsprodusent

Singh et al. (2010) understreker at valg av allokeringsmetode har stor betydning for resultatene og for etanolproduksjonssystemer spesielt når man skal allokere på biprodukter som brukes for å oppfylle energibehovet. De henviser også til Gnansounou et al. (2009) som setter spørsmålsteget ved allokering når biprodukter ikke er energiprodukter. Spatari et al (2010) gjør modellforsøk på etanol fra lignocellulose (ikke trevirke eller sukkerrør) og konkluderer med at prosessen med lavest etanolutbytte gir best prestasjon. Dette skyldes at mindre produksjon av etanol betyr mer produksjon av elektrisitet og at denne elektrisiteten erstatter gjennomsnittlig amerikansk elektrisitetsproduksjon.

Menichetti og Otto (2011) gjennomgår flere studier og ser på fossil energibruk for produksjon av ulike bioenergiprodukter. Støtter funnene knyttet til allokerings- og systemgrenseproblematikk, men reiser også bruken av gamle data som et potensielt problem.

Pimentel og Patzek (2005) rapporterer høy energibruk for produksjon av biodrivstoff. Hovedgrunnen til at deres resultater avviker fra de fleste andre, hevder de er forbundet med at andre studier har utelatt viktige trinn som for eksempel produksjon og vedlikehold av landbruksmaskiner eller at andre studier har allokert urimelig mye energibruk til biprodukter. Et av hovedpoengene er at andre energiteknologier er bedre egnet til å omforme sollys til nyttbar energi. De skriver at planter i gjennomsnitt tar opp 0,1 % av sollyset, mens solceller for eksempel kan ta 10 % eller mer.

Resultatene i denne rapporten ligger nærmere Pimentel og Patzek (2005) enn hva hovedmengden av andre studier gjør. Det skyldes delvis at allokering i liten grad her er benyttet, annet enn som et fratrukk av energi fra konverteringstap i de tilfeller andre energiprodukter produseres og selges fra produksjonskjeden. Den andre hovedgrunnen er at mange studier ikke vurderer verken konverteringstap eller bruk av fornybare energikilder. Det skyldes nok at disse har klimagassutslipp

som hovedfokus, men det gir selvsagt et uriktig bilde av hvor mye energi som brukes totalt i produksjonskjedene.

Oppsplittingen av energibruk på livsløpstrinn og vurderinger av konverteringstap som utført i denne rapporten er altså i liten grad tidligere rapportert. Det er med på å gjøre rapporten mer interessant, men gjør også usikkerhetene forholdsvis store.

6 Referanser

- Arvidsson, R.; Persson, S.; Fröling, M. og Svanström, M. (2011): Life cycle assessment of hydrotreated vegetable oil from rape, oil palm and Jatropha, *Journal of Cleaner Production*, 19: 129-137
- Berg, S. (2010): *Calculation of the contribution to GWP from the production of some Swedish forest based fuels chains- according to RES directive*. Skogforsk 20 Januar 2010
- Berglund og Börjesson (2006): Assessment of energy performance in the life cycle of biogas production. *Biomass and Bioenergy* 30 (2006), 254-266.
- Bjørnstad E. og Norheim A. (2007): Småskala varmeproduksjon fra skogsbrensel, Trøndelag Forskning og Utvikling
- Boerrigter, H.; Calis, H.P.; Slort, D. J.; Bodenstaff, H.; Kaandorp, A. J.; den Uil, H. og Rabou, L.P. L. M. (2002): *Gas cleaning for integrated biomass gasification (BG) and Fischer-Tropsch (FT) systems; experimental demonstration of two BG-FT systems ("proof-of-principle")*, ECN-report number ECN-CX-04-004: Petten
- Bridgwater, A.V. (2009): *Technical and Economic Assessment of Thermal Processes for Biofuels*, NNFCC Project 08/018, Cope
- Buczek, B. og Czepirski, L. (2004): Applicability of used rapeseed oil for production of biodiesel, *Information on Industrial Oil Products*, 15 (3): sider 186-188
- Börjesson, P. og Tufvesson, L.M. (2011): Agricultural crop-based biofuels – resource efficiency and environmental performance including direct land use changes, *Journal of Cleaner Production*, 19: 108-120
- Campbell, A. og McCurdy, M. (2008): *Primary Energy and Greenhouse Gas Emissions from Biodiesel Made from Southland Rapeseed*, CRL Report No. 08-11583, Lower Hult: CRL Energy Ltd
- Cherubini, F.; Bird, N.D.; Cowie, A.; Jungmeier, G.; Schladmadinger, B. og Woess-Gallasch, S. (2009): Energy- and greenhouse gas-based LCA of biofuel and bioenergy systems: Key issues, ranges and recommendations.
- Cherubini, F. og Strømman, A.H. (2011): Life cycle assessment of bioenergy systems: State of the art and future challenges, *Bioresource Technology*, 102: 437-451
- Dauriat, Amaud og Gnansounou, Edgar (2007a): *Ethanol-based biofuels*, Kapittel i Jungbluth et al. (2007)
- Dauriat, Amaud og Gnansounou, Edgar (2007b): *Oil-based biofuels*, Kapittel i Jungbluth et al. (2007)

Dauriat, Amaud og Gnansounou, Edgar (2007c): *Synthetic biofuels*, Kapittel i Jungbluth et al. (2007)

Eid Hohle, E. (red.) (2001): Bioenergi. Miljø, teknikk og marked, Brandbu: Energigården.
http://www.energifakta.no/documents/Energi/Ressurser/Biobrensel/Biomasse_skog.htm

Flæte, P.O (2009): Energiforbruk og utslipp fra skogproduksjonskjeden med utgangspunkt i aktivitetsdata fra 2007 - fra frø til industritomt

Gnansounou, E.; Dauriat, A.; Villegas, J. og Panichelli, L. (2009): Life cycle assessment of biofuels: Energy and greenhouse gas balances, *Bioresource Technology*, 100: 4919-4930

Gode, J., Martinsson, F., Hagberg, L., Öman, A., Höglund, J., Palm, D. (2011): Miljøfakaboken 2011, Uppskattede emissionsfaktorer for bränslen, el, värme och transporter.

