

**SINTEF Fiskeri og havbruk AS**

Postadresse: 7465 Trondheim  
Besøksadresse:  
SINTEF Sealab  
Brattørkaia 17B

Telefon: 4000 5350  
Telefaks: 932 70 701  
E-post: fish@sintef.no  
Internet: www.sintef.no

Foretaksregisteret: NO 980 478 270 MVA

# SINTEF RAPPORT

TITTEL

## Forprosjekt - Miljøregnskap for fiskeri- og havbruksnæringen i Norge

FORFATTER(E)

Jon Olaf Olaussen, Ingrid Bouwer Utne, Harald Ellingsen, Svein  
Aanond Aanondsen

OPPDRAGSGIVER(E)

Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfond

RAPPORTNR. SFH80-A086002	GRADERING Åpen	OPPDRAGSGIVERS REF. Terje Flatøy	
GRADER. DENNE SIDE Åpen	ISBN 978-82-14-04340-2	PROSJEKTNR. 86011601	ANTALL SIDER OG BILAG 54
ELEKTRONISK ARKIVKODE Rapport_endelig.doc		PROSJEKTLEDER (NAVN, SIGN.) Ulf Winther <i>Ulf Winther</i>	VERIFISERT AV (NAVN, SIGN.) Håvard Røsvik <i>Håvard Røsvik</i>
ARKIVKODE	DATO 2008-03-12	GODKJENT AV (NAVN, STILLING, SIGN.) Karl Almås, adm.dir <i>Karl A. Almås</i>	

## SAMMENDRAG

Dette forprosjektet har hatt som mål å utarbeide en oversikt over hva som er gjort innen miljøregnskap på fisk, hvilke aktuelle metoder som finnes, og hvilke forsknings- og andre miljøer som arbeider med denne type problemstillinger. I tillegg er det forsøkt å kartlegge og vurdere hvilke muligheter som finnes for å utarbeide miljøregnskap og hvordan miljøeffektivitet skal kunne måles for fiskeri- og havbruksvirksomheten. For å belyse hvilke muligheter utarbeiding av miljøregnskap gir, er det utarbeidet et foreløpig CO<sub>2</sub>-regnskap for laks. Basert på denne foreløpige analysen og tilgjengelige studier forøvrig, kan det virke som om energiforbruket knyttet til produksjon av fiskeprodukter ligger på et forholdsvis moderat nivå i forhold til kjøttprodukter i alminnelighet.

En viktig del av forprosjektet har videre vært å vurdere og deretter foreslå målsettinger og innhold på et overordnet nivå i et videre arbeid med miljøanalyser i fiskeri- og havbruksnæringen. Et miljøregnskap for fiskeri- og havbruksnæringen synes, på bakgrunn av resultatene i dette forprosjektet, å være både nyttig og realiserbart. Det skisseres på denne bakgrunn to alternative prosjektfomer med noe ulike finansieringsbehov og finansieringsmuligheter.

Forprosjektet er finansiert av Fiskeri og havbruksnæringens forskningsfond.

STIKKORD	NORSK	ENGELSK
GRUPPE 1	Fiskeri	Fishery
GRUPPE 2	Havbruk	Aquaculture
EGENVALGTE	Miljø	Environment

## INNHALDSFORTEGNELSE

<b>1</b>	<b>Sammendrag</b> .....	<b>4</b>
<b>2</b>	<b>Innledning</b> .....	<b>7</b>
2.1	Bakgrunn .....	7
2.2	Problemstilling og omfang .....	8
2.3	Viktige begreper .....	9
<b>3</b>	<b>Miljøeffekter</b> .....	<b>11</b>
3.1	Miljøeffekter av fangst av vill fisk .....	12
3.2	Miljøeffekter av havbruk .....	13
3.3	Miljøeffekter av landbruksprodukter .....	13
<b>4</b>	<b>Metoder</b> .....	<b>15</b>
4.1	LCA (Livsløpsanalyse) .....	15
4.2	Kort beskrivelse av enkelte programsystemer for LCA .....	18
4.3	Environmental Screening og EIA- Environmental impact assessment .....	19
4.4	Systemanalyse .....	19
4.5	Miljøindikatorer .....	20
4.6	Økologiske fotavtrykk .....	21
4.7	Miljøanalyse på ulike nivå og for ulike aktører .....	22
4.8	Oppsummering .....	23
<b>5</b>	<b>Anvendelser og kunnskapsstatus</b> .....	<b>24</b>
5.1	Livsløpsanalyser .....	24
5.2	Livsløps screening .....	25
5.3	Systemanalyse .....	25
5.4	Miljøindikatorer .....	25
5.5	Miljøregnskap innen landbruk .....	26
5.6	Miljømerkesystemer .....	27
5.7	Standardisering og internasjonalisering .....	29
5.8	Miljøregnskap og miljømerker .....	30
5.9	Gyldighetsområde og begrensninger for ulike metoder .....	32
5.10	Oppsummering .....	32
<b>6</b>	<b>FoU-miljø</b> .....	<b>34</b>
6.1	SINTEF Fiskeri og havbruk AS .....	34
6.2	Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU) .....	34
6.3	Østfoldforskning .....	35
6.4	SIK- Institutet för Livsmedel och Bioteknik .....	35
6.5	Ålborg Universitet .....	35
6.6	Dalhousie University .....	36
6.7	PRé Consultants .....	36
6.8	PE International .....	36
6.9	University of Manchester .....	36
6.10	ESU-services Ltd .....	37
6.11	SETAC .....	37
<b>7</b>	<b>Eksempel på bruk av miljøregnskap - foreløpig CO2-regnskap for norsk oppdrettslaks</b> .....	<b>38</b>
7.1	Forutsetninger og metode .....	38
7.2	Datagrunnlaget .....	40

7.3	Resultater .....	41
<b>8</b>	<b>Mulig oppbygging av hovedprosjekt .....</b>	<b>44</b>
8.1	Introduksjon .....	44
8.2	Mål for hovedprosjekt.....	44
8.3	Strategi .....	44
8.4	Mulige faser i et hovedprosjekt.....	47
8.4.1	Komparativ analyse av ulike matvarekjeder .....	47
8.4.2	Metodeutvikling av miljøanalyser av verdikjeder for fisk.....	47
8.4.3	Metodikk og rutiner for dokumentasjon miljøprestasjoner.....	48
8.5	Systemavgrensning .....	48
8.5.1	Effekter ved produksjon av driftsmidlene.....	49
8.5.2	Materialstrømmer med liten effekt .....	49
8.6	Aktuelle miljøer .....	49
8.7	Mulig framdrift .....	50
<b>9</b>	<b>Referanser .....</b>	<b>51</b>

## 1 Sammendrag

Det er et økende fokus nasjonalt og internasjonalt fra forbrukergrupper, matvarekjeder, miljøvernorganisasjoner og myndigheter om å dokumentere at all virksomhet foregår i henhold til prinsipper om bærekraft. Med økt oppmerksomhet på miljøeffekter ved matproduksjon, blir det stadig viktigere å dokumentere i hvilken grad fiskeri- og havbruksnæringen påvirker miljøet.

Miljøanalyser innen fiskerisektoren er fortsatt et forholdsvis jomfruelig område, men et område som forventes å få økt betydning og aktualitet i tiden fremover. Opinionsen med forbrukere, og ikke minst sterke matvarekjeder, i spissen vil kunne legge premisser for næringens aktiviteter ut ifra mer eller mindre veldefinerte krav til miljøprestasjoner. Hvis oppfatninger og krav skulle bli etablert på et i verste fall tilfeldig og feilaktig grunnlag, kan det slå ut i lite forutsigbare konsekvenser.

På denne bakgrunn er det gjennomført et forprosjekt med mål om å etablere et faglig grunnlagsdokument som beslutningsgrunnlag for igangsettelse av et videre arbeid med miljøanalyser innen fisker- og havbruksnæringen, for eksempel i et hovedprosjekt.

Dette forprosjektet har hatt som mål å utarbeide en oversikt over hva som er gjort innen miljøregnskap innen fiskeri- og havbruksnæringen, hvilke aktuelle metoder som finnes og hvilke forsknings- og andre miljøer som arbeider med denne type problemstillinger. I tillegg er det forsøkt å kartlegge og vurdere hvilke muligheter som finnes for å utarbeide miljøregnskap og hvordan miljøeffektivitet skal kunne måles for fiskeri- og havbruksvirksomheten.

Vår anbefaling er at sjømatnæringen posisjonerer seg i forkant av utviklingen og setter i gang egne tiltak for å definere hva produksjon av miljøvennlig sjømat innebærer. For næringen vil det i den forbindelse være viktig å benytte objektive kriterier og målemetoder for å evaluere og dokumentere miljøeffektene ovenfor myndigheter og forbrukere.

For å belyse hvilke muligheter utarbeiding av miljøregnskap gir, er det utarbeidet et foreløpig CO<sub>2</sub>-regnskap for laks. Vi finner her at avhengig av om fôret er tørket ved bruk av dieselloleje eller naturgass/LNG, så medfører produksjon av 1 kg laksefilet i Norge et utslipp på henholdsvis 3,0 og 2,9 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter. Da er hele livssyklusen fra settefiskanlegg til den ferdige laksefileten havner hos en forbruker i Paris tatt med i betraktningen.

Basert på resultatet av dette regnskapet, sammenholdt med tilgjengelige studier forøvrig, kan det virke som om energiforbruket knyttet til produksjon av fiskeprodukter ligger på et forholdsvis moderat nivå i forhold til kjøttprodukter i alminnelighet. Det finnes også publiserte data for energiforbruket innen ulike matvarekjeder, men spesielt for fisk er disse stort sett basert på utenlandske kilder som ikke nødvendigvis er representative for norsk fiskerinæring. I tillegg er det slik at CO<sub>2</sub>-analyser som er gjennomført av ulike matvarer viser sprikende resultat og det er ikke alltid like enkelt å se hva som er forutsetningene for analysene. Derfor vil det være nødvendig å gjennomføre egne analyser av øvrige matvarer for å fremskaffe et reelt sammenligningsgrunnlag. Utvikling av en norm eller en standard for hvordan CO<sub>2</sub>-analyser for matvarer bør gjennomføres er ønskelig og dette kan være en underliggende motivasjon og målsetting for et videre arbeid.

En viktig problemstilling er hvilke miljøindikatorer som skal tas med i en analyse. Energiforbruket er en sentral problemstilling og sterkt profilert i miljødebatten, spesielt med tanke på CO<sub>2</sub>-utslipp. Å fokusere på en sammenligning med andre matvarekjeder hovedsakelig basert på energiforbruket, kan derfor synes å være en fornuftig strategi. I tillegg til en generell enighet

(blant annet gjennom en betydelig politisk oppmerksomhet) om at energiforbruket er en viktig faktor, vil en sammenligning basert på energiforbruk være forholdsvis enkel. Flere analyser viser også at det kan være en sammenheng mellom høyt energiforbruk og andre negative miljøeffekter.

For å skaffe et mer komplett bilde av miljøprestasjonen til næringen bør likevel øvrige miljøeffekter trekkes inn. En sammenligning med alternative matvarekjeder vil da kunne bli mer komplisert. I forbindelse med en mer komplett analyse (som foreslås her som en fase 2 og 3, se under) vil det være mer relevant å sammenligne næringens miljøprestasjoner med mer allmenne referansenivå, som for eksempel politiske mål. Slike mål kan for eksempel knyttes til rømming av fisk, utslipp av næringsstoffer, bifangst, energiforbruk osv. Slike analyser kan gjennomføres regelmessig for å avdekke utvikling over tid og gi grunnlag for miljørettede tiltak.

Et miljøregnskap for fiskeri og havbruksnæringen synes på bakgrunn av resultatene i dette forprosjektet å være både nyttig og realiserbart.

En viktig del av forprosjektet har vært å vurdere mulig målsetting og innhold på et overordnet nivå i et videre arbeid med miljøregnskap for fiskeri- og havbruksnæringen. Her foreslås at et videre arbeid gjennomføres i flere trinn. En trinnvis fremdrift vil være fordelaktig både fordi arbeidet vil være enklere å styre og justere underveis, og fordi målet med de forskjellige trinnene etter hvert kan endre seg. Det vil finnes flere mulige finansieringsmodeller, som blant annet vil avhenge av hvilket ambisjonsnivå man legger opp til.

Dersom man skulle ønske å få finansiert et prosjekt med stor forskningsmessig tyngde kan det være naturlig å søke om midler i form av en KMB (kompetanseprosjekt med brukermedvirkning) gjennom Havet og Kysten programmet i Norges forskningsråd. Dette kan være hensiktsmessig både med hensyn til finansiering, effekt og varighet av prosjektet da den ønskede metodeutviklingen synes å passe godt inn i et doktorgradsprosjekt. Det er imidlertid ingen ting i veien for å gjennomføre det foreslåtte alternativ 1 (rent oppdragsprosjekt) uavhengig av om en KMB blir finansiert eller ikke.

#### Mulige momenter i et eller flere hovedprosjekt:

En miljøanalyse for fiskeri- og havbruksnæringen krever i hovedsak følgende arbeid:

- Identifisering av behov, definering av systemgrenser og valg av metodikk
- Datainnsamling
- Tilpasning av eksisterende metodikk og eventuell utvikling av ny metodikk
- Generering, analyse og verifisering av resultater
- Følsomhetsanalyser og eventuelle scenarieanalyser
- Konklusjoner og anbefalinger
- Jevnlige oppdateringer av resultatene

Arbeidet kan deles inn i 3 ulike faser:

- Komparativ analyse av ulike matvarekjeder (Fase 1)
- Miljøanalyse av verdikjeder for fisk (Fase 2)
- Metodikk og rutiner for dokumentasjon av miljøprestasjoner (Fase 3)

Angående framdriftsplan:

Fremdriften av et eventuelt hovedprosjekt vil være avhengig av hvilket ambisjonsnivå næringen selv ønsker å legge seg på. Prosjektet kan eksempelvis gjennomføres som et rent oppdragsprosjekt, som et KMB-prosjekt som nevnt over, eller som en kombinasjon.

Et oppdragsprosjekt vil sannsynligvis kunne gjennomføres i faser som indikert under, noe avhengig av hvem som skal gjennomføre arbeidet. Et KMB-prosjekt vil først kunne startes opp i 2009 og vil måtte gå over vesentlig lenger tid, eksempelvis 4 år hvis også et doktorgradsstipend skal inkluderes.

Et eventuelt oppdragsprosjekt kan gjennomføres i løpet av en 2-årsperiode med evalueringer mellom de ulike fasene. Dette kan gjøres som vist under.

Fase 1 – Ca. 6 mnd fra faseoppstart

Fase 2 – Ca. 1 år fra faseoppstart

Fase 3 – Ca 6 mnd fra faseoppstart

Totalt 2 år.

**Tabell 1:** Mulig fremdrift for et oppdragsprosjekt

Kvartal	År 1				År 2			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Fase 1								
Fase 2								
Fase 3								

## 2 Innledning

### 2.1 Bakgrunn

Med økt fokus på miljøeffekter ved matproduksjon, blir det stadig viktigere å dokumentere i hvilken grad fiskeri- og havbruksnæringen påvirker miljøet.

Det er et økende krav nasjonalt og internasjonalt fra forbrukergrupper, matvarekjeder, miljøvernorganisasjoner og myndigheter om å dokumentere at virksomheter foregår i henhold til prinsipper om bærekraft. Miljøeffekter, spesielt klimagassutslipp, er på medienes dagsorden. I en artikkel i Adresseavisen 26. november 2007 (Vestvik, 2007) presenteres CO<sub>2</sub> tall fra Fremtiden i våre hender for ulike matvarer. I denne artikkelen kommer villfanget fisk bedre ut enn både storfe og kylling, men disse tallene virker i hovedsak å være basert på svenske og danske tall.

I Bondebladet 13. desember 2007 (Sunde, 2007) presenteres også CO<sub>2</sub> tall for ulike matvarer, og her brukes tall for lakseoppdrett i Canada og tall for svensk torskefilet som eksempler på fiskeprodukter, noe som ikke gir et egnet bilde på miljøeffektivitet i norsk fiskeri- og havbruksnæring.

I Dagens Næringsliv 8. januar (Stabæk, 2008) omtales en luksusrestaurant i Stockholm som fjerner torsk fra menyen, basert på det svenske Miljøstyringsrådets anbefalinger (Miljøstyringsrådet, 2007), og tidsskriftet Fiskebåt melder om at nederlandske butikker fra 2011 bare vil selge Marine Stewardship Council (MSC) sertifisert sjømat (Fiskebåt, 2007).

World Wildlife Fund (WWF) Norge lanserte i februar 2008 en egen kampanje for bærekraftig sjømat. I tillegg setter i følge NTB Barne- og likestillingsdepartementet nå i gang arbeidet med å vurdere hvordan en ordning med klimamerking av varer kan bli i Norge (NTB, 2008). Wal-Mart, som er verdens største supermarkedkjede, forpliktet seg i januar 2006 til kun å kjøpe sjømat fra bærekraftige fiskerier. Tyske Metro Group, som er den tredje største supermarkedkjeden i verden, har inngått et samarbeid med WWF for å kunne kjøpe bærekraftig sjømat (WWF, 2007). The Marine Conservation Society (MCS) har laget et sjømatsregister som er tilgjengelig på internett med informasjon om UK- baserte fiskeleverandører, restauranter og bedrifter som har anvendelse av bærekraftig sjømat som et hovedmål for sin forretningsvirksomhet (Marine Conservation Society, 2007).

Norge har bundet seg til en rekke internasjonale avtaler som berører fiskeri- og havbrukssektoren på ulike saksfelt og nivå. Det gjelder blant annet Kyoto-avtalen som skal bidra til å redusere og regulere utslippene av klima-gasser, "føre var-prinsippet" som refererer til en bærekraftig forvaltning av ressursgrunnlaget, FNs regelverk for fiske på det åpne hav, Gøteborgprotokollen, samt krav om biologisk mangfold i havet (Verdenskommisjonen for miljø og utvikling, 1987; Miljøverndepartementet, 1997; Miljøverndepartementet, 2006). I FNs "Global Environmental Outlook" (United Nations Environmental Programme (UNEP), 2007b), nevnes global oppvarming, forurensning, ozonnedbrytning, forringelse av landjord, tilgang på ferskvann, rovdrift på marine ressurser og biologisk mangfold som de viktigste miljøutfordringene.

Stortingsmelding 58 (Fiskeridepartementet, 1997) påpeker også at internasjonale handels- og miljøprosesser må forventes å endre rammebetingelsene for fiskerinæringen betydelig i de kommende årene og at bruk av økonomiske virkemidler i miljøpolitikken vil kunne bli aktualisert, herunder miljømerking.



Fisk er foreløpig ikke omfattet av miljømerking i særlig grad, men flere standarder er utarbeidet av private organisasjoner. Eksempelvis har MSC (Marine Stewardship Council (MSC), 2007) tatt i bruk slike kriterier som ledd i miljømerking av produkter fra fiskerisektoren. Strategien er at markedet og forbrukerne skal være informerte om hvilke produkter som er basert på en bærekraftig fangst og forvaltning. Dermed kan forbrukernes preferanser for miljø i praksis fungere som en domstol gjennom at miljøvennlige produkter overlever/vinner markedsandeler i markedet.

En utfordring i dagens offentlige miljødebatt er den rådende begrepsforvirring som tidvis vanskeliggjør en felles problemforståelse. Et begrep som "bærekraftig" brukes i svært mange ulike sammenhenger, gjerne også synonymt med ordet "miljøvennlig". Men generelt inkluderer bærekraft og bærekraftig utvikling en rekke andre aspekter i tillegg til miljø, slik som for eksempel lønnsomhet, sysselsetting og demokrati. Dette betyr at miljøaspektet bare er en del av bærekraftsbegrepet. I en analyse av bærekraft vil dermed mange flere forhold måtte inkluderes enn det som er relevant i en miljøanalyse eller et miljøregnskap<sup>1</sup>. I denne rapporten er det miljøaspektet som er hovedtema.

Et annet, men ikke desto mindre viktig problem er imidlertid at det ikke finnes gode referansepunkter for hva som egentlig er en miljøvennlig fiskeri- og havbruksaktivitet. Miljøkrav er ikke alltid like lett å definere, og for de fleste kundegrupper vil miljødeklarasjoner fort bli vanskelig om ikke umulig å etterprøve. For næringen blir det derfor meget viktig at det utvikles mest mulig objektive kriterier og målemetoder som gir grunnlag for å evaluere og dokumentere at aktiviteten foregår etter miljømessig forsvarlige prinsipper.

