



Øko-effektive verdikjeder

Hovedoppgave utført av

Alexander Dahlsrud

Studieretning for helse, miljø og sikkerhet
Våren 2001



Forord

Denne rapporten er skrevet som et ledd i den avsluttende hovedoppgaven ved NTNU, Institutt for industriell økonomi og teknologiledelse, studieretning for HMS. Oppgaven er utført i løpet av våren 2001

I forbindelse med den studien som er grunnlaget for denne rapporten er funnet svært lite litteratur om øko-effektive produktverdikjeder. Derfor har det vært nødvendig å kombinere kunnskap fra ulike fagdisipliner, slik at studien i sannhet har vært en tverrfaglig utfordring.

Kanskje på grunn av dette er det generelle inntrykket at det ikke er etablert noen konsensus over begrepsapparatet, hverken innenfor øko-effektivitet eller verdikjede litteraturen. Dette har naturlig nok ført til mye hodebry. Etter lange funderinger har jeg valgt å benytte de begrepene som jeg synes er mest presise, uten at dette nødvendigvis er med på å redusere begrepsforvirringen.

Studien har resultert i et forslag til metode for å kvantifisere øko-effektiviteten i en produktverdikjede. For min del var det en overraskende lang vei for å komme frem til det tilsynelatende enkle, og kanskje innlysende resultatet. Men i løpet av denne studien er det utviklet flere forslag som er blitt forkastet til fordel for den endelige metoden.

Arbeidet med å bedre øko-effektiviteten i verdikjeden er helt i startgropa. Mange utfordringer gjenstår å løse før en kan nå de visjonære målsetningene som er satt. Forhåpentligvis er dette et lite bidrag i riktig retning.

I denne studien har jeg hatt stor nytte av veiledningen fra professor Annik Magerholm Fet, og en stor takk går til henne. Jeg vil også nevne den utmerkede kontorlassen jeg har disponert på Studieprogrammet for Industriell Økologi.

Alle mine tanker går til Liv Randi og Ask Ludwig.

endelig...

Alexander Dahlsrud
Trondheim, 24/5-2001



Forkortelser

BCSD	: Business Council for Sustainable Development
EEA	: European Environmental Agency
LCA	: Livssyklusanalyse
MVD	: Miljøvaredeklarasjon
OECD	: Organisation for Economic Cooperation and Development
WBCSD	: World Business Council for Sustainable Development



Sammendrag

Den mest kjente definisjonen av bærekraftig utvikling er «... utvikling som imøtekommer dagens behov uten å ødelegge mulighetene for at kommende generasjoner skal få dekket sine behov».

Industriell økologi er et sett med tanker og metoder å organisere industrien på, etter inspirasjon fra det naturlige økosystemet, slik at en oppnår et bærekraftig industrielt system.

Hovedtankegangen bak øko-effektivitet kan sammenfattes i uttrykket ”creat more value with less impact”. I dette ligger det et ønske om å skape økte verdier, samtidig som en kontinuerlig reduserer forurensing og forbruk av ressurser

For å kunne gi et mål på øko-effektiviteten, har WBCSD definert en øko-effektivitetsbrøk.

$$\text{Øko-effektivitet} = \frac{\text{Verdien på produkt eller tjeneste}}{\text{Miljøpåvirkning}}$$

Formålet med en indikator er å beskrive et system ved hjelp av noen av dets komponenter. WBCSD har utviklet et rammeverk for utarbeidelsen av øko-effektivitetsindikatorer for en virksomhet.

Tre slike øko-effektivitetsindikatorer kan være

$$\frac{\text{Antall solgte enheter}}{\text{Tonn utslipp } CO_2}, \frac{\text{Inntekt}}{\text{Energibruk}}, \frac{\text{Antall kilo produkt solgt}}{\text{Tonn utslipp } NO_x}$$

En LCA er en systematisk gjennomgang av miljøpåvirkningene til en funksjon over hele dets livsløp, med utgangspunkt i et produkt. Med utgangspunkt i ISO 14040, kan gjennomføringen av en LCA deles inn i 4 trinn.

1. Fastsettelse av hensikt og omfang
2. Livsløpsregnskap
3. Livsløpseffektvurderinger
4. Livsløpstolkning

LCA er hovedsakelig et beslutningsstøtteverktøy, med potensiell nytteverdi både for offentlige myndigheter og det private næringsliv.

Hovedfunksjonen til en miljøvaredeklarasjon (MVD) er å kunne sammenligne produkter på grunnlag av miljøprestasjonen. Derfor er MVD'er først og fremst rettet mot profesjonelle innkjøpere og særlig interesserte privatkunder



En MVD består av 3 deler

1. Beskrivelse av bedrift og produkt/tjeneste
2. Presentere miljøprestasjonen
3. Informasjon fra bedrift eller sertifiseringsorgan, inkludert eventuelle gjenvinningsdeklarasjon

For bedriftsmarkedet er det aktuelt å benytte innkjøpsveiledningen fra GRIP, der det er anbefalt å vurdere produktet etter fire punkter.

- Merking
- Produktinnhold
- Produktet i bruk
- Produktet som avfall

I en undersøkelse utført av SIFO, er det tegn som tyder på at miljøinformasjon ikke i vesentlig grad er blant innkjøpskriteriene til folk flest. En annen undersøkelsen tyder på at de miljøkravene som stilles i den offentlige virksomheten i hovedsak baserer seg på retningslinjene fra GRIP

Produktverdikjeden omfatter de aktivitetene som er en forutsetning for og er påvirket av produktet. 3 typer systemgrenser må avklares for å definere produktverdikjeden

- Grensen mellom systemet i undersøkelsen og omgivelsene.
- Grensen mellom relevante prosesser og irrelevante prosesser.
- Grensen mellom systemet i undersøkelsen og andre tilknyttede systemer.

WBCSDs rammeverk for øko-effektivitetsindikatorer er utgangspunktet for de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorer. For en produktverdikjede er det to mulige kategorier

- Produktets verdi i produktverdikjeden
- Produktets miljøbelastning i valgt del av produktverdikjeden

For hver av disse kategoriene må det identifiseres relevante aspekter og tilhørende indikatorer. Det foreslås 3 generelle øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden

Øko-effektivitetsindikator A:

$$\frac{1}{\text{Referansestrømmen}} \\ \text{IMB}$$



Øko-effektivitetsindikator B:

$$\frac{\text{Pris på produktet}}{IMB}$$

Øko-effektivitetsindikator C:

$$\frac{\text{Pris på produktets funksjon}}{IMB} = \frac{1}{\text{Referansestrømmen}} \times \frac{\text{Pris på produktet}}{IMB}$$

IMB = Indikator for produktets miljøbelastning i valgt del av produktverdikjeden.

Den eksterne bruken av øko-effektivitetsindikatorer vil generelt være i å informere ulike aktører. En kan gruppere de eksterne aktørene inn i 4 hovedgrupper

- **Finansielle aktører** : Investorer, bank, forsikringsselskaper
- **Kunder**: Forhandlere, privatkunder, bedriftskunder, offentlig virksomhet, interessenter, kunder, velgere og brukere
- **Leverandører** : Underleverandør, leverandør
- **Andre** : Myndighetene, bransjeorganisasjon, NGO'er, konkurrenter

Det eksisterer flere ulike informasjonskanaler bedriften kan benytte for å nå de ulike aktørene. Det vanligste er å benytte årsrapport, miljøvaredeklarasjon, miljørapportering og internett side.

Den foreslåtte metoden for å kvantifisere øko-effektiviteten i produktverdikjeden vil bli anvendt på stolen ERGO m/vipp, produsert av Helland Møbler AS. På dette caset synes det mest hensiktsmessig å benytte øko-effektivitetsindikator B.

Helland Møbler AS kan benytte alle 4 informasjonskanalene for å informere om øko-effektive produktverdikjeder.

De største utfordringene for de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne synes å være knyttet til LCA metodikken og pengeverdi som uttrykk for verdien



Innholdsfortegnelse

<i>Forord</i>	<i>ii</i>
<i>Forkortelser</i>	<i>iii</i>
<i>Sammendrag</i>	<i>iv</i>
<i>Innholdsfortegnelse</i>	<i>vii</i>
<i>Oversikt over figurer</i>	<i>x</i>
<i>Oversikt over tabeller</i>	<i>xii</i>
1 Innledning	1
1.1 Bakgrunn for oppgaven	1
1.2 Formålet med oppgaven	1
1.3 Oppbygging av oppgaven	1
1.4 Metoden	2
1.5 Avgrensning av oppgaven	2
2 Teori	3
2.1 Bærekraftig utvikling	3
2.1.1 Definisjon av bærekraftig utvikling	3
2.1.2 Historisk oversikt	3
2.1.3 Økologi-økonomi aksene i bærekraftig utvikling	4
2.2 Industriell økologi	6
2.2.1 Definisjon av industriell økologi	6
2.2.2 Økologi metaforen	6
2.2.3 Historien til industriell økologi	7
2.2.4 Sentrale temaer innenfor industriell økologi	7
2.2.5 Grunnleggende erkjennelser innenfor industriell økologi	8
2.2.6 Karakteristiske kjennetegn på industriell økologi arbeidet	9
2.3 Øko-effektivitet	10
2.3.1 Hva er øko-effektivitet?	11
2.3.2 Hvordan oppnå bedret øko-effektivitet?	11
2.3.3 Øko-effektivitet og forholdet til bærekraftig utvikling	13
2.3.4 Øko-effektivitetsindikatorer	14
2.3.5 Problemer med å kvantifisere øko-effektivitet	18
2.4 Livssyklusanalyser	19
2.4.1 Hva er LCA?	19
2.4.2 Hvordan gjennomføres en LCA?	20
2.4.3 Hva kan LCA benyttes til?	22
2.4.4 Svakheter ved LCA metoden	23
2.5 Produkters miljøvaredeklarasjon	23
2.5.1 Formålet med MVD	25
2.5.2 Hvordan bygges en MVD opp	25
2.6 Markedskrav til miljøinformasjon i Norge	26

Alexander Dahlsrud

Våren 2001



2.6.1	Krav i bedriftsmarkedet	26
2.6.2	Krav fra privatkunder	27
2.6.3	Krav fra offentlige innkjøp	27
3	<i>Øko-effektive verdikjeder</i>	28
3.1	Hva er en verdikjede?	28
3.2	Produktverdikjeden sammenlignet med andre systemer	30
3.2.1	Horisontal systemutvidelse	31
3.2.2	Vertikal systemutvidelse	31
3.2.3	Klassifisering av 4 systemer	31
3.3	Hvordan velge systemgrenser for produktverdikjeden?	32
3.3.1	Grensen mellom systemet i undersøkelsen og omgivelsene.	32
3.3.2	Grensen mellom relevante og irrelevante prosesser.	33
3.3.3	Grensen mellom systemet i undersøkelsen og andre tilknyttede systemer.	34
3.4	Øko-effektive produktverdikjeder.	36
3.4.1	Hva betyr øko-effektive produktverdikjeder?	37
3.4.2	Den ledende bedriften i produktverdikjeden	37
3.4.3	Positive effekter av å benytte produktverdikjeden som system i øko-effektivitetsarbeidet.	38
4	<i>Kvantifisering av øko-effektivitet i produktverdikjeden</i>	40
4.1	Krav til kvantifiseringen av øko-effektiviteten i produktverdikjeden	40
4.2	Kategorier	40
4.3	Produktets verdi i produktverdikjeden	41
4.3.1	Hvordan uttrykke verdien i produktverdikjeden?	41
4.3.2	Hvor i produktverdikjeden skal pengeverdien måles?	42
4.4	Produktets miljøbelastning i valgt del av produktverdikjeden	43
4.5	Forslag til metode for kvantifiseringen av øko-effektivitet i produktverdikjeden	43
5	<i>Ekstern anvendelsen av kvantifiseringen av øko-effektivitet over verdikjeden</i>	46
5.1	Ulike aktører	46
5.2	Informasjonskanaler for øko-effektivitet i produktverdikjeden.	47
5.2.1	Årsberetning	48
5.2.2	Miljøvaredeklarasjon	48
5.2.3	Miljørapportering	48
5.2.4	Internett sider	48
6	<i>Case: kvantifisering av øko-effektivitet i produktverdikjeden til ERGO m/vipp</i>	50
7	<i>Oppsummering og diskusjon</i>	55
7.1	Oppsummering	55
7.2	Diskusjon	55
7.2.1	Ta hensyn til næringslivets iboende mangfold.	56
7.2.2	Støtte benchmarking og overvåkning over tid.	56
7.2.3	Være klart definert, målbar, gjennomsiktede og verifiserbar.	57
7.2.4	Være forståelig og meningsfulle for identifiserte aktører.	57
7.2.5	Være relevant og meningsfulle med tanke på å beskytte miljøet og helse og/eller forbedre livskvalitet.	58



7.2.6 Informere beslutningstaking for å forbedre produktverdikjedens øko-effektivitet. _____	59
8 Konklusjon _____	60
Referanser _____	61
Litteratur _____	61
Internett _____	64
Personlig kommunikasjon _____	64
Vedleggsliste _____	65



Oversikt over figurer

Figur 1: Vanlig måte å fremstille bærekraftig utvikling _____	3
Figur 2: Klassifisering av utvalgte strategier langs økonomi-økologi aksene i bærekraftig utvikling (modifisert etter Bras, 1996) _____	5
Figur 3: Illustrasjon av type III økosystem (Graedel & Allenby, 1995) _____	6
Figur 4: Systemgrensene slik de er benyttet i pilotprosjektet til WBCSD _____	15
Figur 5: WBCSDs rammeverk for øko-effektivitetsindikatorer (Keffer, <i>et al.</i> , 2000) _	16
Figur 6: En forenklet årsaks-virkningskjede for klimaendringene (Hertwig, <i>et al.</i> , 2000) _____	19
Figur 7: Et generelt livsløp til et produkt _____	20
Figur 8: Prosessen for å gjennomføre en LCA _____	21
Figur 9: Eksempel på miljømerker. Fra venstre: EU blomsten, Svanen, Blau Ängel og Energy star . _____	24
Figur 10: Porter's skjematiske fremstilling av verdikjeden (Porter, 1985)._____	28
Figur 11: Porter's verdisystem for en virksomhet; virksomhetens verdikjede (Porter, 1985) _____	29
Figur 12: Produktverdikjeden, baser på Porter's modell (modifiser etter Porter, 1985) _____	29
Figur 13: Produktverdikjeden slik den er brukt i denne studien _____	30
Figur 14: Oversikt over ulike systemvalg for å analysere øko-effektiviteten _____	30
Figur 15: En multifunksjonsprosess (Tillman, <i>et al.</i> , 1994)_____	34
Figur 16: En multifunksjonsprosess og 2 enkeltfunksjonsprosesser (Tillman, <i>et al.</i> , 1994). _____	35
Figur 17: Allokering ved systemutvidelse (Tillman, <i>et al.</i> , 1994). _____	35
Figur 18: Resirkulering i åpen sløyfe (Tillman, <i>et al.</i> , 1994)_____	36
Figur 19: En mulig systemgrense for produkt B (Modifisert etter Tillman, <i>et al.</i> , 1994)._____	36
Figur 20: Et produkts livsløp med tilhørende massestrømmer _____	37
Figur 21: En forenklet, generell oversikt over aktuelle aktører for en møbelprodusent (Modifisert etter Klæboe, 2000) _____	46



Figur 22: Systemgrensene benyttet i livssyklusanalysen for ERGO m/vipp (Brekke & Klæboe, 2001)	51
Figur 23: Fiktiv utvikling av øko-effektiviteten i verdikjeden til ERGO m/vipp	54
Figur 24: Generelt system benyttet i en LCA	55



Oversikt over tabeller

Tabell 1: Klassifisering av strategiene beskrevet i denne oppgaven, etter Bras.	_____	5
Tabell 2: Ehrenfeldts inndeling av sentrale temaer innenfor industriell økologi (Ehrenfeldt, 1994)	_____	8
Tabell 3: Oversikt over enkelte aktører og deres definisjon av ”øko-effektivitet”.	_____	11
Tabell 4: Forslag til systematisering av arbeidet med å bedre øko-effektiviteten.	_____	13
Tabell 5: Eksempler på foreslåtte kategorier, aspekter og indikatorer.	_____	17
Tabell 6: Oversikt over hva ulike kilder sier om øko-effektivitetspotensialet i produktverdikjeden	_____	38
Tabell 7: Foreslåtte aspekter og indikatorer for kategorien ”Verdi av produkt”	_____	42
Tabell 8: Oversikt over foreslåtte kategorier, aspekter og indikatorer for å kvantifisere øko-effektiviteten i produktverdikjeden.	_____	44
Tabell 9: Mengden av de materialer med størst andel i en stol av typen ERGO.	_____	50
Tabell 10: Resultatene fra LCA’en til ERGO m/vipp (Brekke & Klæboe, 2001)	_____	52
Tabell 11: Oppsummering av nødvendige data for å kalkulere øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden til ERGO m/vipp	_____	53
Tabell 12: Øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden til ERGO m/vipp	_____	53
Tabell 13: Gruppering i ikke-sensitive og sensitive øko-effektivitetsindikatorer.	_____	56
Tabell 14: Oppsummering av indikatorenes sensitivitet i de ulike scenario’ene	_____	59



1 Innledning

1.1 Bakgrunn for oppgaven

Det som preger utviklingen av strategiene for å håndtere miljøproblemene er først og fremst en økning i systemomfanget og tidshorisonten.

De første tiltakene for å bekjempe forurensningsproblemet var fortynning. Slagordet var "the solution to pollution is dilution". Da dette viste seg å ikke løse problemene likevel, gikk en i større grad over til å rense utslippene. Dette viste seg å være svært kostbare løsninger, og begrep som "cleaner technology" dukket opp. Tanken var å designe prosesser med minimal forurensning i utgangspunktet. I forlengelsen av dette dukket livsløpstenking opp, og enda videre industriell økologi.

Etterhvert fikk en også forståelsen for at tilsynelatende uavhengige faktorer henger sammen. F.eks. at å redusere forurensningen ikke bare var en utgiftspost, men også en mulighet til å tjene penger; øko-effektivitet var født.

I tråd denne utviklingen forsøker en også innenfor arbeidet med øko-effektivitet å utvide systemomfanget, for å kunne utnytte et enda større forbedringspotensial. Et forsøk på dette er å betrakte øko-effektiviteten gjennom verdikjeden.

I Norge blir dette forsøket blant annet gjort gjennom Produktivitet 2005 (P2005). Det er et forskningsprogram i samarbeid mellom Norsk forskningsråd, NTNU, SINTEF og vareproduserende industri. Innen "forskingsstrategi 1.1 Øko-effektive verdikjeder", er fokuset rettet mot metodiske, regulatoriske og organisatoriske utfordringer forbundet med øko-effektive verdikjeder.

1.2 Formålet med oppgaven

Industriell økologi er et utvidet produksjonsbegrep hvor økologiske og økonomiske aspekter skal kombineres for å oppnå øko-effektive løsninger. Formålet med oppgaven er å komme frem til metoder for å kvantifisere øko-effektivitet langs verdikjeden til produkter ved hjelp av øko-effektivitetsindikatorer. En skal videre vurdere hvordan disse kan brukes for å formidle miljøinformasjon for produkter (miljøvaredeklarasjoner). Den teoretiske delene støttes med eksempler fra relevante case-studier.

1.3 Oppbygging av oppgaven

Rapporten er bygd opp rundt to deler. Første delen er teori og andre delen er anvendt teori.

Rapporten presenterer bærekraftig utvikling og plassere øko-effektivitet innenfor dette rammeverket. Det går nærmere inn på begreper som har særlig relevans til kvantifisering av øko-effektivitet. I tillegg gis en kort oversikt over hvilke markedskrav til miljøinformasjon som benyttes i Norge idag.



Deretter er verdikjedebegrepet gjennomgått, og hvordan dette kan bli benyttet som system for kvantifisering av øko-effektivitet. Gjennom å drøfte hvilke systemgrenser som må settes, etableres det en forståelse av hva verdikjeden til et produkt er. På bakgrunn av denne forståelsen er det forsøkt å gi begrepet ”øko-effektive produktverdikjeder” et innhold.

På bakgrunn av tidligere arbeider, utarbeides krav til kvantifisering av øko-effektive verdikjeder. Deretter er det foreslått hvordan denne kvantifiseringen kan gjøres.

Det gis en kort forslag til hvordan de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne kan benyttes eksternt.

Den foreslåtte metoden er anvendt på et case fra møbelindustrien, der de nødvendige data'ene er lett tilgjengelig. Metoden er så vurdert på bakgrunn av de etablerte kriteriene og anvendelsen på caset.

1.4 Metoden

For å løse denne oppgaven var det nødvendig å først gjennomføre et grundig litteratursøk, både på bibliotek og på internett. Dette resulterte i den nødvendige litteraturen for å skrive teorikapitlet.

På bakgrunn av denne litteraturen, og særlig på bakgrunn av arbeidet til WBCSD, ble det teoretisk utviklet forslag til hvordan en kan kvantifisere øko-effektiviteten gjennom produktverdikjeden.

Dette forslaget ble så forsøkt ut gjennom et relevant case.

1.5 Avgrensing av oppgaven

Kvantifiseringen av øko-effektivitet vil være forskjellig på makro- og mikro-nivået. I denne rapporten vil det kun bli fokusert på mikro-nivået.

Virksomhet vil i denne studien forstås som produsenten av et produkt. Det er ikke dermed sagt at erfaringene fra denne studien ikke kan anvendes på andre typer virksomheter

Opgaven har tatt utgangspunkt i produkt, men er i stor grad også gjeldende for tjenester. Det er ikke gjort noen forsøk på undersøke betydningene av forskjellen mellom produkt og tjeneste i denne anledningen. Gjennom oppgaven er det mentale bildet av produkt vært en stol, slik som benyttet i caset.

Caset er en ERGO m/vipp fra Helland Møbler AS, bygger i hovedsak på resultatene fra en LCA på denne stolen.

