

Bærekraftig mobilitet- En visjon for framtiden?

Ingvild Vaggen Malvik
Elin Mathiassen
Terje Semb

Program for industriell økologi
RAPPORT NR: 1/1999

FORORD

“Hva er fremskrittet? At vi kan kjøre fortene på veiene? Nei, fremskrittet er legemets nødvendige hvile, og sjelens nødvendige ro. Fremskritt er menneskets trivsel.”

Knut Hamsun

I denne prosjektoppgaven i industriell økologi har vi valgt å ta for oss et spørsmål av avgjørende betydning for utviklinga i framtida, nemlig behovet for transport av varer og personer. Vi ønsker gjennom denne oppgaven å forsøke å yte et lite bidrag til en mer helhetlig forståelse av dette spørsmålet, i tråd med det som er intensjonen bak fagfeltet Industriell økologi.

Oppgaven er skrevet ut i fra en erkjennelse av at et kurs i Industriell økologi ikke gjør oss til ingeniører. Vi er alle tre hovedfagsstudenter ved SVT-fakultetet, NTNU, i henholdsvis geografi (Terje) og Statsvitenskap (Elin og Ingvild). Ut i fra Industriell økologi sin ambisjon om å være tverrfaglig, har det syntes riktig for oss å i størst mulig grad ta utgangspunkt i våre egne fagtradisjoner, og bruke disse for å kaste lys over utfordringene innen dette faget. I stedet for å gi inntrykk av at vi har kompetanse på linje med personer med år bak seg på en teknisk institusjon, har vi sett det som vår oppgave å forsøke å belyse dette området med det som vi oppfatter som vår stryke - nemlig det å sette Industriell økologi inn i et samfunnsvitenskaplig perspektiv.

Trondheim, 3. april 1998.

Ingvild Vaggen Malvik

Elin Mathiassen

Terje Semb

INNHold

Forord	i
Innhold	iii
Figurliste	v
1. Innledning	1
1.1 Definerings av oppgaven.....	1
1.2 Strukturen i oppgaven.....	4
2. Metode	5
3. Teori	7
3.1 Presentasjon av Industriell økologi.....	7
3.2 Definerings av sentrale begreper i oppgaven.....	9
3.3 Myndighetene som aktør.....	14
3.4 De ulike hovedaktørene i samfunnet, og forholdene mellom dem, i lys av konseptet industriell økologi.....	18
4. Livssyklusanalyse - LCA	23
4.1 Presentasjon av LCA-metodikken	23
4.2 Presentasjon av Pivco Citybee.....	31
4.3 Gjennomgang av LCA-rapportene med vår del som hoveddel	32
5. Helhetlig drøfting	43
5.1 Målsetning: Bærekraftig mobilitet.....	43
5.2 Lang sikt: Redusert transportbehov.....	44
5.3 Kort sikt: El-bilen som et kompromiss	61
5.4 Generelle kommentarer.....	71
6. Konklusjon	73
7. Litteratur	77
Vedlegg	82

FIGURLISTE

Figur 4.1 Livsløpet til bilen slik som det er bygd opp i referansestudiet.

Figur 4.2 Referansestudien delt opp i produksjonsfase (grønn), bruksfase (blå) og sluttbehandling (rød). Eco-Indikator 95/Normalisert.

Figur 4.3 Sluttbehandlingsdelen struktur, skjematisk.

Figur 4.4 Sammenligning av sluttbehandlingsscenarioene. Eco-indikator 95/ Normalisert.

Figur 4.5 Sammenligning av hele livsløpet med ulike sluttbehandlingsscenario. Eco-indikator 95/evaluert.

Figur 5.1 Kurver som viser sammenhengen mellom valg av transportmiddel og inntekt i forskjellige verdensdeler.

Figur 5.2 Endringer i samlet energibruk i transportsektoren i Norge, utslipp målt i CO₂-ekvivalenter og arealbruk i henholdsvis 1990 og 2010. De langsiktige miljømålene er vist nederst i tabellen. Beregningene bygger på en forutsetning om 30 og 80 prosent økning i personkilometer for henholdsvis personbil og fly i perioden 1990 til 2010

Figur 5.3 Forandringenes hastighet: Så mange år tok det før følgende teknologier ble tatt i bruk av 25 prosent av USAs befolkning.

Figur 5.4 Årlig energibruk pr innbygger til transport (1000 MJ) i nordiske byer med ulikt tettstedsarealer (m²) pr innbygger. N=22.

Figur 5.5 Rammebetingelser for fortetning og lokalisering av boliger og arbeidsplasser i sentrum.

Figur 5.6 Regneeksempler på reduksjon i samlet kjørelengde.

Figur 5.7 Persontransport og privat konsum 1970-94. 1970 = 100.

Figur 5.8 Virkningene av økt CO₂-avgift og redusert arbeidsgiveravgift. Millioner 1994-kroner. (Prosent avvik fra referansealternativet i parentes)

Figur 6.1 Virkemidler for bærekraftig mobilitet.

Figur 6.2 Virkemidler for introduksjon av en miljøeffektiv el-bil.

1. INNLEDNING

Utfordringene verden står ovenfor i dag er dramatiske. En rekke forskere gjennomførte på oppdrag fra det canadiske flyvåpenet en omfattende framtidsanalyse, kalt *Project 2020*.¹ I rapporten fra 1994 diskuteres det tre såkalte megatrender, trender "*which impacts on everything else*" (s. 120): Befolkningsøkning og ressursknapphet, den teknologiske utviklinga (science and technology) og skifte i menneskelige verdier (ethics). Hovedkonklusjonen er at verden står ovenfor enorme utfordringer i forhold til disse trendene.

Industriell økologi har etter vår mening en viktig rolle å spille i dette bildet. En stadig økende verdensbefolkning bruker stadig mer naturressurser - ressurser som ikke er uendelige. Spørsmålet det hele koker ned til er hvor vidt vi fortsatt skal ha et industrielt samfunn eller ikke. Dersom svaret på dette spørsmålet er ja, forutsetter dette dramatiske endringer av dagens produksjons- og forbruksmønstre dersom dette skal bringes i tråd med ei bærekraftig utvikling.

1.1 Definerings av oppgaven

I denne rapporten vil vi se på landbasert personmobilitet i en industriell-økologisk synsvinkel, med utgangspunkt i dagens situasjon i Norge, og med perspektiver 25 og 50 år framover. Vi vil bruke resultatene fra LCA-analysen av Pivco City-Bee som et grunnlag for blant annet å drøfte hvorvidt el-bilen er svaret på framtidens utfordringer i forhold til transport av personer forutsatt ei bærekraftig utvikling. I tillegg vil vi bruke livsløpet til el-bilen fra Pivco City-Bee for vise hvordan myndighetene på forskjellige måter har innvirkning på dette.

