
Forord

Denne studien utgjør hovedfagsoppgaven til student Ole Kristian Sollie, tilknyttet ved Institutt for Kjemisk Prosessteknologi, NTNU. Oppgaven er utviklet i samarbeid med Program for Industriell økologi, ved NTNU og Statoil, og utført i tidsrommet 16.01.2002 - 12.06.2002.

Det er viktig å forstå at mye av rammen rundt denne diplomoppgaven i stor grad har vært påvirket av det pågående prosjektet ”Energiverk Mongstad” i Statoil. Hensikt og målsetting med oppgaven har blitt utviklet underveis i arbeidet, i trå med Statoils interesser. En god del arbeidstid er lagt ned i dette. Innsyn og tilgjengelighet av data har også vært begrenset grunnet konfidensialitet og en lengre tidshorisont i prosjektet ”Energiverk Mongstad”.

Gjennom arbeidet med oppgaven møtte jeg mange gode hjelpere som jeg gjerne vil takke.

Fra Statoil vil jeg gjerne få rette en stor takk til Stein Arne Frøseth og Jone Hansen, for deres imøtekommenhet og hjelpsomhet.

Ved NTNU vil jeg først og fremst få takke min faglærer Hallvard Svendsen, professor ved Institutt for Kjemisk Prosessteknologi og mine veiledere Helge Brattebø, professor ved Institutt for Vassbygging/ programleder for Industriell økologi og Edgar Hertwich, professor II ved Institutt for Termisk energi og vannkraft, for dyktig faglig veiledning og god støtte gjennom arbeidet. Jeg vil i tillegg takke alle involverte stipendiater tilknyttet Program for Industriell Økologi, for mye god hjelp og inspirerende engasjement.

Trondheim 10.06.2002

Ole Kristian Sollie

Sammendrag

Rapporten presenterer to ulike typer miljøindikatorer, for bruk i en øko-effektiv vurdering av to forskjellige energiforsyningssystem ved raffineriet Mongstad. Indikatorene baseres på to ulike metoder; Livsløpsanalyser(LCA) og Eksergianalyser. Problemstillingen er utviklet i samarbeidsprosjektet ”Global Watch” mellom NTNU og Statoil.

Energisystemene skal produsere 260 tonn/t høytrykksdamp ved 30 bar, 330 °C og varme opp råolje som kommer inn på anlegget.

Det ene energisystemet baseres på dagens teknologi med forbrenning av fyringsgass og fyringsolje fra raffineriet. Denne løsningen er referert som Scenario-0. Det andre systemet, Energiverk Mongstad, baseres på forbrenning av en blanding av naturgass og fyringsgass, hvor røykgassen i tillegg benyttes til elektrisitetsproduksjon. Dette systemet refereres som Scenario-1

Miljøindikatoren som er mest vektlagt i denne rapporten, beskriver utslipp av CO₂, NO_x og SO₂ i en livsløpssammenheng for de to systemene. Eksergivirkningsgrad for produksjonen ved Energiverk Mongstad utgjør den andre typen miljøindikator.

Det totale utslipp av CO₂ er størst for Scenario-1. Utslipp av NO_x og SO₂ er derimot størst ved energiforsyning basert på dagens teknologi. Produksjonsleddet har det klart største utslippet av prosessleddene i livsløpet.

Utslipp forbundet med damp- og varmereproduksjon er størst for energisystem basert på dagens teknologi for alle de tre utslippstypene. Utslipp fra Scenario-1, er allokert etter eksergiinnhold i prosesstrømmene. Valg av allokeringmetode viser seg å ha stor påvirkning på utfallet av utslippsfordeling.

Livsløpsanalyser kan på en god måte frembringe indikatorer til bruk i øko-effektivitet, og man kan også ut fra LCA resultater se utvikling av øko-effektivitet gjennom livsløpskjeden til en produktstrøm

Eksergivirkningsgraden for produksjon ved Energiverk Mongstad ble funnet å være 44,6 %. Eksergivirkningsgrad sier noe om hvor mye potensielt arbeid som forsvinner i en prosess og kan av den grunn betraktes som et mål på ressurseffektivitet. Bruk av denne størrelsen innen øko-effektivitet viser seg mulig, men dette krever en dypere studie og anbefales som videre arbeid.

Et videre arbeid bør også se nærmere på muligheten av å kombinere LCA med input-output analyser, for på denne måten få frem bakgrunnsprosesser klarere, noe som tilfører en større dybde i studien.

Abstract

This report presents two different types of environmental indicators, for use in an evaluation of eco-efficiency, for two different energy systems connected to Mongstad Refinery. The indicators are based on two distinct methods; Life Cycle Assessment(LCA) and Exergyanalysis. The approach for this case-study has been developed in the cooperation project Global Watch, involving NTNU and Statoil.

The energy systems meets a production demand of 260 ton/h high-pressure steam at 30 bar, 330 °C, in addition to preheating of crude-oil entering the refinery.

One energy system is a “business as usual”-solution, based on combustion of fuel gas and fuel oil from the refinery. This solution is referred as Scenario-0. The other system, Energiverk Mongstad, is based on combustion of natural gas and fuel gas, producing electricity in addition to steam and heat. This system is referred as Scenario-1.

One type of environmental indicator, describes emissions of CO₂, NO_x and SO₂ in a life cycle approach of the energy production. The other type introduces exergy efficiency for the production stage in Energiverk Mongstad.

The total emission of CO₂ is higher for Scenario-1 than Scenario-0, while one has the opposite situation for total emissions of NO_x and SO₂. The production stage has the far highest emissions of the life cycle stages.

Emissions connected to Steam- and Heat production, are highest for Scenario-0, for all three emissions. The emissions from Scenario-1, has been allocated on basis of the exergy content of the output-streams from Energiverk Mongstad. The way of allocating is shown to have a great impact on the result.

LCA can very well provide environmental indicators for use in eco-efficiency. Using these indicators, one can see the efficiency over different stages of a products life cycle.

The exergy efficiency of Energiverk Mongstad, was found to be 44,6 %. The exergy efficiency gives information on amount of potential work that is lost in a process. In this way it can be seen as a measure of resource utilization. The use of this measure can be applied to eco-efficiency, but this approach needs further work.

A further work could also include the possibility to combine LCA with input-output analysis, and in this way give a better picture of the background processes, and bring more depth into the studies.

Innholdsfortegnelse

FORORD	I
SAMMENDRAG	II
ABSTRACT	III
1.0 INNLEDNING	1
1.1 BAKGRUNN FOR OPPGAVEN	1
1.2 FORMÅL MED OPPGAVEN	3
2.0 TEORI OM MILJØVURDERINGER OG ENERGISYSTEMER	4
2.1 METODER FOR SYSTEMANALYSE AV MILJØPRESTASJON	4
2.1.1 <i>Metode for Miljørettet Risikoanalyse (MIRA), Oljeindustriens landsforening</i>	4
2.1.2 <i>Material Input per Unit of Service (MIPS)</i>	6
2.1.3 <i>Material Flow Accounting (MFA)</i>	7
2.1.4 <i>Cumulative Energy Requirements Analysis (CERA)</i>	8
2.1.5 <i>Miljømessig Input-Output analyse (Environmental input-output)</i>	8
2.1.6 <i>Life Cycle Costing (LCC)</i>	9
2.1.7 <i>Total Cost Accounting (TCA)</i>	10
2.1.8 <i>Cost- Benefit Analysis (CBA)</i>	11
2.2 METODER BENYTTET I DENNE OPPGAVEN	12
2.2.1 <i>Øko-effektivitet</i>	12
2.2.1.1 <i>Øko-effektivitet i bærekraftig industri</i>	13
2.2.1.2 <i>Måling av øko-effektivitet</i>	13
2.2.1.3 <i>Øko-effektivitet i denne oppgaven</i>	14
2.2.2 <i>Energivirkningsgrad og Eksergivirkningsgrad</i>	15
2.2.2.1 <i>Forskjellige typer virkningsgrader</i>	15
2.2.2.2 <i>Eksergivirkningsgrad</i>	17
2.2.2.3 <i>Hvor anvendelig er virkningsgraden?</i>	20
2.2.3 <i>Livsløpsanalyse (LCA)</i>	21
2.2.3.1 <i>Metodikk</i>	21
2.2.3.2 <i>Muligheter og begrensninger med LCA</i>	28
2.3 TIDLIGERE ARBEID PÅ MILJØVURDERINGER AV ENERGISYSTEMER	29
2.3.1 <i>Naturgassutbygging i Sverige</i>	29
2.3.2 <i>Livsløpsanalyser for energisystemer</i>	30
2.3.3 <i>ExternE arbeidet</i>	31
2.3.4 <i>Konsekvensutredning</i>	32
2.3.5 <i>Eksergivirkningsgrad</i>	32
3.0 METODE	34
3.1 DATAINNSAMLING	34
3.2 BRUK AV LCA OG AVVIK FRA DETTE	34
3.3 BRUK AV EKSERGIANALYSE.....	35
3.4 BRUK AV FØLSOMHETSANALYSER.....	35

4.0	RESULTATER FRA LCA OG EKSERGIANALYSE	36
4.1	MÅL OG DEFINISJONSOMRÅDE	36
4.1.1	<i>Funksjonell enhet</i>	36
4.1.2	<i>Systembeskrivelse</i>	37
4.2	LIVSLØPSREGNSKAP.....	39
4.2.1	<i>Beskrivelse av de ulike prosessledd</i>	39
4.2.2	<i>Oppsummering systemgrenser</i>	45
4.2.3	<i>Prosedyrer for allokering</i>	46
4.3	LIVSLØPSEFFEKTIVURDERING.....	47
4.3.1	<i>Totale utslipp fra de to scenarioene</i>	47
4.3.2	<i>Utslipp forbundet med damp/varme produksjon</i>	50
4.3.3	<i>Utslipp tilknyttet el-produksjon</i>	52
4.4	RESULTAT FRA EKSERGIANALYSE	54
5.0	DISKUSJON	56
5.1	VURDERING AV RESULTAT FRA EKSERGI ANALYSE	56
5.2	VURDERING AV LCA RESULTAT	57
5.2.1	<i>Sammenlikning av totale utslipp fra de to scenarioene</i>	57
5.2.2	<i>Utslipp forbundet med damp/varme produksjon</i>	57
5.2.3	<i>Utslipp tilknyttet el-produksjon</i>	60
5.3	ROBUSTHET I OPPGAVEN.....	60
5.3.1	<i>Datakvalitet</i>	61
5.3.2	<i>Antagelser og forutsetninger gjort i analysen</i>	62
5.4	ERFARINGER VED BRUK AV METODIKK	64
5.5	HVORDAN KAN RESULTATENE BENYTTES I EN ØKO-EFFEKTIVITET VURDERING?.....	65
5.6	VURDERING AV RESULTAT OPP MOT FORMÅL MED OPPGAVEN	66
5.7	VIDERE ARBEID	67
6.0	KONKLUSJON	69
	REFERANSER	70
	SYMBOLLISTE	73
	ORD OG BEGREPSFORKLARING	74
	VEDLEGGSLISTE:	
	Vedlegg A1: Påvirkningskategorier og kategoriseringsfaktorer fremsatt av CML	
	Vedlegg A2: Sammenlikning mellom ulike metoder	
	Vedlegg A3: Prinsipper for gode indikatorer	
	Vedlegg A4: Generelle og bransjespesifikke indikatorer	
	Vedlegg A5: Forventet etterspørsel etter elektrisk energi fra år 2000 til 2025	
	Vedlegg B1: Bakgrunnsdata for uttak og transport av olje og gass	
	Vedlegg B2: Utslipp forbundet med produksjon av forskjellige ståltyper	
	Vedlegg B3: Utslipp forbundet med fremstilling av sement	
	Vedlegg B4: Utslippsberegninger for Offshore aktiviteter	
	Vedlegg B5: Utslippsberegninger for transport av råvarer til Mongstad	
	Vedlegg B6: Utslippsberegninger for produksjon for Energiverk Mongstad	
	Vedlegg B7: Utslippsberegninger for produksjon i Scenario-0	
	Vedlegg B8: Utslippsberegninger etter allokering	
	Vedlegg B9: Resultat fra sensitivitetstester	
	Vedlegg B10: Eksergianalyse for Energiverk Mongstad	
	Vedlegg B11: Resultater fra PRO II-simulering	

1.0 Innledning

I de siste tiår har arbeidet med å redusere negativ miljøpåvirkning fra industrien vært en stor aktivitet i de fleste industrialiserte land. Det har skjedd en stor utvikling innen arbeidet gjennom administrativ kontroll, lovgivninger og industrielle forpliktelser[1]. Utviklingen har hatt perioder kjennetegnet av forskjellige strategier for et retningsgivende for miljøarbeid. Disse kan hovedsakelig deles opp i fire hovedgrupperinger[2].

1950 – 1970: Fortynningsstrategi
1970 – 1980: Rensestrategi
1980 – 1990: Gjenvinningsstrategi
1990 - - > Forebyggende miljøstrategi

Strategiene har beveget seg fra det man kaller ”end of pipe” strategier til forebyggende miljøarbeid. Miljøstrategiene har hatt en utvikling i tråd med hva som har karakterisert miljøproblemene den siste halvdel av 1900- tallet. Mens de synlige punktutslipp er blitt redusert så har de regionale og globale miljøproblemene økt. Kilden for disse problemene er ofte diffuse og forurensingen er spredt over uoversiktlige områder[1].

Denne typen problemer stiller nye krav til miljøstrategier. Man kan ikke lenger bare konsentrere seg om utslipp forbundet med produksjon av en vare, men følge varen også gjennom fabrikkporten. Fokus må rettes på hvilke aktiviteter denne varen genererer både før, under og etter produksjonen. Dette krever en mer helhetlig tenking. Man må se sammenhenger mellom aktiviteter og forstå hvordan disse påvirker hverandre i et gitt system. Man må også begynne å knytte sammen begreper som økonomi, miljø og samfunn.

Lovpålegging er ikke lenger den eneste faktoren som regulerer miljøstrategier i privat sektor. Miljømessige aspekter tilknyttet en aktivitet har fått større fokus med hensyn til befolkning, markedspress og handel aspekter. Industrien må tilnærme seg fremtidige miljøutfordringer på en ny måte. Offentlig- og privat sektor ses nå å ha en økende interesse for en mer holistisk innfallsvinkel til miljøproblemene som deres aktiviteter forårsaker[1].

1.1 Bakgrunn for oppgaven

Oppgaven er et samarbeid med Statoil, og er utviklet i samarbeidsprosjektet Global Watch, mellom Statoil og NTNU. Problemstillingen er fremarbeidet fra et reelt prosjekt i Statoil, hvor man ønsker å se på muligheter for en forbedret effektivitet i energisystemet ved Mongstad raffineri. Dette har økonomiske incentiver så vel som miljømessige aspekter. I tillegg forventes

et økende energibehov ved anleggets vestprosess¹ i 2004, og man ønsker å imøtekomme dette behovet med en mest mulig effektiv løsning.

Raffinerianlegget på Mongstad har et komplisert og omfattende energisystem. Anlegget har en høy grad av integrering mellom prosesser og er optimalisert med tanke på å utnytte varmen i de forskjellige strømmene i anlegget. Systemet i denne studien omfatter produksjon av damp og forvarming av råolje. Anlegget har et felles dampnett hvor damp transporteres til de varmekrevende prosessene. Dampen produseres i hovedsak i dampkjeler som fyres med butan og fyringsgass fra raffineriet. Noe fyring skjer også med lettere fyringsolje. Resterende damp blir produsert fra spillvarme. En videreføring og effektivisering av denne teknologien er en måte å møte det økende energibehovet på. Denne løsningen vil videre i oppgaven bli referert som *Scenario-0*.

Et alternativ til et slikt system kan være et kraft/varme- anlegg (Combined Heat and Power, CHP). Her vil forbrenning av naturgass generere elektrisk kraft i gassturbiner, og de varme avgassene bli benyttet til dampproduksjon. Man vil i et slikt anlegg også kunne dekke noe av det forvarmingsbehovet man har for råoljen i systemet. Denne løsningen har ifølge Statoil et lengre tidsperspektiv enn hva som vil være tilfelle med vanlig tradisjonell dampkjelløsning. Et CHP-anlegg vil også muligens ha en kapasitet som kan brukes til å utvikle næringsvirksomheten rundt Mongstad. Denne løsningen vil videre i oppgaven bli referert som *Scenario-1*.

I en beslutningsprosess for valg av energisystemløsning vil miljøprestasjonene for de to alternativene være en faktor å ta hensyn til. Spørsmål som dukker opp kan være; I hvilken grad vil systemene kunne sies å inneha en industriell bærekraft? Hvordan er den økonomiske verdiskapningen i systemene? Hvordan vil de to løsningene for energiforsyning imøtekomme nødvendigheten av reduserte miljøutslipp og ressursbruk? En vurdering av disse spørsmål krever en indikator som kobler økonomi og økologi på en kommunikativ og sammenlignbar måte. *Øko-effektivitet* kan være en slik indikator. I en del av samarbeidet Global Watch forsøker Statoil i samarbeid med Program for Industriell økologi, NTNU, å belyse sider av øko-effektivitet for de forskjellige energisystemene. Denne oppgaven inngår som en del av dette arbeidsområdet og vil fokusere på miljøkomponenten i begrepet øko-effektivitet.

Det er viktig å forstå at mye av rammen rundt denne diplomoppgaven i stor grad har vært påvirket av det pågående prosjektet ”Energiverk Mongstad”, i Statoil. Hensikt og målsetting med oppgaven har blitt utviklet underveis i arbeidet, i tråd med Statoils interesser. En god del arbeidstid er lagt ned i dette. Innsyn og tilgjengelighet av data har også vært begrenset grunnet konfidensialitet og en lengre tidshorisont i prosjektet Energiverk Mongstad.

¹ Vestprosess på Mongstad omfatter et anlegg for separering av våtgassen NGL (natural gas liquids) og et anlegg for prosessering av LPG (liquefied petroleum gases).

1.2 Formål med oppgaven

Formålet med oppgaven er todelt. Den skal i første omgang gi kvantitative svar på utslipp av CO₂, NO_x og SO₂ til luft, for de to energiforsyningsystemene ved raffineriet Mongstad. I denne forbindelse vil en tilnærming til livsløpsanalyse (LCA) benyttes. Oppgaven vil ta utgangspunkt i en gitt funksjonell enhet, og vise utslipp fra forskjellige livsløpsfaser for denne produksjonen, samt totale utslipp. I tillegg skal oppgaven gi en vurdering av eksergivirkningsgrad for Energiverk Mongstad.

Det andre, og mer overordnet formål med oppgaven, er å dele erfaringer rundt bruk av livsløpsmetodikk og eksergianalyser i oppgaven, samt å gi en diskusjon rundt bruk av resultatene som miljøindikatorer i øko-effektivitets begrepet.

2.0 Teori om miljøvurderinger og energisystemer

Som nevnt i innledningen så forventes det nå en vurdering av miljøaspekter for enhver aktivitet som har potensielt innvirkning på miljøet. Dette er et krav ikke minst fra myndigheter, men også fra markedet. Større fokus på miljøproblematikk blant befolkningen fremtvinger et markedskrav om stadig reduserte miljøpåvirkninger for energiproduksjon. Hvilke verktøy har så energiprodusenter for å belyse miljøforhold, til bruk i strategiske avgjørelser? Hvilke metoder eksisterer i tillegg til de som benyttes i denne oppgaven?

I oktober 2000 ble det utredet en rapport fra Center of Environmental Science (CML) for EU, som beskriver ulike metoder for analytiske miljøvurderinger på systemnivå[3]. Kapittel 2.1 gir kun en kort innføring i disse, da metodene ikke er anvendt i oppgaven. I vedlegg A2 er en sammenlikning av metodene fremstilt på en skjematisk og oversiktlig måte.

I kapittel 2.2 vil det bli gitt en mer inngående presentasjon av metodene benyttet i oppgaven; Eksergivirkningsgrad og LCA. Det gis også her en innføring i øko-effektivitet som jo danner utgangspunktet for hele studien.

Metodene vil i forskjellig grad kunne benyttes for energisystemer, og det er derfor utført en litteraturstudie for å se på hva som er gjort av tidligere miljøvurderinger for slike systemer. Det skal i denne sammenheng nevnes at litteratursøket er foretatt innenfor liknende energisystemer som studert i denne oppgaven. Resultat fra dette er presentert i kapittel 2.3.

2.1 Metoder for systemanalyse av miljøprestasjon

I tillegg til metodene omtalt i [3] så beskrives også miljørisikoanalyse kort. Denne metoden har preget mye av miljøarbeidet innen oljesektoren så langt. Metoden skiller seg noe fra de resterende, da den stort sett vurderer potensielle miljøeffekter ved akutte utslipp.

2.1.1 Metode for Miljørettet Risikoanalyse (MIRA), Oljeindustriens landsforening

Oljebransjen har de siste tiår vært den desidert største aktøren på energimarkedet og er det fremdeles. Forskrifter og veiledninger utgitt av Statens Forurensingstilsyn (SFT) setter generelle krav til operatørene om å gjennomføre og bruke miljørisikoanalyser, som grunnlag for etablering av beredskap mot akutt forurensing. Det kreves også at det etableres akseptkriterier for miljørisiko og mål for beskyttelse av sårbare ressurser[4].

For å gjennomføre analyser som gir sammenlignbart grunnlag for beslutningstøtte i miljøfaglige forhold, kreves det standardiserte metoder og parametere, gode koblinger mellom resultater og tiltak, målrettet formidling av resultater og høy grad av forenkling av kompliserte prosesser[4]. En arbeidsgruppe fra Oljeindustriens Landsforbund etablerte derfor et prosjekt for å forene det beste fra DNV/Hydros MIRA metode og Statoils MRA metode. På bakgrunn av dette ville de etablere en felles metodikk som kan benyttes av oljeindustrien. Første utkast ble utgitt i 1999. I januar 2001 kom den reviderte utgaven Metode for Miljørelatert Risiko Analyse (MIRA).

Oljeindustrien startet med miljørisikoanalyse i 1990, ved at Oljedirektoratet og Miljøverndepartementet innførte "Forskriften for gjennomføring og bruk av risikoanalyser i petroleumsvirksomheten"[5]. Konsekvenskategoriene for akutte oljeutslipp skal uttrykke omfanget av miljøskade, og noe av bakgrunnen for dette finnes i denne forskriften;

"Risikoanalyser skal gjennomføres for å identifisere de ulykkeshendelsene som kan oppstå i virksomheten og de konsekvensene disse hendelsene kan ha for mennesker, miljø og økonomiske verdier."(§ 12 i forskriften)

"Akseptkriteriene uttrykker et standpunkt til risikoen for tap av menneskeliv, personskader, skade på miljø og økonomiske verdier"(§11 i forskriften)

Hensikten med MIRA er [4];

- Å synliggjøre hvilke aktiviteter /hendelser ved en operasjon som bidrar til miljørisiko, for derigjennom å kunne gå tilbake og iverksette sannsynlighetsreduserende tiltak(f.eks design, rutiner eller andre tiltak)
- Å synliggjøre/identifisere hvilke naturlig forekommende ressurser som vil være utsatt ved en hendelse(oljeutslipp), for således å kunne gå tilbake og iverksette konsekvensreduserende tiltak(f.eks oljevernberedskapstiltak)

Denne veiledningen er altså den nyeste og som regnes som state-of-the-art innen miljørisikoanalyse tilknyttet oljeindustrien. Veiledningen slår også fast at miljørisikoanalyser er et verktøy for å håndtere beslutninger som må fattes under usikkerhet. Dette innebærer at selv om en miljørisikoanalyse forholder seg til kvantitative størrelser, så må ikke tallverdiene oppfattes som eksakte mål på miljøskade. Verdiene representerer kun et beste estimat, ut fra den tilgjengelige kunnskap. Ny kunnskap kan derfor endre målet for miljørisiko på et senere tidspunkt.

2.1.2 Material Input per Unit of Service (MIPS)

Material Input per Unit of Service (MIPS), er en metode for å måle all *materielle input* (MI) ved alle nivåer (produkt, bedrift, nasjonal økonomi, region), og har to komponenter, MI og *Service Unit* (SI) [3]

MI omfatter all flyt av strømmer grunnet menneskelige aktiviteter. Dette kan være mineraler, metaller, olje, vann, luft, bio-masse og så videre, som er nødvendig i livsløpet til et produkt. MI er aggregert i fem hovedkategorier; abiotisk råmateriale, biotisk råmateriale, jord, vann og luft. Den totale MI av det analyserte produkt består av materiale som direkte, eller indirekte, er brukt gjennom hele livsløpet. Den ”økologiske ryggsekken” er den delen av MI som ikke inkluderes i produktet selv. Det er mulig å skille MI i forskjellige faser av livsløpet; produksjon, bruk, reparering, resirkulering eller avhending. Ut fra dette kan de forskjellige fasene vurderes ut fra ”material produktivitet”, maksimering av verdi per enhet ressurs input, og en effektiv dematerialiserings strategi kan utvikles.

Service, som utgjør den andre komponenten i MIPS, er den funksjon eller nytte, som produktet leverer for å imøtekomme menneskelige behov og ønsker. MIPS deler produkter inn i:

1. Ikke-varige varer, som kan bli brukt kun en gang. Eksempelvis; mat, drikke og engangsprodukter. For disse er service unit lik produktenhet (kg, liter etc.)
2. Varige produkter og infrastruktur; som tilfredsstillter en direkte ”service”. Disse kan deles inn i to grupper avhengig om varen er målt i tid eller i fysiske enheter.

En betydelig reduksjon i input strømmer til et system er generelt assosiert med drastisk reduksjon av avfall og utslipp. MIPS har blitt opprettet som et tilnærmet mål på størrelsen av materialstrømmer relatert til potensielle effekter på miljøet. Det argumenteres med at det aldri vil være mulig å analysere alle spesifikke effekter på miljøet, som oppstår på grunn av uttak av ressurser. Likevel gir volumet og størrelsen av denne første berøring med naturen god informasjon for ”føre-var” målinger. Man kan anta at jo lavere materiell input, ved en gitt output, jo lavere er den materielle flyten relatert til potensiell miljøeffekt.

2.1.3 Material Flow Accounting (MFA)

MFA har som mål å kartlegge materiale inn, ut og gjennom økonomien for en nasjon, region, samfunn, business sektor, bedrift eller husstand. MFA baserer seg på den enkle likning om massebevarelse som sier at $inn = ut$. Det eksisterer to hovedtilnæringer til dette:

- Analyse av bulk-materialer (b-MFA). En analyse av bulk-materialer som stål, tre og lignende, som kan gi resultater for prioriteringer innen økt ressurs effektivitet og et bærekraftig forsynings- og avhendingssystem.
- Analyse av en bestemt substans (SFA), som assosieres med en bestemt miljøpåvirkning. Dette kan benyttes for en effektiv årsak-virknings modell, som knytter den aktuelle industrielle metabolismen til et spesifikt miljøproblem på en kvantitativ måte.

MFA er en analyse av materialstrømmer og beholdninger i en økonomi, i et gitt område over en gitt tidsperiode. Disse strømmene kan knyttes til strømmer i miljøet, og dermed gjøre det mulig å knytte forurensingsproblemer, så vel som ressursbehov til deres økonomiske årsak. MFA kan følge en krybbe-til-grav tilnærming, hvor alle prosesser tilknyttet materialstrømmen studeres nærmere. SFA betrakter kun strømmene og akkumuleringen i økonomien, så langt de er tilknyttet den spesielle substansen som er studert.

Regnskap og overvåkning av materialstrømmer, gjennom MFA, kan bidra til; å identifisere viktige strømmer og beholdninger, å vurdere disse strømmene ut fra bærekraft i systemet, å gi varselsignal for fremtidige miljø problemer og å se trender og utvikling i et tidlig stadium[3]. Aggregerte indikatorer i MFA kan ikke brukes som en direkte indikator på miljøpåvirkning.