Oversettelsene er gjort av forfatteren, og kan derfor være ilagt personlige vurderinger.

Alexander Dahlsrud

Våren 2001



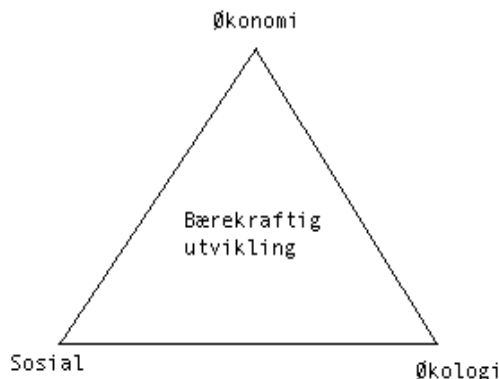
2 Teori

2.1 Bærekraftig utvikling

2.1.1 Definisjon av bærekraftig utvikling

Den mest kjente definisjonen av bærekraftig utvikling er «... utvikling som imøtekommer dagens behov uten å ødelegge mulighetene for at kommende generasjoner skal få dekket sine behov» (Verdenskommisjonen for miljø og utvikling, 1987).

Begrepets egentlige innhold hersker det imidlertid stor tvil om, men det er en utbredt oppfatning at bærekraftig utvikling innebærer å opprette en vedvarende balanse mellom økonomisk, sosiale og økologiske hensyn, slik som vist i figur 1 (Askim & Wang, 1999).



Figur 1: Vanlig måte å fremstille bærekraftig utvikling

Det er ikke enkelt å integrere alle hensynene like sterkt. Derfor er det vanlig å referere til aksene mellom økonomiske, økologiske og sosiale hensyn ettersom hvilke hensyn som står sterkest.

2.1.2 Historisk oversikt

I 1962 utgav Rachel Carson boka "The Silent Spring", som omtaler sammenhengen mellom bruken av DDT og fugledød. Dette satte miljøproblemene på dagsorden, innledet en voksende bekymring i befolkningen for miljøkonsekvensene av at den økonomiske utviklingen i den vestlige verden.

Bekymret for denne utviklingen var også Roma-klubben, en uavhengig europeisk organisasjon av økonomer og vitenskapsmenn. De gav en gruppe eksperter på systemmodellering ved MIT i oppdrag å modellere den fremtidige globale utviklingen. I 1972 var arbeidet ferdig og resultatet ble publisert i rapporten "Limits to growth" (Meadows *et*



al., 1972). Budskapet var at om tendensene i den globale utviklingen fortsatte, ville jordas bæreevnen overstiges og resultere i kollaps innen 100 år.

Samme år holdt FN sin første internasjonale miljøkonferanse i Stockholm, "UN Conference on the Human Environment in Stockholm". Formålet var å "inspirere og veilede verdens befolkning til å bevare og forbedre de menneskelige omgivelser" (Declaration of the United Nation conference on human environment, 1972). Konklusjonen ble at økonomisk vekst har store fordeler, men at det må tas hensyn til miljøet og rettferdig fordeling.

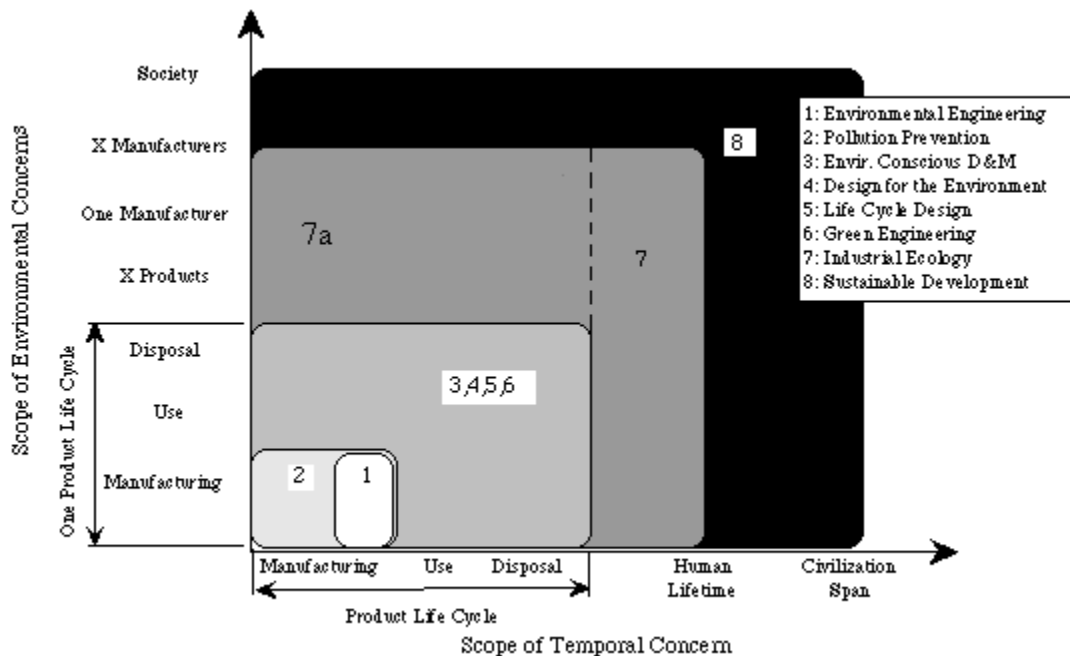
Til tross for disse initiativene, var det lite som tydet på at kursen var i ferd med å endres. I 1983 ble derfor "Verdenskommisjonen for miljø og utvikling" opprettet av FN. Lederen for kommisjonen var den norske statsministeren Gro Harlem Brundtland, og blir derfor også omtalt som Brundtlandkommisjonen. Mandatet var intet mindre enn å foreslå et program for globale reformer.

I 1987 publiserte verdenskommisjonen sin sluttrapport "Vår felles framtid" (Verdenskommisjonen for miljø og utvikling, 1987). Bærekraftig utvikling er den røde tråden i rapporten, og betydningen av å integrere økonomiske, økologiske og sosiale hensyn i all utvikling blir fremhevet. Rapporten og den påfølgende debatten var med på å popularisere begrepet "bærekraftig utvikling".

Som en oppfølging til verdenskommisjonens rapport, ble "FN's konferanse om miljø og utvikling" arrangert i Rio de Janeiro i 1992. Her vedtok 178 stater blant annet "Agenda 21", en 700 siders handlingsplan for å fremme bærekraftig utvikling. Essensen i denne handlingsplanen er at industrilandene tillegges et særlig ansvar for miljøproblemene, og at en løsning krever demokratisk styring og aktiv deltakelse fra et bredt spekter av involverte aktører. Konferansen i Rio var spiren til en rekke aktiviteter og i 2002 skal den andre oppfølgingskonferansen arrangeres i Sør-Afrika.

2.1.3 Økologi-økonomi aksene i bærekraftig utvikling

Det eksisterer en rekke strategier innenfor bærekraftig utvikling som hovedsakelig ivaretar de økonomiske og økologiske hensynene. Disse strategiene benytter ulike systemomfang og tidshorisonter i det industrielle systemet. Bras har klassifisert noen av de ulike strategiene langs disse 2 dimensjonene (Bras, 1996). Noe endret kan denne klassifiseringen vises i figur 2.



Figur 2: Klassifisering av utvalgte strategier langs økonomi-økologi akse i bærekraftig utvikling (modifisert etter Bras, 1996)

I forhold til disse 2 dimensjonene, vil øko-effektive verdikjeder omfatte X produsenter og produktets livssyklus. De strategiene som blir presentert i denne oppgaven kan klassifiseres slik som i tabell 1.

Tabell 1: Klassifisering av strategiene beskrevet i denne oppgaven, etter Bras.

Strategi	Nivå
Bærekraftig utvikling	8
Industriell Økologi	7
Øko-effektivitet	7a
Livssyklusanalyse	5
Miljøvaredeklarasjon	5

Bærekraftig utvikling er det overordnede rammeverket for alle de nevnte strategiene. Industriell økologi begrenser seg til en del av samfunnet, det industrielle systemet, og har en kortere tidsperspektiv enn bærekraftig utvikling. Øko-effektivitet omfattes av industriell økologi, men begrenser tidsperspektivet til levetiden for et produkt. Livssyklusanalyser og miljøvaredeklarasjoner er i hovedsak begrenset til produktets livssyklus.



2.2 Industriell økologi

2.2.1 Definisjon av industriell økologi

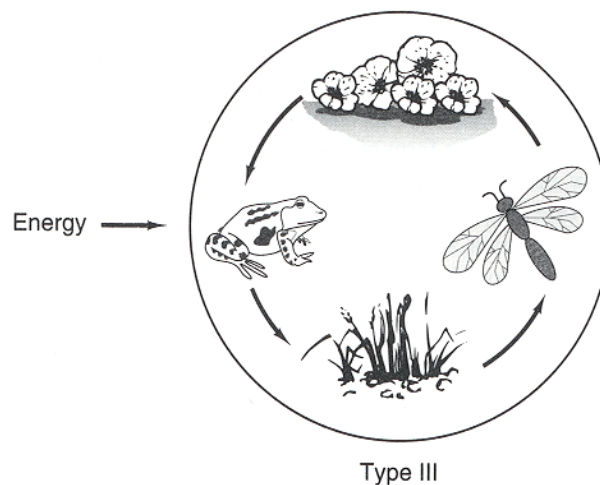
Det eksisterer mange definisjoner av industriell økologi. Den mest benyttede er imidlertid definisjonene til Graedel & Allenby (Graedel & Allenby, 1995).

”Industrial ecology is the means by which humanity can deliberately and rationally approach and maintain a desirable carrying capacity, given continued economic, cultural and technological evolution. The concept requires that industrial systems be viewed not in isolation from its surrounding systems, but in concert with them. It is a systems view in which one seeks to optimize the total materials cycle from virgin material, to finished material, to component, to product, to obsolete product, and to ultimate disposal. Factors to be optimized include resource, energy and capital.”

2.2.2 Økologi metaforen

Industriell økologi er et sett med tanker og metoder å organisere industrien på, etter inspirasjon fra det naturlige økosystemet, slik at en oppnår et bærekraftig industrielt system (Brattebø, 1998).

Det naturlige økosystemet har utviklet seg gjennom evolusjonen. Der materielle ressurser ikke blir utnyttet av eksisterende organismer, utvikler det seg nye organismer som vil nyttiggjøre seg disse ressursene. Derfor produserer ikke det naturlige økosystemet avfall; de materielle ressursene går inn i en lukket sløyfe, drevet kun av energi fra sola. Et slikt økosystem kaller Allenby & Graedel ”Type III økologi”, og kan illustreres som i figur 3.



Figur 3: Illustrasjon av type III økosystem (Graedel & Allenby, 1995)

På en tilsvarende måte ønsker en at det industrielle systemet skal utnytte de tilgjengelige ressursene. Idealet er at all ”energi benyttet i produksjon skal benyttes til en ønsket materialtransformasjon, at hvert molekyl som inngår i en produksjonsprosess skal ende opp som en del av et salgbart produkt, og at et hvert produkt blir brukt til å skape andre



nyttige produkter etter endt levetid” (Graedel & Allenby, 1995). I tillegg er det en forutsetning at kvaliteten på materialet er akkurat god nok til å oppfylle en tiltenkte funksjonen, slik at materialet kan benyttes flere ganger i en materialkaskade (Norges forskningsråd, 2000).

Ut fra termodynamiske betraktninger vil det aldri være mulig å nå dette idealet. Likevel hevder Graedel & Allenby at å strebe etter å nå idealet, vil føre til prosesser med bedre miljøprestasjon.

2.2.3 Historien til industriell økologi.

Ideen om å bruke økosystemer som en metafor på det industrielle systemet eksisterte lenge før de første sporadisk artikkelene om temaet dukket opp 1970-tallet (Erkman, 1997). Termen ”industrielle økosystemer” ble brukt første gang i 1977, da Cloud presenterte en artikkel på den årlige konferansen til den tyske geologiske forening (Cloud, 1977). Utover 1980-tallet ble det gjort enkeltstående forsøk på å vekke interesse for og å utvikle konseptet, uten at noen lyktes.

Men i september 1989 ble American Scientific utgitt som en tema-utgave med tittelen ”Managing planet Earth”. Her publiserte Robert Frosch og Nicolas Gallopoulos artikkelen ”Strategies for manufacturing” (Frosch, Gallopoulos, 1989). Budskapet var at det er mulig å utvikle industrielle produksjonsmetoder med betydelig mindre belastning på miljøet. Forutsetningen var at en organiserte industrien på en mer integrert måte, etter inspirasjon fra naturens økosystemer; et industrielt økosystem. Denne artikkelen regnes for å være røttene til det som idag fremstår som ”industriell økologi”.

Responsen på denne artikkelen var stor. Noe av grunnen til at nettopp denne artikkelen klarte å vekke interesse forklares med det gode renommeet til Robert Frosch og Scientific American. Dessuten var artikkelen et interessant innspill i forhold til den pågående debatten om bærekraftig utvikling, som fulgte i kjølevannet av Brundtlandkommisjonens rapport ”Vår felles framtid”.

Inspirert av denne artikkelen skrev konsulenten Hardin Tibbs en 20 siders brosjyre om industriell økologi (Tibbs, 1992). Den oppsummerte hovedsakelig artikkelen til Frosch og Gallopoulos, men på et språk næringslivet var vant med. Dette, sammen med at det anerkjente konsultentselskapet Arthur D. Little publiserte artikkelen i 1991, fikk industrien til å åpne øynene og omfavne konseptet.

2.2.4 Sentrale temaer innenfor industriell økologi.

Flere forfattere har forsøkt å formulere innholdet i industriell økologi. For å få et helhetlig bilde, vil det bli presentert hva ulike forfattere har oppfattet som de sentrale temaene.



Tibbs identifiserte i sin berømte artikkel 6 sentrale temaer innen industriell økologi (Tibbs, 1992). Ehrenfeldt bygger videre på Tibbs i sin tilnærming til industriell økologi, og deler i tillegg temaene inn i ”kritiske teknologier og infrastruktur” og ”nye regler og nye roller”, slik som i tabell 2 (Ehrenfeldt, 1994)

Tabell 2: Ehrenfeldts inndeling av sentrale temaer innenfor industriell økologi (Ehrenfeldt, 1994)

Kritiske teknologier og infrastruktur	Nye regler og nye roller
<ul style="list-style-type: none"> • Forbedre metabolismen for materialbruk og i industrielle prosesser • Skape industriell aktivitet som lukker materialsløfene. • Dematerialisere industriell produksjon • Systematisere bruksmønsteret av energi 	<ul style="list-style-type: none"> • Balansere industrielt forbruk og produksjon mot kapasiteten til naturlige økosystem • Formulere retningslinjer i overensstemmelse med langsiktig utvikling av industrielle system • Skape nye handlingskoordinerende strukturer, kommuniserende forbindelser og informasjon

En nyere oversikt over sentrale temaer innenfor industriell økologi er å finne i Journal of Industrial Ecology (J. of Industrial Ecology, 1997).

1. Industriell metabolisme
2. Dematerialisering og dekarbonisering
3. Livsløpsplanlegging, -design og -vurdering
4. Miljøriktig design
5. Forlenget produsentansvar
6. Industrielle økoparker
7. Produktorientert miljøpolitikk
8. Øko-effektivitet

I følge Erkman er industriell økologi å først etablere forståelse for hvordan det industrielle systemet fungerer, hvordan det er regulert og dets interaksjon med biosfæren; så på bakgrunn av kunnskap om økosystemer, avgjøre hvordan det kan bli restrukturert for å gjøre det i tråd med måten naturlige økosystemer fungerer (Erkman, 1997).

Den overordnede målsetningen er med andre ord å endre dagens industrielle system til et bærekraftig industrielt system. Dette krever at en både identifiserer hva et bærekraftig industrielt system er, og hvilke endringsprosesser en må iverksette for å nå denne målsetningen.

2.2.5 Grunnleggende erkjennelser innenfor industriell økologi

Industriell økologi bygger på et sett av grunnleggende erkjennelser som godtas som aksepterte sannheter. Med andre ord er det mulig å beskrive industriell økologi som et paradigme. Ehrenfeldt har tatt utgangspunkt i dette, og identifisert de grunnleggende erkjennelsene (Ehrenfeldt, 1994).



- Jorden er et lukket økologisk system
Omfanget og utformingen av utvikling er ikke i overensstemmelse med langsiktig økologisk overlevelse.
- Menneskets samfunn og naturlige økosystem har utviklet seg i fellesskap.
Naturen har en egenverdi, gjenspeilet i økonomisk aktivitet
De økonomiske handlingens understøttende etikk/moral, utelukker omsorg for verden
- Bærekraftighet betyr å uavhengig vedlikeholde mengden av menneskelig og naturlig kapital
- Policy strategier
”Økologisere økonomien” eller en økonomi basert på funksjonalitet (tjenester), ikke varer eller på livskvalitet, ikke kvantitet
Gradvis moralsk/etisk omforming til å ivareta miljøhensyn
Teknologisk realisme; føre-var-prinsippet for å håndtere usikkerhet
Livssyklus perspektiv; produkt policy

2.2.6 Karakteristiske kjennetegn på industriell økologi arbeidet.

Metodene og strategiene som benyttes innenfor industriell økologi preges av en rekke karakteristiske kjennetegn. Brattebøe har utarbeidet en liste over disse kjennetegnene (Brattebø, 1998).

- Systemtenkning og systemteknikk
- Økologiske forutsetninger
- Et bredt aktørsamarbeid
- Tverrfaglig tilnærming
- Teknologi som sentralt virkemiddel
- Økonomi som premiss
- Implementering og handlingsorientert

- **Systemtenkning og systemteknikk**
Systemtenkning benyttes for å kunne kartlegge sammenhengen mellom menneskelig aktivitet og miljøproblemer i et holistisk perspektiv. Fokuset innen industriell økologi er rette mot det industrielle system og dets interaksjoner med det økologiske system. Innen det industrielle systemet eksisterer det en rekke nivåer, og en viktig utfordring er å vurdere hvilke følger en endring i dette systemet vil gi på andre nivåer i systemet og i andre systemer (Garner, 1995)

- **Økologiske forutsetninger**
De fleste metaforer på hvordan det industrielle systemet bør utformes, er hentet fra naturen. Særlig gjelder dette for hvordan en skal bygge opp næringskjeder, bruke fornybar energi og benytte avfall som ressurser.



- **Et bredt aktørsamarbeid**
De systemene som betraktes i industriell økologi omfatter mange ulike typer aktører. For å kunne gjennomføre en systemendring i en ønsket retning, er det derfor viktig å identifisere og involvere disse aktørene i endringsprosessen.
- **Tverrfaglig tilnærming**
Industriell økologi opererer i skjæringsflaten mellom teknologi, industri, marked, forbrukere, myndigheter og natur/miljø, og for å kunne koordinere dette samspillet er tverrfaglig tilnærming en absolutt forutsetning.
- **Teknologi som sentralt virkemiddel**
Teknologisk utvikling er sentralt innenfor industriell økologi, men må sette inn i den rette sammenhengen for at totalresultatet skal bidra til økt bærekraft (Jensen, *et al.*, 1997). Asbjørnsen hevder sogar at det er hevet over tvil at de menneskelige faktorene ofte er mer utslagsgivende enn de tekniske for systemers oppførsel i framtidens samfunn (Asbjørnsen, 1978).
- **Økonomi som premiss**
Det er nødvendig å tilrettelegge slik at systemendringene blir lønnsomme både ut fra et samfunnsøkonomisk og bedriftsøkonomisk ståsted. Slik vil næringslivet ha en egeninteresse av å gjennomføre de ønskede endringene.
- **Implementering og handlingsorientert**
Industriell økologi er et handlingsorientert felt, rettet mot implementering av tiltak.

2.3 Øko-effektivitet

Ordet "øko-effektivitet" ble første gang benyttet av Schaltegger og Sturm i 1991 (Schaltegger & Sturm, 1990). Ideen var at det er økonomisk lønnsomt å unngå avfall og forurensing. Denne tankegangen har imidlertid røtter tilbake til 1975 og 3M's "Pollution Prevention Pays"-program.

I forkant av "FN's konferanse om miljø og utvikling" i Rio de Janeiro ble næringslivet oppfordret til å utrede hvordan de kunne bidra til bærekraftig utvikling. Resultatet av dette ble rapporten "Changing Course", skrevet av Schimdheiny i samarbeid med "Business Council for Sustainable Development" (BCSD) (Schimdheiny, 1992). Hovedbudskapet var at det var mulig kombinere økonomisk vekst med redusert menneskelig påvirkning av miljøet. Dette ble kalt øko-effektivitet.

I 1995 slo BCSD seg sammen med World Industry Council for the Environment og dannet World Business Council for Sustainable Development (WBCSD). WBCSD er idag en av de ledende aktørene innenfor øko-effektivitet.



2.3.1 Hva er øko-effektivitet?

For å forklare begrepet øko-effektivitet, kan en utgangspunktet i hvordan begrepet er definert. Det er utarbeidet flere definisjoner av øko-effektivitet og noen av dem er gjengitt i tabell 3.

Tabell 3: Oversikt over enkelte aktører og deres definisjon av ”øko-effektivitet”.

Kilde	Definisjon
WBCSD, 1996	Eco-efficiency is reached by the delivery of competitively priced goods and services that satisfy human needs and bring quality of life, while progressively reducing ecological impacts and resource intensity throughout the life cycle, to level at least in line with the earth's estimated carrying capacity.
OECD, 1998	Eco-efficiency is the efficiency with which ecological resources are used to meet human needs.
European Environment Agency, 1998	More welfare from less nature,

Schmidheiny omtaler øko-effektivitet som en ledelsesfilosofi (Schmidheiny, 2000). Hovedtankegangen bak denne filosofien kan sammenfattes i uttrykket ”creat more value with less impact”. I dette ligger det et ønske om å skape økte verdier, samtidig som en kontinuerlig reduserer forurensning og forbruk av ressurser. Budskapet er at det kan ligge forretningsmuligheter i forbedring av miljøprestasjonen.