Teknologien er en del av samfunnet, og samfunn og teknologi er gjensidig avhengig av hverandre. Som samfunnsvitere har vi ikke kompetanse til å forbedre de tekniske prosessene. Vår styrke ligger i å si noe om den samfunnsmessige konteksten teknologien virker innenfor. Ut i fra dette vil vi komme med forslag til hvordan man kan optimalisere de samfunnsmessige mekanismene til å medvirke til en bærekraftig utvikling.

1.1.1 Bruk av begrepet aktør

I konsensuskonferansen (se kp. 2) spilte vår gruppe rollen som "myndigheter". I oppgaven vil vi imidlertid forsøke å holde en noe større

¹ *Project 2020: Phase I Report: Through the Looking Glass* ble gjennomført som en modifisert delfi-undersøkelse med åtte arbeidsgrupper på temaene demografi, ressurser, klima, miljø, teknologi, økonomi, sosiale og politiske forhold, samt internasjonale og militære forhold.

distanse, ved at vi velger å se analytisk på myndighetene som aktører på samfunnsarenaen. Vi oppfatter “valg av rolle” (jmf. krav satt til oppgaven) snarere som et valg av perspektiv, av hvilken aktør vi skal legge hovedvekt på i analysen. I oppgaven tar vi derfor for oss alle typer og nivåer av myndigheter (se 3.3 og kp. 5), ut i fra et forsøk på å beholde så mye som mulig av helhetsperspektivet. Som en følge av kravene som settes til oppgaven, må vi behandle tema nokså generelt, og da ville vi tape mye av oversikten om vi skulle begrense oss til bare ett myndighetsorgan. Både mål og virkemidler kan kreve handling og samarbeid fra forskjellige deler av myndighetssystemet. Dessuten er det ofte vanskelig å si hvilken del av myndighetene som faktisk fatter en beslutning *før den er tatt*. Saker *behandles* ofte av ett nivå, der kanskje innstilling blir gitt - og således den reelle beslutning tatt - mens et annet *vedtar* beslutningen. Eller ankemuligheten gjør at et høyere myndighetsorgan får siste ord i saken.

Vi ønsker å få til en syntese mellom et helhetlig industriell økologiperspektiv, det konkrete caset vårt, el-bilen Pivco City Bee, og fokus på myndighetene som aktører. For det første er hovedessensen i Industriell økologi å se ting i et helhetlig systemperspektiv. Dette vil vi forsøke å oppnå gjennom å benytte en temmelig vid definisjon av funksjonell enhet og systemgrenser. For det andre mener vi myndighetsrollen best kan tolkes til å måtte omfatte hele landet, da offentlige myndigheter har Norge som sitt virkeområdet (jfr. nasjonalstaten). Dette vil altså utgjøre rammen for oppgaven. Myndighetenes rolle er ikke å ta ta stilling til hva ett enkelt produkt fører til av økning/reduksjoner av utslipp o.l., men derimot å gjøre de nødvendige vurderingene av et produkt i lys av at dette i markedet vil opptre i svært mange enheter, og i konkurranse med, og i tillegg til, mange andre produkter. Med andre ord, det er ikke den enkelte el-bil som er interessant sett i fra et myndighetsperspektiv, men de aggregerte virkningene av mange enheter. Samtidig ligger det også i myndighetenes rolle et samfunnsplanleggingsaspekt, som nødvendiggjør at myndighetene tar stilling til hvilke sosio-tekniske systemer landet skal satse på, og dermed hvilke produkter som er samfunnsmessig ønskelige.

1.1.2 Funksjonell enhet og systemgrenser

Valget av funksjonell enhet og systemgrenser for hele prosjektoppgaven fremkom etter en konsensuskonferanse som ble avholdt i kurset Industriell økologi I. Disse avviker fra den funksjonelle enheten og systemgrensene som ble brukt i LCA'en med å være mer omfattende. Begrunnelsen for utvidelsen var at man ønsket å se på el-bilens rolle i et større perspektiv, som er en av de viktige idéene som skiller industriell økologi fra tidligere orienteringer.

En slik endring av systemgrenser og funksjonell enhet gjør det mer komplisert å sammenligne resultater, men det vil likevel være mulig å bruke opplysninger som er kommet fram gjennom LCA'en i den mer omfattende analysen. Vi vil komme tilbake til definisjon av, og diskusjon rundt den første definisjonen av den funksjonelle enheten og systemgrensene som er brukt i LCA'en i kapittel 4.

I konsensuskonferansen ble den funksjonelle enheten definert i et industriell økologi-perspektiv til å være bærekraftig landbasert vare- og persontrafikk i Norge i et 25-årsperspektiv. Vi vil i denne oppgaven fokusere på den landbaserte persontrafikken, men samtidig forsøke å se ut over de 25 første årene. Dette kommer av vår bruk av begrepet bærekraftig mobilitet for personer (se 3.2.2), som forutsetter en samfunnsutvikling mot et bærekraftig samfunn. 25 år vil i så måte bli et altfor kort perspektiv. En nærmere diskusjon av tidsbegrepet knyttet til samfunnsutvikling og myndighetenes rolle følger i del 3.2.4. Når vi velger å kun se på bærekraftig personmobilitet, og ikke ta med varemobiliteten, er det fordi vi vil unngå at den funksjonelle enheten for LCA'en avviker for mye fra den som er brukt i resten av oppgaven. Noen av problemene tilknyttet varemobiliteten vil kunne løses med samme eller lignende midler som personmobilitetens problemer, men ikke alle. Det er også et poeng at personmobiliteten og varemobiliteten er knyttet til hverandre på en slik måte at de ideelt sett burde analyseres sammen. Men dette ville fordre et langt større oppgaveformat enn denne semesteroppgaven legger opp til. Landbasert vil si at vi ikke legger vekt på båttrafikk og fly i vår analyse, men se på alternativer til personmobilitet på land, som kan oppfylle kravene den funksjonelle enheten omfatter.

Vår *funksjonelle enhet* blir derfor: Landbasert bærekraftig mobilitet for personer i Norge i et 25- og 50-årsperspektiv.