Det er stor aktivitet og publikasjoner knyttet til MFA, og i listen nedenfor summeres det opp noen av disse aktivitetene;

- Blue Book I
 - Adriaanse, A., et al. Resource Flows: The Material Basis of Industrial Economies. WRI, USA, 1997
 - Country comparison Germany, US, Japan and The Netherlands.
- Blue Book II
 - Matthews, E., et al The Weight of Nations: Material Outflows fraom Industrial Economies. WRI, USA, 2000
 - Country comparison Germany, US, Japan, The Netherlands and Austria
- Individuelle studier av land: Tyskland, Østerrike, Finland, Sverige, Australia, Italia og andre
- Eurostat: Guidelines for MFA

2.1.4 Cumulative Energy Requirements Analysis (CERA)

CERA tallfester det totale behovet primær energi² som oppstår i tilknytning med produksjon, bruk og avhending av et økonomisk gode (produkt eller tjeneste), eller som bidrar i et annet kausalt forhold. Denne energien representerer summen av *Cumulative Energy Requirements* for produksjon (CERA_p), bruk (CERA_u) og avhending (CERA_d).

$$CERA = CERA_p + CERA_u + CERA_d$$

Ved bestemmelsen av CERA av produkter og tjenester, oppnås en basis for utregning for aspekter som;

- Materialbruk
- Valg av materiale og prosess teknologi med hensyn på energivilkår
- Behandling av brukte varer med hensyn til energiutnyttning og avhending. Resirkulering av deler, komponenter og materialer i et energiperspektiv.
- Utslipp forbundet med energikonvertering under produksjon, bruk og avhending

Resultater fra utregning av CERA vil i første omgang gi et endelig energiforbruk. Det primære energibehovet måles i Joule og aggregeres til en verdi. Det vil være riktig å tolke en lavere verdi av CERA som lavere påvirkning på miljøet, kun hvis de relative energibærere ikke skiftes ut til mer skadelige bærere.

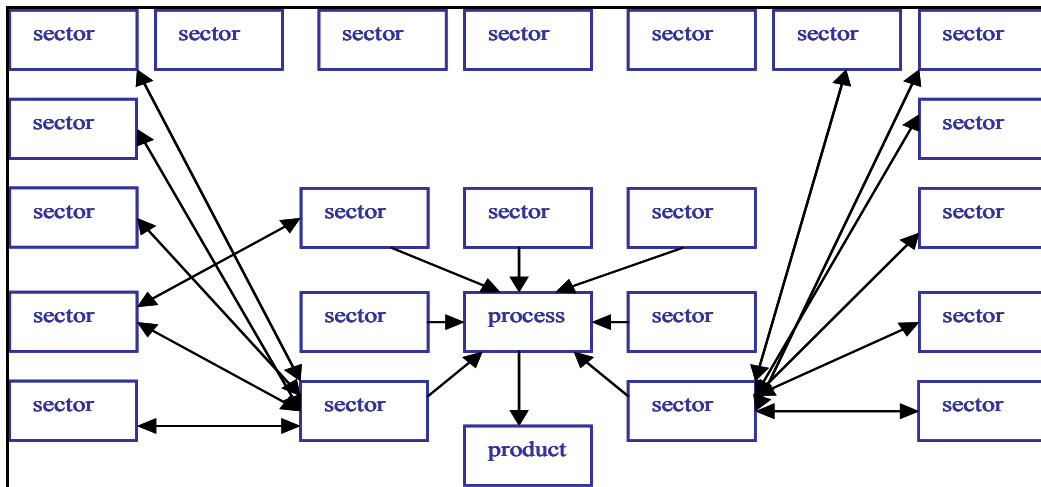
2.1.5 Miljømessig Input-Output analyse (Environmental input-output)

Input-Output Analyse (IOA) ble først utarbeidet i 1930 åra av Wassily Leontief, for å analysere hvordan forskjellig industri handlet med hverandre, inter-industriell handel. Han ville også se hvordan en slik handel påvirket det totale behov for arbeidskraft og kapital. Modellen deler økonomien opp i mange forskjellige sektorer, og beskriver handelen disse imellom på matriseform.

Fra 1960 og utover ble denne metoden forsøkt tilpasset til miljørelaterte analyser[6]. Miljørelatert IOA baseres på en utvidelse av den tradisjonelle Leontief modellen. Utvidelsen må inkludere forhold som styrker konsistensen og overensstemmelsen mellom inter-industri produksjon, forurensing og aktiviteter for en reduksjon i forurensing[3].

Et produkt har altså en bakenforliggende prosess, som involverer en rekke sektorer.

² Med primær energi menes energiinnhold i energibærere som ikke er blitt konvertert



Figur 2.1: Et produkt involverer en rekke sektorer i økonomien, som igjen er avhengig av hverandre

For å få en oversikt over sektorer involvert, settes det opp en matrise, med en rad og en kolonne for hver sektor. Det som i praksis skjer, kan best beskrives med noen få matriselikninger. En $m \times m$ matrise A er definert slik at hver kolonne i A viser innenlands industri-output i kroneverdier, som kreves for å produsere en enhet kroneverdi fra en industritype. Hvis x er totalt industriell output fra et input-output system, så vil totalt industriell output være lik den totale industrielle output konsumert av industri og andre konsumenter. Dette kan skrives;

$$\mathbf{x} = \mathbf{Ax} + \mathbf{y} \quad [7]$$

Hvor y beskriver total etterspørsel av industriell output. Ut fra dette finner vi totalt innenlands industriell output x , som er nødvendig for å forsyne etterspørsel av dette output, følgende;

$$\mathbf{x} = (\mathbf{I} - \mathbf{A})^{-1} \mathbf{y},$$

hvor I betegner identitetsmatrisen.

I miljømessig Input-output (environmental input/output), vil matrisen x multipliseres med en matrise som viser utslipp av forskjellige stoffer (f.eks CO_2 , NO_x , SO_2 , VOC osv.) per kroneenhet i de forskjellige sektorene. På denne måten kan man få oversikt over totale utslipp fra forskjellige sektorer, ut fra pengestrømmer som genereres ved kjøp av et produkt.

2.1.6 Life Cycle Costing (LCC)

LCC er et verktøy som har en livsløpstilnærming for kostnader knyttet til et produkt. Dette inkluderer alle interne og eksterne kostnader knyttet til livsløpet til et produkt, prosess eller aktivitet. Det spesielle med dette verktøyet er inkludering av eksterne kostnader. LCC knytter en

økonomisk verdi til utslipp og ressursbruk funnet i livsløpsregnskaper, og påvirkning på miljø og helse funnet i effektvurderinger. En ekstern kostnad, eller en *eksternalitet*, oppstår når ”en sosial eller økonomisk aktivitet av en gruppe personer, har en påvirkning på en annen gruppe, og denne påvirkningen ikke fullt ut tilegnes den første gruppen”[8]. På denne måten vil et energiverk som slipper ut SO₂ som resulterer i skade på bygninger og menneskelig helse, skape en eksternalitet. Utslipet skaper en effektkostnad som ikke blir medregnet i en vurdering av energiverket.

I ExternE prosjektet har European Commission som mål å være den første systematiske tilnærmelsen for en vurdering av eksterne kostnader knyttet til et bredt spekter av brennstoff. Den første rapporten kom i 1995 og målene var å;

- Utvikle en felles metode for kvantifisering av effekter på miljø og sosiale kostnader knyttet til produksjon og konsum av energi;
- Å bruke metoden til evaluering av eksterne kostnader ved marginalbruk av forskjellige brennstoff ved forskjellige steder i EU;
- Å identifisere kritiske metodologiske spørsmål og krav til forskning.

I 1999 kom en oppdatering av dette arbeidet. ExternE har et vidt omfang og inkluderer alle ”byrder” fra energirelaterte aktiviteter, som påvirker vår velstand. Eksempler kan være; skadelig forurensing av helse, jordbruk, materialer, økosystem og hvordan disse forandringene i økosystemene påvirker vår aktuelle, potensielle og fremtidige muligheter til bruk av disse og evnen til å ta vare på disse med hensyn til biodiversitet. Arbeidet inkluderer også effekter som ulykker på arbeidsplass. Eksternaliteter kan gi både *negative* så vel som *positive* økonomiske effekter på helse og miljø. Eksternaliteter er selvfølgelig ikke bare begrenset til effekter på helse og miljø. Påvirkning på sysselsetting og energisikkerhet kan også gi opphav til eksternaliteter.

2.1.7 Total Cost Accounting (TCA)

TCA er en omfattende analyse hvor alle interne kostnader og besparelser knyttet til miljøforebyggende arbeid, og andre miljøprosjekt i en bedrift, beskrives. Dette er dynamiske verdier som stadig blir gjenstand for forandring, ettersom systemgrensene mellom interne og eksterne kostnader skifter, med varierende reguleringer og bedriftsoppfatninger.

Verdien av TCA i forhold til vanlige kostnads analyser, ligger i TCA sin medregning av de potensielle gevinster ved miljøforebyggende arbeid og miljørelaterte prosjekter. Dette mangler de vanlige kostnads analyser av flere grunner. TCA har omgått disse manglene de vanlige analysene har ved å ha fokus på, i hovedsak, fire punkter; (1) En omfattende innsamling av data for kostnader og fortjenester, (2) En mer presis kostnads allokering, (3) Bruk av lengre tidshorisonter for å inkludere de fortjenester og kostnader, som har en langsiktig effekt, (4) Bruk av profitt indikatorer, som regner med tidsverdien av penger[3].

2.1.8 Cost- Benefit Analysis (CBA)

Nytte-kostnadsanalyse er et økonomisk verktøy for å bestemme om gevinsten av en investering eller beslutning, er større enn utgiftene tilknyttet. Verktøyet har et meget vidt definisjonsområde og forsøker å inkludere alle tenkelige positive og negative sider ved en aktivitet, sett i et samfunnsmessig perspektiv, og uttrykke dette i pengeverdier. Kroneverdiene brukes så til å veie betydningen av de ulike konsekvensene mot hverandre. Sammenlagt vil en positiv sum for de beregnede verdier for konsekvensene ved et tiltak, bli oppfattet som *samfunnsøkonomisk lønnsomt*[9]. (NOU)

Å sette en kroneverdi på en konsekvens er ikke alltid like enkelt. Prinsippet som vanligvis benyttes er at kroneverdien på en konsekvens, skal settes lik det befolkningen er *villig til å betale for å oppnå den*. Hvis et tiltak er samfunnsmessig lønnsomt vil det dermed bety at folk er villig til å betale minst så mye som tiltaket faktisk koster. Det er her viktig å presisere at dette ikke nødvendigvis betyr at tiltaket er ønskelig sett fra samfunnets synsvinkel.

I økonomisk teori finnes det ingen allment akseptert metode for å måle og sammenlikne nytte mellom personer. Prinsippet over er derfor bare et av mange mulige måter å håndtere dette problemet på.

Når er så nytte-kostnadsanalysen relevant? Metoden er et eksempel på en normativ metode som implisitt hviler på normative vurderinger. I praksis kan andre forhold enn betalingsvillighet veie tungt i en samlende vurdering av en sak. Dette gjelder spesielt tiltakets fordelingsprofil, men også eventuelle virkninger for folks rettigheter og plikter, etiske spørsmål, samt andre politiske kontroversielle spørsmål som berøres av saken. Som en hovedregel sier NOU at ”beregnet samfunnsøkonomisk lønnsomhet gir en *bedre* oppsummering av et tiltaks konsekvenser, jo *mindre* betydningsfulle fordelingsvirkningene er, og jo *mindre* innslag en har av etisk/politisk prinsipielt vanskelige spørsmål”. Man bør derfor i tillegg til de kvantitative tall også utrede om mulige virkninger, nevnt over, som er en effekt av tiltaket. Rammeverket som benyttes i nytte-kostanalysen er likevel nyttig for systematisering av informasjon.

NOU sier at nytte-kost analyse ikke kan erstatte offentlig debatt eller etisk og politisk skjønn. Det samme kan overføres på privat næringsliv. Nytte-kostanalyse kan ikke erstatte en åpen debatt rundt etablering av et tiltak. Det kan heller ikke erstatte spørsmål rundt en bedrifts etiske og sosiale samfunnsansvar. Brukt på en fornuftig måte kan analysene imidlertid bidra til å klargjøre premisene, for eksempel ved å synliggjøre kostnader som ellers ikke er lett å få øye på.

2.2 Metoder benyttet i denne oppgaven

2.2.1 Øko-effektivitet

Begrepet øko-effektivitet (eco-efficiency) så dagens lys i 1990 da Schaltegger og Sturm tok i bruk uttrykket for å beskrive ideen om økonomisk lønnsomhet, som følge av reduksjon i avfall- og utslippsstrømmer[10]. Konseptet og ideen har så blitt videreutviklet av World Business Council of Sustainable Development (WBCSD) fra 1992, og har etter hvert i stor utstrekning blitt akseptert i næringslivet. I denne sammenheng må det nevnes at selv om begrepet benyttes, så er man ikke kommet like langt i utvikling av allment aksepterte indikatorer. Indikatorer er i de fleste tilfeller meget bedriftsspesifikke[11].

Øko-effektivitet har blitt forsøkt definert på flere måter. WBCSD kom i 1996 med følgende definisjon;

”Eco-efficiency is achieved by the delivery of competitively-priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing ecological impacts and resource intensity throughout the life-cycle to a level at least in line with the earths estimated carrying capacity.” [12]

En annen definisjon ble utviklet fra OECD i 1998;

”Eco-efficiency is the efficiency with which ecological resources are used to meet human needs”. [13]

Begge disse definisjonene knytter sammen økonomisk utvikling og miljømessig utvikling. Dette er essensielle ingredienser for at en økonomisk vekst skal skje med en mer effektiv bruk av ressurser og lavere forurensing. Denne filosofien kan sies å være en *ledelsesfilosofi* som oppmuntrer næringsliv å søke etter løsninger som gir miljømessige forbedringer, med en samtidig uendret eller kanskje forbedret økonomisk gevinst.[14] Øko-effektivitet som konsept vil derfor ikke bare fokusere på forbedring av eksisterende prosesser, men også skape incentiv for innovasjon og nytenkning. Dette betyr igjen at man ikke bare ser på inkrementelle forbedringer i et prosessledd, men at man også omfatter oppstrøms og nedstrøms aktiviteter i sitt perspektiv.

2.2.1.1 Øko-effektivitet i bærekraftig industri

I innledningen føres en oversikt over de miljøstrategier som har preget miljøarbeidet de siste tiår. Forebyggende arbeid er den siste i denne rekken, og kan lett knyttes til begrepet *bærekraftig utvikling*. Dette begrepet preger mye av det miljøarbeidet som har aksept i dag, og hvordan kommer så konseptet øko-effektivitet inn under denne strategien?

WBCSD hevder at en fokus rundt øko-effektivitet er den måten næringslivet best kan bidra til bærekraftig utvikling[15]. Som nevnt over så fordrer konseptet nye løsninger og innovasjon. Dette er viktige punkter i en utvikling mot et mer bærekraftig samfunn. Ny teknologi, forbedret forsyningskjeder og forbedrede produkter kan alle gi en bedre øko-effektivitet.

Det mest innlysende bidraget er oppfordringen til en bedre ressursutnyttelse. Denne tanken vil intuitivt bidra i en positiv retning mot en bærekraftig utvikling.

Det at øko-effektivitetsbegrepet primært opererer langs økologi-økonomiaksen i bærekraftig utvikling, gjør at man ikke i særlig grad inkluderer sosiale hensyn[16]. WBCSD sier også i [12] at bærekraft kun vil oppnås ved at næringsliv samarbeider med myndigheter og eksterne interessenter, som leverandører, kunder og NGO. For eksempel er det viktig at myndigheter formulerer økonomiske og industrielle mål som fremmer øko-effektivitet i næringsliv, så vel som å redusere energi og ressursbruk gjennom hele økonomien.

Graedel & Allenby[17] presenterte i 1995 likningen ”master equation”, som skulle gi et mål på de menneskeskapte miljøpåvirkningene, og dermed de økologiske hensyn i bærekraftig utvikling;

$$\text{Menneskeskapt miljøpåvirkning} = \text{Befolkning} \times \frac{\text{BNP}}{\text{Personer}} \times \frac{\text{Miljøpåvirkning}}{\text{BNP}}$$

2.2.1.2 Måling av øko-effektivitet

For å komme frem til et mål på øko-effektivitet har WBCSD definert følgende likning

$$\text{Øko-effektivitet} = \frac{\text{Verdiskapning}}{\text{Miljøbelastning}}$$

Verdiskapning kan her omfatte både produkter og tjenester. Både teller og nevner i denne brøken kan inkludere en rekke indikatorer som ikke kan samles til en indikator. For å kvantifisere nevneren ville selvfølgelig det beste være en total miljøanalyse, hvor man dekker alle forskjellige påvirkningskategorier, og kanskje i tillegg får samlet disse til en indikator. Dette vil kreve et

formidabelt arbeid, som i tillegg vil kreve totalt innsyn i alle prosesser. Dette er som oftest ikke mulig, og man må bestemme seg for hvilke typer indikatorer man vil se nærmere på. WBCSD har utviklet en rekke prinsipper for hvilke krav en indikator bør imøtekomme. Disse er presentert i vedlegg A3. Man skiller også mellom indikatorer som er generelt anvendelige og indikatorer som er bransjespesifikke. De generelt anvendelige indikatorene har tre områder hvor det kreves en allmenn enighet [12];

- Indikatoren er relatert til globale miljøspørsmål eller ”business value”
- Den er relevant og meningsfull for praktisk talt all næringsliv.
- Metode for måling er etablert og definisjoner er globalt akseptert.

De indikatorer som ikke imøtekommer disse krav vil inngå som bedriftsspesifikke indikatorer. WBCSD anbefaler bruk av ISO 14031 ”Environmental Performance Evaluation”, som en guide for valg av relevante bransjespesifikke indikatorer. Denne standarden beskriver en intern styringsprosess og verktøy designet for å kunne gi ledelse troverdig og verifiserbar informasjon. Den gir hovedtrekk i generelle prosedyrer for valg av miljøindikatorer, samling og analyse av data, samt vurdering og rapportering av den resulterende informasjon. Eksempler på bransjespesifikke indikatorer er gitt i vedlegg A4

Bedrifter må altså selv bli nødt til å velge de indikatorer som de mener er signifikante for kommunikasjon og beslutningsprosesser. Denne subjektiviteten som det her legges opp til kan kritiseres. Brøken kan manipuleres alt etter hva man velger å sette inn som teller og nevner. Det må derfor fremgå en gjennomsiktighet i de valg og diskusjoner som er foretatt, og troverdigheten bak øko-effektivtetsverdien vil i en stor grad bero på disse vurderingene.

Et annet viktig poeng med bruk av øko-effektivitet som miljøprestasjonsindikator, er at denne ikke kan sees på isolert. Poenget er at selv om verdien for øko-effektivitet forbedres, kan det totale utslipp av forurensing øke og dermed bidra til å forverre miljøeffektene av systemet.

2.2.1.3 Øko-effektivitet i denne oppgaven

Denne oppgaven vil på ingen måte forsøke å gi en fullstendig utregnet øko-effektivitet for energiproduksjon ved Mongstad. Fokus vil ligge på nevneren i øko-effektivitetslikningen og forsøke å kvantifisere de miljøindikatorer som Statoil mener er signifikante for sin virksomhet. Disse har Statoil satt som; utslipp av CO₂, NO_x og SO₂.

Øko-effektivitet er som nevnt sterkt knyttet opp til bærekraftig utvikling. En indikator som også kan belyse bærekraftighet i et industriforetak er eksergivirkningsgrad. Dette er derfor inkludert i oppgaven som en mulig indikator til bruk i øko-effektivitet.

2.2.2 Energivirkningsgrad og Eksergiovirkningsgrad

Som nevnt tidligere kan bruk av virkningsgrad være en sammenliknbar parameter for vurdering av miljøprestasjoner for forskjellige systemer. Virkningsgrader kan, som det illustreres senere, gi et mål på ressursutnyttelse i systemet. Hvordan vil det være riktig å bruke virkningsgrader i forbindelse med Energiverk Mongstad? Hva er eksergi, og hva er det eksergiovirkningsgraden gir som ikke den termiske virkningsgraden kan gi? I den påfølgende teksten forsøkes det å belyse blant annet disse spørsmålene, samt å gi en generell innføring i begrepene virkningsgrad og eksergi.

2.2.2.1 Forskjellige typer virkningsgrader

I dagens teknologisamfunn opereres det med mange virkningsgrader og terminologien varierer. Alle virkningsgrader er likevel definerte som en ønsket energimengde, eller eksergimengde, dividert på en tilført energi- eller eksergimengde. Mengdene kan bli regnet over et tidsrom (joule eller wattimer), eller som en rate (watt) [18]

Vi kan dele virkningsgrader opp i to ulike typer:

- 1 lovs virkningsgrad: Energivirkningsgrad
- 2 lovs virkningsgrad: Eksergiovirkningsgrad

Innenfor disse gruppene eksisterer det igjen flere typer virkningsgrader. Et eksempel på energivirkningsgrad er *termisk virkningsgrad*. Termisk virkningsgrad er i utgangspunktet definert for sykliske varmekraftmaskiner. Definisjonen er da:

$$\eta = \frac{W_{net}}{Q_H} \quad (2.1)$$

Her er Q_H tilført varmemengde og W_{net} er netto avgitt arbeid. Det er vanlig å sette inn nedre brennverdi som verdi for tilført varmemengde. Vi kaller det fremdeles termisk virkningsgrad, og dette kan sies riktig når brenselet forbrennes i arbeidsmediet, som i vanlige gassturbiner og forbrenningsmotorer er forbrenningsluft og røykgass.

Termisk virkningsgrad sier oss hvor stor del av den tilførte varmen som blir omgjort til arbeid, og denne er derfor nyttig for å sammenlikne prosesser som gir arbeid. Men hva når den nyttige energien ikke er arbeid? Hva når varmeenergi er den nyttige delen? Et eksempel på dette er

nettopp det systemet som er under analyse i denne oppgaven. I en dampkjøl som leverer damp til en prosess går varmen til å fordampe vann. Arbeidet er her ubetydelig, og den nyttige energien er den termiske energien som ligger i dampen. Den termiske virkningsgraden er her lik null, og man snakker i stedet om *varmegrad* eller *total virkningsgrad*[18]. Man finner det hensiktsmessig å definere en energivirkningsgrad som er utnyttet energi, dividert på tilført energi.

Virkningsgraden kan gjelde for et større system, som for eksempel Energiverk Mongstad. Man må definere hva som tenkes som ”nyttig” energi og hva som er ”tilført”. Virkningsgraden kan skrives som:

$$\eta_{en} = \frac{W_{net} + Q_{net} + \Delta H_{net}}{Q_H} \quad (2.2)$$

Her er W_{net} og Q_{net} regnet som netto levert arbeid og varme, og ΔH_{net} er entalpiøkning i et arbeidsmedium. Som ved termisk virkningsgrad er Q_H , tilført varme, gjerne satt som brennverdien til brensel.

Tradisjonelt har analyser av virkningsgrad i hovedsak dreiet seg om termodynamikkens 1 lov som sier; ” Energi kan verken oppstå eller forsvinne”. Denne formen for energibalanse behandler alle typer energi som krysser systemgrensene på samme måte, og sier at energi ikke kan forringes men bare omformes. Generelt vil denne type energibalanse ikke si noe om interne tap. En balanse for et adiabatisk system, som en strupeventil, en varmeveksler eller brennkammer, kan også få en til å tro at disse prosessene ikke har noen form for energitap[19] Den tar altså ingen hensyn til forskjellige grader av energi, eller det som er vanlig å kalle *energikvalitet*. Varme fra røykgass i en pipe, vil bli behandlet på samme måte som varme fra en kondensator i et dampanlegg.

Virkningsgrader basert på termodynamikkens 2 lov inkluderer energikvalitet. 2 lov kan formuleres som:

” Universitetets entropi øker ved alle virkelige prosesser”

Matematisk kan 2 lov skrives på formen:

$$\Delta S_{isol} \geq 0$$

Med andre ord, entropien i et isolert system kan aldri reduseres [19]. For å beskrive energiens evne til å utføre arbeid er det blitt vanlig å bruke begrepene eksergi og anergi. [20] gir følgende definisjoner:

”Eksergi er energi som i gitte omgivelser lar seg omvandle til enhver annen energiform”

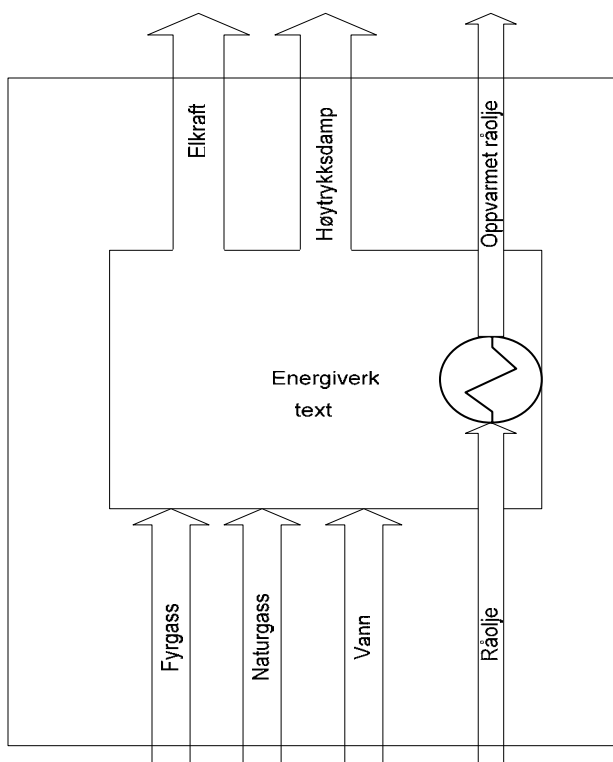
”Anergi er energi som ikke kan omvandles til eksergi”

Det påfølgende underkapitlet vil beskrive begrepet eksergi nærmere, og hvordan en analyse av eksergivirkningsgrad er tenkt brukt i denne oppgaven. Det vil avslutningsvis gis en sammenlikning av anvendeligheten av de to typene energivirkningsgrader.

2.2.2.2 Eksergivirkningsgrad

Bruk av eksergi, er en relativ ny analyseteknikk der man altså tar utgangspunkt i termodynamikkens 2 lov. Eksergi er et ord som også løst definert kan beskrives som et universalt mål på arbeids potensial, eller kvalitet på forskjellige former for energi sett i forhold til et gitt miljø [19] En eksergibalanse over en prosess eller et større anlegg, kan si oss noe om hvor mye av tilført potensielt arbeid, eksergi, som har blitt konsumert. Sagt på en annen måte sier en eksergibalanse noe om hvor mye utnyttbar arbeid som blir tapt i en prosess eller anlegg. Tap av eksergi gir et mer anvendbart uttrykk for prosessers ineffektivitet.

I denne oppgaven tas det utgangspunkt i systemet som er skissert nedenfor i figur 2.2.



Figur 2.2: System for eksergianalyse i denne oppgaven.

Systemet har fire strømmer inn og tre strømmer ut. De to gasstrømmene slås imidlertid sammen før de entrer energiverket og forbrenningsprosessen. En vurdering av eksergi virkningsgraden følger samme prinsipp som energivirkningsgrad fra 1 lov som sier;

$$\eta = \frac{E_{ut}}{E_{inn}} \quad (2.3)$$

E_{ut} = Energiinnhold strømmer ut

E_{inn} = Energiinnhold strømmer inn

I stedet for energiinnhold i form av entalpi i strømmer, vil det i denne sammenheng være interessant å se på eksergiinnhold i de forskjellige strømmene. For dette systemet vil denne verdien inn på energiverket være eksergiinnhold i gassammensettingen av fyringsgass og Trollgass. Strømmene ut vil være verdiene i elektrisitet, damp og råoljestrøm. Det må her presiseres at eksergi verdiene for damp og råolje benyttet i analysen vil være differansen i eksergiinnhold i strømmene inn og ut av energiverket.