Hagberg, L., Särholm, E. Gode, J., Ekvall, T., Rydberg, T. (2009): LCA calculations on Swedish wood pellet production chains - according to the Renewable Energy Directive. IVL Report B1873, Svenaska Miljöinstitut AB. Stockholm 2009

Hagen, R. Romskaug, B. , Pedersen, F.D.P, Johnsrud, T.E., Vollen, J.E. (2006): Gardsvarmeanlegg – en byggveileder.
<http://www.innovasjon Norge.no/Documents/Landbruk/gardsvarme.pdf?epslanguage=no>, lest 07.11.2011

Hamelinck, C.N, Suurs, R.AA, Faaij, A.PC. (2003): "International bioenergy transport costs and energy balance"

Hofsten, H., Lundström, H., Nordén, B., Magnus, T. (2006): "Systemanalys för uttag av skogsbränsle – en verktyg för fortsatt utveckling." Resultat från Skogforsk nr. 6, 2006

Jungbluth, N. (red); Chudacoff, M.; Dauriat, A.; Dinkel, F.; Doka, G.; Faist Emmenegger, M.; Gnansounou, E.; Kljun, N.; Schleiss, K.; Spielmann, M.; Stettler, C.; Sutter, J. (2007a): *Life Cycle Inventories of Bioenergy*, Ecoinvent report No. 17, Dübendorf: Swiss Centre for Life Cycle Inventories

Jungbluth, N.; Frischknecht, R., Faist Emmenegger, M.; Steiner, R. og Tuchs Schmid, M. (2007b): *Life Cycle Assessment of BTL-fuel production: Inventory Analysis*, SES6-CT-2003-502705, RENEW: Uster

Kallio, Markku og Arvo Leinonen (2005): Production technology of forest chips in Finland. VTT Finland, project report PRO2/P2032/05.

Kavalov, B. og Peteves, S.D. (2005): *Status and perspectives of biomass-to-liquid fuels in the European Union*, European Joint Research Centre, EUR 21745 EN: Petten

Kreutz, T.G.; Larson, E.D.; Guangjian, L. og Williams, R.H. (2008): *Fischer-Tropsch Fuels from Coal and Biomass*, Princeton Environmental Institute, Princeton University

Levelton Engineering Ltd og S&T Squared Consultants (2002): *Assessment of biodiesel and ethanol blends, greenhouse gas emissions, exhaust emissions, and policy issues*, Richmond

Lindholm, E.L.; Berg, S. og Hansson, P.A: Skörd av skogsbränslen i ett livscykelerspektiv (2010), Rapport 023

Lopez, D.E; Mullins, J.C. og Bruce, D.A. (2010): Energy Life Cycle Assessment for the Production of Biodiesel from Rendered Lipids in the United States, *Industrial Engineering Chemistry Research*, 49 (5): 2419-2432

Lyng, K-A., Modahl, I. S., Morken, J., Briseid, T., Vold, B. I., Hanssen O. J. og Sørby, I (2011): Modeller for beregning av klimanytte- og verdikjedeøkonomi for biogassproduksjon, matavfall og husdyrgjødsel, OR 25.11.

Menichetti, E. og Otto, M. (2011): Energy Balance and Greenhouse Gas Emissions of Biofuels from a Life Cycle Perspective, kapittel I Howarth, R.W. og Bringezu, S. (2011): Biofuels: Environmental Consequences and Interactions with Changing Land Use, Proceedings of the Scientific Committee on Problems of the Environment (SCOPE) International Biofuels Project Rapid Assessment, 22-25 september 2008, Gummingsbach Tyskland. Cornell University.

NS 3165: http://www.vi-tre.no/Customers/vitre/documents/pdf/Norsk_standard_for_trepellets.pdf

Mu, D.; Seager, T; Rao, P.S og Zhao, F. (2010): Comparative life cycle assessment of lignocellulosic ethanol production: biochemical versus thermochemical conversion, *Environmental Management*, 46 (4): 565-578

Nelson, R.G. og Schrock, M.D. (2006): Energetic and economic feasibility associated with the production, processing, and conversion of beef tallow to a substitute diesel fuel, *Biomass and Bioenergy*, 30: 584-591

Niederl, A. og Narodoslowsky, M. (2004): *Life Cycle Assessment – study of Biodiesel from Tallow and Used Vegetable Oil*, Institute for Resource Efficient and Sustainable Systems/TUG

Nobio, 2011. "Veien til biovarme",
http://www.nobio.no/images/stories/PDF/veien_til_biovarme_2011.pdf

Pimentel, D. og Patzek, T.W. (2005): Ethanol Production Using Corn, Switchgrass, and Wood; Biodiesel Production Using Soybean and Sunflower, *Natural Resources Research*, 14(1): 65-76

Quirin, M.; Gärtner, S.O.; Pehnt, M. og Reinhardt, G.A. (2004): *CO2 Mitigation through Biofuels in the Transport Sector: Status and Perspectives – Main Report*, Heidelberg: IFEU


Raymer, A.K.P. (2006): "Comparision of avoided greenhouse gas emissions when using different kinds of wood energy", UMB