Slik definerer vi *systemgrensene* vi vil bruke i denne oppgaven:

- tid: Med utgangspunkt i dag vil vi se 50 år framover for hele oppgaven generelt, og 25 år framover i case-analysen spesielt.
- rom: Det geografiske Norge.
- funksjon: Personmobilitet.
- målekriterium: I tråd med ei bærekraftig utvikling.
- tilknyttede systemer: Bosetting, forbruksmønster (inkludert -volum), energiforsyningssystemet, forsknings- og utdanningssystemet, finanssystemet mm.²

² Vi vil først og fremst se på personmobiliteten (som er en del av samferdselssystemet), men siden den er så nært knyttet til bosettings- og forbruksmønsteret, og et myndighetsperspektiv vil innebære avveining mellom forskjellige politiske beslutninger innenfor ulike sektorer, velger vi å ta disse systemene med i våre analyser. Dette er også i tråd med definisjonen av bærekraftig mobilitet. I tillegg er det naturlig å vurdere elementer fra det norske energiforsyningssystemet, forsknings- og utdanningssystemet, finanssystemet, og en rekke andre samfunnsområder. Samferdselen er så grunnleggende for vårt samfunn, at den har innflytelse over, og påvirkes av, omtrent alle samfunnsområder.

1.2 Strukturen i oppgaven

I første kapittel i oppgaven gjør vi rede for hvordan vi definerer denne oppgaven, samt hva vi anser som funksjonell enhet, og våre systemgrenser.

I kapittel 2 beskriver vi metodene som er brukt for oppgaven.

Konseptet industriell økologi presenteres i kapittel 3. Deretter definerer vi sentrale begreper i oppgaven, og myndighetenes roller i dette caset. Til slutt i kapittelet utdypes vi forholdet mellom myndighetene og de andre aktørene.

I kapittel 4 vil vi ta for oss den konkrete LCAen vi gjennomførte på Pivco CityBee, og se på ulike sider ved metoden, programvaren og bruken av LCA.

Kapittel 5 blir slik analysekapittelet. Her vil vi jamføre framtidens utfordringer med resultatene fra LCA'en sett i et industriell økologi-perspektiv. Det sentrale spørsmålet bli om Pivco CityBee er en del av løsninga på framtidens utfordringer, eller om andre alternativer er å foretrekke. Denne diskusjonen er essensiell i forhold til myndighetene som aktører, og avgjørende i forhold til myndighetens valg av virkemidler for forbedringer av systemet som el-bilen, eller andre løsninger, opererer innenfor. I kapittel 6 presenterer vi konklusjonen.

2. METODE

I denne oppgaven har vi lagt til grunn en livsløpsanalyse (LCA) av Pivco City Bee med vekt på avfallsbehandling (se kp. 4), muntlige kilder, omfattende kvalitative datamengder hentet fra forskjellige typer skriftlige primærkilder (offentlige dokumenter, utredninger, avisartikler, hjemmesider på internett, o.l.), med et teoretisk grunnlag i sekundærlitteraturen, samt de resultater konsensuskonferansen kom fram til.

Livsløpsanalyse som metode er nærmere beskrevet i kapittel 4.

For kilder til litteraturen som er brukt i oppgaven, henvises til litteraturlista. Kildene som er brukt, er utvalgt etter skjønn basert på hva som alminnelig godtas som kilder i en oppgave på NTNU (kildekritikk), og hva vi synes er relevant for oppgaven (vår tolkning av tema).

Konsensuskonferansen var et forsøk på å komme fram til en slags felles forståelse av industriell økologi i samband med el-bilcaset og de ulike rollene gruppene som jobbet med caset fikk tildelt - produsenter, energiselskap, NGO, forbrukere og myndigheter - basert på Habermas` idéer. Nye systemgrenser og funksjonell enhet for prosjektoppgaven ble bestemt.³

³ Etter vår oppfatning viste konsensuskonferansen at nettopp et slikt samtaleforsøk er svært viktig - blant annet for å kunne samordne målene og være sikker på at alle mener det samme når de bruker samme begrep. Naturlig nok tenkte alle gruppene først og fremst på å få oppfylt sine egne "behov". Det oppstod imidlertid et skille mellom gruppen vår, som var myndighetene, og de andre. Dette skillet mener vi reflekterer at mens de andre gruppene i sitt forhold til myndighetene bare har "sin egen kake å mele", sitter myndigheten i en posisjon der de er nødt til å velge mellom ulike løsninger og virkemidler overfor ulike aktører - altså fordele goder. Det vil aldri være tilfeller der absolutt alle er enige i denne fordelingen. Dette kommer vi nærmere tilbake til i kapittel 3 og 5.

3. TEORI

3.1 Presentasjon av Industriell økologi

«The crisis that we face today is generally the minor problems that we neglected yesterday».

Edward Cornish

Begrepet industriell økologi ble først brukt tidlig på 1970-tallet i Japan, men da med et annet meningsinnhold enn i dag. Begrepet ble så gjenlansert i USA i 1989, men da i en form som var utviklet av amerikansk industri i samarbeid med Massachusetts Institute of Technology (MIT) (Erkman 1997). Siden da har begrepet blitt definert på flere forskjellige måter, og mye tid og krefter har blitt brukt for å utvikle de teoretiske og metodiske prinsippene, spesielt i forhold til initiativ i retning av «et grønt næringsliv».⁴

Det finnes mange ulike definisjoner på konseptet industriell økologi. Ved NTNU har man valgt å ta utgangspunkt i Graedel og Allenby (1995:9) sin definisjon av begrepet industriell økologi:

"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 an industrial system 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 resources, energy, and capital."

Sentralt i denne definisjonen er:

1. Alle menneskelige aktiviteter, inkludert alle typer industrielle systemer, må utvikles og drives innen grensene for et bærekraftig samfunn. Vi skal komme nærmere tilbake til diskusjonen om hva et bærekraftig samfunn kan bety (se 3.2.1).

2. Industrielle systemer må lære av den struktur og dynamikk som finnes i naturlige økosystemer. Dette betyr en overgang fra lineær til syklisk system der avfall fra en prosess er byggematerialer i en annen, og der material- og energibruk minimeres i henhold til termodynamikkens lover. Produktets funksjonalitet blir det viktige, ikke produktet i seg selv.

3. Industriell økologi forutsetter nye strategier for design og drift av industrielle systemer (Hanssen 1997).

⁴ Hentet fra bakgrunnsnotat om Industriell økologi ved NTNU av 30. mail 1997.

En annen definisjon av industriell økologi, som mer tydelig får fram samfunnsaspektene og myndighetens rolle, er formulert av A. L. White (1993)⁵:

“Industrial Ecology is the study of the flows of materials and energy in industrial and consumer activities, of the effects of these flows on the environment, and of the influences of economic, political, regulatory and social factors on the flow, use and transformation of resources.”