## 2.2 Problemstilling og omfang

Dette forprosjektet har vært initiert av Fiskeri- og havbruksnæringens landsforening og Norges Fiskarlag som vurderer å få utarbeidet et miljøregnskap for fiskeri- og havbruksnæringen i Norge. Før man setter i gang et hovedprosjekt er det behov for å dokumentere eksisterende kunnskap om temaet. Denne kunnskapen vil bli benyttet som et beslutningsgrunnlag for eventuelt å planlegge et eller flere hovedprosjekt

Arbeidet er således ment å være en start på en målrettet aktivitet med sikte på å få avdekket de miljømessige konsekvenser av virksomheten til fiskeri- og havbruksnæringen, legge grunnlag for effektive miljøtiltak og dokumentere situasjonen og utviklingen i forhold til myndigheter, marked og opinion.

Det har vært en målsetting å dokumentere følgende forhold i forprosjektet:

- Hva som er gjort innen miljøregnskap på sjømatnæringen
- Aktuelle metoder og hvilke forsknings- og andre miljøer som arbeider med denne type problemstillinger
- Hvilke muligheter som finnes for å utarbeide miljøregnskap og trender
- Vurdering av hvordan et akseptabelt nivå med hensyn til grad av miljøeffektivitet eller også bærekraft skal kunne måles for fiskeri- og havbruksvirksomheten.

---

<sup>1</sup> For nærmere diskusjon av bærekraftig utvikling generelt, se for eksempel Verdenskommisjonen for miljø og utvikling (1987) *Vår felles framtid* (Original tittel: *Our Common Future*), Oslo, Norsk utgave: Tiden Norsk Forlag. For nærmere avklaring av bærekraftighet i fiskeriene, se for eksempel Utne, I. B. (2007) *Sustainable Fishing Fleet- A Systems Engineering Approach* (Ph.D.), *Institutt for Produksjons- og kvalitetsteknikk*, Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU).

- Finne tilgjengelig informasjon for å kunne vurdere grad av miljøeffektivitet innen sjømatproduksjon opp mot annen matvareproduksjon
- For å belyse arbeidsmetode, muligheter og begrensninger er det i forprosjektet også planlagt utarbeidet et foreløpig CO<sub>2</sub>-regnskap for oppdrett av laks i Norge

I tillegg er det inkludert en overordnet beskrivelse av mulige målsettinger og innhold i et hovedprosjekt.

Rapporten dokumenterer arbeidet med forprosjektet, bygger på eksisterende kunnskap innen området og er i hovedsak basert på litteraturstudier og prosjektgruppens erfaringsbakgrunn gjennom tidligere studier.

Prosjektet er finansiert av Fiskeri og havbruksnæringens forskningsfond. Arbeidet er utført av SINTEF Fiskeri og havbruk i dialog med en referansegruppe bestående av Jon Arne Grøttum, Fiskeri- og havbruksnæringens landsforening og Erling Holmeset jr., Norges Fiskarlag.

### 2.3 Viktige begreper

I en miljøanalyse er det viktig å kartlegge hvilke miljøaspekter som skal analyseres, hva som forårsaker miljøproblemene og hvilke effekter disse har, slik at eventuelle tiltak kan iverksettes.

I vår rapport skiller vi mellom begrepene *miljøregnskap* versus *miljøanalyse*. Et miljøregnskap er en kvantifisering av miljøpåvirkninger, mens en miljøanalyse også kan inkludere mer kvalitative avveinger mellom miljøeffektens innbyrdes viktighet, for eksempel i forhold til miljømål.

ISO 14000 serien inneholder en rekke standarder rettet mot miljøstyring. ISO 14001 (ISO, 2004) definerer følgende relevante begreper:

Et *miljøaspekt* er en del av en organisasjons aktiviteter eller produkter eller tjenester som kan innvirke på miljøet. Et vesentlig miljøaspekt kan ha en vesentlig miljøpåvirkning.

En *miljøpåvirkning* er enhver endring i miljøet enten den er ugunstig eller fordelaktig, som helt eller delvis skyldes en organisasjons miljøaspekter.

En *organisasjon* er et aksjeselskap, konsern, virksomhet, firma, foretak, myndighet eller institusjon, eller en del eller en kombinasjon av slike, enten det er en egen juridisk person eller ikke, offentlig eller privat, som har sine egne funksjoner og administrasjon.

Et *miljøstyringssystem* er den delen av en organisasjons styringssystem som benyttes til å utarbeide og iverksette dens miljøpolitikk og styre dens miljøaspekter.

Et *miljømål* er et overordnet mål i samsvar med miljøpolitikken en organisasjon har pålagt seg selv å oppnå.

En *miljøprestasjon* er målbare resultater av en organisasjons styring av sine miljøaspekter.

For lettere å forstå forskjellen mellom noen av disse begrepene, kan det være greit med et praktisk eksempel. Et miljøaspekt kan for eksempel være "vedlikehold av oljebrennere" (årsak) i et forbrenningsanlegg for fossile brennstoffer. Miljøpåvirkningen (virkningen) av dette miljøaspektet kan være et utslipp av en bestemt mengde forurensende gasser som for eksempel SO<sub>2</sub>. Miljøeffekten (resultatet) av dette SO<sub>2</sub>-utslippet er et økt bidrag til forsurening av jord og

vassdrag. Den miljøeffekten som oppstår er derfor resultatet av miljøpåvirkningen (Roseng, 2005).

Det er ofte vanskelig eller til og med umulig å gjøre rede for alle miljøeffekter som er knyttet til et bestemt miljøaspekt, og det er heller ikke alltid vitenskapelig enighet om miljøeffektene. De aktuelle miljøproblemene i et produkts livsløp avhenger ikke bare av produktet, men også av hvilke problemer samfunnet er oppmerksom på. Når ISO 14001 innføres i en organisasjon, kreves det at virksomheten identifiserer vesentlige miljøaspekter og tilknyttede påvirkninger for å avgjøre hvor styring eller forbedring er påkrevd (ISO, 2004). Derfor er det nødvendig for en virksomhet å ha en oppdatert og aktuell kunnskap om mulige miljøeffekter for å kunne vurdere betydningen av egne miljøaspekter (Roseng, 2005).

I en livsløpsvurdering (LCA), som er en standardisert og vitenskapelig metode for vurdering av hvordan et produkt påvirker miljøet gjennom hele dets livsløp, er det obligatorisk med en miljøeffektvurdering. I miljøeffektvurderingen skal resultatet fra miljøkartleggingen (regnskapet) helt konkret knyttes til spesifikke miljøeffekter.

### 3 Miljøeffekter

Det finnes mange ulike miljøeffekter, og hvilke som inkluderes i en miljøanalyse avhenger av metode og omfang. I det følgende beskrives kort noen av de vanligste effektene (i kursiv) som analyseres i miljøanalyser.

*Klimatiske forandringer eller drivhuseffekt* er en viktig kategori i forbindelse med beregning av miljøbelastning. Økt drivhusgassutslipp er ventet å kunne medføre betydelig endringer i form av blant annet økt havnivå og mer ekstremvær (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2001). Ozonlaget og drivhuseffekten påvirker hverandre gjensidig. Forandringer i ozonlaget påvirker jordens klima, og klimaet og meteorologiske forhold virker inn på *nedbrytingen av ozonlaget* (Miljøstatus, 2008).

Med *forsuring* eller sur nedbør menes ofte tilførsel av forurensninger via nedbør som virker forsurende i naturen. Det er i første rekke svoveldioksid (SO<sub>2</sub>) og nitrogenoksider (NO<sub>x</sub>) som er de viktigste forsurende komponentene. I tillegg vil ammoniakk og ammonium (NH<sub>x</sub>) virke forsurende gjennom ulike prosesser i jord og vann (Norsk institutt for luftforskning (NILU), 2007). Avsetning av svovel er fortsatt av størst betydning for forsureningen i Norge. Nitrogen har en mer kompleks økologisk påvirkning på naturen enn svovel, fordi nitrogen også kan virke som gjødsel og skape overgjødning (Miljøstatus, 2008).

I havområdene er det to typer *overgjødslingsproblem*. Lokale norske kilder kan føre til overgjødsling, spesielt i fjord- og skjærgårdsområder. Samtidig påvirkes norske kystområder av langtransportert forurensning med havstrømmene. Høye konsentrasjoner av næringssalter kan gi større utslag i fjorder enn i åpent farvann i kystområdene, fordi utskiftningen av vannmassene tar lenger tid i fjordene enn langs kysten. I Norge er så langt utslipp av næringssalter og stimulert algevekst et lite problem (Skjoldal, 2007).

Atmosfærisk langtransport fra andre land i Europa er en dominerende kilde til nedfall av *tungmetaller* som arsen, kadmium, bly, sink og vanadium. I Norge er det spesielt i Mo i Rana betydelig nedfall av mange metaller, samt i nærområdene rundt Odda, Årdal og Kristiansand på grunn av industriproduksjon. Forekomst av krom, kobber, nikkel, og i noe mindre grad jern og kvikksølv, skyldes først og fremst nedfall fra lokale punktkilder. Miljøvernmyndighetene har laget en prioritetsliste over enkelte stoffer som utgjør særlige helse- og miljøproblemer i Norge. Listen omfatter blant annet tungmetallene arsen, bly, kadmium, kobber, krom og kvikksølv. *Toksisitet* omhandler stoffer som er giftig for økosystemer og menneskelig helse (Miljøstatus, 2008).

Jordbruk og skogbruk har alltid påvirket det biologiske mangfoldet over store deler av landarealet. Det moderne landbruket er en langt sterkere påvirkningsfaktor enn tidligere tiders jord- og skogbruk, på grunn av økende rasjonalisering og intensivering. Nedbygging av arealer eller *arealbruk* utgjør lite i prosent, men den biologiske verdien av de nedbygde områdene var ofte stor i utgangspunktet, og blir sterkt redusert ved nedbyggingen. Områder uten inngrep blir sett på som en knapphetsressurs både i nasjonal og internasjonal sammenheng (Miljøstatus, 2008).

Naturen skal forvaltes slik at arter som finnes naturlig sikres i levedyktige bestander, og slik at variasjonen av naturtyper og landskap opprettholdes og gjør det mulig å sikre det *biologiske mangfoldets* fortsatte utviklingsmuligheter. Norge har som mål å stanse tapet av biologisk mangfold innen 2010 (Miljøstatus, 2008).

I følge Pelletier (2007), er global oppvarming, forsurening og overgjødning de mest vanlige effektene inkludert i de eksisterende studiene av sjømat. Noen studier har inkludert abiotisk ressursforbruk, altså forbruk av ikke-fornybare kilder som fossile energikilder. Toksisitet har blitt vurdert, samt biotisk ressursforbruk, altså bruk av fornybare ressurser. Standardeffektene inkludert i LCA analysen er viktige, men begrensede, og miljøpåvirkninger fra sjømat omfatter mange flere effektkategorier, noe som betyr at en miljøanalyse av sjømat innebærer utvikling av nye effektkategorier, eller i alle fall en beskrivelse av begrensningene i studien.

### 3.1 Miljøeffekter av fangst av vill fisk

Dagens fiskerier påvirker miljøet på flere områder. Effektene varierer noe mellom de ulike redskapsgruppene, men mye er felles. Et viktig og dominerende miljøaspekt er energiforbruket. Fiskeriene i vår del av verden er totalt avhengig av forbrenningsmotorer og i alle fall deler av virksomheten har et forholdsvis høyt energiforbruk. Internasjonale studier (for eksempel (Tyedmers, 2001)) har vist at fiskeriene i dag forutsetter en energisubsidiering ved at det forbrukes mer energi enn hva som hentes opp av havet. Dette er selvsagt ikke noen absolutt målestokk, men likevel en indikasjon på at energiforbruket innen internasjonalt fiske representerer en betydelig utfordring med hensyn til bærekraftighet.

Internasjonalt er bifangst, bidødelighet, utkast av biprodukter og såkalt spøkelsesfiske generert av tapte garn som blir stående på havbunnen og fiske i lange tider til ingen nytte, velkjente problem. I en FAO rapport anslås det at det på verdensbasis årlig kastes ut i gjennomsnitt 7.3 mill. tonn fisk (FAO, 2004). I snitt tilsvarer det mer enn 8 % av all årlig fangst av vill fisk fra verdenshavene.

Det er ikke gjort systematiske vitenskapelige studier på utkastet innen norske fiskerier, men Valdemarsen et al (2003) estimerer dette til å ligge mellom 50.000 - 200.000 tonn, noe som utgjør 2-8 prosent av totalfangsten. I norsk fiskerilovgivning er det forbud mot utkast av død eller døddende fangst for en del fiskeslag uavhengig av størrelse (torsk, hyse, sei, uer, makrell, atlantiskandisk sild, trondheimsfjordsild, nordsjøsild, vassild, lodde og blåkkeite), men en stor del av antatt utkast inkluderer imidlertid også disse fiskeslagene. Utkast representerer etter vår oppfatning en miljøbelastning som bør inkluderes i en miljøanalyse.

Et annet forhold er effekter på havbunnen som særlig bruk av bunntål medfører. At dette er negativt for korallrev er kjent (FAO, 2004), mens det er langt større usikkerhet rundt hvilken effekt bunntåling har for øvrige havbunnsbiotoper. Andre forhold er bruk av bunnstoff på fiskefartøyer, freon og kjemikalier som blant annet brukes som kjølemedium i kjøleanlegg osv.

Også belastningen på fiskeressursen i seg selv kan representere et miljøproblem i den grad dette skjer utenfor sikre biologiske rammer. I 2005 anslo FAO (2006) at ca. 23 % av verdens fiskeressurser er under- eller moderat utnyttet med et mulig potensial for økt uttak. Halvparten (52 %) var utnyttet på eller nær grensen for maksimal produksjon mens resten var enten overutnyttet, nedfisket eller på vei tilbake etter alvorlig overfiske. I norsk sektor er situasjonen for de fleste arter at uttaket ligger innen sikre biologiske rammer, men også her er situasjonen presset for enkelte arter i Nordsjøen og for deler av kysttorsk. Også det ulovlige fisket etter torskebestanden i Barentshavet kan bidra til å true torskebestanden om dette ikke kommer innunder kontroll (Skogen et al., 2007).

### **3.2 Miljøeffekter av havbruk**

Også havbruksvirksomheten medfører flere miljøeffekter, på grunn av rømming, spredning av lakselus, bruk av begroingshindrende midler, båndlegging av arealer og visuell påvirkning av naturområder.

Bruk av legemidler var på 80-tallet et betydelig problem, men er i dag sterkt redusert i første rekke på grunn av at vaksinerne er blitt mer effektive, men også at man i dag velger bedre lokaliteter for oppdrett og at den generelle hygienen på anleggene er blitt bedre (Fiskeridirektoratet, 2004). Forestillingen om at norsk oppdrettslaks inneholder betydelige rester av medisinerer henger imidlertid fortsatt igjen hos store konsumentgrupper, hvilket stadig representerer en markedsmessig utfordring.

Bruk av marint basert fôr har vært utsatt for oppmerksomhet med tanke på hvorvidt det marine råstoffet alternativt kan benyttes direkte i konsum. Alternativbetragtninger rundt anvendelse av marint basert fôr-råstoff til menneskeføde er en relevant problemstilling, men mye av det marine råstoffet som går til industriell bruk, blant annet gjennom reduksjon til fiskemel og fiskeolje, er lite egnet som menneskeføde i utgangspunktet. Stadig mer av biprodukter som tidligere ikke ble utnyttet, går nå også inn som råstoff i fôrproduksjonen. Laksen er også i ferd med å endre diett fra å være overveiende dominert av marint basert råstoff til å få en stadig høyere andel av kornprodukter som soya, hvete og raps.

Samtidig er trenden klar med hensyn til at mer og mer av den fisken som kan utnyttes til menneskeføde, blir benyttet til dette (FAO, 2004). Dette har sammenheng med at markedet betaler bedre, og at rederiene av den grunn i større grad fisker for konsum. Sammenholdt med en utvikling mot stadig større produksjonsvolum, kan resultatet av dette føre til at havbruksnæringen etter hvert må finne alternative kilder for det marint baserte fôret (Holm et al., 2003).

Videre medfører havbruksvirksomheten et energiforbruk gjennom alle ledd i kjeden frem til forbrukeren med tilhørende utslipp av klimagasser og partikler.

### **3.3 Miljøeffekter av landbruksprodukter**

Mattsson (1999) refererer til tilgjengelighet av ressurser i form av landbruksland, rent vann, solenergi, fosfor og fossilt drivstoff som generelt begrensende faktorer for den globale landbruksproduksjon. Eksempelvis var det i 1990 0,26 hektar tilgjengelig produktivt landbruksareal pr. verdensborger, mens dette hadde sunket til 0,13 hektar i 2005. Overgang til bruk av mer biodiesel vil bidra til å forsterke denne utviklingen. Også innen landbruket er forbruk av ikke-fornybare ressurser en utfordring som eksempelvis bruk av fosfat som er av stor betydning for industrielt landbruk. Innen 60 til 70 år skal omtrent halvparten av verdens økonomisk tilgjengelige fosfatressurser være brukt opp.

Videre miljøeffekter er knyttet til utslipp av både energirelaterte og ikke-energi-relaterte stoffer. Utslipp av metan, nitrater og ammonium er knyttet til husdyrproduksjon og gjødsling mens utslipp av NO<sub>x</sub>, CO<sub>2</sub> og svovel i stor grad er knyttet til bruk av fossilt brennstoff. Bruk av genmodifiserte produkter, eksempelvis som tilsetning i fôr, vil også kunne medføre miljøeffekter som antibiotikaresistens, sprøytemiddelresistens og uheldig spredning av gener (Holm et al., 2003). Miljøeffekter som følge av, for eksempel kyllingsproduksjon, er hovedsakelig knyttet til arealbruk, overgjødsling, medisinerer og energiforbruk.

I mange land er det vanlig med forebyggende behandling i form av antibiotikatilsetning i fôret til kalver, svin og fjørfe for å holde sykdomsproblemene under kontroll. Slik tilsetning benyttes ikke i Norge i dag (Landbruksdepartementet, 2002).

Tilgang på rent vann er ikke regnet som en generelt begrensende faktor innen norsk landbruk, men er kanskje en av de viktigste knapphetsressurser innen internasjonal matproduksjon.

## 4 Metoder

Denne delen av rapporten diskuterer ulike metoder for miljøregnskap, i hovedsak LCA (Livsløpsanalyse/ Life Cycle Assessment) og varianter av denne, som LCS (Life Cycle Screening). Årsaken til at vi i rapporten fokuserer mest på LCA er at det er den mest omfattende av de metodene som eksisterer, den er anerkjent (ISO sertifisert), og andre metoder kan beskrives ved å relatere dem til elementer ved LCA analysen.

### 4.1 LCA (Livsløpsanalyse)

Livsløpsanalyser er en ISO sertifisert metode for å vurdere et produktsystems miljøpåvirkninger gjennom dets livsløp fra råvareuttak, underleverandører, produksjon, distribusjon, forbruk og avhending.

Felles for livsløpsanalyser er at en velger en funksjonell enhet. Denne defineres som en kvantifisert prestasjon for et produktsystem, mens referansestrømmen er den mengden produkter som er nødvendig for å produsere den funksjonelle enheten. Et av formålene med å velge funksjonell enhet i stedet for produkt er at det letter sammenligningen med andre produkter produsert i andre produktsystemer. For sjømat er valg av funksjonell enhet forholdsvis greit, og en vil typisk kunne velge 1 kilo fisk konsumert av forbruker. Et typisk livsløpsregnskap for en kilo fisk vil således være miljøpåvirkninger som påløper i fiskeutstyrproduksjonsfasen, fiskefasen, foredlingsfasen, transportfasen og distribusjonsfasen.

Miljøpåvirkningene kan kvantifiseres i effektkategorier, og det kan være flere årsak/virkning sammenhenger som må kartlegges. For eksempel har utslipp av CO<sub>2</sub> en annen effekt på global klimaendring enn metan, og det gjøres derfor omregning til for eksempel CO<sub>2</sub> ekvivalenter. LCA gir en samlet vurdering av flere effektkategorier i stedet for å fokusere på enkelteffekter, samtidig som hele livsløpet til produktene belyses ved at alle inn og utstrømmer av produksjonsprosessen vurderes.

Hvordan en i praksis gjennomfører en livsløpsanalyse er nærmere beskrevet i ISO 14040 (ISO, 1997). Kort fortalt skal en livsløpsanalyse inneholde følgende faser: 1) Målsetnings -og omfangsfase (Goal and scope), 2) Innsamlings/oversiktsfase (Inventory), 3) Effektanalyse (Impact Assessment) og 4) Tolkingsfase (Interpretation).