Resonnementet bak dette budskapet er at redusert ressursbruk/forurensning kan gi lavere kostnader og god miljøprofil gir goodwill i markedet, som igjen gir økte inntekter. Når kostnadene reduseres og inntektene øker, resulterer dette i økt profitt.

2.3.2 Hvordan oppnå bedret øko-effektivitet?

Med bakgrunn i den anvendelsen og utbredelsen begrepet har idag, er det vanskelig å definere et produkt som øko-effektivt eller ikke. Derimot er det enklere å hevde at et produkt er mer øko-effektivt i forhold til et valgt referansepunkt (Norges forskningsråd, 2000).

Derfor blir ikke problemstillingen å gjøre produktet øko-effektivt, men mer øko-effektivt. Dette impliserer at øko-effektivitet, som en ledelsesfilosofi, forutsetter en endringsprosess, der målet er en kontinuerlig forbedring av øko-effektiviteten.



For å kunne gi et mål på øko-effektiviteten, har WBCSD definert en øko-effektivitetsbrøk slik som i ligning 1 (WBCSD, 2000).

$$\text{Øko-effektivitet} = \frac{\text{Verdien på produkt eller tjeneste}}{\text{Miljøpåvirkning}}$$

Ligning 1: Øko-effektivitetsbrøken

Ut fra øko-effektivitetsbrøken, kan en se for seg to måter å bedre øko-effektiviteten

- Øke verdien på produkt eller tjeneste relativt til miljøbelastningen
- Redusere miljøbelastningen relativt til verdien på produkt og tjeneste.

Det anses som lite ønskelig at den totale belastningen på naturen skal øke. Derfor blir det ikke vurdert som formålstjenlig med økt miljøbelastning, selv om verdien på produkt eller tjeneste skulle øke relativt mer enn dette.

Ut fra disse betraktningene, foreslår WBCSD å betrakte øko-effektivitet i 3 dimensjoner (Schmidheiny, 2000).

- Redusere forbruket av ressurser.
- Redusere påvirkningen av naturen.
- Øke verdien på produktet eller tjenesten.

Innenfor rammene av disse øko-effektivitets dimensjonene, har WBCSD identifisert 6 sentrale mål for å bedre øko-effektiviteten (Schmidheiny, 2000).

- Redusere produkters og tjenesters materialintensitet.
- Redusere produkters og tjenesters energiintensitet.
- Redusere spredningen av giftige stoffer.
- Utvide materialers resirkulerbarhet.
- Maksimere bruken av fornybare ressurser.
- Øke produkter og tjenesters serviceintensitet.

Det er også andre måter å oppnå bedret øko-effektivitets, f.eks. innenfor arealbruk. Denne listen må ses som et uttrykk på hva WBCSD oppfatter som de viktigste områdene i forhold til

- Menneskeskapt miljøbelastning.
- Næringslivets mulighet til å iverksette tiltak.
- Mulighetene for å registrere effektene av tiltakene.



WBCSD har foreslått 4 strategier for å nå målene for bedret øko-effektivitet (WBCSD, 2000). Disse strategiene tar utgangspunkt i at det er mulig å forbedre øko-effektiviteten i alle delene av produktets livssyklus.

- Endre prosessene.
- Samarbeide med andre bedrifter.
- Endre produktets design.
- Nye måter å dekke kundenes behov.

I tabell 4 er det forsøkt å systematisere anbefalingen WBCSD gir for å bedre øko-effektiviteten.

Tabell 4: Forslag til systematisering av arbeidet med å bedre øko-effektiviteten.

Fra øko-effektivitetsbrøken	Dimensjoner	Mål	Strategier
Øke verdien på produkt eller tjeneste relativt til miljøbelastningen	Øke verdien på produktet eller tjenesten	Øke produkter og tjenesters serviceintensitet	<ul style="list-style-type: none"> • Nye måter å dekke kundenes behov. • Endre produktets design • Samarbeide med andre bedrifter • Endre prosessene.
Redusere miljøbelastningen relativt til verdien på produkt og tjeneste	Redusere forbruket av ressurser	Redusere produkters og tjenesters materialintensitet	
		Utvide materialers resirkulerbarhet	
		Redusere produkters og tjenesters energiintensitet.	
Redusere påvirkningen av naturen.	Redusere spredningen av giftige stoffer.	Maksimere bruken av fornybare ressurser.	

2.3.3 Øko-effektivitet og forholdet til bærekraftig utvikling.

WBCSD hevder at øko-effektivitet er den måten næringslivet best kan bidra til bærekraftig utvikling (WBCSD, 1996). I ordet "øko-effektivitet" har prefikset "øk-" betydningen økologisk og økonomisk (Keffer, *et al.*, 2000). Det betyr at øko-effektivitetsbegrepet primært opererer langs økologi-økonomiaksen i bærekraftig utvikling og ikke i særlig grad inkludere sosiale hensyn (Lehni, 1998).



De økologiske hensynene i bærekraftig utvikling kan vurderes ut fra ”Master equation”, som gir et mål på de menneskeskapte miljøpåvirkningene, se ligning 2 (Graedel & Allenby, 1995)

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

Ligning 2: ”Master equation”

Den siste faktoren i dette uttrykket er en form for invers øko-effektivitet. Dermed er det tydelig fra denne ligningen at også andre faktorer er avgjørende for å ivareta økologiske hensyn. Derfor vil øko-effektivitet ha et begrenset, men viktig bidrag i forhold til bærekraftig utvikling.

Noen vil hevde at de økologiske konsekvensene av bedret øko-effektivitet er usikre. Dette kan forklares med utgangspunkt i det som kalles ”rebound effekter” (OECD, 1998; Norges forskningsråd, 2000). Den profitten som tjenes på bedret øko-effektivitet, vil bli benyttet i andre deler av økonomien. Dermed vil det totale forbruket kunne øke, og om forbruket øker mer enn forbedringen i øko-effektivitet, vil den totale belastningen på naturen øke.

2.3.4 Øko-effektivitetsindikatorer

Innen ledelsesteori er det et begrep som heter ”what’s measured, gets managed”. Med bakgrunn i denne tankegangen er det viktig å kvantifisere øko-effektivitet. Dette gjøres ved å utarbeide aktuelle øko-effektivitetsindikatorer.

Det er lite sannsynlig at øko-effektivitet kommer til å bli uttrykt ved hjelp en enkelt øko-effektivitetsindikator (OECD, 1998). Det ville kreve vekting, en prosedyre det er svært vanskelig å etablere konsensus om.

2.3.4.1 Hva er en indikator

Formålet med en indikator er å beskrive et system ved hjelp av noen av dets komponenter (Shavelson, *et al.*, 1991). I de fleste tilfeller vil en indikator være en en-dimensjonal representasjon av tilstanden til et kompleks system. Indikatorer kan benyttes til å sammenligne systemet opp mot en definert standard eller opp mot andre systemer, og brukes ofte som beslutningsgrunnlag og i intern og ekstern kommunikasjon. En viktig egenskap ved indikatorer er muligheten for å vise systemets utvikling over tid, noe som vil være særlig interessant i forbedringsprosesser.

Det er flere grunner til å forenkle fremstillingen av komplekse system. For det første overvåker en et system for å kunne korrigere systemet når det er i eller på vei til en tilstand som er definert som uønsket. Dermed er indikatorene en viktig del av en beslutningsprosess. For å kunne ta avgjørelser på bakgrunn av et datamaterialet, er det en forutsetning at dette er så entydig og presist som mulig. I motsatt fall vil beslutningen bygge mer på tilfeldigheter, enn datamaterialet.

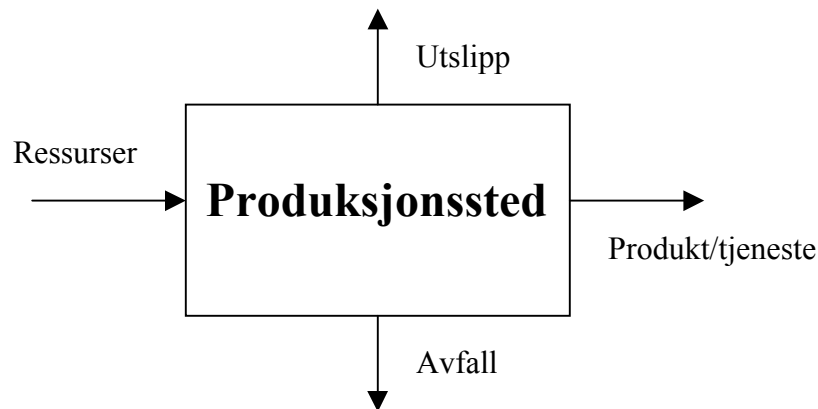


For det andre vil dette være tidkrevende og kostbart å samle inn data for alle variablene i et komplekst system. Om en kan samle inn data fra noen få variabler, og likevel kunne gi et godt bilde av tilstanden, vil en spare tid og penger.

2.3.4.2 WBCSDs rammeverk for utarbeidelsen av øko-effektivitetsindikatorer

WBCSD har utviklet et rammeverk for utarbeidelsen av øko-effektivitetsindikatorer for en virksomhet (Keffer, *et al.*, 2000; Verfaillie, 2000). Dette rammeverket er testet ut gjennom et pilot prosjekt med 23 deltagende bedrifter, se vedlegg 1.

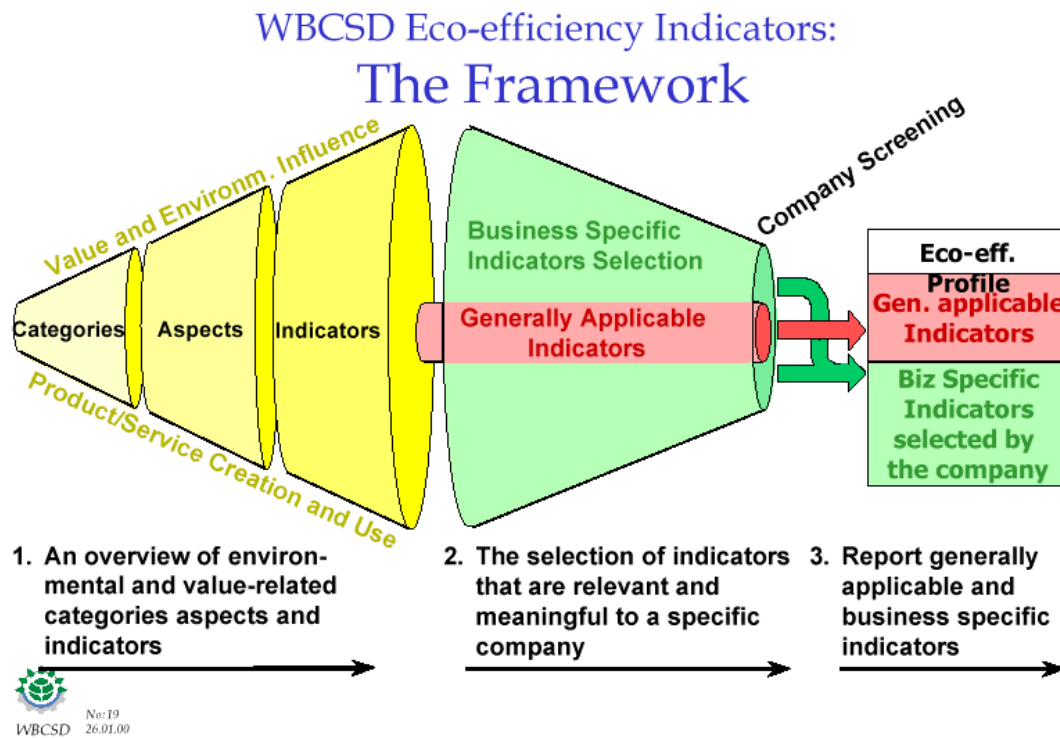
Selv om WBCSD nevner at det bør tas hensyn til relevante faktorer oppstrøm og nedstrøms i verdikjeden, har ingen av bedriftene i pilotprosjektet i særlig grad anvendt dette. Den vanligste systemgrensene i pilotprosjektet er produksjonsstedet, som vist i figur 4.



Figur 4: Systemgrensene slik de er benyttet i pilotprosjektet til WBCSD

Unntaket fra denne systemgrensen er energifremstillingen, som noen av bedriftene har inkludert.

WBCSD har, med utgangspunkt i øko-effektivitetsbrøken, utarbeidet retningslinjer for hvordan en skal identifisere øko-effektivitets indikatorer. Prosessen for å identifisere aktuelle øko-effektivitetsindikatorer er illustrert i figur 5.



Figur 5: WBCSDs rammeverk for øko-effektivitetsindikatorer (Keffer, *et al.*, 2000)

Rammeverket starter med å identifisere kategorier. Dette er vide områder av betydning for miljøbelastningen eller forretningsverdien (Keffer, *et al.*, 2000). WBCSD har identifisert 3 slike kategorier

- Produktets/Tjenestens verdi
- Produktets/Tjenestens miljøpåvirkning i fremstillingsfasen.
- Produktets/Tjenestens miljøpåvirkning i bruksfasen

For hver av disse kategoriene er det tilhørende aspekter. Dette er en generell type informasjon for de enkelte kategoriene. For kategorien ”Produktets/Tjenestens verdi” har WBCSD foreslått følgende aspekter

- Volum
- Masse
- Pengeverdi
- Funksjon
- Annen potensiell relevant informasjon

Hver av disse aspektene vil det bli tilknyttet en eller flere indikatorer. En indikatorer blir i denne sammenhengen forstått som ”specific measurements of an individual aspect, that can be used to track and demonstrate performance” (Keffer, *et al.*, 2000). For aspektet



volum, kan en indikator være ”antall solgte enheter”. Sammenhengen mellom kategorier, aspekter og indikatorer er vist i tabell 5, med noen utvalgt eksempler. For en mer utfyllende oversikt over foreslåtte kategorier, aspekter og indikatorer, se vedlegg 2.

Tabell 5: Eksempler på foreslåtte kategorier, aspekter og indikatorer.

Kategori	Aspekt	Indikator
Produktets/Tjenestens verdi	Volum	Antall solgte enheter Antall ansatte
	Masse	Kvantitet solgt
	Pengeverdi	Inntekter Kostnader
	Funksjon	Produktets levetid
	Annen potensiell relevant informasjon	Produkt pris
Produktets/Tjenestens miljøpåvirkning i fremstillingsfasen.	Energibruk	Gigajoule brukt Utslipp
	Materialbruk	Kilde
	etc.	etc.
Produktets/Tjenestens miljøpåvirkning i bruksfasen	Emballasjeavfall	Tonn solgt
	Energibruk	Gigajoule brukt Utslipp
	etc.	etc.

For å utarbeide en øko-effektivitetsindikator, tar rammeverket utgangspunkt i øko-effektivitetsbrøken, ligning 1. Telleren vil bli representert av en indikator for kategorien ”Produktets/Tjenestens verdi”, mens nevneren vil bli representert av en indikator for kategorien ”Produktets/Tjenestens miljøpåvirkning i fremstillingsfasen” eller ”Produktets/Tjenestens miljøpåvirkning i bruksfasen”. Ved å kombinere verdiene av indikatorene på denne måten, får en kvantifisert øko-effektiviteten.

Tre slike øko-effektivitetsindikatorer kan være

$$\frac{\text{Antall solgte enheter}}{\text{Tonn utslipp } CO_2}, \frac{\text{Inntekt}}{\text{Energibruk}}, \frac{\text{Antall kilo produkt solgt}}{\text{Tonn utslipp } NO_x}$$

Dette gir en mengde med kombinasjonsmuligheter. Alle kombinasjonene vil ikke være like anvendbare for alle deler av næringslivet. Derfor har WBCSD valgt å dele øko-effektivitetsindikatorerne inn i 2 typer; de som er generelt anvendbare og de som er næringslivs spesifikke.



I vedlegg 3 er det vist hvilke øko-effektivitetsindikatorer en av bedriftene i pilotprosjektet har valgt å benytte.

WBCSD anbefaler at næringslivet velger øko-effektivitetsindikatorer ut fra hva som er mest formålstjenlig i forhold til kommunikasjonsbehov og beslutningstaking (Verfaille, 2000). I tillegg har WBCSD slått fast at en øko-effektivitetsindikator skal

- Være relevant og meningsfulle med tanke på å beskytte miljøet og helse og/eller forbedre livskvalitet
- Informere beslutningstaking for å forbedre organisasjonenes prestasjon
- Ta hensyn til næringslivets iboende mangfold
- Støtte benchmarking og overvåkning over tid
- Være klart definert, målbar, gjennomsiktede og verifiserbare
- Være forståelig og meningsfulle for identifisere aktører
- Være basert på en overordnet vurdering av et selskaps virksomhet, produkt og tjenester, med særlig fokus på de områder som er direkte under ledelsens kontroll
- Også gjenspeile relevante og meningsfulle sider i tilknytning til oppstrøms (f.eks. leverandører) og nedstrøms (f.eks. bruk) aspekter av et selskaps aktiviteter

2.3.5 Problemer med å kvantifisere øko-effektivitet

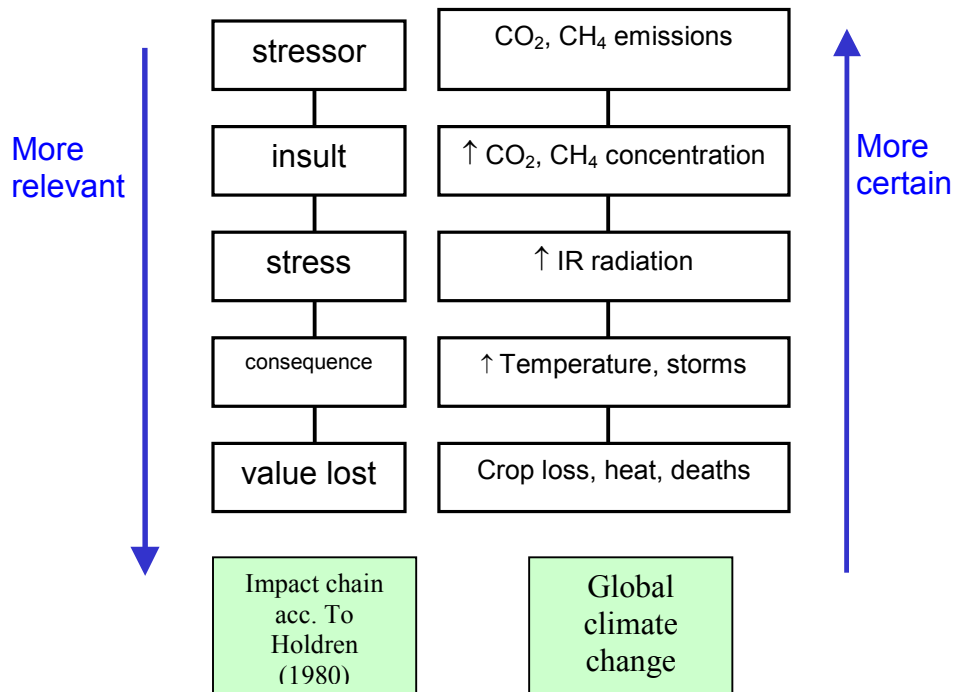
WBCSD har angrepet problemet med å kvantifisere øko-effektivitet på en pragmatisk måte. Det er likevel viktig å ha et lite innblikk i noe av problemene i tilknytning til kvantifiseringen av øko-effektivitet.

Det er ikke uproblematisk å sette verdien på et produkt/tjeneste. Spørsmål som: Hva er verdi? Hvem skal sette denne verdien? Hvordan skal denne verdien komme til uttrykk? er sentrale problemstillinger når en skal sette verdien på et produkt/tjeneste.

I praksis benyttes ofte pris som uttrykk for verdien. Norges forskningsråd nevner 3 innvendinger mot å benytte pris som uttrykk for verdien på et produkt (Norges forskningsråd, 2000).

- Noen goder, som ren luft o.a. har verdi, men kan ikke uttrykkes i penger.
- Dagens pris tar ikke hensyn til framtidige generasjoners verdivurdering.
- Neddiskontering til nåverdi, gjør fremtidige miljøkostnader for lave.

Norges forskningsråd påpeker videre med problemene i tilknytning til å måle miljøbelastningen. Indikatorene måler ikke den direkte miljøbelastningen, hverken i tid eller rom. Dette kan forklares med utgangspunkt i årsak-virkningskjeden, vist i figur 6.



Figur 6: En forenklet årsak-virkningskjede for klimaendringene (Hertwig, 2000)

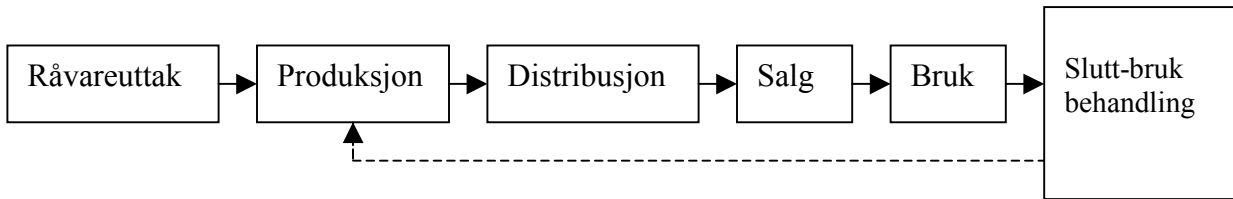
Hver av virkning kan ha flere årsaker, noe som gjør at det er usikkerhet mellom hvert ledd i kjeden. Dette gir at årsakssammenhengen til den høyeste virkningen er svært kompleks og usikker. Dette kompliseres videre med at det kan være synergi-effekter mellom ulike årsaker, og at resipientens robusthet er av avgjørende betydning for virkningen.

Når kvantifiseringen av øko-effektivitet baserer seg på det laveste nivået i kjeden, kan det derfor være vanskelig å tolke den økologiske betydningen av indikatoren (Norges forskningsråd, 2000).