Her kommer imidlertid ikke systemtilnærmingen i industritenkningen like godt fram, og heller ikke legges det tydelig vekt på at målet er bærekraftighet. Diskusjonen om hva industriell økologi egentlig skal inneholde, fortsetter. I praksis er utfordringa å unngå at konseptet blir tolket for snevert:

“If industrial ecology, or environmentally grounded industrial studies of any sort, are to be simply a more fashionable way of talking about product life-cycle analysis, I believe we will have lost the real potential of the concept“ (Smith 1997:88).

En viktig poeng ved industriell økologi, er at industrisystemene sees på som subsystemer innenfor naturlige økosystemer, at mennesket og dets samfunn er en del av naturen. Menneskets syn på seg selv og forholdet til naturen, har svært mye å si når det gjelder både definisjon av problemer og mulige løsninger.⁶ Inkludert i dette kommer de forskjellige aspektene av et bærekraftig samfunn, for eksempel biodiversitet. Når naturens egenverdi skal tas med i regnskapet, betyr dette en ny tenkemåte for det vestlige menneskesamfunnet, herunder industrisystemene spesielt. Tradisjonell “end-of-pipe”-tenkning reflekterer i så måte en mer antroposentrisk synsvinkel, der ressursmengden og avfallsmengden i systemet er tilnærmet uendelig.

Som det heter i Bakgrunnsnotatet av 30. mai 1997 om industriell økologi:

«Industrial ecology research is meant to contribute to the very large challenges one faces in future, given the required need for improving the environmental efficiency of technology in a long term perspective in order to reduce the total pressure on nature and environment in a world of rapid growing population and welfare.»

⁵ Fra forelesning i kurset Industriell Økologi I med Ole Jørgen Hanssen, høst 1997.

⁶ Et eksempel er spørsmålet om dyr har følelser og bevissthet om sin egen individualitet. Hvis man godtar at mennesket er en del av naturen, utviklet ved evolusjon, vil det være sannsynlig at også såkalte “høytstående” dyr har utviklet følelser og bevissthet som ligner vår, nettopp fordi dette er trekk som fremmer overlevelse. I et slikt perspektiv kan man stille mer kritiske spørsmål ved for eksempel kosmetikk- og legemiddelindustriens bruk av dyr i forskning på, og testing av produkter (Dreyer 1997). Hvis dagens praksis skal avskaffes eller reduseres kraftig, vil dette kreve ny organisering og innovasjon av industrien.

3.2 Definerer av sentrale begreper i oppgaven

Her vil vi kort gjøre rede for hvordan vi definerer en del andre sentrale begreper i denne oppgaven, og hvordan vi oppfatter sentrale aktører. Disse vil vi bruke som utgangspunkt for diskusjonen i besvarelsen, og det er derfor viktig at leseren er på det rene med hvilke definisjoner vi har valgt.

3.2.1 Bærekraftig utvikling

Begrepet fikk nytt liv gjennom Brundtlandkommisjonen sin rapport, *Vår felles framtid*, til tross for at det framstår nokså tvetydig. I følge William Lafferty og Oluf Langhelle (1993 s.13ff) er det blitt identifisert minst seks ulike definisjoner av begrepet i rapporten, hvor disse heller ikke nødvendigvis er forenlige. I utgangspunktet er uttrykket satt sammen av to ord som kan virke som ild og vann: Begrepet bærekraft har sin opprinnelse i økologien og har dermed et rimelig klart innhold. Utvikling derimot, er *et "semantisk, politisk og ikke minst moralsk minefelt"* (Lafferty og Langhelle 1995 s. 14, etter Adams 1990). Begrepet utvikling har nemlig ikke noe fast meningsinnhold og definisjonene varierer.

På side 42 i *Vår felles framtid* defineres imidlertid bærekraftig utvikling som *"utvikling som imøtekommer dagens behov uten å ødelegge mulighetene for at kommende generasjoner skal få dekket sine behov. Den omfatter to nøkkelmomenter:*

- *det å dekke behov, spesielt grunnbehovene til verdens fattige, som bør gis første prioritet*
- *ideen om begrensningene som dagens teknologi og sosiale organisering legger på miljøets muligheter til å imøtekomme dagens og framtidens behov".*

I Stortingsmelding 58, *Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling*, blir denne definisjonen lagt til grunn - men med en viktig presisering:

"I den grad teknologiske endringer viser seg utilstrekkelige for å bringe den totale belastningen på naturgrunnlaget innenfor forsvarlige grenser, vil en følge være at nye, økologiske rammevilkår først og fremst må legge begrensninger på de rike lands befolkningers mulighet til å dekke sine mer sekundære behov". De mer sekundære behov defineres av meldinga til å være adskilt fra *grunnleggende behov* ved at disse er *"mer sosio-kulturelt definerte (..) som kan utvikles i mange retninger"* (St.meld.nr. 58 96/97:12).

Det handler om å dekke behov innenfor *"det globale økologiske rom"*, et økologisk rom som meldinga understreker som felles for alle menneskene på jorda. *"Vår største utfordring er at ressursene i verden, både i form av økonomiske ressurser og i form av andeler av de økologiske rommet, er så ulikt fordelt"* (St.meld.nr. 58 96/97:10). Derfor vil en bærekraftig

utvikling innebære en jevnere fordeling av dette "rommet", både mellom mennesker og mellom land i dag.

Det har vært diskutert hvor vidt den økologisk begrensende faktor er en del av "side-42-definisjonen" av begrepet i *Vår felles framtid*. Denne diskusjonen er i og for seg ikke så interessant forutsatt at forståelsen av at jordas ressurser er begrenset ligger i grunn for at begrepet i det hele tatt er interessant. Men gitt en situasjon hvor så ikke er tilfelle, er Stortingsmelding 58, *Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling*, sin klare budskap viktig.

Målsetningen for en bærekraftig utvikling er altså et bærekraftig, opprettholdbart samfunn. Men når er et samfunn bærekraftig? Tidssdimensjonen er av avgjørende betydning for valg av virkemidler. Nederland er et eksempel på et land som har laget en målsetning i tid i forhold til dette. Myndighetenes planer er "*all explicitly based on the goal of attaining sustainable development in The Netherlands within one generation*" (Greadel og Allenby 1995:74), hvor bærekraftig utvikling er definert i tråd med *Vår felles framtid* (1987).