#### ***Målsetnings- og omfangsfasen***

I målsetnings-og omfangsfasen (goal and scope) skal først og fremst målsetningen og anvendelsen av analysen klarlegges tydelig. Det skal også begrunnes hvorfor analysen gjennomføres og hvilket publikum resultatene skal presenteres for. Videre skal følgende elementer være vurdert og beskrevet:

- Produktsystemet
- Produktsystemets grenser
- Produksjonssystemets funksjon
- Funksjonell enhet
- Allokering/vektingsprosedyrer
- Effekttyper og metode for effektvurdering og tolkning
- Databehov
- Krav til datakvalitet
- Forutsetninger



- Begrensninger
- Type kvalitetssikring/gjennomgang
- Type resultatrapportering

### ***Datainnsamling***

I innsamlings/oversiktsfasen (Life Cycle Inventory Analysis) skal data samles inn. Samtidig skal inn- og utstrømmer beregnes, for eksempel for ulike typer bruk av ressurser og utslipp til luft og vann.

### ***Effektanalyse***

I den tredje fasen, effektanalysen (Life Cycle Impact Assessment), evalueres betydningen av ulike miljøeffekter på basis av Inventory fasen. Det er tre obligatoriske elementer i effektanalysefasen (ISO, 2000):

1. Valg av effektkategorier, indikatorer og karakteriseringsmodell
2. Bestemmelse av hvilke data fra Inventory analysen som påvirker hvilke effektkategorier (klassifisering)
3. Beregning av resultater for indikatorene (karakterisering): I en karakterisering kartlegges hvor mye et stoff bidrar til en miljøeffekt. Stoffet blir multiplisert med en karakteriseringsfaktor for å finne relativt bidrag til miljøeffekten. CO<sub>2</sub> har eksempelvis en faktor på 1 når det gjelder bidrag til drivhuseffekt, mens metan har en faktor på 23 for samme miljøeffekt (Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC), 2001). Det betyr at 1 kg metan bidrar 23 ganger mer enn 1 kg CO<sub>2</sub> til drivhuseffekten.

Ett eksempel på begreper fra ISO 14042 (ISO, 2000) er vist i Tabell 2.

**Tabell 2.** Eksempel på begreper (ISO, 2000).

<b>Begrep</b>	<b>Eksempel</b>
Effektkategori	Drivhuseffekt
Miljøkartleggingens resultater	Samtlige drivhusgasser
Karakteriseringsmodell	IPCC's modell
Kategoriindikator	Infrarød stråling (W/m <sup>2</sup> )
Karakteriseringsfaktor	Globalt oppvarmingspotensial for hver drivhusgass (kg CO <sub>2</sub> -ekvivalenter/kg gass)
Indikatorresultat	Kg CO <sub>2</sub> -ekvivalenter
Kategoriendepunkt	Korallrev, skog, avlinger
Miljømessig relevans	Graden av kobling mellom kategoriindikator og kategoriendepunkt

IPCC = Intergovernmental Panel on Climate Change

Videre er det en del valgfrie steg i effektanalysen (LCIA) som avhenger av målet og omfanget av analysen, disse er normalisering, vektning, gruppering og datakvalitetsanalyse:

Normalisering: Ved å foreta en normalisering av resultatet etter en karakterisering kan en få en bedre forståelse av den relative størrelsen for hver miljøkategori. Normaliseringen foregår ved at en sammenlikner resultatet etter karakteriseringen med en kjent referanseverdi. Noen eksempler på referanseverdier kan være:

- totale utslipp eller totalt ressursforbruk for et bestemt område som kan være globalt, regionalt, nasjonalt eller lokalt,
- totale utslipp eller totalt ressursforbruk for et bestemt område per innbygger eller liknende mål, og

- et base-scenarium, f. eks et alternativt produksjonssystem.

**Vekting:** Vekting er en prosess der en veker resultatene etter normaliseringen slik at miljøeffektene får en felles enhet [Pt (point)] som gjør at de kan sammenliknes. Innenfor hver miljøeffekt blir bidragene fra de ulike fasene summert opp slik at en får en numerisk verdi på miljøbelastningen.

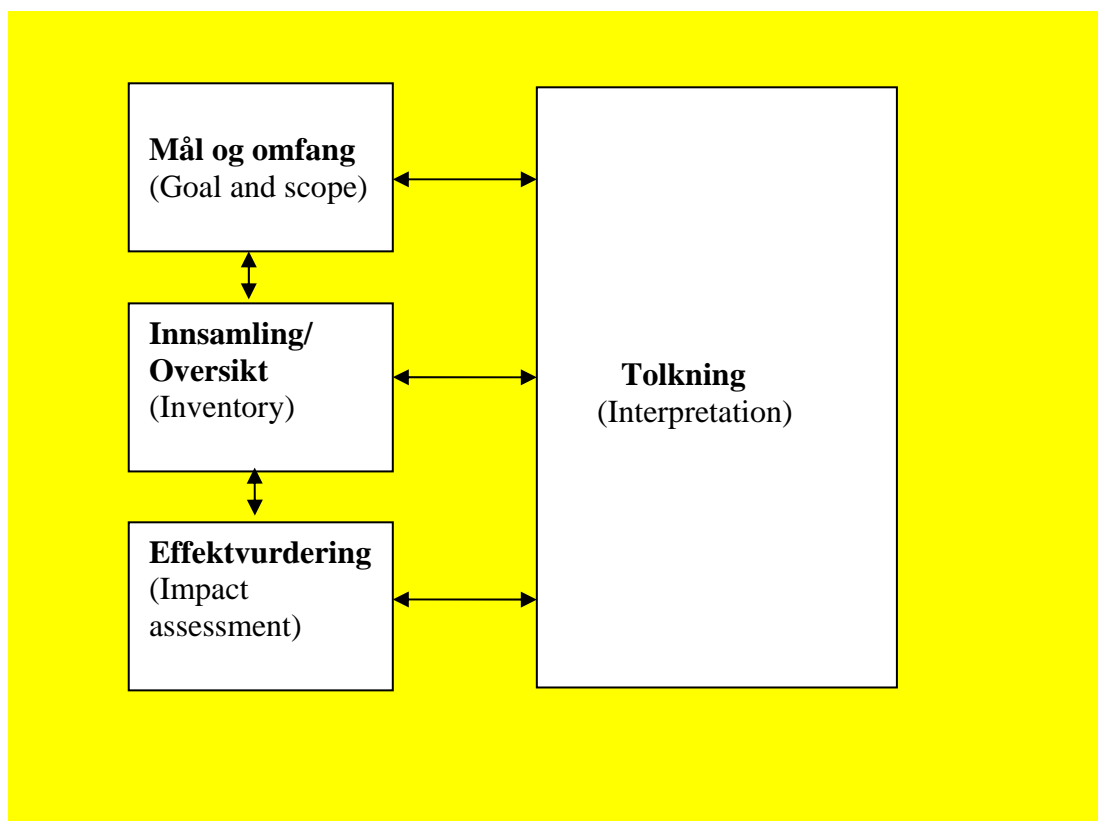
**Gruppering:** Med gruppering menes at en sorterer og rangerer de ulike effektkategoriene opp mot hverandre.

**Datakvalitetsanalyse:** I tråd med den iterative prosessen livsløpsanalysen bygger på betyr dette at en går nærmere inn på innsamlingsmetode og datakvalitet. Har for eksempel inventory analysen fremskaffet de viktigste dataene i forhold til effektkategoriene?

### **Tolkning**

I den siste fasen av en full livsløpsanalyse, tolkningsfasen, kombineres resultatene fra innsamlings/oversiktsfasen og effektfasen. På bakgrunn av tolkningen konkluderes det og det gis gjerne også råd til beslutningstagere dersom dette er i tråd med mål og omfangsdefinisjonen. Resultater fra sensitivitetsanalyser drøftes også gjerne avslutningsvis.

Det er viktig å merke seg at LCA er en iterativ prosess hvor funn på et steg gjerne påvirker funn eller valg på et annet steg, som igjen vil ha påvirkning i andre faser. Denne flerveis-interaksjonen er illustrert i **Error! Reference source not found.**



**Figur 1.** Steg i livsløpsanalysen.

### **Anvendelse av LCA**

En av de største utfordringene med denne metoden vil være å sette systemgrenser for hvilke effekter som skal inkluderes. For eksempel kan et dilemma være hvorvidt miljøbelastninger som

påløper hos utstysleverandører til fiskefartøy skal inkluderes. I så fall, hva med underleverandører til utstysprodusenten osv? Å sette fornuftige systemgrenser er derfor en kritisk vurdering som må tas alvorlig. Her kan det dukke opp utfordringer knyttet til dobbelttelling av effekter i ulike systemer, akkurat på samme måte som lenge har vært en kjent problematikk innen kryssløpsanalyser i økonomi. Videre settes det store krav til datakvaliteten og, ikke minst, omfanget av data.

Som sagt er vekting et tilbakevendende tema innen slike analyser, så også for LCA. Hvordan skal vi vurdere effektkategorien global klimaendring opp mot biologisk diversitet? Her er det flere fornuftige alternativer:

- En mulighet er å vekte effektene avhengig av hvor langt en er fra politiske målsettinger for ulike miljøproblemer. Dersom biologisk mangfold er tilnærmet oppfylt mens en er langt fra målene for klimapåvirkning, så vil det ut fra denne tankegangen være naturlig å tillegge effektkategorien global klimaendring tyngre vekt.
- En annen mulighet er å ty til såkalte ekspertpanel bestående av den fremste ekspertisen på miljøproblemer, for å få disse til å gi en samlet vurdering av hvilke effekter som er viktigst.
- En tredje mulighet er å bruke betalingsvillighetsstudier til å vurdere befolkningens rangering av de ulike effektene. Dette er en velkjent og velutviklet metode innen økonomifaget, og gir altså en mulighet til å vekte effektene etter hva befolkningen anser som viktigst, eller etter hva bestemte grupper mener er viktigst avhengig av hvilke respondenter som velges.

Selv om LCA har sine svakheter, først og fremst at det er en kompleks metodikk, at den er forholdsvis ressurskrevende og at det alltid vil hefte en viss grad av usikkerhet ved resultatene, så er dette en metode som er i rask fremmarsj. Metoden er per i dag det dominerende verktøy innen miljøregnskap og har potensial til å bli et enda mer dominerende verktøy.

#### 4.2 Kort beskrivelse av enkelte programsystemer for LCA

Det er utviklet en rekke programsystemer for LCA og Tabell 3 gir en oversikt over noen av dem. En mer fullstendig oversikt kan finnes i Scientific Applications International Cooperation (SAIC) (2006).

**Tabell 3:** LCA programsystemer

Verktøy	Leverandør
Ecoinvent 1.2	Swiss Centre for Life Cycle Inventoriess
EDIP PC-Tool	Danish LCA Center
GaBi 4	PE Europe GmbH and IKP University of Stuttgart
IDEMAT 2005	Delft University of Technology
SimaPro 6.0	PRÉ Consultansts

De ulike programsystemene er kort beskrevet nedenunder (bygger på (Scientific Applications International Corporation (SAIC), 2006)):

**Ecoinvent Database 1.2:** Databasen inneholder mer enn 2700 datasett med både global/europeisk/sveitsisk dekning. Omkring 1000 elementærstrømmer er utviklet for hvert datasett, inkludert utslipp til luft og jord, forbruk av mineraler og fossile ressurser og forbruk av landareal. En rekke analysemetoder er inkludert. Data fra denne basen er tilgjengelig via blant annet GaBi og SimaPro.

**EDIP PC-Tool:** Utviklet i Danmark og er en brukervennlig Windows-applikasjon og database. Den er utstyrt med en relasjonsdatabase for å kunne hente frem detaljert informasjon om prosesser og materialer som inkluderes i en LCA.

**GaBi 4:** Ulike versjoner er tilgjengelig for bruk enten innen undervisning eller profesjonelt. GaBi tilbyr databaser med dekning over hele verden slik som data fra Ecoinvent databasen. En demoversjon er tilgjengelig for nedlasting.

**IDEMAT 2005:** Dette er et verktøy for assistanse til miljøriktig valg av materiale i designprosessen. Det tilbyr en database med teknisk informasjon om materialer, prosesser og komponenter og gir brukeren mulighet til å sammenligne informasjon. En demoversjon er tilgjengelig for nedlasting.

**SimaPro 6.0:** Et profesjonelt LCA verktøy som inneholder en rekke analysemetoder og databaser for livsløpsregnskap. Gode muligheter for editering, sammenligning og analyse av komplekse prosesser med komplekse forløp. En demoversjon er tilgjengelig for nedlasting.

### **4.3 Environmental Screening og EIA- Environmental impact assessment**

Dette er en enklere og mindre grundig metode basert på de samme prinsipper som livsløpsanalysen, men kun med fokus på den tidligste fasen av produktsyklusen. Ideen bak screening er at en så tidlig som mulig skal bli klar over potensielle miljøutfordringer. Gjennom screening skal en identifisere muligheter og risiko knyttet til miljøutfordringer og bestemme hvilke detaljeringsbehov som er hensiktsmessig i videre undersøkelser. Metoden er først og fremst beregnet på å kartlegge miljøutfordringer i startfasen av ulike typer prosjekter.

En av retningene innenfor denne metoden er Environmental Impact Assessment (EIA). Dette kan omtales som en kvalitativ og logikk basert teknikk for analyse av komplekse miljøkartleggingsproblemer. Målet med metodene innenfor denne tradisjonen er ikke å forutsi eksakte miljøeffekter med nøyaktige målinger, men å organisere tilgjengelig informasjon i et konsistent og troverdig rammeverk som påpeker sammenhengene mellom aktiviteter og forventede miljøeffekter av typen HVIS.....SÅ regler. En baserer seg hovedsakelig på kvalitative beskrivelser av relevante variabler og faktorer som karakteriserer ulike aktiviteter og miljøet. HVIS... SÅ reglene baserer seg på eksperters oppfatning og gir således en bedømmelse av forventede miljøeffekter (Fedra et al., 1991).

En lignende form for Environmental Screening er den såkalte Life Cycle Screening (LCS), som også tar direkte utgangspunkt i livsløpsanalysen, og enkelt forklart kan kalles en forenklet livsløpsanalyse. Forenklingen gjøres ved at en kun kartlegger de viktigste miljøpåvirkningene. Dette vil si at målsettingen ikke er en fullstendig LCA, men en analyse som gir en pekepinn på hva de viktigste miljøeffektene er og hvor de oppstår.

### **4.4 Systemanalyse**

Systemanalyse utviklet seg innenfor ingeniørfaget etter 2 verdenskrig. Utgangspunktet er at komplekse systemer og komplekse problemer krever en systematisk tilnærming og en helhetsforståelse. Innenfor systemtenking er de tre metodene system dynamics, soft system methodologies og systems engineering (systemteknikk) mest utbredt.

Systems engineering er interessant og anvendelig for sjømatnæringen fordi alle rettighetshavere og interessenter og hele livssyklusen til systemet tas i betraktning. Innenfor denne metoden er utgangspunktet et "fra toppen og ned" fokus basert på forståelsen av at helheten summerer seg til mer enn summen av enkeltkomponenter. En systems engineering prosess er iterativ fordi systemet hele tiden evalueres og forbedres. Enkelt forklart består systems engineering prosessen av seks trinn (Utne, 2007):

- 1) Identifikasjon av systemet og interessentenes behov
- 2) Definisjon av systemkrav
- 3) Spesifikasjon av systemets ytelse/funksjon
- 4) Analyse og systemoptimering (av alternativer)
- 5) Utforming og løsning
- 6) Prøving og testing av systemet

Fiskeri- og havbruksnæringen er komplekse systemer, og mange av problemene innenfor sjømatnæringen kan knyttes til mangel på helhetstenking og bærekraftighet. Derfor er systems engineering, hvor miljøindikatorer kan inngå som ett viktig element, en metode som er velegnet for å oppnå miljøforbedringer i sjømatsektoren. Imidlertid er metoden mindre egnet til å oppnå sammenlignbare resultater i form av konkrete miljøregnskap og miljøanalyser.

#### 4.5 Miljøindikatorer

En miljøindikator skal gi en målbar og politikkrelevant pekepinne på hvordan det står til med ulike miljøaspekter (for eksempel innen en bransje eller nasjon) og hvordan utviklingen er. En indikator kan defineres som en parameter, eller en verdi gitt av parametere, som peker på, gir informasjon om og/eller beskriver et miljøaspekt, og som har betydning utover det som kan leses direkte ut av parameterverdien. En parameter er med andre ord en egenskap som kan måles eller observeres mens en indikator forteller oss noe om viktigheten av denne for en bestemt miljøutfordring. I hovedsak kan vi si at en indikator har to hovedfunksjoner (FAO, 1999; Høyer and Aall, 1997; Gray and Weidemann, 1999):

- De reduserer antallet målinger og parametere som normalt ville behøves for å gi en eksakt beskrivelse av en situasjon.
- De forenkler formidlingen av miljøresultater til brukergruppene.

Den ideelle miljøindikatoren skal oppfylle følgende krav:

- Skal gi et representativt bilde av virkeligheten, presset på miljøet og samfunnets respons.
- Skal være enkel å tolke og gi mulighet for å vise trend over tid.
- Skal respondere på miljøforandringer og menneskers aktiviteter
- Skal gi grunnlag for sammenligning
- Skal ha en grenseverdi eller referanseverdi slik at sammenligning og betydning av ulike verdier kan bedømmes.
- Skal være teoretisk velbegrunnet i både teknisk og vitenskapelige termer.
- Skal være basert på internasjonale standarder og internasjonal konsensus om viktighet.
- Skal være linket til og relevant for økonomiske modeller, prediksjoner og informasjonssystemer.
- Skal være lett tilgjengelig eller mulig å framskaffe til en fornuftig nytte/kostnads-rate.
- Skal være tilstrekkelig dokumentert og av god kvalitet

- Skal oppdateres regelmessig med pålitelige prosedyrer.

Siden dette er forholdsvis omfattende krav kan det være at ikke alle gode indikatorer oppfyller alle disse kravene, men at ulike krav er oppfylt i større eller mindre grad.

Miljøindikatorer er utviklet for å kunne vurdere eller vekte den relative viktigheten til ulike miljøeffekter i forhold til hverandre eller også for å kunne utlede enkeltverdier for samlede miljøeffekter for sammenligning av ulike konseptuelle løsninger. Flere slike vektingsmetoder er utviklet og det er alltid vanskelig å vurdere disse opp imot hverandre. Disse tar ikke bare hensyn til objektive effekter eller kriterier, men involverer både politiske og kulturelle hensyn. Regionale effekter må også tas i betraktning da viktigheten av en og samme type miljøutslipp ikke vil være den samme i nærheten av en storby som over et landbruksområde eller ute på det åpne hav. I tillegg vil ulike politiske og kulturelle grunnverdier være med på å bestemme hvor viktig ulike miljøeffekter vurderes til å være.

Eksempler på en type miljøindikatormetodikk er Eco-indicator 99 (Goedkoop and Spriensma, 2001). Eco-indicator 99 er en videreutvikling av Eco-indicator 95, og inneholder indikatorer som tar for seg forskjellige miljøpåvirkninger, og som bruker karakterisering, normalisering og vektning til en total indeks<sup>2</sup>. Miljøeffektene måles i såkalte indikatorpoeng. Disse angir effekten til forskjellige miljøeffekter på en normalisert måte. For å kunne kvantifisere indikatorpoengene til en prosess eller et produkt, beregnes først de ulike stoffenes relative bidrag til ulike miljøeffekter gjennom en såkalt karakteriseringsprosess. Ved å foreta en normalisering blir de relative bidragene normalisert i forhold til en kjent referanseverdi. For å finne grad av alvorlighet, må de normaliserte dataene vektet slik at alvorlige miljøeffekter får flere poeng enn mindre alvorlige effekter. I denne sammenheng møter indikatormetoden akkurat de samme utfordringer som ble diskutert o forbindelse med livsløpsmetoden ovenfor.

#### 4.6 Økologiske fotavtrykk

Økologiske fotavtrykk ble unnfanget i 1990 av Mathis Wackernagel og William Rees ved The University of British Columbia (Global Footprint Network, 2007). The Global Footprint Network er i dag et verdensomspennende nettverk og metoden benyttes av myndigheter, bedrifter og organisasjoner i 22 land. Blant annet benyttes metoden av 70 organisasjoner, 55 regionale og 650 lokale myndigheter samt WWF med over 5 millioner støttespillere globalt.