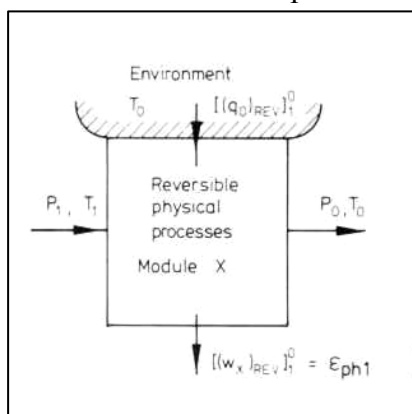
Eksergi innholdet i de forskjellige strømmene kan deles opp i to typer eksergi; fysikalsk eksergi og kjemisk eksergi.

Fysikalsk eksergi

Fysikalsk eksergi er definert som;

Physical exergy is equal to the maximum amount of work obtainable when the stream of substance is brought from its initial state to the environmental state defined by P_0 and T_0 by physical processes involving only thermal interaction with the environment. [19]

Figuren under, figur 2.3, viser en ideell innretning, Module X, hvor en strøm vil gå igjennom en eller annen reversibel prosess.



Figur 2.3: Reversibel prosess for en tenkt strøm. [19]

Hvis man antar strømmen å ha neglisjerbare kinetisk og potensiell bidrag til energiinnhold, vil energitilstanden til strømmen være bestemt av trykk og temperatur ved inngang til prosessen (P_1 , T_1). Utgangstilstanden tilsvarer omgivelsestilstander, P_0 , T_0 . Den eneste interaksjon i prosessen er varmeveksling med omgivelsene og kan uttrykkes, per masse, følgende;

$$[(q_0)_{rev}]_1^0 = T_0(s_0 - s_1) \quad (2.4)$$

Likningen for "steady state" for energistrømmene i figur 2.3 gir følgende;

$$[(q_0)_{rev}]_1^0 - [(w_x)_{rev}]_1^0 = (h_0 - h_1) \quad (2.5)$$

Fra definisjonen over, vil det reversible arbeid levert fra Module X være lik til den spesifikke fysikalske eksergi til strømmen. Man får da følgende;

$$\varepsilon_{fys1} = (h_1 - T_0 s_1) - (h_0 - T_0 s_0) \quad (2.6)$$

Kjemisk Eksergi

Kjemisk eksergi er definert som;

"Chemical exergy is equal to the maximum amount of work obtainable when the substance under consideration is brought from the environmental state to the dead state by process involving heat transfer and exchange of substances only with the environment".

For fysikalsk eksergi var slutttilstanden for strømmen omgivelsestilstand, P_0 , T_0 . For beregning av kjemisk eksergi vil dette imidlertid være initialtilstand for komponentene. Slutttilstanden vil være det man kaller for "dead state". Den kjemiske eksergien for en substans er målt i forhold til kjemisk potensiale for en referansekomponeent. Denne referansekomponeenten må være i likevekt med omgivelsene. For eksempel vil N_2 i strømmen, ha sin referansekomponeent i atmosfærisk N_2 med omgivelsestemperatur og atmosfærisk trykk. Hvis systemet under analyse ikke inneholder referansesubstanser, så må referansekomponeenten inneholde elementene til substansen. For eksempel er referansekomponeenten for CH_4 , CO_2 (for karbon) og H_2O (for vann). Det er utarbeidet en tabell for eksergiinnhold i en rekke komponenter. Denne er vist i blant annet s 242 i [19]

Likningen som brukes for utregning av kjemisk eksergi i de forskjellige strømmene i figur 2.2 er følgende;

$$E_{kjem} = \sum_i x_i * \varepsilon_{kjem,i}^0 + RT_0 \sum x_i \ln x_i \quad (2.7)$$

- E_{kjem} = Strømmens totale kjemiske eksergi
 x_i = molfraksjon av komponent i
 $\varepsilon_{kjem,i}^0$ = Standard kjemisk eksergi for komponent i
 R = Gasskonstant
 T_0 = Omgivelsestemperatur

Det første summasjonsleddet adderer alle komponenters kjemiske eksergi, mens det siste summasjonsleddet uttrykker bidrag til total kjemisk eksergi fra blandingen av komponenter i strømmen.

2.2.2.3 Hvor anvendelig er virkningsgraden?

I en sammenlikning av prosesser som genererer arbeid og ”nyttig” varme, med fossilt brennstoff som energikilde, vil virkningsgrad basert på 1 lov gi et godt bilde av ressursutnyttelsen. Dette krever altså at man i nevneren kan innføre en nedre brennverdi som tilført energimengde. Hva skjer så når man ikke har en slik definert verdi? Hva er solens nedre brennverdi? Eller vannets brennverdi? Ved en sammenlikning av for eksempel et solcellesystem eller vannkraftsystem for elektrisitetsproduksjon, når den termiske- eller totale virkningsgrad sin begrensning.

Eksergivirkningsgrad møter i slike tilfeller ingen hindring. Eksergivirkningsgraden omfatter tilgjengelig energi i et større totalbilde, og kan brukes direkte i en sammenlikning av ulike energisystemer. Dette er et meget viktig punkt, da det i dagens samfunn rettes mer fokus på alternative energiproduksjonssystem til de tradisjonelle systemene, basert på fossile kilder. Hvis man, som et eksempel, tar utgangspunkt i utviklingen av elektrisitetsbehovet på vestlandet som vist i vedlegg A5, så ser man at dette øker. Elektrisitetsproduksjon ved Energiverk Mongstad vil imøtekomme dette behovet til en viss grad. Det er likevel ikke sagt at det eneste alternativet til energiverket er ”karbonbasert” elektrisitet fra andre eller eget marked. Oppgradering av vannkraftverk eller ny bygging av vindmøller er også en del av dagens energimarked. I en bruk av virkningsgrader for vurdering av ressursutnyttelse imot disse alternativene vil eksergivirkningsgrader være det eneste alternativ.

2.2.3 Livsløpsanalyse (LCA)

I dette kapittel gis en generell introduksjon til teorien bak LCA. Noe av denne teorien vil ikke benyttes i denne oppgaven, men er vesentlig for å forstå hvordan LCA skal brukes i sin helhet. I det påfølgende hovedkapittel som omhandler bruken av metoder i oppgaven, vil det bli nærmere belyst hvilke momenter som er utelatt.

LCA som metode, har sine røtter tilbake til tidlig på 1970-tallet. I denne perioden ble det gjort flere analyser for drikkevareemballasjer. Gjennom 1970 og 1980-årene økte aktiviteten, men det ble brukt forskjellige metoder og man manglet et felles teoretisk verktøy. Siden tidlig 1990 har det skjedd store forandringer, og Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) har lagt ned en stor innsats for å samordne informasjon og metoder for bruk i LCA. I definisjonen fra SETAC, bestemt på SETAC-Europe Workshop, avholdt i Leiden i Holland, desember 1991, heter det:

”The Life-Cycle Assessment is an objective process to evaluate the environmental burdens associated with a product, process or activity by identifying and quantifying energy and materials used and wastes released to the environment, to assess the impact of those energy and material uses and releases to the environment, and to evaluate and implement opportunities to affect environmental improvements. The assessment includes the entire life cycle of the product, process or activity, encompassing extracting and processing raw materials; manufacturing, transportation and distribution; use, re-use, maintenance; recycle and final disposal.”

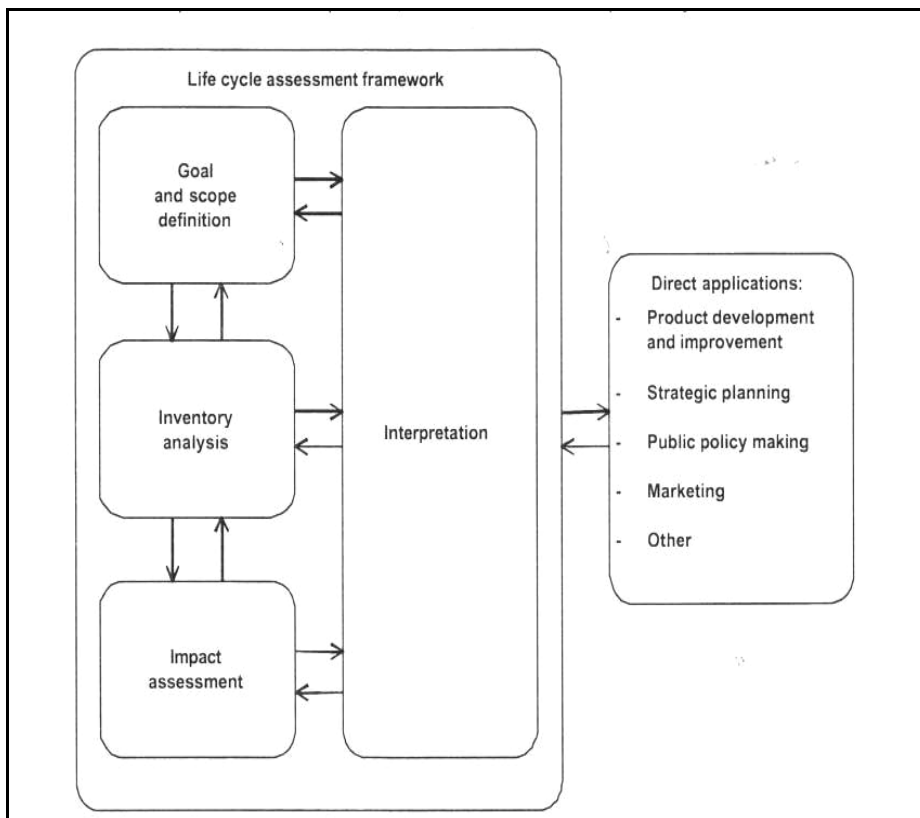
I 1994 kom også International Organization for Standardization(ISO) inn som en bidragsyter til dette arbeidet. Mens SETAC primært har en vitenskapelig tilnærming med fokus på utvikling av metoden, så har ISO den formelle standardiseringsoppgaven. Det finnes fire ISO-standarder som beskriver prinsipper, rammeverk og terminologi innen LCA(ISO 14040, 1997E; ISO 14041, 1998E; ISO 14042, 2002E;ISO 14043, 2000E) ISO-standardene mangler retningslinjer for hvordan man stegvis skal gjennomføre en LCA. Dette har derfor blitt gjennomført av CML på oppdrag av myndighetene i Nederland. Teorien videre i dette kapitlet er stort sett hentet fra dette arbeidet, samt proceeding fra NTVA-seminar sommeren 2001, og regnes for State-of-the-art innen LCA[21],[22]

2.2.3.1 Metodikk

Det metodiske rammeverket har fire hovedmomenter:

- Mål og systemdefinisjon(Goal and Scope definition)
- Livsløpsregnskap(Inventory Analysis)
- Livsløpseffekter(Impact assessment)
- Tolkning av resultater(Interpretation)

Innhold og utførelse av de forskjellige momentene vil bli nærmere forklart senere i dette kapitlet. Sammenhengen mellom de forskjellige punktene nevnt ovenfor kan fremstilles følgende:



Figur 2.4: Metodisk rammeverk for LCA: Faser i en LCA [23]

Mål og definisjonsområde (Goal and Scope definition)

Måldefinisjon

Det er den første fasen i LCA. Her bestemmer man målet for analysen, den funksjonelle enhet, referanse strømmene, produktsystemene, samt bredden og dybden i studien. I forbindelse med målsettingen beskrives også hva studien skal brukes til, hvem som er initiativtaker og hvem som er målgruppen. Denne fasen er meget viktig for en målrettet og veiledende vei mot målet. Et tvetydig mål kan gi en unødvendig lang vei.

Måldefinisjonen vil gi utgangspunktet for hvor nøyaktig systemet skal beskrives. Et system kan umulig beskrives 100 % riktig. Alle forskningsområder søker å beskrive et system forenklet og idealisert, uten å fjerne seg fra det reelle innholdet. Man forsøker å luke vekk insignifikante faktorer som kompliserer systemet, uten at de har noe betydelig innvirkning på resultatene eller konklusjonen. Etter hvert som man får større kunnskap om systemet, så vil måldefinisjonen og systemgrenser kunne forandres. Man har her en iterativ prosess.

Den funksjonelle enhet

Den funksjonelle enhet beskriver den primære funksjonen oppfylt av et (produkt)system, og indikerer hvor mye av denne funksjonen som skal betraktes i LCA studien. Denne vil danne basis for en sammenlikning av forskjellige systemer som oppfyller denne funksjonen. Den funksjonelle enheten gjør en i stand til å behandle forskjellige systemer som funksjonelle ekvivalente, samt å bestemme referansestrømmer for hver av dem. En funksjonell enhet, eksempelvis for en sammenlikning av systemene for engangsflasker og gjenbruksflasker, kan være; ”Emballasje for 1000 liter øl, transportert frem til forbruker”. For et gasskraftverk kan den funksjonelle enheten for eksempel være ”1 kWh elektrisitet produsert”.

Systembeskrivelse

Dette er et moment som krever stor fokus i en LCA. Hvordan systemgrensene trekkes opp for analysen, kan påvirke mye på utfallet. Et produktsystem har mange komponenter. Hver komponent er igjen bygd opp av flere enheter, som produksjons-, lager- og transportenheter. Systemet bør i utgangspunktet beskrives så komplett som mulig, men dette vil være en umulig oppgave. Mindre viktige enheter kan bli utelatt på massebasis, økonomiske kriterier, toksiske kriterier, energi innhold og lignende. Som nevnt over må også geografiske grenser og tidsgrenser settes. En systembeskrivelse krever en høy grad av gjennomsiiktighet. Hva som tas med og hva som utelates må komme klart frem. Systemgrensene bestemmer mye av hvordan fase to i en LCA, Livsløpsregnskap (Inventory Analysis), skal behandles. Mange av systemgrensenes teoretiske betydning vil derfor bli videre diskutert i teorien som omhandler denne fasen.

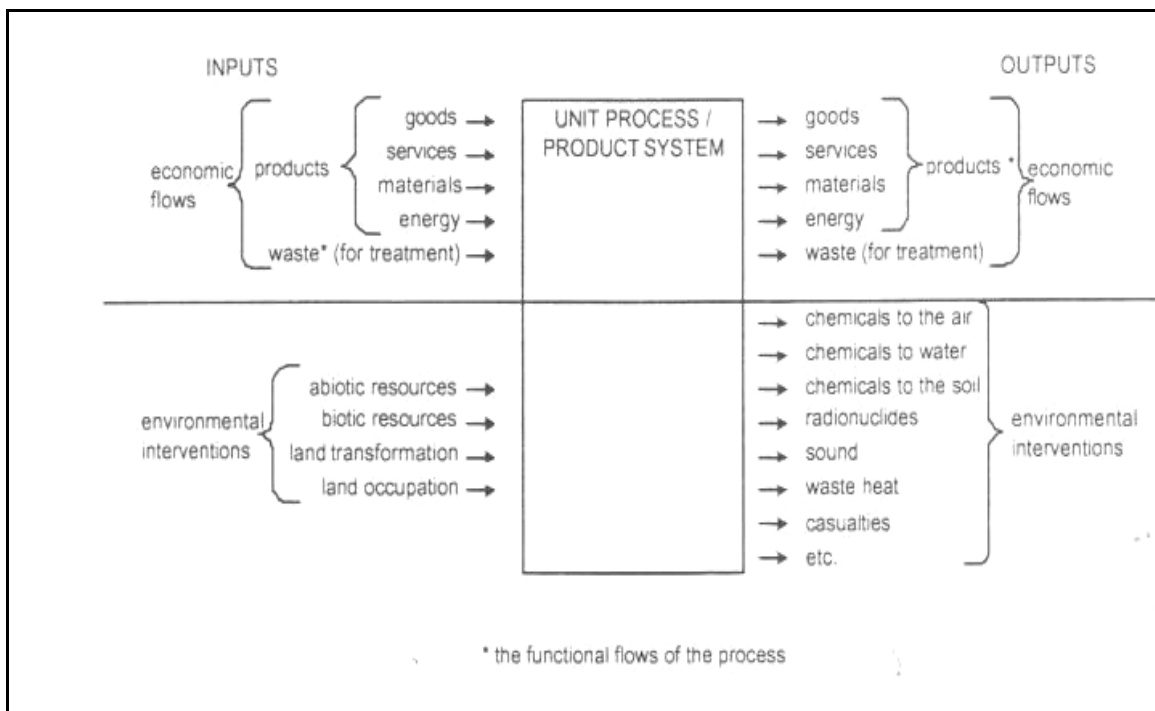
Livsløpsregnskap (Inventory Analysis)

I denne fasen samles og kvantifiseres relevante input og output for systemet gjennom livsløpet. Den nye guiden fra CML foreslår følgende steg:

- Systemgrenser mellom miljø og økonomi
- Flyt diagram
- Format og data kategorier
- Datakvalitet
- Datainnhenting og sette disse i forhold til enhetsprosessene
- Datavurdering
- Cut-off og dataestimering
- Multifunksjonalitet og allokering
- Regnemetoder

Systemgrensene mellom det teknologiske(økonomiske) systemet og miljøet må klargjøres. Er for eksempel en fylling en del av det teknologiske systemet, eller tilhører det naturen og miljøet? Er en skog allerede inne i det økonomiske systemet, eller skal den tilskrives miljøet? Slike spørsmål må besvares før man går videre. Systemet må så tegnes opp, med alle relevante prosesser og sammenhengen mellom disse. Flytskjemaet med dets forgreininger oppstrøms og nedstrøms, danner basisen for hele analysen.

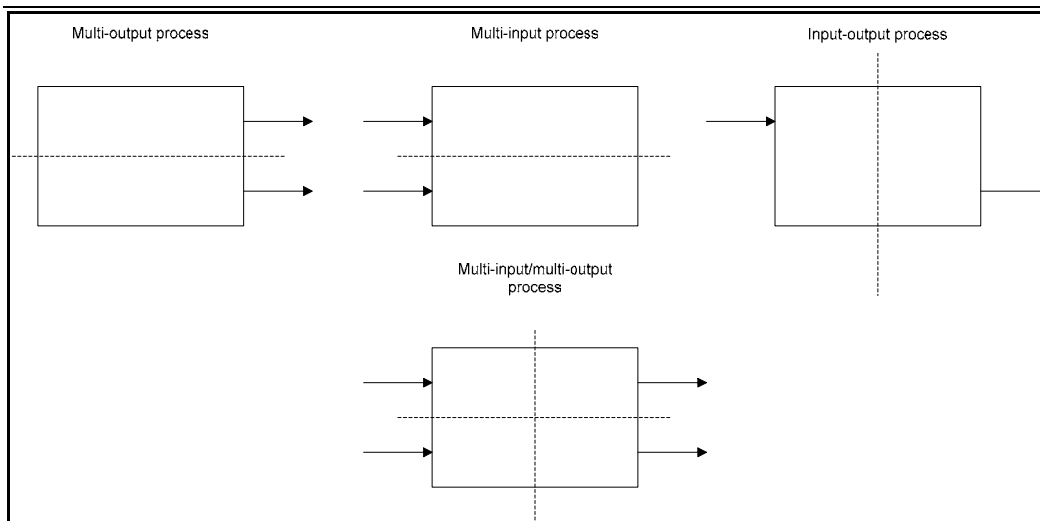
Som for alle modeller gjelder også her prinsippet om søppel inn = søppel ut. Datainnhenting og den videre vurdering av disse, legger grunnlaget for analysens troverdighet og robusthet. Man skiller mellom flere forskjellige data kategorier, og disse kan fremstilles følgende;



Figur 2.5: Forskjellige datakategorier [21]

Det neste steget i LCA er cut-off og dataestimeringer. Å fremskaffe korrekte data for alle ledd i et livsløp er som sagt tidligere, ønsketenkning. Det samme gjelder for en komplett oversikt over alle strømmer i systemet. Mange data må derfor estimeres. Noen strømmer må også kuttes ut ved å anta at de ikke har noen betydelig innvirkning på analysen (cut-off). Cut-off må også ses opp mot måldefinisjonen, og det er essensielt å foreta kvalifiserte vurderinger av hva som er viktige bidragsyttere, og hva som ikke er det.

En annen viktig utfordring under en LCA er å skille mellom forskjellige produktsystemer og hvordan disse henger sammen. Prosesser kan være av multifunksjonell karakter, som fremstilt i figur på neste side.



Figur 2.6: Forskjellige produktsystemer i LCA sammenheng [22]

For prosesser hvor man har flere ”output” vil det komme spørsmål om hvordan allokering av miljøbelastninger skal foretas. Med andre ord, hvor stor del av miljøbelastningen skal knyttes opp mot en spesiell ”output”? For vanlige produktsystemer er dette tradisjonelt gjort på massebasis. Dette kan føre til en noe ”urettferdig” allokering. Et eksempel som illustrerer dette kan være utvinning av diamanter. Her vil i hovedsak all miljøpåvirkning tilegnes de store mengder stein som også vil være en output i denne prosessen. Man må da se på hva som egentlig er ”driveren” i denne prosessen, store mengder stein eller diamant? Erfaringer med allokering har ført til at den nyeste LCA guiden fra CML nå anbefaler bruk av økonomisk allokering. Den økonomiske verdien av hva du kan få solgt de forskjellige ”output” for, bestemmer hvordan miljøbelastningen skal allokere [21] For energisystemer vil også allokering basert på energi- og eksergiinnhold, som har blitt gjort i denne oppgaven, være en mulighet.

Livsløpseffektvurdering (Impact assessment)

Livsløpseffektvurdering er den tredje fasen i en livsløpsvurdering. I denne fasen kartlegges størrelsen og betydningen av miljøpåvirkningene i systemene som studeres. Følgende steg er vanlig å følge i en Livsløpseffektvurdering;

- Valg av påvirkningskategorier
- Valg av karakteriseringsmetoder: kategori indikatorer, karakteriseringsmodeller og faktorer
- Klassifisering
- Karakterisering
- Normalisering
- Gruppering
- Vekting

Resultatene fra "Inventory analysis" (LCI resultater) må oversettes til et mer leselig språk som sier mer om den virkelige belastningen av det ytre miljø. Først må det derfor velges hvilke påvirkningskategorier studien vil se på. Vil man se på toksiske effekter på hav og strandsone, eller vil man se på bidrag til klimaforandringer? Det er altså viktig å finne de relevante påvirkningskategoriene. CML guiden har utarbeidet en standard liste for påvirkningskategorier. Denne er fremvist i vedlegg A1.

Deretter må LCI resultatene kvantifiseres slik at man kan se hvordan de forskjellige utslippene samlet bidrar til en påvirkningskategori. Hvordan dette blir gjort kan best fremstilles ved hjelp av et eksempel. I påvirkningskategorien Klimaforandringer, vil LCI resultatene bestå av utslipp av drivhusgasser til luft. Kategoriseringsmodellen som velges er utviklet av Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) som har definert potensialet for global oppvarming av forskjellige gasser. Kategoriseringsindikatoren velges som infrarød stråling i W/m^2 , mens kategoriseringsfaktoren velges som globalt oppvarmingspotensialet i en tidshorisont på 100 år (GWP100) for drivhusgassutslipp til luft. Enheten blir her $kg(CO_2 \text{ ekvivalenter})$. Liknende systematisering for andre påvirkningskategorier er vist i tabell A1.2 i vedlegg A1.

I klassifiseringsdelen tilskrives de forskjellige utslipp de utvalgte påvirkningskategoriene. Utslipp av CO_2 og CH_4 vil da regnes som bidrag til klimaforandring.

De forskjellige utslipp må regnes om til ekvivalenter for å gi et samlet bidrag til en påvirkningskategori. I klimaforandringer vil alle utslipp regnes om til CO_2 ekvivalenter. For eksempel regnes CH_4 å ha en GWP som er 21 ganger større enn CO_2 (som regnes å ha GWP lik 1). 1 kg CH_4 utslipp vil dermed bidra til det totale GWP for systemet med 21 kg CO_2 ekvivalenter.

Normalisering blir brukt for å fremstille resultatene relativt til kjente referanser som for eksempel nasjonalt utslipp. Nasjonale eller regionale mål kan også brukes som kjente referanser. Målet med dette er å forstå bedre den relative betydningen og størrelsen på systemets miljøpåvirkning. Dette kan også gi en bedre kommunikasjon utad.

Grupperingssteget er enda under utvikling, og vil ikke bli kommentert nærmere her.

Vekting forsøker å gi et totalbilde av miljøpåvirkning ved å vekte de forskjellige påvirkningskategoriene med forskjellige faktorer, og deretter summere disse for å gi en total av miljøpåvirkning. Vekting kan foretas ut fra generelle gjeldende vektingsfaktorer. Man skiller her mellom tre forskjellige hovedtilnærminger; en økonomisk verdi tilnærming, hvor miljøbelastningene tilknyttes en pengeverdi, en avstand-til-mål tilnærming, hvor vektingsfaktorene har sammenheng med gitte mål, og en samfunnstilnærming, hvor vektingsfaktorene er gitt fra myndigheter. Disse tre forskjellige vektningstypene henger til en viss

grad sammen, og kan også benyttes samtidig. Vekting krever at man sier at en type påvirkning er en viss andel bedre eller verre enn en annen. Dette vil, som man kan forstå, ikke alltid være en like enkel oppgave. Bruk av vekting har også vært et omdiskutert tema, siden det berører subjektive verdispørsmål mer enn noe annet steg i en LCA.

Tolkning av resultater (Interpretation)

Til slutt må resultatene funnet i de to forgående fasene vurderes opp mot de mål som ble satt i den første fasen av analysen, for å kunne gi konklusjoner og anbefalinger. Denne delen v LCA kan deles opp i følgende deler;

- Sjekk av konsistens i analysen
- Sjekk av fullstendighet i analysen
- Bidragsanalyse
- Avviksanalyse
- Sensitivitets- og usikkerhetsanalyse
- Konklusjon og anbefalinger

Dette er en forholdsvis ny fase i LCA, og har ikke fått den fokus som de førnevnte faser har fått. Den nye guiden fra CML har utviklet et forslag til gjennomføring av denne fasen, og det vil her gis en kort intro til tankene bak noen av momentene gitt ovenfor.

Målet med konsistens sjekken er å bestemme om antagelser, metoder, modeller og data er konsistente mot mål og systemdefinisjon. Dette må gjøres før resterende analyser, da disse vil være verdiløse dersom det ikke eksisterer konsistens i resultatene.

En sjekk av fullstendighet i analysen skal sørge for at all relevant informasjon og data som trengs for videre tolkning av resultatene er tilstrekkelig og tilgjengelig. Man sjekker om det har blitt foretatt feilaktige antagelser, modellvalg og datainnhenting.

I bidragsanalysen gis det en oversikt over hvilke prosesser som bidrar mest til forskjellige miljøkategorier, og hvor mye disse bidrar. Dette uttrykkes oftest som prosentvise tall.

I sensitivitets- og usikkerhetsanalyser vil robustheten i resultat og konklusjon vurderes. Dette gjøres ved å endre inngangsverdier i arbeidet, for å se effekten av dette i resultatene. I hvilken grad resultatene endres, kan derfor si noe om hvor robust analysen er.

2.2.3.2 Muligheter og begrensninger med LCA

For å beskrive mulighetene til LCA kan det være naturlig å sammenlikne med metoder for miljøanalyser som er brukt i industrien i dag. I prosessindustrien i dag er risiko analyse et velkjent begrep. Risikoanalyser kombinerer følsomheten og tålegrensen til miljøet på det aktuelle stedet, med intensiteten av miljøbelastningen. Resultatene fra slik analyse kan gi en pekepinn på hvor en bestemt aktivitet bør skje, når den bør skje og hvilken teknologi som bør benyttes. En risikoanalyse er derfor helt case-avhengig og kan ikke overføres til andre situasjoner.