Ved å "løse" ett miljøproblem, forverrer man ofte et annet, eller skaper et nytt (Holden 1996). Tatt i betraktning at det er umulig å ha fullstendig oversikt over, enn si styre, samfunnsutviklingen (og samfunnsutviklingen i interaksjon med naturomgivelsene - eller uttrykt på en annen måte - det menneskelige økosystem med de andre økosystemene i naturen), kan man se på defineringen av, og arbeidet mot, et bærekraftig samfunn som en kontinuerlig prosess fram mot et idealmål. Det blir derfor viktig å være oppmerksom på hva slags praktiske delmål man setter seg underveis, i hvilket tidsperspektiv oppfyllelsen av disse målene skal skje, og hvem som setter dem. Det er imidlertid et paradoks at i en tid da planlegging - spesielt makroskala sosial og økonomisk planlegging - er langt ute av "motebildet", er det nærmest universell enighet om et prosjekt som ihvertfall på overflaten ser ut til å involvere en gedigen utvidelse av ulike typer planleggingsadferd (Meadcroft 1997).

Så hvilke praktiske krav og definisjoner setter vi? Man har forsøkt, og forsøker stadig, å bestemme naturens tålegrenser. Men verken nivåer som "carrying-capacity" (jmf. def av industriell økologi) eller "critical load" kan noen gang bestemmes nøyaktig, noe som medfører at politisk bruk av disse begrepene må omfatte "føre-var-prinsippet" (Spangenberg & Schmidt-Bleek 1997). Imidlertid anbefaler de bruken av bærekraftighet som mål, og begrepet økologisk rom som kompass. Kvantifiseringen av det økologiske rommet foreslås å være ressursflyt langs de tre aksene land, energi og materiale, målt ved fysiske input.⁷ For energi anbefaler de IPPCs reduksjonsmål, for land er

⁷ Det beste etter Spangenberg og Schmidt-Bleeks mening er å bruke ressursflyt som mål på miljøskader - forutsatt at man har gode estimater for bruken av det økologiske rom. Målepunktene for ressursflyten bør være grensen mellom ekosfæren og antroposfæren, altså der det går ting inn ("sources") og ut ("sinks") av systemene. Tradisjonelt måler man det som går ut, men om man ser på produktene selv som hovedutslippene fra industrielle samfunn, blir det mer interessant å måle og regulere det som

det ikke utviklet noe godt mål ennå (men jordforringelse og skadene på biodiversiteten tyder på at bærekraftigheten er truet eller overskredet), og for materialbruk anbefaler de en forbedring i ressurseffektivitet på global basis med en faktor på 2, og for i-land en med en faktor på 10. I en 30-50-års tidsperiode vil dette si en årlig ressursproduktivitet på 4,5 %, noe som regnes som gjennomførbart. Denne tidsperioden behøves både på grunn av teknologiendringene som behøves, og fordi det må skje et skifte i folks holdninger til en mer bærekraftig livsstil.

I et industriell-økologi-perspektiv, kan man således hevde at bærekraftig utvikling kan defineres som unngåelsen av alvorlige forstyrrelser i naturens materialsyklus (Graedel & Allenby 1995).

3.2.2 Bærekraftig personmobilitet

Begrepet "bærekraftig mobilitet" tar utgangspunkt i forflytning innenfor rammen av bærekraftig utvikling. Mennesket må forflytte seg for å overleve, men dette skjer ikke i noe samfunnsmessig vakuum. Tvert i mot, forflytning og behovet for forflytning henger nøye sammen med samfunnsmessig kontekst, og disse virker gjensidig på hverandre: Bilsamfunnet skaper massebilisme på samme måte som utstrakt bruk av privatbil igjen skaper bilsamfunnet.

"Bærekraftig mobilitet dreier seg i første rekke om om et forflytningsvolum som er i samsvar med prinsippene for bærekraftig utvikling" (Høyer 1996:6).

Bærekraftighet knyttes til dekning av grunnleggende behov, rettferdig fordeling, langsiktighet og globalitet. Temaer som står sentralt i bærekraftig mobilitet, er areal-, materialressurs- og energiforbruk (Høyer 1996).

Volumet har en nøye sammenheng med transportsystemene vi nytter til forflytning, bruker vi bena eller sykkelen, kommer vi aldri opp i samme forflytningsvolum som når vi bruker buss, tog og trikk. Men det er likevel bilen og flyet som har størst virkning når det gjelder økning i forflytningsvolum (Høyer 1996:6).

Det er vanlig innenfor transportforskningen å skille mellom tilgjengelighet og mobilitet. Tilgjengelighet kan defineres som *"personens evne til å komme*

går inn (prinsippet om redusert bruk av materialer og energi). Fokus på input kan ha bedre regulerende effekt samtidig som at kontrolleringsbehovet blir mindre. Dette er særlig viktig når man vil bruke markeds-baserte reguleringer: Enten behøves et nytt kontrollapparat, eller man opplever et stort problem med gratispassasjerer (Hinterberger 1997 i Spangenberg & Schmidt-Bleek 1997). Nøkkeltategoriene i beregninga av det økologiske rom bør være materialer, energi og land. Spangenberg & Schmidt-Bleek foreslår altså å karakterisere de fysiske aspektene ved bruken av det økologiske rom gjennom en kvantifisering av land,- material- og energiflyt i en gitt økonomi basert på beregninger av input.

til eller bli nådd av de funksjoner som har betydning for dem" (Høyer 1996:7).

Mobilitet vil vi definere på følgende måte: "Mobilitet er uttrykk både for potensialet til forflytning og omfanget av den faktiske forflytningen som foregår. Det kan knyttes til personer, varer og ressurser. Det kan anvendes på et individuelt nivå, dvs. for den enkelte person eller vare. Men det kan også anvendes innenfor sektorer, eller på et overordnet samfunnsmessig nivå" (Høyer 1996:8, etter Høyer 1995).

Personmobiliteten er dermed en funksjon av to variabler, for det første en håndgripelig realisering av reisebehov i form av faktiske forflytninger, og for det andre et potensiale til forflytning - en personlig kategorisering som begrenser den første.