- Simonsen, Jørn Erik (2009). Eidsiva Bioenergi AS , PPT-presentasjon på Bioenergidagene 2009, "GROT som biobrensel –fordeler og ulemper. Bruk av GROT i brenselmikser for ulike anlegg."
- Singh, A.; Pant, D.; Korres, N.E.; Nizami, A-S; Prasad, S. og Murphy, J.D. (2010): Key issues in life cycle assessment of ethanol production from lignocellulosic biomass: challenges and perspectives, *Bioresource Technology*, 101: 5003-5012
- Spatari, S; Bagley, D.M. og MacLean, H.L. (2010): Life cycle evaluation of emerging lignocellulosic ethanol conversion technologies, *Bioresource Technology*, 101: 654-667
- Sunde, K.; Brekke, A.; Solberg, B. (2011a): Environmental Impacts and Costs of Hydrotreated Vegetable Oils, Transesterified Lipids and Woody BTL—A Review. *Energies* 4, no. 6: 845-877
- Sunde, K.; Brekke, A. og Solberg, B. (2011b): Environmental impacts and costs of woody Biomass-to-Liquid (BTL) production and use — A review, *Forest Policy and Economics*, 13(8):591-602
- Sutter, Jürgen (2007a): *Ethanol 99.7% in H₂O from sugar cane*, Kapittel i Jungbluth et al. (2007)
- Sutter, Jürgen (2007b): *Rape, conventional production in Germany*, Kapittel i Jungbluth et al. (2007)
- Sutter, Jürgen (2007c): *Sugar cane, production in Brazil*, Kapittel i Jungbluth et al. (2007)
- Thamsiriroj, T. og Murphy, J.D. (2009): Is it better to import palm oil from Thailand to produce biodiesel in Ireland than to produce biodiesel from indigenous Irish rape seed?, *Applied Energy*, 86: 595-604
- Thornley, P.; Tomei, J.; Upham, P.; Panoutsou, C.; Yates, N. *Theme 6 Resource Assessment Feedstock Properties*. Technical Report for The SUPERGEN Biomass and Bioenergy Consortium, 2008.
- UNICA (2011): *Quotes and Stats*, På Brazilian Sugarcane Industry Association's hjemmeside: <http://english.unica.com.br/dadosCotacao/estatistica/> (åpnet 30.9.2011)
- Williamson, G. og McCurdy, M. (2009): *Biomass to Liquids*, CRL rapport 09/11046: Lower Hutt
- Zakrisson, M., 2002. Internasjonell jamførelse av produksjonskostnader vid pelletstillverkning.
- Zhang, Y.; Dubé, M.A.; McLean, D.D. og Kates, M. (2003): Biodiesel production from waste cooking oil: 1. Process design and technological assessment, *Bioresources Technology*, No. 89: sider 1-16

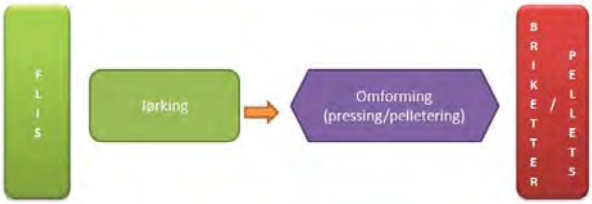
Vedlegg 1 Detaljert kildegjennomgang

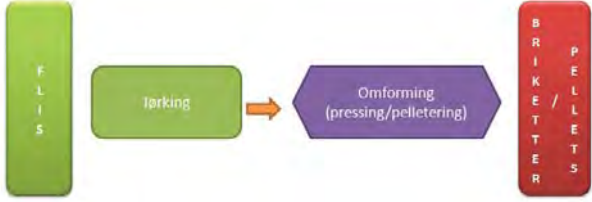
Kjede 1	Flis fra tynningsvirke
Kilde.	Berg,S. (2010): <i>Calculation of the contribution to GWP from the production of some Swedish forest based fuels chains- according to RES directive</i> . Skogforsk 20 Januar 2010
Konverteringstap både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Ikke angitt.
Energibruk sammen med form for brukt energi (dvs. energibærere/energiprodukter) både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Se resultattabell eller resultatfil
Energibruk for omformingen oppgis fordelt på ulike energibærere/energiprodukter som ble brukt i produksjonen.	Se resultattabell eller resultatfil
Produksjonsteknologi	Omforming ved hjelp av stor elektrisk flishogger eller mobil dieseldrevet flishogger.
Produksjonskjede sammen med systemgrenser: det skal kommenteres hvilke prosesser som er inkludert i hver livsløpsstadium av produksjonskjeden, om energien knyttet til dyrking, husdyrbruk, innhøsting er med, og om energien knyttet til produksjon av tilsetningsstoffer er med.	<p>Infrastruktur er ikke med ellers er alle prosesser beskrevet i figur inkludert. Antar naturlig tørking på terminal uten energibruk. Se rapport for ytterligere opplysninger.</p>
Allokeringsprosedyrer: spesielt ved produksjon av bi-produkter eller spillenergi ved biobrenselsproduksjon,	Ingen allokering.
Analyseår.	2010
Opprinnelsesland for råstoffet.	Sverige.
Landet hvor bioenergibæreren er	Sverige.

produsert.	
Spesifikke eller generelle data.	En blanding av spesifikke data fra annen litteratur, generelle data for innsatsfaktorer og kvalifiserte anslag.
Usikkerhet i informasjonen (data, teknologi).	Konverteringstap er ikke angitt. Infrastruktur er ikke inkludert. Transport bidrar vesentlig og transportavstanden er variabel noe som potensielt kan gi store forskjeller i total energibruk .
Annen relevant informasjon.	Se rapport.

Kjede 2	Flis fra GROT
Kilde.	Lindholm, E.L.; Berg, S.og Hansson, P.A: Skörd av skogsbränslen i ett livscykelerspektiv (2010), Rapport 023
Konverteringstap både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonkjeden.	Ikke angitt.
Energibruk sammen med form for brukt energi (dvs. energibærere/energiprodukter) både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonkjeden.	Se resultattabell eller resultatfil
Energibruk for omformingen oppgis fordelt på ulike energibærere/energiprodukter som ble brukt i produksjonen.	Se resultattabell eller resultatfil
Produksjonsteknologi	Ordinære skogsmaskiner ved skog. Ikke bunting. Flising ved hjelp av modil dieseldrevet flishogger ved skogsbilvei eller flising ved terminal ved kraftigere el drevet flishogger.
Produksjonskjede sammen med systemgrenser: det skal kommenteres hvilke prosesser som er inkludert i hver livsløpsstadium av produksjonskjeden, om energien knyttet til dyrking, husdyrbruk, innhøsting er med, og om energien knyttet til produksjon av tilsetningsstoffer er med.	 <p>Infrastruktur er inkludert. Analysen starter med innsamling av GROT og slutter ved flis hos terminal. Antar naturlig tørking og ingen energibruk til denne aktiviteten. Se rapport for ytterligere opplysninger. Originale systemgrenser vises til i figur under.</p>

