

Rådet vedrørende genanvendelse og mindre
forurenende teknologi

Status for LCA i Danmark 2003

Introduktion til det danske LCA metode- og
konsensusprojekt

April 2004

Erik Hansen

COWI

Rådet vedrørende genanvendelse og mindre
forurenende teknologi

Status for LCA i Danmark 2003

Introduktion til det danske LCA metode- og
konsensusprojekt

April 2004

Dokument nr.: 30999-0?
Revision nr.: 00
Udgivelsesdato: 2004-04-10
Filnavn C:\Documents and Settings\ehn\My Documents\dok-word\30999\LCA-
vejledning1.doc
Udarbejdet: EHN
Kontrolleret:
Godkendt:

Indholdsfortegnelse

Forord 5

1	Indledning	7
2	Hvad er LCA	8
2.1	Hvad er LCA - kort fortalt	8
2.2	Anvendelser for LCA	11
2.3	LCA-niveauer	13
2.4	Vejledninger og værktøjer	14
3	Hvad er nyt i UMIP2003	17
3.1	UMIP2003 versus UMIP1997	17
3.2	Definition af funktionel enhed	18
3.3	Markedsbaseret systemafgrænsning	18
3.4	Normalisering, vægtning og stedkarakterisering	20
3.5	Arbejds miljø	23
4	Praktiske råd	25
4.1	Valg i LCA - grundlæggende overvejelser	25
4.2	Valg i LCA - metodeelementer og deres brug	27
4.3	Gør det simpelt	33
	Referencer	34

Forord

Denne vejledning er skrevet som led i det danske LCA metode- og konsensusprojekt, som er gennemført i perioden 1997 til 2003.

Vejledningen er en del af en række vejledninger, som drejer sig om centrale emner i LCA. Disse vejledninger er planlagt udgivet af Miljøstyrelsen i løbet af foråret 2004.

Det primære formål med vejledningerne har været at give råd og anbefalinger om centrale emner i LCA på et mere detaljeret niveau, end der tilbydes i den generelle litteratur såsom ISO-standarder, UMIP-rapporterne, det Nordiske LCA-projekt og SETAC publikationer. Vejledningerne skal betragtes som et supplement til snarere end en erstatning for denne generelle litteratur.

Det skal dog understreges, at vejledningerne er udviklet gennem en konsensus proces, med deltagelse af alle væsentlige forskningsinstitutioner og konsulentfirmaer, som er aktivt beskæftiget med LCA i Danmark. De råd og anbefalinger, som gives i vejledningerne, kan derfor betragtes som udtryk for, hvad der er generelt accepteret som bedst praksis på LCA-området i Danmark i dag.

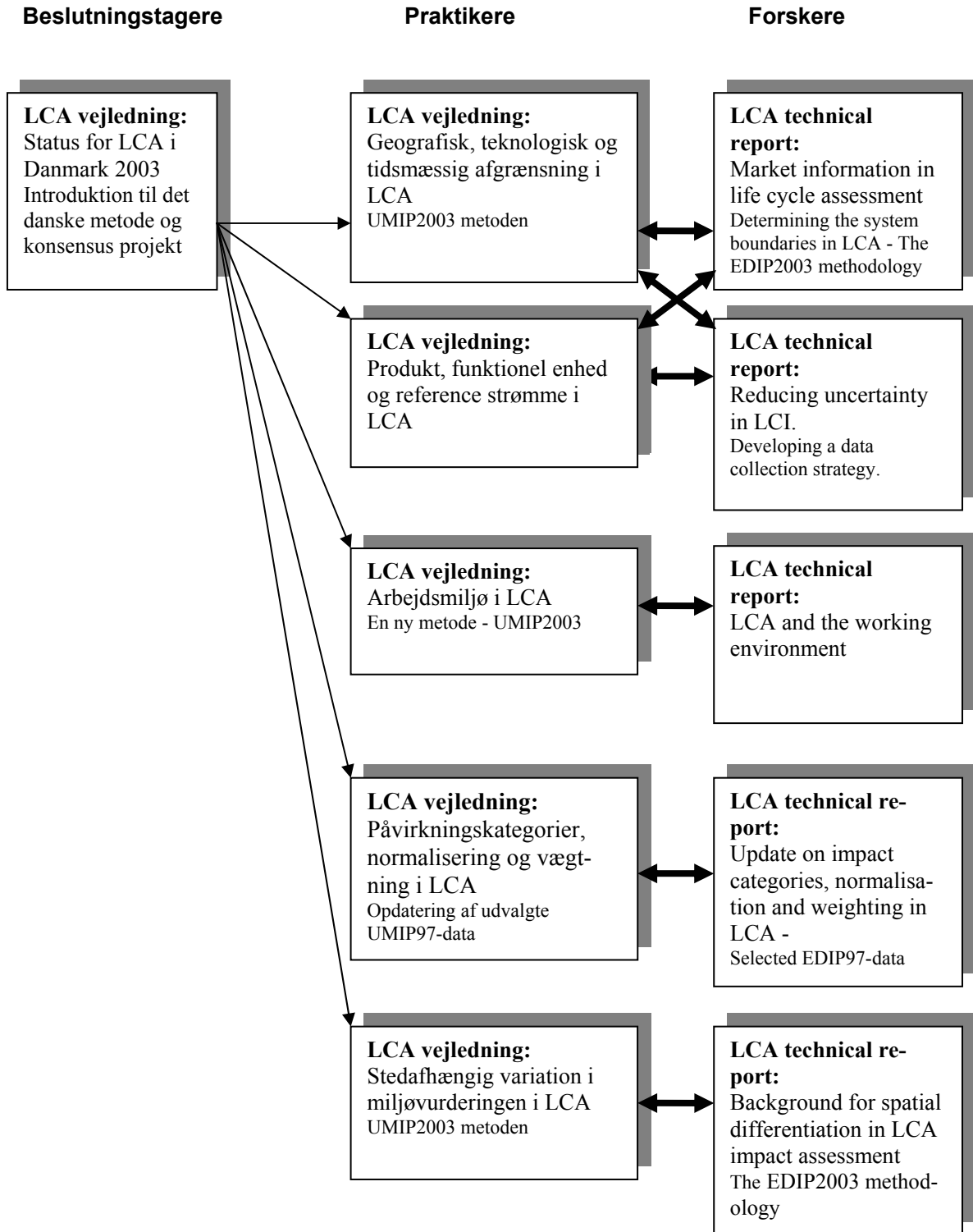
Vejledningerne er støttet af en række tekniske rapporter, som indeholder de videnskabelige diskussioner og dokumentationen bag de råd og anbefalinger som er givet i vejledningerne. Disse rapporter er også planlagt til at blive udgivet af Miljøstyrelsen i 2004. De planlagte vejledninger og rapporter udviklet som led i projektet er præsenteret i oversigtsfiguren på næste side.

Udviklingen af vejledningerne og de tekniske rapporter er blevet initieret og overvåget af Miljøstyrelsens Følgegruppe for LCA metodeudvikling i perioden 1997-2001.

Følgende forskningsinstitutioner og konsulentfirmaer har været aktive i udviklings- og konsensusarbejdet:

COWI AS (Projekt Leder)
Institut for Produkt Udvikling, Danmarks Tekniske Universitet
FORCE Technology
Teknologisk Institut
Carl Bro AS.
Statens Byggeforsknings Institut
DHI Vand og Miljø
Dansk Toksikologi Center
Rambøll AS
ECONET
Danmarks Miljø Undersøgelser

Vejledninger og tekniske rapporter udviklet som led i det danske LCA metode og konsensus projekt



1 Indledning

Denne vejledning er en tværgående og samlende vejledning om LCA, der er udarbejdet under det danske LCA metode- og konsensusprojekt.

Vejledningen henvender sig til beslutningstagere og brugere af LCA i private virksomheder og offentlige organisationer.

Formålet med vejledningen er:

1. At beskrive de valg, der skal træffes ved udarbejdelsen af en LCA, for derved at gøre læseren i stand til at stille krav til en LCA udfra hvad denne LCA skal bruges til.
2. At være en indledning til de øvrige tekniske vejledninger, der er udarbejdet under metode og konsensusprojektet (se forord), samt anden relevant LCA litteratur, såsom ISO standarder, UMIP-bøger m.m.

Mere konkret kan formålet med vejledningen siges at være at forklare, hvordan LCA bruges og udnyttes mest hensigtsmæssigt.

LCA er ikke en videnskab. LCA er derimod et værktøj baseret på videnskabelige overvejelser. Det er et værktøj, som bl.a. bruges til at vurdere miljøforhold for industriprodukter.

I praksis bruges resultaterne af LCA sammen med økonomiske og tekniske overvejelser til at træffe beslutninger. LCA må derfor karakteriseres som et beslutningsstøtteværktøj.

Denne vejledning beskriver status for LCA i dag samt styrker og svagheder forbundet med forskellige metodiske valg. Hermed er vejledningen forhåbentlig med til at sikre at LCA bliver brugt som det, det reelt er, nemlig:

Et godt og fornuftigt værktøj i mange sammenhænge, et værktøj der kan sætte valg og beslutninger i perspektiv, men langt fra et mirakelværktøj, der kan give svar på alt.

Vejledningen sammenfatter en række af de diskussioner, der har fundet sted som led i det danske LCA metode og konsensus projekt og har herudover naturligt hentet inspiration i de referencer, der er henvist til i de forskellige afsnit. Tillige har vejledningen trukket væsentligt på publikationerne [Jensen et al 1997], [Wenzel 1998] og [Weidema 1998].

2 Hvad er LCA

2.1 Hvad er LCA - kort fortalt

LCA betyder Life Cycle Assessment, som skal oversættes til livscyklusvurdering.

LCA er et værktøj, som er rettet mod at besvare spørgsmålet:

Hvad er bedst (eller værst) set fra et miljøsynspunkt

LCA kan anvendes til at sammenligne produkter samt systemer og serviceydelser, som bygger på brug af forskellige produkter. Et produkt omfatter i denne sammenhæng både kemiske stoffer, materialer og egentlige industrielle produkter.

LCA kan også bruges til at analysere miljøpåvirkninger for produkter igennem hele produktets livscyklus, med henblik på at identificere de væsentlige miljøpåvirkninger og dermed bestemme, hvor skal der sættes ind for at forbedre produktets miljøegenskaber.

LCA er ikke en bestemt metode, men mere en betegnelse for en række metoder, der som fælles kendetegn har, at der er tale om en systematisk opgørelse og vurdering af miljøpåvirkninger gennem hele livsforløbet for et produkt. Formålet med at foretage denne opgørelse og vurdering er dybest set at gøre det muligt at inddrage miljøsyn i beslutningsprocesser. LCA betegnes derfor ofte som et beslutningsstøtte værktøj, der giver information om produktets mulige miljøpåvirkninger.