Reiser er byggeklosser i mobilitet, og disse kan deles inn etter hvilket hovedformål de har: Produksjonsreiser, reproduksjonsreiser og "den frie tidens reiser". Produksjonsreiser omfatter reiser til og fra arbeid eller skole, samt tjensetereiser, og er kjennetegnet ved en høy grad av bundethet eller nødvendighet. De lar seg i liten grad påvirke av aktørenes valg og preferanser. Reproduksjonsreiser har som formål å vedlikeholde familie, hjem, og den enkeltes hverdagsliv, og omfatter blant annet innkjøpsreiser, reiser for å utføre private gjøremål eller nå medisinske tjenester, og omsorgsreiser (for eksempel å hente og bringe barn i barnehage). "Den frie tidens reiser" er reiser som utføres i fritiden, og som er rettet mot rekreasjon, underholdning eller organisert fritidsaktivitet. Herunder hører også besøksreiser og feriereiser. En stor grad av frihet kjennetegner disse reisene, der de reisende har stor påvirkningskraft på reisemønster gjennom livsstil og individuelle preferanser (Simonsen 1996, etter Vilhelmson 1990). Vi kan derfor formulere en skala som går fra nødvendighet og tilpasning til høy grad av frihet, fra at mobiliteten anses som et nødvendig onde til at mobiliteten er et velferdsgode. Langs denne skalaen vil de tre hovedkategoriene befinne seg, med reproduksjonsreisene et sted i mellom produksjonsreiser (nødvendige) og "den frie tids reiser" (frie) (Simonsen 1996). Disse ulike kategoriene vil forutsette ulike virkemidler hvis vi vil endre på innholdet av dem. For produksjonsreiser, og til en viss grad reproduksjonsreiser, kan myndighetene spille en større rolle fordi dette er forhold som kan påvirkes gjennom planlegging av infrastruktur og arealbruk (se kp. 5). For "den frie tids reiser" vil både holdninger og - enda viktigere - den økonomiske situasjonen i samfunnet bety mye.

3.2.3 Norge

I statsvitenskaplig forstand kan begrepet "Norge" betraktes på flere alternative måter. I denne oppgaven er det sentrale poenget for oss å understreke offentlige myndigheters område for utøvelse av juridiksjon. I statsvitenskaplig forstand kan «staten Norge» defineres som en territorial enhet som er internasjonalt anerkjent som selvstendig land. Begrepet innbefatter både territorium, innbyggerne og myndighetsorganene (Statsvitenskapelig leksikon 1997).

En moderne stat, slik som Norge er i dag, kan man grovt sett si at bygger på tre hovedprinsipper; territorialitet, funksjonsdeling og suverenitet (Østerud 1991). Territorialprinsippet innebærer at politisk autoritet er befestet innenfor entydige geografiske grenser. Funksjonsdelingen innebærer at det politiske og administrative apparat er spesialisert. Suverenitetsprinsippet innebærer at det ligger formelle prosedyrer til grunn for konfliktløsning og rettsendinger, og at sentralmakten har allmenn lovgivningsmyndighet (Østerud 1991). Prinsippene som ligger til grunn for statsbegrepet er viktige for å forstå den funksjonen offentlige myndigheter har i en moderne stat, hvilke muligheter myndighetene har til å påvirke samfunnsutviklingen, og hvilke virkemidler de rår over. Vi vil benytte denne varianten av statsbegrepet som utgangspunkt for vår besvarelse.

3.2.4 Dagens situasjon i Norge

I denne oppgaven tar vi utgangspunkt i dagens situasjon i Norge. Dette er slett ikke uproblematisk, av en rekke forskjellige årsaker. For det første er begrepet "dagens" i seg selv nok så vagt. Når vi allikevel har valgt å bruke det, er det fordi det er den eneste tidsangivelsen vi finner noen mening i å bruke. Dette betyr at vi forutsetter at både teknologien og samfunnet (Norge) er slik det er i dag, og at begrepet er gyldig inntil så omfattende endringer har funnet sted at alle de andre forutsetningen ikke lenger er tilstede.

Den andre grunnen til at begrepet er problematisk, er at virkeligheten slik den er i dag alltid kan diskuteres. Hvordan verden fortoner seg, vil alltid komme an på øynene som ser, eller rettere sagt, hva slags "briller" vedkommende ser verden igjennom.

Den tredje årsaken til at begrepet er vanskelig, er at det kan ha forskjellig meningsinnhold alt ettersom hvilket tema fokus er rettet mot. Vår politiske virkelighet i dag er et parlamentarisk demokrati med en monarkistisk statskonstitusjon. Slik kan man se det i en lengre tidshorisont. Andre vil kanskje legge vekt på at vi i dag har en sentrumsregjering som er i mindretall i Stortinget. En tredje mulighet er å definere dagens politiske virkelighet i bokstavelig forstand, altså som det som ble diskutert i Stortinget i dag, eller det som sto i avisene og ble diskutert på TV. På samme måte kan man snakke om en økonomisk virkelighet, eller Norge i dag ut i fra et miljøperspektiv. Tidshorisont og temavalg vil hele tiden være avgjørende for hva som vektlegges, og hva som blir ansett som viktig.

I denne oppgaven vil vi både rette fokus mot den politiske, økonomiske og den miljømessige situasjonen i dag. Vi vil forsøke det kunststykket det er å ha to tanker i hodet samtidig, nemlig å både å diskutere utfordringene i en lang og i en kortere tidshorisont. Vi vil strekke oss 50 år fram i tid for å peke mot målet - det bærekraftige samfunnet. Imidlertid er vi fullt på det rene med at selv denne tidshorisonten kan være noe kort, tatt lengre historiske utviklingstrekk i betraktning. Imidlertid er den valgt ut i fra hva vi anser som tjenlig for denne oppgaven. I forhold til teknologiutvikling er 50 år lang tid hvor mye kan skje, selv om man må ta høyde for tiden det tar før et produkt

er i alminnelig bruk - og dermed gjør utslag i samfunnsmessig betydning (jmf 5.2.2).

Et annet poeng å være oppmersom på, er hvorvidt dagens målsettinger og virkemidler peker i retning av en bærekraftig utvikling. Når vi vil ta utgangspunkt i dagnes situasjon, og samtidig si noe om virkemidler som kan benyttes på veien fram mot et bærekraftig samfunn, kan vi ikke alltid ta utgangspunkt i og bruke de planer og virkemidler som dagens norske regjering og andre myndigheter bruker - nettopp fordi de ikke "er bærekraftige". Vi vil forsøke å peke på planer og virkemidler som vi mener bedre vil kunne oppfylle målet om bærekraftighet, ettersom det er standarden vi har valgt for vår rolle i kurset Industriell Økologi I, men vi har valgt å holde oss til relativt realistiske valgmuligheter.

3.3 Myndighetene som aktør

"L'état, c'est moi!"

Ludvig XIV

Offentlige myndigheter er en sentral aktør i samfunnet. Dette begrepet er imidlertid langt mer komplisert enn det kanskje kan virke ved første øyekast. Mangfoldet i både type myndigheter, roller og virkemidler gjør at det snarere er riktig å snakke om *aktører* enn en enkelt aktør. Idéen om én sentral vilje hos myndighetene er svært gammel, og den lever videre i beste velgående. Vi vil derfor prøve å vise i denne besvarelsen at det ikke er så enkelt, i allefall ikke i en moderne stat som Norge er i dag.