En LCA relaterer ikke sine resultater til ett bestemt sted eller tidspunkt. Den tar heller ikke hensyn til kun en menneskelig aktivitet, men følger livsløpet til ett produksystem. Dette gjør at resultatene kan brukes til sammenligning av forskjellige produksystemer, for å si hvilket som er å foretrekke med tanke på miljøet. En LCA gir en meget god oversikt og kunnskap om et produksystem, noe som er en gevinst i seg selv. En LCA kan derfor gi større bidrag til strategiplanlegging lenger opp i systemet, enn hva som er tilfelle med risikoanalyser som gir kunnskap og oversikt på bare en del av produktlinjen. Mens risikoanalysen gir veldig god informasjon om miljøbelastning på lokalt plan, gir LCA informasjon på et høyere plan. En LCA vil derfor kunne gi en bedre kommunikasjon innen nasjonale og globale miljødiskusjoner, og kan derfor være et godt egnet kommunikasjonsmiddel for industri, opp mot nasjonale myndigheter. [24] sier at; ”LCA er med andre ord et verktøy som skal gjøre en i stand til å ta avgjørelser, og ikke en avgjørelse i seg selv”

Som nevnt vil det i vedlegg A2 gis en oversikt over svake og sterke sider for en rekke analytiske verktøy. Oversikten inkluderer LCA, og gir flere punkter knyttet til muligheter og begrensninger med LCA.

2.3 Tidligere arbeid på miljøvurderinger av Energisystemer

Før en ser nærmere på ulike studier av miljøaspekter ved energisystemer, kan det være naturlig å først konkretisere hva som menes med *energisystemer*. Et energisystem betraktes i denne oppgaven som de aktiviteter som inngår i uttak av energikilder, transport og omforming av disse, samt distribusjon av energi produsert. Et energisystem begrenser seg altså ikke til kun å se på omformingsprosessen, men vil også inkludere oppstrømsprosesser. Det kan selvfølgelig diskuteres om ikke bruk av energien også hører inn under energisystemet. Dette er en interessant debatt, men som det ikke vil bli tatt stilling til her.

Hensikten med dette kapitlet er å gi en bedre pekepinn på hvilke metoder som er benyttet i miljøvurderinger for energisystemer. Dette kan best beskrives ved å se på hva som er gjort av tidligere arbeid på området. Litteratursøk i denne forbindelse, har i hovedsak blitt rettet mot olje og gass systemer. Det er ikke målet for denne oppgaven å prøve å gi en komplett oversikt over tidligere arbeid, men heller å trekke frem vesentlige bidrag til området.

Det vil i tillegg til metodene nevnt hittil i oppgaven, også avdekkes bruk av andre metoder. Det gjøres derfor oppmerksom på at andre metoder kan bli nevnt, uten at disse beskrives nærmere. Det forsøkes likevel å knytte referanser til de ulike funn.

2.3.1 Naturgassutbygging i Sverige

Det første arbeidet som presenteres omhandler et omfattende arbeid gjort i Sverige[25]. Arbeidet har ikke foretatt en kvantitativ analyse av et eksisterende energisystem, men forsøker å utvikle en metode for beslutningsstøtte innen bruk av naturgass i Sverige; strategisk miljøvurdering (SMB). SMB vil på mange måter likne en konsekvensutredning, men skiller seg fra denne på ulike områder. SMB sees på som en bredere prosess, som ikke bare fokuserer på effekter. I tillegg vil bruk av SMB på høyere strategiske nivåer, miljøvurderinger som normalt ikke blir gjort i en konsekvensutredning. Dette innbefatter grenseoverskridende effekter, system effekter, scenariovurderinger og kumulative effekter. KU fokuserer som regel på lokale og direkte effekter[25].

Arbeidet er verdifullt da den søker å forfatte en; ”systematisk og omfattende analytisk prosess og konsultativ prosess, med vurdering av miljøaspekter av en aktivitet og dens alternativer, samt en forberedelse for en skriftlig rapport”[25]. Dette vil bringe mange utfordringer frem i lyset, samt en nærmere vurdering av bruk av metoder innen miljøvurdering av energisystemer.

Arbeidet har en noenlunde klar struktur på punkter som må være med i utførelsen av en SMB, og den gir også anbefalinger i bruk av metoder innen identifisering og analyse av miljøpåvirkninger.

Av konkrete anbefalinger fra metoder hittil presentert, er LCA og arbeidet utført i ExternE nevnt. [25] påpeker også at LCA alene kanskje ikke vil fange opp alle miljøaspekter, og at denne metodikken må komplimenteres med andre studier, eksempelvis miljøkonsekvensutredninger gjort for andre utbygginger.

Innen effektvurdering trekkes *EcoSense* frem som det mest avanserte modellverktøyet for lokale og regionale luftforurensinger. I dette verktøyet håndteres effekter på helse, jord, material, skog og økosystem, samt samfunnseffekter[26]. Et annet verktøy for stedsbestemt forurensing som fremheves er Impact Pathway analysis (IPA) [27].

2.3.2 Livsløpsanalyser for energisystemer

Det er foretatt et stort antall livsløpsanalyser av energisystem. Her i Norge utførte blant annet Stiftelsen Østfoldforskning en studie av gasskraft. Arbeidet ble utført i 1999 og munnet ut i rapporten; Life Cycle Assessment of a Gas Power Station [28] Hensikten med denne studien var å vise hva en LCA er, og hvordan den kan bli brukt for vurdering av et gasskraftverk. I tillegg ville man se om en LCA, og bruk av livsløpsperspektivet, kunne gi ny innsikt i økonomiske forhold for gasskraftverket[28]. Studien er basert på et gasskraftverk lokalisert på vestlandet. Gassen er produsert på den norske sokkelen i nordsjøen. Derfra føres den i rør inn til en gassterminal lokalisert sammen med gasskraftverket. Som basisår for data brukes 1997. Påvirkning tilknyttet konstruksjon og nedrivning er inkludert for alle faser i denne studien. I studien inkluderes også utslipp fra oljeleting og landbaserte terminaler.

Studien konkluderer med at operasjonsfasen for gasskraftverket bidrar mest til utslipp, sett i et livsløpsperspektiv. Studien konkluderer også blant annet at LCA samler mye informasjon som er verdifull for en økonomisk vurdering, men at det trengs mer ”steds-spesifikke” data for en slik vurdering. LCA klassifisering og vektingsfaktorer er ikke tilstrekkelig for å gi en ”steds-spesifikk” vurdering og at mangel på enighet rundt forskjellige parametres bidrag til miljømessige effekter og virkningen av disse effektene over tid, gjør det vanskelig å komme med eksakte vurderinger i en LCA.[28]

Også i resten av Europa foregår det aktiviteter innen LCA og energisystemer. En rapport som kan nevnes som et eksempel er den danske ”Livscyclusvurdering af dansk el og kraftvarme” [29]. Resultater fra denne har ikke vært mulig å oppdrive. Kuemmel et al, kom i 1997 med boken Life-Cycle analysis of energy systems[30]. Dette er en undervisningsbok med tre case-studier av ulike energityper i Danmark, hvor LCA er benyttet. For en nærmere presentasjon av resultater, henvises det til kilden. Presentasjon av de forskjellige casene kan virke noe uoversiktlig, og undersøkelsene er lite ”gjennomsiktige”.

Også i Sverige er det utført en rekke analyser på energisystemer for el, basert på fossilt brennstoff. Disse er sammenstilt i [31]

I Europa eksisterer det også flere forskjellige databaser for LCA. Data for energisystemer har blitt satt sammen av ETH Zürich (Eidgenössische Technische Hochschule). Det pågår et omfattende arbeid innen Ecoinvent 2000 for å sammenstille ulike databaser til en felles sentral database for LCA data. Ecoinvent er et initiativ fra Sveits, med utspring fra Centre for Life Cycle Inventories ved ETH.

Det er også utviklet andre databaser som også inkluderer energisystemer. I denne oppgaven er SimaPro benyttet, men også databasen GaBi kunne blitt benyttet til dette arbeidet.

2.3.3 ExternE arbeidet

ExternE arbeidet er nevnt flere plasser i forbindelse med miljøvurdering av energisystem. Dette arbeidet er allerede beskrevet noe, i tilknytning til LCC. ExternE prosjektet utførte med sin metode case studier i flere land for ulike energityper og kraftstasjoner. Totalt ble 60 studier utført, med effektanalyser av utslipp fra disse.

ExternE kan også sies å ha mange likhetstrekk med LCA, og i [28] presenteres en case studie fra ExternE for et gasskraftanlegg. ExternE tilnærmer seg denne studien i et "fuel cycle" perspektiv. Dette innebærer en inkludering av gassleting, gassuttak, transport, behandling av gassen, transport, kraftproduksjon, Avfallshåndtering og elektrisitet distribusjon. Studien er stedsspesifikk, med alle faser i England;

- Olje- /gassleting: UK North Sea Southern Basin
- Gassuttak: Caister Gas Field
- Behandling: Theddelthorpe (Lincolnshire) Gas reception Plant
- Kraftproduksjon: West Burton (Nottinghamshire)

Resultatene fra denne studien viser at de viktigste utslippene er knyttet direkte opp mot forbrenning, med de totale utslipp dominert av gassbruk ved kraftproduksjonsenheten. Selv om [28] ikke viser de kvantitative resultatene, så skal disse visstnok være en detaljert beskrivelse av hvor i livsløpsfasen de enkelte utslipp oppstår. Dette er en meget lik tilnærming til miljøvurdering, som vi finner i LCA.

ExternE benyttet også i stor utstrekning verktøyet EcoSense, ved analyse av ulike effekter. En nærmere beskrivelse kan derfor også finnes i [8]. Som nevnt forsøker ExternE prosjektet å fastsette en økonomisk verdi på effekter fra ulike energisystem. Arbeidet er såpass omfattende at det er vanskelig å få oversikt over metoder benyttet her. Det er lettere å si at ExternE kan benyttes i mange av de metodene som er presentert i kapittel 2, enn omvendt. Metoder som LCC og TCA benytter seg av de samme ideene. Det kan derfor sies at metodene griper litt inn i hverandre, snarere en at de benytter hverandre direkte.

2.3.4 Konsekvensutredning

I en oversikt over tidligere arbeid kan man ikke komme utenom konsekvensutredninger gjort, i forbindelse med gassbruk. En konsekvensutredning omfatter en rekke effekter fra en aktivitet, og det er vanskelig å skulle utrede resultater fra dette nærmere. Det er også benyttet en rekke metoder, men i en gjennomgang av for eksempel konsekvensutredningen for Snøhvit-anlegget, er det vanskelig å finne beskrivelser av hvordan man har kommet fram til de ulike resultat. Noen metoder skinner likevel igjennom og i denne utredningen er det gjort bruk av miljørisikovurderinger for gassboring og ilandføring av denne. Miljørisikoanalyser sier kun noe om akutte utslippsfarer og mindre om driftsutslipp og liknende. Likevel omfatter en slik analyse en nøye gjennomgang av de effekter som kan oppstå ved et uhell, og dermed noe av den potensielle miljøtrusselen som ligger ved aktiviteten.

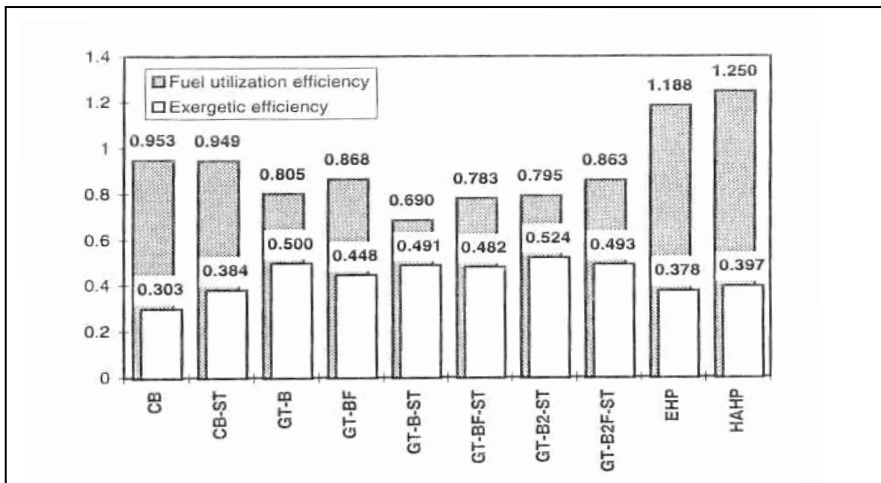
2.3.5 Eksergivirkningsgrad

I Nederland ble det i 1998 utført et arbeid hvor man blant annet ville sammenlikne ulike CHP-anleggs energi- og eksergivirkningsgrad[32]. Studien sammenliknet CHP-anlegg som er beskrevet i tabell 2.1.

Tabell 2.1: De ulike CHP sammenliknet i figur 6.1

CB	Konvensjonell koker [10 bar], referanse case
CB-ST	Konvensjonell koker [80 bar] med mottrykksturbin
GT-B	Gassturbin ettrykks HRSG [10 bar]
GT-G-ST	Gassturbin, ettrykks HRSG [80 bar] og mottrykks dampturbin
GT-B2-ST	Gassturbin med tottrykks HRSG [10/80 bar] og mottrykks damp turbin
GT-BF	Samme som GT-B, med supplerende fyring
GT-BF-ST	Samme som GT-B-ST, med supplerende fyring
GT-B2F-ST	Samme som GT-B2-ST, med supplerende fyring
EHP	Elektrisk drevet varmpumpe system
HAHP	Varme-aktivert varmpumpesystem

Resultatene som er interessante for denne oppgaven er presentert i figuren under;



Figur 2.7: Sammenligning av energieffektivitet og eksergieffektivitet for ulike CHP.

Denne studien gir en grundig innføring i bruk av eksergi på kombinerte kraft- varmeanlegg, og er en god kilde som utgangspunkt i videre eksergistudier for Energiverk Mongstad.

3.0 METODE

3.1 Datainnsamling

En stor del av oppgaven gikk ut på å samle inn data. Bibliotekene ved NTNU ble benyttet til både tradisjonelt litteratursøk og online litteratursøk i databaser som BIBSYS og Science Direct for å nevne noen. I tillegg er det funnet opplysninger ved vanlig søk på internet. Da dette er en case-basert oppgave, ble en del data selvfølgelig innhentet i samarbeid med case-eier Statoil. Dette ble gjort gjennom telefon og mailkontakt, men også ved møter og intervjuer med fagfolk i Statoil. Fagfolk tilknyttet NTNU ble også i stor grad benyttet som datakilder. Noe data ble også innhentet fra simuleringsprogram som SimaPro, Provision(PROII) og GTPRO

I arbeidet med å samle inn data i en LCA kommer man over varierende grad av detaljnivå. Data kan hentes direkte ut fra prosessene i studien, og være av en meget spesifikk art. Dette krever som oftest en høy innsats, og er meget avhengig av samarbeid opp mot case-eier. Data kan også hentes fra standard databaser og fra andre liknende LCA. Disse er ikke like case-spesifikke. Man kan også hente data fra økonomiske input-output modeller, gjerne på nasjonalt nivå. Disse dataene er mindre spesifikke, men har den egenskapen at de som oftest inkluderer en mer komplett forsyningskjede for oppstrømsaktiviteter.

Data som er innhentet og benyttet i denne oppgaven er av vekslende alder, og har varierende grad av detaljnivå. Data benyttet for oppstrømsprosesser som olje-/gassuttak og transport av dette er gjennomsnittsdata for norsk olje- og gassindustri innhentet for 1994 [34]. Data for produksjon er av mer spesifikk art innhentet i nært samarbeid med Statoil.

3.2 Bruk av LCA og avvik fra dette

Teorien som er gjennomgått i det forgående kapittel gir et detaljert bilde av hvordan en LCA bør gjennomføres i følge state-of-the-art LCA. Som nevnt tidligere vil denne oppgaven ikke ha som mål å gjennomføre en slik LCA, men å bruke deler av metodikken. Hvordan metodikken er brukt vil best fremkomme i resultatene i kapittel 5. I dette kapittelet presenteres avvik som skiller denne oppgaven fra en ordinær LCA.

Den første del av LCA omfatter en avgrensning og systembeskrivelse av oppgaven. Denne delen er i stor grad gjennomført etter teorien. Bestemmelse av funksjonell enhet vil skille seg fra vanlig funksjonell enhet, ved at enheten er mer knyttet til ”caset”, en hva en standard funksjonell enhet ville vært. Det er også benyttet to enheter, som i oppgaven er kombinert på ulike måter.

I *Livsløpsregnskap* kapitlet, skiller oppgaven seg fra en ordinær LCA ved at man ikke følger den punktvis gjennomgangen som den nye guiden fra CML legger opp til. Det er heller ikke fastsatt

noen cut-off criteria i denne oppgaven. Dette fordi systemene innehar en kompleksitet som gjør det vanskelig å gi et konkret cut-off criteria.

Denne oppgaven skiller seg mest fra en den nye guiden og en ordinær LCA i Livsløpseffektkapitlet. Klassifisering og kategorisering vil ikke bli foretatt av den enkle grunn at det her ikke er snakk om vanlige påvirkningskategorier som er valgt. Man ser kun på utslipp av for eksempel CO₂, og ikke hvordan denne bidrar i en samlet påvirkningsgrad som for eksempel ”Global oppvarming”. Dette har sammenheng med hvilke indikatorer Statoil mente var interessante å se nærmere på (se kapittel 2.2) Momenter som normalisering, gruppering og vektning vil også derfor utelates i denne oppgaven.

Resultatene som er fremkommet vil selvfølgelig bli vurdert og diskutert i et eget kapittel, som det anbefales i den nye guiden. Diskusjonen vil derimot i bestå i vurderinger opp mot hensikten med oppgaven, og ikke nødvendigvis følge de punkter som presenteres i teorien over.

Oppgaven forsøker å holde den samme oversiktelige strukturen, men innholdet vil skille seg en god del fra en vanlig LCA

3.3 Bruk av eksergianalyse

Eksergianalysen i denne oppgaven består i å kartlegge eksergiinnhold i strømmer som vist i figur 2.1. Disse verdiene vil bli brukt til å anslå en total eksergivirkningsgrad for produksjonen ved Energiverk Mongstad, samt å danne et allokering grunnlag for LCA-arbeidet. Metoden benyttes altså på et helhetlig system for energiverket, og vil ikke gå ned på enkelte komponenters virkningsgrad. Hensikten med å introdusere eksergivirkningsgrad er å gi en interessant input til en debatt rundt miljøindikatorer for Energiverk Mongstad, samt å sammenligne resultatet med andre liknende CHP anlegg. I LCA arbeidet vil eksergianalysen brukes direkte til allokering av utslipp for enkelte prosesser.

For å finne fysikalske verdier for strømmer i Energiverket er det i hovedsak benyttet to simuleringsprogram; PRO II og GTPRO.

3.4 Bruk av følsomhetsanalyser

For å kunne gi et bilde av hvor robuste resultatene som er fremskaffet i oppgaven er, ble det foretatt *sensitivitetstester*, eller *følsomhetsanalyser*. Her endres inngangsdata og antagelser som antas usikre, for å se hvor stor effekt disse har på det endelige resultat. Resultatet fra disse testene er presentert til slutt i vedlegg B9, og danner utgangspunkt for diskusjoner i kapittel 5.

4.0 RESULTATER FRA LCA OG EKSERGIANALYSE

Kapitlet presenterer først resultatene fra LCA arbeidet i tre underkapitler fra 4.1 til 4.3. Eksergiresultatene presenteres i kapittel 4.4.

4.1 Mål og definisjonsområde

Denne studien skiller seg altså fra en typisk LCA oppgave. Studien er et forsøk på å tilnærme LCA-metodikk opp mot to forskjellige energisystemer ved et raffineri, hvor produktstrømmene er forskjellige typer energi og energibærere. Som en presisering må det derfor sies at det ikke er raffineriproduktene som her er gjenstand for en analyse, men den energien som må fremskaffes for produksjon av disse.

Målet med studien er å avdekke kvantitative utslipp av CO₂, NO_x og SO₂ til luft fra Energiverk Mongstad, sammenliknet med en løsning hvor man fortsetter som nå. Det forsøkes å fremstille en total utslippsammenlikning, men også å avdekke hvor i produksjonslinjen de største utslipp opptrer.

En samlet hensikt med oppgaven vil være å øke kunnskapene om utslipp av de CO₂, NO_x og SO₂ gjennom livsløpet til energien som produseres.

Som nevnt tidligere er Statoil initiativtaker for denne oppgaven. Denne oppgaven vil forsøke å gi et bilde av de miljømessige aspektene ved et energiverk på Mongstad, ut fra gitte miljøindikatorer, som er anvendelig for kommunikasjon med forskjellige målgrupper.

4.1.1 Funksjonell enhet

Den funksjonelle enhet har som formål å sørge for en lik ”plattform” for sammenlikning. I denne oppgaven forsøkes det å kombinere to ulike funksjonelle enheter som kan gi interessante og verdifulle svar på miljøprestasjonen for systemene, sett opp mot alternative løsninger. De to funksjonelle enhetene vil være;

1. Produsert energi i form av damp og varme gjennom et år, for de enheter som et energiverk vil kunne erstatte.
2. Produsert energi fra Energiverk Mongstad.

Funksjonell enhet1, vil her tilsvare Scenario-0, mens 2 vil tilsvare Scenario-1. De funksjonelle enhetene vil så kombineres på følgende måter;

- a) Utslipp knyttet til 1 + el-kraft importert fra nettet, sett opp mot utslipp fra 2
- b) utslipp fra 2, sett opp mot ulike el-kraft teknologier

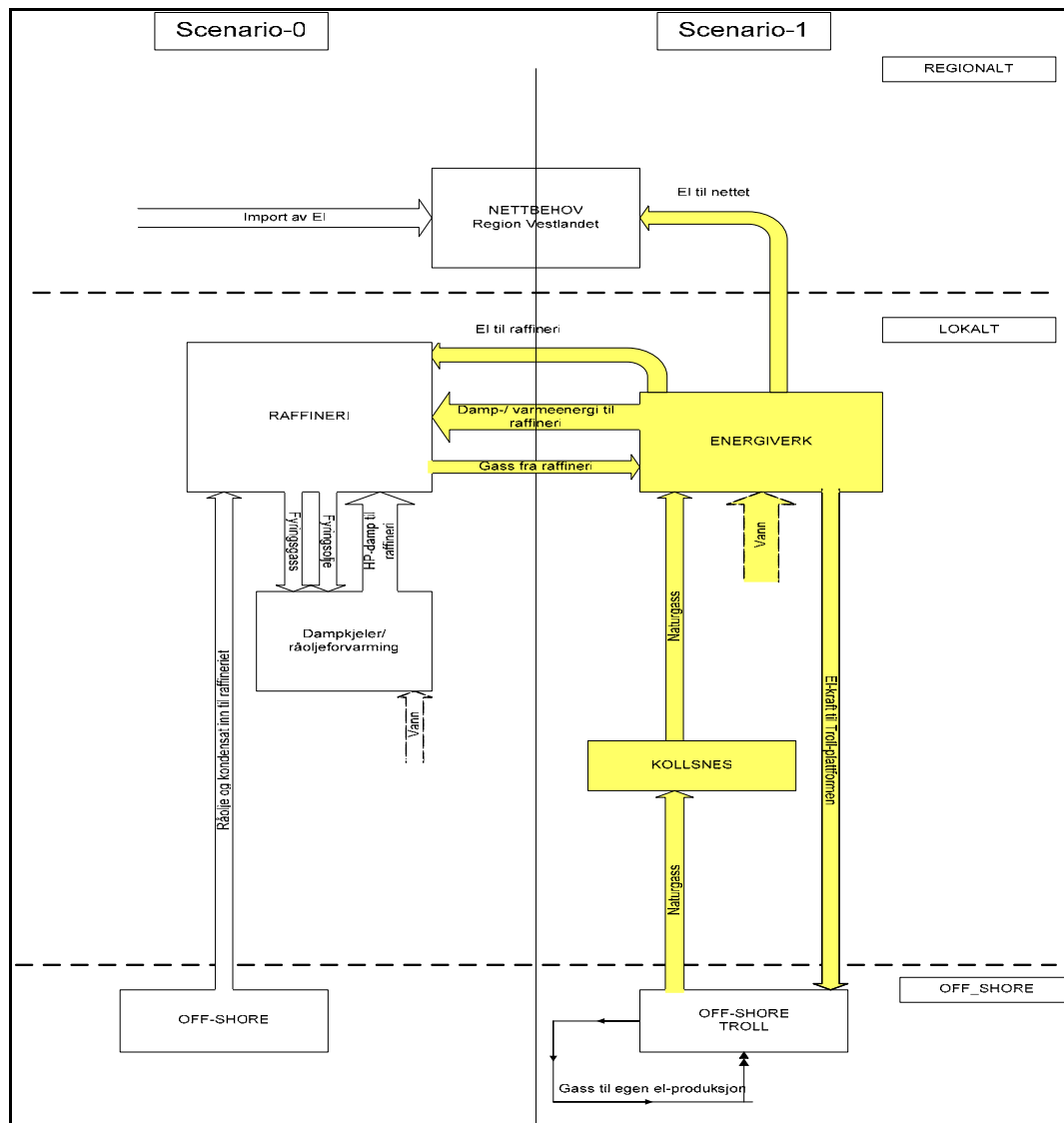
Dette vil danne en lik ”plattform” for sammenlikning, og vil være utgangspunktet for videre LCA benyttet i denne oppgaven.

4.1.2 Systembeskrivelse

Systemene som analyseres er energisystemer for raffineriet på Mongstad, som ligger nord for Bergen. Dette er kompliserte systemer som krever en nøye beskrivelse, for en gjennomsliktig analyse. Det er naturlig først å gi en generell beskrivelse av systemene, for å få en oversikt over hovedtrekkene. En inngående beskrivelse av prosessleddene vil gis i livsløpsregnskapet i kapittel 4.2. Her vil data inkluderes, og systemgrensene vil komme klarere frem.

4.1.2.1 Generell beskrivelse av livsløpet

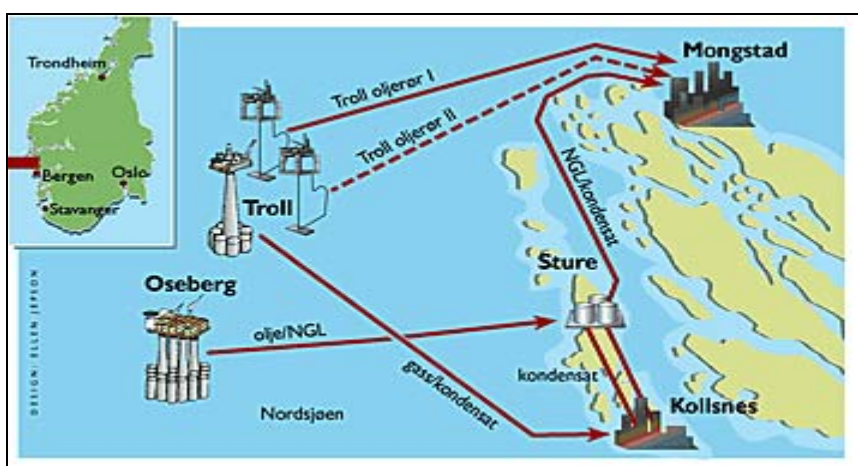
Et system kan best beskrives ved bruk av figurer. I figur 4.1, er det forsøkt å fremstille utgangspunktet for studien. Figuren beskriver masseflyt i systemet.



Figur 4.1: En sammenstilling av systemene for de to scenarioene studert i oppgaven.

Sammenliknet med vanlig livsløp for produksystemer, vil offshoreleddet kunne betegnes som råvareuttaket. For Scenario-0 er energien til raffineriet basert på forbrenning av oljefraksjoner og fyringsgass, fremskaffet under produksjon av raffineriprodukter. Råoljen som kommer inn på raffineriet utvinnes fra Troll-, Statfjord- og Åsgårdfeltet. Forholdet mellom disse ligger henholdsvis på 30%, 30% og 40%. I tillegg kommer det kondensat og våtgass fra Trollfeltet og Osebergfeltet. For Scenario-1 er det uttak av naturgass som utgjør aktiviteten offshore. Dette uttaket skjer ved Troll-plattformen.