	<p><i>Figur 1. Systemgränser för skogsbränsle.</i></p>
<p>Allokeringsprosedyrer: spesielt ved produksjon av bi-produkter eller spillenergi ved biobrenselsproduksjon,</p>	<p>Ingen allokering.</p>
<p>Analyseår.</p>	<p>2010</p>
<p>Opprinnelsesland for råstoffet.</p>	<p>Sverige.</p>
<p>Landet hvor bioenergibæreren er produsert.</p>	<p>Sverige</p>
<p>Spesifikke eller generelle data.</p>	<p>Datainnsmaling mest fra litteratur.. For transport ble (lastebilstørrelse, fukt, transportavstander) hentet innfra nøkkelpersjoner i bransjeforetak.</p>
<p>Usikkerhet i informasjonen (data, teknologi).</p>	<p>Konverteringstap er ikke angitt. Transport bidrar vesentlig og transportavstanden er variabel noe som potensielt kan gi store forskjeller i total energibruk .</p>
<p>Annen relevant informasjon.</p>	<p>Se rapport.</p>

Kjede 3	Briketter fra råflis
Kilde.	Raymer, A.K.P. (2006): "Comparioson of avoided greenhouse gas emissions when using different kinds of wood energy", UMB
Konverteringstap både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Ikke angitt.
Energibruk sammen med form for brukt energi (dvs. energibærere/energiprodukter) både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Se resultattabell eller resultatfil
Energibruk for omformingen oppgis fordelt på ulike energibærere/energiprodukter som ble brukt i produksjonen.	Se resultattabell eller resultatfil
Produksjonsteknologi	Tørking av flis ved hjelp av biomasse. Pressing av flis antas lik den beskrevet i rapport.
Produksjonskjede sammen med systemgrenser: det skal kommenteres hvilke prosesser som er inkludert i hver livsløpsstadium av produksjonskjeden, om energien knyttet til dyrking, husdyrbruk, innhøsting er med, og om energien knyttet til produksjon av tilsetningsstoffer er med.	 <p>Infrastruktur ikke med. I tillegg til den modifiserte kjeden over inkluderer artikkelen produksjon av sagflis, transport av sagflis til terminal og til kunde.</p>
Allokeringsprosedyrer: spesielt ved produksjon av bi-produkter eller spillenergi ved biobrenselsproduksjon,	Ikke kjent.
Analyseår.	2006
Opprinnelsesland for råstoffet.	Norge.
Landet hvor bioenergibæreren er produsert.	Norge.
Spesifikke eller generelle data.	Spesifikke.
Usikkerhet i informasjonen (data, teknologi).	Ved å bruke spesifikke data fra et anlegg som gjøres i artikkelen kan det være store avvik opp mot andre anlegg.
Annen relevant informasjon.	

Kjede 4	Pellets fra flis
Kilde.	Hagberg,L.,Särholm, E. Gode,J.,Ekvall,T.,Rydberg,T. (2009): LCA calculations on Swedish wood pellet production chains - according to the Renewable Energy Directive. IVL Report B1873,Svenska Miljöinstitut AB.Stockholm 2009
Konverteringstap både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Ikke kjent.
Energibruk sammen med form for brukt energi (dvs. energibærere/energiprodukter) både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Se resultattabell eller resultatfil
Energibruk for omformingen oppgis fordelt på ulike energibærere/energiprodukter som ble brukt i produksjonen.	Se resultattabell eller resultatfil
Produksjonsteknologi	Egen biomasse boiler benyttes til å tørke flisa, med unntak av 2 anlegg. Ellers antas samme prosess for omforming som beskrevet i rapport.
Produksjonskjede sammen med systemgrenser: det skal kommenteres hvilke prosesser som er inkludert i hver livsløpsstadium av produksjonskjeden, om energien knyttet til dyrking, husdyrbruk, innhøsting er med, og om energien knyttet til produksjon av tilsetningsstoffer er med.	 <p>Ukjent, men lite sannsynlig, at infrastruktur er med da data baseres på forbruksdata fra pelletsprodusent. Ellers samme systemgrenser som i figur ovenfor. Intern transport hos pelletsprodusent er inkludert.</p>
Allokeringsprosedyrer: spesielt ved produksjon av bi-produkter eller spillenergi ved biobrenselsproduksjon,	
Analyseår.	2009
Opprinnelsesland for råstoffet.	Sverige.
Landet hvor bioenergibæreren er produsert.	Sverige.
Spesifikke eller generelle data.	Basert på gjennomsnitt og best estimat fra en rekke svenske pellets produsenter. Bruksdata fra 2008 .

Usikkerhet i informasjonen (data, teknologi).	Min og maks angis i rapporten og resultatene. For denne informasjonen vises til rapporteringsskjemaet i MS Excel.
Annen relevant informasjon.	

Kjede 5 og 6	Biogass fra gjødsel og våtorganisk avfall
Kilde.	Lyng et al., 2011
Konverteringstap både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Se resultattabell eller resultatfil
Energibruk sammen med form for brukt energi (dvs. energibærere/energiprodukter) både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Se resultattabell eller resultatfil
Energibruk for omformingen oppgis fordelt på ulike energibærere/energiprodukter som ble brukt i produksjonen.	Se resultattabell eller resultatfil
Produksjonsteknologi	Standard råtnetanker for biogassproduksjon. PSA-teknologi for oppgradering
Produksjonskjede sammen med systemgrenser: det skal kommenteres hvilke prosesser som er inkludert i hver livsløpsstadium av produksjonskjeden, om energien knyttet til dyrking, husdyrbruk, innhøsting er med, og om energien knyttet til produksjon av tilsetningsstoffer er med.	Analysen starter idet gjødselet eller avfallet oppstår Transport er inkludert hvis relevant Bygging og vedlikehold av biogassproduksjonsanlegg og oppgraderingsanlegg ikke inkludert
Allokeringsprosedyrer: spesielt ved produksjon av bi-produkter eller spillenergi ved biobrenselsproduksjon,	All energibruk er allokert på biogassproduksjon (det vil si at bioest regnes som biprodukt) Energibruk for bioest etter utråtningsprosessen allkert på bioest som produkt
Analyseår.	2011
Opprinnelsesland for råstoffet.	Norge
Landet hvor bioenergiebæreren er produsert.	Norge
Spesifikke eller generelle data.	Spesifikke for Norge
Usikkerhet i informasjonen (data, teknologi).	Store variasjoner for egenskaper til gjødsel og avfall, det finnes ulike teknologier som kan føre til ulike energibehov og ulik konverteringstap.