International definition

Den internationale definition på LCA, som angivet i ISO Standard nr. 14040, lyder [Jerlang et al 2001]:

LCA is a technique for assessing the environmental aspects and potential impacts associated with a product, by

- *compiling an inventory of relevant inputs and outputs of a product system;*
- *evaluating the potential environmental impacts associated with those inputs and outputs;*
- *interpreting the results of the inventory analysis and impact assessment phases in relation to the objectives of the study.*

LCA studies the environmental aspects and potential impacts throughout a product's life (i.e. cradle-to-grave) from raw materials acquisition through production, use and disposal. The general categories of environmental impacts needing consideration include resource use, human health, and ecological issues.

Livsforløb

Det er karakteristisk for LCA, at vurderingen omfatter hele livsforløbet for et produkt på tværs af landegrænser, dvs. både:

- Udvinning (af råmaterialer), herunder minedrift
- Produktion (af materialer og produkter)
- Brug
- Bortskaffelse, herunder genanvendelse, affaldsforbrænding, biologisk behandling og deponering samt nuværende og fremtidige emissioner fra sådanne anlæg

Når det er relevant at medtage hele livsforløbet, er det fordi, der sker påvirkning af miljøet hele vejen gennem livsforløbet. For forskellige produkter kan det dog være forskel på, hvor de vigtigste påvirkninger finder sted. For nogle produkter ligger de vigtigste påvirkninger således i udvindingsfasen. For andre produkter ligger påvirkningerne primært i produktions-, brugs- eller bortskaffelsesfasen.

Miljøpåvirkninger (og dertil knyttede sundhedseffekter)

Principielt omfatter LCA alle væsentlige typer af miljøpåvirkninger. I skema 1 er angivet de miljøpåvirkninger, der kan blive taget i betragtning i LCA. I praksis begrænses LCA ofte til de miljøpåvirkninger, som kan kvantificeres med de nuværende metoder. Det korrekte er dog, at medtage alle miljøpåvirkninger i vurderingerne, selvom visse typer påvirkninger kun kan vurderes kvalitativt.

LCA er udviklet som et værktøj til at vurdere miljøpåvirkninger. Der er intet til hinder for, at sociale og etiske forhold m.m., fx. menneskerettigheder og børnearbejde, kan vurderes efter samme generelle principper som miljøpåvirkninger. Der er dog ikke udviklet alment accepterede metoder til at foretage disse vurderinger, og LCA betragtes af de fleste indtil videre som et værktøj, der alene handler om miljøpåvirkninger.

Arbejdsmiljø er en delvis undtagelse. Indtil nu har arbejdsmiljø typisk ikke været medtaget i LCA. I Danmark er grundholdningen, at arbejdsmiljø bør indgå i vurderingerne, i det mindste for at sikre, at gevinster mht. det ydre miljø ikke medfører forringelser af arbejdsmiljøet. Der henvises i øvrigt til afsnit 3.5.

LCA-processen

Det arbejde der udføres i en LCA vil typisk omfatte:

1. Formålet og afgrænsninger defineres
2. Der indsamles data om relevante input og output for produktet gennem hele livsforløbet (input/output omfatter råmaterialer, emissioner og affald)
3. De potentielle miljøpåvirkninger, der følger af disse input og output, opgøres (denne opgørelse kan inkludere normalisering og vægtning)
4. Beregningsresultater fortolkes (vurdering af metodevalg, datamangel, afgrænsninger og usikkerheder etc. i forhold til opgavens formål)

Disse aktiviteter repræsenterer de typiske grundtrin i en enhver LCA. Afhængig bl.a. af formålet og konsekvenserne vil indsatsen dog kunne variere. En LCA kan være simpel og billig eller en LCA kan være kompliceret og dyr. Dette spørgsmål diskuteres nærmere i afsnit 2.3 og 4.

Skema 1

Miljøpåvirkninger (effektkategorier), der indgår eller kan indgå i LCA.¹⁾

Miljøeffekt	Forklaring
Drivhuseffekten	Opvarmning af atmosfæren pga. udledning af CO ₂ og andre gasser, der tilbageholder varmestråling, der ellers ville blive udledt til verdensrummet. Denne opvarmning kan medføre klimaændringer. Indgår i UMIP
Nedbrydning af ozonlaget i stratosfæren	Ozonlaget i stratosfæren beskytter mod ultraviolet stråling fra solen. Udledning af svært nedbrydelige kulbrinter, som indeholder chlor eller brom, ødelægger ozonlaget. Derved øges den ultraviolette stråling med risiko for hudkræft, øjenskader og nedsat immunforsvar hos dyr og mennesker samt skader på planter. Indgår i UMIP.
Forsuring	Udledning af forsurende forbindelser, bl.a. SO ₂ , NO _x og ammoniak angriber blade og nåle på træer og forsurer jordbunden og søer. Indgår i UMIP.
Eutrofiering	Udledning af næringsalte, især fosfor og kvælstof, til søer og havet, fremmer algevækst. Når algerne dør, synker de til bunds og nedbrydes. Ved nedbrydningen bruges ilt og kraftig algevækst kan derfor medføre iltmangel i havet og søer, hvilket medfører at fiskene dør. Udledning af kvælstofforbindelser til atmosfæren bidrager også til denne proces og medfører tillige, at næringsfattige biotoper på landjorden som heder og højmoser fortrænges. Indgår i UMIP.
Fotokemisk ozondannelse	Udledning af organiske opløsningsmidler og uforbrændte organiske forbindelser til luften tæt ved jordoverfladen kan sammen med NO _x danne ozon og andre reaktive iltforbindelser, som er giftige overfor mennesker, dyr og planter. Indgår i UMIP.
Giftighed overfor mennesker	Mange kemiske stoffer og tungmetaller er giftige overfor mennesker, og påvirker mennesker via miljøet dvs. via luften, fødevarer, drikkevand etc. Indgår i UMIP.
Giftighed overfor miljøet	Mange kemiske stoffer og tungmetaller er giftige overfor planter og dyr. Indgår i UMIP.
Forbrug af ikke-fornyelige ressourcer	Mange af de materialer, fx. metaller, som vi bruger i hverdagen, udvindes fra koncentrerede forekomster i naturen. Disse forekomster genskabes ikke eller så langsomt, at det er uden praktisk betydning. Vores brug af materialerne betyder, at de enten forsvinder, fx. olie, eller spredes difust i naturen, fx metaller. Vores brug betyder, at disse ressourcer på et tidspunkt er brugt op og dermed ikke er til rådighed for kommende generationer. Indgår i UMIP.
Affald til deponering	Affald, som bliver deponeret, lægger beslag på plads, som kunne være brugt til andre formål. Det deponerede affald kan også blive langsomt nedbrudt til kemiske forbindelser, som kan udvaskes eller fordampe, og dermed påvirke miljøet. Denne type miljøeffekt kan i fremtiden blive erstattet af en beregning af de reelle miljøpåvirkninger, fx. arealanvendelse. Indgår i UMIP.
Arbejdsmiljø	Den påvirkning, som mennesker udsættes for gennem deres arbejde. Omfatter både ulykker, forgiftning og nedslidning. Indgår i UMIP.
Arealanvendelse	Alle aktiviteter lægger beslag på areal, som kunne være anvendt til andre formål - fx som natur til rekreative formål. Denne type miljøeffekt indgår ikke i UMIP i dag, men er kvantificeret i andre LCA metoder og kan blive medtaget i UMIP i fremtiden
Støj, lugt og radioaktivitet	Støj, lugt og radioaktivitet påvirker mennesker, dyr og til dels planter. Disse typer af miljøeffekter kan kun delvist kvantificeres og indgår typisk ikke i LCA i dag, men kan blive medtaget i fremtiden
Energi	I mange sammenhænge vil forbruget af energi være den altdominerende årsag til miljøeffekter som drivhuseffekten, forsuring og eutrofiering. I forenklet LCA regnes derfor ofte kun med energi.

1) Påvirkning af biodiversitet, dvs. den naturlige biologiske variation og biologiske ressourcer, er ikke medtaget som en selvstændig påvirkningskategori, da denne type påvirkning er en konsekvens af de fleste andre påvirkninger.

Det understreges, at der i en LCA foretages en lang række valg og vurderinger, som har betydning for det endelige resultat. Der er også usikkerheder forbundet med data og beregninger. Selve fortolkningen af beregningsresultater er derfor en meget vigtig del af LCA.

Da de relevante valg og vurderinger såvel som fortolkningen typisk er subjektive dvs. afhænger af den person, som foretager valget, vurderingen eller fortolkningen, vil der ofte være noget, som kan diskuteres. Derfor er det normalt vigtigt at foretage kvalitetssikring af LCA. Kvalitetssikring kaldes i LCA-terminologi normalt for *kritisk gennemgang*.

På trods af kvalitetssikring gælder, at miljø er et meget bredt fagfelt, som stadig er i udvikling. Nogle af de metoder og vurderingsprincipper, som anses for rigtige i dag, kan måske være forældede og blive anset for forkerte om 10 år. Om 10 år vil vi måske også erkende, at der er vigtige miljøpåvirkninger, som vi ikke tager højde for med de metoder, som bruges i dag. Reelt set er LCA et værktøj, som er i stadig udvikling. Denne udvikling vil forsætte i hvert fald i de næste 10-20 år.

Dette betyder, at resultatet af en LCA sjældent må opfattes som den endelige sandhed. Resultatet af en LCA bør som hovedregel opfattes som et kvalificeret skøn for sandheden og optimalt som det bedst mulige skøn ud fra den viden, som vi har på det tidspunkt, hvor vurderingen blev foretaget.

Uanset dette er LCA et vigtigt værktøj allerede i dag. Ikke mindst, fordi LCA er det eneste værktøj, der kan give et nogenlunde troværdigt svar på spørgsmålet: Hvilket produkt eller system er bedst set ud fra et miljøsynspunkt?

2.2 Anvendelser for LCA

LCA er det naturlige værktøj for alle beslutningstagere, der har behov for at vælge mellem forskellige materialer, teknologier og produkter og ønsker at tage miljøsyn i dette valg.

Udviklingen af LCA afspejler et stigende behov for på alle niveauer i samfundet for at tage miljøsyn i beslutningsprocesser og vælge de miljømæssigt bedste løsninger. I mange sammenhænge indgår miljøsyn i dag i beslutninger på linie med teknik og økonomi. Det er beslutningstagernes valg, hvilken vægt, der skal tillægges de enkelte parametre.

Myndigheder

Myndigheder anvender LCA til samfundsmæssige handlingsplaner, som igen kan udmønte sig i lovgivning. LCA kan også danne grundlag for produktstandarder, afgifter og støtteordninger. Hertil kommer anvendelsen af LCA som grundlag for vejledninger i offentligt grønt indkøb og for miljømærkekriterier.