Økologiske fotavtrykk er et ressursforvaltningsverktøy som måler hvor mye vann og landareal som kreves for å produsere ressursene vi forbruker og for å absorbere avfallet under dagens teknologi. For eksempel hevdes det at menneskenes fotavtrykk i dag er 23 % høyere enn det planeten kan regenerere i løpet av et år, og at det dermed tar over 1 år og 2 måneder for planeten å reprodusere et års menneskelig forbruk. For sjømatsektoren i Norge synes økologiske fotavtrykk å være mindre relevant da dette typisk dreier seg om forvaltning og miljøeffekter på et overordnet/globalt nivå.

---

<sup>2</sup> I denne rapporten skiller vi mellom parameter, indikator og indeks på følgende måte: Parameter er en målbar variabel som gir en indikator verdi, mens en indeks er en aggregering av flere indikatorer.

#### 4.7 Miljøanalyse på ulike nivå og for ulike aktører

Gjennomføring og valg av systemgrenser er avhengig av hvordan miljøanalysen skal brukes, og derfor bør interessenter og behov vurderes nøye. Hvorvidt analysen gjennomføres på bransje eller bedriftsnivå vil åpenbart være viktig for detaljeringsgrad, systemgrenser og omfang av analysen.

I sin doktorgradsavhandling om forbedring av miljøprestasjon i skipsindustrien, fokuserte Fet (1997) blant annet på utslipp av kjemikalier ved sandblåsing og maling av skip. Hensikten var å evaluere ulike alternativer og dermed kunne velge og også forbedre den mest miljøvennlige prosessen. Statoils årsrapport (Statoil, 2007) beskriver blant annet selskapets miljøstrategier, fangst og lagring av CO<sub>2</sub>, utslipp av CO<sub>2</sub> og mulige miljøfarlige kjemikalier, samt forskning og utvikling på miljøteknologi. Forskjellen er at selv om begge kalles miljøanalyser eller miljøregnskap, så omhandler førstnevnte produkter og prosesser, mens sistnevnte, på et mer overordnet nivå, evaluerer sin virksomhet, uten analyse av miljøeffekter og tilhørende aggregering.

Tesco, en av verdens største detaljistkjeder, arbeider med utvikling av karbonavtrykk for alle sine produkter (Tesco, 2007a). Tesco bruker også miljøindikatorer (KPI) for å evaluere virksomheten sin. Tabell 4 er hentet fra Tescos gjennomgang av virksomhetens ansvarlighet (Corporate Responsibility), og viser hvordan bedriften aktivt bruker indikatorer i sin dokumentasjon og evaluering av egne prestasjoner (Tesco, 2007b).

**Tabell 4:** Tescos miljøindikatorer for bidrag til klimaendringer (Tesco, 2007b).

KPI	2006/2007	How we performed	Below target	On target	Above target	KPI for 2007/2008
Energy efficiency	To reduce energy consumption per sq. foot by 12 % as part of our long-term commitment to reduce energy use per sq. foot by 50% between 2000 and 2010	We reduced energy use by 11.92 kwh/ft <sup>2</sup> which equates to a 12.5% reduction, saving 137,192 tonnes CO <sub>2</sub>			x	To reduce energy consumption per square foot by 10 % as part of our long-term commitment to reduce energy use per square foot by 50% between 2000-2010
Vehicle efficiency	To increase the amount of cases we deliver per kg of CO <sub>2</sub> produced by 10 %, as part of our long-term commitment to increase the amount of cases we deliver per kg of CO <sub>2</sub> produced by 30 % between 2006/07 and 2008/09	We are on track to achieve our three-year target, but will replace this with a more stretching five-year target		x		To reduce by 50% the amount of CO <sub>2</sub> used in our distribution network per case delivered between 2006/07 and 2011/12 with a reduction of 8% in 2007/08
Water consumption	To reduce water consumption per sq. metre by 5 %, as part of our long-term commitment to reduce water consumption by 15 % between 2006/07 and 2008/09	We did not meet our target. We have invested in new sub-meters to better monitor and reduce our usage in 2007/08	x			To reduce water consumption by 5% as part of our long-term commitment to reduce water consumption by 15% between 2006/07 and 2008/09

Spørsmålet som igjen dukker opp er hvorvidt vi som forbrukere kan forvente at Tesco er mer miljøvennlig enn andre detaljistkjeder. Hvis det imidlertid eksisterte en analyse på bransjenivå som kunne brukes som referanse ville en slik sammenligning være enkel og informativ.

#### 4.8 Oppsummering

Som denne metodeoversikten har vist er det mange metoder og tilnæringsmåter som kan benyttes for å komme fram til et miljøregnskap. Felles for metodene er at de fokuserer på livsløpet til varen/produktet. Det er med andre ord livsløpsanalysens "fra vugge til grav perspektiv" som råder. Selv om LCA har sine svakheter, først og fremst at det er en kompleks metodikk, at den er forholdsvis ressurskrevende og at det alltid vil hefte en viss grad av usikkerhet ved resultatene, så er dette en metode som er i rask fremmarsj. Metoden er per i dag det dominerende verktøy innen miljøregnskap og har potensial til å bli et enda mer dominerende verktøy.

En av utfordringene med fulle LCA-analyser er at resultatet som kommer ut etter at vekting er foretatt på flere nivåer kan være vanskelig å forholde seg til for beslutningstagere. De enklere variantene, hvor en for eksempel bare bruker innledende faser av livsløpsanalysen er i den forstand enklere å ta stilling til. Hvis en finner at 1 kg torskefilet på middagsbordet medfører 100 gram høyere utslipp av CO<sub>2</sub> en 1 kg kyllingfilet, og tilsvarende at torskefileten medfører 10 gram mindre pesticider per kg filet, så er dette tall som er forholdsvis enkle å forstå. Samtidig gir det beslutningstagere og industrien en mulighet til å endre politiske prioriteringer og produksjonsprosesser uten at en må inn og endre vektingsmetoden for å finne resultatet. Om en kaller dette en Life Cycle Inventory eller en indikator metode er mindre interessant. Poenget er en på denne måten får ut enkle og lett tolkbare resultatdata.

Når en skal sammenligne ulike produkter og produksjonsprosesser er enkle resultatdata for ulike faktorer å foretrekke. For eksempel gir det i utgangspunktet liten mening å sammenligne utkast fra fiskeriene med pesticider fra landbruket. Å rapportere omfanget av utkast i fiskeriene og pesticidbruk i landbruket i en sammenlignende studie er imidlertid uproblematisk. Det er vektingen opp mot et samlet resultat som utgjør den største utfordringen.

På samme måte kan vi si at hvis to sjømatnæringer, eller en sjømatnæring og en landbasert matproduserende næring er sammenlignet ved bruk av ulike metoder, hva forteller da resultatene oss? Om dette er en hensiktsmessig utvikling eller ikke skal ikke diskuteres her. Vi vil isteden fokusere på at det er enkelte fordeler med miljøregnskap og miljøanalyser som vil være uavhengig av type metode. En vil for de aller fleste metodiske tilnæringer kunne si om en næring beveger seg i riktig eller gal retning ved å se på tidstrender. En vil også ha muligheten til å påpeke hvor de store miljøbelastningene forekommer i produksjonssystemet, og dermed kunne si noe om hvilke tiltak som vil ha størst effekt. En kan også sammenligne de enkelte miljøeffekter av ulike typer matproduksjon, for eksempel effekten på global oppvarming av kylling i forhold til torsk. Det ligger utvilsomt et stort potensial i å utvikle miljøanalyser som er relevante på flere nivåer, for eksempel et miljøregnskap for oppdrettsnæringen som også den enkelte oppdrettsbedrift kunne sammenligne seg med.

Samlet sett er det ingenting i veien for at man kan gjennomføre komparative studier mellom for eksempel produkter fra fiskeri- og havbruksnæringen og landbruksnæringen. Imidlertid vil sammenlignbarheten, og derved nytten, av komparative studier avhenge av at man klargjør formålet og velger metoder og indikatorer som det gir mening å sammenligne.



## 5 Anvendelser og kunnskapsstatus

Vi vil i det følgende gå igjennom noen allerede gjennomførte miljøregnskapsstudier som først og fremst fokuserer på sjømatproduksjon og i noen grad annen matvareproduksjon. En skjematisk oversikt over de viktigste studiene er gitt i Tabell 5. Siden en av de vanligste anvendelsene av miljøregnskapsstudier er miljømerking vil vi i seksjon 5.6-5.8 ta for oss noen av de mest kjente miljømerkene.

### 5.1 Livsløpsanalyser

Ziegler og Hansson presenterte i 2003 utslippsdata per kilo torsk landet av svenske fiskere i en LCI analyse (Life Cycle Inventory) (Ziegler and Hansson, 2003). De så på utslipp av CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, HC og SO<sub>x</sub> under tre scenarier. Det første scenariet reflekterte situasjonen i torskefisket i 1999, det andre så på effekten av en overgang til moderne motorer, mens de i det tredje scenariet skisserte effekten av en framtidig flåte med en moderat økning i bruk av passive redskap som garn og line samt en overgang fra enkeltrål til dobbeltrål. Studien viser at garnfiske ga lavere utslipp per kilo torsk enn trålfiske. De fant at 2400 g CO<sub>2</sub>, 1,8 g HC, 3,0 g CO, 0,5 g SO<sub>2</sub> og 55 g NO<sub>x</sub> ble sluppet ut per kg torsk og at samlet energiforbruk per kg torsk landet var på 38 MJ.

Studien konkluderer med at det er store muligheter for å redusere utslippene betydelig. For eksempel hevder de at ved relativt moderate endringer i redskapstyper, motorteknologi og innsats kan drivstofforbruket og CO<sub>2</sub> utslippet reduseres med 40 %, NO<sub>x</sub> med 85 %, CO med 74 %, HC med 71 % og SO<sub>x</sub> med 98 % per kilo torsk landet.

Thrane (2004) gjennomførte en LCA analyse for flyndre i doktorgradsavhandlingen: *Environmental Impacts from Danish Fish Products. Hot spots and Environmental Policies*. Han så på effektkategoriene global oppvarming, ozonnedbrytning, forsuring, næringsstoffer og miljøgifter. Undersøkelsen viser at fiskefasen, bruksfasen og salgsfasen er såkalte hot spots, men som i mange andre studier viser også Thrane at fiskefasen er den viktigste fasen. I avhandlingen hevdes det at det er mulig å få til en halvering av miljøpåvirkningen i alle seks effektkategorier ved å substituere bunntråling med snurrevad. Videre hevder Thrane at en kan oppnå 4 til 5 ganger lavere miljøpåvirkning i alle effektkategorier unntatt miljøgifter ved en overgang fra bomtrål til snurrevad.

I en kvalitativ LCA analyse av flyndre så Thrane (2004) på ytterligere effektkategorier som; utnyttning av fiskeressurser, utkast, bifangst av sjøpattedyr, forbruk av grunnvann, habitat/bunnpåvirkning og helse/sikkerhet. Av disse kategoriserer Thrane tre som veldig viktige, nemlig utnyttning av fiskeressurser, utkast og bifangst samt bunnpåvirkning. Videre regner han arealbruk, forbruk av ikke-fornybare ressurser, utslipp som er skadelige for mennesker, yrkeshelse og sikkerhet samt støyproblemer og ulykker som viktige kategorier. Studien konkluderer med at fiskefasen fortsatt er den viktigste fasen når det gjelder miljøpåvirkning, også når resultatene fra den kvalitative analysen legges til grunn.

Foster et al (2006) så på miljøeffektene av et bredt spekter av matprodukter i oversiktsstudien *Environmental Impacts of Food Production and Consumption. Final Report to the Department for Environmental Food and Rural Affairs*. Majoriteten av studier som er beskrevet i analysen er livsløpsanalyser og matvarene inkluderer frukt og grønt, kjøttprodukter, fiskeprodukter, drikkevarer (med og uten alkohol), blandede produkter, snacks og lignende. Når det gjelder fiskeprodukter støtter analysen tidligere funn, nemlig at det er fiskefasen for villfisk og oppdrettsfasen for oppdrettslaks som i hovedsak står for miljøeffektene for produktene fiskepinner

og laksefilet. Det er viktig å merke seg at dette gjelder selv om en ikke tar hensyn til effekter som ikke dekkes i konvensjonell livsløpsanalyse, som effekten på fiskebestander og økosystem, altså ytterligere faktorer hvor fiskefasen dominerer.

## **5.2 Livsløps screening.**

Ellingsen og Aanonsen publiserte i 2006 en studie hvor miljøeffekten av norsk torskfiske (trål) og lakseoppdrett ble sammenlignet med kyllingproduksjon. Studien fokuserer på fórforbruk, energiforbruk, begroingshindrende middel, arealbruk og utslipp av næringsstoffer. Både trålfiske etter torsk og lakseoppdrett ble funnet å være mer energiintensivt enn kyllingproduksjon. Som flere undersøkelser også har pekt på viser de at det er i selve produksjonsfasen (oppdrett, fangst, kyllingproduksjon) at miljøpåvirkningen i all hovedsak skjer<sup>3</sup>. Dette er også analogt med hva en noe overraskende har vist innen resirkuleringsprosesser, nemlig at for eksempel transport i liten grad påvirker miljøregnskapet. For kylling og laks betyr det at miljøeffektene hovedsakelig kommer fra utvinning/fangst og produksjon av fôret, mens det innen torskefisket er knyttet til energiforbruket under fisket. De peker derfor på at det er i disse fasene en må sette inn støtet for å redusere miljøeffektene. Videre peker studien på at livsløpsanalysen hovedsakelig er anvendt på landbasert produksjon, og at fiske og oppdrett derfor krever spesifikk marin videreutvikling av livsløpsanalysen. På denne måten kan en få analysert andre viktige miljøeffekter som utslipp av pesticider og kjemikalier samt rømming.

## **5.3 Systemanalyse**

Utne (2007) har analysert den norske fiskeflåten ved bruk av systemanalyse i sin doktorgradsavhandling. Et av hovedbidragene i avhandlingen er et metodisk rammeverk som strukturerer beslutningstaking innen fiskeriforvaltning med hovedfokus på bærekraftighet. Bærekraftighet innen norske fiskerier beskrives og evalueres spesifikt i torskflåten og innenfor torseoppdrett. Utne viser blant annet at desto mer vekt det legges på faktoren ulykkesrisiko, desto mer bærekraftig er havfiskeflåten i forhold til kystflåten. Avhandlingen viser også hvordan fiskeriforvaltningen kan evaluere bærekraftighet i fiskeflåten ved bruk av blant annet miljøindikatorer og indekser.

Systemanalyse er også et tema innen akvakultur. Systemanalyse en tverrfaglig måte å evaluere hvordan ulike faktorer påvirker havbruk, og hvordan gode løsninger kan utvikles basert på en forståelse av hvordan havbrukssystemer fungerer. En slik analytisk tilnærming har blant annet bidratt til identifisering av viktige forskningsspørsmål, utvikling av bedre forvaltningsmetoder, forbedring av bedriftseffektivitet, design og uttesting av nye havbrukssystemer og mer effektive utdanningsløp (Phillips et al., 2000).

## **5.4 Miljøindikatorer**

Fet et. al (2001) så på bruk av miljøindikatorer i dagligvaresektoren. De utviklet miljøindikatorer for innkjøpsfasen, transportfasen, energibruk og avfallsfasen. Indikatorene for innkjøpsfasen var typisk knyttet til graden av miljømerking i innkjøpsporteføljen. To eksempler på miljøindikatorer for innkjøpsfasen er: Antall økologisk merkede varer tilgjengelig for salg (stk), og antall miljømerkede produkttyper tilgjengelig for salg.

---

<sup>3</sup> Se Andersen (2002) for en norsk analyse av energiforbruk ved transport av fisk.

Som beskrevet overfor er derfor disse indikatorene kritisk avhengig av at miljømerkesystemene fungerer etter hensikten. I transportfasen er indikatorene knyttet til omsetning per kostnad til utkjøring og omsetning per dieselforbruk til utkjøring. Energiindikatorene omfatter både omsetning per energibruk, omsetning per energikostnad, total energibruk i virksomheten, andel fornybar energi som benyttes, hvorvidt det foreligger enøk analyser og hvorvidt varmegjenvinning er etablert. Avfallsindikatorene gjenspeiler hvor mye av ulike avfallstyper som sorteres ut, for eksempel andel utsortert ren blank folie (kg/måned). Videre har de indikatorer for total avfallsmengde generert og mengde utsortert avfall av ulike kategorier i forhold til omsetningen.

I den norske LCA screening analysen (Ellingsen and Aanonsen, 2006) ble det fokusert på fôrforbruk, energiforbruk, begroingshindrende middel, arealbruk og utslipp av næringsstoffer for villfanget torsk, oppdrettslaks og kylling.

Ziegler (2003) presenterte utslippsdata per kilo torsk landet av svenske fiskere i en LCI (Life cycle inventory) analyse. De så på utslipp av CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, CO, HC og SO<sub>x</sub> under tre scenarier som beskrevet ovenfor.

I LCA Food Database (Faculty of Agricultural Sciences et al., 2007) ser en på de samme effektkategoriene for kjøttproduksjon av artene kylling, storfe, gris, oppdrettsørret og villfanget torsk. Disse kategoriene er: Global oppvarming, forsuring, opphopning av næringsstoffer, fotokjemisk smog og arealbruk. For disse miljøeffektene er derfor matvareproduksjonen for de ulike artene direkte sammenlignbare. Den totale miljøeffekten er likevel ikke sammenlignbar siden flere mulige miljøeffekter åpenbart mangler i en slik sammenligning som påpekt av (Ellingsen and Aanonsen, 2006). For eksempel mangler bunneffekter, utkast, rømming, vannforbruk samt støy og luktproblemer. Resultatene tyder likevel på at fisk kommer relativt godt ut i forhold til landbruksproduksjon når det gjelder miljøeffekter.

Williams og Sandars (2006) ser på effektkategoriene: Energiforbruk, global oppvarming, eutrofiering, forsuring, pesticider, abiotisk nedbryting og arealbruk i sin LCA baserte oversikt over miljøeffekter fra fjærkreproduksjon.

## 5.5 Miljøregnskap innen landbruk

Hva har landbruket gjort i forhold til miljøregnskap, nasjonalt og internasjonalt? I norsk sammenheng synes miljøregnskap innen landbruket å være av svært begrenset omfang. Det som finnes av data er stort sett på et aggregert nivå, for eksempel årlige data for ulike typer utslipp fra ulike sektorer i SSBs databaser. Disse er dermed ikke egnet i særlig stor grad til miljøregnskap. En norsk studie som foreligger finnes i (Ellingsen and Aanonsen, 2006) hvor kyllingproduksjon sammenlignes med ulike fisketyper (vill og oppdrett). Denne studien vil bli grundigere omtalt i kapittel 5. I nordisk sammenheng er det gjort flere studier av landbruksprodukter, spesielt i Sverige og Danmark. Dette er hovedsaklig livsløpsanalyser (LCA), og en sammenligning av kylling, storfe, gris, oppdrettsørret og villfanget torsk kan finnes hos (Faculty of Agricultural Sciences et al., 2007).

Williams og Sandars (2006) gir en LCA basert oversikt over miljøeffekter fra fjærkreproduksjon hvor funksjonell enhet er kg fjærkre ut fra gården, både for organisk, ikke-organisk og frittgående høns.

En god oversikt over hva som er gjort for øvrig innen miljøanalyser for matvarer internasjonalt finnes i (Foster et al., 2006) og en oversikt over nyere LCA analyser for matproduksjon kan finnes i (SIK- Institutet för Livsmedel och Bioteknik AB (ed.), 2007).

**Tabell 5: Oppsummering av miljøregnskapsstudier**

<b>Land</b>	<b>Hvem/når</b>	<b>Metode</b>	<b>Studieobjekt</b>	<b>Miljøeffekter/indikatorer</b>
Norge	(Ellingsen and Aanonsen, 2006)	LCS	Torskefiske, lakseoppdrett, kylling-produksjon (funksjonell enhet: 0.2 kg filet)	Fôrforbruk, energiforbruk, begroingshindrende middel, arealbruk og utslipp av næringsstoffer
Sverige	(Ziegler and Hansson, 2003)	LCA	Torskefiske	CO <sub>2</sub> , NO <sub>x</sub> , CO, HC and SO <sub>x</sub>
Danmark	(Thrane, 2004)	LCA	Flyndre	Global oppvarming, ozon forminsking, forsuring, næringsstoffer og miljøgifter
Danmark	(Thrane, 2004)	LCA, kvalitativ	Flyndre	Utnytting av fiskeressurser, utkast, bifangst av sjøpattedyr, forbruk av grunnvann, habitat/bunnpåvirkning og helse/sikkerhet
Norge	(Utne, 2007)	System-teknikk	Torsk/ torske-produserende system	Ulykkesrisiko, Sysselsetting, Årsverk per fartøy, lønnsomhet, kvalitet på fisk, fangstkapasitet, GHG utslipp, Drivstoffforbruk per kg fisk
Stor-britannia	(Foster et al., 2006)	LCA	Frukt og grønt, kjøttprodukter, fiskeprodukter, drikkevarer (med og uten alkohol), blandede produkter, snacks etc.	Vann og eutrofieringseffekt, energibruk, global oppvarmingspotensiale og forsuring, Ikke CO <sub>2</sub> relaterte oppvarmings effekter, Foredlingseffekter, fryse og pakke relaterte effekter, andre effekter.
Norge	(Fet et al., 2001)	Indikatorer	Norsk daglivarebransje	Innkjøpsindikatorer (grad av miljømerkede produkter), transportindikatorer (omsetning i forhold til transportutgifter/drivstoffforbruk), energibruk, Avfall.