2.4 Livssyklusanalyser

2.4.1 Hva er LCA?

En livssyklusanalyse (LCA) er en systematisk gjennomgang av miljøpåvirkningene til en funksjon over hele dets livsløp, med utgangspunkt i et produkt. Et livsløp er alle prosesser forbundet med funksjonen til produktet (Curran, 1996). Dette er typisk uttak av råmaterialer, produksjon, distribusjon, salg, bruk, og slutt-bruk behandling og kan illustreres som i figur 7.



Figur 7 : Et generelt livsløp til et produkt

Ved å innhente miljødata for de ulike fasene i livsløpet, vil en kunne danne seg et bilde av de reelle miljøpåvirkningene produktet forårsaker.

For å kunne sammenligne miljøprestasjonen mellom produkter, vil resultatene i en LCA normaliseres til den funksjonelle enheten. Den funksjonelle enheten beskriver den primære funksjonen til systemet i analysen og kan beskrives ut fra (Lindfors, *et al.*, 1995)

- Effektivitet.
- Varighet.
- Kvalitet.

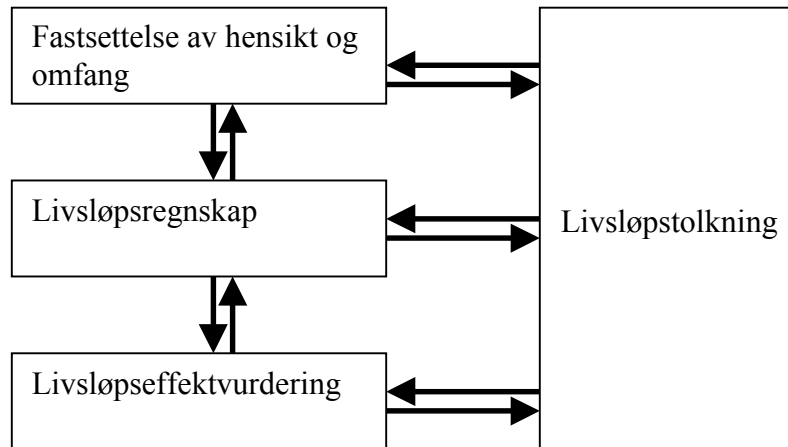
Når den funksjonelle enheten er definert, må den mengden produkt som kreves for å oppfylle den funksjonelle enheten kvantifiseres. Denne mengden blir kalt referansestrømmen.

2.4.2 Hvordan gjennomføres en LCA?

Det er utarbeidet flere retningslinjer for hvordan en LCA skal gjennomføres (NS-EN ISO 14040:1997; Lindfors *et al.*, 1995; Guinée, *et al.*, 2000). Det er viktig at alle antagelser og forutsetninger dokumenteres underveis, slik analysen blir mest mulig åpen. Med utgangspunkt i ISO 14040, kan gjennomføringen av en LCA deles inn i 4 trinn (NS-EN ISO 14040:1997).

1. Fastsettelse av hensikt og omfang
2. Livsløpsregnskap
3. Livsløpseffektvurderinger
4. Livsløpstolkning

Selve prosessen med å gjennomføre en LCA bærer imidlertid preg av å være iterativ, slik som vist i figur 8.



Figur 8: Prosessen for å gjennomføre en LCA

2.4.2.1 Fastsettelse av hensikt og omfang

Først skal målet med og omfanget av undersøkelsen defineres. Dette inkluderer funksjonen til systemet og funksjonell enhet, systemgrenser, krav til datakvalitet, eventuelle sammenligninger mellom systemer og kritisk gjennomgåelse.

2.4.2.2 Livsløpsregnskap

Når mål og omfang er definert, skal miljødata for alle aktuelle strømmer i systemet innhentes. Det er viktig å dokumentere prosedyrene for datainnsamlingen og de beregningen som ligger til grunn.

2.4.2.3 Livsløpseffektvurderinger

De innsamlede data'ene bearbeides i 3 faser; klassifisering, karakterisering og vekting.

Klassifisering

Regnskapsdataene grupperes etter hvilke miljøpåvirkninger de kan forårsake. Dette kan f.eks. være eutrofiering, sur nedbør, toksiske effekter, energi o.l. Disse gruppene kalles effektkategorier. Dersom regnskapsdataene kan forårsake flere typer miljøpåvirkninger, kan de oppføres i flere effektkategorier.

Karakterisering

Innenfor de enkelte effektkategorien vil de enkelte regnskapsdataene bli knyttet opp mot en karakteriseringsfaktor. Denne faktoren er et relativt mål på det potensielle bidraget de enkelt data'ene har innenfor hver effektkategori. Ved å multiplisere regnskapsdata'ene med den aktuelle karakteriseringsfaktoren, vil en få et mål på bidraget. Til slutt summeres alle bidragene innenfor hver effektkategori.

Vekting



Resultatene i de enkelte effektkategoriene blir vektet opp mot hverandre, og summert slik at en oppnår en en-dimensjonal representasjon av miljøpåvirkningene. Det eksisterer ikke noen konsensus for hvordan de ulike effektkategoriene skal vektes i forhold til hverandre. ISO 14040 anbefaler at en ikke benytter vektning, med mindre det er særlige grunner til det (NS-EN ISO 14040:1997).

2.4.2.4 Livsløpstolkning

ISO 14040 angir at i livsløpstolkningen skal ”regnskapet og effektvurderingen kombineres ... i tråd med fastsatt hensikt og omfang for å nå konklusjoner og anbefalinger”.

I sin guide til ISO-14040-serien har en gruppe ved Leiden University, identifisert syv mulige komponenter av en livsløpstolkning, delt inn i 3 grupper (Guinée, *et al.*, 2000).

- **Vurdering av resultatene.**
 - Vurdere om prosedyrene er i tråd med hensikten av undersøkelsen, og om de er anvendt riktig.
 - Kontrollere om antagelser, metoder, modeller og data er konsistent med mål og omfanget av studien.
 - Kontrollere om variablene som beskriver systemet, metodikken som ble benyttet i de ulike fasene, data’ene som ble benyttet og resultatet og konklusjonene er konsistent med mål og omfanget av studien.
- **Analysere resultatene.**
 - Utføre en bidragsanalyse for å gi en oversikt over de enkelte leddenes bidrag til totalresultatet. F.eks. kan en vise % av den totale mengden CO₂-ekvivalenter som stammer fra transportleddet o.l.
 - Utføre en forstyrrelse analyse¹, som studerer hvordan små endringer innenfor systemet vil påvirke resultatet av LCA.
 - Analysere robustheten av resultatene ved hjelp av en følsomhetsanalyse eller en usikkerhetsanalyse.
- **Konklusjoner og anbefalinger.**
 - Trekke konklusjoner og gi anbefalinger på bakgrunn av de foregående trinn i LCA’en og livsløpstolkningen.

2.4.3 Hva kan LCA benyttes til?

LCA er hovedsakelig et beslutningsstøtteverktøy, med potensiell nytteverdi både for offentlige myndigheter og det private næringsliv (Jensen, *et al.*, 1997).

I privat sektor kan LCA benyttes som beslutningsgrunnlag i forbindelse med produktutvikling, markedsføring og strategisk planlegging (Jensen, *et al.*, 1997).

¹ Den engelske termen benyttet i kilden er ”perturbation analysis” (Guinée, *et al.*, 2000).



Designet på produktet legger store føringer på produktets miljøprestasjon i de påfølgende fasene i livsløpet. Med utgangspunkt i en LCA kan en modellere hvordan de ulike designvalgene vil slå ut på produktets miljøprestasjon i et livsløpsperspektiv.

En LCA kan også benyttes som dokumentasjonsgrunnlag for påstander om produktets miljøprestasjon. For å benytte en LCA til et slikt formål, kreves det at undersøkelsen blir gjenstand for kritisk gjennomgåelse av en uavhengig tredje part.

I forbindelse med strategisk planlegging kan en LCA

- brukes som grunnlag for å identifisere nye, mer miljøvennlige måter å tilfredsstille gitte funksjoner. Disse løsningene vil kunne åpne nye markeder, der bedriften vil kunne ha muligheter til å gå inn.
- gi beslutningstakere forståelsen av sterke og svake miljøaspekter ved produktet eller tjenesten.
- benyttes som grunnlagsmateriale for å bedre miljøprestasjonen til eksisterende produkt.

Innen EU har de offentlige myndighetene benytte LCA i forbindelse med produkt orientert policy, avfallspolicy, subsidier og avgifter og mer generelle policyer (Jensen, *et al.*, 1997). I Norge derimot tyder det på at de offentlige myndigheter i liten grad benytter seg av LCA-verktøyet i forbindelse med de nevnte bruksområdene (Personlig kommunikasjon med Espen Langtvedt, Miljøverndepartementet).

2.4.4 Svakheter ved LCA metoden

Selv om LCA tilsynelatende er et kraftig verktøy, har LCA-metodikken en rekke svakheter. De oftest nevnte er (Wrisbert, *et al.*, 1997)

- Den iboende kompleksiteten til en LCA, inkludert krav til høy kompetanse, dataintensitet og store kostnader
- Begrenset fleksibilitet med hensyn til mål, omfang og effektvurderinger
- Usikkerhet i resultatet, grunnet data og metodiske valg, etc.

Derfor bør en være godt orientert om begrensningene før en initierer en LCA. Dessuten bør en bruke resultatene fra en LCA med en viss forsiktighet.

2.5 Produkters miljøvaredeklarasjon

Det siste tiåret er det utarbeidet forskjellige nasjonale miljømerkeordninger for ulike typer produkter (USEPA, 1998). Mangfoldet av typer merkeordninger har ført til forvirring hos kundene og lav tillit til merkene. Derfor har ISO de senere årene arbeidet mot å standardisere miljømerkingen. ISO 14020-serien omfatter miljømerking og miljødeklarasjoner.



Innenfor ISO-standardene defineres tre typer for miljømerking og miljødeklarasjon (<http://www.miljostyrning.se/document/kurser/miljomarkn.doc>).

- Type I : Miljømerking
- Type II : Egendeclarering
- Type III : Miljøvaredeklarasjon

For hver av disse typene har ISO utviklet egne standarder

Type I : Miljømerking

ISO 14024 krever at en slik merking skal være frivillig og at kravene skal være basert på livssyklusenkning (ISO 14024:1999). Merkingen skal administreres av en uavhengig part, som også skal kontrollere at kriteriene følges. Vanligvis vil en godkjenning gi retten til å benytte et miljømerke på produktet. Eksempler på slike merker er vist i figur 9.



Figur 9: Eksempel på miljømerker. Fra venstre: EU blomsten, Svanen, Blau Ängel og Energy star .

Type II : Egendeclarering

Egendeclarasjon er en miljøpåstand fra produsenten. ISO 14021 krever at miljøpåstanden må være verifiserbar, men det er ikke krav til kontroll eller sertifisering (ISO 14021:1999). Et eksempel på egendeclarering kan være ”Dette produktet er laget av resirkulert papir”.

Type III : Miljøvaredeklarasjon

ISO/TR 14025 ”identifies and describes elements and issues concerning type III environmental declarations and corresponding programmes, including technical considerations, declaration format and communication, and administrative considerations for developing and issuing a type III environmental declaration” (ISO/TR 14025:1999)

Videre angir ISO/TR 14025 at dette er en frivillig deklarasjon som beskriver miljøegenskaper til et produkt, basert på kvantitative data fra en LCA. Informasjonen skal være objektiv og miljøvaredeklarasjonen (MVD) skal ikke inneholde en vurdering av



produktets miljøprestasjon. En slik vurdering overlates til mottakeren. Både LCA'en og MVD'en skal være gjenstand for 3. parts gjennomgang.

2.5.1 Formålet med MVD

”MVD systemet er utviklet for å møte varierende informasjonsbehov i leverandørkjeden og sluttprodukt, i tillegg til mere generelle formål innen informasjonsaktiviteter og markedsføring”(Svenska miljöstyringsrådet, 2000)

Hovedfunksjonen til en MVD er å kunne sammenligne produkter på grunnlag av miljøprestasjonen. Derfor er MVD'er først og fremst rettet mot profesjonelle innkjøpere og særlig interesserte privatkunder. For å få et sammenligningsgrunnlag, er det avgjørende at systemgrenser, funksjonell enhet og effektkategoriene er like for varer innenfor samme produktgruppe. Dette sikres ved å utvikle produktspesifikke regler for de ulike produktgruppene.

Svenska miljöstyringsrådet hevder at en MVD er fordelaktig både for produsent og kjøper (Svenska miljöstyringsrådet, 2000)

For produsenten er det fordelaktig at informasjonen i en MVD er:

- Objektiv: MVD'en basere seg på vitenskapelige metoder og internasjonale standarder.
- Nøytral: MVD'en inneholder ingen vurderinger av miljøprestasjonen.
- Fleksibel: Det er mulighet til å kontinuerlig oppdatere MVD etter bedriftens miljøarbeid.

For kjøper er det fordelaktig at informasjonen i en MVD er

- Sammenlignbar: Ved å presentere miljøinformasjon om ulike produkter på samme format.
- Troverdighet: Gjennom krav til 3. parts sertifisering.
- Oppdatert: Gjennom krav til dokumentasjons- og oppfølgingsrutiner.

2.5.2 Hvordan bygges en MVD opp

En MVD består av 3 deler (Svenska miljöstyringsrådet, 2000)

1. Beskrivelse av bedrift og produkt/tjeneste

Kan inneholde informasjon om produksjonsprosessen og bedriftens miljøarbeid, f.eks. om bedriften benytter et standardisert miljøstyringssystem. I tillegg kan denne delen omfatte en oversikt over materialer og kjemiske komponenter i produktet og produksjonsprosessen.

2. Presentere miljøprestasjonen

Skal omfatte informasjon om ressursforbruk, utslipp av forurensninger og avfallsgenerering



3. Informasjon fra bedrift eller sertifiseringsorgan, inkludert eventuelle gjenvinningsdeklarasjon

Kan inneholde spesielle sider som bedriften ønsker å legge vekt på, f.eks. om produktet tilfredsstillende ulike miljøkrav. Sertifiseringsorganet kan informere om sertifiseringsprosessen, gyldighetstiden o.l. Gjenvinningsdeklarasjonen bør inneholde informasjon som er relevant for demontering og gjenvinning av materialene i produktet

Som et eksempel på hvordan utformingen kan gjøres, er det vedlagt en MVD for Portland sement fra Norcem AS i vedlegg 4.

2.6 Markedskrav til miljøinformasjon i Norge.

Det ser ut til å være en økende interesse for miljøinformasjon om produktene i markedet. Dette kan tolkes ut fra den økende interessen for de aktiviteter forbundet med miljøinformasjon. Antall bedrifter som utgir miljørapporter øker, antall varer med miljøinformasjon øker, antall bedrifter med sertifiserte miljøstyringssystemer øker og ikke minst er det en økende utbredelse av miljøkrav i offentlig og privat virksomhets innkjøpsrutiner.

De ulike aktørene på markedet vil ha ulike krav til miljøinformasjon om produktene. For å gi en generell oversikt over disse kravene, er det fornuftig å gruppere aktørene etter fellestrekk i de kravene de stiller. På bakgrunn av dette kan en dele markedet inn i 3 generelle aktører: bedrifter, privatpersoner og offentlig virksomhet.

2.6.1 Krav i bedriftsmarkedet

De spesifikke kravene vil variere fra bedrift til bedrift, og fra bransje til bransje. Men det finnes generelle retningslinjer for hvordan miljøhensyn kan ivaretas i innkjøpsrutinene. I innkjøpsveiledningen fra GRIP, er det anbefalt å vurdere produktet etter fire punkter (GRIP 1999).

Merking

Det bør gis et pluss til produkter med et annerkjent miljømerke eller en miljøvaredeklarasjon.

Produktinnhold

Råvarekilden og innholdet av helse og miljøfarlige kjemikalier i produktet bør vurderes.

Produktet i bruk

Det bør tas hensyn til miljøprestasjon gjeldende vannforbruk, strømforbruk o.l. i bruksfasen. I tillegg anbefales det å vurdere driftsforlengelsesfaktorer som holdbarhet, driftsavbrudd, reparasjonsmuligheter, oppgraderingsmuligheter o.l.

Produktet som avfall

Det anbefales å vurdere gjenvinningssystemet for produktet og emballasje. Spesielt bør det legges vekt på spesialavfall



2.6.2 Krav fra privatkunder

I en undersøkelse utført av SIFO, er det tegn som tyder på at miljøinformasjon ikke i vesentlig grad er blant innkjøpskriteriene til folk flest (Methi, 2000). Denne tendensen er også klart fremtredende blant de som anser seg selv som miljøbevisste. Mye av dette forklares med at det er vanskelig å benytte miljøaspekter som innkjøpskriterium, blant annet på grunn av manglende informasjon og kunnskap om de valg som kan tas.

2.6.3 Krav fra offentlige innkjøp

Hele den offentlige virksomheten er omfattet av et felle regelverk for innkjøp. I den nye loven, gjeldende fra 01.07.2001, heter det i § 6:

”Statlige organer og rettssubjekter som nevnt § 2 første ledd bokstav b som er kontrollert av statlige organer skal under planleggingen av den enkelte anskaffelse ta hensyn til livssyklus kostnader og miljømessige konsekvenser av anskaffelsen.” (Lov om offentlige anskaffelser, 1999)

Det er imidlertid ikke utarbeidet noen nærmere retningslinjer for hvordan en skal ta hensyn til de miljømessige konsekvensene. En undersøkelse tyder på at det er stor usikkerhet blant de offentlige innkjøpere om hvordan de kan sette miljøkrav i forbindelse med innkjøp (NIMA, 1997). En antar at denne usikkerheten etterhvert blir redusert med klarere retningslinjer og økt erfaring, og at det offentlige i fremtiden i større grad vil sette krav til miljøprestasjoner både hos leverandør og for produkt. Denne undersøkelsen tyder også på at de miljøkravene som stilles i den offentlige virksomheten i hovedsak baserer seg på retningslinjene fra GRIP, se kapittel 2.6.1.

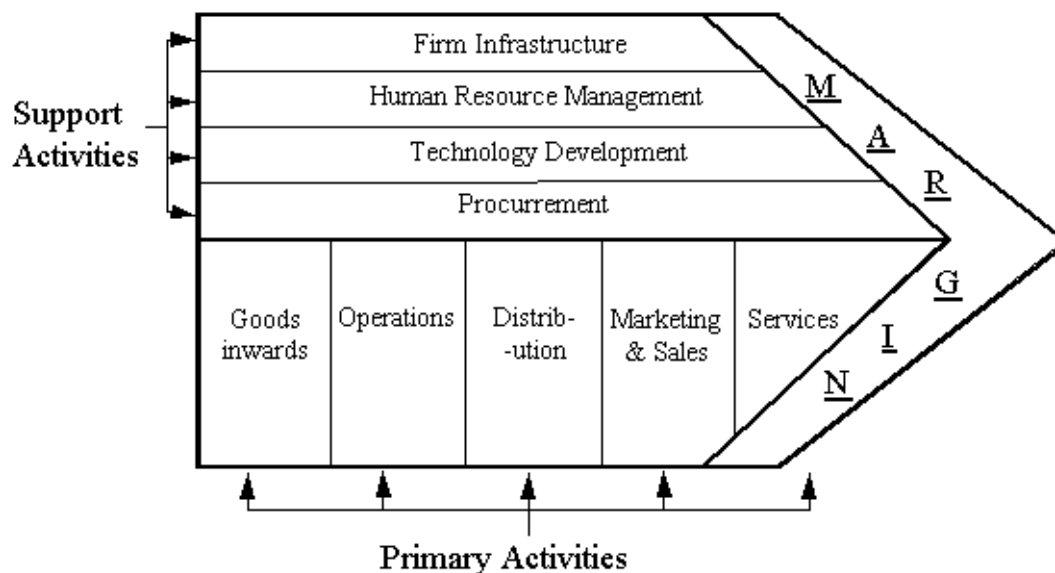


3 Øko-effektive verdikjeder

3.1 Hva er en verdikjede?

Begrepet ”verdikjede” har en pragmatisk opprinnelse, og er bare løselig definert. Derfor er det nødvendig se nærmere på hva begrepet egentlig betyr, og etablere en forståelse av verdikjeder slik det vil bli benyttet i denne studien.

Utgangspunktet for verdikjedebegrepet er en bok skrevet av Porter (Porter, 1985). Verdikjeden ble brukt til å systematisere og illustrere de aktivitetene en virksomhet har direkte kontroll over, se figur 10. Disse aktivitetene, hevdet Porter, kunne deles inn i to typer; primære aktiviteter og støttefunksjoner



Figur 10: Porter's skjematiske fremstilling av verdikjeden (Porter, 1985).

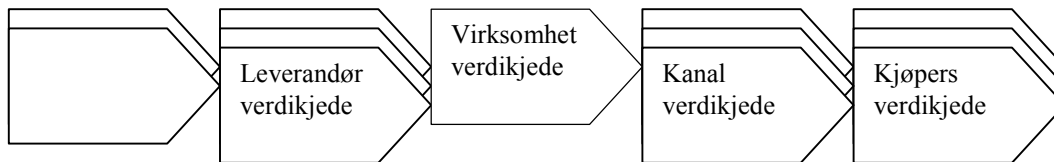
De primære aktivitetene er direkte tilknyttet fremstillingen av produktet, mens støttefunksjonene støtter opp under primæraktivitetene og de andre støttefunksjonene.

Hensikten med denne systematiseringen, skulle være å analysere virksomhetens konkurransefortrinn. Dette ble gjort gjennom å identifisere verdiøkningen i de ulike leddene av en komplekse fremstillingsprosess, og på bakgrunn av dette avgjøre i hvilke ledd kostnadene kunne reduseres eller verdiskapning økes (Porter, 1985). Porter fremhevet betydningen av den gjensidige avhengigheten mellom leddene i verdikjeden. F.eks. vil kvaliteten på innkjøpte råmaterialer, påvirke verdiøkningen i fremstillingsprosessen. De leddene som ikke bidrar til verdiøkningen, er å betrakte som overflødige (Dreyer, *et al.*, 2000). Verdien ble definerte av Porter som ”beløpet kjøperene er villige til å betale for det virksomheten leverer” (Porter, 1985).