Virksomheder

Virksomheder anvender især LCA til produktudvikling og procesudvikling herunder vurdering af investeringer i nye anlæg og driftsrutiner. Typisk vil LCA først blive brugt som et analytisk værktøj til at vurdere, hvor der skal sættes ind (hot spots). Senere kan LCA blive brugt som et beslutningsværktøj til at bestemme, hvilke løsninger er de miljømæssigt bedste. Brugen af

LCA spænder fra "her og nu" beslutninger til langsigtet taktisk eller strategisk planlægning, og kan være en integreret del af virksomheders miljøledelsessystem.

Hertil kommer markedsføring. I stigende grad spiller produkters miljøegenskaber ind som en konkurrenceparameter. I dag er dette tydeligst for produkttyper som emballage. Tendensen kan dog også ses for produkttyper, fx. elektronik, som ellers hovedsageligt sælges på de tekniske egenskaber.

Markedsføring dækker dels over offensiv markedsføring, hvor virksomheder sender budskabet, at deres produkter er miljømæssigt bedre end konkurrenternes. Heroverfor står den form for mere defensiv markedsføring, at virksomheder vil sikre sig, at deres produkter ikke kan "angribes", fx. på grund af, at de indholder giftige stoffer, samt at virksomhederne i øvrigt ønsker at være forberedt og kunne svare igen, hvis konkurrenterne påstår at være miljømæssigt bedre. Hertil kommer miljøvaredeklareret og anden form for miljøinformation til kunderne og andre interesserede.

Andre brugere

Offentlige service- og anlægsvirksomheder anvender LCA i forbindelse med investeringer og systemvalg. Dette gælder indenfor både transport, affalds- og spildevandsbehandling. Vejledninger i miljørigtig projektering bygger på LCA-tankegang.

Hertil kommer fx forbrugerorganisationer og andre interesseorganisationer, som bl.a. kan bruge LCA i forbindelse med offentlig debat om samfundsspørgsmål.

Miljø-økonomiske vurderinger

LCA bør være et integreret element i miljø-økonomiske vurderinger, idet LCA bruges til at klarlægge de miljømæssige konsekvenser af de forskellige valgmuligheder, mens de økonomiske beregninger kan betragtes som en særlig form for vægtning.

I det omfang Cost-Benefit Analyser (CBA) på miljøområdet ikke bygger på LCA, må påregnes, at resultatet af en CBA ikke nødvendigvis svarer til resultatet af en LCA, da de forudsætninger, der benyttes for vurderingerne, kan være forskellige.

Hvad kan LCA ikke bruges til?

LCA er ikke fintmærkende nok til at stå alene når man skal bedømme konsekvensen af at indføre nye kemiske stoffer i produkter. Her bør suppleres med risiko vurdering (*Risk Assessment*), for at vurdere skæbnen for de pågældende produkter og stoffer i samfundet. I en række tilfælde er det hensigtsmæssigt inden en risikovurdering at vurdere omsætningen og transporter af de aktuelle stoffer i samfundet med massestrømsanalyse (*Substance Flow Analysis*)

Det er herudover vigtigt at være opmærksom på, at med LCA beregnes de *potentielle* miljøpåvirkninger, hvilket ikke er det samme som de *faktiske* påvirkninger, da disse afhænger af forholdene det enkelte sted, fx af hvor meget udledningen af giftstoffer fortyndes og af den samlede belastning på de pågældende recipienter. Derfor kan LCA ikke erstatte miljøvurderinger for produktionsanlæg i henhold til miljøbeskyttelsesloven. LCA kan dog bruges som argumentation overfor myndighederne for valg af bestemte teknologier.

LCA kan heller ikke erstatte arbejdspladsvurderinger og andre former for arbejdsmiljøvurderinger i henhold til arbejdsmiljøloven (jf. afs. 3.5).

2.3 LCA-niveauer

LCA kan udføres på forskellige niveauer, som er afgørende forskellige med hensyn til indsats, grundighed og ofte også usikkerhed på resultatet.

Der er tradition for at skelne mellem i hvert fald følgende 3 niveauer, hvor indsatsen og grundigheden er kraftigt stigende fra niveau 1 til 3 (jf. fx [Jerlang et al 2001]):

Niveau 1
Livscyklustækning

Niveau 2
Forenklet LCA

Niveau 3
Detaljeret LCA

Niveau 1 - livscyklustækning kendes også som konceptuel LCA og dækker den type LCA, som primært er en kvalitativ vurdering af væsentlige miljøpåvirkninger i produkternes livscyklus baseret stort set på parat viden. Typisk vil livscyklustækning udmøntes i tommelfingerregler såsom [Remmen & Münster, 2002]:

- Nedsæt energi- og materialeforbruget i hele produktets livscyklus
- Erstat miljøfarlige stoffer med mere miljøvenlige alternativer
- Vælg materialer, som kan genanvendes
- Design, så produktet eller dele heraf kan genanvendes
- Gør produktet nemt at reparere

SWOT-LCA falder også ind under livscyklustækning. SWOT er en systematisk kvalitativ vurdering af styrker (Strengths), svagheder (Weaknesses), muligheder (Opportunities) og trusler (Threats).

Niveau 2 - forenklet LCA betegnes til tider også som screenings LCA. Med denne type LCA forsøges at begrænse dataindsamlingen og dermed den samlede indsats. Der startes med en indledende screening, der har til formål at identificere de vigtigste miljøpåvirkninger i produktets livscyklus. Denne screening vil ofte være semi-kvantitativ. Baseret på resultatet af screeningen fokuseres det videre arbejde på de punkter, som vurderes at være de vigtigste. UMIP's MEKA-metode (se afs. 2.4) er et eksempel på en metode til forenklet LCA.

Niveau 3 - detaljeret LCA dækker den type LCA, hvor der opbygges en model i et EDB-program med alle de relevante data. Der er tale om en kvantitativ beregning af alle miljøpåvirkninger, som kan kvantificeres. En væsentlig fordel ved dette niveau er, at når først modellen er bygget op, er det nemt at gennemregne mange alternativer.

Fælles for alle niveauer er, at vurderingen tilstræber at omfatte alle dele af livscyklus og alle væsentlige miljøpåvirkninger. Forskellen mellem niveauerne består i den indsats, der investeres til beregninger og dataindsamling og dermed den detaljering, grundighed og nøjagtighed som opnås. Den nødvendige arbejdsindsats på de forskellige niveauer kan som tommelfingerregel sammenfattes til:

Niveau	Betegnelse	Arbejdsindsats (målestok)
1	Livscyklustænkning	Timer
2	Forenklet LCA	Dage
3	Detaljeret LCA	Uger - måneder

I kap. 4 er vurderet til hvilke opgaver de enkelte niveauer er velegnede.

2.4 Vejledninger og værktøjer

Der findes i dag en meget lang række af vejledninger og værktøjer om LCA. I det følgende er kort præsenteret de vejledninger og værktøjer, der ud fra en dansk synsvinkel kan betegnes som de vigtigste.

ISO-standarder

De overordnede rammer for LCA er fastlagt i ISO-standarderne ISO 14040-43 [DS/EN ISO 14040, 1997 - 14043, 2000]. Disse standarder angiver retningslinier for de enkelte trin i LCA, men definerer ingen bestemte metoder og giver typisk ingen konkrete eksempler på, hvordan de enkelte trin i LCA skal udføres. Dansk Standard har dog også udgivet en kommenteret oversættelse af standarderne (jf. [Jerlang et al, 2001]), som indeholder en række eksempler til illustration af teksten.

At en LCA er udført, så den lever op til ISO-standarderne kan opfattes som en form for kvalitetsstempel. Af denne årsag er det relevant at kende standarderne.

UMIP-metoden

UMIP-metoden er det nærmeste, man kommer til en officiel dansk LCA metode. Metoden er udviklet på Danmarks Tekniske Universitet støttet af Miljøstyrelsen og Dansk Industri. UMIP står for *Udvikling af Miljøvenlige Industri Produkter*. UMIP-metoden omfatter både en screeningsmetode, som er kendt som MEKA-metoden, og en detaljeret metode, som forudsætter brugen af EDB. Begge disse metoder er beskrevet i UMIP-håndbøgerne, som er udgivet på dansk i 1996 [Wenzel et al 1996; Hauschild 1996] og på engelsk i 1997-98 [Wenzel et al 1997; Hauschild & Wenzel 1998]. Samtidig med udgivelsen af den engelske version skete der på visse punkter en udvidelse og opdatering af datagrundlaget. I praksis omtales de 2 versioner som UMIP96 og UMIP97. Den detaljerede version af UMIP lever op til ISO-standarderne.

MEKA står for "Materialer, Energi, Kemikalier og Andet" og angiver de overskrifter, der bruges for vurderingskriterierne i denne metode. For materialer (synonym for ressourcer) og energi bruges typisk kvantitative beregninger, mens kemikalier og andet vurderes kvalitativt eller semi-kvantitativt afhængig af, hvor grundigt det gøres.

Andre danske LCA-håndbøger

Af andre danske LCA håndbøger skal nævnes:

- **Kom godt i gang med livscyklustankegangen**

Denne pjece [Remmen & Münster, 2002] beskriver miljøarbejdet på et virksomhedsplan med udgangspunkt i livscyklustankegangen og er på mange måder en god introduktion til den form for LCA, der kendes som livscyklustænkning.

- **Håndbog i miljøvurdering af produkter - en enkel metode**

Denne håndbog [Pommer et al, 2001] er udgivet af Miljøstyrelsen og kan opfattes som en lettilgængelig præsentation af UMIP-metoden. Håndbogen fokuserer på MEKA-metoden, men giver også mange gode råd i forhold til hele processen med at gennemføre en LCA. Håndbogen henvender sig til alle typer af brugere, både virksomheder og andre, og er herudover velegnet til undervisningsformål.

- **Green Networks håndbog i livscyklusvurdering**

Håndbogen [Green Network, 1999] er udviklet af Green Network i Vejle Amt. Håndbogen bygger på UMIP-metoden (hovedsageligt detaljeret niveau). Håndbogen henvender sig direkte til virksomheder og skal anvendes i sammenhæng med Green Networks manual for miljøredegørelser. Håndbøgerne kan opfattes som et eksempel på hvordan lokale miljømyndigheder kan søge at vejlede virksomheder.

SETAC-rapporter

SETAC står for Society of Environmental Toxicology and Chemistry og er et internationalt videnskabeligt selskab. SETAC er det vigtigste internationale forum for videnskabelig diskussion og konsensuskabelse på LCA-området. SETAC har gennem årene udgivet en række rapporter og vejledninger om LCA, som der ofte refereres til. SETAC og SETAC-rapporter er primært relevante for personer, som forsøger at følge med i den videnskabelige udvikling indenfor LCA.