	Rapporten er i størst mulig grad basert på sannsynlige, norske scenarier.
Annen relevant informasjon.	

Kjede 7	Biodiesel fra raps
Kilde.	Sutter (2007b) og Dauriat og Gnansounou (2007b)
Konverteringstap både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Finnes i regneark
Energibruk sammen med form for brukt energi (dvs. energibærere/energiprodukter) både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Finnes i regneark
Energibruk for omformingen oppgis fordelt på ulike energibærere/energiprodukter som ble brukt i produksjonen.	Finnes i regneark
Produksjonsteknologi	Transesterifisering av rapsolje – beskrivelse i rapport
Produksjonskjede sammen med systemgrenser: det skal kommenteres hvilke prosesser som er inkludert i hver livsløpsstadium av produksjonskjeden, om energien knyttet til dyrking, husdyrbruk, innhøsting er med, og om energien knyttet til produksjon av tilsetningsstoffer er med.	Alle innsatsfaktorer er fulgt tilbake til naturen, også produksjon av såfrø til rapsdyrking er med. Se beskrivelse i rapport.
Allokeringsprosedyrer: spesielt ved produksjon av bi-produkter eller spillenergi ved biobrenselsproduksjon,	Ingen allokering er benyttet. Energien i biprodukter er vurdert som konverteringstap og ikke noe energibruk er allokert spesifikt til biprodukter.
Analyseår.	2007
Opprinnelsesland for råstoffet.	Tyskland
Landet hvor bioenergiebæreren er produsert.	Sentral-Europa
Spesifikke eller generelle data.	En blanding av spesifikke data for undersøkte anlegg og generelle data for jordbruksproduksjon.

Usikkerhet i informasjonen (data, teknologi).	Fortsatt forholdsvis få storskala anlegg for biodieselproduksjon. Jordbruksdata varierer mye med tanke på gjennomsnittlig utbytte.
Annen relevant informasjon.	

Kjede 8	Biodiesel fra slakteavfall og brukt matolje
Kilde.	Dauriat og Gnansounou (2007b) og Levelton (2002)
Konverteringstap både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Finnes i regneark
Energibruk sammen med form for brukt energi (dvs. energibærere/energiprodukter) både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Finnes i regneark
Energibruk for omformingen oppgis fordelt på ulike energibærere/energiprodukter som ble brukt i produksjonen.	Finnes i regneark
Produksjonsteknologi	Raffinering og transesterifisering av avfallsolje – beskrivelse i rapport
Produksjonskjede sammen med systemgrenser: det skal kommenteres hvilke prosesser som er inkludert i hver livsløpsstadium av produksjonskjeden, om energien knyttet til dyrking, husdyrbruk, innhøsting er med, og om energien knyttet til produksjon av tilsetningsstoffer er med.	Alle innsatsfaktorer er fulgt tilbake til naturen. Slakteavfall og brukt matolje bærer ikke med seg tidligere energibruk. Se beskrivelse i rapport.
Allokeringsprosedyrer: spesielt ved produksjon av bi-produkter eller spillenergi ved biobrenselsproduksjon,	Ingen allokering er benyttet. Energien i biprodukter er vurdert som konverteringstap og ikke noe energibruk er allokert spesifikt til biprodukter.
Analyseår.	2007
Opprinnelsesland for råstoffet.	Frankrike
Landet hvor bioenergibæreren er produsert.	Sentral-Europa
Spesifikke eller generelle data.	En blanding av spesifikke data for undersøkte anlegg og generelle data for transport og raffineringstrinn.
Usikkerhet i informasjonen (data, teknologi).	Stor forskjell på innhold i slakteavfall og renhetsgraden til brukt matolje.

Annen relevant informasjon.	
Kjede 9	Syntetisk biodiesel fra flis
Kilde.	Dauriat og Gnansounou (2007c), Boerrigter et al. (2002), Kreutz et al. (2008) og Jungbluth et al. (2007b)
Konverteringstap både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Finnes i regneark
Energibruk sammen med form for brukt energi (dvs. energibærere/energiprodukter) både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Finnes i regneark
Energibruk for omformingen oppgis fordelt på ulike energibærere/energiprodukter som ble brukt i produksjonen.	Finnes i regneark
Produksjonsteknologi	Gassifisering av flis, Fischer-Tropsch syntese av syntesegass – beskrivelse i rapport
Produksjonskjede sammen med systemgrenser: det skal kommenteres hvilke prosesser som er inkludert i hver livsløpsstadium av produksjonskjeden, om energien knyttet til dyrking, husdyrbruk, innhøsting er med, og om energien knyttet til produksjon av tilsetningsstoffer er med.	Alle innsatsfaktorer er fulgt tilbake til naturen. Produksjon av flis utelatt. Se beskrivelse i rapport.
Allokeringsprosedyrer: spesielt ved produksjon av bi-produkter eller spillenergi ved biobrenselsproduksjon,	Ingen allokering er benyttet. Energien i biprodukter er vurdert som konverteringstap og ikke noe energibruk er allokert spesifikt til biprodukter.
Analyseår.	2007
Opprinnelsesland for råstoffet.	Skandinavia
Landet hvor bioenergibæreren er produsert.	Skandinavia
Spesifikke eller generelle data.	En blanding av spesifikke data for undersøkte anlegg og teoretiske data for spesifikke trinn.
Usikkerhet i informasjonen (data, teknologi).	Nesten ingen anlegg i operasjonell drift og spesifikke tall mangler. Langt fra moden teknologi.
Annen relevant informasjon.	