Råvaren må fraktes til videre foredling. Transporten inn til Mongstad for dagens aktivitet skjer som vist i figur 4.2 under.



Figur 4.2: Rørtransport av olje og gass inn til Mongstad. Piler angir rørene.[33]

Det forventes ikke en økning av gassuttak ved Troll som følge av energiverket. I stedet vil man eksportere mindre fra Kollsnes. Den økte gassmengden til Mongstad vil kreve en ny rørledning. Oljen fra Statfjord og Åsgård fraktes med tankbåter inn til Mongstad, mens den fra Troll føres i rørledninger (Troll oljerør I og II)

Når ”råvaren” kommer inn til prosessering på Mongstad anlegget, er systemene vesentlig forskjellige og det er naturlig å beskrive disse separat. For Scenario-0 vil det altså følge dagens situasjon. Råoljen fra Troll/Statfjord/Åsgård, samt kondensat fra Oseberg, videreføres i anlegget til hovedsakelig bensin, diesel, flydrivstoff og andre lette petroleumsprodukter[33] I denne prosessen produseres fyringsgass, fyringsolje og butan. Dette blir, i en forbrenningsprosess, brukt til å varme opp råoljen samt å produsere damp for varmekrevende prosesser. Dampproduksjonen skjer i dampkjeler og distribueres i et felles dampnett for anlegget. Dampen eksisterer i flere nivåer, men i dampkjelene som sees på i denne oppgaven, produseres høytrykksdamp på 30 bar og 330°C.

For Scenario-1 vil gassen fra Trollfeltet føres via Kollsnes og inn på to parallelle og like gassturbiner. Det vil ikke være ren naturgass som forbrennes, men en blanding av naturgass og

fyringsgass som frigjøres fra nedstengte dampkjeler. Fyringsgassen vil, før den blandes med naturgassen, gjennomgå en H₂-fjerningsprosess grunnet H₂ krav for brennere i turbinene. Forbrenningen i turbinene genererer elektrisk kraft. Røygassen har en høy utgangstemperatur, og benyttes til oppvarming av råoljestrømmen i anlegget, samt produksjon av nødvendig mengde høytrykksdamp. Alle størrelser på anlegget vil gis i det påfølgende underkapitlet, som beskriver hver del nærmere.

Bruksområdet til energien vil ikke bli beskrevet i detalj her. Dampen som produseres går inn i mange forskjellige prosesser, og det vil kreve en formidabel arbeidsinnsats å få oversikt over disse. Elektrisk-kraft som produseres, har også en udefinert bruksfase. Systemgrensene for denne oppgaven inkluderer ikke distribusjon og bruk av elektrisitet produsert ved energiverket. Mulig bruk av elektrisitet til eget anlegg og egne offshore installasjoner er heller ikke inkludert i oppgaven.

4.2 Livsløpsregnskap

4.2.1 Beskrivelse av de ulike prosessledd

Data som oppgis i påfølgende underkapitler er relatert til systemet som studeres i denne oppgaven. Beskrivelsene vil også forsøke å belyse hvilke aktiviteter som inkluderes, og hvilke som ikke tas med. Hvis ikke annet er angitt vil antagelser og avgrensninger i prosessleddene Offshore råvareuttak og Transport til Mongstad basere seg på Bakkane[34]. Når det gjelder konsum av materialer i de samme prosessleddene har Bakkane hentet det meste av data fra OPL[35].

4.2.1.1 Offshore råvareuttak

Dette prosessleddet omfatter operasjonell aktivitet offshore. Figur 4.3 viser hva som er inkludert i denne prosessen.



Figur 4.3: Elementer som medregnes i prosessleddet offshore

Materialbruk

Sement og stål er inkludert som de eneste materialtypene i dette prosessleddet. Disse anses som de mest primære materialtyper for denne aktiviteten, og inngår i konstruksjoner som; Stasjonære og mobile installasjoner, internt rørsystem, ”stand-by” fartøy, forsynings- og forankringsbåter og helikopter. Estimert levetid for fartøy og mobile breenheter er 20 år, mens det for plattformer, undersjøisk utstyr og interne rørsystem er 25 år. Rivingsfasen er inkludert i dataene fra [34] i form av materialkonsum. Det antas at total resirkuleringsgrad for stål er på 43 %. Dette bidrar da i negativ retning for materialkonsum. Antatt sammensetting av stål kommer frem i vedlegg B4. Utslipp forbundet med materialkonsum er kun inkludert som utslipp forbundet med fremstilling av materialet.

Energimengde brukt vil ikke bli inkludert i denne oppgaven. Mye av utslippene til luft er relatert til energibruk i denne fasen, og energi er derfor tatt med som input for å illustrere dette.

Aktiviteter

Den operasjonelle fasen inkluderer relevante aktiviteter som energiproduksjon, interne rørsystem, boring og ”casing” av brønner, gass fakling og andre produksjonsrelaterte aktiviteter som forankring og forsyning, personalboliger og helikoptertransport. Oljefeltene Statfjord, Åsgård og Troll utvinnes, etter informasjon fra Statoil, til sammen rundt 8300 tonn råolje per et år, som sendes til Mongstad.

I tillegg produserer Troll-feltet rikgass, som er en blanding av naturgass, våtgass og kondensat³. Produksjonskapasiteten for gass er på 100 millioner m³ per dag, mens den for kondensat er på 3500 m³ per dag[33]. Produksjon av kondensat til Mongstad ligger, etter informasjon fra Statoil, på rundt 1300 tonn/år.

Scenario-1 krever en gassproduksjon på rundt 41300 tonn i året. Omfanget av gassproduksjonen ved Troll antas å være uberørt av dette, da gassmengden antas skaffet til veie ved en reduksjon i eksport av gass, tilsvarende den mengde som brukes i Energiverket.

Olje og gassfeltene er lokalisert 80 til 270 km ut fra norskekysten.

Studien inkluderer ikke petroleumsleting i forkant av produksjon.

³ For en nærmere forklaring av disse begrepene henvises til; ord og begrepsforklaringer i siste del av oppgaven.

4.2.1.2 Transport av råvarer til Mongstad

Råolje og gass må fraktes fra installasjonene på sokkelen til fastlandet. Råoljen fraktes i rør fra Trollfeltet inn til Mongstad, mens den fra Statfjord og Åsgård fraktes med tankbåter. Gass fra Trollfeltet vil fraktes i rør til Kollsnes i Øygarden rett vest for Bergen. Her vil gassen tørkes og komprimeres før den sendes i rør til Mongstad. Det viste seg vanskelig å få spesifikke utslippstall på de respektive transportsystemene, og det er derfor også her brukt gjennomsnittstall fra [34]. Det presiseres at en videre omtale av dette leddet vil være Transport til Mongstad, men at det ikke er gitt spesifikke data for denne transportetappen.



Figur 4.4: Elementer som medregnes i prosessleddet Transport til Mongstad

Materialbruk

Også i denne fasen er det inkludert konsum av sement og stål. Konstruksjonsfasen inkluderer fasiliteter som; eksport rørledninger, ”booster stations” og kompresjonsenheter, lastebøyer og oljetankere. Det antas at undersjøiske rørledninger ikke vil bli fjernet etter endt levetid og at resirkuleringsgraden på resterende stål er 90%. Stålsammensetting brukt i oppgaven vil komme frem i vedlegg B5. Utslipp tilknyttet materialkonsum er kun utslipp forbundet med fremstilling av dette materialet.

Aktiviteter

Dataene inkluderer alle installasjoner og ressursbruk for transport frem til mottaksterminaler. Mottaksterminalene, som for eksempel Kollsnes, er ikke inkludert. Rørledninger for gasstransport til utenlandske terminaler er inkludert i dataene, men ikke spesifisert i utslippsdata. Det er derfor vanskelig å undersøke bidraget fra denne inkluderingen. Unyanserte transportdata anses som en usikkerhet i oppgaven.

Operasjonsfasen inkluderer følgende aktiviteter; olje- og gasseksport, lasting av olje og oljetransport med oljetankere. Det inkluderes ikke materialkonsum utover det som er nevnt over i denne fasen.

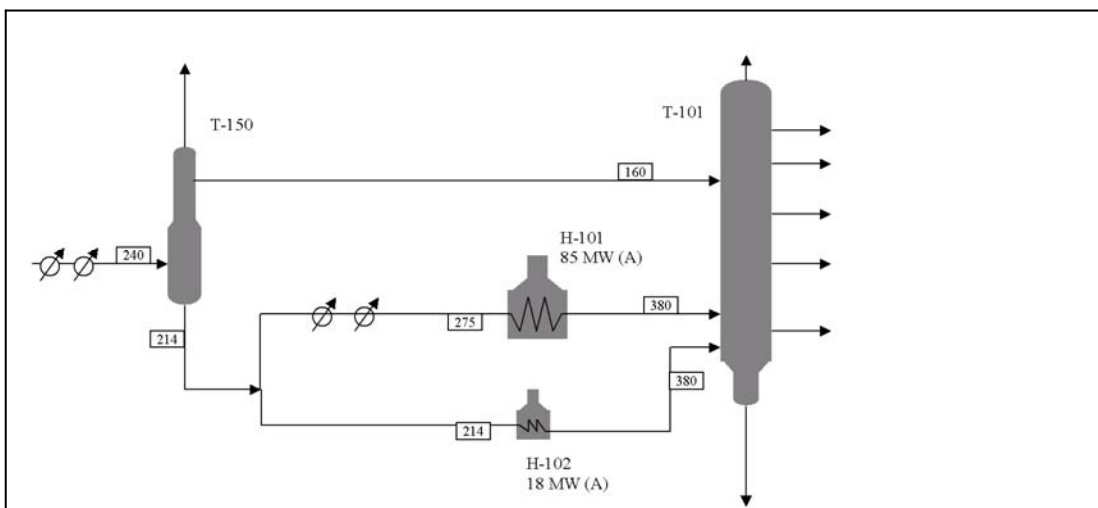
4.2.1.3 Produksjon av damp og varme til raffineri

Produksjon av 260 tonn/t høytrykksdamp, samt forvarming av råolje har et komplisert forløp. Systemet slik det er i dag, benytter som nevnt tidligere fyringsgass og fyringsolje til denne produksjonen. Fyringsgassen stammer fra en rekke prosesser i anlegget, og det vil være en formidabel arbeidsoppgave å kartlegge utslipp forbundet med dette. Det er ikke gjort noe forsøk på det i denne oppgaven, og det henvises til kapitlet om allokeringprosedyrer for en nærmere beskrivelse av hvordan denne utfordringen løses.

Produksjon ved Scenario-0

Dagens produksjon av energi til prosessene ved Mongstad skjer i hovedsak ved forbrenning av fyringsgass som kommer fra selve raffineringsanlegget. Fyringsgassen avgir energi ved forbrenning som både går til forvarming av råolje og generering av høytrykksdamp, til bruk i raffineringsprosesser. Med høytrykksdamp menes her damp på 30 bar, 330°C.

En enkel skisse over forvarmingsprosessen ved Mongstad som berøres ved en eventuell bygging av et Energiverk, kan fremstilles som vist nedenfor



Figur 4.5: Skisse over deler av dagens produksjon, som vil bli berørt ved innføring av Energiverk Mongstad. Viser kun oppvarming av råolje, dampproduksjon er ikke inkludert. [Kilde: Statoil]

Råoljen kommer inn på anlegget med en temperatur på 240°C. Topprodukter tas av og bunnfraksjonen splittes i to strømmer hvor de forvarmes til 380°C før de sendes inn på destillasjonsanlegget. De to ovnene H-101 og H102 benytter i hovedsak fyringsgass. Fyringsgassforbruket på disse to ovnene til sammen ligger på rundt 8.6 tonn/t. I tillegg benyttes spillgass fra nærliggende anlegg. Maksimum absorbert varme er henholdsvis på 85MW og 18MW.

I tabell 4.1 presenteres de dampgenereringsanlegg som vil erstattes ved etablering av Energiverk Mongstad. SG-2501-03 og SG-1531/32 har en produksjon av høytrykksdamp på 155 tonn/t. I

tillegg vil fremtidig behov for damp øke til et totalbehov på 260 tonn/h grunnet utvidelse av vestprosessen. Tar man utgangspunkt i SG2501/02 kjelene vil proporsjonal oppskalering til produksjon av 105 tonn/t damp kreve fyringsgassforbruk på 5.5 tonn/t. Til sammen med de andre eksisterende kjelene vil det totale fyringsgassbehovet være på rundt 17.3 tonn/t. I tillegg er fyringsoljeforbruket på 2,1 tonn/t. Fordelingen av disse tallene mellom de forskjellige enhetene er fremstilt i tabell 4.1.

Tabell 4.1: Fordeling av forbruk av fyringsgass og fyringsolje.

Kjel	Max produksjon HP-damp [tonn/t]	Forbruk fyringsgass [tonn/t]	Forbruk fyringsolje [tonn/t]
SG-2501	35	1,85	0,7
SG-2502	35	1,85	0,7
SG-2503	35	1,9	0,7
SG-1531	25	3.1	-
SG-1532	25	3.1	-
Ny kjel	105	5.5	-
Total	155	17,3	2,1

Kilde: Statoils beregninger

Kjelene antas i denne oppgaven å bestå av 90 % karbonstål, 5% stål iblandet molybden og 5% finstrukturstål. Antagelsene baseres på informasjon fra Kjelforeningen Norsk Energi.

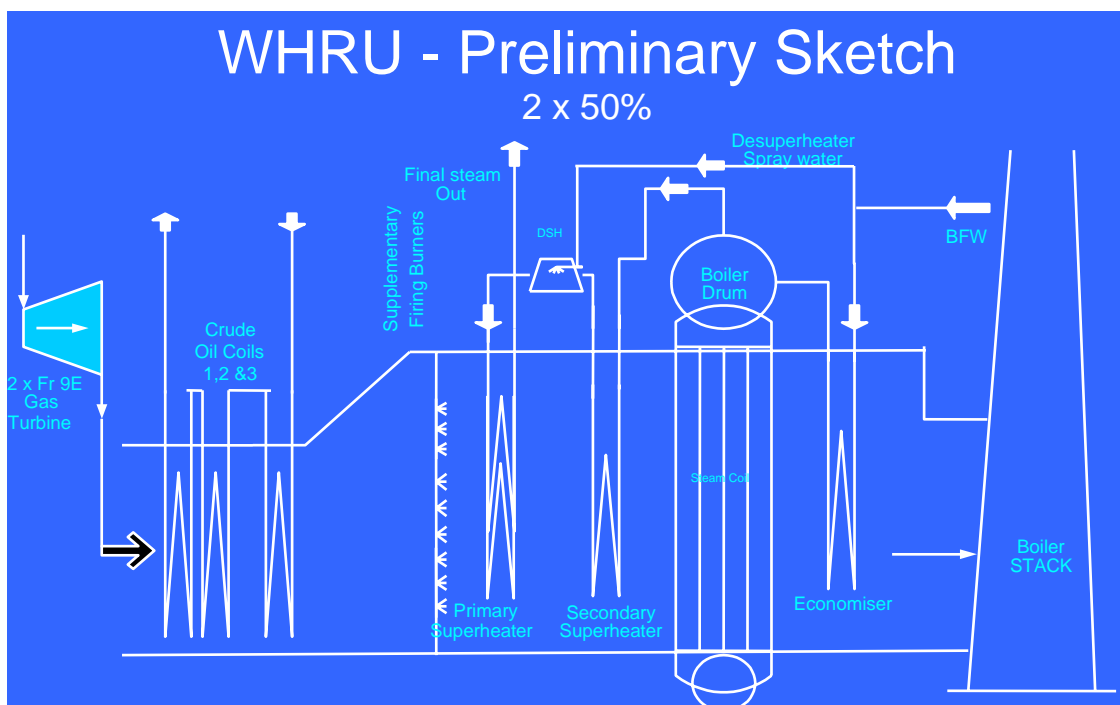
Utslipp som inkluderes i produksjonsfasen vil da være utslipp fra enheter nevnt i tabell 4.1, samt utslipp forbundet med fremstilling av stål til ny kjel.

Produksjon ved Scenario-1

Med et fremtidig Energiverk ved Mongstad vil energisituasjonen beskrevet i figur 4.5, bli forandret. Energiverket består egentlig av to separate turbiner på 120 MW, som er tilknyttet hver sin dampproduiserende enhet. Data i den videre presentasjon av systemet, samt resultater og diskusjon vil baseres på totale verdier for disse to.

Råoljeforvarmingen vil nå i en stor grad skje med varmeoverføring fra røykgassen fra turbinene, i det som kalles en Waste Heat Recovery Unit (WHRU). Her har røykgassen en temperatur på 547 °C, og vil ved varmeveksling bringe råoljen fra 330 °C til 366 °C. Det nye konseptet medfører nye komponenter i systemet. Etter forvarming i WHRU går oljen gjennom en liten destillasjonsenhet(FAT). Her skilles gasskomponenter av, slik at man unngår tofasestrømning videre til destillasjonskolonnen. Noe av råoljen fra denne enheten har da en høy temperatur og går inn i råoljestrømmen igjen før WHRU. Total råoljestrøm i WHRU er 1928 tonn/h.. H-102 vil ikke være i funksjon ved denne løsningen og H-101 vil redusere sin varmeabsorpsjon til rundt 21 MW.

Systemet for dampproduksjon er vist i figur 4.6. Her ser man også råoljeforvarmingen inkludert som Crude Oil Coils 1,2 & 3.



Figur 4.6: Waste Heat Recovery Unit (WHRU) ved Energiverk Mongstad. [kilde: Statoil]

Følger vi røykgasstrømmen fra turbinene, vil den først benyttes til råoljeoppvarming og deretter videre til dampproduksjon. Dampproduksjonen består av to "superheater", "Steam coil" enheten og "economiser" enheten. Vannet (BFW) kommer først inn i economiseren hvor det varmes opp, deretter entrer den Steam coil enheten hvor dampproduksjonen skjer. Til slutt overhetes dampen i "superheater" enheten.

På denne måten utnyttes avgassen fra turbinen til energiproduksjon for Mongstad raffineri i tre prosesser; først en elektrisitetsproduksjon i de to turbinene, på til sammen 240 MW, så til forvarming av råolje og deretter til dampproduksjon. Temperaturen til avgassen ut av kjelen ligger på rundt 250 °C. Dette er et temperaturområde som er utnyttbart også for andre prosesser. Disse prosessene vil ikke følges opp i denne oppgaven.

En antar en driftstid for energiverket på 8760 timer i året. Dette vil nok være noe høyt, men utslippsdata fra Statoil opptrer med denne driftstiden, og det samme gjøres da i denne oppgaven.

En oversikt over naturgass og fyringsgassbehov for Scenario-1, er vist i tabellen under;

Tabell 4.2: Naturgass- og fyringsgassbehov for Scenario-1 (Kilde: Statoil)

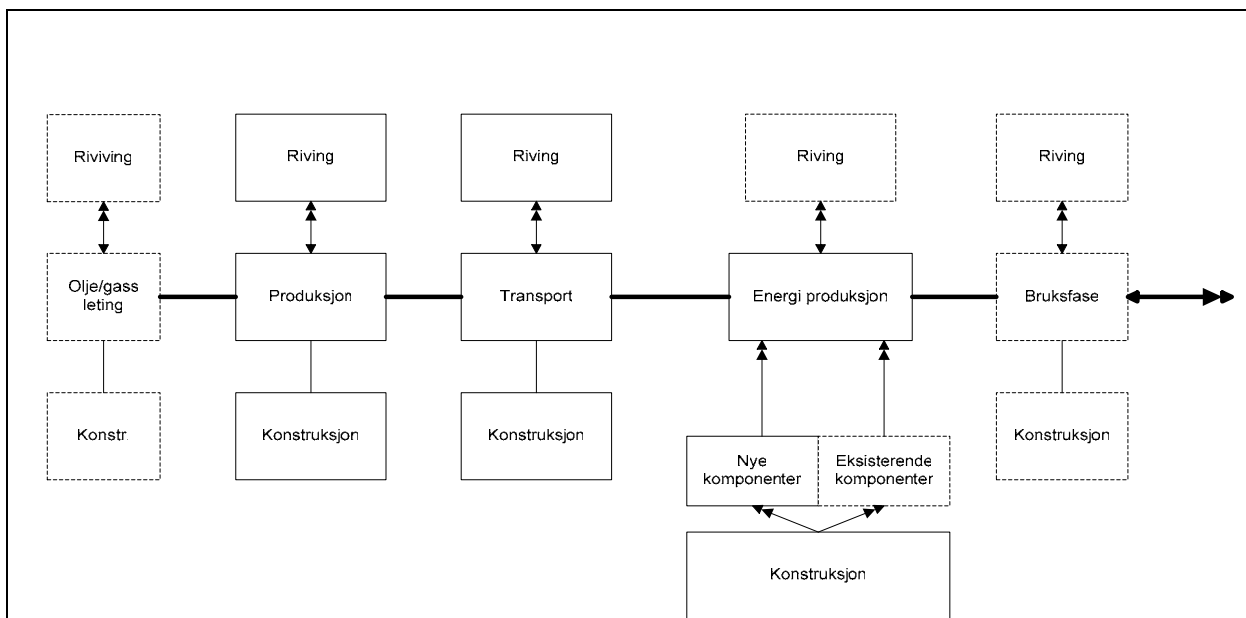
Enhet	Fyringsgass [tonn/t]	Naturgass (Troll) [tonn/t]
H-101	1,51	-
GT#2	10,6	46,8

Materialbruk i dette prosessleddet har begrenset seg til konstruksjon av nye fasiliteter. For Energiverket betyr det i hovedsak konstruksjon av systemet vist i figur 4.6, i tillegg til konstruksjon av FAT-enheten og hydrogenrenseanlegg⁴. De to sistnevnte er ikke inkludert grunnet datamangel. Oppgaven inkluderer også her kun fremstilling av stål til de nye produksjonskomponentene inkludert. Selve byggefasen er ikke medregnet, grunnet dårlig datatilgjengelighet.

4.2.2 Oppsummering systemgrenser

I teksten hittil har avgrensinger og inkluderinger blitt beskrevet under de ulike prosessledd og det generelle systemet. Det er vanskelig å få en oversikt over alle disse, og det kan derfor være på sin plass å gi en mer overordnet oversikt over systemgrenser satt i oppgaven.

I figuren under er systemgrensene fremstilt på en mer overordnet måte;



Figur 4.7: Systemgrenser i et overordnet perspektiv.

I figuren er livsløpsfaser med stiplet linje ikke inkludert i oppgaven. Faser med heltrukket linje er inkludert. Leting etter olje og gass, samt konstruksjon av eksisterende utstyr og riving av komponenter ved Mongstad er ikke inkludert. Bruksfasen for energi produsert ved Mongstad er heller ikke inkludert.

⁴ Disse regnes som de nye tekniske hovedkomponenter i systemet.

4.2.3 Prosedyrer for allokering

Allokering vil ifølge ISO-standarden si fordeling av inngangsfaktorer til eller utgangsfaktorer fra en enhetsprosess til produktsystemet som undersøkes[23]. I de tilfeller hvor allokering har vært nødvendig, som i oppstrømsfasene før produksjonen, har allokeringen blitt foretatt på grunnlag av *energiinnhold* i produkter. Fyringsgassen dannes i en rekke prosesser i raffineriet, og stammer altså fra råoljen og kondensat som kommer inn på anlegget. Hvor stor del av de totale utslippene som skjer ved uttak og transport av olje og kondensat til Mongstad skal da tilegnes fyringsgassen? Allokeringsfaktoren for fyringsgass er satt som energiinnhold i fyringsgass produsert gjennom et år, i forhold til total energiinnhold i produkter produsert ved raffineriet gjennom et år. Dette avviker noe fra det som anbefales fra den nye guiden fra CML hvor man foreslår bruk av økonomisk allokering. En slik allokering er vanskelig da fyringsgassen ikke har en markedsverdi på samme måte som de andre raffineriproduktene har.

For Scenario-1 vil det, i tillegg til produksjon av damp og varme, bli produsert elektrisitet. Hvordan skal så utslippene fordeles på disse tre prosessene? Dette er i prinsippet den samme type allokering som over, men her er ikke produktstrømmene rene komponenter, men ”energityper”. For å allokere utslippene til disse tre forskjellige prosessene er det benyttet eksergiallokering. Med dette menes at utslippsbelastningen for de enkelte prosesser påføres etter eksergiinnhold i produktstrømmen som er fremskaffet i eksergianalysen. Også for denne problematikken kunne allokering etter energiinnhold eller økonomiske verdier vært en mulighet. Hvilken allokeringsmetode som bør benyttes er en interessant diskusjon, og i kapittel 5, er flere momenter rundt dette området forsøkt belyst. Diskusjonen tar utgangspunkt i utslippsallokering for prosesser, men prinsippene kan også overføres til fyringsgass/fyringsolje allokeringen.

Utslipp forbundet med nye produksjonskomponenter er allokert etter komponentens levetid. Både for energiverk og ny kjel er levetiden antatt å være 25 år. Totalt utslipp fordeles likt på levetiden.

4.3 Livsløpseffektvurdering

I dette kapitlet vil utslippsresultatene fra livsløpsanalysen presenteres. Tallene vil bli videre diskutert i kapittel 5. Utslippene fra de to systemene er delt opp i utslipp fra følgende ledd i kjeden:

- Offshore aktiviteter
- Transport til land (Mongstad)
- Produksjon

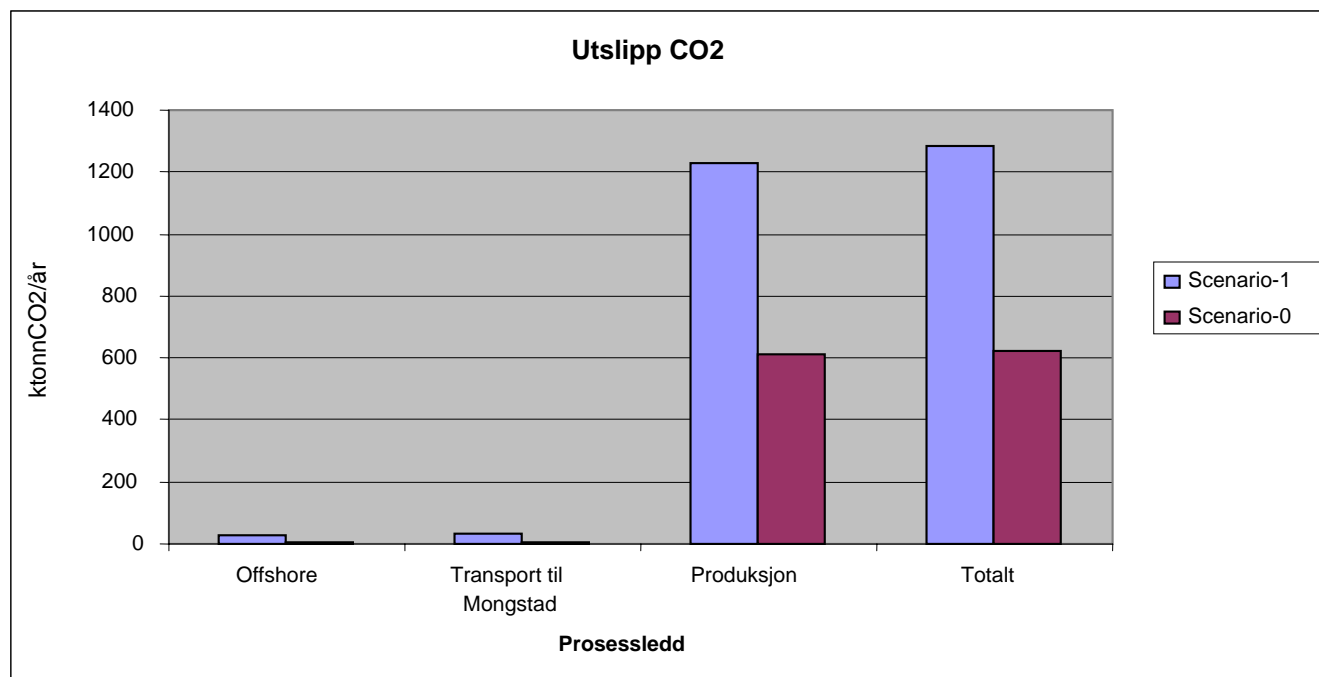
De ulike massestrømmene inn og ut fra hvert prosessledd er beskrevet i kapittel 4.2.1, og utregninger er vist under vedlegg B.