Hollandske LCA-vejledninger

Også i Holland sker der løbende en væsentlig udvikling indenfor LCA. Den centrale håndbog *Environmental life cycle assessment* fra 1992 [Heijungs et al 1992] er for nylig blevet opdateret. Den opdaterede udgave med titlen *Life cycle assessment - an operational guide to the ISO-standards* [Guinée et al 2001] kan være relevant for personer, som arbejder med LCA i en international sammenhæng.

EDB-værktøjer

Mange typer software beregnet for LCA er udviklet gennem de sidste 10 år. I rapporten [Jensen et al 1997] er givet et grundigt overblik. Det dominerende EDB-værktøj i Danmark har været UMIPtool, som blev solgt via Miljøstyrelsen. I forbindelse med, at det danske LCA center blev etableret i 2003, er det dog besluttet, at UMIP-tool ikke længere vil blive opdateret.

Udvikling og opdatering af EDB-værktøjer, der kan regne med UMIP-metoden vil fremover ske via det danske LCA-Center. Det forventes, at følgende EDB-værktøjer vil være godkendt til formidling af UMIP-metoden:

GaBi

GABI er det danske LCA-centers officielle samarbejdspartner og GaBi vil løbende blive opdateret, således at det dækker enhver væsentlig udvikling af UMIP-metoden. GaBi er især anvendt af store industrivirksomheder i Europa bl.a. den tyske bilindustri.

SimaPro

SimaPro er formentlig det mest vidtspredte EDB-program til LCA på verdensplan.

3 Hvad er nyt i UMIP2003

3.1 UMIP2003 versus UMIP1997

Det danske LCA metode- og konsensus projekt har betydet, at der sket en række væsentlige ændringer og tilføjelser til den metode, som er kendt som UMIP97. Da projektet først er afsluttet i 2003 er det valgt at betegne UMIP-metoden, som den hermed er udviklet, som UMIP2003.

I skemaerne 3.1 er opsummeret hvad der er nyt i UMIP2003 sammenlignet med UMIP97 og det er angivet, hvilke vejledninger, disse emner er behandlet mere udførligt i. I det følgende er givet en kort introduktion til disse emner.

Skema 3.1 Hvad er nyt i UMIP2003

LCA trin	Emne	Henvisning
1. Formål og afgrænsning	Definition af funktionel enhed	Vejledning om <i>Produkt, funktionel enhed og referencestrømme i LCA</i>
2. Kortlægning	Markedsbaseret systemafgrænsning	Vejledning om <i>Geografisk, teknologisk, og tidsmæssig afgrænsning i LCA</i>
3. Vurdering af miljøpåvirkninger	Udvikling af stedkarakterisering	Vejledning om <i>Stedkarakterisering i LCA</i>
	Nye normaliserings- og vægtningsfaktorer for forskellige geografiske områder baseret på UMIP97 ¹⁾	Vejledning om <i>Opdatering af normaliserings- og vægtningsfaktorer i UMIP</i>
Tværgående	Ny vurderingsmetode for arbejdsmiljø	Vejledning om <i>Arbejdsmiljø i LCA</i>

1) Disse nye normaliserings- og faktorer betragtes som en opdatering af UMIP97 og *ikke* som en del af UMIP2003, hvor der nu er introduceret stedkarakterisering.

Ud over disse vejledninger er der også er en ny rapport på vej om beregning af emissioner og miljøpåvirkninger fra deponering af affald. Denne vejledning er dog udviklet udenfor metode- og konsensusprojektet og skal derfor ikke beskrives i detaljer her. Der henvises til [Hansen et al 2004].

3.2 Definition af funktionel enhed

Den funktionelle enhed er et væsentligt begreb i LCA. Den funktionelle enhed er den referenceenhed, som vurderes og sammenlignes i en LCA. Denne enhed kan kortfattet karakteriseres som en kvantificeret beskrivelse af ydelsen af det eller de produktsystem/systemer, som vurderes i en LCA. Ydelsen af en kaffemaskine kan fx beskrives som 5 kopper kaffe 2 gange dagligt 300 dage om året i 5 år.

Erfaringen viser, at det ofte er afgørende for resultatet af en LCA, hvordan den funktionelle enhed er defineret.

Med vejledningen om *Produkt, funktionel enhed og referencestrømme i LCA* [Weidema 2003a] er udviklet en procedure, der kan hjælpe med at sikre, at den funktionelle enhed defineres korrekt.

En række af de overvejelser, der præsenteres i denne vejledning, har været præsenteret tidligere i en forenklet udgave i publikationen: *Håndbog i miljøvurdering af produkter - en enkel metode* [Pommer et al 2001].

3.3 Markedsbaseret systemafgrænsning

Markedsbaseret systemafgrænsning er et vigtigt nyt element i LCA. Det svarer til at indføre en økonomisk tankegang i LCA.

Traditionelt har man i LCA brugt data, der beskriver de nuværende produktionsprocesser. Til tider er der brugt et gennemsnit af flere forskellige processer. Fx er elektricitet ofte beregnet som et vægtet gennemsnit af vandkraft, atomkraft og kulkraft.

Det er nu erkendt, at det rigtigste er at bruge data for produktionsprocesser, der afspejler de reelle teknologiske konsekvenser og dermed også de reelle miljømæssige konsekvenser af de beslutninger, der træffes som følge af en LCA.

Det handler grundlæggende om, at når en LCA peger på, at det fx er godt at bruge et bestemt materiale, skabes der en efterspørgsel efter dette materiale. I et frit marked vil denne ekstra efterspørgsel typisk blive modsvaret af en ekstra produktion hos den leverandør, som er mest konkurrencedygtig og ikke er underlagt begrænsninger for produktionens størrelse. Derfor er det miljødata for denne leverandør, som skal indgå i LCA'en, og ikke nødvendigvis data fra de nuværende leverandører.

Konsekvenserne af denne tankegang belyses bedst med et eksempel:

En virksomhed beliggende i Europa bruger i dag altovervejende elektricitet baseret på vandkraft. I en LCA må virksomheden imidlertid regne med, at vandkraft er en produktionsmetode, som er begrænset i Europa. Der er stort set ingen muligheder tilbage for at udvide produktionskapaciteten for vandkraft i Europa. Hvis virksomheden i en LCA regner med, at den skal bruge mere elektricitet, må virksomheden derfor påregne, at denne ekstra elektricitet skal produceres på en anden måde end vandkraft. Da fx atomkraft også er begrænset i Europa - der er her tale om en politisk begrænsning - vil virksomheden i de fleste tilfælde ende med at den ekstra elektricitet, som virksomheden skal bruge, vil blive produceret ved en kulbaseret teknologi. I

virksomhedens LCA skal den derfor regne med kulteknologi og ikke med vandkraft.

For at gennemføre en pålidelig LCA, er det således nødvendigt at kende markedsforholdene for de centrale produkter og produktionsprocesser.

Med vejledningen om *Geografisk, teknologisk og tidsmæssig afgrænsning i LCA* [Weidema 2003b] er udviklet et redskab til at vurdere disse markedsforhold og identificere de produktionsprocesser, som har betydning i den pågældende LCA. Disse produktionsprocesser kaldes fremover *de berørte produktionsprocesser*. Det understreges, at tidshorizonten kan have stor betydning i disse vurderinger (jf. afs. 4.2 - underafsnit om trendanalyse/fremskrivning).

Det må også erkendes, at denne metodeudvikling er ny og der endnu er begrænsede erfaringer at bygge på. I det følgende er kort redegjort for en række af de vigtigste elementer, der kan skabe usikkerhed.

De berørte produktionsprocesser kan ikke bestemmes med sikkerhed

Det er sandsynligt, at der i flere tilfælde kan være tvivl om hvilke produktionsprocesser, der er de rigtige at regne med. I sådanne situationer vil det være korrekt at opstille flere scenarier, der dækker de relevante processer. Hvis det fx betragtes som realistisk at de berørte produktionsprocesser for elektricitet vil være enten kulteknologi eller solcelleenergi, vil det være korrekt at opstille 2 scenarier - et scenarie baseret på kulteknologi og et scenarie baseret på solcelleenergi.

Er det stadig relevant at anvende data for de nuværende produktionsprocesser?

Ja - som angivet i vejledningen om *Geografisk, teknologisk og tidsmæssig afgrænsning i LCA* kan der peges på følgende situationer, hvor det vurderes som relevant at tage udgangspunkt i data for de nuværende produktionsprocesser:

- Som pædagogisk introduktion til LCA, fordi det i en række tilfælde kan virke som en mere enkel tilgang. Der skal kun bruges data fra virksomheder i ens egen produktkæde.
- Ved den indledende analyse af miljøpåvirkninger i et produkts livscyklus, med henblik på at identificere de væsentlige miljøpåvirkninger og dermed bestemme, hvor det er vigtigst at sætte ind for at forbedre produktets miljøegenskaber. Egentlige ændringer i design og materialevalg etc. bør dog baseres på den markedsbaserede systemafgrænsning.

Miljøvaredeklarationer

Både internationalt og i Danmark sker der i disse år en indsats for at definere fælles retningslinier for miljøvaredeklarationer. Bl.a. arbejdes der med at opnå enighed om ny ISO-standard for miljøvaredeklarationer. For tiden peger udviklingen i retning af, at disse retningslinier *ikke* vil kræve markedsbaseret systemafgrænsning. En diskussion af fordele og ulemper ved at anvende markedsbaseret systemafgrænsning i forhold til at bygge på de eksisterende produktionsprocesser kan findes i rapporten *Market information in life cycle assessment* [Weidema 2003c].

Tillader den markedsbaserede systemafgrænsning, at der i LCA godskrives for initiativer, der ikke nødvendigvis godskrives af markedet?

Den markedsbaserede systemafgrænsning indebærer normalt, at der ikke

godskrives i LCA for handlinger, som ikke har en reel positiv miljøeffekt. En virksomheds valg af "grøn" elektricitet skal kun godskrives, hvis virksomhedens handling medfører, at der reelt sker en udbygning af produktionskapaciteten for "grøn" elektricitet. Hvis ikke der sker en sådan udbygning betyder virksomhedens brug af "grøn" elektricitet blot, at andre forbrugere skubbes væk fra "grøn" elektricitet og over til fx kulbaseret elektricitet.

Tilsvarende vil en virksomhed der bruger sekundære råvarer til sin produktion kun kunne godskrive dette, hvis der sker en reel ekstra indsamling af brugte materialer som følge af virksomhedens valg. Ellers betyder virksomhedens valg af sekundære råvarer blot, at andre forbrugere skubbes over til at bruge primære råvarer.

Ifølge vejledningen om *Geografisk, teknologisk og tidsmæssig afgrænsning i LCA* er det dog tilladt at regne med signalvirkningen af handlingen, forudsat at det tydeligt angives, at der regnes med signalvirkning.