Kjede 10	Bioetanol fra sukkerrør
Kilde.	Sutter (2007a og 2007 c), Dauriat og Gnansounou (2007 a)
Konverteringstap både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Finnes i regneark
Energibruk sammen med form for brukt energi (dvs. energibærere/energiprodukter) både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Finnes i regneark
Energibruk for omformingen oppgis fordelt på ulike energibærere/energiprodukter som ble brukt i produksjonen.	Finnes i regneark
Produksjonsteknologi	Hydrolyse og fermentering av sukkerrør, destillering og dehydrering – beskrivelse i rapport
Produksjonskjede sammen med systemgrenser: det skal kommenteres hvilke prosesser som er inkludert i hver livsløpsstadium av produksjonskjeden, om energien knyttet til dyrking, husdyrbruk, innhøsting er med, og om energien knyttet til produksjon av tilsetningsstoffer er med.	Alle innsatsfaktorer er fulgt tilbake til naturen. Se beskrivelse i rapport. Transport av bioetanol til Europa er ikke inkludert
Allokeringsprosedyrer: spesielt ved produksjon av bi-produkter eller spillenergi ved biobrenselsproduksjon,	Ingen allokering er benyttet. Energien i biprodukter er vurdert som konverteringstap og ikke noe energibruk er allokert spesifikt til biprodukter.
Analyseår.	2007
Opprinnelsesland for råstoffet.	Brasil
Landet hvor bioenergiebæreren er produsert.	Brasil
Spesifikke eller generelle data.	En blanding av spesifikke data for undersøkte anlegg og generelle data for jordbruksproduksjon.
Usikkerhet i informasjonen (data, teknologi).	Jordbruksdata varierer mye med tanke på gjennomsnittlig utbytte og driftsformer.
Annen relevant informasjon.	

Kjede 11	Bioetanol fra flis
Kilde.	Dauriat og Gnansounou (2007 a)
Konverteringstap både for hele	Finnes i regneark

produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	
Energibruk sammen med form for brukt energi (dvs. energibærere/energiprodukter) både for hele produksjonskjeden og for hver stadium av produksjonskjeden.	Finnes i regneark
Energibruk for omformingen oppgis fordelt på ulike energibærere/energiprodukter som ble brukt i produksjonen.	Finnes i regneark
Produksjonsteknologi	Hydrolyse og fermentering av flis, destillering og dehydrering – beskrivelse i rapport
Produksjonskjede sammen med systemgrenser: det skal kommenteres hvilke prosesser som er inkludert i hver livsløpsstadium av produksjonskjeden, om energien knyttet til dyrking, husdyrbruk, innhøsting er med, og om energien knyttet til produksjon av tilsetningsstoffer er med.	Alle innsatsfaktorer er fulgt tilbake til naturen. Flisa er ved anlegg. Se beskrivelse i rapport.
Allokeringsprosedyrer: spesielt ved produksjon av bi-produkter eller spillenergi ved biobrenselsproduksjon,	Ingen allokering er benyttet. Energien i biprodukter er vurdert som konverteringstap og ikke noe energibruk er allokert spesifikt til biprodukter.
Analyseår.	2007
Opprinnelsesland for råstoffet.	Skandinavia
Landet hvor bioenergiebæreren er produsert.	Skandinavia
Spesifikke eller generelle data.	En blanding av spesifikke data for undersøkte anlegg og generelle data for innsatsfaktorer.
Usikkerhet i informasjonen (data, teknologi).	Fortsatt forholdsvis få storskala anlegg for bioetanolproduksjon.
Annen relevant informasjon.	

Vedlegg 2 LCA – What, Why and How?

Author: Cecilia Askham Nyland, Ostfold Research

What is a Life Cycle Assessment (LCA)?

"A process that evaluates the environmental burdens associated with a product system or activity." This is done by identifying and describing the energy and material uses and releases into the environment. An LCA includes the entire life cycle of the product, from raw material extraction, through materials processing, use and disposal at the end of the product's life (from "cradle to grave"). All transportation steps involved are also considered. LCA assesses the environmental impacts of the system in the areas of ecological systems, human health and resource depletion. It does not address economic or social effects.

Why Life Cycle Assessments?

Life cycle assessments give a more holistic approach to environmental aspects of products. They can help the producer understand much more about what environmental problems are associated with a product. The producer can also see where in the product life cycle the main environmental burdens arise. This is very useful information when deciding where to target resources for environmental improvements, so that the resources will be used most effectively.

There are many more uses for LCA, including analysing the results of future changes in production, or raw materials suppliers etc. A short summary of the main applications is given below:

Knowledge development

- What are the most important environmental problems and where in the life cycle do these arise?
- What happens to our environmental profile if we make changes in our production process?

Decision support

- Where are the most effective areas for us to target resources (personnel, technology, education) to improve our performance?
- What sort of product/marketing profile do we want?
- Which materials and suppliers should we use?

Information exchange/ communication

- Information for employees (internal stakeholders), education as well as key environmental data (EPIs) and environmental product information (EPDs).
- Communication of the effects of a company's environmental improvement efforts to authorities, neighbours, financial institutions and external stakeholders (EPIs).

How? The phases of an LCA

According to the ISO 14040 standard, life cycle assessments shall include:

1. Goal and scope
2. Inventory analysis
3. Impact assessment
4. Interpretation of results

Goal and Scope

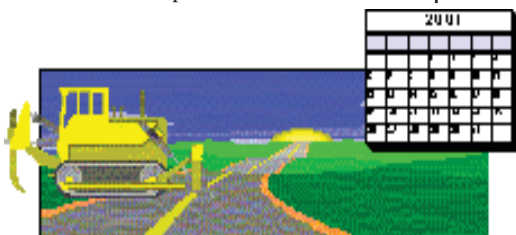
The *goal* of an LCA study should state the intended application, the reasons for carrying out the study and the intended audience, i.e. to whom the results of the study are intended to be communicated.