Resultatene kan presenteres i forskjellige kombinasjoner, ut fra hva som er interessant å se på. Det deles derfor inn i underkapitler med forskjellige vinklinger på resultatene.

Det er også blitt gjort flere følsomhetsanalyser på områder som anses usikre i utregningen. Resultatene fra disse er vist i vedlegg B9

4.3.1 Totale utslipp fra de to scenarioene

Figurene 4.8 til 4.10, viser totale utslipp av henholdsvis CO₂, NO_x og SO₂ fra hvert enkelt prosessledd. De lyse kolonnene viser bidragene fra Scenario-1, mens de mørkere kolonnene viser de samme tallene fra Scenario-0. For Scenario-1 er el-kraft produksjon inkludert, i tillegg til dampproduksjon og råoljeforvarming.

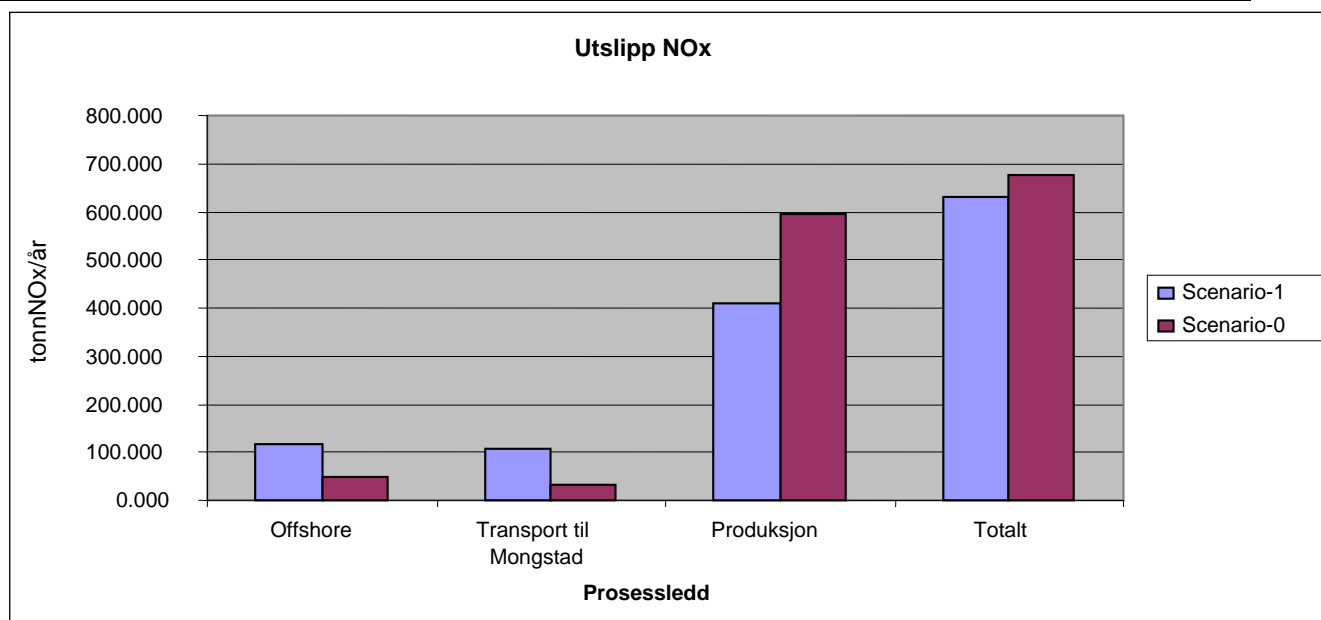


Figur 4.8: Utslipp av CO2 i de forskjellige prosessledd.

For Scenario-1 viser figuren at det betydelige utslippet skjer i produksjonsfasen. Oppstrømsleddene⁵ har samlet et utslipp på 5 % sammenliknet med produksjonsfasen. Den samme trenden finner man for Scenario-0. Her er samlede oppstrømsutslipp kun rundt 3 % sammenliknet med produksjon.

Figuren viser også at utslippene i produksjonen er klart størst for Scenario-1, med ca 615 ktonn/år mer enn Scenario-0. Man kan også se at utslippene ved transport av olje og gass, samt aktivitet offshore er høyest for Scenario-1. Forskjellene mellom scenarioene er her henholdsvis 27,5 og 16,1 ktonn. Totalt sett ser CO2 utslippene ved Mongstad ut til å øke med cirka 660 ktonn/år, med en overgang til Scenario-1.

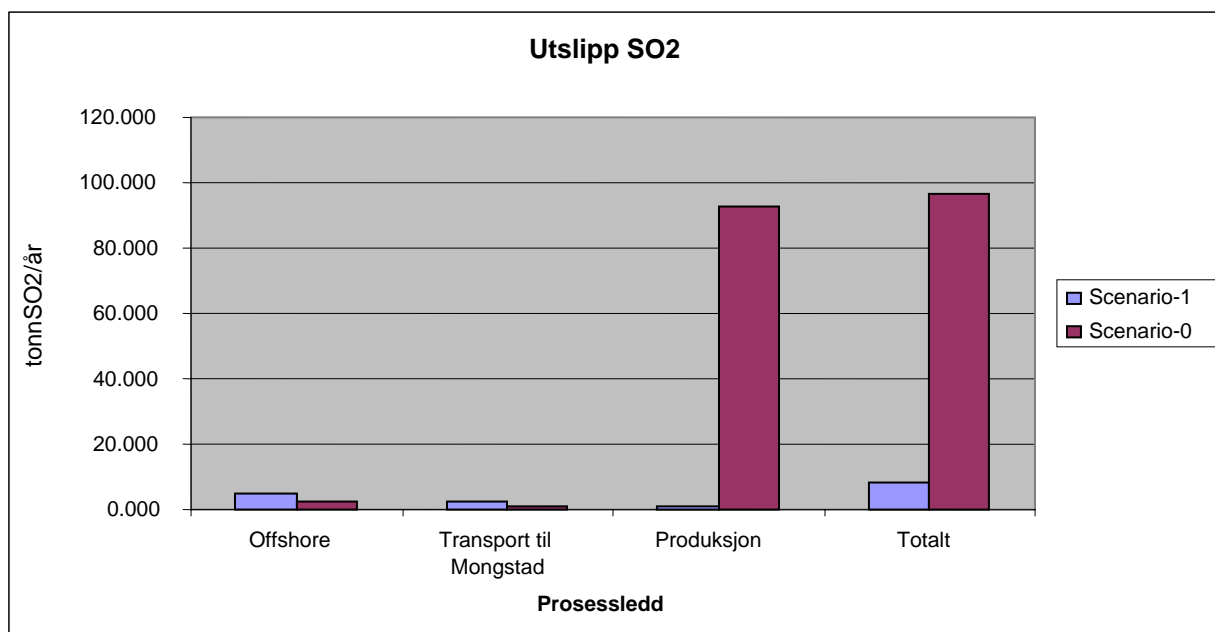
⁵ Med oppstrømsleddene menes her aktiviteter offshore og transport.



Figur 4.9: Utslipp av NOx gasser i de ulike prosessledd.

Figur 4.9 viser de samme trendene for NOx utslipp som for CO₂, skjønt ikke i like sterk grad. For Scenario-1, er samlede utslipp oppstrøms nå 63,7 % sammenliknet med produksjonen. For Scenario-0 er det samme tall på 18 %.

I en sammenlikning av scenarioene, viser figur 4.9 at Scenario-0 har rundt 31,8 % lavere NOx utslipp ved offshore aktiviteter, og 46,5 % lavere NOx utslipp ved transport, enn Scenario-1. I produksjonen har Scenario-0 imidlertid ca 185 tonn/år mer NOx utslipp enn Scenario-1, slik at man totalt sett kommer ut med en noe lik verdi, for NOx utslipp for de to scenarioene. Totalt sett Resultatene viser at man reduserer det totale NOx utslippet med rundt 30 tonn/år, ved en overgang til Scenario-1, en reduksjon på 4,3 %.



Figur 4.10: Utslipp av SO₂ i de ulike prosessledd

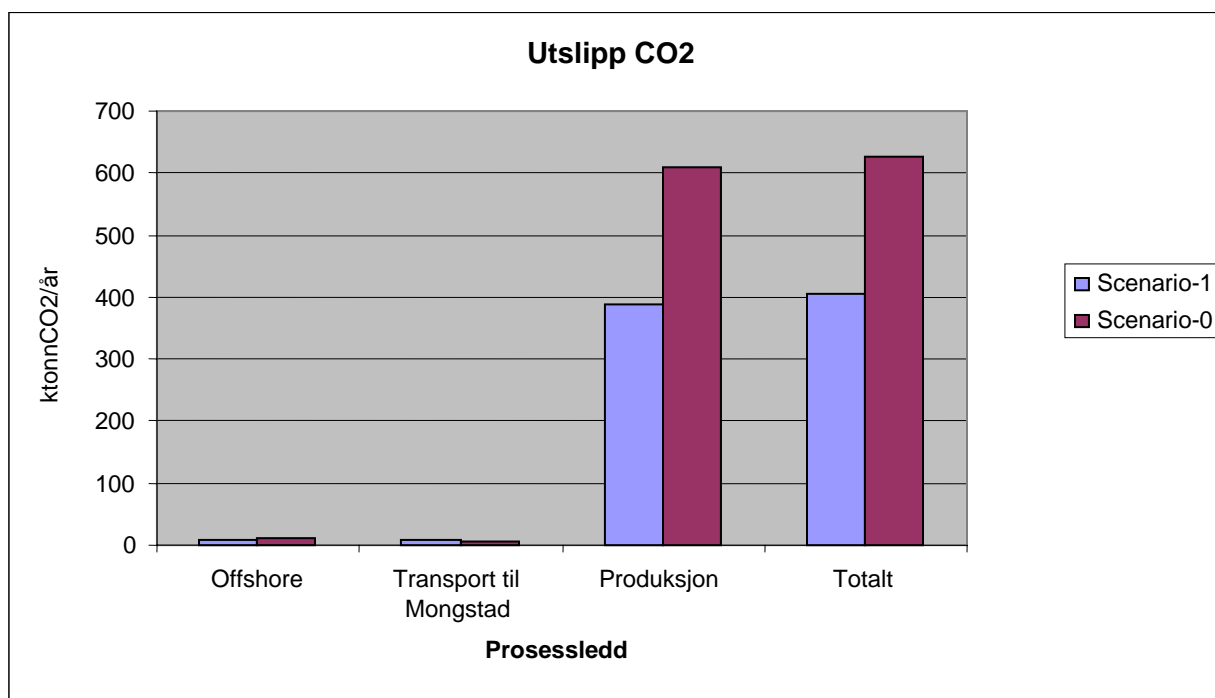
Utslippene for SO₂ i Scenario-1, foreligger nå i største grad i oppstrømsleddene. Utslippene i produksjonsfasen er her 9,2 % sammenliknet med utslipp offshore og i transportleddet. For Scenario-0 er situasjonen en ganske annen. Her er produksjonsleddet klart størst med et utslipp på 92,5 tonn, mot et samlet oppstrømsutslipp på 3,8 tonn

Sammenlikning av oppstrømsfasene for scenarioene viser at Scenario-0 ligger på rundt 50 % av utslippene i Scenario-1. Med en inkludering av produksjonsfasen har situasjonen endret seg helt, og Scenario-1 har nå et utslipp som kun er 8,7 % av utslippene i Scenario-0. Dette tilsvarer en reduksjon av rundt 90 tonn SO₂ per år, ved en overgang til Scenario-1

Utregning for diagrammene er vist i Vedlegg B1-B8. Her finnes også eksakte tall for utslippene.

4.3.2 Utslipp forbundet med damp/varme produksjon

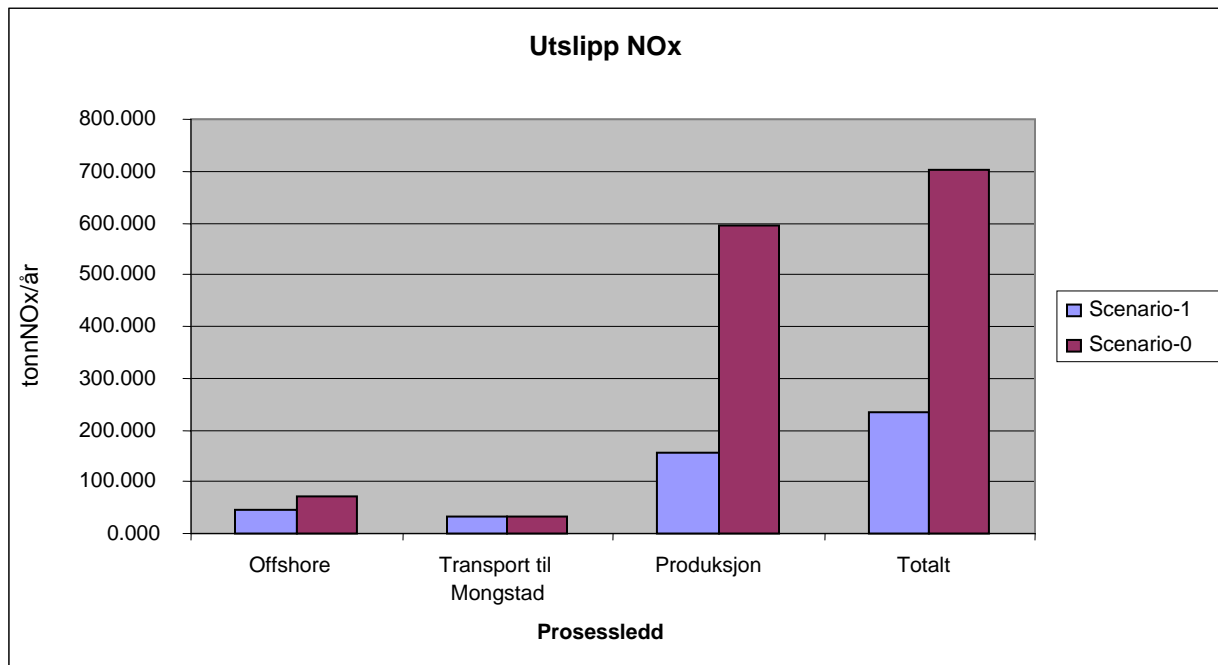
Figurene 4.8 - 4.10 viser det totale utslippet fra de to energisystemene, hvor altså Scenario-1 i tillegg til varme/damp produksjon også produserer el-kraft. Det vil kanskje være mer interessant å se på de to systemene i forhold til hverandre, hvis vi kun ser på utslipp forbundet med damp/varme produksjon⁶. Utslippene fra H-101 enheten ved prosessleddet produksjon i Scenario-1 er belastet damp/varme⁷. Utslippene ellers fra Scenario-1 er allokert til de forskjellige prosessene etter eksergiinnhold i ”produktene”(se kapittel 4.2.3)



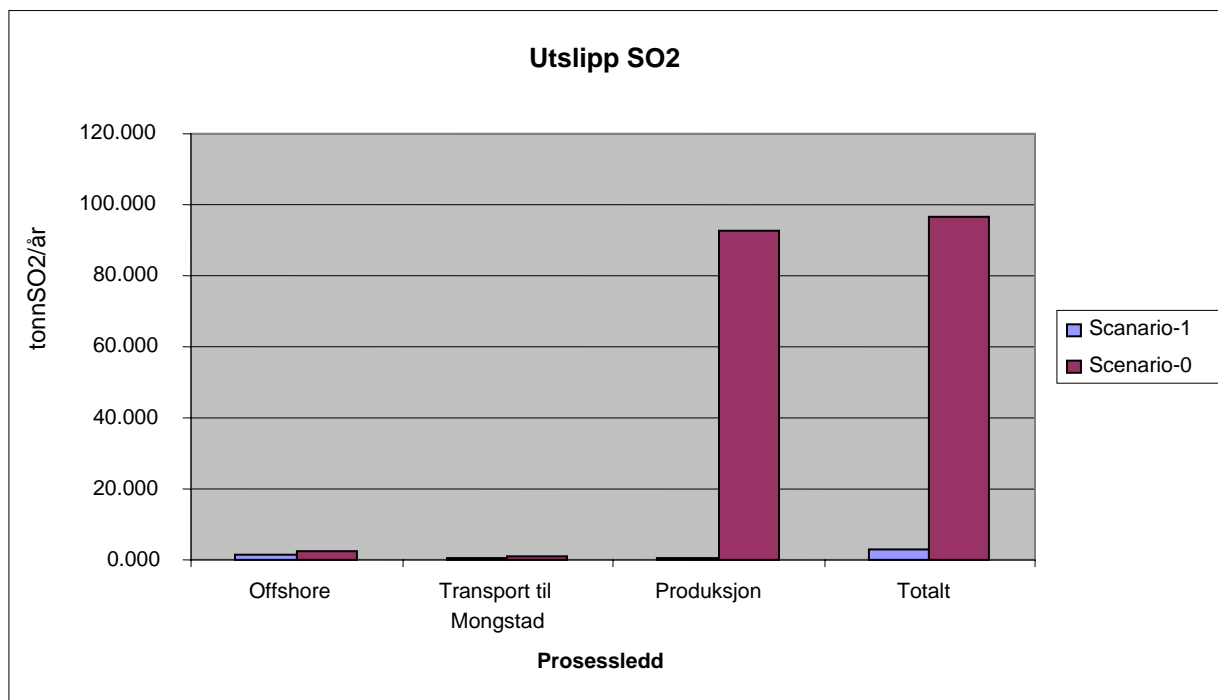
Figur 4.11: Utslipp av CO₂ fra de to scenarioenes damp/varme produksjon.

⁶ Med varme menes her forvarming av råolje

⁷ I enhet H-101 skjer det kun forvarming av råolje.



Figur 4.12: Utslipp av NOx tilknyttet damp/varme produksjon



Figur 4.13: Utslipp av SO2 tilknyttet damp/varme produksjon

I offshoreleddet er utslippene størst for Scenario-0, med unntak av CO₂ der utslippene viser seg å være ganske like. Utslippene av NO_x og SO₂ er henholdsvis 36% og 44 % lavere for Scenario-1

I transportleddet har Scenario-1 et utslipp på 9,6 ktonn/år CO₂, mot 4,7 ktonn/år for Scenario-0. For NO_x utslipp er verdiene meget like med 2 tonn/år mer utslipp for Scenario-0. For SO₂ utslipp er Scenario-0 den største bidragsyter til utslippene, men det er ikke snakk om de store forskjellene her (0,7 tonn/år mot 1,2 tonn/år)

For produksjon viser figur 4.13 at SO₂ utslippene fra Scenario-1 er totalt overskygget av utslippene fra Scenario-0. (0.535 tonn/år fra Scenario-1, mot 92,5 tonn/år for Scenario-0) Utslipp av CO₂ viser en reduksjon på 36,6 % ved en overgang til Scenario-1, mens man for NO_x har en reduksjon på 73,9 %

4.3.3 Utslipp tilknyttet el-produksjon

På samme måte som utslipp kan knyttes til damp/varme produksjon, kan utslipp tilknyttes el-kraft produksjon for Scenario-1. I tabell 4.3, er verdier for; gCO₂/kWh, gNO_x/kWh og gSO₂/kWh for ulike el-kraft produserende teknologi, sett i forhold til de samme verdiene for Energiverk Mongstad.

Tabell 4.3: Utslipp av CO₂, NO_x og SO₂ fra forskjellige energikilder.

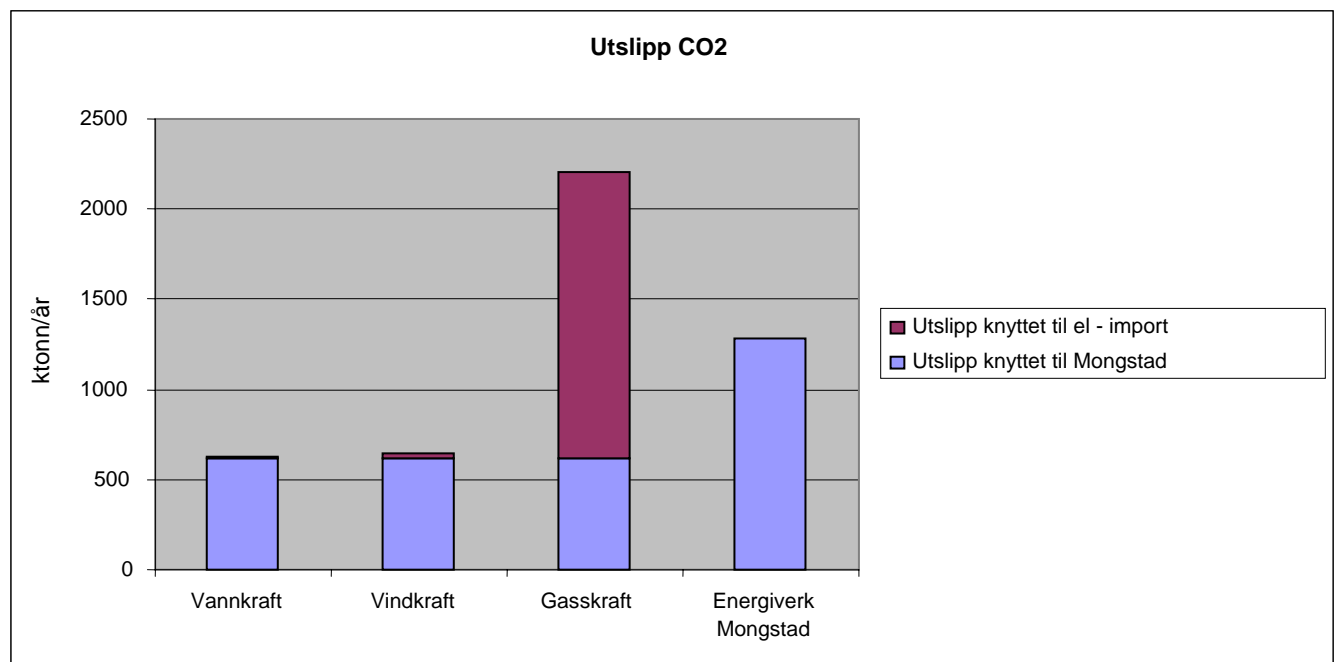
	CO ₂	NO _x	SO ₂	Enhet
Vannkraft ¹	3.99	0.0153	0.011	g/kWh
Vindkraft (landbasert) ²	9.7	0.05	0.03	g/kWh
Gasskraft ³	751	1.51	0.33	g/kWh
Energiverk Mongstad	404	0.186	0.0027	g/kWh

1&3 Data er hentet fra SimaPro. Gasskraft er en miks av gasskraft fra Frankrike, Østerrike, Belgia, Spania, Eks-Jugoslavia, Italia, Luxemburg, Nederland og tidligere Vest- Tyskland. Vannkraft er hentet fra Sveits.

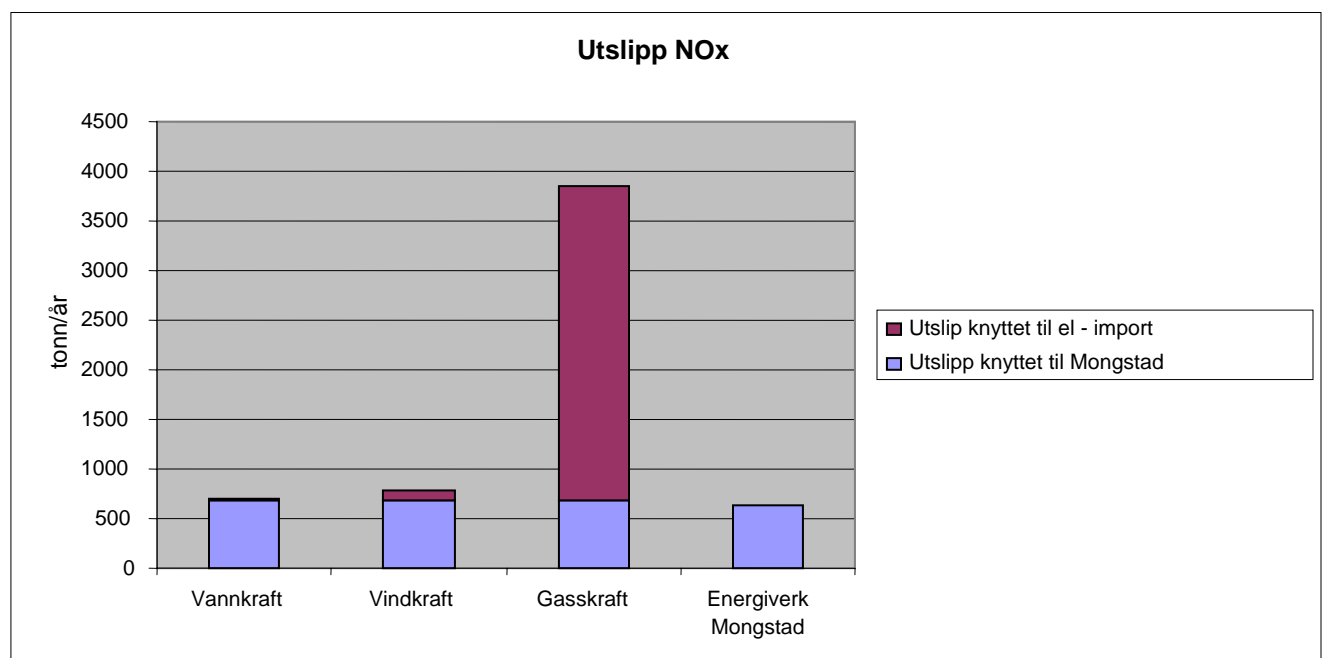
2. Data er hentet fra [36]

Det presiseres her at tallene stammer fra forskjellige årstall og forskjellige regioner.