Myndighetene spiller utvilsomt en rolle av stor betydning. Bedrifter kan raskt foreta skjebnesvangre feilvurderinger dersom de ikke evner å se myndighetenes miljøpolitikk som en kritisk markedsdimensjon i industriell planlegging (Graedel & Allenby 1995:72). Det er derfor for næringslivet av avgjørende betydning å ha en oversikt over miljøpolitikken, samt å ha en forståelse for nettopp mangfoldet av roller myndighetene kan opptre i, og bredden i virkemidlene som disse er i besittelse av. En annen sak er at det også kan være penger å hente for bedriftene i å ha oversikt over myndighetenes næringspolitiske virkemidler.

Selv om vi nedenunder vil argumentere for kompleksiteten i begrepet "myndighetene", og nevne mulige problemområder knyttet til dette, vil vi likevel av praktiske hensyn i mange tilfeller bruke begrepet på den forenklede måten fordi oppgaven i størrelse ikke tillater en mer omfattende drøfting. Vi vil imidlertid påpeke at kompleksiteten eksisterer, og at det nettopp kan være denne typen skjæringspunkter det vil være viktig å se på i videre forskning i et industriell økologi-perspektiv.

3.3.1 Myndighetenes ulike nivåer

I Norge er offentlige myndigheter delt inn i flere «nivåer». Helt siden formannskapslovene av 1837 har vi i Norge hatt en viss grad av lokalt selvstyre. Røttene for dette kan faktisk trekkes enda lengre bakover i tid, men gjennom de nevnte lovene ble det lokale selvstyret formalisert (Østerud 1991).

Lokalt selvstyre betyr at enkelte oppgaver, og dermed virkemidler, er delegert ned til kommunene. Hagen & Sørensen (1997) har følgende definisjon på en kommune:

«Med en kommune mener vi en offentlig myndighet med tre kjennetegn: Kommunen har ansvaret for et geografisk avgrenset område innenfor nasjonalstatens grenser; kommunen har ansvaret for løsningen av en eller flere offentlige oppgaver; kommunen styres av lokalbefolkningen gjennom et direkte demokrati eller ved lokale valgt av representantene til en forsamling. Kommuner er altså subnasjonale organisasjoner som løser offentlige oppgaver gjennom et lokalt demokrati. Det ekseisterer kommuner på flere nivåer. Disse kan ha et stort eller lite geografisk ansvarsområde, få eller mange oppgaver, og stor eller liten handlefrihet til å løse oppgavene» (s. 16).

For Norges del er det altså snakk om kommuner på to nivåer, kommunen og fylkeskommunen, i tillegg til det statlige nivået. Staten er igjen sammensatt av ulike organer, alt fra regjering og Stortinget, til komiteer, departementer, direktorater, råd og ulike statlige institusjoner (for eksempel universitetene) (se ellers 3.2.3). En lignende oppdeling finner vi i kommuneadministrasjonene. Svaret på hvem «myndighetene» er blir således temmelig komplisert.

3.3.2 Myndighetenes mangfold av roller

I et industriell økologi-perspektiv kan man si at myndighetenes hovedrolle blir å forsøke å unngå det Hardin kaller “allmenningens tragedie” (Hardin 1968). Myndighetene kan ha en rekke forskjellige roller som på hver sine måter griper inn i bedrifters og menneskers virksomhet. Dette er noe det er svært viktig å forstå i et industrielt-økologisk perspektiv.

De viktigste rollene vi har identifisert, er:

- *Fastsetter av rammebetingelser:* De forskjellige myndighetsnivåene har ulike muligheter til å gi og håndheve lover, regler og forskrifter. Myndighetene har makt til å legge til rette for mer miljøriktig produksjon av varer og energi, for eksempel ved å støtte forskning på og etablering av miljøvennlig teknologi, stille krav til redusert material- og energibruk, pålegge forlenget produsentansvar, sette utslippskvoter eller forby bruk av miljøfiendtlige stoffer.

- *Forbruker av varer og tjenester:* Myndighetene er forholdsvis store og ofte stabile kunder, noe som gir makt overfor produsentene når det gjelder å velge miljøvennlige produkter og sette krav til økologisk forsvarlig produksjon.

- *Produsent av varer og tjenester:* Myndighetene produserer varer og tjenester både direkte gjennom offentlig forvaltning og offentlige tjenester, og

via bedrifter der myndighetene står sterkt på eiersiden. Myndighetene kan stimulere til satsing på miljøriktige løsninger på samme måte som for private bedrifter, og fokusere på tjenester som har færre miljøkonsekvenser.

- *Overordnet ansvarlig for samfunnsplanlegging*: Myndighetene har til en viss grad ansvar for samfunnsplanlegging. Dette begrenses imidlertid av at det er vanskelig å planlegge framtiden, fordi de fleste viktige faktorer i samfunnsutviklingen er ukjente. I tillegg kommer trekk ved myndighetene, som gjør langsiktig planlegging vanskelig. Blant annet hevdes det at politikerne ikke kan tenke lenger enn til neste valg, dvs fire år, i tillegg til at utskiftingene i politikken er stor på alle plan. Politikken kan kritiseres for å ha trekk av "brannslukking", der man aldri rekker å forebygge problemer, eller ta dem når de er små, men alltid kommer for sent i gang. I politikken får sjelden ett syn råde alene, og mange løsninger og beslutninger er kompromisser. Politikken og samfunnsplanleggingen kan derfor stå i fare for å bli fragmentert og lite sammenhengende. I tillegg spiller byråkratiet også en svært viktig rolle i fortolkningen og implementeringen av retningslinjene og målene politikerne vedtar. Ekspertgrupper, interesseorganisasjoner og den private sektor spiller også inn, det samme gjør internasjonale forhold og avtaler.

- *Forbilde, en "oppdragerrolle"*: Myndighetene kan fungere som et «forbilde» ved å ta miljøansvar i egen drift. Opplæring av ansatte i offentlig sektor, og praktisering av ny miljøkunnskap kan få spore ringvirkninger rett og slett fordi så mange er ansatt i offentlig sektor. «Oppdragerrollen» kan også komme til uttrykk ved mer tradisjonell folkeopplysning, som kampanjer, informasjonstelefoner og lignende.