When defining the *scope* of an LCA study, the following items should be considered, clearly described and justified:

- The functions of the product system, or, in the case of comparative studies, the systems
- The functional unit
- The product system to be studied
- The product system boundaries
- Allocation procedures
- The types of impacts and the methodology of impact assessment and subsequent interpretation to be used
- Data requirements
- Assumptions
- Limitations
- The initial data quality requirements
- The type of critical review, if any
- The type and format of the report required for the study

Functional Unit

The functional unit represents a product's performance according to a specific user's requirements. This unit should reflect the product's function and life span. Here is an example of a functional unit for cement and concrete:



**1 km road, maintained and used
over a 50 year lifetime**

It is important that 'used' is included, as it is necessary to include other important aspects in the life cycle of the road. These are things like lighting, noise muffling, road markings etc.

In an LCA, all mass and energy flows are normalised according to the functional unit. Therefore all results are usually presented for the functional unit chosen.

System Boundaries

System boundaries must be defined, so that we can collect the right inventory data. When one sets system boundaries one defines to what level of detail the product system will be studied and which releases to the environment will be evaluated. It is important that decisions to omit life cycle stages, processes or data are clearly stated and justified.

Available inventory data can also set limitations to data gathering (for example when only industry average data is available rather than site specific). Again these limitations must be clearly stated and taken into consideration when conclusions are drawn from the LCA study.

In order to help define system boundaries a product tree (or a product network) is drawn. This product tree should include all life cycle stages and unit processes involved, including transportation. The functional unit is the basis for which the product tree is drawn.

When defining the system boundaries one must be practical, otherwise the level of detail can be enormous. A common approach is to define cut-off criteria, for example that all components that contribute less than 1% of the total mass flow for the product system are not included.

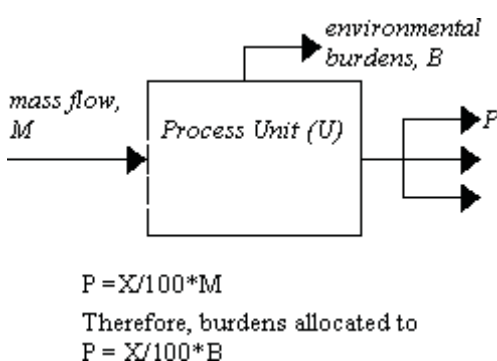
Other important system boundaries that should be clearly stated are geographical boundaries (e.g. is the study of a local, national, or international nature) and time (e.g. what is the reference year for which the data is collected). The intended application of the study, the assumptions made, cut-off criteria, data and cost constraints and the intended audience all affect the system boundaries. This makes it important that these aspects are documented clearly.

Allocation procedures

Allocation is the partitioning of the input or output flows of a unit process to the product system under study. Allocation is needed when a unit process in a product's life cycle has more than one product or raw material, which is part of another life cycle. This means that it is not correct to allocate all environmental burdens from the unit process to just one of the products.

There are several possible methods that can be used for allocation. The two methods that are most commonly used are mass allocation and economic allocation, but others such as volume and energy-based allocations can be used where appropriate.

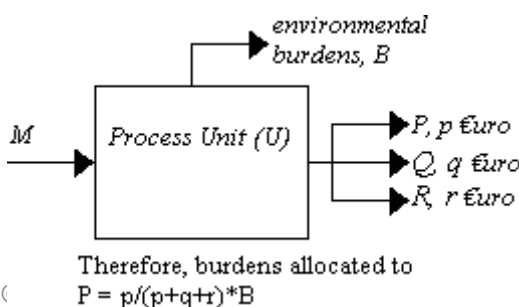
Mass allocation



Mass allocation is based on the mass flows through the unit process and is illustrated in the diagram above. The percentage (X) of a given flow (M), contributing to a given product (P), through a given unit (U) has been calculated. This same percentage (X) is then used as the percentage of the environmental burdens (B) arising from the unit which are allocated to the product (P). Thus, if a product uses 37% of the mass flow, it's also assigned 37% of the environmental burdens.

Economic allocation

Economic allocation is based on the sales price of the products produced and is illustrated in the diagram above. Products P, Q and R are produced from the unit process (U). Their sales prices are p, q and r respectively. Product P is therefore allocated the fraction $p/(p+q+r)$ of the environmental burdens (B) arising from the



process unit. Thus, if the sales price of product Q is 40% of the total sales price, it's assigned 40% of the environmental burdens.

Assumptions

It is important for the interpretation and use of the results from an LCA that all assumptions are clearly documented. The assumptions and system boundaries used affect the applicability of the results.

The assumptions used can be tested to see whether changing these assumptions within reasonable intervals can change the conclusions of the study. This is known as a sensitivity analysis and enables the LCA practitioner to gain an understanding of the robustness of the conclusions from the particular study.

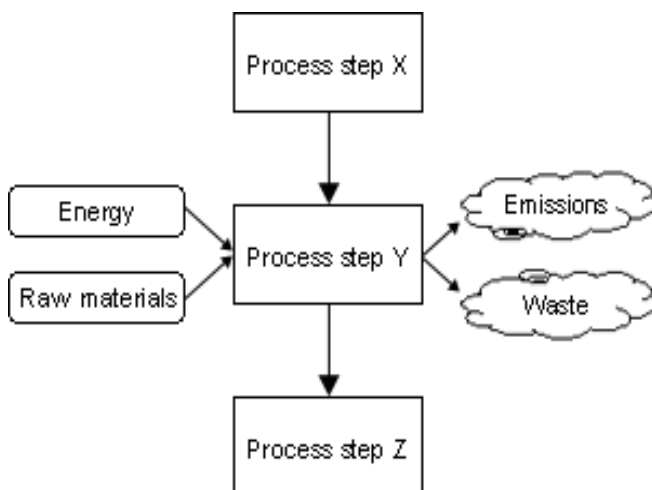
Limitations

There are also only a certain number of environmental burdens examined in an LCA study. This means that although LCA is described as a holistic approach it is also limited to the particular environmental burdens described in the scope definition for the study.

LCA assesses the environmental impacts of the system in the areas of ecological systems, human health and resource depletion. It does not address economic, or social effects.