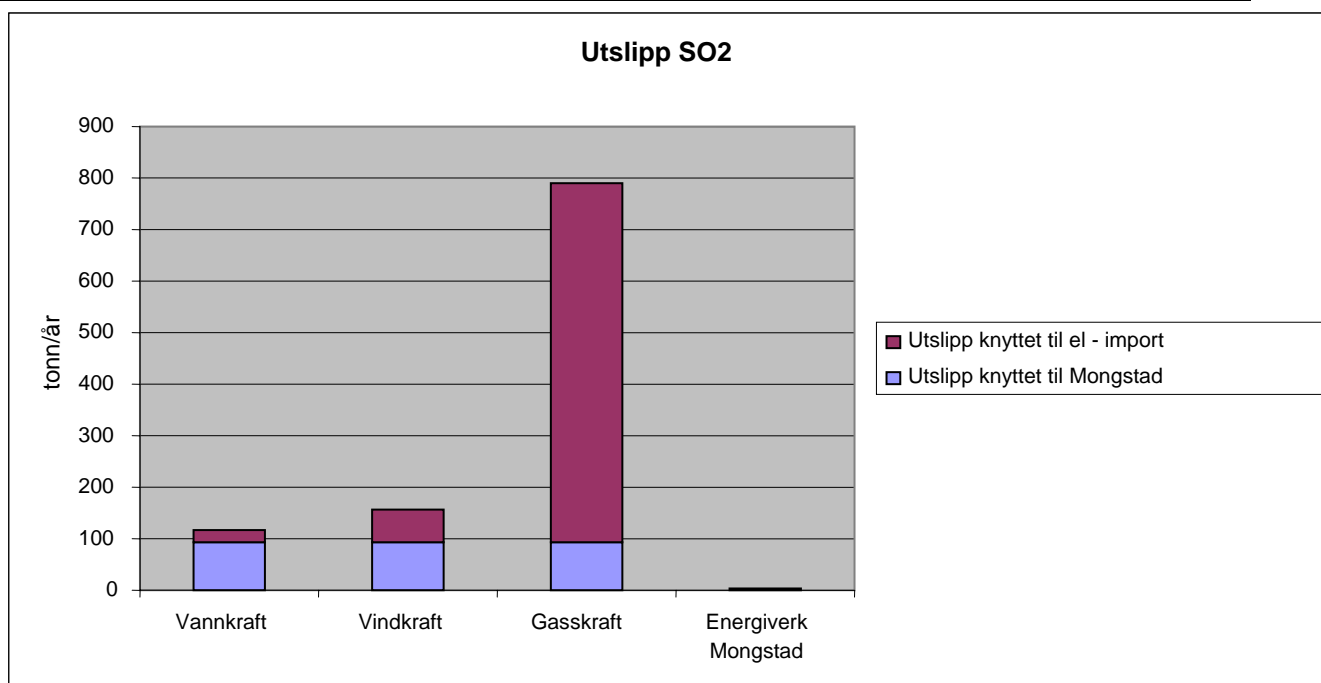
Med utgangspunkt i denne tabellen kan utslipp fra de to scenarioene sammenlignes med forskjellig marginalelektrisitet ved en importsituasjon i Scenario-0. Denne tilnærmingen har en mer global utslippsvinkling. Resultatet fra utregningene er vist i figur 4.14 – 4.16, hvor lys søyle viser utslippene knyttet til Mongstad og mørk søyle viser utslipp knyttet til el-import. Importert el-kraft er tilsvarende mengden som produseres i Energiverk Mongstad. Totalt sett vil søylene altså vise utslipp forbundet med produksjon av damp, varme og el-kraft, hvor de tre første viser Scenario-0 med ulike typer marginalkraft importert. Antatt elektrisitet produsert ved Energiverk Mongstad er 2,102 TWh/år (driftstid er her satt lik 8760 timer/år).



Figur 4.14: Utslipp av CO₂ ved produksjon av damp/varme i Scenario-0 samt import av el-kraft fra ulike energikilder, sett i forhold til utslipp fra Energiverk Mongstad.



Figur 4.15: Utslipp av NO_x ved produksjon av damp/varme i Scenario-0, samt import av el-kraft fra ulike energikilder, sett i forhold til utslipp fra Energiverk Mongstad.



Figur 4.16: Utslipp av SO₂ ved produksjon av damp/varme i Scenario-0, samt import av el-kraft fra ulike energikilder, sett i forhold til utslipp fra Energiverk Mongstad

Figurene viser at utslippene er klart høyest for alternativet hvor marginalkraften stammer fra gasskraft-miks fra Europa. Ellers ser man at de globale CO₂-utslipp er lavere for en situasjon hvor el-kraft importeres fra vann- og vindkraft, sett i forhold til Energiverk Mongstad. For videre diskusjon henvises det til kapittel 5.2.3

4.4 Resultat fra eksergianalyse

Resultater fra eksergianalysen er presentert i tabellen nedenfor, som viser eksergiinnholdet i de forskjellige "prosesstrømmene" fra Energiverk Mongstad. Resultater fra simuleringer, samt utregning av eksergiverdier er vist i vedlegg B10..

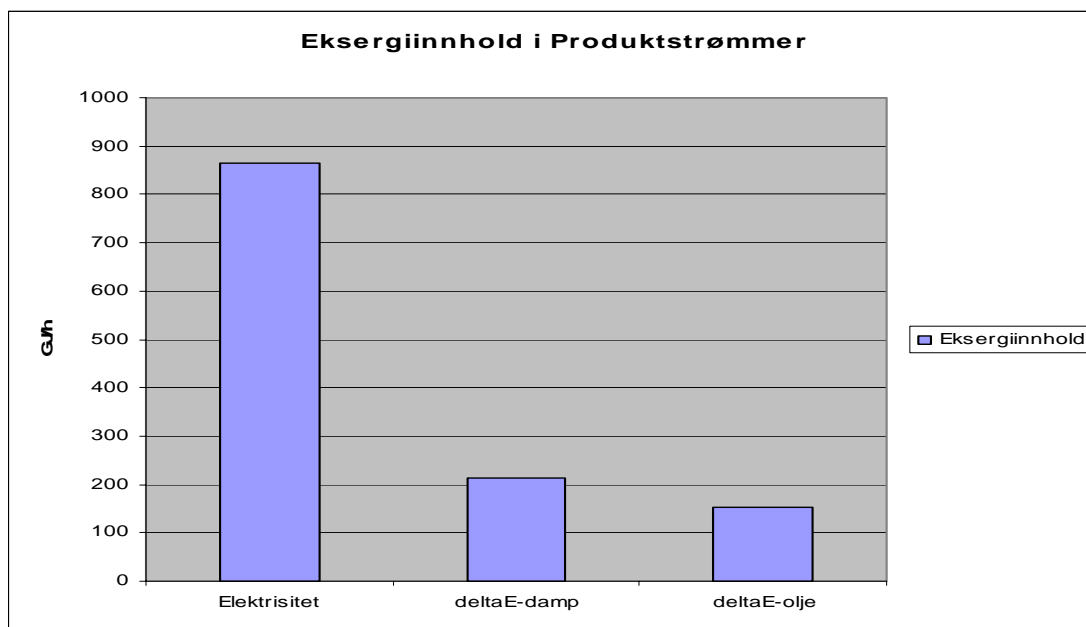
Tabell 4.5: Eksergiinnhold i de forskjellige strømmer

Strømmer	Eksergiinnhold kJ/kg	Totalt eksergiinnhold MJ/t
Gass inn	48010	2760000
Damp ut ¹	818	213000
Råolje ut ²	80	154000
Elektrisitet ut		864000

1. Verdiene viser forskjellen i eksergiinnhold i vannstrømmen inn og ut av energiverket

2. Verdiene viser forskjellen i eksergiinnhold i råoljestrømmen inn og ut av energiverket

Verdiene viser at elektrisitet innehar den klart største eksergiinnholdet. Dette kommer tydelig frem i diagrammet nedenfor.



Figur 4.17: Eksergiinnhold i de forskjellige strømmene ut av energiverket.

En prosentvis fordeling viser at elektrisetsproduksjonen utgjør 70,2 % av total eksergiestrøm. Dampstrømmen utgjør 17,3 % mens Råoljeoppvarmingen utgjør de resterende 12,5 %. Dette vil også være allokeringsfaktorene som er benyttet ved fordeling av utslippsbelastning, vist i kapittel 4.3.2 og 4.3.3.

Eksergivirkningsgraden ble regnet ut for systemet vist i figur 2.1, og er presentert i tabell 4.6. Det ble også regnet ut en energivirkningsgrad for systemet, for å sammenlikne denne med eksergivirkningsgraden.

Tabell 4.6: Virkningsgrader for Energiverk Mogstad

	VIRKNINGSGRAD
Total energivirkningsgrad	70,1
Eksergivirkningsgrad	44,6

En diskusjon rundt resultatene, sett i forhold til forventede resultater er gitt i kapittel 5.1.

Utrengninger og resultater fra simuleringer benyttet, er vist i vedlegg B10 og B11.

5.0 Diskusjon

Det er flere områder i denne oppgaven som krever en dypere diskusjon, og jeg vil i dette kapitlet forsøke å ta for meg disse. Oppgaven er som nevnt todelt, og jeg vil holde delene avskilt i diskusjonen. Den første delen vil derfor ta for seg drøfting av de kvantitative resultat som er kommet frem i dette arbeidet. Finnes det noen klar tendens i resultatene? Hvordan er resultatet sett i forhold til de man hadde forventet? Videre vil diskusjonen også belyse tema som usikkerhet og robusthet i analysen.

Den andre delen vil forsøke å gi en kvalitativ vurdering av områder som bruk av metodikk og hvordan resultater fra disse kan brukes innen øko-effektivitet. Diskusjonen vil avrundes med anbefalinger til Statoil om videre arbeid.

5.1 Vurdering av resultat fra eksergi analyse

Resultatene presentert i kapittel 4.4 er ikke langt unna det som var forventet før analysen. I en avhandling fra 1998, som er presentert i kapittel 2.2.5, ble forskjellige typer CHP anlegg sammenliknet med tanke på eksergi- og energivirkningsgrad. I figuren i samme kapittel gis en oversikt over de resultater som stammer fra dette arbeidet.

For en diskusjon i forhold til Energiverk Mongstad, vil det være GT-B som gir det beste sammenlikningsgrunnlag. Dette CHP anlegget har to produkter i form av elektrisitet og 40 tonn/h damp på 10 bar og 203 °C. Dette skiller seg noe fra Energiverk Mongstad som produserer 260 tonn/h damp på 30 bar og 330 °C. I tillegg benyttes jo også en del av røykgassen fra forbrenningen til råoljeoppvarming. Som man kan se, så ligger virkningsgradene for Energiverk Mongstad noe under verdiene for GT-B, 44,6 % og 70,1 % for henholdsvis eksergi- og energivirkningsgrad, mot 50 % og 80,5 % for GT-B. En av grunnene til at eksergivirkningsgraden er lavere, kan nettopp være råoljeoppvarmingen. I en sammenlikning må dette forstås som at man i stedet for å produsere mer damp eller elektrisitet, velger å utnytte en del av energien i røykgassen i en prosess som har et lavere ekserginivå. Man har med andre ord et større tap av energikvalitet i denne prosessen, enn hva som ville vært tilfelle i damp- eller elektrisitetsproduksjon. En fullstendig eksergianalyse, hvor man går ned på komponentnivå, kunne gitt svar på hvor de enkelte eksergitapene oppstår og størrelsen på disse. Eksergianalysen vil dermed kunne gi svar på hvor i prosessen det største forbedringspotensialet er. En annen mulighet er naturligvis at produktene ut fra prosessene har forskjellige fysiske egenskaper, og at prosessenes virkningsgrad er forskjellige av den grunn.

Utregningen av energivirkningsgraden i denne oppgaven er ikke tilstrekkelig til å kunne komme med tyngre argumenter for hvorfor man har en lavere energivirkningsgrad for Energiverk

Mongstad. Muligens kan også råoljeoppvarming spille inn her. En dårlig virkningsgrad for varmeoverføring til oljen kan dra den totale virkningsgraden ned. Dette er utenfor hensikten med denne oppgaven, og vil ikke bli fulgt nærmere.

5.2 Vurdering av LCA resultat

Resultatkapitlet for Livsløpseffekter er inndelt i forskjellige underkapitler. Vurdering og diskusjon av resultatene vil følge den samme inndeling, og interessante momenter knyttet til de forskjellige resultatene vil tas opp fortløpende.

5.2.1 Sammenlikning av totale utslipp fra de to scenarioene

Resultatene for de totale utslipp av CO₂, NO_x og SO₂ kan sies å ha i hvert fall én i øyenfallende trend. For alle gassene foreligger de største utslippene i produksjonsleddet. Det er varierende hvor mye oppstrømsleddene offshore og transport til Mongstad bidrar for de enkelte gassene. Hvis vi ser på utslipp av CO₂ i Scenario-1, som et eksempel, bidrar oppstrømsleddene her kun rundt 5 % i forhold til produksjonsleddet. De samme tallene for [28] ligger mellom 7-8 %. Den mest sannsynlige årsaken til denne forskjellen, er nok ulike inngangsdata.

Tallene fra kapittel 4.3.1 er ikke direkte sammenliknbare, da de ikke representerer utslipp for like funksjoner. Bruksområdet for disse, må da være uavhengig av et likt funksjonelt grunnlag. I den sammenheng kan det være interessant å se på økning og reduksjon i utslipp, i lys av mulige fremtidige avgifter på slike utslipp. Tallene kan være verdifulle hvis de benyttes i forskjellige scenarier for fremtidige avgiftsløsninger. Hvordan vil for eksempel den forventede økningen på rundt 700 ktonn CO₂/år, møte en fremtidig CO₂-kvote hverdag? Hvor stor må en mulig NO_x avgift være for at det reduserte utslippet skal gi en økonomisk gevinst, sett i sammenheng med de investeringer som må gjøres? På denne måten kan resultatene inngå i en beslutningsprosess, for valg av energiløsning ved Mongstad.

5.2.2 Utslipp forbundet med damp/varme produksjon

Det kan være flere årsaker til trendene vist i disse resultatene. Det at Scenario-1 har et større CO₂ utslipp i oppstrømsfasene kan for eksempel skyldes at uttak av gass er mer energikrevende enn uttak og transport av olje. Gassinitiering er for eksempel en energikrevende prosess og dette vil også påvirke utslipp av CO₂, da energien benyttet i hovedsak stammer fra fyrgass og annet fossilt brennstoff[34]. Det er også viktig å huske at utslippene for Scenario-1 er knyttet opp mot uttak og transport av den mengde gass som produksjonsfasen krever. Utslippene for Scenario-0 er basert på uttak og frakt av råolje og kondensat, og allokert etter energiinnhold i fyrgass og fyringsolje brukt i produksjonen. En annen allokeringmetode kunne gitt andre resultater. Det

ville her vært interessant å sett på hvordan forholdene ville forandret seg, ved bruk av en annen allokering metode. Økonomisk allokering er et godt alternativ, men som nevnt før er dette vanskelig å gjøre, grunnet fyringsgassens manglende markedsverdi.

For NO_x utslipp er situasjonen en annen. Her har Scenario-0 de største utslipp i offshoreleddet mens det er like utslipp i transportleddet. For transportleddet kan en forklaring være at NO_x utslipp er nært knyttet opp mot tankbåaktivitet ved oljetransport.

For produksjonsutslipp er Scenario-1 lavere på samtlige gassutslipp. Dette kan kort og godt skyldes forskjell i energibærere og forbrenningsprosesser scenarioene imellom. Likevel må det sies at utslippene fra Scenario-1 er basert på allokering etter eksergiinnhold i produktstrømmer og at dette påvirker, som vi skal se senere, resultatene i stor grad. Dette danner utgangspunkt for en interessant debatt rundt allokering bruk i denne oppgaven. Denne diskusjonen føres i den videre teksten, med utgangspunkt i en vurdering av de totale utslipp.

Resultatene fra de totale utslipp forbundet med damp/varme produksjon, viser at Scenario-1 har lavere utslipp for alle gassene. Hvordan vil så allokering metoden som er benyttet, gi utslag på resultatet? Ved bruk av energiinnhold som allokering vil situasjonen bli betydelig forandret. Ut fra følsomhetsanalysen som er presentert i tabell B9.4 i vedlegg B9, ser vi at utslippsbelastningen for olje- og dampproduksjon øker med 79,46 %. Søylediagrammet fra samme analyse viser også at Scenario-1 vil ha et høyere CO₂ utslip enn Scenario-0 for damp- og varme produksjon ved en slik allokering. Utslipp av de andre gassene vil fremdeles være størst i Scenario-0, men ikke i en slik grad de var ved eksergiallokering. Allokering metode ser derfor ut til å ha stor innvirkning på fordeling av utslippsbelastning mellom de forskjellige prosesser.

Det vil da være naturlig å spørre seg hva som er den mest ”riktige” måten å gjøre en allokering på. En slik vurdering må gjøres ut fra ønsket om å beskrive den virkelige miljøpåvirkning best mulig, og at utslippsbelastningene fordeles etter konsistente enheter.

Bruk av energiallokering er nok den metoden som i stor grad har preget industrien de siste tiår. Av historiske grunner har den termodynamiske enheten forbrenningsentalpi (Heat of Combustion) blitt knyttet opp mot ”ressursinnhold” for ulike materier[37]. Snakkes det om ressursutnyttelse, for eksempel i Energiverk Mongstad, snakkes det derfor ofte om energiutnyttelse i prosesser. Man har et gitt energibehov ut fra krav som stilles fra prosesser og virkningsgrader i utstyr. Hvordan energien fordeles seg i ulike produktstrømmer vil derfor kunne sammenliknes med fordeling av ressurser, og mange vil derfor mene at dette vil være den riktige måten å allokere etter. På den annen side vil andre si at denne tilnærmelsen ikke er riktig, fordi alle energityper behandles likt. De fleste er nok enige om at dette ikke er tilfellet. 1 MJ elektrisitet kan erstatte 1 MJ høytrykksdamp, men 1 MJ høytrykksdamp vil ikke kunne erstatte den samme mengde elektrisitet, *til utnyttelse i arbeid*. Energibetraktninger beskyldes med andre ord for ikke å fange opp produktstrømmenes evne til arbeid, eller kvaliteten i energien. Ved å allokere etter

energiinnhold fordeler man utslipp etter en størrelse som egentlig ikke er sammenliknbar med tanke på videre utnyttelse. Dette faktum kan være et argument mot å bruke energi i allokering.

Eksergi er som sagt blitt brukt i oppgaven, nettopp fordi eksergi er en sammenliknbar størrelse for alle mulige energibærere. Som nevnt i teorien forteller eksergi oss hvor mye *potensielt* arbeid som ligger i en massestrøm. Damp, råoljeoppvarming og elektrisitet kan dermed vurderes likt, og man kan allokere på sammenliknbare størrelser. Man må likevel igjen stille seg spørsmålet; gir en slik allokering en "rettferdig" fordeling av utslippene? Av dette spørsmålet følger da intuitivt et annet spørsmål; hva er det som driver prosessene? Hva bestemmer produksjonsforholdet mellom de tre produktstrømmene? Produksjon av elektrisitet vil variere med prisen i el-markedet og varierende gasspriser, mens damp- og varmebehov for raffineriet vil kunne variere i en helt annen takt. Ved Energiverk Mongstad vil det i tillegg til systemet hittil beskrevet, også være enheter som står stand-by for supplerende fyring. Disse kan settes inn dersom markedspriser tilsier at dette er en mer lønnsom måte å produsere damp og varme på. Det som altså vil være med på å bestemme produksjonen av de tre strømmene fra energiverket, er økonomiske hensyn.

Hvis man hadde fastsatt en kroneverdi på produktstrømmene slik at de gjenspeiler hvordan de bidrar til fortjenesten for Statoil, ville kanskje en økonomisk allokering være å foretrekke. Dette ville være en enkel sak hvis strømmene gikk ut på et marked. Hvis produktstrøm A hadde gitt to ganger mer inntekt for en bedrift i forhold til produktstrøm B, så ville Produktstrøm A blitt belastet med 2 ganger mer av utslipp fra deres felles livsløp. På denne måten belastes produktene som er selve driveren til utslippene mest. I Energiverk Mongstads tilfelle blir det vanskelig å knytte en slik verdi til strømmene. For elektrisitet er ikke dette noen problem, men for dampproduksjon og råoljeoppvarming blir det vanskeligere. En måte å verdsette disse strømmene på, kunne være å se på alternative produksjonsmåter. En mulig inntjeneste for Energiverk Mongstad kunne knyttes opp mot de enkelte strømmer, og på denne måten gi et bilde av Statoil økonomiske incentiv. På en annen side vil en slik tilnærming være basert på en rekke antagelser om alternativ produksjonsmåte, og det er usikkert om hvor robuste resultater dette ville gi.

En fjerde måte som kunne være interessant å diskutere i allokeringsmetodikk, ser på marginaleffekter ved økning av en enhet produksjon. La oss si at man velger å øke produksjonen med 1 MJ for hver av strømmene separat. Utslippøkningen knyttet til dette kan måles opp mot hverandre, og på denne måten gi et allokeringsgrunnlag. Et mulig utfall av dette kan være at et mindre utslipp dannes ved marginalproduksjon av elektrisitet enn dampproduksjon. En mindre belastning vil dermed knyttes til el-produksjon. Også denne måten vil ha sine sterke og svake sider. Den sterke siden vil jo være at man vil kunne få allokert utslippene på den mest riktige tekniske måten, ved at man har faktiske mål på utslippene forbundet med hver prosess. Svakheten vil kanskje være at man sammenliknet med økonomisk allokering ikke fordeler utslippene etter hva som i utgangspunktet forårsaker dem, nemlig de økonomiske incentivene.

5.2.3 Utslipp tilknyttet elektrisitetsproduksjon

Den mest interessante diskusjonen rundt disse resultatene ligger i en sammenligning av utslipp per kWh for de ulike energikildene. Tallene som er presentert skal alle representere utslipp gjennom livsløpet for elektrisitetsproduksjon. Likevel bør man være forsiktig med å trekke absolutte konklusjoner ut fra disse, da det er brukt ulike kilder. Tallene stammer fra forskjellige årstall og fra forskjellige områder, samtidig som systemgrenser og allokeringmetoder også kan være forskjellige. Likevel bør tallene kunne belyse grove trender mellom de ulike kildene. Man kan for eksempel se et entydig bilde av forholdet mellom gassbasert elektrisitet og fornybar elektrisitet, med unntak av SO₂ utslipp. Fornybar energi har et betydelig mindre utslipp per produsert kWh.

Som man kan se i figur 2.7 ligger Energiverk Mongstad lavere enn et gjennomsnitt av gasskraftverk i Europa. Tallene fra SimaPro stammer fra studier gjort i 1996, og situasjonen har nok forbedret seg noe. I disse tallene er også gassleting og regional el-distribusjon medregnet, noe som vil føre til høyere utslipp. På den annen side vil det også for disse anleggene, være rimelig å anta at produksjonsfasen er den klart største bidragsyter for utslipp til luft. Forholdstallene trenger dermed ikke å være langt fra de virkelige verdiene.

Bakgrunnen for en sammenlikning med andre energikilder var å se Energiverk Mongstad i forhold til mulige importmuligheter av elektrisitet fremover i tid. Energikilder i oppgaven, er valgt ut for å gi et bilde av både innenlands dekking og en import fra andre markeder. I gasskraftverkdebatter hører man til stadighet argumentet om at import av kullkraft vil være alternativet til gasskraftverk, for å dekke et økende el-behov i Norge. Mange vil hevde at dette bildet er noe uklart, og at det er vanskelig å anslå hvor den marginale kraften som kjøpes på nettet stammer fra. Dette er en interessant debatt, men som ikke vil bli fulgt videre her.

5.3 Robusthet i oppgaven

I en kvantitativ analyse vil man alltid være interessert i å se hvor robuste resultatene er, i forhold til endringer i inngangsdata og antagelser for analysen. Den påfølgende diskusjonen vil forsøke å belyse robustheten i denne oppgaven, ved å ta utgangspunkt i følsomhetsanalyser foretatt på antatt usikre områder i analysen. Diskusjonen vil også berøre punkter som influerer på hvordan analysen bør tolkes, og hvordan den kan brukes videre.

5.3.1 Datakvalitet

I enhver analyse må man, som en del av arbeidet, være i stand til å si noe om usikkerheten i data som er innhentet i analysen. Usikkerheten i benyttet *tallmateriale* vil påvirke robustheten og troverdighet i arbeidet, og en drøfting rundt dette vil ha mye å si for bruk og tolkning av rapporten. I en rapport for et kjemisk eksperiment, vil noe av målet med en usikkerhetsvurdering være å avdekke størrelsen på usikkerhet, gjerne i form av standardavvik eller liknende. Usikkerhet i målingsutstyr og tilfeldig målingsusikkerhet beregnes, og man kan gi et mål på hvor mye \pm usikkerhet som ligger i resultatene.

I denne oppgaven synes jeg det var vanskelig å skulle gi konkrete, kvantitative svar på usikkerheten grunnet kompleksiteten i systemet. Det er likevel gjennomført en sensitivitetstest for å prøve å gi et bilde på usikkerheten i tallmateriale, i enkelte prosessledd. Dette er også gjort for å vise at det nødvendigvis ikke er de største usikkerhetene som bidrar til størst påvirkning i resultatene.

Ved utslippsberegninger for offshoreaktiviteter er det benyttet data fra [34]. Dette er gjennomsnittstall for oljeindustrien i Norge i 1994, og tallmaterialet er heller ikke særlig nyansert i forhold til aktiviteter. Det er derfor vanskelig å si hvordan disse avviker fra de reelle tall for prosessleddene. Transportleddet er ikke tilstrekkelig nyansert, og vurderes som et usikkert datagrunnlag. Grunnet manglende nyansering er det også vanskelig å teste usikkerheten i tallene.

Datagrunnlaget for offshoreleddet er sammenlignet med ”Inventory” data fra en LCA utført av Stiftelsen Østfoldforskning [38], og viser vekslende avvik.

Tabell 5.1: Sammenlikning av data for offshore-leddet.

<i>Type utslipp</i>	<i>Olje [Bakkane]</i>	<i>Gass [Bakkane]</i>	<i>Olje [STØ]</i>	<i>Gass [STØ]</i>	<i>Enhet</i>
CO ₂	35879	53962	22000	54800	Tonn/mill toe
NO _x	247	302	177	226	Tonn/mill toe
SO ₂	6	6	8.38	6.53	Tonn/mill toe

Det var kun mulig å få tak i deler av [38]. Ut fra dette var det vanskelig å se antagelser og systemgrenser for undersøkelsen og Bakkane ble derfor vurdert som et bedre datagrunnlag. Hvordan vil for eksempel dette valget av bakgrunnsdata for offshoreleddet påvirke prosessleddets utslipp og totalt utslipp? For å gi et svar på dette ble det foretatt en sensitivitetstest hvor inngangsdata fra [34] ble skiftet ut med inngangsdata fra [38]. Resultatet fra denne er presentert i tabell B9.3 i vedlegg B9.

Her kan man se at selv om et skifte i inngangsdata gir forholdsvis store bidrag innad i prosessleddet (43,27 % økning i CO₂ utslipp), så vil det totale utslipp ikke påvirkes i

nevneverdig grad for Scenario-0 (0,5 % økning). For Scenario-1 er situasjonen noe annerledes, med det største avviket på 6.23 % økning av totalt NO_x utslipp. Likevel er avviket langt mindre totalt sett enn hva som er tilfellet for det enkelte prosessledd. Dette kommer av at de utslippene i produksjonsleddet er veldig store i forhold til de andre leddene

Data tilknyttet produksjonsleddet har blitt innhentet i nært samarbeid med Statoil, og anses å inneha relativt lav usikkerhet, sett mot de andre data benyttet i oppgaven. Likevel vil en liten usikkerhet i dette leddet kunne gi betydelig utslag i totalresultatet, grunnet de store utslippene herfra.

Mye av resultatene fra oppgaven er basert på eksergianalysen. Dette gjelder for virkningsgrad, så vel som utslippsallokering. De fleste data med unntak av vanndata som er benyttet i denne analysen, er fremskaffet av simuleringsprogrammer. Usikkerheten i disse tallene er derfor veldig avhengig av dataverktøyet. Noe av usikkerheten ble forsøkt redusert i simuleringsfasen, ved at prosessene ble simulert både i GTPRO og PROII. Det er data fra PROII som i hovedsak er brukt, men GTPRO ble benyttet som en slags referanse for å vurdere om det var betydelige avvik i verdiene. Det antas at usikkerheten i disse er ubetydelige i forhold til usikkerhet i data for selve utslippsbergninger.

Som nevnt vil usikkerhet i tallmateriale ha innvirkning på troverdighet og robusthet i analysen. Det er likevel også andre faktorer som påvirker dette. Gjennom analysen tas det mange antagelser, og robustheten i analysen og konklusjon hviler mye på hvor gode disse antagelsene er. Hvilke antagelser anses så som de mest usikre i denne oppgaven? Hvilken påvirkning har disse antagelsene på konklusjonen?