## 5.6 Miljømerkesystemer

Metodene vi har beskrevet kan benyttes til å merke produktene slik at forbrukeren vet miljøprofilen på hvert enkelt produkt. De siste tiårene har en rekke miljømerkesystemer vokst fram som følge av både miljøengasjementet og fokuset på metoder for miljøregnskap (

Tabell 6). Et miljømerke forteller noe om et produkts miljøpåvirkning (Håland and Esmark, 2002). Miljømerking fyller generelt flere funksjoner.

For det første er det intensjonen at kundene skal kunne foreta et ”informert valg” når de kjøper et produkt. Isteden for at hver produsent skriver på etiketten at deres produkt er miljøvennlig framstilt for så å overlate til konsumenten om de har tillit til denne informasjonen, så gir det mer tillit om produktet er påført et objektivt godkjent miljømerke som garanterer for at produktet er miljøvennlig.

For det andre skal miljømerker gjøre det mulig for kunder å betale ekstra for miljøvennlig produksjon ved at de aksepterer at miljøvennlig produksjon medfører høyere kostnader. Produktdifferensieringen gjennom miljømerking gjør det mulig for hver enkelt kunde å foreta en avveining mellom miljø og pris.

For det tredje gir miljømerkesystemene produsentene insentiver til å legge om produksjonen i miljøvennlig retning for å oppfylle miljømerkekrav.

Et av de største problemene med miljømerkesystemene i dag er at det er mange merker på markedet, og at de baserer seg på ulike metoder. Dermed ender forbrukeren gjerne opp med å skulle velge mellom to produkter med forskjellige miljømerker og forskjellig pris. Hva er i så fall det mest miljøvennlige valget?

Ser vi rundt om i verden har omtrent hvert land minst et miljømerkesystem. Et av de første systemene som ble etablert var Tysklands BLUE ANGEL i 1977 (EPA, 1998). I dag er omtrent 3600 produkt merket med dette merket og 580 brukere i og utenfor Tyskland har rett til å merke sine produkter med BLUE ANGEL logoen. Et felles merkesystem i EU ble etablert i 1992; European Union Ecolabel Award Scheme (Blomsten) (European Commission, 2007). Merkesystemet skal initiere design, produksjon, markedsføring og bruk som gir redusert miljøpåvirkning gjennom hele livssyklusen og i tillegg gi forbrukerne bedre informasjon om miljøpåvirkninger fra ulike produkt. Det underliggende livsløpsperspektivet innebærer at en baserer merkesystemet på livsløpsanalyser som beskrevet ovenfor. Det europeiske merkesystemet har vært plaget med for mye byråkrati og uklarhet, noe en de senere år har prøvd å rydde opp i ved å strømlinjeforme merkesystemet.

I Norden etablerte Nordisk Ministerråd miljømerket Svanen allerede i 1989 (Miljømerking, 2007). Norge, Sverige, Finland, Island og Danmark (Danmark ble med i 1997 etter å ha mistet tilliten til det europeiske merkesystemet) har derfor hatt sitt eget miljømerke i snart 20 år. Merket skal være uavhengig og stå som garantist for en viss miljømessig standard. Merket nyter respekt og er godt kjent blant forbrukerne i de nordiske landene. For eksempel viste en undersøkelse i Norge i 1996 at 80 % av befolkningen visste at Svanen var det offisielle miljømerket, og 79 % oppga at de foretrakk produkter som var merket med Svanen.

I Sverige opprettet de i tillegg et Miljöstyringsråd i 1995 (Miljöstyringsrådet, 2007). Rådet eies i fellesskap av miljødepartementet, svensk næringsliv og Sveriges kommuner og landsting. Miljøstyringsrådet skal hjelpe både offentlig og privat sektor å innføre et systematisk og frivillig miljøarbeid. De benytter det internasjonale merkesystemet EPD (Environmental Product Declaration, 2007), som er en Type 3 miljømerkesystem (se nedenfor). Det vil si at det baserer seg direkte på livsløpsanalyser og følger dermed ISO 14040 standardene. I tillegg åpnes det for at en tar med miljøeffekter som ikke er med i ISO 14040 standardene. På Miljöstyringsrådets hjemmesider finner en også oversikt over ulike matvarers miljøpåvirkning, deriblant hvilke fiskeslag som en bør unngå å spise på grunn av overbeskatning.

I 1999 ble sertifiseringssystemet Marine Stewardship Council (MSC) etablert som en global, ideell organisasjon etter en forløper etablert av blant annet WWF og Unilever i 1997 (Marine Stewardship Council (MSC), 2007). Per september 2007 finnes det 857 sjømatprodukter solgt i 34 land som er merket med MSC sertifikat. Over 7 % av den total sjømatproduksjonen er enten direkte eller indirekte omfattet av sertifiseringsordningen.

MSC baserer seg på tre hovedprinsipper:

- 1) For det første skal fisket foregå på en måte som ikke fører til overfiske av bestandene, og i de tilfeller stammene allerede er overfisket skal høstingen foregå på en måte som gjør at bestandene tar seg opp igjen.
- 2) For det andre skal fisket foregå på en måte som opprettholder strukturen, produktiviteten, funksjonen og mangfoldet i økosystemet (inkludert habitat, avhengige og økologisk relaterte arter) fisket avhenger av.
- 3) For det tredje skal fiskeriet være underlagt et effektivt forvaltningssystem som respekterer lokale, nasjonale og internasjonale lover og standarder og innlemmer institusjonelle og operasjonelle rammeverk som sikrer at ressursbruken er fornuftig og bærekraftig.

Det er per i dag flere norske fiskeslag som er ferd med å bli sertifisert. Norsk sei, makrell, nordsjøsild og NVG sild er per i dag søkt sertifisert, og det forventes at også torsk og hyse inkluderes snarlig. Som det framgår ovenfor er det imidlertid en stor forskjell på et miljøregnskap og en MSC sertifisering. En MSC sertifisering dreier seg i all hovedsak om faktorer som bestemmes gjennom den overordnede forvaltningen av fiskeartene, mens dette bare er en av mange mulige miljøindikatorer i et miljøregnskap/miljøanalyse.

## 5.7 Standardisering og internasjonalisering

Mangfoldet av merker og metoder beskrevet ovenfor førte til et behov for en standardisering og internasjonalisering innen miljømerking. Den internasjonale organisasjonen for standardisering (ISO) har identifisert tre hovedkategorier for frivillig merking (ISO, 2001a; ISO, 2001b; ISO, 2006).

Type 1: Frivillige, multikriteria baserte tredjeparts program som utsteder autorisasjonslisenser for bruken av miljømerking av produkter. Merket skal indikere et helhetlig miljøfortrinn for et produkt i en bestemt kategori basert på livsløpsbetraktninger.

Type 2: Informative egenerklæringer, det vil si erklæringer av typen: *Våre rutiner sikrer at produktet er produsert på en mest mulig miljøvennlig måte.*

Type 3: Frivillige program som gir målbare miljødata for et produkt, basert på forhåndsbestemte parameterkategorier bestemt av en tredjepart og framskaffet gjennom livsløpsanalyse, og verifisert av en kvalifisert tredjepart.

En av de mest kjente internasjonale miljømerkingsorganisasjonene som fokuserer på type 1 metoden er Global Ecolabeling Network (GEN) som ble etablert i 1994. Denne sertifiseringen av merkemeter tar utgangspunkt i livsløpsbetraktninger. Flere av merkesystemene beskrevet ovenfor er i dag medlem av GEN.

På grunn av den tette koblingen mellom livsløpsanalyser og dagens mest anerkjente merkesystemer er det naturlig å se nærmere på noen studier hvor livsløpsanalyser har vært i bruk for å kartlegge miljøregnskap innen sjømat og andre matproduserende næringer.

## **5.8 Miljøregnskap og miljømerker**

Krever ulike typer miljømerker et miljøregnskap? Svaret er ja og nei. Alle typer miljømerker har som diskutert et sett krav som må oppfylles og ulike metoder for å analysere om disse er oppfylt. En gjennomgang av miljømerkene i Tabell 5 viser at den klart dominerende metoden innen miljømerker er livsløpsanalysen (LCA), eller metoder som baserer seg på livsløpstankegangen men ikke på en full livsløpsanalyse, som for eksempel Screening og noen indikatormetoder. Ser vi på de eneste offisielle og mest kjente og anerkjente miljømerkene i Norge og EU/EØS, Svanen og Blomsten, er de begge basert på livsløpstankegangen uten at de direkte benytter seg av livsløpsanalyser. Global Ecolabeling Network, som er et ISO sertifisert merkesystem baserer seg også på livsløpsanalyser. Merkesystemet som klart knytter seg direkte til livsløpsanalyser er likevel EPD (Environmental Product Declaration, 2007) som direkte følger ISO standardene for livsløpsanalyser.

**Tabell 6:** Miljømerker (EPA, 1998; Environmental Product Declaration, 2007; Li, 2001).

<b>Merke</b>	<b>Etablert</b>	<b>Opprinnelsesland</b>
Austrian Eco Label	1991	Østerrike
Canada`s Environmental Choice	1988	Canada
The NF- Environmental Mark	1992	Frankrike
Japan`s Ecomark	1989	Japan
India`s Ecomark	1991	India
South Korea`s Eco-Mark	1992	Sør Korea
Environmental Choice	1990	New Zealand
Green Mark Taiwan	1992	Taiwan
The Thai Green Label Scheme	1993	Tailand
Energy Star	1992	USA
Green Seal	1989	USA
ABNT- Environmental Quality	1993	Brasil
Global Ecolabeling Network	1994	Internasjonal
GLOBALGAP	1997	Internasjonal
BAP	2002	Internasjonal
IFOAM Seal (økologisk)	1999	Internasjonal
Debio (økologisk)	1986	Norge
Svanen	1989	Norden
Blomsten	1992	EU/EØS
Environmental Product Declaration (EPD)	1998	Internasjonal
Marine Stewardship Council	1997 (1999)	Internasjonal



## 5.9 Gyldighetsområde og begrensninger for ulike metoder

LCA analysen er den metoden som synes mest brukt i miljøanalyser per i dag. Som beskrevet ovenfor har metoden foreløpig noen viktige begrensninger som gjør at den er lite egnet til å studere fiskerier. Imidlertid er dette et område hvor metoden er i rask utvikling og (Ziegler, 2007) samt (Ellingsen and Aanonsen, 2006) er eksempler på studier som har begynt å utvikle LCA metoden for anvendelse i fiskerier. Videre er framgangsmåten og perspektivet i livsløpsanalysen, med fokus på den funksjonelle enheten (for eksempel 1 kg filet til konsument) over hele livsløpet uunnngåelig i et fullstendig miljøregnskap. Dette kan løses ved å stoppe ved en Life Cycle Inventory. Dette innebærer at en kartlegger alle mulige miljøeffekter over hele livsløpet og rapporterer data for disse direkte.

Omtrent samme resultat vil en få om en bruker indikatorer, fordi en da på samme måte som i en Life Cycle Inventory kan kartlegge alle miljøeffekter over livsløpet til 1 kg filet, og rapportere utslippsdata etc. direkte. Som fullstendig metode er dette den eneste metoden hvor alle miljøeffekter forholdsvis uproblematisk kan mates inn og rapporteres på en meningsfull måte. Begrensningen er at en ikke kan bruke resultatene til å si at for eksempel torsk er miljømessig bedre enn kylling og vice versa med mindre alle indikatorene er de samme for begge produksjonsprosesser. På den annen side kan metoden som nevnt benyttes til å gi et klart og oversiktlig bilde av hvor de største miljøpåvirkningen skjer, hva som er de største utfordringene for ulike produkter og også gi et godt grunnlag for tiltak og analyser av utvikling over tid.

Drivstofforbruket ombord på fiskefartøy som følge av energiproduksjon til fremdrift, elektrisitet, oppvarming og produksjon av ferskvann fører til den desidert største delen av miljøpåvirkningene i fiskeri, selv om det knytter seg en del usikkerhet til hvor godt de anvendte metoder er tilpasset operasjon på havet. Selv om LCA er utviklet for å være gyldige for alle forhold, er dataene ofte spesielt tilpasset bruk på land i det sentrale Europa. Problemer knyttet til forsurening og NO<sub>x</sub> på Kontinentalsokkelen er for eksempel ikke det samme som om utslippet skjer i Trondheim (SFT, 2005).

Som Pelletier et al (2007) konkluderer ligger det i LCA et stort potensial for videreutvikling til et meget nyttig verktøy for miljøanalyser innen sjømatnæringen. Dette forutsetter at flere effektkategorier implementeres i LCA analysen for å ta hensyn til effektene som i dag ikke inngår i konvensjonelle LCA analyser.

## 5.10 Oppsummering

Et miljøregnskap for sjømatnæringen kan gjennomføres med bruk av flere metoder. Det er for tiden stort fokus på miljø både nasjonalt og internasjonalt, noe som har gitt opphav til omfattende metodeutvikling med det resultat at det foreligger konkurrerende metoder.

Som vist i dette kapitlet er det gjennomført en del miljøanalyser innen sjømat- og landbruksnæringen. Felles for de fleste analysene er at de tar utgangspunkt i et livsløpsperspektiv. Den mest omfattende og mest brukte metoden er rene livsløpsanalyser (LCA). I LCA ligger det et stort potensial for videreutvikling til et meget nyttig verktøy for miljøanalyser innen sjømatnæringen. Men som nevnt forutsetter dette at flere effektkategorier implementeres i analysen for å ta hensyn til effektene som i dag ikke inngår i konvensjonelle LCA analyser.

De mange ulike metodene som hittil er benyttet illustreres kanskje best med det mangfoldet av miljømerkesystemer som eksisterer. For forbrukerne gir dette et dilemma: Hvis to sjømatprodukter er merket med to ulike miljømerker: Hvilket er det mest miljøvennlige produktet? Som vi har vært inne på er det også stor forskjell på ulike miljømerkesystemer og et rent miljøregnskap. Dette kan kanskje best illustreres med den kjente sertifiseringsordningen MSC, som i praksis først og fremst evaluerer forvaltningsmessige sider ved ulike fiskerier, mens et miljøregnskap nødvendigvis bør fokusere på flere miljøaspekter ved sjømatproduksjonen.

## 6 FoU-miljø

Det er flere internasjonale forskningsmiljø som har kompetanse på, og erfaring med, miljøproblematikk og miljøanalyser. I det følgende omtales de miljø som kan ha relevans for norsk fiskeri- og havbruksnæring, og bedrifter med ledende internasjonale produkter som kan brukes i en gjennomføring av miljøanalyser.

### 6.1 SINTEF Fiskeri og havbruk AS

SINTEF Fiskeri og havbruk har lang erfaring med arbeid innen energisparing, reduksjon av utslipp i fiskeflåten, og miljøanalyser (LCS/LCA, miljøindikatorer) i både fiskeri- og havbruksnæringen (SINTEF Fiskeri og havbruk AS, 2005; SINTEF Fiskeri og havbruk AS, 2006). Fra 2002 til 2006 ble det gjennomført et strategisk instituttprogram innen bærekraftig fartøysteknologi og flåtestruktur, støttet av Norges Forskningsråd og Fiskeri- og havbruksnæringens forskningsfond (FHF). I programmet ble det utarbeidet metodikk og verktøy som viser hva miljøeffektene av ulike teknologiske valg på fartøynivå blir på flåtenivå. Programmet omfattet også to doktorgradsavhandlinger, hvorav Utne har utviklet indikatorer for norske fiskerier og evaluert bærekraftighet i torskfiskeflåten. Den andre avhandlingen er under arbeid og omfatter utvikling av prosedyrer og datagrunnlag for miljømerking av fisk (SINTEF Fiskeri og havbruk AS, 2006).

Eksempler på andre relevante prosjekter SINTEF Fiskeri og havbruk AS har gjennomført og deltatt i de siste 10 årene er:

- The energy efficient ship (TEES). EU prosjekt, 4 rammeprogram. (Ellingsen et al., 2002; Ellingsen, 2004)
- Nordisk Ministerrådsprosjekter (Degnbol et al., 2003; Vinnem et al., 2006; Eyjolfsdottir et al., 2004)
- Miljøanalyse av oppdrettsmerd i messing (Ellingsen, 2006)
- Energireducerende tiltak innen norsk fiskeri (Ellingsen, 2005)
- Fiskerinæringens muligheter til å bidra til oppfyllelse av Koyotoavtalen (Hassel et al., 2000)
- Livsløpsanalyser for beregning av miljøpåvirkning brukt som verktøy ved prosjektering av skip (Aanonsen, 1997)

### 6.2 Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU)

IndEcol er NTNUs studieprogram opprettet i 1994 innen industriell økologi. Industriell økologi omhandler materialer og energistrømmer i industri- og konsumentvirksomheter, effekten av disse strømmene på miljøet, påvirkning fra økonomiske-, politiske-, lovmessige- og sosiale faktorer på strømmen, og bruk og omdanning av ressursene (IndEcol NTNU).

Livsløpsanalyselaboratoriet (LCA lab) er en forsknings- og undervisningsenhet innunder Institutt for energi og prosesseteknikk, NTNU, med ekspertise innen LCA og andre lignende metoder, slik som Material Flow Analysis (MFA) og Substance Flow Analysis (SFA). Laboratoriet tilbyr seminarer og gjesteforelesninger om LCA, og assistanse i forskningsprosjekter om LCA og relaterte metoder (IndEcol NTNU).

### 6.3 Østfoldforskning

Stiftelsen Østfoldforskning (STØ), som i august 2007 ble AS, har oppdragsforskning knyttet opp mot to fagområder: Forebyggende miljøvern og virksomhets- og næringsutvikling. Forebyggende miljøvern er konsentrert innenfor bygg og byggematerialer/tjenesteproduksjon, emballasje og næringsmidler, og avfall- og energiresurser/prosessindustri. STØ har sitt hovedfokus knyttet til analyse og dokumentasjon av miljø- og ressurseffektivitet i ulike typer systemer. Innenfor virksomhets- og næringsutvikling driver STØ FoU om innovasjon og innovasjonsprosesser innenfor privat og offentlig sektor (Stiftelsen Østfoldforskning, 2007).

STØ deltar i prosjektet "Kvalitet fra bunn til munn- utvikling av løsninger for et nettverk av bedrifter i verdikjeden for linefisket hvitfisk". Hovedmålet med prosjektet er å bidra til å øke miljø- og ressurseffektiviteten i fiskerisektoren, og bedre tilgangen på "ren norsk mat" av høy kvalitet. Dette skal skje gjennom økt fangst og omsetning av linefisket hvitfisk basert på selektive og ressurseffektive fiskemetoder, og på at kvaliteten blir differensiert gjennom verdikjeden. Prosjektet er et samarbeid mellom STØ, Mustad Longline, Domstein Enghav, Domstein-systemet, Fiskeriforskning (Norconserv), Servicel S.A. i Puerto de Celeiro (Spania) og Trace Tracker (Svanes, 2007).

### 6.4 SIK- Institutet för Livsmedel och Bioteknik

Institutet för Livsmedel och Bioteknik AB (SIK), avdeling prosess og miljøteknikk, er lokalisert i Göteborg i Sverige. Instituttet har kompetanse på miljøtilpasset produksjon og konsum. SIK arbeider med miljøanalyser, utvikling av miljøledelsessystemer, for eksempel i henhold til ISO 14001, utarbeidelse av miljørapporter, avfallshåndtering, målinger av energiforbruk, forbedring av prosesseffektivitet og beregning av GWP- Global Warming Potential for ulike produkter (SIK- Institutet för Livsmedel och Bioteknik AB, 2007).