Dreyer nærmer seg en definisjon når hun hevder at ”verdikjeden beskriver addering av verdi gjennom stadier/nivåer i produksjonsflyten” (Dreyer, *et al.*, 2000).

Men også forhold utenfor virksomhetens direkte kontroll vil ha betydning for konkurransefortrinnet. Derfor utvidet Porter selv verdikjedebegrepet ved å definere ”verdisystemet”. Dette systemet består av verdikjedene til de ulike aktører, som er direkte eller indirekte er tilknyttet virksomhetens verdikjede, se figur 11.

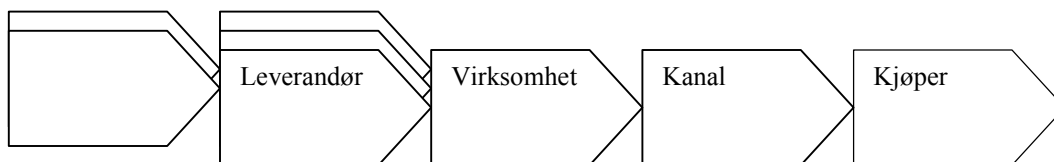


Figur 11: Porter's verdisystem for en virksomhet; virksomhetens verdikjede (Porter, 1985)

Siden Porter lanserte verdikjedebegrepet i 1985, begrepet har idag utviklet seg til å måtte forstås å beskrive ”flyten av varer og råstoff fra leverandører gjennom produksjon og distribusjonskjeder til sluttbrukerne” (Dreyer, *et al.*, 2000). M.a.o har fokuset endret seg fra et intra- til et inter-organisasjonsmessige perspektiv, og dagens forståelse av virksomhetens verdikjede ligger tett opptil det Porter selv kalte ”verdisystem”. Det er denne forståelsen av verdikjedebegrepet som vil bli benyttet videre i studien.

Med dette utgangspunktet, kan det tenkes minst to forskjellige verdikjeder i forbindelse med øko-effektivitet; virksomhetens verdikjede og produktverdikjeden. Den førstnevnte verdikjeden vil ta utgangspunkt i virksomheten, og omfatter de aktivitetene som er en forutsetning for og er påvirket av virksomheten, m.a.o. det en vanligvis betegner som oppstrøms og nedstrøms aktiviteter.

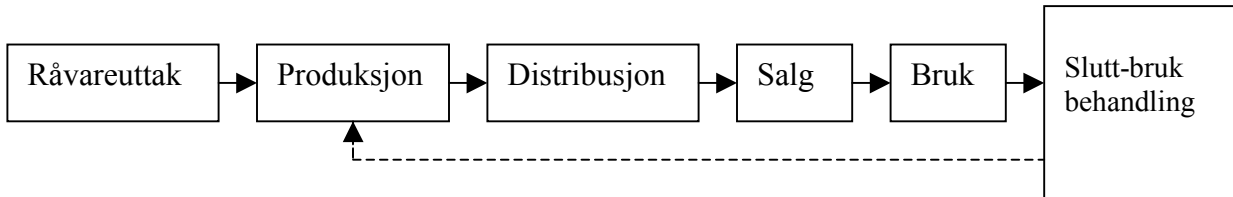
På tilsvarende måten vil det være mulig å definere produktverdikjeden. Dette systemet vil omfatte de aktivitetene som er en forutsetning for og er påvirket av produktet Med



utgangspunkt figur 11, kan produktverdikjeden illustreres som i figur 12.

Figur 12: Produktverdikjeden, baser på Porter's modell (modifiser etter Porter, 1985)

For å forsøke å komme fram til en mer hensiktsmessig produktverdikjeden, er det mulig å hente inspirasjon fra hvordan produktsystemer er definert i andre sammenhenger. I den forbindelse synes det mest naturlig å bygge på det systemperspektivet en opererer med i LCA. Produktsystemet i en LCA betegnes som et livsløp, og et generelt livsløp illustreres vanligvis som i figur 13.

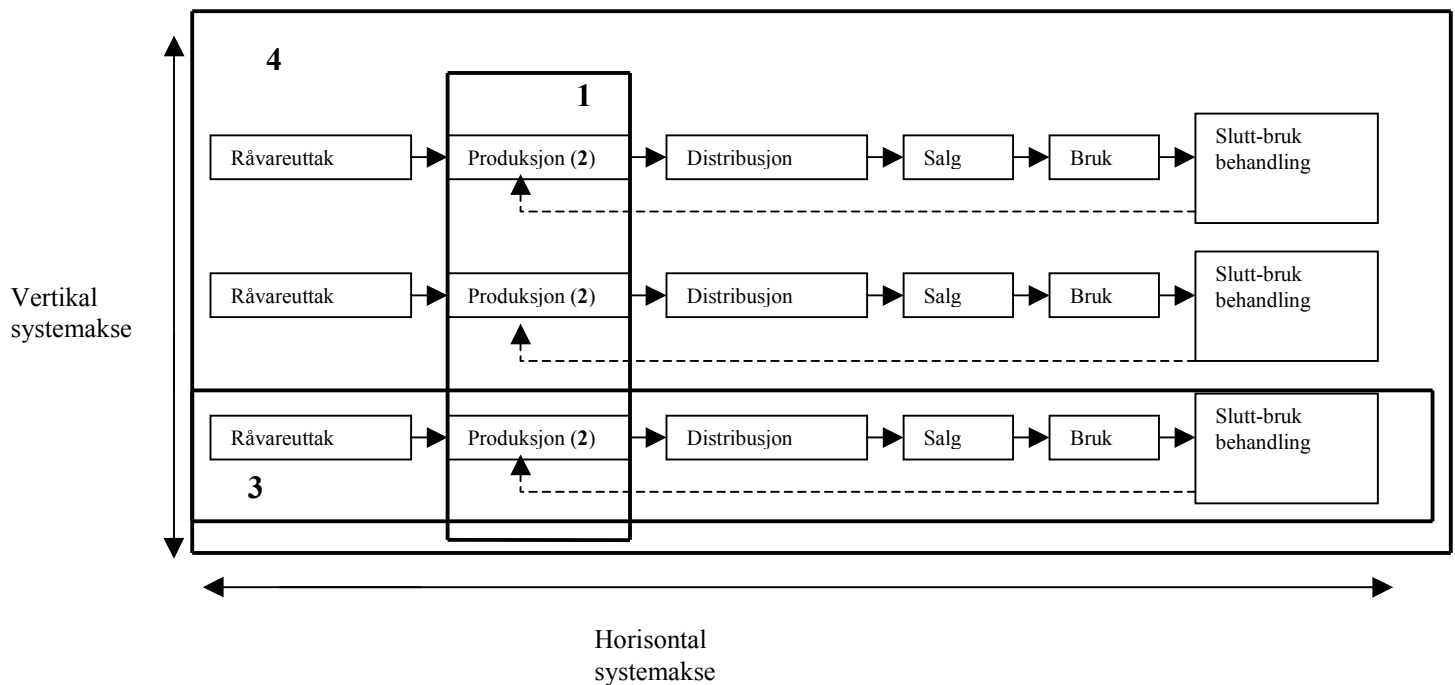


Figur 13: Produktverdikjeden slik den er brukt i denne studien.

En verdikjede og et livsløp brukes for å vise ulike sider ved produktet. En verdikjede beskriver verdistrømmene i systemet, mens et livsløp beskriver massestrømmene. I forbindelse med øko-effektivitet er begge aspektene ved systemet interessante. Det viktige er at begge begrepene benytter et "fra vugge til grav" perspektiv, og systemet i figur 13 kan benyttes som en illustrasjon på en generell produktverdikjeden.

3.2 Produktverdikjeden sammenlignet med andre systemer

Produktverdikjeden som system, skiller seg ut fra andre generelle systemer en kan vurdere i forhold til øko-effektivitet. Disse forskjellene kan systematiseres langs 2 akse; horisontal og vertikal systemakse, som vist i figur 14.



Figur 14: Oversikt over ulike systemvalg for å analysere øko-effektiviteten.



3.2.1 Horisontal systemutvidelse

Den horisontale forskjellen ligger i om systemet omfatter hele eller bare deler av verdikjeden. WBCSD har vurdert øko-effektiviteten i en del av verdikjeden, nemlig produksjonsstedet. Virksomhetens verdikjede vil være en horisontal systemutvidelse i forhold til virksomheten avgrenset av produksjonsstedet.

Den mest iøynefallende konsekvensen av å ekspandere systemet langs den horisontale akse, er at systemet blir mer omfattende og kompleks. Med økende kompleksitet og flere aktører, vil det bli vanskeligere å samle inn data med tilfredsstillende kvalitet. Dårligere kvalitet på dataene, vil gi større usikkerhet i resultatene. I tillegg vil økende kompleksitet resultere i at analysen blir mindre transparent, som vil føre til at resultatet blir enklere å manipulere.

Videre vil en horisontal systemutvidelse føre til et det blir mer krevende å definere klare systemgrenser. Dette skyldes at systemgrensene blir lengre og at det vil dukke opp flere tilfeller der en må ta stilling til hvordan systemgrensene skal settes.

Systemets tidsperspektivet vil endres i forhold til en den horisontale systemutvidelsen. Om en velger produksjonsstedet som system, vil tidsperspektivet være avgrenset til tiden fra råvarene kommer til produksjonsstedet, til det ferdige produktet blir transportert bort for salg. I de fleste tilfeller begrenser dette seg til dager eller uker. Om en utvider systemet langs den horisontale systemaksen, vil tidsperspektivet øke. For verdikjeden vil tidsperspektivet omfatte tiden fra råvareuttak til materialet deponeres, og til det slutter å avgi metangass. Dette omfatter et tidsperspektiv på mange år.

3.2.2 Vertikal systemutvidelse

Ved en vertikale systemutvidelse vil systemet omfatte flere av virksomhetens aktiviteter. I dette tilfelle kan det være snakk om et produkt, produktgruppe eller hele virksomheten. Dersom virksomheten leverer kun en type produkt, vil verdikjeden til virksomheten være identisk med produktverdikjeden.

Dersom det er interaksjon mellom produktene virksomheten leverer, vil en vertikal utvidelse av systemet kunne ført til redusert kompleksiteten. Om analysen omfatter hele virksomheten, unngår en vanskelighetene med allokering i produksjonsleddet. Det er likevel ikke gitt at en vertikal systemreduksjon vil medføre behov for allokering i produksjonsleddet.

Om den horisontale systemaksen omfatter verdikjeden, vil en vertikal systemutvidelse øke de datakvalitetsproblemer en får ved en horisontal systemutvidelse.

3.2.3 Klassifisering av 4 systemer

Ut fra figur 14 og kapittel 3.2.1 og 3.2.2, kan en forestille seg 4 generelle systemene for å betrakte øko-effektivitet. Disse kan rangeres etter økende kompleksitet.



1. Virksomheten avgrenset av produksjonsstedet
2. Produktet avgrenset av produksjonssted
3. Produktverdikjeden
4. Verdikjeden til virksomheten

3.3 Hvordan velge systemgrenser for produktverdikjeden?

Det er vanskelig å definere hva som er de ”riktige” systemgrensene til en produktsystem. Ved setting av systemgrensene er det mange avveininger som må balanseres opp mot hverandre, og det er ikke til å komme unna at grensene delvis må bli satt ut fra subjektive vurderinger. Derfor er det svært viktig for troverdigheten til resultatet at prosessen med å definere systemgrensene er gjennomsliktig, dokumentert og basert på de samme retningslinjene i hele systemet.

For å nærmere definere systemgrensene til produktverdikjeden, kan en igjen trekke på erfaringene fra LCA Generelt må en passe på at det som ansees som de viktigste delene for analysens hensikt blir omfattet av det valgte systemet.

ISO 14040 for LCA er vag på hvordan systemgrensene skal settes, men påpeker at en bør ta hensyn til (NS-EN ISO14040:1997)

- Påtenkte anvendelser av undersøkelsen.
- Forutsetninger i undersøkelsen.
- ”Cut-off”-kriterier².
- Data- og kostnadsberegninger.
- Påtenkte målgrupper.

Påtenkt anvendelsen er, i dette tilfelle, å utarbeide øko-effektivitetsindikatorer. Derfor er det to viktige deler som må omfattes av systemet; de viktigste bidragene til verdien av produktet og de viktigste bidragene til miljøpåvirkningene fra produktet.

I LCA litteraturen er det vanlig å angi 3 typer systemgrenser som må avklares for å definere produktsystemet (Guinée, *et al.*, 2000; Curran 1996).

- Grensen mellom systemet i undersøkelsen og omgivelsene.
- Grensen mellom relevante og irrelevante prosesser.
- Grensen mellom systemet i undersøkelsen og andre tilknyttede systemer.

3.3.1 Grensen mellom systemet i undersøkelsen og omgivelsene.

Den ytterste systemgrensen vil være mellom det teknologiske systemet og naturen (Tillman, *et al.*, 1994). For å finne denne systemgrensen anbefaler ISO 14040 at alle strømmene inn og ut av systemet bør være elementærstrømmer (NS-EN ISO 14040:1997). Videre blir elementærstrømmer definert som

² ISO 14040 benytter termen ”kriterier for avslutning” på det som her omtales som ”cut-off”-kriterier (NS-EN ISO 14040:1997).



- (1) Materiale eller energi som går inn i systemet som undersøkes, som tas fra miljøet uten forutgående behandling av mennesker
- (2) Materiale eller energi som forlater systemet som undersøkes, som blir kassert i miljøet uten påfølgende behandling av mennesker.

Selv med disse tilsynelatende enkle retningslinjene vil det oppstå vanskeligheter med definere klare grenser mellom det teknologiske og naturlige systemet. Litteraturen peker særlig på problemer i forbindelse med landbruk og deponering av avfall (Guinée, *et al.*, 2000). Det er imidlertid en utstrakt aktivitet for å etablere klare retningslinjer for hvordan en skal sette systemgrensene i slike tilfeller, og enkelte forslag til retningslinjer er allerede utarbeidet (Guinée, *et al.*, 2000).

Videre må systemet avgrensnes i forhold til tidsaspektet. Dette er særlig aktuelt for avfallsdeponering, der utslippene av metan vil skje over en lang tidsperiode. Det må også gjøres geografiske avgrensninger. Dette skyldes at infrastruktur, da særlig med tanke på energi forsyningen og resipientens sensitivitet, endrer seg mellom ulike land.

3.3.2 Grensen mellom relevante og irrelevante prosesser.

Om alle strømmene skal følges tilbake til en elementærstrøm, vil systemet bli for stort og komplekst til å bli beskrevet og vurdert. Derfor er det nødvendig å gjøre ytterligere systemavgrensninger.

I LCA benyttes vanligvis "cut-off"-kriterier for å snevre inn systemgrensene til et mer håndterlig omfang. Gjennom "cut-off" reduseres systemet ved å utelukke de strømmene som vil ha minst betydning for resultatet. Hvilke kriterier en velger for å gjennomføre en "cut-off", vil være særlig avhengig av påtenkt anvendelse, tilgang på data og tilgjengelige ressurser til å samle inn og bearbeide data.

På bakgrunn av erfaringer fra det siste tiårets utvikling av "cut-off"-metodikken, blir følgende prioritering anbefalt for å håndtere problemet (Guinée, *et al.*, 2000)

1. Unngå "cut-off" ved å beregne strømmer ved hjelp av en utvidet miljømessig analyse av utgående og inngående strømmer³.
2. Unngå "cut-off" ved å beregne strømmer ved hjelp av liknende strømmer med kjente data.
3. Anvende "cut-off", basert på forhåndsdefinerte kriterier.

Den vanligste måte å anvende "cut-off", er å kutte strømmer som utgjør mindre enn f.eks. 2% av referansestrømmen, men totalt dekke minst 90 % av referansestrømmen. Prosentgrensene endres etter hvor mye en ønsker å snevre inn systemet. "Cut-off" en

³ Den engelske termen som benyttes i kilden er "environmentally extended input-output analysis".



gjøres i forhold til strømmens egenskaper, og ISO 14041 anbefaler at en tar hensyn til egenskaper som masse, energi og miljømessig relevans (ISO 14041:1998). I en øko-effektivitetssammenheng må en også ta hensyn til strømmens verdi.

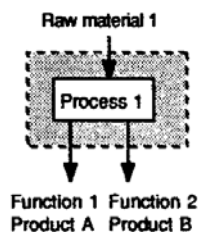
3.3.3 Grensen mellom systemet i undersøkelsen og andre tilknyttede systemer.

Det oppstår vanskeligheter når miljøbelastningene skal fordeles mellom to tilknyttede systemer. Problemstillingen dukker særlig opp i forbindelse med 2 typer prosesser

- Fler-funksjonsprosesser.
- Resirkulering i åpen sløyfe.

3.3.3.1 Fler-funksjonsprosesser.

En fler-funksjonsprosess er en prosess med flere inngangs- og/eller utgangsfaktorer. Et eksempel er vist i figur 15, og problemet her er hvordan en skal fordele miljøbelastningene fra prosessen mellom de 2 utgangsfaktorene.



Figur 15: En fler-funksjonsprosess (Tillman, *et al.*, 1994)

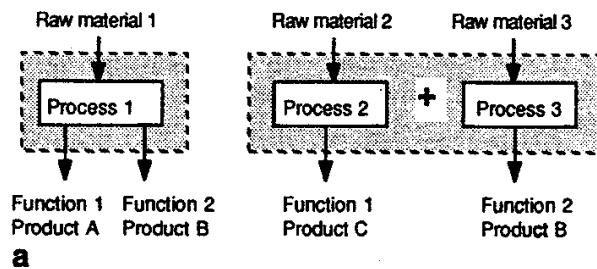
ISO 14041 gir en prioritering for hvilke metoder en bør benytte på denne type problemer (ISO 14041:1998)

1. Unngå allokering ved utviding eller oppdeling av fler-funksjonsprosessen.
2. Når allokering ikke kan unngås, allover etter fysisk sammenheng mellom miljøpåvirkningene og funksjonen
3. Når dette ikke kan gjennomføres, allover etter andre sammenhenger. Dette kan f.eks. være masse, verdi o.a.

Unngå allokering ved utviding eller oppdeling av fler-funksjonsprosessen.

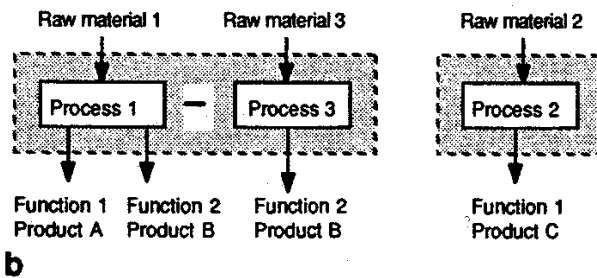
Oppdeling av en fler-funksjonsprosess er kun mulig dersom denne består enkelt-funksjonsprosesser, og det er mulig å registrere miljødata for disse subprosessene. Med andre ord så isolerer en prosessen slik at en bare vurderer de prosessene som er aktuelle for det systemet som skal undersøkes.

Når en foretar en systemutvidelse, inkluderer en data fra andre systemer inn i systemet som skal undersøkes. Med utgangspunkt i figur 16, har en en fler-funksjonsprosess i prosess 1, og to enkeltfunksjons prosesser i prosess 2 og 3.



Figur 16: En fler-funksjonsprosess og 2 enkel-funksjonsprosesser (Tillman, *et al.*, 1994).

Tanken er at miljøbelastningen med prosess 1 er lik den samlede miljøbelastningen fra prosess 2 og 3. Dermed får en miljøpåvirkningene tilknyttet produkt A ved å trekke fra miljøbelastningene til prosess 3 fra miljøbelastningene til prosess 1, slik som vis i figur 17.



Figur 17: Allokering ved systemutvidelse (Tillman, *et al.*, 1994).

Generelt kan en si at en utvidelse av systemgrensene er med på å komplisere systemet. Derfor har det oppstått noe av kritikk mot denne metoden (Ekvall, *et al.*, 2000).

Når allokering ikke kan unngås, alloker etter fysiske sammenhengene mellom miljøpåvirkningene og funksjonen

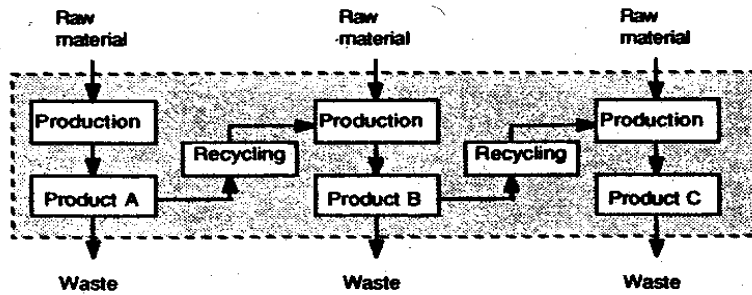
Denne sammenheng finnes ved å beregne den såkalte "marginalendringen". Ved å måle endringen i miljøpåvirkningen med endringen i produksjonen av produkt A, mens produksjon av produkt B holdes konstant, vil en kunne beregne miljøbelastningen for produkt A.

Når dette ikke kan gjennomføres, alloker etter andre sammenhenger. Dette kan f.eks. være masse, verdi o.a.

Denne metoden fordeler miljøbelastningen proporsjonalt med forholdet mellom strømmene. Dette forholdet kan måles etter masse, verdi, volum osv.

3.3.3.2 Resirkulering i åpen sløyfe

Resirkulering i åpen sløyfe betyr at et materialet fra et produkt, blir resirkulert til et nytt råstoff med lavere kvalitet. En slik kaskade er vist i figur 18.