Dette betyder, at det er acceptabelt at regne med, at virksomheden gennem at købe "grøn" elektricitet eller sekundære råvarer sender et signal om, at der er et marked for denne type produkter. Signalet kan nemlig være med til at sikre, at der sker en udbygning af produktionskapaciteten af "grøn" elektricitet eller indsamlingen af sekundære materialer. Enten fordi visse markedsaktører øjner chancen for en god forretning eller fordi området reguleres politisk fx via lovgivning.

Såfremt der regnes med signalvirkningen vil det være rigtigst at regne med 2 scenarier - med og uden signalvirkning - da det ikke kan vides, om den udvikling, som signalet efterlyser, vil blive virkelighed.

3.4 Normalisering, vægtning og stedkarakterisering

På disse områder er også indført en række nyheder:

- Baseret på de samme beregningsprincipper som i UMIP97 er der udviklet nye normaliserings- og vægtningsfaktorer for forskellige geografiske områder.
- Der er åbnet mulighed for at benytte stedkarakterisering

Normaliserings- og vægtningsfaktorer

I UMIP97 var der kun angivet et sæt normaliserings- og vægtningsfaktorer, som byggede på danske data på nær for de globale effektkategorier, dvs. drivhuseffekt og stratosfærisk ozonlags nedbrydning.

Med vejledningen om *Påvirkningskategorier, normalisering og vægtning i LCA* [Stranddorf et al 2004] er der nu givet mulighed for at vælge mellem 3 sæt faktorer, der dækker følgende geografiske områder :

1. Danmark
2. EU-15
3. Verden som helhed

De nye normaliseringsfaktorer svarer til referenceåret 1994, mens de nye vægtningsfaktorer svarer til målsætningsåret 2004.

Danske virksomheder har hermed mulighed for at foretage beregninger, der tager hensyn til forholdene på eksportmarkerne såvel som i Danmark for de påvirkningskategorier, som ikke er globale (dvs. alle på nær drivhuseffekt og nedbrydning af ozonlaget). For drivhuseffekten og nedbrydning af ozonlaget bygger normaliseringen forsat på den globale belastning.

De opdaterede normaliserings- og vægtningsfaktorer dækker alle påvirkningskategorier i UMIP97 på nær de kategorier, der handler om affald til deponering. Disse er ikke opdateret, da de forudses, at de delvist vil være overflødige, når en kommende rapport (jf. [Hansen et al 2004]) om beregning af emissioner og miljøpåvirkninger fra affaldsdeponering foreligger.

At en miljøpåvirkning er normaliseret betyder, at påvirkningens omfang - dvs. typisk emissionens størrelse - er sat i forhold til den samlede påvirkning pr. år inden for et bestemt geografisk område og dermed også et bestemt antal mennesker. Miljøpåvirkningen kan herved for alle effektkategorier opgøres i person-ækvivalenter. Hermed er det i princippet muligt at sammenligne størrelsen af påvirkningen for forskellige effekter og fx se om drivhuseffekt eller forsuring relativt set er den største påvirkning i det aktuelle tilfælde.

Vægtningen følger efter normaliseringen og betyder at de normaliserede miljøpåvirkninger ganges med en faktor, der afspejler beslutningstagerens holdning til vigtigheden af den enkelte miljøpåvirkning.

De vægtningsfaktorer, der er indbygget i UMIP er alle baseret på politisk fastsatte reduktionsmål i det omfang, sådanne mål findes.

Det skal dog understreges, at den kendsgerning, at vægtningen afspejler beslutningstagerens holdning til vigtigheden af den enkelte miljøpåvirkning, betyder at beslutningstageren har frihed til at definere sine egne vægtningsfaktorer.

Hvis en virksomhed fx i sin egen miljøpolitik lægger stor vægt på, at der ikke må anvendes eller emitteres giftige stoffer i produktet eller ved produktionen, vil det være naturligt at sætte ekstra høje vægtningsfaktorer ind for påvirkningskategorier, der handler om human- og økotoxicitet.

Stedkarakterisering

Mulighed for at benytte stedkarakterisering er også et vigtigt nyt element i UMIP og er en af de centrale forskelle mellem UMIP97 og UMIP2003. Stedkarakterisering betyder, at man i LCA forsøger at tage højde for, hvor emissionerne geografisk finder sted. Samtidig er der ændret på modellerne bag en række påvirkningskategorier. Ved at gøre dette mindskes den usikkerhed, som er knyttet til estimater af miljøpåvirkningen for en række regionale og lokale påvirkningskategorier. Det handler om kategorierne forsuring, fotokemisk ozon dannelse og eutrofiering. Det bemærkes, at eutrofiering i UMIP2003 er opdelt i vandmiljø og jordmiljø.

De karakteriseringsfaktorer, der er angivet i UMIP96 og UMIP97 er hovedsageligt estimeret ud fra de forskellige kemiske stoffers iboende egenskaber. Der er således bl.a. ikke taget hensyn til, hvor eksponeringen finder sted geografisk set, og der er derfor tale om en såkaldt sted-uafhængig karakterisering af miljøpåvirkninger.

I praksis kan den geografiske placering af emissionen have betydelig indflydelse på, hvor alvorligt miljøet påvirkes. Dette hænger både sammen med,

hvor forureningen faktisk transporteres hen, og med hvor følsomt miljøet er de enkelte steder for en ekstra belastning.

Således vurderes forsureffekten af et udslip af SO₂ i lande som Norge og Sverige at være omkring 1000 gange værre end for et tilsvarende udslip i Grækenland. Det kan derfor have stor betydning i en LCA, om emissionen finder sted i Skandinavien eller Grækenland.

Tilsvarende forskelle kan findes for påvirkningskategorierne fotokemisk ozon dannelse og eutrofiering i jordmiljøet.

I vejledningen om *Stedlig variation i LCA* [Hauschild & Potting 2003] er beskrevet, hvornår det er relevant at foretage stedkarakterisering og hvordan dette gøres i praksis.

Som angivet i vejledningen, er stedkarakterisering endnu ikke integreret i et EDB-program, og det vil indtil da være regneteknisk kompliceret at gennemføre beregningerne. Det kan forventes, at stedkarakterisering vil blive integreret i de LCA-programmer, der godkendes af det Danske LCA-center indenfor de kommende år (se afsnit 2.4). Indtil da anbefales, at stedkarakterisering bruges som en manuel procedure i de tilfælde, hvor det forventes at have væsentlig betydning for resultatet af en LCA, dvs. hvor påvirkningskategorierne forsurening, fotokemisk ozondannelse og eutrofiering vurderes at have væsentlig betydning, og hvor de vigtigste processer i livscyklus alt-overvejende foregår i Europa.

Selvom det ikke har været muligt at udvikle stedkarakterisering for påvirkningskategorierne human toksicitet og økotoksicitet, er der i vejledningen præsenteret beregninger for eksempelstoffer, der viser hvilken betydning stedkarakterisering kunne få i disse tilfælde.

Det er tillige muligt at gennemføre en såkaldt sted-uafhængig karakterisering af miljøpåvirkningerne baseret på de nye modeller. Vejledningen om stedkarakterisering i LCA indeholder således også beregningsfaktorer for sted-uafhængig karakterisering. Disse er kompatible med de sted-afhængige karakteriseringsfaktorer og kan anvendes for processer i livscyklus, når den geografiske beliggenhed ikke er kendt.

Fordelene ved at lave sted-uafhængig karakterisering efter UMIP2003 er, at der opnås en mere præcis vurdering af de reelle miljøpåvirkninger, samt at usikkerhederne knyttet til den stedlige variation nu er kendte. Disse usikkerheder er angivet i vejledningen.

Da denne metodeudvikling også er ny, er der indtil videre kun begrænsede erfaringer at bygge på. I det følgende er kort redegjort for enkelte vigtige spørgsmål.

For hvilke produktionsprocesser kan der foretages stedkarakterisering?:

Der kan i dag foretages stedkarakterisering for alle produktionsprocesser, der finder sted i Europa, forudsat at man ved i hvilket land processerne finder sted. For produktionsprocesser placeret udenfor Europa kan der ikke foretages stedkarakterisering, og der må derfor benyttes de beregningsfaktorer, der svarer til sted-uafhængig karakterisering.

Er produktionsstedet ukendt må der også benyttes sted-uafhængig karakterisering.

Hvornår anbefales, at der benyttes sted-uafhængig karakterisering efter UMIP2003?

Sted-uafhængig karakterisering efter UMIP2003 kan bruges som et alternativ til den traditionelle beregning efter UMIP97. Generelt anbefales, at der benyttes sted-uafhængig karakterisering efter UMIP2003, når følgende forudsætninger er opfyldt:

- De væsentligste processer i livscyklus er altovervejende placeret i Europa - dette beror på at beregningsfaktorerne for UMIP2003 svarer til, at der regnes på et gennemsnit for hele Europa.
- At påvirkningskategorierne forsuring, fotokemisk ozondannelse og eutrofiering (i jord- og vandmiljøet) forventes eller vurderes at have væsentlig betydning for resultatet af den aktuelle LCA
- At der ikke benyttes de almindelige vægtningsfaktorer i UMIP - da disse vægtningsfaktorer svarer til datagrundlaget for UMIP97 og derfor ikke er relevante for UMIP2003.

Hvornår anbefales, at der ikke benyttes stedkarakterisering?

Det anbefales herudover, at der generelt ikke benyttes stedkarakterisering, når LCA danner grundlag for

- Miljøvaredeklarationer
- Kriterier for miljømærker
- Markedsføring i øvrigt

Argumentet for ikke at anbefale stedkarakterisering i disse sammenhænge er, at brug af stedkarakterisering i princippet kunne medføre, at virksomheder vælger at placere produktionsanlæg der, hvor miljøet kan tåle en høj belastning frem for at vælge en mere miljøvenlig teknologi. Denne adfærd kan betegnes som miljødumpning og må betragtes som misbrug af stedkarakterisering.

I disse sammenhænge må derfor enten bruges sted-uafhængig karakterisering efter UMIP2003 (se ovenfor) eller den traditionelle beregning efter UMIP97.

Nye normaliseringsfaktorer under UMIP2003

Da påvirkningskategorierne forsuring, fotokemisk ozondannelse og eutrofiering er karakteriseret og beregnet på en ny måde i UMIP2003 har det været nødvendigt at udvikle nye normaliseringsfaktorer. De nye faktorer er angivet i vejledningen.

3.5 Arbejds miljø

Ønsket om at kunne integrere arbejdsmiljø i LCA beror på, at det ikke kan anses for hensigtsmæssigt, hvis forbedringer i forhold til det ydre miljø opnås på bekostning af arbejdsmiljøet.