Miljøet driver med forskning innen utvikling og tilpasning av LCA metoder til matvarer, for eksempel fisk, hvor Zieglers doktorgradsavhandling: "Environmental life cycle assessment of seafood products from capture fisheries" (Ziegler, 2007), er et viktig bidrag. I denne avhandlingen ble to fiskerier, det svenske torskefisket i Østersjøen (garn og trål), og det svenske sjøkrepsfisket (konvensjonell trål, arts-selektiv trål, og teiner) analysert. Videre driver miljøet med utvikling av LCA metodikk for å evaluere tekniske endringer i matvareindustrien, samt med å integrere sosio-økonomiske aspekter inn i LCA.

SIK har blant annet gjennomført en rekke analyser av klimagassutslipp som følge av produksjon av ulike matvarer, deriblant fisk, og har utarbeidet databaser som i dag dekker potensielle klimaeffekter knyttet til produksjon av over 100 forskjellige matvarer. SIK deltar også i et større internasjonalt prosjekt der de har utarbeidet LCA for lakseoppdrett i Canada og fangst av vill laks utenfor Alaska. I dette prosjektet skal tilsvarende studier gjennomføres for norsk og chilensk laks i løpet av året (Kilde: Personlig samtale Friederike Ziegler).

### 6.5 Ålborg Universitet

Institut for Samfundsudvikling og Planlægning er inndelt i 3 avdelinger, hvorav den ene, Sektionen for Teknologi, Miljø og Samfund, forsker på tema innenfor "Environmental Management". Avdelingen ble dannet i 2001 og bidrar med undervisning innen en rekke studier ved det Tekniske Naturvidenskabelige Fakultet, for eksempel Plan og Miljø, Environmental Management og Geografi. Avdelingen er også ansvarlig for kurs og prosjektveiledning på

Civilingeniørernes Basisuddannelse innenfor områdene ”Teknologi, Menneske og Samfund” (Aalborg Universitet).

Avdelingens forskning er tverrfaglig og kombinerer perspektiver fra samfunnsvitenskap med ingeniør- og planleggingsmessige aspekter, spesielt med fokus på hhv. teknologisk forandring og miljø. En av medarbeiderne, Mikkel Thrane, har arbeidet med miljøledelse og LCA av fisk (Thrane, 2005), og han har blant annet gjennomført et doktorgradsarbeid innen analyse av miljøpåvirkning fra typiske danske fiskeprodukter (Thrane, 2004).

## **6.6 Dalhousie University**

School for Resource and Environmental Studies ved Dalhousie University i Halifax, Nova Scotia, Canada, ble dannet i 1973 og tilbyr undervisning i miljøledelse, vitenskap og politikk. Miljøet forsker blant annet på miljø- og sosio-økonomiske påvirkninger fra ulike produksjonsmåter for laks, et prosjekt som startet i 2005 og ble avsluttet i 2007. Prosjektet ble gjennomført i samarbeid med SIK og Ecotrust (School for Resource and Environmental Studies, 2007; Ecotrust, 2007).

## **6.7 PRé Consultants**

PRé Consultants (PRé Consultants, 2007) ble dannet i 1990 og holder til i Nederland. Bedriften har utviklet SimaPro- et av de mest utbredte dataverktøyene for LCA. Videre er PRé ansvarlig for utvikling av Eco-indicator 99, og en pågående oppdatering av metoden. PRé deltar i vitenskapelige nettverk, for eksempel UNEP Life Cycle Initiative (United Nations Environmental Programme (UNEP), 2007a).

PRés mål er å utvikle og implementere praktiske, men likevel vitenskapelige verktøy som kan brukes til å forbedre miljøprestasjonene til produkter og tjenester (PRé Consultants, 2007).

## **6.8 PE International**

PE International har de siste 12 årene, delvis i samarbeid med partneren IKP fra Universitetet i Stuttgart (LBP), utviklet software (GaBi og SoFi) for kvantitativ analyse og evalueringer av bærekraftighet for industrielle aktiviteter og tjenester. GaBi kan bidra i CO<sub>2</sub> regnskap, LCA, Design for Environment (DfE), energieffektivitetsanalyser, bærekraftighetsrapportering, total cost accounting (TCA) etc. SoFi kan brukes i styringssystem til å forbedre miljø- og bærekraftighetsprestasjonene for bedrifter (PE International, 2007).

## **6.9 University of Manchester**

Manchester Business School, som er en del av Universitetet i Manchester, ble i sin nåværende form dannet i 2004. Skolen har fem avdelinger innen (Manchester Business School, 2007):

- Business systems
- Manchester Accounting and Finance group
- Marketing, International Business and Strategy
- Innovation, Management and Policy
- People, Management and Organisations

Ved skolen gjennomføres det blant annet forskning på konkurransedyktighet av produkter, deriblant et større prosjekt på miljøeffekter av matvarer - fisk inkludert. Formålet med prosjektet var å analysere miljøpåvirkningene fra et utvalg vanlige matvarer for å bidra til mer informasjon for beslutningstagere og kunder. Viktige forskningsspørsmål var blant annet (Foster et al., 2006):

- Hva kan resultatene fortelle oss om miljøpåvirkninger for spesifikke produkter og hvor de oppstår i verdikjeden?
- Hvordan kan eksisterende trender innvirke på profilen til disse påvirkningene i fremtiden?
- Hvor betydningsfulle er påvirkningene utenfor UK?
- Hvilke verktøy kan være nyttige for å oppsummere påvirkningene fra spesifikke produkter (energi - intensitet, ressursbruk, økonomisk verdisetting, landareal)?

### **6.10 ESU-services Ltd**

ESU-services ble grunnlagt i 1998, og holder til i Uster, Sveits. Bedriften arbeider med forskning, konsulentvirksomhet, revisjon og opplæring i LCA innenfor sektorene energi, mineraler, materialer, mat og livsstil. ESU-services har blant annet bidratt til utvikling av Ecoinvent "life cycle inventory database", dvs. en internasjonal database med miljøinformasjon om energiforsyning, ressursutvinning, materialer, kjemikalier, metaller, jordbruk, avfallshåndtering og transport. Ecoinvent er integrert i flere LCA softwareprogram. ESU-services er også regionalt kontor for SimaPro i Sveits og Østerrike (ESU-services Ltd, 2007).

### **6.11 SETAC**

The Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) er en non-profit, verdensomspennende organisasjon med medlemmer fra organisasjoner og personer som er engasjert i :

- Studier, analyser, og løsning på miljøproblemer
- Forvaltning og regulering av naturressurser
- Miljøutdanning
- Forskning og utdanning

SETACs formål er å støtte utviklingen av prinsipper og fremgangsmåter for beskyttelse og forvaltning av miljøet og økosystemer (The Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC), 2008).

## **7 Eksempel på bruk av miljøregnskap - foreløpig CO<sub>2</sub>-regnskap for norsk oppdrettslaks**

For å belyse hvilke muligheter utarbeiding av miljøregnskap gir, er det utarbeidet et foreløpig CO<sub>2</sub>-regnskap for produksjon av laks. Det understrekes at analysen er foreløpig og at det anbefales at en mer grundig gjennomgang blir foretatt i et eventuelt senere hovedprosjekt. Beregningene bygger i all hovedsak på underlaget benyttet i (Ellingsen and Aanonsen, 2006).

### **7.1 Forutsetninger og metode**

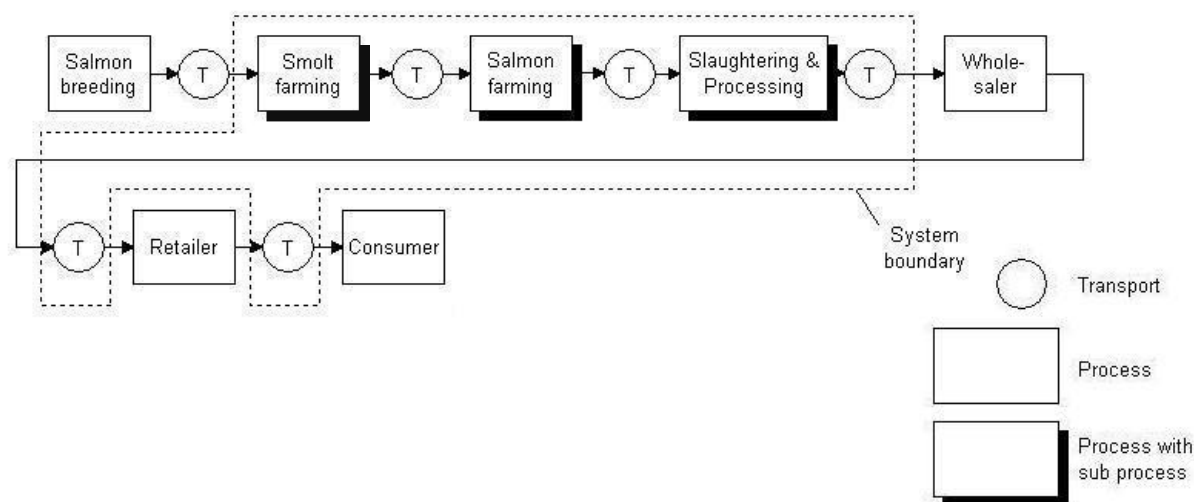
Beregning av CO<sub>2</sub>-utslippet er gjort for 1 kg laksefilet som er søkt fulgt gjennom en syklus fra klekking til konsum. 1 kg laksefilet er dermed benyttet som referanseenhet eller såkalt funksjonell enhet som følges gjennom syklusen i et "fra vugge til grav" perspektiv.

I analysen er miljøanalyseverktøyet SimaPro og miljøindikatoren Ecoindikator 99 benyttet (H) / H/A (Goedkoop and Spriensma, 2001). SimaPro inneholder utslipps- og forbruksdata for ulike prosesser som produksjon av alternative materialer og ulike energibærere. Databasene ETH-ESU 96 (Frischknecht and Jungbluth, 2004) og BUWALL 250 (Spriensma, 2004) ble benyttet for estimering av generelle underlagsdata som eksempelvis CO<sub>2</sub>-bidraget pr. enhet produsert dieselolje.

I utgangspunktet er beregningene gjort for 200 g laksefilet som er omregnet til en filet på 1 kg. SimaPro er i denne sammenhengen benyttet for å finne det ekvivalente CO<sub>2</sub>-utslippet gjennom livsløpet til denne fileten. Det er viktig å påpeke at også bidraget fra andre stoffer som eksempelvis metan er regnet om til såkalt ekvivalent bidrag til klimaeffekt gjennom en karakteriseringsprosess. I en karakterisering kartlegges hvor mye et stoff bidrar til en miljøeffekt. Her blir utslippet av hvert stoff multiplisert med en karakteriseringsfaktor for å finne relativt bidrag til miljøeffekten (se kapittel 3).

Det er antatt at oppdrettsanlegget og slakteriet ligger på Vestlandet og at laksefileten omsettes og konsumeres i Midt-Norge og i Paris. Produksjon av fiskemel og fiskeolje for laksefôret er antatt basert på pelagisk stimfisk som lodde og kolmule som tas med ringnotfartøy som også kombinerer driften med bruk av flytetral. Disse fartøyene opererer innen norsk sektor eller ute i nord-øst-atlantisk farvann. Kornprodukter benyttet i fôret er produsert delvis i det sørlige Norge, i Frankrike og i Brasil. All videre prosessering av fôr foregår på anlegg i Norge.

Produksjon av oppdrettslaks er i analysen antatt å følge trinnene indikert i Figur 2.



**Figur 2.** Systemgrenser for produksjon av laksefilet.

Hele livssyklusen fra settefiskanlegg til fileten er kommet frem til forbruker er i utgangspunktet tatt med i analysen. Dette inkluderer produksjon av settefisk, frakt av settefisk til oppdrettsanlegg, oppdrett av laks, frakt av slaktemoden laks til slakteri, slakting og prosessering, frakt til grossist, frakt til butikk og frakt til forbruker. I produksjon av settefisk og oppdrett av laks inngår igjen fôrproduksjonen, hvor også fremskaffelse av råmaterialer i form av fangst og transport av nødvendig fôr fisk samt dyrking og transport av ulike landbruksprodukter inngår.

Klekking av egg og frakt av yngel til settefiskanlegg er imidlertid antatt å bidra i så liten grad til energiforbruket at disse fasene ikke er tatt med i beregningene. Tilsvarende er energiforbruket knyttet til lagring og eventuell intern transport hos grossist og detaljist holdt utenfor sammen med energiforbruket forbundet med den endelige tilberedning hos forbruker. Generelt antas at disse fasene i liten grad vil påvirke resultatet med unntak av tilberedning hos forbruker. Foreløpige beregninger kan tyde på at energiforbruket her vil kunne være betydelig. Dette bør det derfor sees nærmere på i senere analyser. Mye tyder likevel på at tilberedning av fiskeprodukter generelt er mindre energikrevende enn eksempelvis kjøtt. I Norge skjer tilberedningen imidlertid for en stor del med elektrisitet basert på vannkraft som fører til lave klimagassutslipp.

Videre er produksjon og destruering av emballasje holdt utenfor analysen. Infrastruktur i form av bygninger, transportmiddel og fiskefartøy har alle lang levetid, og gir derfor svært små bidrag til den enkelte filet. De er derfor unntatt studien. Dette er i tråd med konklusjonen fra tidligere studier (Aanonsen, 1997; Ellingsen, 2004; Thrane, 2004).

De fleste industriprosesser resulterer i mer enn ett produkt. I forbindelse med produksjon av fiskeolje fås cirka 200 gram fiskemel og 120 gram fiskeolje fra 1 kg industrifisk. For å kunne si noe om hvor mye hvert av disse produktene bidrar i form av miljøbelastning, kan en foreta en allokering, enten i form av produktenes økonomiske verdi eller masse, der en fordeler inngangsstrømmer samt utgangsstrømmer mellom de ulike produktene. I forbindelse med produksjon av fiskeolje og fiskemel har det blitt foretatt en masseallokering, slik at produksjon av 1 kg fiskeolje har fått like stor miljøbelastning som produksjon av 1 kg fiskemel. I hovedsak er det ellers benyttet økonomisk allokering som eksempelvis i forbindelse med fordelingen av belastningen på biprodukt og fileten i forbindelse med filetering av laks. I denne analysen er det antatt at biproduktene har en neglisjerbar verdi hvilket i fremtiden selvsagt kan endre seg kraftig.



Underlagsdata er for øvrig innhentet gjennom en rekke kilder som litteraturgjennomgang, studie av tilgjengelige databaser, telefonsamtaler og møter med ulike næringsaktører.

## 7.2 Datagrunnlaget

Innholdet i laksefôret er vist i Tabell 7. Dataene er basert på elektronisk post og personlig samtale med Henrik Stenwig, FHL. I analysen er det benyttet det samme fôret i forbindelse med oppdrett av både smolt og matfisk, noe som antas å ha liten betydning i denne sammenhengen. Den økonomiske fôrfaktor og filetfaktoren som er benyttet er videre vist i Tabell 8. Den økonomiske fôrfaktoren er et uttrykk for kvantumet fôrenheter som skal til for å produsere en tilsvarende enhet med rund fisk. Faktoren er således justert for fôr som går til spille grunnet sykdom, rømming, feil ved fôringsanlegg osv. I denne sammenheng er data hentet fra (Fiskeridirektoratet, 2007).

Som vist i Tabell 8 går det med ca. 2,0 kg rund fisk for å produsere 1 kg filet uten skinn (elektronisk post fra Ragnar Nystøyl, Kontali analyse). Videre kreves det i gjennomsnitt, når alle tap er tatt hensyn til, 1,2 kg fôr for å produsere 1 kg rund fisk og dermed ca. 2,4 kg fôr for å produsere 1 kg filet. Hvis vi tar utgangspunkt i at det i gjennomsnitt kan utvinnes henholdsvis 200g mel og 120g fiskeolje pr. kg industrifisk, kan vi ved å kombinere disse tallene med innholdet i fôret i Tabell 7, slutte at det går med rundt 4,6 kg industrifisk for å produsere nok olje for 1 kg filet eller alternativt 2,3 kg industrifisk for å få olje nok til 1 kg rund matfisk. I forhold til fiskemel gir dette et lite overskudd da det bare trengs henholdsvis 3,6 og 1,9 kg industrifisk for å produsere tilstrekkelig med fiskemel pr. kg filet og pr. kg rund laks. I denne beregningen er det også tatt med at fôret inneholder 45g fiskeensilasje. Ensilasjen er et konsentrat av vill fisk som kanskje noe upresist er lagt på mel og olje i fôret med halvparten på hver, noe som antas å ikke gi noe stort utslag i denne sammenheng.

**Tabell 7:** Fôrsammensetning (Stenwig, 2008).

<b>Enhet</b>	<b>g/kg tørrfôr</b>
Fiskemel	300
Fiskeensilasje	45
Vegetabiliske proteiner	220
Fiskeolje	205
Vegetabiliske oljer	105
Hvetemel	95
Diverse mineral, vitaminer og farge	30
<b>Sum</b>	<b>1000</b>

**Tabell 8:** Økonomisk fôrfaktor og filetfaktorer benyttet i analysen.

<b>Faktor</b>	<b>Enhet</b>	<b>Verdi</b>
Økonomisk fôrfaktor	Kg fôr/kg rund fisk	1,2
Filetfaktor	Kg rund fisk/kg filet	2,0

Energibruket i forbindelse med fangst, ulike former for transport og fôrproduksjon inkluderer også energibruk for kjøling, inntørking, slakting og filetering. Energiforbruket forbundet med fangst av vill fisk er beregnet basert på økonomiske data fra (Anon., 1980-1999) kombinert med data for oljepriser hentet fra (Ellingsen, 2005). Forbruket av drivstoff under fangst av vill fisk er beregnet i kg olje pr kg rund fisk levert ved kai. For pelagisk fiske med snurpenot og flytetral er gjennomsnittlig drivstofforbruk beregnet til å være 0,07 kg olje/kg rund fisk landet. Videre er det

benyttet data fra Statistisk sentralbyrå og andre studier som (Thrane, 2004), i tillegg til personlige samtaler med oppdrettere og fôrprodusenter.

Det blir benyttet brønnbåter for frakt av levende laks til slakteri. Det antas at båten har en gjennomsnittsfart på cirka 12 knop og at gjennomsnittlig frakttid er 4 timer. I tillegg til levende laks frakter båten vann, cirka 5,5 kg vann per kg laks (beregnet, (Rostein, 2003)). Data for slakteri og prosessering er hentet fra (Silvenius and Grönroos, 2003). Det er antatt et forbruk på 0,23 kWh/kg produsert filet, og til produksjon av is som legges rundt fileten er det antatt et forbruk på 0,09 kWh. Frakt av fersk filet til grossist skjer med trailer med kjøleaggregat. På grunn av økt effektbehov i forbindelse med kjøling vil trailerens drivstofforbruk øke. Det er antatt at denne økningen er på 10 %.

Det antas at gjennomsnittlig kjørelengde til grossist i Midt-Norge er 200 km. Ved å anta at traileren returnerer tom, blir total kjørelengde 400 km. Gjennomsnittlig kjørelengde til grossist i Paris er antatt å være 2430 km. fra anlegg og tar ca. 56 timer. Her er antatt noe returlast og gjennomsnittlig kapasitetsutnyttelse er satt til 80 % (Samtale teknisk sjef NorCargo, Trondheim).

Cirka 30 % av lasten består av is som produseres av ismaskiner med et forbruk på 0,15-0,20 kWh/kg pr kg produsert is. Ismaskinene er elektrisk drevet. Videre frakt til forhandler skjer også med kjøletrailer og total transportlengde er antatt å være 100 km.

Frakt av filet til forbruker kan skje på flere måter som med bruk av egen bil, kollektivtransport og sykkel. Her er det imidlertid antatt at rundt 50 % av transporten mellom butikk og forbruker foregår med bil, samtidig som fileten utgjør cirka 15 % av handelen. Total transportlengde er antatt å være 20 km.

### 7.3 Resultater

Det beregnede klimagassutslippet for produksjon av 1 kg laksefilet er vist i Tabell 9 under. Beregningene er gjort for en laksefilet i det den forlater slakteriet, idet den ankommer en gjennomsnittlig konsument i Midt-Norge og hos en konsument i Paris. CO<sub>2</sub> utslippet er først beregnet for et alternativ basert på at inntørking av fôr foregår med bruk av dieselolje og deretter med bruk av naturgass eller LNG. Grunnen til dette er at overgang til bruk av naturgass er stadig mer vanlig og benyttes i dag på flere anlegg. Som det fremgår av tabellene, medfører overgang til bruk av naturgass i følge disse beregningene en reduksjon målt i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter på mellom 6 og 7 prosent. Tiltaket er med andre ord også effektivt i forhold til reduksjon av klimagassutslipp, men betyr langt mer i forhold til reduksjon av NO<sub>x</sub>-utslipp som ikke er beregnet her. Bruk av naturgass reduserer generelt NO<sub>x</sub>-utslippene med mellom 80 og 90 prosent.