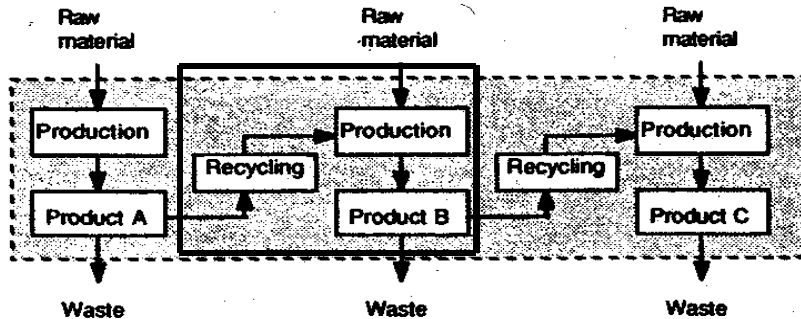


Figur 18: Resirkulering i åpen sløyfe (Tillman, *et al.*, 1994)

Problemer er hvordan miljøbelastningen fra resirkuleringen skal fordeles mellom produkt A og B, eller videre i kaskaden.

I prinsippet anbefaler ISO å følge den samme prosedyren for dette systemavgrensingsproblemet som ved fler-funksjonsprosesser, men tillater noen flere valg (Ekvall, *et al.*, 2000).

En ofte anbefalt løsning vil være å splitte de ulike produktsystemene i kaskaden. Dette betyr at alle miljøbelastningene knyttet til resirkuleringsprosessen allokeres til produkt B, på samme måte som ved utvinning av råmateriale. Dermed blir systemet for produkt B sendt ut som i figur 19.

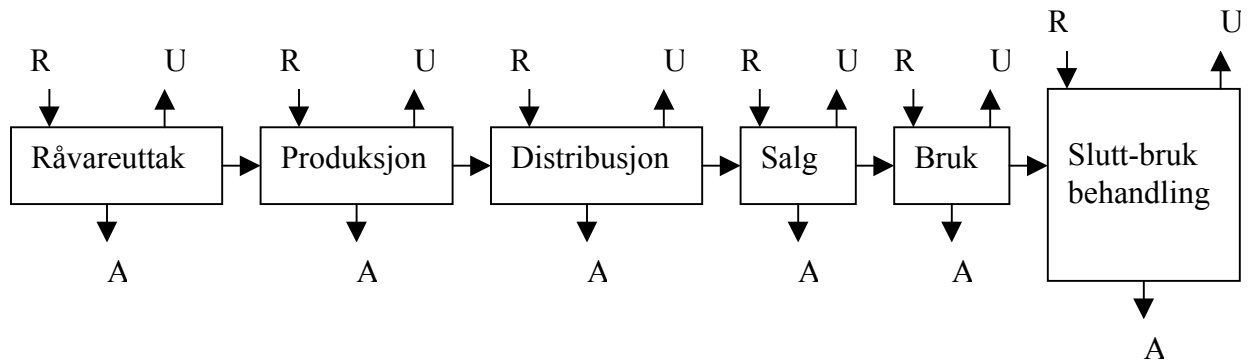


Figur 19: En mulig systemgrense for produkt B (Modifisert etter Tillman, 1994).

Det må nevnes at det ikke er noen konsensus på anbefalingene i ISO 14041 (Ekvall, *et al.*, 2000). Men de gir en god indikasjon på hvilke konsekvenser allokering har for å definere produktverdikjeden.

3.4 Øko-effektive produktverdikjeder.

Først når det er etablert et klart bilde av produktverdikjeden, er det meningsfullt å forklare øko-effektive produktverdikjeder. For å gjøre dette, kan en ta utgangspunktet i en prinsipiell produktverdikjede, som vist i figur 20. Denne figuren illustrere også miljøbelastningene i hvert ledd av verdikjeden, og tar hensyn til at noen materialer vil kunne bli utgjøre en nytteverdi etter produktfunksjonen har opphørt.



Figur 20: Et produkts livsløp med tilhørende massestrømmer

R = Ressurser, inkludert ressurser for overgang til neste fase (transport)

U = Utslipp til luft, vann og jord

A = Avfall til andre systemer (gjenbruk, gjenvinning av materiale, gjenvinning av energi, deponering)

3.4.1 Hva betyr øko-effektive produktverdikjeder?

Verdikjeden ble opprinnelig benyttet i forbindelse med å øke lønnsomheten i verdikjeden; økonomisk effektivitet. Øko-effektive produktverdikjeder kan sees på som en utvidelse av denne tankegangen ved å kombinere dette med krav til redusert miljøbelastning; økologisk effektivitet.

Som for øko-effektivitet generelt, er ikke produktverdikjeden øko-effektiv per se, men kan være mer øko-effektiv enn et gitt referansepunkt (Norges forskningsråd, 2000). Derfor er formålet med øko-effektive produktverdikjeder å gjøre produktverdikjeden mer øko-effektiv. Underforstått betyr dette at det legges opp til en kontinuerlig forbedring av øko-effektiviteten i produktverdikjeden.

For hvert ledd i produktverdikjeden vil produktet representere en verdi, og for hvert ledd det være miljøbelastninger tilknyttet produktet. Med en mer øko-effektiv produktverdikjede, må det forstås at den samlede miljøbelastningen i produktverdikjeden er redusert, eller at den samlede verdien av produktverdikjeden er økt, eller en kombinasjon av disse to.

3.4.2 Den ledende bedriften i produktverdikjeden

De ulike aktørene i produktverdikjeden vil ha ulike innflytelse på øko-effektiviteten i produktverdikjeden. I verdikjedelitteraturen kalles den aktøren med størst innflytelse på produktverdikjeden for den ledende bedriften (Dreyer, *et al.*, 2000). Det er denne bedriften som vil initiere og lede arbeidet med å forbedre produktverdikjeden.



Den aktøren som ønsker å benytte produktverdikjeden som system, vil identifisere sine produkter med tilhørende produktverdikjeder. Dermed definere denne aktøren seg selv som den ledende bedriften, som vil være identiske med produsenten i verdikjeden.

Imidlertid vil de fleste aktørene i en gitt produktverdikjeden være en produsent av produkter. Derfor vil disse aktørene kunne være potensielle ledende bedrifter, men i ulike produktverdikjeder. Videre i denne studien vil betegnelsen produsent bli benyttet for den ledende bedriften.

3.4.3 Positive effekter av å benytte produktverdikjeden som system i øko-effektivitetsarbeidet.

Det vil eksistere en avhengighet mellom leddene i produktverdikjeden. Aktivitetene oppstrøms vil i stor grad legge mange av premissene for miljøprestasjonen nedstrøms. Derfor er det et stort potensiale for å bedre øko-effektivitet ved å benytte produktverdikjeder som system. Det ser ut til å være en utbredt enighet om dette, se tabell 6.

Tabell 6: Oversikt over hva ulike kilder hevder om øko-effektivitetspotensialet i produktverdikjeden

Kilde	Sitat om potensialet til bedret øko-effektivitet i produktverdikjeden
Porter, 1985	”supplier linkages mean that the relationship with suppliers is not a zero sum game in which one gains only at the expense of other, but a relationship in which both can gain”.
OECD, 1998	”Initiatives that adress impacts over the full life-cycle offer the greatest potential for reducing pollution and resource use economy-wide”.
Keffer, <i>et al.</i> , 2000	”In addition to those areas that are directly influenced or controlled by a company, there may be other areas that are equally relevant (environmentally, economically or socially) for decision making by managers or external stakeholders. This could include, for example, the eco-efficiency of the production of raw materials by key supplier (”cradle-to-gate issues), or issues associasted with the use and disposal of product by purchasers (”gate-to-grav.”)”.
Schmidheiny, 2000	”Eco-efficiency opportunities can emerge at any point in the entire life-cycle of a product”.



Hver enkel aktør i produktverdikjeden kan gjennomføre isolerte tiltak for å bedre øko-effektiviteten, men når en benytter produktverdikjedene som system, er det i tillegg for å

- Unngå at aktørene sub-optimaliserer.
- Utnytte synergimulighetene i produktverdikjeden.

Det kan gi andre positive effekter av prosessen med å forbedre øko-effektiviteten i produktverdikjeden. Dette kan f.eks. være

- Innføre livsløpstenking i verdikjeden.
- Med på å underbygge nettverksbygging.
- Øko bedriftens identitet i forhold til andre deler av verdikjeden.
- Gir bedriften troverdighet i miljøsatsingen.



4 Kvantifisering av øko-effektivitet i produktverdikjeden

Utgangspunktet for den foreslåtte metoden for å kvantifisere øko-effektiviteten i produktverdikjeden, vil være WBCSDs rammeverk for øko-effektivitetsindikatorer, slik som beskrevet i kapittel 2.3.4.2. Det er hensiktsmessig å dele inn i generelt anvendbare og næringslivs spesifikke øko-effektivitetsindikatorer, på linje med dette rammeverket. I denne studien vil det hovedsakelig bli fokusert på generelt anvendbare øko-effektivitetsindikatorer.

4.1 Krav til kvantifiseringen av øko-effektiviteten i produktverdikjeden

Kvantifiseringen av øko-effektivitet vil kun være representativ i forhold til det definerte systemet. For at kvantifiseringen skal være valid, må det derfor også stilles krav til det systemet som blir benyttet. Ut fra bruksområdene til øko-effektivitetsindikatorer, nevnt i kapittel 2.3.4.1, må systemgrensene

- Være konstante over tid.
- Settes ut fra de samme retningslinjene som det systemet det skal sammenlignes med.

For øko-effektivitetsindikatorer kan en basere seg på de kravene WBCSD har utviklet. Ved å tilpasse disse kravene til produktverdikjeden, bør en øko-effektivitetsindikator for produktverdikjeden

- Ta hensyn til næringslivets iboende mangfold.
- Støtte benchmarking og overvåkning over tid.
- Være klart definert, målbar, gjennomsluttelig og verifiserbar.
- Være forståelig og meningsfulle for identifiserte aktører.
- Være relevant og meningsfulle med tanke på å beskytte miljøet og helse og/eller forbedre livskvalitet.
- Informere beslutningstaking for å forbedre produktverdikjedens øko-effektivitet

Kravene til øko-effektivitetsindikatorer bør betraktes som en pekepinn på viktige egenskaper ved en god øko-effektivitetsindikator, og ikke som absolutte krav.

4.2 Kategorier

Rammeverket for øko-effektivitetsindikatorer begynner med å identifisere aktuelle kategorier. For en produktverdikjede er to mulige kategorier

- Produktets verdi i produktverdikjeden
- Produktets miljøbelastning i valgt del av produktverdikjeden

For hver av disse kategoriene må det identifiseres relevante aspekter og tilhørende indikatorer.



4.3 Produktets verdi i produktverdikjeden

4.3.1 Hvordan uttrykke verdien i produktverdikjeden?

I en artikkel i "The Antidote online" blir det gjort et forsøk på å definere verdi (The Antidote online, 1997). Verdien blir definert gjennom verdiskapningsprosessen. Dette, hevdes det, er en tredelt prosess. Alle aktiviteter og materialer som skal til for å produsere et produkt skaper et potensiale for verdi, men dette potensialet kan ikke måles før produktet blir kjøpt. Likevel det er ikke før produktet blir benyttet at den reelle verdien kan avgjøres.

Det imidlertid ikke produktet i seg selv som er verdien, men må betraktes som et middel for å oppnå en verdi. Produktet vil bare representere en verdi, og for de ulike aktørene i produktverdikjeden vil produktet representere ulike former for verdi. For brukeren er verdien funksjonen til produktet, for produsenten er produktet et middel for å tjene penger, for underleverandører er produktet et middel for å selge sine varer osv.

Det ser derfor ut for at det ikke finnes noen objektiv metode for å kvantifisere verdien til produktet. En må derfor søke etter et anvendbart uttrykk for den verdien produktet representerer. For å underlette dette arbeidet, vil det tas utgangspunkt i aspektene for verdi som WBCSD har foreslått, se vedlegg 2.

- Volum
- Masse
- Pengeverdi
- Funksjon

Innenfor rammeverket til WBCSD har Masse og volum aspektene betydningen massestrømmer og produksjonsvolum i virksomheten. Produktets verdi må ansees som uavhengig av produktets masse eller volum.

De gjenstående aspektene, pengeverdi og funksjon, er derimot anvendbare som uttrykk for verdien til produktet. Funksjonelle enheten er et uttrykk for en verdi. En indikator for produktets verdi i forhold til den funksjonelle enheten kan uttrykkes som

1

Referansestrømmen

der referansestrømmen er mengden produkt kreves til for å oppfylle den funksjonelle enheten.



Pengeverdien kan uttrykkes som pris på produktet eller pris på produktets funksjon. Den sistnevnte indikatoren kan uttrykkes som ligning 3.

$$\text{Pris på produktets funksjon} = \frac{1}{\text{Referansestrømmen}} \times \text{Pris på produktet}$$

Ligning 3: Uttrykk for pris på produktets funksjon.

De foreslåtte aspektene og indikatorene for kategorien ” Produktets verdi i produktverdikjeden” er gitt i tabell 7.

Tabell 7: Foreslåtte aspekter og indikatorer for kategorien ” Produktets verdi i produktverdikjeden”

Kategori	Aspekter	Indikatorer
Produktets verdi i produktverdikjeden	Funksjon	$\frac{1}{\text{Referansestrømmen}}$
	Pengeverdi	Pris på produktet Pris på produktets funksjon

4.3.2 Hvor i produktverdikjeden skal pengeverdien måles?

For begge de foreslåtte indikatorene for pengeverdien, er det prisen på produktet som måles. Denne prisen vil kunne endre seg etter hvor en befinner seg i verdikjeden, og derfor må det bestemmes nærmere hvor i verdikjeden prisen skal måles. Prisen kan generelt uttrykkes som i ligning 4.

$$\text{Pris} = \text{Pris fra produsent} + \sum_{n=1}^N \text{Profitt}_n$$

Ligning 4: Prisen på et produkt, der N er antall ledd i verdikjeden fra produsent til kjøper

Det er først etter produsentleddet en kan benytte betegnelsen ”produkt” på materialstrømmene i produktverdikjeden. Videre vil verdikjeden oppstrøms for produsenten bestå av en rekke materialstrømmer, noe som gjør eventuelle verdimålinger komplekse. Derfor bør pengeverdien måles nedstrøms for produsenten.

Pengeverdien på produktet vil i større grad bli differensiert jo lenger nedstrøms for produsenten en befinner seg. Grunnen er at antall involverte aktører er stigende lengre nedstrøms i produktverdikjeden, og at de ulike aktørene tar ulik profitt. Om produktet er det samme, er den opplevde verdien for brukeren uavhengig av mellomleddene. Videre vil differensieringen i bruken av produktet, gi økt kompleksitet ved å måle nedstrøms for produsenten. Om produktet er aluminium, vil dette kunne anvendes på mange ulike måter. Det vil være vanskelig å generere generelle data for produktet nedstrøms for produsenten. Derfor bør pengeverdien måles oppstrøms for distribusjonsleddet.

Dette viser at det er mest hensiktsmessige å måle pengeverdien i skjæringspunktet mellom produksjonsleddet og distribusjonsleddet, m.a.o. som prisen fra produsenten.



4.4 Produktets miljøbelastning i valgt del av produktverdikjeden

Aspekter for denne kategorien kan tenkes å være miljøbelastningen i de ulike leddene i produktverdikjeden, transporten eller hele produktverdikjeden.

For hver av disse aspektene kan en tilknytte indikatorer for miljøbelastningen. Den mest utviklede metoden for å få en systematisk oversikt over miljøbelastningen til et produkt over dets livsløp, er LCA-metodikken. Et mulig sett med indikatorer er resultatene i de effektkategoriene som benyttes i en LCA.

De mest vanlige effektkategoriene er (Guinée, *et al.*, 2000)

- Globalt oppvarmingspotensialet
- Ozonedbrytingspotensialet
- Eutrofieringspotensialet
- Forsuringspotensialet
- Fotokjemisk oksidant potensiale
- Dannelse av vintersmog
- Energi fra ikke-fornybare energikilder
- Økotoksikologi
- Human toksikologi
- Abiotisk ressurser
- Biotiske ressurser
- Arealbruk

4.5 Forslag til metode for kvantifiseringen av øko-effektivitet i produktverdikjeden

En oversikt over foreslåtte kategorier, aspekter og indikatorer for å kvantifisere øko-effektiviteten i produktverdikjeden, er dette gitt i tabell 8.



Tabell 8: Oversikt over foreslåtte kategorier, aspekter og indikatorer for å kvantifisere øko-effektiviteten i produktverdikjeden.

Kategorier	Aspekt	Indikatorer	
Produktets verdi i produktverdikjeden	Funksjon	1/Referansestrømmen	
	Pengeverdi	Pris på produktet	
		Pris på produktets funksjon	
Produktets miljøbelastning i valgt del av produktverdikjeden	Råvareuttak	Indikatorer er anvendbare for alle aspekter i denne kategorien.	Globalt oppvarmingspotensialet
	Produksjon		Arealbruk
	Distribusjon		Biotiske ressurser
	Salg		Ozonedbrytingspotensialet
	Bruk		Abiotisk ressurser
	Slutt-bruk		Human toksikologi
	Transport		Økotoksikologi
	Produktets livsløp		Energi fra ikke-fornybare energikilder
			Dannelse av vintersmog
			Fotokjemisk oksidant potensialet
	Forsuringspotensialet		
	Eutrofieringspotensialet		

Med de foreslåtte indikatorene i hver kategori, er det mulig å utarbeide øko-effektivitetsindikatorer. Ut fra øko-effektivitetsbrøken, ligning 1, vil kvantifiseringen av øko-effektiviteten i produktverdikjeden skje ved å dividere indikatoren for "Produktets verdi i produktverdikjeden" på indikatorene for "Produktets miljøbelastning i valgt del av produktverdikjeden", slik som vist i ligning 5.

$$\text{Øko-effektivitet i produktverdikjeden} = \frac{\text{"Produktets verdi i produktverdikjeden"}}{\text{"Produktets miljøbelastning i valgt del av produktverdikjeden"}}$$

Ligning 5: Forslag til uttrykk for å kvantifisere øko-effektiviteten gjennom produktverdikjeden

Dette åpner opp for mange øko-effektivitetsindikatorer, som kan generaliseres. Det foreslås 3 generelle øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden

Øko-effektivitetsindikator A:

$$\frac{1}{\frac{\text{Referansestrømmen}}{\text{IMB}}}$$

**Øko-effektivitetsindikator B:**

$$\frac{\textit{Pris på produktet}}{\textit{IMB}}$$

Øko-effektivitetsindikator C:

$$\frac{\textit{Pris på produktets funksjon}}{\textit{IMB}} = \frac{1}{\textit{Referansestrømmen}} \times \frac{\textit{Pris på produktet}}{\textit{IMB}}$$

IMB = Indikator for produktets miljøbelastning i valgt del av produktverdikjeden.

De foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne vil bli forsøkt anvendt i kapitel 6.



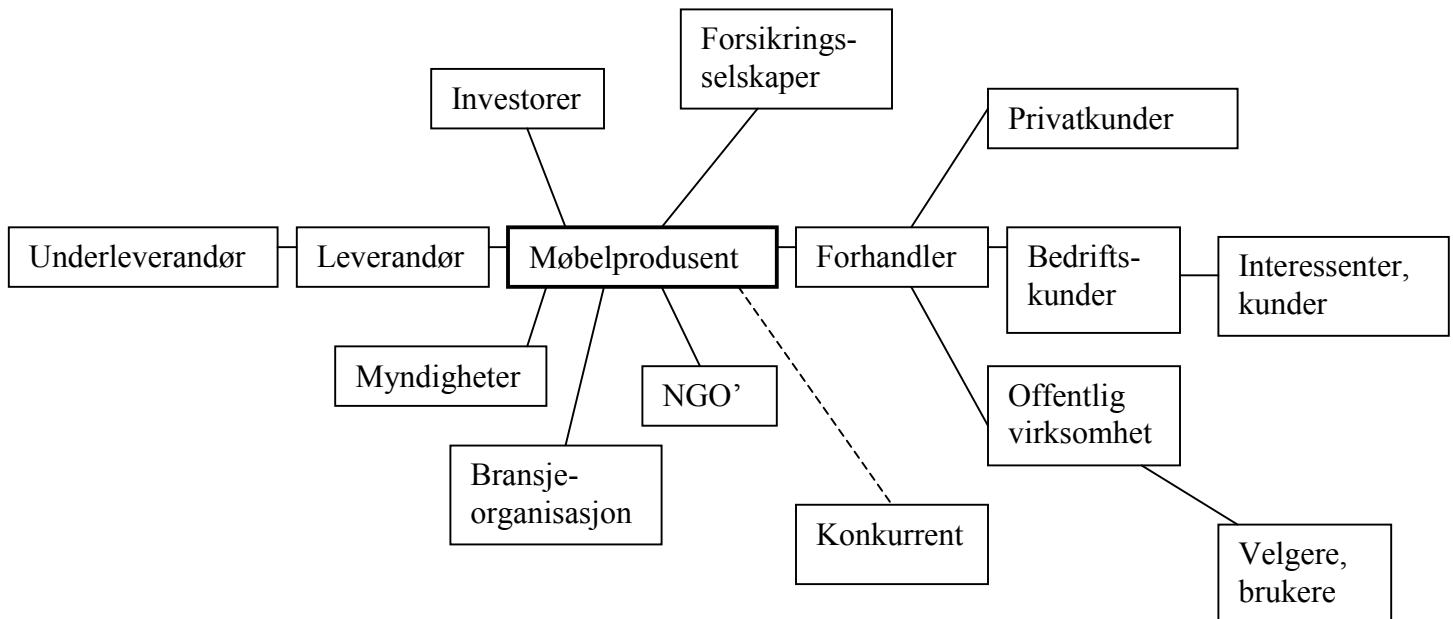
5 Ekstern anvendelsen av kvantifiseringen av øko-effektivitet over verdikjeden

Anvendelsesområdene til øko-effektivitetsindikatorer vil, som nevnt i kapittel 2.3.4, i utgangspunktet være både interne og eksterne. Den interne bruken av øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden er rettet mot arbeidet for å bedre øko-effektiviteten. Dette er omtalt i kapittel 2.3.2.