Den oprindelige version af UMIP (UMIP96) indeholdt derfor en metode til vurdering af arbejdsmiljø. Denne metode har dog aldrig været anvendt i nævneværdig grad - formentlig på grund af metodens krav til dataindsamling og -bearbejdning.

Det er derfor glædeligt, at det er lykkedes at udvikle en ny metode til vurdering af arbejdsmiljø i forbindelse med LCA. Denne metode erstatter den oprindelige metode i UMIP96. Metoden er beskrevet i vejledningen om *Arbejdsmiljø i LCA - en ny metode - UMIP2003* [Schmidt et al 2004].

Den ny metode er en branchevurderingsmetode, som kombinerer statistisk viden om produktion i brancher med viden om antal anmeldt arbejdsskader og -ulykker i disse brancher. Hermed opnås en målestok for arbejdsmiljøbelastningen pr. produceret enhed i disse brancher. Denne målestok giver derfor mulighed for at sammenligne arbejdsmiljøbelastningen på tværs af brancherne og dermed at vurdere om belastningen vil stige eller falde når et materiale udskiftes med et andet.

Metoden må betegnes som en screeningsmetode, hvis største fordele er at den er enkel og objektiv.

Det skal understreges, at metoden er udviklet specifikt til brug i LCA og at den på ingen måde kan erstatte arbejdspladsvurderinger og andre former for arbejdsmiljøvurderinger etc. i henhold til arbejdsmiljøloven.

Det kan forventes at metoden vil blive integreret i de LCA-programmer, der godkendes af det Danske LCA-center indenfor de kommende år (se afsnit 2.4). Indtil da anbefales, at metoden bruges som en manuel procedure i de tilfælde, hvor beslutningstageren finder at det er væsentligt at tage hensyn til arbejdsmiljøet i vurderingerne.

4 Praktiske råd

4.1 Valg i LCA - grundlæggende overvejelser

Grundlæggende handler de valg, der skal træffes ved udarbejdelsen af en LCA, om hvad denne LCA skal bruges til. Det er dog ikke nok at fastlægge formålet og anvendelsen. Der skal også tages hensyn til situationens kompleksitet og konsekvensen af de beslutninger der skal træffes. Hertil kommer i praksis også den erfaring, som er til rådighed samt villigheden til at investere.

Formålet og anvendelsen

I tabel 4.1 er listet en række typiske anvendelser for LCA. Denne liste giver sig ikke ud for at være komplet, men skal primært give et overblik og være et udgangspunkt for de råd, der er givet i de følgende afsnit.

Det er altid afgørende, at beslutningstageren gør sig helt klart, hvad formålet er med den LCA, som ønskes udført. Og formålet bør defineres så præcist som overhovedet muligt. Det handler ideelt om at besvare følgende spørgsmål:

- *Hvem skal bruge resultaterne?*
- *Til hvad?*
- *Hvornår?*
- *Hvilke konsekvenser kan der være knyttet til de beslutninger, der træffes?*

Indeholdt i disse spørgsmål kan ligge flere delspørgsmål, som har betydning for hvilken form for LCA, der skal udføres og hvordan. Som eksempler på sådanne delspørgsmål skal nævnes:

- Tales der om et enkelt produkt eller om en produktgruppe? - Dette har betydning for definitionen af funktionel enhed (jf. afs. 3.2) og identifikation af alternativer.
- Hvad er tidsperspektivet i de beslutninger, der træffes? Handler det kun om forhold inden for de næste par år, eller har det også indflydelse på eller påvirkes virkeligheden om 20-30 år? - Dette har betydning for, om der bør laves trendanalyse.
- Skal studiet alene bruges til intern brug eller vil det også blive brugt eksternt? - Dette har betydning for den anvendte metode, men også for krav til dokumentation.

Det falder uden for rammerne af en vejledning som denne, at liste alle de spørgsmål, der kan være relevante for de forskellige anvendelser. Det skal derfor blot konkluderes, at beslutningstagerens definition af studiets formål skal fortsættes med, at LCA-praktikeren - dvs. den person, der i praksis udfører studiet - vender tilbage med forslag til funktionel enhed, systemafgrænsninger, allokeringssprincipper og andre grundlæggende metodevalg.

Disse forslag må så afstemmes med formålet for at vurdere, om dette vil blive opfyldt.

Erfaringen viser, at det i denne proces også er vigtigt at afklare, om LCA er det rette værktøj for den opgave, der ønskes løst. Der kan fx. være problemstillinger, der bør afklares med en decideret kemikalievurdering i stedet for en LCA.

Situationens kompleksitet

Den situation som vurderes i en LCA kan være mere eller mindre kompleks. De forhold, der kan gøre situationen kompleks vil normalt handle om:

- Flerproduktsystemer, dvs. at den enkelte produktion leverer 2 eller flere forskellige produkter (fx kan et slagteri levere både huder til læder, kød til konsum og affald til foder).
- At der sker genanvendelse af materialer til andre formål.
- "Trade-offs", dvs. at produktændringer betyder, at nogen miljøpåvirkninger øges, mens andre mindskes.

Komplekse situationer kan være vanskelige at overskue, uden at der sker en kvantificering. I sådanne tilfælde er det reelt givet, at en troværdig LCA skal udføres som en *detaljeret LCA*. Er situationen mere enkel kan *forenklet LCA* og delvist kvalitative vurderinger være fuldt ud tilstrækkelige. LCA-niveauerne *detaljeret* og *forenklet* er defineret i afsnit 2.3 og diskuteres yderligere i afsnit 4.2

Det bemærkes, at for flerproduktsystemer og i situationer med genanvendelse vil det være nødvendigt med særlige overvejelser om systemudvidelse og allokering (dvs. hvordan fordeles fællesbelastninger på de forskellige produkter - fx hvordan fordeles el-forbrug på slagteriet på læder, kød og affald). Sådanne spørgsmål er diskuteret i afsnit 4.2 i delafsnittet om systemgrænser og allokering.

Konsekvensen af det udførte arbejde

Konsekvensen af de beslutninger der træffes som følge af en LCA kan handle om produktdesign, materialevalg, investeringer osv. Helt afhængig af den aktuelle situation kan konsekvenserne blive vurderet som store eller små.

Det må anses for sund fornuft at forvente, at jo større betydning en LCA tillægges desto grundigere skal arbejdet udføres. Dette gælder for LCA på samfundsplan såvel som på virksomhedsplan og til andre formål.

Grundighed handler især om at kunne dokumentere og retfærdiggøre de valg, der er truffet i LCA'en og de konklusioner der opnås. De elementer der skal dokumenteres, handler om LCA-metoden, systemgrænser, de benyttede data, følsomheds- og usikkerhedsvurderinger og lignende forhold.

Markedsføring er en anvendelse, hvor det typisk er nødvendig at være særlig omhyggelig. En teknologi kan ikke i sig selv være *ren* eller *miljøvenlig*. Derimod kan en teknologi være *renere* eller *mere miljøvenlig* eller *mindre miljøbelastende* end andre teknologier.

Det er oplagt at bruge LCA til sammenlignende markedsføring. Også her skal man være varsom. Normalt er det kun muligt at sige, at vurderet ud fra

en bestemt metode og bestemte kriterier er et produkt miljømæssigt bedre end et andet.

Der henvises i øvrigt til *Forbrugerombudsmandens vejledning i miljømarkedsføring* [Forbrugerombudsmanden, 2004].

Erfaring til rådighed

Det er en kendsgerning, at screening typisk kræver mere erfaring end detaljeret LCA. Mange LCA-opgaver kan gennemføres som *forenklet LCA*, hvis de gennemføres af personer med erfaring. Modsat kan personer med ingen eller lille erfaring have nemmere ved at opnå et pålideligt resultat ved at bruge *detaljeret LCA*.

Den erfaring, som er til rådighed, kan derfor være en parameter, som bør tages i betragtning, når der vælges fremgangsmåde. I praksis kan erfaring købes fx som konsulentassistance.

Villighed til at investere

Det er oplagt, at den virksomhed, der kun kan eller vil investere 1 uges arbejde i en LCA må vælge en anden metode og stille andre krav end den virksomhed, der kan eller vil investere 6 måneders arbejde i en LCA. I det første tilfælde kan opgaven måske kun gennemføres med konsulent assistance. I det sidste tilfælde er der mange muligheder åbne.

Det er klart at evnen og viljen til at investere i LCA kan være så beskeden, at den LCA, der kan gennemføres, ikke kan dække det aktuelle problem. I dette tilfælde er det meningsløst at iværksætte en LCA.

Evnen og viljen til at investere i LCA kan hænge sammen med, om der er tale om en enkeltstående LCA eller en serie, hvor der kan opnås stordriftsfordele. Stordriftsfordele kan være relevante for virksomheder, der fremstiller en lang række produkter, der er opbygget relativt ens, fx. forskellige modeller.

4.2 Valg i LCA - metodeelementer og deres brug

I dette afsnit er præsenteret en række væsentlige elementer i LCA og diskuteret, hvornår det er relevant at benytte disse elementer og i hvilket omfang brugeren har et valg.

LCA-niveau

Brugeren har et valg mellem følgende LCA-niveauer:

- Livscyklustænkning
- Forenklet LCA
- Detaljeret LCA

Disse niveauer er beskrevet i afsnit 2.3. I tabel 4.1 er angivet til hvilke anvendelser de enkelte niveauer kan være egnede. Som det fremgår af tabellen, er der mange anvendelser, som kan gennemføres med flere LCA-niveauer.

Lidt forenklet og kontant kan siges, at:

- Livscyklustænkning er til internt LCA-arbejde, der ikke forventes offentliggjort.

- Forenklet LCA er til enkle problemstillinger med begrænsede krav til dokumentation. Resultatet er typisk meget afhængigt af udøverens viden og erfaring. Forenklet LCA bør derfor ikke bruges udadtil, hvis der ikke er foretaget ekstern kvalitetssikring (*kritisk gennemgang*). Forenklet LCA bruges typisk også som forberedelse til en detaljeret LCA og hjælper her med at fokusere den detaljerede LCA.
- Detaljeret LCA er til komplicerede problemer, hvor omfattende dokumentation er nødvendig.

Det understreges, at valg af LCA-niveau typisk har afgørende indflydelse på andre metodevalg.

System grænser og allokering

Systemgrænser i LCA handler om, hvordan man afgrænser det produktsystem, der er i fokus i den enkelte LCA, fra alle de andre produktsystemer, som grænser op til det. Traditionelt har man i LCA benyttet særlige regler til at afgrænse det væsentlige fra det uvæsentlige. En sådan regel kan fx være kun at medtage processer, der bidrager med mere end 1% af den samlede miljøpåvirkning for en eller flere påvirkningskategorier.