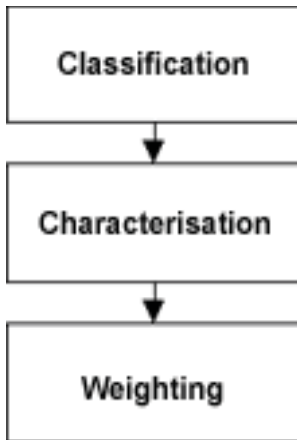
Inventory Analysis

Inventory analysis is the step where all material and energy flows in and out of the product life cycle are quantified. It involves data collection and calculation procedures to quantify the relevant inputs and outputs of a product system. Thus inventory analysis aims to quantify all energy and raw material requirements, emissions to air, discharges to water, solid waste and other releases for each process step of a product system.



All inputs and outputs to the product system are related to a functional unit, which is the basis for the calculations performed. For example we don't make an inventory of what emissions and resource use are associated with a tonne of concrete, but for the amount of concrete required for the maintenance and use of a 1 km stretch of road over a 50 year lifetime. When the inventory analysis is complete you have the life cycle inventory (LCI) data.

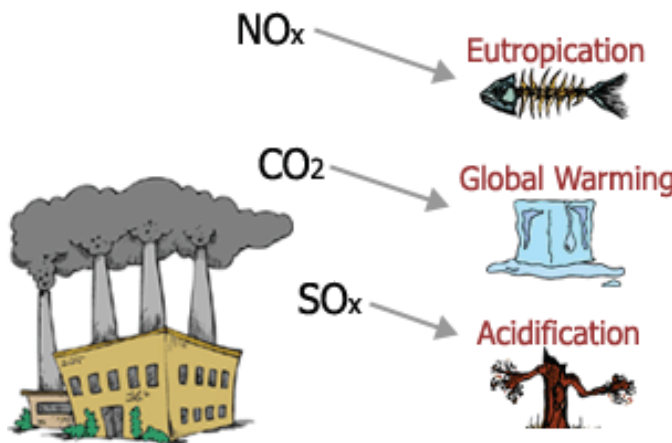
Impact Assessment



Different environmental problems occur as a result of the fact that we extract and process raw materials to produce different products. Different emissions contribute to different environmental problems (environmental impacts) in different ways.

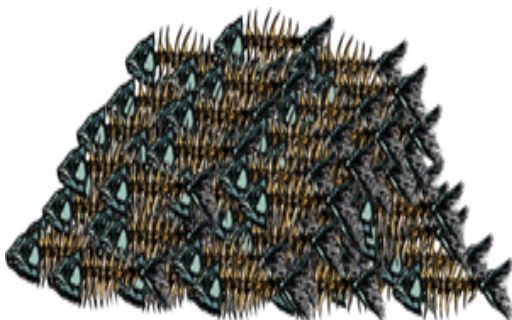
The impact assessment part of an LCA is where the potential impacts of a life cycle are assessed. The results of the inventory analysis (LCI) are used as the basis for this. The impact assessment is formally described as including the three phases shown in the figure to the left.

Classification - "Which emissions contribute to which impact categories?"



In the classification step, the different emissions and energy demands are assigned to different impact categories based on the expected kind of impacts on the environment. The main purpose of the activity is to describe which potential environmental effects the inputs and outputs may cause.

Characterisation - "How much do they contribute?"



In the characterisation step, the potential contributions from the different inputs and outputs are connected to the different impact categories, and the contributions to the same impact category are added up. Different emissions contribute differently to a given impact category, e.g. methane (CH₄) contributes 23 times more to global warming potential than carbon dioxide (CO₂).

Weighting - "Which impacts are most important?"

The weighting phase is an optional phase (ISO 14043, 1999) where the results for each impact category are weighted into an overall quantitative statement of the potential environmental impact for the product system.



Interpretation

In this phase of an LCA one analyses results, reaches conclusions, explains limitations and makes recommendations. It is important that one considers carefully the goal and scope of the study during this phase. Interpretation of the results of an LCA must be done according to the Goal and Scope of the study in order to be of value in decision-making.

A good example of this is if data gaps in the inventory phase are shown to be important for the outcome of the study, one recommendation would be to repeat the LCA calculations and fill in the most important data gaps.



Rapporter kan bestilles ved henvendelse,
samt lastes ned fra vår hjemmeside: www.ostfoldforskning.no

Denne serien utgis av Norges vassdrags- og energidirektorat (NVE)

Utgitt i Oppdragsrapportserie A i 2011

- Nr. 1 Dam Break Analysis for Aparan Reservoir, Armenia. Per Ludvig Bjerke (23 s.)
- Nr. 2 Fornybarandel i avfall til norske forbrenningsanlegg. Jarle Marthinsen, Mepex Consult AS (39 s.)
- Nr. 3 Endringer i erosjonsforhold som følge av tilleggsutbygging i Håkvikdalen og Skamdalen
Truls Erik Bønsnes, Halfdan Benjaminsen, Jim Bogen, Margrethe Elster (78 s.)
- Nr. 4 Sedimenttransport ved utløp Storvatnet i Håkvikdalen 2009 - 2011
Truls Erik Bønsnes (41 s.)
- Nr. 5 Grunnvarme i Norge - Kartlegging av økonomisk potensial
Randi Kalskin Ramstad, Asplan viak (81 s.)
- Nr. 6 Overføring av Tverrdalselva til Storvatnet i Håkvikdal. Virkninger på vanntemperatur, saltholdighet, isforhold og lokalklima. Ånund Sigurd Kvambekk (26 s.)
- Nr. 7 Storglomfjordutbyggingen - Hydrologiske undersøkelser i 2010. Margrethe Elste (red.) (55 s.)
- Nr. 8 Kraftutbygginger i Hellelandsvassdraget. Virkninger på vanntemperatur- og isforhold
Ånund Sigurd Kvambekk (25 s.)
- Nr. 9 Energi fra overflatevann i Norge – kartlegging av økonomisk potensial.
Helge Smebye, Kirsti Midttømme, Jørn Stene; NGI (s.)
- Nr. 10 Energibruk og konverteringstap ved bioenergiproduksjon (84 s.)



Norges
vassdrags- og
energidirektorat

Norges vassdrags- og energidirektorat

Middelthunsgate 29
Postboks 5091 Majorstuen,
0301 Oslo

Telefon: 09575
Internett: www.nve.no