Den eksterne bruken av øko-effektivitetsindikatorer vil generelt være i å informere ulike aktører. Først må en identifisere de viktigste aktørene og deres interesser. Deretter må en kartlegge hvilke aktører som er mottakere av de ulike informasjonskanaler en kan benytte. Informasjonen må så tilpasses interessene til mottakeren av informasjonskanalen.

5.1 Ulike aktører

Klæboe har identifisert sentrale aktører for en møbelprodusent (Klæboe, 2000). Basert på dette kan en skissere de sentrale aktørene i forhold til en møbelprodusent som i figur 21.



Figur 21: En forenklet, generell oversikt over aktuelle aktører for en møbelprodusent (Modifisert etter Klæboe, 2000)

Figuren tar utgangspunkt i aktørene i den generelle produktverdikjeden. I tillegg viser figuren aktører som er viktige i forhold til møbelprodusenten, men som ikke inngår i produktverdikjeden. Figuren er forenklet, f.eks. vil myndighetene i realiteten påvirke alle de andre aktørene. Konkurrenten er vist med stripete linje fordi det er en sentral aktør, men uten direkte innflytelse på møbelprodusenten.



En kan gruppere de eksterne aktørene inn i 4 hovedgrupper

- **Finansielle aktører** : Investorer, bank, forsikringsselskaper
- **Kunder**: Forhandlere, privatkunder, bedriftskunder, offentlig virksomhet, interessenter, kunder, velgere og brukere
- **Leverandører** : Underleverandør, leverandør
- **Andre** : Myndighetene, bransjeorganisasjon, NGO'er, konkurrenter

Generelt sammenlignes miljøprestasjonen mellom to alternativer svært sjeldent av aktørene. Det viktigste er tilsynelatende å formidle budskapet om at bedriften arbeider aktivt for å redusere miljøbelastningen. Likevel kan det ikke utelukkes at slike sammenligninger blir aktuelle i fremtiden.

Det er de økonomiske sidene ved bedriften som er av interesse for de finansielle aktørene. Formålet med å informere de finansielle aktørene er å overbevise om lønnsomheten. I så måte vil kvantifisering av øko-effektiviteten i produktverdikjeden kunne vise at virksomheten har en pro-aktiv ledelse, som tenker langsiktig og dermed har gode framtidsutsikter. I tillegg vil en god miljøprofil være et tegn på at bedriften vil unngå "badwill" i markedet. Det er sannsynlig at disse aktørene vil ha størst interesse av øko-effektivitetsindikatorer med pengeverdien som uttrykk for verdien på produktet

Generelt vil kundene ønske en lavest mulig pris på produktet. Dette kan være direkte motstridene med produsentens mål med øko-effektivitet. Derfor er ikke nødvendigvis øko-effektivitetsindikatorer med pengeverdien som uttrykk for verdien på produktet, den beste måten å kommunisere miljøprestasjonen på til denne gruppen. Likevel er det fullt mulig å dra fordeler av å informere om øko-effektiviteten i produktverdikjeden til denne gruppen. Formålet må være å markedsføre bedriftens miljøsatsing i forhold til produktet og produktverdikjeden. Dette vil kunne skape "goodwill" i markedet og gi konkurransefortrinn.

Leverandørene vil sjeldent stille noen krav til produsenten. Formålet med å informere disse aktørene må være å involvere dem i arbeidet med å bedret øko-effektiviteten i produktverdikjeden. Derfor er samarbeid for å utnytte øko-effektivitetspotensialet sentralt i kommunikasjonen med denne gruppen.

De aktørene som inngår i gruppen "Andre", kjennetegnes av at de ikke har et direkte økonomisk forhold til produsenten, og er derfor den vanskeligste gruppa å forholde seg til. Noen av disse aktørene ivaretar et overordnet samfunnsansvar ved å overvåke miljøprestasjonen ved virksomheten. Om produsenten ikke tilfredsstillter visse minimumskrav, kan det utløse sanksjoner. Derfor må målet med informasjonen være å unngå "badwill", mer enn å høste "goodwill".

5.2 Informasjonskanaler for øko-effektivitet i produktverdikjeden.

Det er foreløpig ikke særlig utbredt å informere om øko-effektivitet generelt, og det er ikke registrert noen tilfeller hvor en har rapportert om øko-effektivitet for

Alexander Dahlsrud

Våren 2001



produktverdikjeden. Derimot eksisterer det flere ulike informasjonskanaler bedriften kan benytte for å formidle informasjon om øko-effektiviteten for produktverdikjeden. De vanligste informasjonskanalene er årsrapport, miljøvaredeklarasjon, miljørapportering og internett side.

5.2.1 Årsberetning

Årsberetningen er en årlig oppsummering av virksomheten ved en bedrift, og er i hovedsak beregnet på finansielle aktører. Derfor bør miljøinformasjon som ansees som interessant for disse rapporteres her. Det er utarbeidet en foreløpig norsk standard for hvordan miljøforhold skal rapporteres i årsberetningen, der øko-effektivitet ikke nevnes (Norsk Regnskaps Stiftelse, 1999). Disse retningslinjene anses som minimumskrav, og dermed er det rom for å rapportere om øko-effektive produktverdikjeder. Informasjonen bør være kort og konsis; det er det overordnede bilde som er det viktigste, ikke de tekniske detaljene.

5.2.2 Miljøvaredeklarasjon

Miljøvaredeklarasjoner er beskrevet i kapittel 2.5. Målgruppen er bedriftskunder og særlig interesserte privatkunder. En kan derfor anta at kompetansenivået er høyt og at målgruppen er mer interessert i tekniske detaljer enn andre målgrupper.

ISO TR14025 fastsetter at en MVD skal gi miljøinformasjon om produktet basert på en LCA. Dermed er det ingen hindringer å basere MVD på øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden.

Fordelen med å rapportere om øko-effektiviteten i produktverdikjeden gjennom en MVD, er at den er produktspesifikk. Dermed har en samlet all miljø-info om produktet på samme plass.

5.2.3 Miljørapportering

De vanligste måtene å rapportere bedriftens miljøaspekter på er i en HMS-rapport, miljørapport eller bærekraftighetsrapport. Målgruppen for disse rapportene er alle aktørene som viser interesse for miljøforholdene ved virksomheten, det være seg konkurrenter, myndigheter, NGO'er eller kunder.

Det eksisterer standarder og retningslinjer for denne typen rapporter, men de er generelt mer fleksible enn MVD standardene. Denne informasjonskanalen antas som godt egnet for å rapportere om øko-effektivitet i produktverdikjeden. I vedlegg 5 er det vist hvordan Norsk Hydro informerer om øko-effektivitet i sin miljørapport fra 1999.

5.2.4 Internett sider

Dette er kanskje den informasjonskanalen som har den bredeste målgruppen. Eneste fellestrekk for mottakerene er at de aktivt oppsøker informasjonen. Derimot er barrieren for å oppsøke denne typen informasjon lavere enn for de andre informasjonskanalene. Derfor er en internett side antagelig mer avgjørende for at virksomheten skal fremstå som åpen om sitt miljøarbeid, enn de andre informasjonskanalene.

Alexander Dahlsrud
Våren 2001



Det eksisterer ingen standarder eller retningslinjer for hvordan en slik side skal utformes, men det er vanlig at de andre informasjonskanalene er tilgjengelige. I tillegg gir denne kanalen mulighet for kontinuerlig oppdatering av informasjonen.



6 Case: kvantifisering av øko-effektivitet i produktverdikjeden til ERGO m/vipp

Den foreslåtte metoden for å kvantifisere øko-effektiviteten i produktverdikjeden vil bli anvendt på stolen ERGO m/vipp, produsert av Helland Møbler AS i Stordal, Norge. Bakgrunnen for dette valget ligger i tilgjengelig datamateriale i form av en LCA (Brekke & Klæboe, 2001)

ERGO m/vipp er et såkalt helsemøbel og er beregnet for personer med redusert bevegelse og er derfor utstyrt med hjul og vipp. Stolen har med andre ord også egenskaper tilnærmet gyngestol og rullestol.

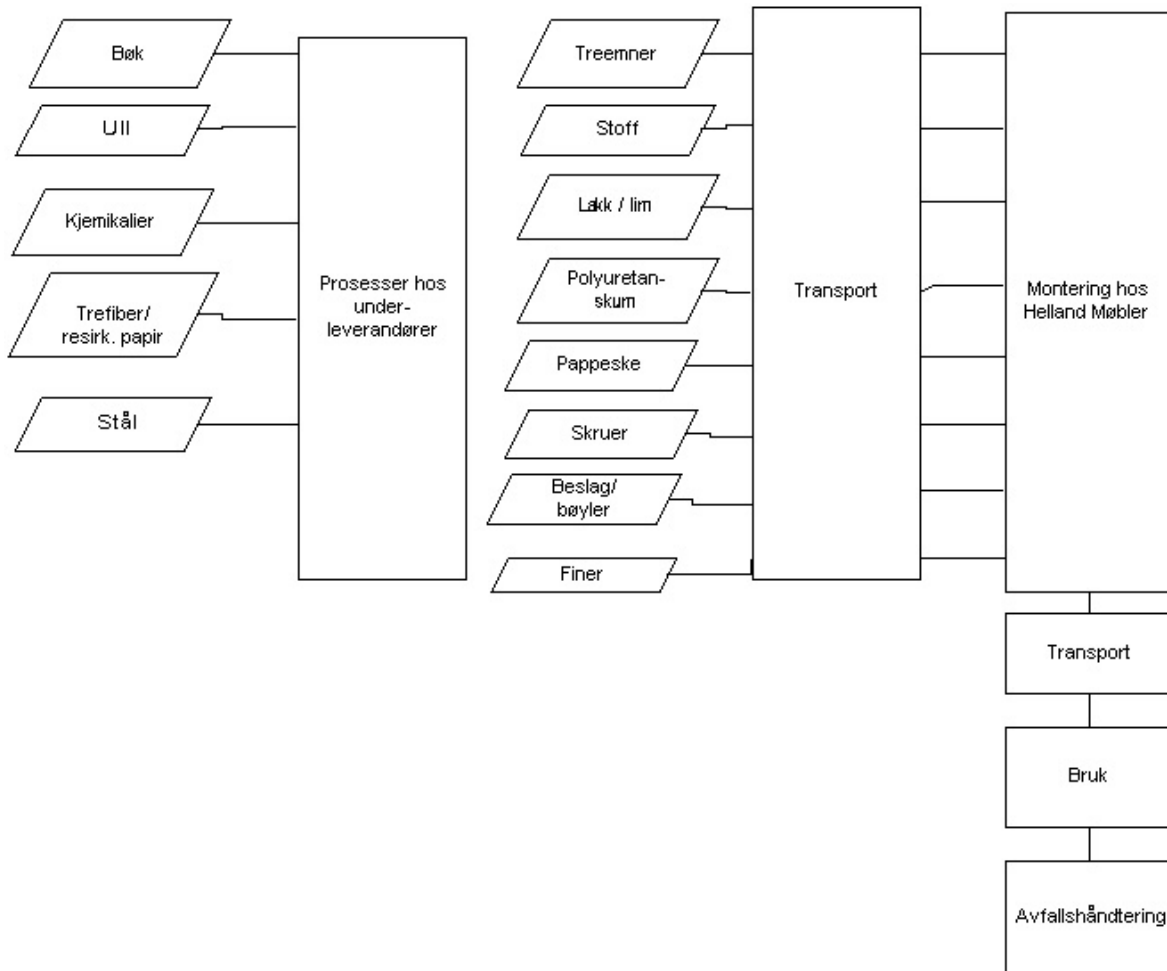
ERGO m/vipp består av to vanger av tre, et sete av formstøpt polyuretanskum og en rygg av formstøpt polyuretanskum over en stålramme. På grunn av stolens vippe- og rullefunksjon inneholder den også vippebeslag og skyvestenger i stål. Sete og rygg er trukket i ullstoff. Den totale vekten ERGO m/vipp er 29 kilo og de viktigste materialene er gitt i tabell 9.

Tabell 9. Mengden av de materialer med størst andel i en stol av typen ERGO.

Materiale	Vekt [kg]	Vekt [%]	I hvilke deler av stolen
Stål	13,7	47	Rørramme, vippebeslag, skyvestenger og skruer
Bøk	6,6	23	Vanger og sarger
Polyuretanskum	2,9	10	I rygg og sete
Furu	1,1	4	Seteramme
Ull	1,3	4,5	Trekk til sete og rygg

De fleste delene er prefabrikkerte, og det er hovedsakelig montering som foregår i lokalene til Helland Møbler AS.

For LCA'en av ERGO m/vipp er det benyttet et system som vist i figur 22. Figuren synes å være noe upresis, og illustrerer ikke de faktiske systemgrensene særlig godt. Det er en svakhet ved figuren av det mangler forbindelseslinjer mellom elementer i flytskjemaet.



Figur 22: Systemgrensene benyttet i livssyklusanalysen for ERGO m/vipp (Brekke & Klæboe, 2001)

Systemavgrensningen i LCA-rapporten for ERGO m/vipp kan vurderes ut fra de 3 generelle systemgrensevalgene nevnt i kapittel 3.3.

Grensen mellom systemet i undersøkelsen og omgivelsene.

Alle utslippene i livsløpet er behandlet som om skulle skje i Norge. Data'ene bygger på eksisterende prosesser og dagens teknologi. Levetiden til ERGO m/vipp er oppgitt til 15 år. Utslipp forbundet med skogbruk er ikke inkludert i undersøkelsen.

Grensen mellom relevante og irrelevante prosesser

I LCA er det ikke benyttet generelle "cut-off" kriterier. Likevel er "veldig små massestrømmer" og strømmer der det ikke eksisterer data utelukket.

Grensen mellom systemet i undersøkelsen og andre beslektede systemer.



Produksjon av maskiner og kjøretøy, samt utslipp i forbindelsen med ansattes arbeidsvei er utelukket fra systemet. Allokering har vært benyttet i forbindelse med transport.

Systemgrensen som er omtalt i LCA-rapporten er uklare, og det kommer ikke godt frem hvilke prosesser som er inkludert eller ikke. Det er uklart om en inkluderer f.eks. produksjonen av stål, eller om en bare inkluderer bearbeidingen av stål.

Det må imidlertid presiseres at denne LCA ikke er utført med tanke på å utvikle øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden til ERGO m/vipp, og at rapporten ikke er ferdig utformet.

Den funksjonell enhet i LCA'en er definert som "en sitteløsning for en eldre eller ufør person". Dette er en vidt definert funksjonell enhet, og konsekvensen vil være at en da kan sammenligne ERGO m/vipp med en vanlig kjøkkenstol, noe som ikke synes riktig.

En noe bedre funksjonell enhet kan være "en sitteløsning, med rulle og vippe funksjon, for en bevegelseshemmet person, i 15 år", der en presiserer kvaliteten noe bedre og angir levetid. Den kanskje viktigste kvaliteten til en stol, ergonomiske egenskaper, er vanskelig å vurdere og dermed vanskelig å inkludere i en funksjonell enhet.

Salgsprisen fra Helland Møbler AS er 11 309 NOK per 23/05-2001 (Personlig kommunikasjon med Leif Solnor, Helland Møbler AS)

Resultatene fra livssyklusanalysen for ERGO m/vipp er gitt i tabell 10.

Tabell 10: Resultatene fra LCA'en til ERGO m/vipp (Brekke & Klæboe, 2001)

Effektkategorier	Mengde	Enhet
Globalt oppvarmingspotensialet	89.2	kg CO ₂ -ekv
Ozonedbrytingspotensialet	3.22 x 10 ⁻⁶	kg R11-ekv.
Eutrofieringspotensialet	0.030	kg PO ₄ -ekv.
Forsuringspotensialet	0.262	kg SO ₂ -ekv.
Fotokjemisk oksidant potensiale	0.031	kg eten-ekv.
Dannelse av vintersmog	0.257	kg SO ₂ -ekv.
Energi fra ikke-fornybare energikilder	1263	MJ

Av disse vurderer LCA-rapporten at det bare er "Globalt oppvarmingspotensialet", "Forsuringspotensialet", "Dannelse av vintersmog" og "Energi fra ikke-fornybare energikilder" som har utgjør noen miljøpåvirkning av betydning.

På linje med kapittel 4 er det mulig å oppsummere de indikatoren en kan benytte i en øko-effektivitetsindikatorer. En slik oppsummering er gitt i tabell 11.



Tabell 11: Oppsummering av nødvendige data for å kalkulere øko-effektivitetsindikatorerne for produktverdikjeden til ERGO m/vipp

Kategorier	Aspekt	Indikatorer	
Produktets verdi i produktverdikjeden	Funksjon	1/Referansestrømmen	En sitteløsning for en eldre eller ufør person
	Pengeverdi	Pris på produktet	11 309 NOK
Miljøbelastning for valgt del av produktverdikjeden	Produktets livsløp	Globalt oppvarmingspotensialet	89.2 kg CO2-ekv
		Energi fra ikke-fornybare energikilder	1263 MJ
		Dannelse av vintersmog	0.257 kg SO2-ekv
		Forsuringspotensialet	0.262 kg SO2-ekv

Disse data'ene kan benytte for å uttrykke de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne i kapitel. På grunn av svakhetene med den valgte funksjonelle enheten, er det på dette caset mest hensiktsmessig å benytte øko-effektivitetsindikator B.

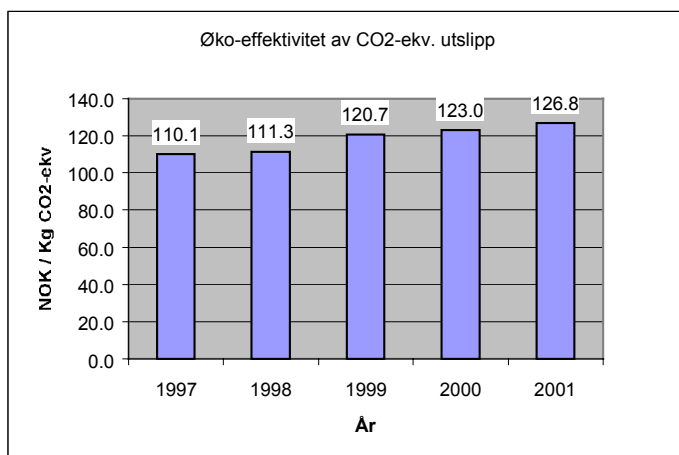
Resultatene fra kvantifiseringen av øko-effektiviteten til ERGO m/vipp gjennom produktverdikjeden er gitt i tabell 12.

Tabell 12: Øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden til ERGO m/vipp

Øko-effektivitetsindikator	Måltall for øko-effektiviteten	Benevning
Pris/ Globalt oppvarmingspotensialet	126,8	NOK/ kg CO2-ekv
Pris/ Energi fra ikke-fornybare energikilder	8,95	NOK/MJ
Pris/ Dannelse av vintersmog	43 180	NOK/ kg SO2-ekv
Pris/ Forsuringspotensialet	44 038	NOK/ kg SO2-ekv

Kvantifiseringen av øko-effektiviteten til ERGO m/vipp over produktverdikjeden er oppsummert i en øko-effektivitetsprofil etter mal fra WBCSD, se vedlegg 6.

En fiktiv utviklingen av øko-effektiviteten over tid kan illustreres som i figur 23.



Figur 23: Fiktiv utvikling av øko-effektiviteten i verdikjeden til ERGO m/vipp

Helland Møbler AS kan benytte alle 4 informasjonskanalene nevnt i kapittel 5.2 for å informere om øko-effektiviteten i produktverdikjeden. På grunn av lite kunnskap om bedriften, er det ikke mulig å utarbeide konkrete eksempler på hvordan denne informasjonen kan utformes.

I årsberetningen bør det kort forklares at Helland Møbler AS er med i forskningsprosjektet "Øko-effektive møbler" i regi av P2005 og kort hva som er målet for prosjektet. I tillegg bør det gis en kort oppsummering av de foreløpige resultatene, deriblant de øko-effektivitetsindikatorerne for produktverdikjeden bedriften ønsker å benytte.

Helland Møbler AS har utgitt en miljørapport for 2000, der de opererer med egenutviklede miljøprestasjonsindikatorer, se vedlegg 7. Her vil det være naturlig å beskrive aktivitetene i forbindelse med "Øko-effektive møbler" i litt mer detalj. I tillegg kan det inkluderes et nytt kapittel i miljørapporten som tar for seg produktene. Der bør eventuelle øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden rapporteres, og helst bør utviklingen over tid vises grafisk.

I forbindelse med "Øko-effektive møbler" er det utarbeidet et forslag til MVD for ERGO m/vipp, se vedlegg 8. For å ligge innenfor rammene av de retningslinjene som er utarbeidet for MVD, bør de fire aktuelle øko-effektivitetsindikatorerne rapporteres slik som i tabell 12. Det er også mulig å inkludere utviklingen over tid, slik som i figur 23, men av plasshensyn bør dette kun gjøres for utvalgte øko-effektivitetsindikatorer.

Helland Møbler AS har en egen miljöside på internett (<http://www.helland.no/innhold/norsk/miljo.htm>). Her bør årsberetningen, miljørapporten og MVD ligge tilgjengelig. Videre bør det vurderes å ha en "nyhetsliste", slik at en kan fortløpende oppdatere seg på bedriftens miljøarbeid. Øko-effektivitets indikatorerne bør ligge fremme på sida.