Et annet forhold er den relativt beskjedne betydning den økte transportstrekningen ser ut til å ha. Den ekstra transporten til Paris øker CO<sub>2</sub>-utslippene med ca. 10 til 11 prosent i forhold til konsumenten på Østlandet. Ut ifra disse betraktninger kan det tyde på at det er mer å hente på å optimalisere produksjonsfasen for fisken enn å fokusere mye på transportsystemer.

Det understrekes igjen at disse analysene er foreløpige og at det bør gjøres en grundig gjennomgang i et senere hovedprosjekt.

**Tabell 9:** CO<sub>2</sub>-utslipp ved produksjon av 1 kg laksefilet ved ulike inntørkingsmetoder for fôr.

Enhet	Tørkemetode fiskefôr	Verdikjede fra råvareutvinning til:		
		Slakteri	Kunde i Sør-Norge	Kunde i Paris
Filet 1)	Tungolje	CO <sub>2</sub> -ekv./kg produkt	CO <sub>2</sub> -ekv./kg produkt	CO <sub>2</sub> -ekv./kg produkt
	Gass	2,3	2,7	3,0
		2,2	2,6	2,9

Tallene i denne analysen er videre sammenlignet med tall fra andre kilder, se Tabell 10. Fremtiden i våre hender sine tall viser et CO<sub>2</sub>-utslipp for produksjon av 1 kg ørretfilet produsert i landanlegg i Danmark på 4,1 kg CO<sub>2</sub>. Også dette er beregnet i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter slik at det kan antas at bidraget fra andre stoffer som eksempelvis metan også er inkludert. Tallene som presenteres fra Fremtiden i våre hender er hentet fra en dansk studie (Faculty of Agricultural Sciences et al., 2007).

Basert på det tilgjengelige underlaget, er det vanskelig å fastslå i hvilken grad transport osv. er inkludert i den danske studien, men energiforbruket i forbindelse med fangst av industrifisk er satt noe lavere enn hva som er benyttet i vår studie. Forøvrig virker det som et rimelig resultat at energiforbruket og tilhørende CO<sub>2</sub>-utslipp generert i forbindelse med produksjon av ørret på land er noe høyere enn for produksjon av laks i sjø. Tabellen viser også relativt store avvik for enkelte produkter, noe som blant annet illustrerer betydningen av valg av systemgrenser og god dokumentasjon, faktorer som ofte ikke presenteres i massemedia.

Forskjellen i spesifikt utslipp av CO<sub>2</sub>-ekvivalenter for de ulike produktene i Tabell 10 er særlig tydelig for kylling som varierer med et utslipp fra 1,9 kg til 4,6 kg CO<sub>2</sub>-ekvivalenter pr. kg filet. Den ene analysen gir et nesten 2,5 ganger så høyt resultat enn den andre, noe som godt viser behovet for standardisering av metodikken for slike beregninger.

**Tabell 10:** Klimagassutslipp fra kjøtt og fisk fra ulike studier.

Produkt	Enhet	CO <sub>2</sub> - ekviv./kg	Kommentar	Kilde
Kjøtt (svin)	1 kg	6,4	Utslippet er hovedsakelig metan (fra drøvtyggere) og lystgass (fra fôrdyrking). Gjelder til gårdsporten. CO <sub>2</sub> fra slakting, lagring, og transport av kjøttet, emballasje, kjøling og butikk er ikke med.	(Fremtiden i våre hender, 2008)
Kjøtt (storfe)	1 kg	15,8		
Kylling	1 kg	4,6		
Fisk oppdrett	1 kg	4,1	Ørretfilet, dansk damoppdrett. Frossen.	
Fisk, fangst	1 kg	3,0	Barentshav, trål, håndfiletert Kina, 30 % avskjær	
		2,8	Barentshav, trål, maskinfil. i Norge, 45 % avskjær	
		1,3	Kyst, garn/juksa, håndfil. i Kina, 30 % avskjær	
		0,7	Kyst, garn/juksa, maskinfil. i Norge, 45 % avskjær	
		0,5	Kyst, garn/juksa, håndfil. i Norge, 30 % avskjær	
Kjøtt (storfe)	1 kg	14,5		
Kjøtt (svin)	1 kg	4,9		
Kylling	1 kg	1,9		
Laks (oppdrett, Canada)	1 kg	4,5		
Torskefilet (40 % garn, 60 % trål)	1 kg	7,5		
Laks (norsk oppdrett)	1 kg	3,0	Filet til forbruker i Paris. Inntørking av fôr med bruk av dieselolje.	Vår studie
Laks (norsk oppdrett)	1 kg	2,9	Filet til forbruker i Paris. Inntørking av fôr med bruk av naturgass (LNG).	

## **8 Mulig oppbygging av hovedprosjekt**

### **8.1 Introduksjon**

Dersom man velger å gjennomføre hovedprosjekt innen miljøregnskap kan en viktig målsetting være å kunne gjennomføre:

- Komparative studier med andre matvarer
- Vurderinger av ulike tiltak for å redusere fiskeri- og havbruksnæringens påvirkning på miljøet

På bakgrunn av resultater fra forprosjektet, skisseres her innhold i mulige hovedprosjekt rettet mot utvikling og anvendelse av metodikk for miljøanalyser i fiskeri- og havbruksnæringen. Hovedprosjektet kan utformes på ulike måter, avhengig av ønsket detaljeringsnivå, men det anbefales flere faser med mulighet for evaluering og justering av innhold og faglig retning underveis.

### **8.2 Mål for hovedprosjekt**

Prosjektets hovedmål kan både være å bidra til å avdekke miljømessige konsekvenser fra aktivitetene til fiskeri- og havbruksnæringen og samtidig bidra til at tiltak settes inn der disse har størst effekt.

Et hovedprosjekt kan omfatte kartlegging av miljøprestasjoner, avdekking av områder der det gir mest effekt å sette inn tiltak i forhold til eventuelle uønskede miljøeffekter, samt utvikling av metodikk både i forhold til kartlegging og analyse av effekter. I tillegg vurderes det som viktig å utvikle metodikk og rutiner for å dokumentere miljøeffekter overfor forbrukere, miljøvernorganisasjoner, myndigheter og leverandører på en nøytral og balansert måte. Det vil være et viktig mål at metodene som utvikles kan anvendes av næringen selv i eget miljørelatert arbeid.

### **8.3 Strategi**

Det finnes en rekke mulige utgangspunkt og strategier for gjennomføring av miljøstudier. En strategi kan være å sammenligne eget produkt med tilsvarende andre produkter med noenlunde samme applikasjon for å se hvordan eget produkt presterer i forhold til gitte miljøkrav. En annen strategi er å gjøre en detaljert analyse av verdikjeden til enkeltprodukter for å finne hvor i kjeden miljøpåvirkningen er størst og hvor det vil gi størst effekt å sette inn tiltak. Begge strategier vil være verdifulle og anbefales, og diskuteres derfor nærmere under. I tillegg bygger slike analyser på metodikk som fortsatt er i utvikling, og som bør utvikles videre med sikte på å komme frem til mest mulig objektive resultater.

Komparative studier kan gjennomføres ved å sammenlikne ulike verdikjeder for fisk med alternative landbruksprodukter. Her vil det være aktuelt å velge landbruksprodukter som kan erstatte fisk som proteinkilde på middagsbordet, for eksempel kylling, svin og/eller storfe. Filet fra både torsk, laks og kylling er nære substitutter i matvarehyllene. Det vil si at det ene fort kan

foretrekkes fremfor det andre hvis valget påvirkes av tilleggsinformasjon om miljøeffekter knyttet til produksjon.

Fordelen med sammenlikning er at resultatene kan gi en indikasjon på hvordan fiskeri- og havbruksnæringen står i forhold til tilsvarende matvareproduksjon. I tillegg kan det være lettere å identifisere forbedringsmessig potensial når man har etablert et referansenivå, ikke bare internt i næringen, men også i forhold til andre næringer.

En utfordring ved komparative studier er at matvarer har ulike verdikjeder som i noen tilfeller kan være krevende å sammenlikne fordi noen av miljøeffektene er forskjellige og i tillegg vanskelige å kvantifisere. For eksempel kan rømning som miljøproblem i oppdrettsnæringen ikke sies å ha et sammenlignbart motstykke i kyllingproduksjon, og det kan dermed være vanskelig å gjøre direkte sammenlikninger innenfor spesifikke miljøaspekter. Vi anbefaler derfor at en eventuell komparativ analyse gjennomføres for en eller få miljøeffekter. I første rekke vurderes en sammenligning basert på energiforbruk og CO<sub>2</sub>-utslipp som mest relevant. Energiforbruk er et miljøaspekt hvor det allerede finnes en del tilgjengelig informasjon, og hvor sammenlikning av verdikjeder er håndterbart. Energiforbruk forårsaker klimagassutslipp og forsuring, temaer som står høyt på den politiske dagsorden.

CO<sub>2</sub>-analyser som er gjennomført av ulike matvarer viser sprikende resultat og det er ikke alltid like enkelt å se hva som er forutsetningene for analysene. Derfor vil det være nødvendig å gjennomføre egne analyser av øvrige matvarer for å fremskaffe et reelt sammenligningsgrunnlag. Utvikling av en norm eller en standard for hvordan CO<sub>2</sub>-analyser for matvarer bør gjennomføres er ønskelig og dette kan være en underliggende motivasjon og målsetting for prosjektet.

For å gjennomføre detaljerte analyser av verdikjeden til ulike fiskeprodukter for å finne hvor i kjeden miljøpåvirkningen er størst, og hvor det vil gi størst effekt å sette inn tiltak, bør imidlertid flere miljøaspekter tas i betraktning.

Tabell 11 viser relevante miljøpåvirkninger innenfor verdikjeder for sjømat. I tabellen er det også forsøkt lagt inn referanser til årsakene til de ulike påvirkningene, hvilke konsekvenser de har og hvilke metoder som kan anvendes for å kvantifisere miljøkonsekvensene. For flere av miljøeffektene, som energibruk med tilhørende drivhuseffekt og forsuring, ulike kjemikalieutslipp, bruk av landareal og overgjødning er LCA en anvendelig metodikk. Effekter som rømning, spredning av lakselus, overbeskatning av vill fisk, bifangst og bidødelighet foreløpig må analyseres ved bruk av ulike indikatorer.

**Tabell 11:** Miljøaspekter og effekter for hovedprosjekt - havbruk

Miljøpåvirkning	Miljøaspekt (årsaker)	Miljøeffektkategori (konsekvenser)	Metodikk
Bruk av fossilt brennstoff	Behov for energi	Drivhuseffekt, forsurening. Forbruk av ikke-fornybar ressurs	Indikator, LCS
Rømning	Utforming av anlegg/regelverk	Trussel mot villaks (biologisk mangfold)	Indikator
Fangst av vill fisk	Behov for marint basert fôr.	Press på fiskeressursene (biologisk mangfold)	Indikator
Båndlegging av areal	Behov for areal på: -sjø for merdanlegg -land for mottak, drift etc. -land knyttet til fôrproduksjon	Visuelle forstyrrelse, begrensning av farled, konflikter i forhold til annen bruk av kystsoner Begrensninger mht landbruksjord	LCA, indikator
Overgjødning	Gjødsling, fôrspill etc.	Eutrofiering, økotoksisitet	LCA, indikator
Bruk av avlusningsmidler/medikamenter/vaksiner	Forhindrer lakselus og sykdommer	Trussel mot villaks (biologisk mangfold), økotoksisitet	Indikator
Utslipp av kjemikalier	Forhindrer begroing av nøter	Økotoksisitet	Indikator, LCA (LCS)
Utforming av fartøy/anlegg/landbruk	Regelverk/forvaltning/moral	Visuelle- og luktproblemer	Indikator
Ferskvannsforsbruk	Behov for vann (anlegg)	Mengden ferskvann er begrenset/biotisk ressursforbruk	Indikator, LCA (LCS)

**Tabell 12:** Miljøaspekter og effekter for hovedprosjekt – fiskeri

Miljøpåvirkning	Miljøaspekt (årsaker)	Miljøeffektkategori (konsekvenser)	Metodikk
Bruk av fossilt brennstoff	Behov for energi	Drivhuseffekt, forsurening. Forbruk av ikke-fornybar ressurs	Indikator, LCS
Overfiske	Regelverk/forvaltning/moral	Press på fiskeressursene (biologisk mangfold)	Indikator
Bruk av areal	Bruk av bunntål	Effekter på habitat, økosystemforstyrrelser	LCA, indikator
Ferskvannsforsbruk	Behov for vann (fartøy)	Mengden ferskvann er begrenset/biotisk ressursforbruk	Indikator, LCA (LCS)
Bidødelighet (utkast/ghostfishing)	Regelverk/forvaltning/moral	Overfiske, utrydning av truede arter (biologisk mangfold)	Indikator
Utforming av fartøy og redskap	Regelverk/forvaltning/moral	Kan påvirke energiforbruk og andre forhold	Indikator
Bifangst	Regelverk/forvaltning/moral	Overfiske, utrydning av truede arter (biologisk mangfold)	Indikator
Utslipp av kjemikalier/Bruk av bunnstoff	Forhindrer begroing av skrog	Økotoksisitet	Indikator, LCA (LCS)

## 8.4 Mulige faser i et hovedprosjekt

En miljøanalyse for fiskeri- og havbruksnæringen krever i hovedsak følgende arbeid:

- Identifisering av behov, definering av systemgrenser og valg av metodikk
- Datainnsamling
- Tilpasning av eksisterende metodikk og eventuell utvikling av ny metodikk
- Generering, analyse og verifisering av resultater
- Følsomhetsanalyser og eventuelle scenarieanalyser
- Konklusjoner og anbefalinger
- Jevnlige oppdateringer av resultatene

Arbeidsprosessen som er skissert her er iterativ (samme prosess gjennomføres flere ganger, slik at man etter hver prosess får et forbedret resultat). For eksempel kan mangelfulle resultater gi grunnlag for tilpasning av metodikk.

En miljøanalyse kan være svært omfattende, særlig dersom alle miljøpåvirkningene i Tabell 11 skal evalueres. Selv om det tidligere er gjennomført noen miljøstudier innenfor fiskeri og havbruksnæringen internasjonalt, er arbeid når det gjelder norske forhold begrenset. For at resultatene som kommer ut av et større prosjekt skal være mest mulig pålitelige og etterprøvbare, og for å kunne trekke inn kunnskap basert på erfaringer underveis i prosjektet, kan et hovedprosjekt deles inn i følgende 3 hovedfaser:

- Komparativ analyse av ulike matvarekjeder (Fase 1)
- Miljøanalyse av verdikjeder for fisk (Fase 2)
- Metodikk og rutiner for dokumentasjon av miljøprestasjoner (Fase 3)

Disse fasene er nærmere beskrevet nedenunder.

### 8.4.1 Komparativ analyse av ulike matvarekjeder

Det foreslås at det foretas en sammenlignende analyse av energiforbruk og tilhørende CO<sub>2</sub>-utslipp for ulike matvarekjeder som vill fisk, oppdrettslaks og landbruksprodukter som svin og kylling.

Eventuelt kan enkelte andre miljøpåvirkninger inkluderes, som bruk av landareal, overgjødning og medisiner, men det er viktig at en slik analyse gjøres basert på noen få effekter som er allment akseptert som viktige i miljørammen og som gir grunnlag for meningsfull sammenligning.

Dette vil kunne gi en referanse for hvor fiskeri- og havbruksnæringen står i denne sammenheng, sammenlignet med andre relevante matvarer. Erfaringer fra en slik komparativ analyse vil kunne danne grunnlag for å justere innhold og behov i de neste fasene av prosjektet.

Relevant metodikk: Kartlegging av energiforbruk og energistrømmer, LCS (livsløps-screening) og indikator.

### 8.4.2 Metodeutvikling av miljøanalyser av verdikjeder for fisk

I fase 2 av prosjektet evalueres flere relevante miljøaspekter for ulike verdikjeder for fisk. Resultatene fra en slik fase vil både kunne danne grunnlag for miljømerking, og være et viktig bidrag til dokumentasjon av miljøeffekter fra fiskeri- og havbruksnæringen. Resultatene fra slike analyser vil videre kunne bidra til å avdekke hvor det vil gi mest effekt å sette inn forbedringstiltak i forhold til eventuelle miljøeffekter.



I denne sammenheng vil det være et behov for å videreutvikle metodikk og det kan være naturlig å knytte et eventuelt doktorstudium til dette området. Angrepsmåten vil måtte basere seg på en kombinasjon av bruk av LCA-analyser og ulike indikatorer, hvilket medfører interessante metodemessige utfordringer. En viktig utfordring i denne fasen vil også være å fremskaffe et tilstrekkelig datagrunnlag til å kunne gjennomføre analysene.

Relevant metodikk: LCA supplert med indikatorer på miljøaspekter som ikke er integrert i LCA. Utvikling av ny metodikk/tilpasning av eksisterende metodikk.

### **8.4.3 Metodikk og rutiner for dokumentasjon miljøprestasjoner**

Resultatene fra en miljøanalyse bør ha relevans utover å dokumentere nå-situasjonen i næringen. Jevnlige evalueringer av viktige aspekter i næringen bør gjennomføres for å kunne dokumentere effekter av tiltak og danne et bedre grunnlag for å vurdere hvilke områder prestasjonen er bra, og eventuelt på hvilke områder det bør gjøres ytterligere tiltak.

Jevnlige oppdateringer innebærer ikke at det bør gjøres en full LCA analyse hver gang, men at man bruker indikatorer som måles regelmessig, for eksempel hvert år eller hvert annet år. Disse indikatorene kan baseres direkte på arbeidet gjennomført i fase 2.

Fordelen med indikatorer, i tillegg til det rent informative, er at det muliggjør en proaktiv tilnærming til miljøarbeid. Trender i næringen visualiseres slik at miljøproblemer kan forebygges eller håndteres før de blir for alvorlige. Samtidig gir aktiv bruk av indikatorer et solid markedsmessig bevis for at næringen tar miljøansvar på alvor, slik som for eksempel Tesco i sin rapport. Andre bransjer som bruker indikatorer jevnlig er for eksempel oljebransjen med risikonivåprosjektet (RNNS) innenfor helse, miljø og sikkerhet (Petroleumstilsynet, 2007).

I denne fasen vil det også være nyttig å gjennomføre ulike former for følsomhetsanalyser for å avdekke i hvor stor grad ulike miljøeffekter kan påvirkes gjennom forskjellige tiltak. Scenarieanalyser, hvor en tenkt eller mulig utvikling analyseres, kan også være av interesse for å gi grunnlag for tiltak av ulik art.

I denne fasen vil det også være behov for utvikle verktøy og metodikk, ikke minst med sikte på å kunne tilby næringen et egnet verktøy for selv å kunne gjøre repeterbare analyser av situasjonen innen egen virksomhet og effekter av egne tiltak.

Relevant metodikk: Indikatorer og utvikling av ny metodikk/tilpasning av eksisterende metodikk.

## **8.5 Systemavgrensning**

Valg av systemgrenser og verdikjeder for miljøregnskapet er som nevnt avgjørende for hvordan analysen skal gjennomføres. Hvilke verdikjeder som velges når det gjelder villfanget fisk kan være basert på salgsvolum og betydning for fiskeriene, for eksempel torsk (gjennomsnitt for all fangst) og NVG sild. For oppdrett er det naturlig å velge laks, og alternative landbruksprodukter kan som nevnt være svin og kylling. I Tabell 13 vises ulike verdikjeder og forskjeller og likheter i produktfasene, og vi ser at hovedforskjellene stort sett befinner seg i produksjonsfasen.

**Tabell 13:** Produktfaser og ulike verdikjeder

<b>Verdikjede/produktfaser</b>	<b>Villfanget fisk</b>	<b>Oppdrett</b>	<b>Svin</b>	<b>Kylling</b>
Produksjon	Fangst Transport	Klekking Smolt Merd/oppforing Transport	Avl Fôring Transport	Klekking Fôring Transport
Foredling	Mottak/slakt Transport Foredling Transport	Slakt Transport Foredling Transport	Slakt Transport Foredling Transport	Slakt Transport Foredling Transport
Marked	Grossist Transport Detaljist Transport Forbruker	Grossist Transport Detaljist Transport Forbruker	Grossist Transport Detaljist Transport Forbruker	Grossist Transport Detaljist Transport Forbruker

Det kan overveies å ha hovedfokus på sluttproduktet slik at, for eksempel for torsk, så beregnes miljøeffekten av ett gjennomsnitt for all torskefangst. På denne måten kan en unngå politisk ”betente” vurderinger av ulike flåtegrupper og redskapstyper. Likevel vil slike vurderinger kunne bli nødvendige dersom målet er å miljømerke produktene.