I vejledningen om *Geografisk, teknologisk og tidsmæssig afgrænsning i LCA* [Weidema 2003b] er imidlertid angivet en procedure til at afgrænse de relevante processer, som skal medtages i vurderingen, fra ikke-relevante processer. Hermed er de traditionelle regler for afgrænsning i princippet overflødige.

Vejledningen giver også råd om allokering og anbefaler, at allokering undgås og erstattes af systemudvidelse, hvilket betyder at produktsystemet udvides indtil alle relevante processer er omfattet. Denne anbefaling er også givet i ISO standarden nr. 14041 [DS/EN ISO 14041, 1998].

Selvom systemudvidelse fremover skal betragtes som reglen, er det ikke sikkert, at allokering helt kan undgås. Det er muligt, at der vil forekomme tilfælde, hvor systemudvidelse betyder, at der skabes et urimeligt stort produktsystem, som vil være vanskeligt og ressourcekrævende at håndtere.

Praktiske årsager kan således forsåt begrunde allokering og brug af traditionelle regler for systemafgrænsning. Det understreges, at den anbefalede metode til allokering ifølge ISO-standarden er det princip, som kaldes allokering efter *teknisk årsagssammenhæng* [DS/EN ISO 14041, 1998].

Det er beslutningstagerens ansvar at tage stilling til om de principper og regler, der præsenteres af LCA-praktikeren for at fastlægge systemgrænser og allokere kan anses for tilfredsstillende.

I overensstemmelse med anbefalingerne i afs. 4.1 (*situationens kompleksitet*) vil overvejelser om allokering normalt kun være relevant i forbindelse med detaljeret LCA.

Databehov og -indsamling

Dataindsamling er normalt den aktivitet, der kræver mest arbejdstid i LCA. Data kan hentes fra databaser (fx UMIP-databasen), litteraturen samt direkte henvendelse til virksomheder. Indhentning af data fra databaser og direkte henvendelse til virksomheder vil normalt kun være aktuelt ved *detaljeret LCA*.

Behovet for dataindsamling bestemmes af, om de data, man er i besiddelse af, er tilfredsstillende for den opgave, der ønskes gennemført. At data ikke er tilfredsstillende, betyder, at de ikke er tilstrækkeligt repræsentative for den proces, der ønskes beskrevet. Dermed kan usikkerheden på konklusionerne blive uacceptabelt stor. Man kan ikke påstå, at dataindsamling medfører noget metodevalg for brugeren, men beslutningstageren har naturligvis et valg omkring, hvornår datakvaliteten og dermed usikkerheden på resultatet anses for acceptabel. Dataindsamling bør typisk udføres iterativt, således at man på baggrund af en screening afgør, hvilke processer, der bidrager mest til de samlede miljøpåvirkninger og derefter koncentrerer dataindsamlingen om disse processer.

Trendanalyse/teknologi fremskrivning

LCA kan blive brugt til formål - fx produktudvikling - hvor beslutningerne påvirkes af eller påvirker den teknologiske udvikling i mange år frem i tiden. I disse tilfælde vil det være nødvendigt at vurdere den sandsynlige udvikling på de berørte områder. Som eksempel kan nævnes, at hvis en LCA handler om et nyt produkt med en produktudviklingstid på 5 år, en levetid på 20 år og som forventes produceret de næste 10 år, så skal denne LCA tage højde for de affaldsbehandlingsteknologier, der benyttes om ca. 35 år. I tabel 4.1 er angivet de anvendelser, hvor trendanalyse vurderes at kunne være relevant. Om trendanalyse er relevant i det enkelte tilfælde afhænger af tidsperspektiverne. Trendanalyse er typisk relevant, hvis det er nødvendigt at kigge mere end 5 år frem i tiden. I vejledningen om *Geografisk, teknologisk, og tidsmæssig afgrænsning i LCA* er givet forslag til, hvordan en sådan trendanalyse/teknologi fremskrivning i praksis udføres. Trendanalyse kan være relevant på alle LCA-niveauer, men vil typisk ikke blive anvendt, når det drejer sig om *livscyklustænkning*.

Påvirkningskategorier

Det er i princippet beslutningstagerens ansvar at bestemme hvilke påvirkningskategorier, der skal medtages i studiet. Hvis den aktuelle LCA i øvrigt udføres i overensstemmelse med UMIP-metoden, kan det anbefales at acceptere de påvirkningskategorier, der er en del af denne metode.

Beslutningstageren har dog også et ansvar for at sikre, at alle væsentlige miljøpåvirkninger er omfattet af den aktuelle LCA. Ifølge ISO standard 14042 [DS/EN ISO 14042, 2000] skal de tilsammen give et dækkende billede af produktet eller systemets miljøbelastning. Dette betyder, at såfremt der vurderes at være væsentlige miljøpåvirkninger - fx støjgener eller arealanvendelse - som ikke er omfattet af UMIP-metoden, så bør disse forhold også vurderes i denne LCA i det mindste kvalitativt. Arealanvendelse kan således være relevant at medtage for produkter, der indeholder væsentlige mængder af materialer, der stammer fra skove eller landbrug.

Det understreges, at det ved fortolkningen af resultater kan være acceptabelt at se bort fra enkelte påvirkningskategorier, såfremt det vurderes, at resultaterne er upålidelige på grund af usikre eller manglende data. Det er dog vigtigt, at dette tydeligt angives.

Stedkarakterisering

Stedkarakterisering og anvendelsen heraf er beskrevet i afsnit 3.4. Stedkarakterisering er et metodevalg, som i praksis kun er relevant for *detaljeret LCA*.

Normalisering og vægtning

Normalisering og vægtning er metodeelementer, der normalt kun anvendes

ved *detaljeret LCA*. Som angivet i afsnit 3.4 er der mulighed for at vælge mellem forskellige sæt normaliserings- og vægtningsfaktorer. Valget bør i praksis være bestemt af den geografiske placering af de industriprocesser, der medregnes i den aktuelle LCA.

Det understreges, at det står beslutningstageren frit at udvikle og vælge egne vægtningsfaktorer. Det er fx oplagt, at et amt kan anbefale, at de lokale virksomheder bruger særlige vægtningsfaktorer for affald til deponering, eutrofi-ering og andre forhold, hvor amtet som miljømyndighed på baggrund af lokale forhold mener, at det er relevant med særlige hensyn. Mangel på egnede arealer til lossepladser kan fx være et argument for at anbefale særligt høje vægtningsfaktorer for affald til deponering. Virksomheder, der producerer til et bestemt marked kan fx vælge at lægge stor vægt på prioriteringerne hos kunderne i dette marked.

Følsomheds- og usikkerhedsvurdering

Om der skal udføres følsomhedsanalyse og usikkerhedsvurdering i LCA er reelt brugerens valg. Følsomhedsanalyse bør dog være en integreret del af dataindsamlingen, og det må betegnes som sund fornuft altid at inkludere en usikkerhedsvurdering som grundlag for en vurdering af, hvor holdbare konklusionerne er. En sådan vurdering kan baseres enten på scenarier, hvor der justeres på væsentlige forudsætninger, eller på en egentlig beregning af usikkerheder. ISO-standarderne kræver at disse vurderinger foretages (jf. fx ISO Standard 14043 [DS/EN ISO 14043, 2000]).

Det kan forventes, at følsomhedsanalyse og usikkerhedsvurdering vil være integreret i de LCA-programmer - i hvert fald i GABI - der godkendes af det Danske LCA-center indenfor de kommende år (se afsnit 2.4). Det vil således være muligt relativt enkelt at udføre følsomhedsanalyse og usikkerhedsvurdering i *detaljeret LCA*.

Også i forbindelse med livscyklustænkning og forenklet LCA bør der naturligt tages højde for usikkerheder. Der er dog ikke udviklet egentlige metoder til at gøre dette, og følsomhedsanalyse og usikkerhedsvurdering i disse sammenhænge vil derfor i betydeligt omfang få karakter af skøn.

Kvalitetssikring/kritisk gennemgang

Kvalitetssikring betegnes i LCA som kritisk gennemgang. Denne proces bruges til at sikre, at alle afgrænsninger, forudsætninger, beregninger og vurderinger er relevante og troværdige.

Det er beslutningstagerens valg at fastlægge om, der skal udføres kritisk gennemgang og på hvilken måde. Miljøstyrelsen har udgivet en manual i kritisk gennemgang [Caspersen & Wenzel 2002]. Som angivet heri kan der skelnes mellem:

- Kritisk gennemgang udført af intern ekspert
- Kritisk gennemgang udført af ekstern ekspert
- Kritisk gennemgang udført af panel af interessenter

Hvilken type kritisk gennemgang, der skal benyttes i den enkelte LCA afhænger af anvendelsen og konsekvenserne af denne LCA. Brug af et panel af interessenter er relevant for LCA'er, der sammenligner forskellige produkter eller ydelser med hinanden og bliver offentliggjort. I tabel 4.1 er vurderet,

hvornår det i øvrigt må anses for relevant at benytte uafhængige eksterne personer til kritisk gennemgang.

I forbindelse med planlægningen af en LCA er det vigtigt også at afsætte økonomiske ressourcer til kritisk gennemgang og beslutte, hvordan denne skal gennemføres. For LCA'er, som offentliggøres og kan have betydning i den offentlige debat, må det forventes, at valget af personer til arbejdet kan have betydning for den generelle accept af resultatet.

ISO-standarder

Det er beslutningstagerens valg, om LCA'en skal leve op til ISO-standarderne. Disse standarder er et tilbud og ikke et krav. Standarderne har dog utvivlsomt betydning for gennemslagskraften af en LCA, dvs. at en LCA, der lever op til standarden vil blive respekteret højere end en LCA, der ikke opfylder standarden. Det er således et spørgsmål om LCA'ens anvendelse og beslutningstagerens holdning til standarder.

Generelt kan forventes, at *detaljeret LCA* efter UMIP-metoden vil opfylde ISO-standarderne, mens *forenklet LCA* og *livscyklustænkning* ikke vil leve op til standarderne.

I de tilfælde, hvor beslutningstageren vælger i sin rapport at erklære, at den aktuelle LCA lever op til ISO-standarderne må det anses for naturligt, at dette kontrolleres ved den kritiske gennemgang.

Dokumentation og rapportering

Det er beslutningstagerens ansvar at beslutte omfanget af den dokumentation og rapportering, der skal foretages.

Dokumentation og rapportering er især relevant for LCA'er, som offentliggøres og bruges eksternt. I denne sammenhæng er det et krav at de valg, der er truffet i LCA'en og de konklusioner, der opnås, kan dokumenteres og retfærdiggøres. De elementer der skal dokumenteres, handler om LCA-metoden, systemgrænser, de benyttede data, andre forudsætninger, følsomheds- og usikkerhedsvurderinger, fortolkning og lignende forhold. Kun LCA'er, som er dokumenterede, kan forventes at blive respekteret.