7 Oppsummering og diskusjon

7.1 Oppsummering

I denne studien er det foreslått 3 generelle øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden

Øko-effektivitetsindikator A:

$$\frac{1}{\frac{\text{Referansestrømmen}}{IMB}}$$

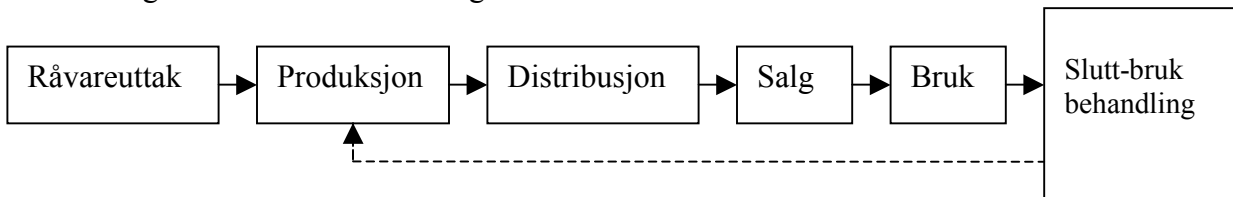
Øko-effektivitetsindikator B:

$$\frac{\text{Pris på produktet}}{IMB}$$

Øko-effektivitetsindikator C:

$$\frac{\text{Pris på produktets funksjon}}{IMB} = \frac{1}{\frac{\text{Referansestrømmen}}{IMB}} \times \text{Pris på produkt}$$

Den foreslåtte metoden for å kvantifisere øko-effektiviteten i produktverdikjeden baserer seg i stor grad på LCA-metodikk og resultatene derfra. Det systemet som benyttes i en LCA kan generelt illustreres som figur 24.



Figur 24: Generelt system benyttet i en LCA

7.2 Diskusjon

De foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne kan grupperes inn som sensitive eller ikke-sensitive ovenfor endringer i produktfunksjonen, slik som i tabell 13.



Tabell 13: Gruppering i ikke-sensitive og sensitive øko-effektivitetsindikatorer.

Ikke-sensitive øko-effektivitetsindikator	Sensitive øko-effektivitetsindikatorer
$\frac{\textit{Pris på produktet}}{\textit{IMB}}$	$\frac{1}{\frac{\textit{Referansestrømmen}}{\textit{IMB}}}$
	$\frac{\textit{Pris på produktets funksjon}}{\textit{IMB}}$

De foreslåtte øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden vil ha forskjellige egenskaper. Dette vil bli belyst ved å diskutere hvorvidt de ulike øko-effektivitetsindikatorer tilfredsstiller kravene i kapittel 4.1.

7.2.1 Ta hensyn til næringslivets iboende mangfold.

De foreslåtte øko-effektivitetsindikatorer er fleksible og vil kunne anvendes av alle deler av næringslivet og ulike typer produkter. Eneste potensielle hinder er LCA, men de retningslinjene som eksisterer idag, gjør at denne metodikken er anvendbar på nær sagt alle produkter/funksjoner. Likevel er metoden så ressurskrevende at det vil kunne være et hinder for små- og mellomstore bedrifter

7.2.2 Støtte benchmarking og overvåkning over tid.

En øko-effektivitetsindikator kan aldri bli bedre til benchmarking enn det datagrunnlaget tillater. I dagens situasjon er det knyttet store svakheter til å benytte resultatene fra en LCA til benchmarking.

En benchmarking må være basert på de sensitive øko-effektivitetsindikatorer, fordi en sammenligning mellom to produkter bare er valid om dette gjøres på bakgrunn av felles egenskaper. Hensikten med benchmarkingen vil være avgjørende for hvilken av de sensitive øko-effektivitetsindikatorer som vil være mest egnet.

Når en overvåker utviklingen i produktets øko-effektivitet vil en på et visst tidspunkt måtte stille spørsmålet om en sammenligner det samme produktet. En av øko-effektivitetstrategiene er nettopp å endre produktets design. Om en skal basere øko-effektivitetsindikatorer på et produkt, må en ta stilling til hvor grensen er for at to ulike design skal defineres som samme produkt. Om en skal basere øko-effektivitetsindikatoren på at produktet er identisk over tid, blir potensialet for å bedre øko-effektiviteten begrenset til prosess-optimalisering.

Derfor bør en øko-effektivitetsindikator for produktverdikjeden ta utgangspunkt i produktets funksjon, slik som de sensitive øko-effektivitetsindikatorer til en viss grad gjør. Likevel må det nevnes at den funksjonelle enheten gir en begrenset beskrivelse av produktets funksjon.



En overvåkning krever periodisk oppdatering av datagrunnlaget for øko-effektivitetsindikatoren. Med de store datamengdene som er nødvendig for å gjennomføre en LCA, er dette et ressurskrevende arbeid. Imidlertid kan dette forenkles noe ved å etablere gode forbindelser med dataleverandørene, og utarbeide et system der oppdateringen kan gjøres enkelt. Dette gjelder for alle de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne

7.2.3 Være klart definert, målbar, gjennomsiktige og verifiserbar.

Den foreslåtte metoden baserer seg på 3 sentrale faktorer, pris fra produsent, resultatene fra LCA og referansestrømmen. Pris fra produsenten er en faktor som er enkel å verifisere og vanskelig å manipulere. Livssyklusanalysen etterstreber verifiserbarhet og åpenhet, men krever likevel et høyt kompetansenivå. På bakgrunn av problemene med klare systemgrenser, vil være vanskelig å hevde at en LCA er klart definert.

Referansestrømmen er av avgjørende betydning for den foreslåtte metoden, og ansees som den faktoren det er enklest å manipulere.

Denne kritikken vil være gjeldende for alle metoder som benytter LCA som datagrunnlag. De foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne vurderes å være tilfredsstillende i forhold til dette kravet.

7.2.4 Være forståelig og meningsfulle for identifiserte aktører.

Betydningene av de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne er enkel å forstå; jo høyere verdi på øko-effektivitetsindikatoren, dess bedre er øko-effektiviteten. Metodikken som er bakgrunnen for øko-effektivitetsindikatorerne er derimot mer komplisert. Igjen bygger dette på at datamaterialet er hentet fra en LCA.

Produsenten og kundene er de aktørene som vil ha størst interesse av øko-effektivitetsindikatoren. De andre aktørene er i ikke i særlig grad interessert i selve øko-effektivitetsindikatorerne, men mer interessert i øko-effektivitetsindikatoren som et uttrykk på at bedriften har en generelt god miljøprofil.

En øko-effektivitetsindikator kan bare være meningsfull i forhold til et behov. For produsenten vil de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne kunne dekke ulike behov, både i eksterne og interne sammenhenger.

For kunden er behovet hovedsakelig å sammenligne ulike løsninger for å finne det alternative som passer best ut fra de kriteriene kunden setter. Med samme argumentasjon som for benchmarking, vil derfor de sensitive øko-effektivitetsindikatorerne være mest meningsfulle.

Kunden ønsker funksjonen billigst mulig og med lavest mulig miljøbelastning. Øko-effektivitetsindikatorerne B og C vil være en lite egnet øko-effektivitetsindikator i forhold til dette, da den gir høyt utslag jo dyrere produktet er om miljøbelastningen er lik. Ved å benytte pris fra produsent som verdiindikator blir øko-effektivitet vurdert ut fra den



verdien produktet representerer for produsenten. Dette er ikke nødvendigvis meningsfullt for kunden.

Generelt vil ikke kunden basere seg på kun miljøfaktorer ved innkjøp. Både kvalitet og pris vil i ulik grad være avgjørende. Øko-effektivitetsindikator C vil ikke kunne gi noen klare anbefalinger ut fra kundenes ønske. Kunden vil ønske å ha miljøprestasjonen utslørt, slik at en kan kombinere dette med andre vurderinger ved innkjøp. Derfor kan det synes som om øko-effektivitetsindikator A vil være den mest interessante for kunden

Det er imidlertid lite som tyder på at kundene bruker miljøprestasjonsindikatorer på denne måten i dag. Derimot er det mulig at en slik bruk vil bli vanlig når LCA-metodikken er blitt mer egnet til benchmarking.

7.2.5 Være relevant og meningsfulle med tanke på å beskytte miljøet og helse og/eller forbedre livskvalitet.

Dette kravet må tolkes dithen at øko-effektivitetsindikatorerne må være sensitive ovenfor endringer i øko-effektiviteten og ikke-sensitive ovenfor endringer som ikke bidrar til bedret øko-effektivitet.

For å illustrere dette, vil det blir tatt utgangspunkt i ulike scenario.

Scenario 1

Det utvikles en ny prosess, slik materialer i et produkt som tidligere ble deponert, nå kan resirkuleres lønnsomt og gi mindre miljøbelastning enn å utvinne råmaterialet. Det er på det rene at dette produktet er blitt mer øko-effektivt enn tidligere. Dette kommer til en viss grad frem gjennom reduserte miljøbelastninger. Men gjenvinning/gjenbruk av materialene vil også representere en verdiøkning, som i liten grad gjenspeiles i prisen fra produsenten.

Om produktet er omfattet av utvidet produkt ansvar (EPR), vil produsenten ha økonomisk ansvar også nedstrøms i verdikjeden. Avhengig av hvordan EPR-systemet er utformet, vil lønnsomheten i slutt-bruk fasen kunne ha betydning for prisen fra produsent. Om det utvikles nye prosesser der materialene i produktet kan gjenvinnes/gjenbrukes lønnsomt, vil slutt-bruk fasen utgjøre en mindre kostnad. Dette kan resultere i lavere pris på produktet, som igjen kan gi lavere øko-effektivitetsindikatorerne, til tross for at den reelle øko-effektiviteten kan ha økt. I slike tilfeller vil øko-effektivitetsindikator B og øko-effektivitetsindikator C ikke gjenspeile den reelle endringen i øko-effektiviteten.

Scenario 2

En har to identiske produkt, D og E. Eneste forskjell er at produkt E har lengre avstanden fra produsent til bruker. Da er verdien av produktene like, men miljøpåvirkningen større for produktet E. Dermed er øko-effektiviteten til produkt D best. For at dette skal reflekteres i øko-effektivitetsindikatoren, bør kostnadene forbundet med transport ikke omfattes av verdiindikatoren. Dette ser ut til å være bra dekket av den foreslåtte øko-



effektivitetsindikatoren fordi prisen settes hos produsenten. En er da avhengig om prisen på transport inkluderes i denne prisen.

Scenario 3

En har to produkt med samme funksjon, D og E. Rasjonelt sett har produktene dermed også samme verdi. Produkt D koster 100 NOK og slipper ut tilsvarende 100 CO₂-ekv. Produkt E koster 250 NOK, men slipper ut 200 CO₂-ekv. Både pris og utslipp tilsier at produkt D er det beste valget, men basert på øko-effektivitetsindikatoren er E det foretrukne valget. Dette illustrerer en svakhet ved øko-effektivitetsindikator B og øko-effektivitetsindikator C, som benytter pengeverdi som uttrykk for verdien på produktet. Det er en rekke andre faktorer enn verdien av produktet som bestemmer prisen.

Scenario 4

Produkt D og E har samme funksjon, pris, miljøpåvirkning i verdikjeden, og neglisjerbar miljøpåvirkning i bruksfasen. Levetiden til produkt E er 4 ganger så lang som produkt D. Der med er den reelle øko-effektiviteten til produkt E fire ganger så høy som for produkt D. Her vil øko-effektivitetsindikator A ikke vise forskjell mellom produkt D og E, mens øko-effektivitetsindikator A og øko-effektivitetsindikator C vil reflektere den reelle forskjellen i øko-effektiviteten.

Sensitiviteten for de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne i hvert scenario er oppsummerte i tabell 14.

Tabell 14: Oppsummering av øko-effektivitetsindikatorernes sensitivitet i de ulike scenario.

Scenario	Øko-effektivitetsindikatorer		
	Ikke-sensitive	Sensitive	
	B	C	A
1	Dårlig	Dårlig	Ok
2	OK	OK	Bra
3	Dårlig	Dårlig	Bra
4	Dårlig	Bra	Bra

7.2.6 Informere beslutningstaking for å forbedre produktverdikjedens øko-effektivitet.

Det er, i kapittel 7.2.2, argumentert for at det er de sensitive øko-effektivitetsindikatorerne som gir størst incentiver for å innløse det potensialet for bedret øko-effektivitet i produktverdikjeden.

For produsenten er det høyst sannsynlig at øko-effektivitetsindikator C vil være av størst interesse. Dette fordi denne øko-effektivitetsindikatoren tar hensyn til verdiskapningen i bedriften i større grad enn de andre øko-effektivitetsindikatorerne.



8 Konklusjon

Det er utarbeidet et forslag til å kvantifisere øko-effektiviteten gjennom produktverdikjeden ved hjelp av 3 generelle øko-effektivitetsindikatorer. Det er i korte trekk beskrevet hvordan denne typen informasjon kan bli benyttet i ekstern kommunikasjon. Dette er eksemplifisert i et case.

De største utfordringene for de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne synes å være knyttet til LCA metodikken og pengeverdi som uttrykk for verdien. De foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne vil aldri bli mer sikre enn datagrunnlaget de bygger på. Derfor blir den foreslåtte metoden for å kvantifisere øko-effektiviteten i produktverdikjeden, best egnet for intern bruk og kontinuerlig forbedring av produktverdikjeden, framfor sammenligning med andre produktverdikjeder.

På bakgrunn av diskusjonen kan det virke som om de sensitive øko-effektivitetsindikatorerne i de fleste sammenhengene er bedre egnet til å uttrykke øko-effektiviteten enn de ikke-sensitive øko-effektivitetsindikatorerne.

Det har til dels vært problematisk å besvare hvordan denne typen informasjon kan benyttes i ekstern kommunikasjon. Det er delvis uklart hvilke effekter en bedret øko-effektivitet har for ulike aktører og i forhold til bærekraftig utvikling.

Diskusjonene og caset tyder på at de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne er anvendbare. Imidlertid må det gjennomføres en grundigere testing av de foreslåtte øko-effektivitetsindikatorerne, for å kunne ta stilling til hvor gode de er.

Videre bør det kartlegges hvilken nytteverdien øko-effektivitetsindikatorer for produktverdikjeden har for ulike aktører. Det bør også etterstrebes å gjøre øko-effektivitetsindikatorerne mer anvendelig for å sammenligne ulike alternativer.



Referanser

Litteratur

The Antidote online, ""What is aught, but as 'tis valued?" – William Shakespear", september 1997

Asbjørnsen, O.A., "Menneskelige faktorer i den tekniske utvikling", SINTEF seminar, Kjemiavdelingen, NTH, Trondheim, Norway, 1978

Askim, T., Wang, L., "Bærekraftig utvikling - verdimesssige utfordringer og problemstillinger", T-1304, Miljøverndepartementet, 1999

Bras, B., "Current educational status, interaction with industry, and the future of sustainable development" in NTVÅ-report 2, "Industrial ecology and sustainable product design", The Norwegian Academy of Technological Science, Norway, 1996

Brattebø, H., "State of the art – industriell økologi", Norges Forskningsråd, 1998

Brekke, A., Klæboe, G., "En livsløpsvurdering av helsemøbelet Ergo m/vipp", NTNU, 2001

Cloud, P., "Entropy, materials and posterity", Geologische Rundschau, vol. 66, 1977

Curran, M.A., "Environmental Life-cycle assessment", McGraw-Hill, 1996

Declaration of the United Nation confarence on human environment, Stockholm, 1972

Dreyer, H.C., et al., "Gjennomgående leveringsservice i verdikjede - eksempel fra Macks Ølbryggeri AS", STF38 A00604, SINTEF, 2000

Ehrenfeldt, J., "Industrial Ecology: A strategic framework for product policy and other sustainable practices", The second international conference and workshop on product oriented policy, Stockholm, 1994

Ekvall, T., et al., "Allocation in ISO 14041 – A critical review", Journal of Cleaner Production, Volume 9, Issue 3, 2000

Erkman, S., "Industrial ecology: A historical view", Journal of Cleaner Production, Volume 5, Issues 1-2, 1997



- European Environment Agency**, "Making sustainability accountable: Eco-efficiency, resource productivity and innovation", København, 1998
- Frosch**, R., Gallopoulos, N., "Strategies for Manufacturing", Scientific American, September 1989
- Garner**, A., Heoleinan, G.A., "Industrial Ecology: An introduction", NPPC, 1995
- Graedel**, T.E., Allenby, B.R., "Industrial ecology", AT&T, 1995
- GRIP**, "En veileder i miljøeffektive innkjøp", 2. utg, GRIP, 1999
- Guinée**, J.B., *et al.*, "Life cycle assessment – an operational guide to the ISO standard – scientific backgrounds", Center of environmental science, Leiden University, 2000
- Hertwich**, E.G., *et al.*, "A Theoretical Foundation for Life-Cycle Assessment: Recognizing the Role of Values in Environmental Decision Making.", Journal of Industrial Ecology, 4(1), MITPress, Boston, 2000
- Holdren**, J., "Integrated assessment for energy-related environmental standards: A summary of issues and finding", LBL report 12799, Berkley, 1980
- ISO 14021:1999**, "Environmental labels and declarations – Self-declared environmental claims (Type II environmental labelling)"
- ISO 14024:1999**, "Environmental labels and declarations – Type I environmental labelling – Principles and procedures"
- ISO 14041:1998**, "Environmental management – Life cycle assessment – Goal and scope definition and Inventory analysis"
- ISO/TR 14025:1999**, "Environmental labels and declarations – Type III environmental declarations"
- Jensen**, A.A., *et al.*, "Life cycle assessment (LCA) – A guide to approaches, experiences and information sources", dk.TEKNIK Energy & Environment, Søborg, Denmark, 1997
- Journal of Industrial Ecology**, Backpage, 1(1), MITPress, Boston, 1997
- Keffer**, C., *et al.*, "Eco-efficiency indicators & reporting – Report on the status of the project – a basis for the final printed report", WBCSD, 2000
- Klæboe**, G., "Møbler, markedskrav og miljøinformasjon – En gjennomgang og vurdering av ulike merke- og dokumenteringsordninger for møblers miljøprestasjon", NTNU, 2000



- Lehni, M.**, "WBCSD project on eco-efficiency metrics & reporting – State-of-play report", WBCSD, 1998
- Lindfors, L-G., et al.**, "Nordic guidelines on life-cycle assessment", Nord 1995/20, The Nordic Council, Stockholm, 1995
- Lov om offentlige anskaffelser**, 16.07.1999 nr. 69
- Meadows, D., et al.**, "Limits to growth", Univers Books, 1972
- Methi, N.**, "Miljøvernets plass i hverdagslivet – intervjuer med utvalgte forbrukere", SIFO rapport nr. 8 - 2000
- NIMA rådgivning AS**, "Miljøkrav og offentlige innkjøp – et studie av 6 offentlige virksomheter i Norge, Sverige og Danmark", GRIP, 1997
- Norges forskningsråd** "Bærekraftig utvikling – øko-effektivitet og industriell utvikling", 2000,
- Norsk Regnskaps Stiftelse**, "Foreløpig Norsk RegnskapsStandard for Årsberetning (November 1999)", 1999
- NS-EN ISO 14040:1997**, "Miljøstyring – livsløpsvurdering – prinsipper og rammeverk",
- OECD**, "Eco-efficiency", Paris 1998
- Porter, M.**, "Competitive Advantages", New York: Free Press, 1985
- Schaltegger, S., Sturm, A.**, "Ökologische Rationalität", Die Unternehmung, Nr 4, 1990
- Schmidheiny, S.**, "Changing Course", MITPress, Cambridge, MA 1992
- Schmidheiny, S.**, "Eco-efficiency – creating more value with less impact", WBCSD, 2000
- Shavelson, R., et al.**, "What are educational indicators and indicator systems?", ERIC Clearinghouse on Tests, Measurements and Evaluation, 1991
- Svenska miljöstyrningsrådet**, "Requirements for environmental product declaration, EPD – An application of ISO TR 14025 type III environmental declaration", 2000
- Tibbs, H.**, "Industrial Ecology: An environmental agenda for industry", Global Business Network, 1992



Tillman, A-M., et al., ”Choice of system boundaries in life cycle assessment”, Journal of Cleaner Production, Volum 2, Issue 1, 1994

USEPA, ”Environmental labeling – Issues, policies and practises world wide”, EPA 742-R-98-009, 1998

Verdenskommisjonen for miljø og utvikling, ”Vår felles framtid”, Tiden Norsk Forlag, 1987

Verfaille, H.A., ”Measurig eco-efficiency – a guide to reporting company performance”, WBCSD, 2000

WBCSD, ”Business as part of the solution”, 1996

WBCSD, ”Eco-efficiency – creating more value with less impact”, 2000

WBCSD, ”Eco-efficient Leadership”, Geneve 1996

Wrisberg, N., et al., ”A strategic research programme for life cycle assessment – Final document for the concerted action LCANET”, Center for environmental science, Leiden University, 1997

Internett

<http://www.miljostyrning.se/document/kurser/miljomarkn.doc>, 23/05-2001

<http://www.helland.no/innhold/norsk/miljo.htm>, 23/05-2001

Personlig kommunikasjon

Langtvvet, Espen, fagrådgiver, Seksjon for bærekraftig utvikling, SFT

Solnor, Leif, Helland Møbler AS



Vedleggsliste

Vedlegg 1: Oversikt over bedrifter som har deltatt i WBCSDs pilotprosjekt

Vedlegg 2: WBCSDs foreslåtte kategorier, aspekter og indikatorer

Vedlegg 3: Øko-effektivitetsprofil for Toyota Motor Corporation

Vedlegg 4: MVD for Portland sement fra Norcem AS

Vedlegg 5: Utdrag fra Norsk Hydro sin miljørapport 1999

Vedlegg 6: Øko-effektivitetsprofil for ERGO m/vipp

Vedlegg 7: Miljørapport 1999, Helland Møbler AS

Vedlegg 8: Forslag til MVD for ERGO m/vipp

Vedlegg 1:

Oversikt over bedrifter som har deltatt i
WBCSDs pilotprosjekt

Vedlegg 2:

WBCSDs foreslåtte kategorier, aspekter
og indikatorer

Vedlegg 3:

Øko-effektivitetsprofil for Toyota Motor Corporation

Vedlegg 4:

MVD for Portland sement fra Norcem
AS

Vedlegg 5:

Utdrag fra Norsk Hydro sin miljørapport
1999

Vedlegg 6:

Øko-effektivitetsprofil for ERGO m/vipp

Vedlegg 7:

Miljørappport 1999, Helland Møbler AS

Vedlegg 8:

Forslag til MVD for ERGO m/vipp