5.3.2 Antagelser og forutsetninger gjort i analysen

En av antagelsene gjennom arbeidet med oppgaven, berører type stål benyttet på installasjoner offshore, transport enheter og produksjonskomponenter. Andel av resirkulert og jomfruelig stål ble anslått å være 50/50. Sikkerheten i denne antagelsen antas å være lav, da det var vanskelig å få tak i informasjon som kunne beskrive denne fordelingen. Følsomhetsanalysen hvor det ble antatt 100 % jomfruelig stål viser at det totale utslippsresultat ikke blir påvirket av nevneverdig grad. Det samme vises for bruk av 100 % resirkulert stål. Likevel bemerkes økningen på 6.22 % for totalt SO₂ i Scenario-1 ved bruk av jomfruelig stål, og reduksjonen på 7,1 % ved bruk av resirkulert stål. Scenario-1 har et meget lavt utslipp av SO₂ i produksjonsleddet, og vil dermed bli mer påvirket ved endringer i offshore og transportleddet. For SO₂ vil det derfor være ønskelig å få sikrere estimat på materialsammensetting for installasjoner i offshore og transportleddene. I produksjonsleddet stammer all SO₂ utslipp fra produksjon av materiale brukt i Energiverket. En endring i antatt sammensetting vil derfor føre til direkte forandringer i utslipp. Også for dette leddet bør man derfor legge vekt på å skaffe tilveie grundig informasjon om materialsammensetting.

Det kanskje største usikkerhetsmomentet knyttet til forutsetninger i oppgaven, er allerede diskutert gjennom allokeringsproblematikken i kapittel 6.2.2. En endring i allokeringsmetode viste seg her å ha stor effekt på utslippsfordelingen mellom de forskjellige prosesser, og valg av allokeringsmetode vurderes derfor å ha stor signifikans med tanke på robusthet i de resultater hvor denne allokeringen benyttes.

Metanutslipp og global oppvarming

Når man snakker om global oppvarming, og tiltak for å redusere klimagasser som bidrar til dette, vil nok mange i første omgang tenke på reduserte CO₂ utslipp. Dette er for så vidt en riktig tankegang, da CO₂ er den største bidragsyter til dette miljøproblemet grunnet de voldsomme globale utslippene. Også for Energiverk Mongstad vil nok dette være tilfelle. Likevel kunne det vært interessant å se på hvordan utslipp av metan knyttet til energiverket vil bidra i denne sammenheng. Metan har en effekt på global oppvarming som regnes å være rundt 21 ganger høyere enn CO₂, per enhet[38]. Energiverk Mongstad baserer hele sin produksjon på uttak, transport og forbrenning av metan, og man kan ikke komme bort fra at dette vil medføre metanutslipp. Hensikten med kalkuleringene presentert i tabell B9.5 i vedlegg B9, er derimot å gi et bilde på betydningen av metanutslipp i klimasammenheng, samt å presisere at denne analysen for CO₂ utslipp på ingen måte må forveksles med en analyse av Globalt Oppvarmingspotensial. Resultatene viser at hvis man regner med en lekkasje på 1 % fra uttak og transport av naturgass⁸, så vil dette i CO₂ ekvivalenter være så mye som 6,7 % av de totale CO₂ utslipp fra energiverket. For en bestemmelse av Energiverk Mongstads GWP, vil altså metanutslipp kunne spille en vesentlig rolle.

Systemgrenser

Som nevnt i teoridelen så vil fastsettelse av systemgrenser være en kritisk fase for utfallet av analysen. En vurdering av robusthet i utfallet fra en analyse, vil ikke direkte kunne knyttes til systemgrensesetting. Systemgrensene vil derimot kunne ha en indirekte påvirkning, da for eksempel en inkludering av en prosess hvor det eksisterer dårlige bakgrunnsdata, vil kunne gi en analyse med dårligere robusthet. Det er ikke foretatt noen kvantitative tester for hvordan en endring av systemgrenser påvirker utfallet. Dette kan i høyeste grad være interessant å se på i et videre arbeid. Systemgrensene har også mye å si for hvordan analysen kan brukes videre, for eksempel i sammenlikninger med andre systemer.

⁸ Regner for enkelhets skyld naturgass som ren metan. Dette stemmer ikke helt, men utregningene er kun ment som et grovt eksempel.

5.4 Erfaringer ved bruk av metodikk

Systemene studert i denne oppgaven, har en høy grad av kompleksitet. Utslippene forbundet med tre forskjellige funksjoner skal kartlegges, samtidig er funksjonene knyttet opp mot det sammensatte systemet til et raffineri. Dette skaper utfordringer både innen datainnhenting og databehandling, for eksempel allokering. Hvordan skal man for eksempel håndtere fyringsgass og fyringsolje som benyttes til oppvarming av råolje, når disse selv stammer fra råoljen? Hvordan skal man fordele de totale utslipp på de forskjellige funksjonene? Hvilke produksjonskomponenter skal inkluderes, og hvilke materialer er benyttet? Dette er eksempler på spørsmål som var utfordrende under arbeidet.

Bruk av LCA i denne oppgaven ble i stor grad preget av at mye av systemet enda kun eksisterer på tegneblokk. Prosjektet Energiverk Mongstad er i en startfase, og mye av data som kunne vært nyttig i en LCA var derfor ikke tilgjengelig. Spesielt gjelder dette konstruksjon av nye komponenter. Det var også vanskelig å få tak i informasjon og data for det alternative system, også fordi dette er under utvikling.

Når det gjelder datainnsamling, viste arbeidet også viktigheten av at begge parter i analysen har kjennskap til LCA og hvilke data som er nyttige for en slik analyse. Ved en felles kjennskap til LCA vil man kunne bruke mindre tid på å skaffe tilveie data, og dermed kunne man bruke mer tid på bearbeidelse av disse.

Å foreta en eksergianalyse i dette caset, skapte mindre problemer. Dette henger selvfølgelig sammen med at analysen ikke gikk ned på detaljnivå og dermed unngikk de største utfordringene. Simuleringsverktøyene GTPRO og PROII viste seg svært hjelpsomme for bestemmelse av fysikalske data for strømmene i systemet. Det presiseres at man må være varsom med å benytte forskjellige programmer for bestemmelse av absolutte fysikalske data, fordi programmene kan operere med forskjellig referansetilstander. Det anbefales derfor å bestemme *forandringer* i fysikalske data fra én tilstand til en annen, slik at men unngår dette problemet.

Eksergivurderinger er også av en mer tradisjonell teknologisk art, noe som bidrar til lettere datatilgjengelighet.

5.5 Hvordan kan resultatene benyttes i en øko-effektivitet vurdering?

Resultatene som er kommet frem i dette arbeidet har flere muligheter til å inngå i en øko-effektiv vurdering av de to energisystemene. Hvis vi først fokuserer på resultatene fra LCA delen, så kan disse gå direkte inn i nevneren i øko-effektivitets likningen. Man kan bruke de separat slik at en øko-effektivitetsverdi kan bli;

$$\text{Øko-effektivitet} = \frac{\text{Verdiskapning}}{\text{tonnCO}_2 / \text{år}}$$

Vurderer man det opp mot bedriftsspesifikke miljøindikatorer foreslått av WBCSD, så ville det vært riktigere om miljøindikatoren representerte en miljøeffekt. Indikatoren ville vært i tråd med WBCSD om det i stedet for CO₂/år hadde stått CO₂-ekvivalenter/år, som uttrykk for GWP. Man angir da en øko-effektivitets indikator for et miljøproblem, og ikke bare en type utslipp. Dette ser vi også for de andre utslippene hvor man i stedet burde brukt NO_x-ekvivalenter og SO₂-ekvivalenter. Denne type indikator krever at det blir gjort en fullstendig LCA.

En annen mulighet er å summere utslippene fra de tre gassene i en felles miljøindikator. Dette kan nok være noe unaturlig da de er av forskjellige størrelsesorden, samtidig som de gir forskjellige effekter. En mulighet for å imøtekomme denne utfordringen er å forsøke å vekte disse utslippene mot hverandre. I LCA sammenheng så er bruken av vekting, som nevnt i teorien, et omstridt tema. Vekting har som formål å sette miljøeffekter opp mot hverandre og tillegges forskjellig betydning, i form av forholdstall. Resultatet er én verdi for miljøbelastning. Temaet som diskuteres er hvordan man kan si at den ene effekten er verre en den andre, når det her er snakk om totalt forskjellige effekter. Det er med andre ord snakk om verdier.

Tar man utgangspunkt i at de forskjellige utslipp det er snakk om i denne oppgaven representerer forskjellige typer miljøeffekter; CO₂-klimaforandring, NO_x-overgjødning, og SO₂-forsuring, kan en vekting også utføres her. Man er dermed i stand til å kunne gi én verdi for miljøbelastning fra de to energisystemene, som kan benyttes i øko-effektivitets utregninger. Velger man en slik tilnærming, må man være veldig varsom i videre bruk. Selv om det i dag eksisterer flere anerkjente vektingssystemer, så finnes det ikke en felles konsensus på dette området. Ulike vektingsmetoder kan dermed gi ulike svar. Det vil også være en utfordring i håndtering av NO_x som egentlig bidrar i flere effektkategorier(eks; forsuring og overgjødning). Igjen nevnes prinsippet om at troverdigheten avhenger mye av gjennomsiktigheten i arbeidet.

Det påpekes også her, at utslipp av CO₂ alene ikke må benyttes som et mål på GWP. Det samme gjelder utslipp av NO_x og SO₂ for sine effektkategorier.

Resultatene fra en livsløpstilnærming, eller en fullstendig LCA, er gunstig på den måten at man kan se forandringer i øko-effektivitet over forskjellige livsløpsfaser. For denne oppgaven lokaliseres utslippene til offshoreaktiviteter, transport og produksjon. På denne måten kan man se hvor i livsløpet de største utslippene per verdiskapning opptrer.

Bruk av eksergivirkningsgrad som miljøindikator i øko-effektivitet er ikke nevnt blant forslagene fra WBCSD. Likevel mener jeg at dette kan være en interessant mulighet som bør sees nærmere på. Ideen baseres på at det i hele livsløpet for de to systemene dreier seg om behandling av energi i en eller annen form. Fra uttak offshore til forbrenning på land dreier all utslipp seg om uttak og transport av energibærere og omforming av energi. Man kunne da si at en miljøpåvirkning av systemet, vil henge sammen med i hvilken grad systemet utnytter denne energien. Det er tidligere diskutert bruk av eksergi i forhold til energi, og denne diskusjonen vil ikke bli gjentatt her. Ved bruk av eksergivirkningsgrad som miljøindikator, så krever dette at en slik analyse blir gjort for alle prosessledd i begge scenarioene. På denne måten vil man kunne se hvor i livsløpet de største tapene av potensielt arbeid oppstår, altså hvor man har de største tapene i ressursutnyttelse. En likning for øko-effektivitet for et prosessledd ville da kunne sett ut følgende;

$$\text{Øko-effektivitet} = \frac{\text{Verdiskapning}}{(1 - \eta_{\text{eksergi}})}$$

Det er ikke funnet tidligere arbeid som benytter denne indikatoren i øko-effektivitet sammenheng, men her trengs det et dypere litteraturdykk. Det er derfor her kun introdusert som et mulig forslag til bruk av eksergivirkningsgrad i øko-effektivitet. Argumenter i mot vil betvile sammenhengen mellom en forbedret eksergivirkningsgrad og en redusert miljøpåvirkning. Spørsmål vil stilles om eksergivirkningsgraden i et system egentlig forteller noe om konkret miljøpåvirkning. For å diskutere dette videre, kan [37] gi et godt utgangspunkt. Her konkluderes det med at eksergi er en meget anvendbar størrelse til generell statistisk bruk, både som mål på ressursbeholdning og strømmer, og som et mål på avfallsutslipp og potensialet for miljøskade. Rapporten introduserer også tanken om eksergiproduktivitet, hvor økonomisk output måles i forhold til eksergi input. Dette vil være veldig likt forslaget til bruk i øko-effektivitet som er nevnt over, med rapporten følger ikke dette videre.

5.6 Vurdering av resultat opp mot formål med oppgaven

Oppgavens hovedformål er å angi livsløpsutslipp av CO₂, NO_x, SO₂ til luft og å anslå eksergieffektivitet for Energiverk Mongstad. Dette er utført, og resultatene er forsøkt presentert på en måte som gir en interessant og anvendelig vinkling.

Troverdigheten av disse resultatene er forsøkt ivaretatt med en gjennomsiktighet i antagelser og forutsetninger. Dette er en utfordrende del av analysen, da antagelser gjøres fortløpende gjennom arbeidet og man kan lett glemme å spesifisere disse. I denne oppgaven er antagelser ved utregninger gitt som notater nært opp mot resultatene. Dette vil forhåpentligvis gjøre arbeidet mer gjennomskuelig. Systemgrenser er forsøkt klargjort i beskrivelser av de ulike prosessledd, samt synliggjort i et oppsummerende kapittel.

Troverdigheten er også knyttet opp mot vurdering av robusthet. I denne oppgaven viser følsomhetsanalyser for eksempel at en del av resultatet var meget avhengig av hvilken allokeringmetode man benytter. Oppgaven kan likevel ivareta sin troverdighet ved at denne avhengigheten synliggjøres og kvantifiseres. Resultater og diskusjoner rundt sensitivitetstester er et forsøk på å ivareta troverdigheten for denne oppgaven.

Oppgavens andre formål var å gi vurderinger av erfaringer gjort ved bruk av LCA metodikk og eksergianalyser i denne oppgaven, samt å diskutere bruk av resultatene som miljøindikatorer i øko-effektivitet begrepet. Denne delen er av kvalitativ art, og forsøkt besvart så godt som mulig i kapittel 5.4 og 5.5.

5.7 Videre arbeid

Forbedringer på punkter som allerede er nevnt som usikre vil være en god start på et videre arbeid. En dypere studie av disse spørsmålene vil sikre Statoil en bedre kvalitet på resultatene. En mer inngående analyse var også ønskelig i arbeidet med denne oppgaven, men tidsbegrensning for studien og begrenset datatilgjengelighet tillot ikke dette.

Det ville også vært ønskelig å gjennomføre en fullstendig LCA. Dette ville gitt mer verdifulle resultater til bruk i en øko-effektiv vurdering, så vel som en generell miljøprestasjonsvurdering.

En annen anbefaling til videre arbeid er å knytte LCA opp mot input/output analyser av typen som er presentert i teorien. På denne måten kan man få kartlagt utvekslingen av energi og materiale mellom integrerte og kompliserte prosesser, og dermed også utslipp forbundet med dette på en bedre måte. Analysen er i prinsippet det samme, men de matematiske uttrykk som benyttes gjør det enklere å analysere en LCA. En LCA på input-output form er også enklere å kombinere med andre metoder, for eksempel optimalisering i lineærprogrammering, vanlig simulering av prosessene og i det man kaller for en hybrid-LCA. I en hybrid-LCA kombineres den lokale LCA med en økonomisk input-output LCA, som beskriver miljøbelastning som funksjon av endringer i kjøp og salg av varer og tjenester i den norske økonomien. Dette krever imidlertid detaljopplysninger fra Mongstad i form av kostnader/inntekter for kjøp/salg av varer og tjenester for de ulike produksjonsprosessene. Eksempler på slike kan være; administrative kostnader for drift av en prosess, finansielle tjenester for et utbyggingsprosjekt og liknende.

I eksergisammenheng, anbefales en utvidet analyse av ulike livsløpsfaser, så vel som ulike prosesser på Mongstad. Dette kan sees i øko-effektivitet sammenheng, men arbeidet bør også omfatte annen bruk. Det må også legges arbeid ned i en nærmere studie av sammenhenger mellom eksergi og miljøeffekter. Som nevnt er [37] en kilde her, men også [39] og [40] gir gode drøftinger på dette temaet.

Et videre arbeid bør også ha i bakhodet de erfaringer som er gjort i denne oppgaven, omtalt i kapittel 5.4

6.0 Konklusjon

Bruk av LCA er en av mange metoder for miljøprestasjonsvurdering på systemnivå. Tidligere arbeid viser at metoden er blitt benyttet helt, eller delvis, i flere miljøvurderinger av energisystem. Metoden kan på en meget god måte frembringe indikatorer til bruk i øko-effektivitet, og man kan ut fra LCA resultater se utvikling av øko-effektivitet gjennom livsløpskjeden til en produktstrøm. For å frembringe indikatorer som er anbefalt fra WBCSD, vil en fullstendig LCA være påkrevd.

Utslippstallene for de totale utslipp fra de to scenarioene er vist i tabell under;

Tabell 6.1: Totale utslippstall for Scenario-0, og Scenario-1

	CO2	NOx	SO2	Enhet
Scenario-0	626000	701	96	Tonn/år
Scenario-1	1286000	672	8,1	Tonn/år

Utslippstallene forbundet med dampproduksjon og råoljeoppvarming, er vist i tabell 6.2.

Tabell 6.2: Utslipp forbundet med dampproduksjon og råoljeforvarming

	CO2	NOx	SO2	Enhet
Scenario-0	626000	701	96	Tonn/år
Scenario-1	383000	200	2.4	Tonn/år

Utslipp forbundet med el-produksjon viser følgende utslippsverdier;

- $\text{gCO}_2/\text{kWh} = 404$
- $\text{gNO}_x/\text{kWh} = 0,186$
- $\text{gSO}_2/\text{kWh} = 0.0027$

Det største utslippet i livsløpet til energiproduksjonen er knyttet til selve produksjonsfasen.

I arbeidet med kalkulering av utslipp, vurderes usikkerheten tilknyttet materialsammensetting for installasjoner og nye komponenter, som de mest usikre. Bakgrunnsdata for transportleddet var unyanserte og vurderes også usikre. Ved fordeling av utslippsbelastning mellom prosessene, viste det seg at valg av allokeringemetode har stor påvirkning på utfallet av fordelingen.

Eksergivirkningsgraden for Energiverk Mongstad ble funnet å være 44,6 %.

Eksergivirkningsgrad sier noe om hvor mye potensielt arbeid som forsvinner i en prosess, og kan av den grunn betraktes som et mål på ressurseffektivitet. Bruk av denne størrelsen innen øko-effektivitet viser seg mulig, men dette krever en dypere studie og anbefales som videre arbeid.

Et videre arbeid bør også se nærmere på muligheten av å kombinere LCA med input-output analyser, for på denne måten få frem bakgrunnsprosesser klarere, noe som tilfører en større dybde i studien.

Referanser

- [1] Lindfors, L.G., Christiansen, K., Hoffman, L., Virtanen, Y., Juntilla, V., Hanssen, O.J., Rønning, A., Ekvall, T., Finnveden, G., *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*, København: Nordic Council of Ministers, 1995
- [2] Sund, L. & Hanssen, O.J.: *Livsløpsvurderinger av produktsystemer*, rapport nr.5
- [3] Clift, R., Eder, P., Triebswetter, U., Udo de Haes, H., Wrisberg, N., *Analytical tools for environmental design and management in a systems perspective*, Report to European Union, Leiden University: Centre of Environmental Science, oktober 2000
- [4] Oljeindustriens landsforbund: *Metode for Miljørettet Risiko Analyse (MIRA)*, januar 2001.
- [5] Forskrift om gjennomføring og bruk av risikoanalyser i petroleumsvirksomheten fastsatt 4 desember 1990. Oljedirektoratet
- [6] Huppes, G., Suh, S., *Gearing input output model to LCA Part I: General Framework for Hybrid Approach*, Leiden: Center of Environmental Science (CML), November 2000
- [7] Suh, S., A hybrid modell for environmental systems analysis: Use of economic Input-Output analysis in Life Cycle Assessment.
- [8] Berry, J., Forster, D., Holland, M., *ExternE Externalities of Energy*, vol 7: Methodology 1998 update, Brüssel: European Commission, European Communities, 1999
- [9] NOU; Nytte-kostnadsanalyser *Prinsipper for lønnsomhetsvurderinger i offentlig sektor*, NOU 1997:27.
- [10] Schaltegger, S., Sturm, A.: "Ökologische Rationalität", *Die Unternehmung*, Nr 4, 1990
- [11] Dahlsrud, A., Øko-effektive verdikjeder, Hovedoppgave ved NTNU, våren 2001
- [12] Rapport publisert av World Business Council of Sustainable Development: *Measuring eco- efficiency- a guide to reporting company performance*, WBCSD, Juli, 2000.
- [13] OECD, "Eco-efficiency", Paris 1998
- [14] Schmidheiny, S., *Eco-efficiency- creating more value with less impact*, WBCSD, 2000
- [15] WBCSD: "Business as part of the solution", 1996

-
- [16] Lehni, M., *WBCSD project on eco-efficiency metrics & reporting-State-of-play report*, WBCSD, 1998
- [17] Graedel, T.E., Allenby, B.R., *Industrial Ecology*, AT&T, 1995
- [18] Ertesvåg, I.S, Bolland, O., ”Verknadsgrader”, NTNU, januar 2000
- [19] Kotas T.J., *The Exergy method of Thermal Plant Analysis*, Krieger publishing Company, Malabar, Florida, 1995
- [20] Baehr, A.D., *Thermodynamik, Eine Einführung in die Grundlagen und ihre technischen Anwendungen*, 2.utgave, Pringer-Verlag, 1966
- [21] Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Wegener Sleeswijk, A., Suh, S., Udo de Haes, H. A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M. A. J., *Life cycle assessment: An operational guide to the ISO standards. Part 1: LCA in perspective; Part 2a: Guide; Part 2b: Operational annex; Part 3: Scientific background*, Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 2001
- [22] NTVA-seminar, Proceeding: Industrial Ecology-Methodology and practical Challenges in Industry, 14-15 Juni, 2001
- [23] ISO 14040:1997, Norsk standard NS-EN ISO 14040. Miljøstyring, Livsløpsvurdering, Prinsipper og rammeverk, Norges standardiseringsforbund (NSF), 1.utgave februar 1998
- [24] Guinée, J. B., *Development of a methodology for the environmental Life-Cycle Assessment of products*, 1995
- [25] Stockholm Environment Institute(SEI) og Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier, *Naturgassutbyggnad i Sverige- metod för strategisk miljøbedømning innom energisektorn*, Naturvårdsverket Förlag, 2000
- [26] Krewitt, W., Trukkenmuller, Country specific damage factors for air pollutants, 2001. Akseptert for publikasjon i International Journal of LCA.
- [27] Rabl, A., Spadaro, J. V., Estimates of real Damage from Air Pollution: Site Dependence and Simple Impact Indices for LCA, *International Journal of LCA*, s. 229-243, 1999
- [28] Askham, C., Magnussen, K., Vold, M., *Life Cycle Assessment of a Gas Power station- Is Life Cycle Assessment a good basis for economic valuation of environmental effects?*, OR 10.99 Fredrikstad: Stiftelsen Østfoldforskning, Mars 1999

-
- [29] Anonymus, Livscyklusvurdering af dansk el og kraftvarme. Sammenfatning og Hovedrapport, EnergiE2, Ballerup; Elkraft System, Ballerup; ELFOR, Fredricia, Elsam, Fredericia; Eltra, Fredericia; Danmark, 2000
- [30] Kuemmel, B., Krüger Nielsen, S., Sørensen B., *Life-Cycle Analysis of Energy Systems*, Roskilde University Press, 1997
- [31] Wolf-Watz, C., Uppenberg, S., et al. Kartläggning av dataunderlag för el och drivmedel. Naturvårdsverket, Stockholm, 2000.
- [32] Korobitsyn, M., A. New and Advanced Energy Conversion Technologies – Analysis of Cogeneration, Combined and Integrated Cycles, Ph.D. Thesis, University of Twente, The Netherlands, 1998.
- [33] <http://www.statoil.com/> (03.04.02)
- [34] Bakkane Keiserås, K., “Life cycle data for Norwegian Oil and Gas”, Tapir Publishers, 1994
- [35] OPL, 1992: The North Sea Field Development Guide. 4th Edition” Oilfield Publications Limited(OPL), June 1992
- [36] Schleisner, L., Life cycle assessment of a wind farm and related externalities, Renewable energy, Volume 20, Issue 3, Energy Policy (online-tidsskrift), 1 Juli 2000
- [37] Ayres R. U., Ayres , L.W., Martinàs, K., *Eco-Thermodynamics: Exergy And Life Cycle Analysis*, Centre for the Management of Environmental Resources, 1996
- [38] Askham, C., Rønning, A., Vold, M., Life Cycle Inventory of Norwegian Energy Carriers, Oil and Gas, Stiftelsen Østfoldforskning OR.52.98, 1999
- [39] Connelly, L., Koshland, C, P., Exergy and industrial ecology. Part 2: A non-dimensional analysis of means to reduce resource depletion, Exergy International Journal, 1(4) s 234-235, 2001
- [40] Dewulf, J., Van Langenhove, H., Mulder, J., van den Berg, M. M. D., van der Kooi, H. J., de Swaan Arons, J. Illustrations towards quantifying sustainability of technology, Green Chemistry 2, 2000
- [41] Fakta 2000-Norsk petroleumsvirksomhet, Olje og Energi departementet
- [42] Schmidt, E., Verein Deutcher Ingenieure (VDI), Wasserdampf tafeln, Springer-Verlag, Berlin/Göttingen/Heidelberg, 1963
- [43] http://www.sft.no/publikasjoner/andre/1859/ta1859.htm#P960_35211 (19.03.02)
- [44] Grinden, B., Lillefloth, R., *Prognoser for etterspørsel etter elektrisk energi og effekt på lands- og fylkesnivå fram til år 2025*, Rapport SINTEF Energiforskning, september 1996.
-

Symbolliste

Symbol	Størrelse	Benevning
q_0	Varmeoverføring per masseenhet	Kj/kg
P_0	Trykk i omgivelsen	Bar
T_0	Omgivelsestemperatur	Kelvin
s_0	Spesifikk entropi ved omgivelsesbetingelser	J/kg K
h_0	Spesifikk entalpi ved omgivelsesbetingelser	J/kg
h_i	Spesifikk entalpi ved en gitt tilstand i.	J/kg
s_i	Spesifikk entropi ved en gitt tilstand i.	J/kg K
ϵ_{fys}	Fysikalsk eksergi	kJ/kg
w_x	Spesifikt akselarbeid	J/kg
E_{kjem}	Total kjemisk eksergi	kJ/kg
x_i	Mol fraksjon av komponent i	
ϵ_{kjem}^0	Standard kjemisk eksergi for komponent i.	J/mol
R	Gasskonstant	J/Kmol
$\eta_{eksergi}$	Eksergieffektivitet	

Ord og begrepsforklaring

I rapporten er det brukt en del begrep som trenger en nærmere forklaring. Disse er listet opp nedenfor. De generelle definisjonene baseres på ordliste liggende på Statoils hjemmesider.

- Kondensat:** En blanding av de tyngre delene av naturgassen, det vil si pentan, heksan, heptan osv. Gassen er flytende ved atmosfærisk trykk. Kalles også naturbensin eller nafta.(Kilde: Statoil)
- Naturgass:** Blanding av gassformige hydrokarboner som finnes i berggrunnen, vanligvis 60-95 % metan.(Kilde: Statoil)
- Nedstrøms:** I denne oppgaven: Aktivitetene som foregår etter utnyttelse av gass og olje. Distribusjon og bruk av elektrisitet er eksempler på nedstrømsaktiviteter.
- Oljeekvivalenter:** Forkortes o.e. En angivelse som brukes når olje, gass og NGL skal summeres. Begrepet er knyttet til den energimengden som blir frigjort ved forbrenning av de ulike petroleumstypene
- Oppstrøms:** I denne oppgaven: Aktiviteter som skjer før utnyttelse av gass og olje. Leting etter olje og gass og produksjon fra felt er eksempler på oppstrømsaktiviteter.
- Råolje:** Oljen som produseres fra et reservoar, etter at assosiert gass er fjernet ved separasjon.(Kilde: Statoil)
- Våtgass:** Kalles også Natural Gas Liquids (NGL). Består av tre ulike gasser: etan, propan og butan, samt små mengder tyngre hydrokarboner. Gassen er delvis flytende ved atmosfærisk trykk.(Kilde: Statoil)