Dokumentation og rapportering er dog bestemt også relevant for LCA'er, der kun bruges internt. Her er behovet for dokumentation knyttet til behovet for at kunne undersøge baggrunden for de opnåede konklusioner og i øvrigt at kunne kontrollere, justere og forbedre den udførte LCA på et senere tidspunkt.

Et generelt krav i forbindelse med dokumentation er, at denne skal være åben og gennemskuelig. Dette kan give konflikt i forhold til fortrolige oplysninger. En acceptabel løsning på dette problem er normalt, at de personer, som er ansvarlige for *kritisk gennemgang*, også gives adgang til de fortrolige oplysninger og dermed kan bekræfte, at disse oplysninger er benyttet på en acceptabel og forsvarlig måde.

ISO Standard 14040 [DS/EN ISO 14040, 1997] indeholder også krav til dokumentation og rapportering.

Tabel 4.1

I tabel 4.1 er listet en række centrale elementer i LCA og angivet, hvornår de kan være relevante at anvende. Det understreges, at tabellen kun angiver elementer, hvor der er et valg, som typisk hænger sammen med opgavetypen. For de metodeelementer, som ikke er nævnt i tabellen, såsom

- systemgrænser og allokering
- databehov og -indsamling
- påvirkningskategorier
- normalisering og vægtning
- følsomhedsanalyse og usikkerhedsvurdering
- ISO-standarder
- dokumentation/rapportering

gælder, at de kan være relevante for alle opgavetyper, og at valget, om de skal inddrages, derfor beror mere på den enkelte opgave end på opgavetypen generelt. Der henvises her til teksten i afs. 4.2.

Tabel 4.1 Centrale elementer i LCA og hvornår de anvendes

Opgavetyper	LCA-niveau			Trend-analyse	Stedka-rakterise-ring	Kritisk gennemgang/ekstern
	Livscyklus-tænkning	Forenk-let	Detalje-ret			
<i>Virksomheder</i>						
Almen videnopbygning		(X)	X	X	X	
Investeringer og systemvalg	X	X	X	X	X	(X)
Produktudvikling	X	X	X	X	X	(X)
Strategisk miljøvurdering	X	X	X	X	X	
Markedsføring - Offensiv		(X)	X			X
Markedsføring - Defensiv		X	X			(X)
Miljøvaredeklarationer		X	X			(X)
<i>Offentlige myndigheder</i>						
Investeringer og systemvalg	(X)	X	X	X	(X)	X
Grønne indkøb/miljømærker	(X)	X	(X)			(X)
Samfundsmæssige handlingsplaner		(X)	X	X	(X)	X
Miljøøkonomiske analyser		X	X	X	(X)	X
Afgifter/støtteordninger			X		(X)	(X)

X: Relevant; (X): Delvist relevant

I forhold til tabel 4.1 skal i øvrigt gives følgende uddybende kommentarer:

Almen videnopbygning hos virksomheder handler om at være forberedt fx overfor pludselige krav om dokumenteret miljøinformation fra centrale kunder. *Almen videnopbygning* er dog også væsentlig for virksomheder, der generelt inddrager miljøaspekter i deres planlægning. Selvom *almen videnopbygning* kan baseres på *forenklet LCA*, vil *detaljeret LCA* typisk være mere hensigtsmæssig.

Strategisk miljøvurdering handler om at vurdere virksomhedens materialevalg og produkter i lyset af mere langsigtede tendenser på markedet fx forsyningsikkerhed, produktivitetsforbedringer, lovgivningsinitiativer og miljø-tendenser mere generelt. Dette er typisk en intern proces i virksomheder.

Mht. *markedsføring* og *miljøvaredeklarerationer* er der af etiske årsager (jf. afs. 3.4) ikke peget på stedkarakterisering som et relevant metodevalg.

Mht. *miljømærker* gælder, at miljømærkekriterier ofte er baseret på detaljeret LCA af generaliserede produkter og at disse LCA'er normalt er genstand for ekstern høring blandt interesseorganisationer, hvilket i denne sammenhæng kan ligestilles med ekstern *kritisk gennemgang*.

Både for *samfundsmæssige handlingsplaner* og for *miljøøkonomiske analyser* - især cost-benefit analyser - gælder, at det kan være relevant med en detaljvurdering af påvirkningerne af miljøet. Pålidelige vurderinger af denne type må nødvendigvis tage hensyn til de lokale forhold og dermed indebære *stedkarakterisering*.

4.3 Gør det simpelt

En vigtig regel, som ikke kan gentages for tit, lyder:

"Gør det simpelt"

Hermed menes i al enkelthed, at det er sundt fornuft at starte LCA-arbejdet så simpelt som muligt og udvide det i takt med, at behovet for yderligere og mere detaljeret information erkendes.

Start med *livscyklustænkning* og *forenklet LCA* og udvid det først til *detaljeret LCA* i takt med, at det vurderes at være nødvendigt.

Start med lettilgængelige data i litteraturen og databaser og begynd først med egen dataindsamling, når og hvor det vurderes at være nødvendigt.

Og - måske det vigtigste - vær kritisk og ærlig i forhold til hvad resultaterne kan bruges til.

Referencer

Caspersen, N. og Wenzel, H., 2002. *Vejledning i kritisk gennemgang af LCA*. Miljøprojekt nr. 687. Miljøstyrelsen

DS/EN ISO 14040, 1997. *Livscyklusvurdering. Principper og opbygning*. Dansk Standard, København

DS/EN ISO 14041, 1998. *Livscyklusvurdering. Formål og afgrænsning af undersøgelsen samt kortlægning*. Dansk Standard. København

DS/EN ISO 14042, 2000. *Livscyklusvurdering. Vurdering af miljøpåvirkninger*. Dansk Standard, København

DS/EN ISO 14043, 2000. *Livscyklusvurdering. Fortolkning af resultater*. Dansk Standard, København

Forbrugerombudsmanden 2004. *Forbrugerombudsmandens vejledning om miljømarkedsføring - version af 19. marts 2004*. Kort og godt nr. 13. Forbrugerstyrelsen, København.

Hansen, E.; Olsen, S.I., Hjelmar, O., Schmidt, A., Skårup, S., Christensen, K., Bendtsen, N., Müller, M., Poulsen, T.S., Hansen, J.B., Varming, S., Hansen, H.H., Hassing, H., Hauschild, M., 2004. *Livscyklusvurdering af deponeret affald*. (Forventes udgivet af Miljøstyrelsen i 2004).

Green Network 1999. *Håndbog i Livscyklusvurdering*. Green Network, Vejle Amt.

Guinée, J.B., Gorrée, M., Heijungs, R., Huppes, G., Kleijn, R., de Koning, A., van Oers, L., Sleeswijk, A.W., Suh, S., Udo de Haes, H.A., de Bruijn, H., van Duin, R., Huijbregts, M.A.J., 2002. *Life cycle assessment - an operational guide to the ISO-standards*. ISBN 1-4020-0228-9, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, the Netherlands, (kan også læses på <http://www.leidenuniv.nl/cml/ssp/projects/lca2/lca2.html>).

Hauschild, M. (red.), 1996. *Baggrund for miljøvurdering af produkter*. ISBN 87-7810-543-9, Miljø- og Energiministeriet og Dansk Industri, København.

Hauschild, M.Z., Wenzel, H., 1998. *Environmental assessment of products. Vol. 2 - Scientific background*. Chapman & Hall, United Kingdom, ISBN 0412 80810 2, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA.

Hauschild, M., Potting, J., 2003. *Stedlig variation i LCA. LCA vejledning* (Forventes udgivet af Miljøstyrelsen i 2004.)

Heijungs, R., Guinée, J.B., Huppes, G., Lankreijer, R.M., Udo de Haes, H.A., Sleeswijk, A.W., Ansems, A.M.M., Eggels, P.G., van Duin, R., de Goede, H.P., 1992. *Environmental life cycle assessment of products. Guide - Backgrounds*. ISBN 90-5191-064-9. Centre of Environmental Science, Leiden, the Netherlands.

Jensen A.A., Hoffman L., Møller B.T., Schmidt A., Christiansen K., Elkington J. and van Dijk F., 1997. *Life Cycle Assessment (LCA) - A guide to approaches, experiences and information sources*. Environmental Issues Series No. 6. European Environment Agency, Copenhagen.

Jerlang J., Christiansen K., Weidema B., Jensen A.A., Hauschild M., 2001. *Livscyklusvurderinger - en kommenteret udgave af ISO 14040 til 14043*. Dansk Standard, København.

Pommer, K., Bech, P., Wenzel, H., Caspersen, N., Olsen, S.I., 2001. *Håndbog i miljøvurdering af produkter - en enkel metode*. Miljønyt nr. 58/2001, Miljøstyrelsen

Remmen, A. og Münster M. 2002. *Kom godt i gang med livscyklustankegangen*. Miljønyt nr. 65, Miljøstyrelsen.

Schmidt, A., Rasmussen, P.B., Poulsen, K. B. , Fløe, T. og Andreasen, J. 2004. *Arbejds miljø i LCA - en ny metode - UMIP2003. LCA vejledning*. (Forventes udgivet af Miljøstyrelsen i 2004.)

Stranddorf, H.K., Hoffmann, L., Schmidt, A., 2004. *Påvirkningskategorier, normalisering og vægtning i LCA - Opdatering af udvalgte UMIP97-data. LCA vejledning*. (Forventes udgivet af Miljøstyrelsen i 2004).

Weidema, B.P., 1998. *Application typologies for life cycle Assessment*. International Journal of LCA [\(5\) p. 237-240 \(1998\)](#).

Weidema, B.P. 2003a. *Produkt, funktionel enhed og referencestrømme i LCA. LCA vejledning*. (Forventes udgivet af Miljøstyrelsen i 2004.)

Weidema, B.P. 2003b. *Geografisk, teknologisk og tidsmæssig afgrænsning i LCA. LCA vejledning*. (Forventes udgivet af Miljøstyrelsen i 2004.)

Weidema, B.P., 2003c. *Market information in life cycle assessment*. Environmental Project 863. Miljøstyrelsen.

Wenzel, H., 1998. *Application dependency of LCA methodology - key variables and their mode of influencing the method*. International Journal of LCA [\(5\) p. 281-288 \(1998\)](#),

Wenzel, H., Hauschild, M., Rasmussen, E., 1996. *Miljøvurdering af produkter*. ISBN 87-7810-542-0, Miljø- og Energiministeriet og Dansk Industri, København.

Wenzel, H., Hauschild M.Z., Alting, L., 1997. *Environmental assessment of products. Vol. 1 - Methodology, tools, techniques and case studies*. ISBN 0 412 80800 5. Chapman & Hall, United Kingdom, Kluwer Academic Publishers, Hingham, MA. USA.