Alternativt til en miljøanalyse på nasjonalt nivå (næringsnivå), kan miljøanalyser også gjennomføres på andre nivå, for eksempel produktnivå, lokalitetsnivå og selskapsnivå.

### 8.5.1 Effekter ved produksjon av driftsmidlene

Produksjon av driftsmidler som i dette tilfelle er fiskefartøy, anlegg for havbruk, fileteringsanlegg, lastebiler osv. holdes normalt utenfor en LCA analyse. Dette kan begrunnes ut ifra konklusjoner fra tidligere analyser som klart viser at bidrag over levetiden fra produksjon og avhending av driftsmidlene er relativt små og uinteressante i forbindelse med sammenlignende studier (se for eksempel kapittel 3 og (Aanonsen, 1997)). Vi foreslår derfor at produksjon av driftsmidler holdes utenfor miljøregnskapet.

### 8.5.2 Materialstrømmer med liten effekt

En LCA følger materialstrømmene som i tillegg til energi inkluderer ulike typer materialbruk, emballasje, avfall osv. I verdikjeder med langt tidsaspekt blir disse strømmene fort veldig kompliserte og enkelte kan ha minimal betydning. En normal fremgangsmåte med sikte på å redusere kompleksiteten i slike analyser er å innføre cut-off-kriterier slik at materialstrømmer med liten effekt blir kuttet ut på et tidlig stadium. En slik metodikk anbefales også i et eventuelt hovedprosjekt.

## 8.6 Aktuelle miljøer

Det internasjonale miljøet og fagmiljøet i Norge som arbeider med miljøproblematikk i fiskeri- og havbruksnæringen er relativt lite, og mye av arbeidet som gjennomføres er i startgroppen siden fagfeltet er forholdsvis ungt. For å sikre best mulig ekspertise og kvalitetssikring på området, samt bedre tilgang på og utveksling av internasjonal kunnskap, anbefaler vi at et hovedprosjekt gjennomføres med internasjonale samarbeidspartnere.

## 8.7 Mulig framdrift

Fremdriften av et eventuelt hovedprosjekt vil være avhengig av hvilket ambisjonsnivå næringen selv ønsker å legge seg på. Prosjektet kan eksempelvis gjennomføres som et rent oppdragsprosjekt, som et KMB-prosjekt som nevnt over, eller som en kombinasjon.

Et oppdragsprosjekt vil sannsynligvis kunne gjennomføres i faser som indikert under, noe avhengig av hvem som skal gjennomføre arbeidet. Et KMB-prosjekt vil først kunne startes opp i 2009 og vil måtte gå over vesentlig lenger tid, eksempelvis 4 år hvis også et doktorgradsstipend skal inkluderes.

Et eventuelt oppdragsprosjekt kan gjennomføres i løpet av en 2-årsperiode med evalueringer mellom de ulike fasene. Dette kan gjøres som vist under.

Fase 1 – Ca. 6 mnd fra faseoppstart

Fase 2 – Ca. 1 år fra faseoppstart

Fase 3 – Ca 6 mnd fra faseoppstart

Totalt 2 år.

**Tabell 14:** Mulig framdrift for et oppdragsprosjekt

Kvartal	År 1				År 2			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Fase 1								
Fase 2								
Fase 3								

## 9 Referanser

- Anon. (1980-1999) Lønnsomhetsundersøkelser for fiskefartøy, Budsjettnemda for fiskerinæringen, Bergen, Fiskeridirektoratet.
- Degnbol, P., Carlberg, A., Ellingsen, H., Tonder, H., Varjopuro, R. and Wilson, D. (2003) Integrating fisheries and environmental policies. Nordic experiences *TemaNord 2003:521*, Nordisk Ministerråd.
- Ecotrust (2007) Life-cycle assessment of salmon fisheries and aquaculture (LCA).
- Ellingsen, H., Fet, A. M. and Aanonsen, S. A. (2002) Tools for environmental efficient ship design, *ENSUS 2002, Newcastle*.
- Ellingsen, H., Lønseth, M. (2005) Energireduserende tiltak innen norsk fiskeri, SINTEF Fiskeri og havbruk. SFH80 A053059.
- Ellingsen, H., Pedersen, T. A. (2004) Designing for environmental efficiency in fishing vessels. *Journal of Marine Design and Operations. Proceedings of the Institute of Marine Engineering, Science and Technology, Part B6*.
- Ellingsen, H., Utne, I. B., Moe, H., Lien, E., Jensen, Ø. (2006) Miljøanalyser av messingmerd. Begrenset oppdragsrapport, SINTEF Fiskeri og havbruk.
- Ellingsen, H. and Aanonsen, S. (2006) Environmental Impacts of Wild Caught Cod and Farmed Salmon- A Comparison with Chicken. *International Journal of LCA*, 11, pp 60-65.
- Environmental Product Declaration (2007) <http://www.environdec.com/>.
- EPA (1998) Environmental labelling issues, polices and practices worldwide, Unites States Environmental Protection Agency.
- ESU-services Ltd (2007) Our services, <http://www.esu-services.ch/cms/index.php> (28.11.2007).
- European Commission (2007) Eco-labels, [http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/index\\_en.htm](http://ec.europa.eu/environment/ecolabel/index_en.htm).
- Eyjolfsdottir, H., Thrane, M., Ellingsen, H., Larsson, S., Larsen, E., Ohlsson, T., Silvenius, F. and Seppälä, J. (2004) Environmental Assessment of Seafood Products through LCA, in: B. Mattsson, Ziegler, F. (ed) *TemaNord 2004:546* Nordisk Ministerråd.
- Faculty of Agricultural Sciences, Danish Institute for Fisheries Research, Højmarkslaboratoriet, Danish Research Institute of Food Economics, Danish Technological Institute and 2.-0 LCA Consultants (2007) LCA Food Database.
- FAO (1999) Indicators for sustainable development of marine capture fisheries. FAO Technical guidelines for responsible fisheries, No. 8, Rome.
- FAO (2004) The State of the World Fisheries and Aquaculture, Sofia.
- FAO (2006) The State of the World Fisheries and Aquaculture, Rome, FAO Fisheries And Aquaculture Department, Food and Agriculture Organization of The United Nations,.
- Fedra, K., Winkelbauer, L. and Pantulu, V. R. (1991) Expert Systems for Environmental Screening. An Application in the Lower Mekong Basin, *RR-91-19*, A-2361 Laxenburg, Austria, International Institute for Applied Systems Analysis.
- Fet, A. M. (1997) Systems engineering methods and environmental life cycle performance within the ship industry (Ph.D.), *Institutt for Termisk energi og vannkraft*, Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU).
- Fet, A. M., Buen, J., Johansen, L. B. and Eik, A. (2001) Utvikling av indikatorer for økoeffektivitet i norsk daglivarebransje, *IØT – rapport 05/01*.
- Fiskebåt (2007) Nederland vil bare selge MSC-sertifisert sjømat, <http://www.fiskebat.no/default.asp?page=5167&item=33601,1&lang=1> (08.01.2007).
- Fiskeridepartementet (1997) St. meld. nr. 51 (1997-98): Perspektiver på utvikling av norsk fiskerinæring.
- Fiskeridirektoratet (2007) Økonomiske analyser av fiskeoppdrett. Lønnsomhetsundersøkelser for matfiskproduksjon.

- Fiskeridirektoratet (2004) Medisiner og oppdrett, [http://www.fiskeridirektoratet.no/fiskeridir/aktuelt/fiskets\\_gang/havbruk/2003/0303/fisken\\_ikke\\_proppet\\_med\\_antibiotika](http://www.fiskeridirektoratet.no/fiskeridir/aktuelt/fiskets_gang/havbruk/2003/0303/fisken_ikke_proppet_med_antibiotika) (Feb. 2008).
- Foster, C., Green, K., Bleda, M., Dewick, P., Evans, B., Flynn, A. and Mylan, J. (2006) Environmental impacts of food production and consumption: A report to the Department for Environment, Food, and Rural Affairs, Derfra, U.K., Manchester Business School.
- Fremtiden i våre hender (2008) Faktaark om klimagassutslipp fra forbruk, [http://www.framtiden.no/filer/Faktaark\\_klimagassutslipp\\_fra\\_forbruk.pdf](http://www.framtiden.no/filer/Faktaark_klimagassutslipp_fra_forbruk.pdf) (11.01.2008).
- Frischknecht, R. and Jungbluth, N. (2004) SimaPro 6 - Database manual - The ETH-ESU 96 Libraries, Pré Consultants and ESU- services.
- Global Footprint Network (2007) <http://www.footprintstandards.org/>.
- Goedkoop, M. and Spriensma, R. (2001) The Eco-indicator 99, A damage oriented method for Life Cycle Assessment, 3v, *Methodology Report*, The Netherlands, Pré Consultants.
- Gray, P. C. R. and Weidemann, P. M. (1999) Risk management and sustainable development: mutual lessons from approaches to the use of indicators. *Journal of Risk Research*, 2, pp 201-218.
- Hassel, K., Farstad, A. and Standal, D. (2000) Fiskerinæringens muligheter til å bidra til oppfyllelse av Koyotoavtalen, SINTEF Fiskeri og havbruk. STF80 A00007.
- Holm, M., Dalen, M., Rekkedal Haga, J. Å. and Hauge, A. (2003) Miljøstatus for norsk havbruk - Rapport 7:2003, Miljøstiftelsen Bellona.
- Høyer, K. G. and Aall, C. (1997) Miljø- og bærekraftindikatorer, en internasjonal kunnskapsoversikt som grunnlag for utvikling av en retningsanalysemodell, *Rapport 13*, Sogndal, Vestlandsforskning.
- Håland, B. L. and Esmark, M. (2002) Sjømat med god samvittighet. En oppsummering av miljømerker og miljøstyringssystemer for fiskerier og havbruksprodukter, *Arbeidsnotat 4/02*, WWF.
- IndEcol NTNU About IndEcol, <http://www.ntnu.no/indecol/about> (06.11.2007).
- IndEcol NTNU LCA Laboratory, <http://www.ntnu.no/indecol/research/lcalaboratory> (06.11.2007).
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (2001) The Scientific Basis Cambridge University Press, United Kingdom and New York, NY, USA.
- ISO (1997) ISO 14040. Environmental management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework.
- ISO (2000) NS-EN ISO 14042. Environmental management. Life cycle assessment.
- ISO (2001a) NS-EN ISO 14021. Miljømerker og deklarasjoner. Egendeklarert miljøpåstander (Miljømerking type II).
- ISO (2001b) NS-EN ISO 14024. Miljømerker og deklarasjoner. Miljømerking type I. Prinsipper og prosedyrer.
- ISO (2004) NS-EN ISO 14001. Miljøstyringssystemer. Spesifikasjon med veiledning.
- ISO (2006) NS-ISO 14025. Miljømerker og deklarasjoner. Miljødeklarasjoner type III. Prinsipper og prosedyrer.
- Landbruksdepartementet (2002) St.meld. nr. 12 (2002-2003) Om dyrehold og dyrevelferd.
- Li, L. (2001) Ecolabeling in practice. Types, programs, criteria and perception.
- Manchester Business School (2007) About us, <http://www.mbs.ac.uk/aboutus/index.aspx> (07.11.2007).
- Marine Conservation Society (2007) Sustainable Seafood Directory.
- Marine Stewardship Council (MSC) (2007) Internettadresse: <http://www.msc.org/> (21.12.2007).
- Miljømerking (2007) Miljømerking, <http://www.ecolabel.no/> (10.01.2008).
- Miljøstatus (2008) Miljøstatus i Norge, <http://www.miljostatus.no/default.aspx> (10.01.2008).
- Miljøstyringsrådet, S., Fiskeriverket, WWF, (2007) Fisklista till kriterier för fisk och skaldjur.
- Miljøverndepartementet (1997) St meld nr 29 (1997-98): Norges oppfølging av Kyotoprotokollen.

- Miljøverndepartementet (2006) St meld nr 26 (2006-07): Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand.
- Norsk institutt for luftforskning (NILU) (2007) Sur nedbør, [http://www.nilu.no/index.cfm?folder\\_id=4343&ac=topics](http://www.nilu.no/index.cfm?folder_id=4343&ac=topics) (10.01.2008).
- NTB (2008) Ramin-Osmundsen vil klimamerke varer, *Aftenbladet* 07.01.2008.
- PE International (2007) Products and services, <http://www.gabi-software.com/gabi/pe-international/company/products-services/> (08.11.2007).
- Pelletier, N. L., Ayer, N. W., Tyedmers, P. H., Kruse, S. A., Flysjø, A., Robillard, G., Ziegler, F., Scholz, A. J. and Sonesson, U. (2007) Impact categories for life cycle assessment research of seafood production systems: Review and prospectus. *International Journal of LCA*, 12, pp 414-421.
- Petroleumstilsynet (2007) Risikonivåprosjektet (RNNS), <http://www.ptil.no/Norsk/Helse+miljo+og+sikkerhet/Risikonivaa+paa+sokkelen/> (03.01.2008).
- Phillips, M. J., Boyd, C. and Edwards, P. (2000) Systems Approach to Aquaculture Management, in: R. P. Subasinghe, Bueno, P., Phillips, M.J., Hough, C., McGladdery, S.E., Arthur, J.R. (ed) *Aquaculture in the Third Millennium*, Bangkok, Thailand, NACA, Bangkok and FAO, Rome.
- PRé Consultants (2007) About PRé Consultants, [http://www.pre.nl/pre/pre\\_consultants.htm](http://www.pre.nl/pre/pre_consultants.htm) (07.11.2007).
- Roseng, L. (2005) Miljøeffektkategorier, *Manuskript*, Høgskolen i Vestfold, Avdeling for realfag og ingeniørutdanning. <http://ri.hive.no/kjefe40/miljo/mp7/miljoeffekter7.pdf> (12.12.2007).
- Rostein, T. (2003) Samtale, KPMG.
- School for Resource and Environmental Studies (2007) About SRES, [http://sres.management.dal.ca/About\\_SRES/](http://sres.management.dal.ca/About_SRES/) (05.11.2007).
- Scientific Applications International Corporation (SAIC) (2006) Life Cycle Assessment: Principles and Practice, *EPA/600R-06/060*.
- SFT (2005) Marginale miljøkostnader ved luftforurensning. Skadepkostnader og tiltakskostnader, *En oppsummeringsrapport av resultater fra SFTs LEVE-prosjekt (Luftforurensninger - Effekter og Verdier) og SFTs tiltaksanalyser for klimagasser, NOx, SO2, nmVOC og NH3, TA-2100/2005*, Oslo, Norge.
- SIK- Institutet för Livsmedel och Bioteknik AB (ed.) (2007) LCA in Foods: Book of Proceedings, *LCA in Foods*, Gothenborg, Sweden.
- Silvenius, F. and Grönroos, J. (2003) Fish farming and the environment - results of inventory analysis, Helsinki, Finland, Finnish Environmental Institute.
- SINTEF Fiskeri og havbruk AS (2005) SINTEF Fiskeri og havbruk AS. Nyhetsbrev nr. 1, [www.sintef.no](http://www.sintef.no) (06.11.2007).
- SINTEF Fiskeri og havbruk AS (2006) Grønne fartøy på ønskelista. Faktaark, [www.sintef.no](http://www.sintef.no) (06.11.2007).
- Skjoldal, H. R. (2007) Tilstanden langs kysten og i fjordene - overgjødslet? , <http://www.imr.no/visste-du/miljo/tilstand-fjordene-overgjodslet> (feb. 2008).
- Skogen, M., Gjørseter, H., Toresen, R. and Robbestad, Y. (2007) Havets ressurser og miljø. Fisken og havet, særnr. 1-2007.
- Spriensma, R. (2004) SimaPro 6 - Database manual - The BUWAL 250 Library, Pré Consultants.
- Stabæk, C. M. (2008) Fjerner truet torsk fra menyen, *Dagens Næringsliv*, Oslo, Norge.
- Statoil (2007) Annual report 2006.
- Stenwig, H. (2008) Personlig meddelelse. FHL.
- Stiftelsen Østfoldforskning (2007) Fagfelt, [www.sto.no](http://www.sto.no) (28.11.2007).
- Sunde, L. (2007) Vil gjøre det lettere å velge klimavennlig mat, *Bondebladet*.
- Svanes, E. (2007) Kvalitet fra bunn til munn- utvikling av løsninger for et nettverk av bedrifter i verdikjeden for linefisket hvitfisk, *Prosjektbeskrivelse- kortversjon*.
- Tesco (2007a) Chief Executive's introduction.

- Tesco (2007b) Tesco Corporate Responsibility Review.
- The Society of Environmental Toxicology and Chemistry (SETAC) (2008) About SETAC.
- Thrane, M. (2004) Environmental impacts from Danish fish products (Ph.D.), *Institutt for Samfunnsutvikling og Planlægning*, Aalborg, Danmark, Aalborg Universitet.
- Thrane, M. (2005) Mikkel Thrane homepage, <http://www.plan.aau.dk/~thrane/> (07.11.2007).
- Tyedmers, P. (2001) Energy Consumed by North Atlantic Fisheries, School for Resource and Environmental Studies, Dalhousie University, 1312 Robie Street, Halifax, NS, B3H, 3E2, Canada.
- United Nations Environmental Programme (UNEP) (2007a) About us, [http://jp1.estis.net/builder/includes/page.asp?site=lcinit&page\\_id=9FDF7FDF-261F-4FOE-A8E3-5FF4E16B33C2](http://jp1.estis.net/builder/includes/page.asp?site=lcinit&page_id=9FDF7FDF-261F-4FOE-A8E3-5FF4E16B33C2) (07.11.2007).
- United Nations Environmental Programme (UNEP) (2007b) Global Environmental Outlook (GEO 4). Summary for decision makers, Valetta, Malta.
- Utne, I. B. (2007) Sustainable Fishing Fleet- A Systems Engineering Approach (Ph.D.), *Institutt for Produksjons- og kvalitetsteknikk*, Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet (NTNU).
- Valdemarsen, J. W. e. (2003) Report from a Workshop on discarding in Nordic fisheries, *TemaNord 2003:537*.
- Verdenskommisjonen for miljø og utvikling (1987) *Vår felles framtid (Original tittel: Our Common Future)*, Oslo, Norsk utgave: Tiden Norsk Forlag.
- Vestvik, S. (2007) Klimavalg i kurven, *Adresseavisen*, Trondheim, Norge.
- Vinnem, J. E., Aven, T., Husebø, T., Seljelid, J. and Tveit, O. J. (2006) Major hazard risk indicators for monitoring trends in the Norwegian offshore petroleum sector. *Reliability Engineering and System Safety*, 91, pp 778-791.
- Williams, A. G., Audsley, E. and Sandars, D. L. (2006) Determining the environmental burdens and resource use in the production of agricultural and horticultural commodities. Main Report, *UK Department for Environment, Food and Rural Affairs. Research Project ISO205. Bedford: Cranfield University and Defra*.
- WWF (2007) Bærekraftig sjømat, [http://www.wwf.no/om\\_wwf/dette\\_jobber\\_med/hav\\_og\\_kyst/wwfs\\_loesninger/barekraftige\\_fiskerier/barekraftig\\_sjomat/index.cfm](http://www.wwf.no/om_wwf/dette_jobber_med/hav_og_kyst/wwfs_loesninger/barekraftige_fiskerier/barekraftig_sjomat/index.cfm) (06.01.2008).
- Ziegler, F. (2007) New LCA Theses. Environmental Life cycle assessment of seafood products from capture fisheries., *International Journal of LCA*, 12 (1), p. 61.
- Ziegler, F. and Hansson, P.-A. (2003) Emissions from fuel combustion in Swedish cod fishery. *Journal of Cleaner Production*, 11, pp 303-314.
- Aalborg Universitet Om teknologi, Miljø og Samfunn, <http://www.plan.aau.dk/tms/info.php?id=4&st=1> (07.11.2007).
- Aanondsen, S. A. (1997) Livsløpsanalyser for beregning av miljøpåvirkning brukt som verktøy ved prosjektering av skip, *Institutt for marin prosjektering, NTNU*, Trondheim, Norge.

**Trondheim**

Adresse: 7465 Trondheim

Telefon: 73 59 30 00

Fax: 73 59 33 50

**Oslo**

Adresse: P.O. Boks 124, Blindern, 0314 Oslo

Telefon: 22 06 73 00

Fax: 73 06 73 50