3.3.3 Myndighetenes mål

Gitt de ulike nivåene og de mange rollene myndigheten kan ha, kombinert med vidt forskjellige oppgaver (se under), er det åpenbart at å fastsette mål, og deretter styre mot dem, er vanskelig. Målene vil variere med den politiske maktkonstellasjonen til forskjellige tider, og med trekk ved samfunnsutviklingen - den politiske agenda. Ulike myndighetsnivåer vil kunne ha tildels divergerende målsettinger, og selv med et felles mål for øyet, vil det være uenighet om den praktiske tolkingen av målet, og om valg av virkemidler. Virkemidler kan dessuten ha utilsiktede konsekvenser, eller virke mot hverandre (kryssende virkemidler). Mens det er tvilsomt om samfunnet lar seg styre direkte mot visse mål, vil det likevel være mulig å manøvrere på en slik måte at man unngår typer utvikling man slett ikke ønsker (Cornish 1993).

3.3.4 Myndighetenes oppgaver

Det er noe vi har vært inne på tidligere gjennom vår definisjon av staten Norge. Hvilke oppgaver offentlige myndigheter til en hver tid har, er både i deskriptiv og normativ forstand et politisk spørsmål. I det ideologiske spennet

fra «nattvekerstat» til «velferdsstat» finnes mange nyanser, og hvor den norske staten best kan beskrives som noe i nærheten av den sistnevnte. Forståelsen av myndighetenes oppgaver kan også settes inn i en historisk sammenheng, hvor forventning om visse tjenester nært henger sammen med myndighetenes mulighet til å yte disse. Forventningene vil også variere med hvem de tilhører. For eksempel kan man ofte fra et industrisynspunkt ideelt beskrive myndighetenes oppgaver som begrenset til å korrigere for markedsfeil.

Hovedtendensen går i retning av en stadig sterkere desentralisering av oppgaver og tjenester. Dette er nært knyttet til det økende omfanget av det offentlige tjenestetilbudet. Mens offentlig konsum på midten av 1800-tallet utgjorde mindre enn 5 prosent av bruttonasjonalprodukt, finner vi at offentlig forbruk i 1997 utgjorde omtrent 23 prosent av den totale verdiskapningen i samfunnet (Hagen & Sørensen 1997). En slik desentralisering kan sees på både som en styrke og en svakhet når det gjelder miljøspørsmål og arbeidet mot en bærekraftig utvikling. På den ene siden kan man si at desentralisering av makt gir muligheter for økt lokalt engasjement omkring miljøspørsmål (deltakerdemokratisk argument). Lokale problemer løses best av de som kjenner hvor skoen trykker. På den annen side kan man med tyngde hevde at de fleste miljøproblemer er så store, kompliserte og ressurskrevende at kommunene - og i mange tilfeller også staten - blir for små til å kunne gå inn og utgjøre noen stor forskjell alene. Internasjonale avtaler og statlig inngripen behøves for få oversikt over problemer, og skaffe midler til forbedringer. En indre desentralisering vil i så måte kunne svekke slagkraften utad. Et annet poeng er at mens nærheten til beslutningene øker med desentralisering, vil kontrollen over betydningsfulle faktorer minke. Desentralisering vil også gjøre det vanskelig å få i gjennom en lik politikk i alle beslutningsenheter, fordi lokale prioriteringer vil avgjøre (Østerud 1991). Dette kan bli et problem i miljøspørsmål, blant annet innenfor avfallshåndtering, der de forskjellige kommunene velger ulike sorteringsløsninger - noe som kan komplisere videre avfallsbehandling. Samtidig som det er gode argumenter for å sentralisere miljøarbeid, er det også et viktig moment at for å gjøre noe med roten til forurensingen, nemlig det høge forbruket av ressurser, kommer man neppe utenom lokalt - ja faktisk *personlig* - innsats.

3.3.5 Myndighetenes virkemidler

Det er en rekke virkemidler som det tilkommer offentlige myndigheter å bruke. Vi kan dele disse inn i tre hovedkategorier, nemlig direkte virkemidler (påbud, forbud, konsesjoner og bevilgninger etc), indirekte (skatt, avgifter etc.) virkemidler og informative virkemidler (informasjon, forskning, utdanning etc.) (Hermansen 1995). Rekkefølgen er ikke tilfeldig valgt, skalaen går fra venstre mot høyre etter kostnader ved å benytte seg av dem.⁸ Den første typen virkemidler er nært knyttet til de offentlige myndigheter sitt

⁸Kostnader er her å forstå både som økonomiske og andre, feks. politiske kostnader.

voldsmonopol. Dette betyr at det kan stilles krav om bestemte handlinger, og at det er slik at dersom disse ikke etterkommes, så vil politi, domstoler og fengselsvesen komme inn i bildet. Her ser vi at skille mellom dette virkemiddelet, og det neste, indirekte virkemidler, ikke er absolutt. Mange former for økonomiske virkemidler vil befinne seg i et grenseland mellom disse to. Skilleg vi har valgt å sette går på om det er virkemidler som direkte påvirker produktet, eller om det skjer via markedsmechanismene (indirekte). Når det gjelder den tredje formen, informasjon, så er terskelen for å benytte disse den laveste. Eksempler på slike er forskjellige former for kampanjer som myndighetene setter i verk. Mot røyking kjøres anti-røykekampanjer, og for kildesortering av melkekartonger en gedigen informasjonskampanje for dette. Her ser vi nok en gang at virkemiddelet også har forbindelse med de foregående, ved at premien på 1 million kroner som ble utlovet i "Melkekartonglotteriet" kan beraktes som et økonomisk virkemiddel. Imidlertid er dette allikevel i all hovedsak denne kampanjen basert på informasjon.

3.3.6 Myndighetene i Norge i forhold til andre stater

Norske myndigheter kan ikke fatte hvilke som helst type beslutninger, men er bundet ikke bare av innenrikspolitiske forhold, men også utenrikspolitiske. I et miljøperspektiv er både ulike miljøavtaler og medlemskap i handelssamarbeid viktige. Både EØS og WTO, og i framtiden kanskje også MAI, begrenser norske myndigheters handlingsfrihet. Såkalte konkurransevridende virkemidler resulterer i protester, med mulige sanksjoner som resultat. Vi vil imidlertid ikke behandle disse avtalenes og medlemskapenes innvirkning på norsk politikk i denne oppgaven spesielt, selv om de i høyeste grad påvirker innenrikspolitikken.

3.4 De ulike hovedaktørene i samfunnet, og forholdene mellom dem, i lys av konseptet industriell økologi

I tillegg til myndighetene, deler vi i henhold til konsensuskonferansen de viktigste deltakerne i samfunnet inn i gruppene produsent (industri), energiselskap (industri), frivillige interesseorganisasjoner (NGO) og forbrukere:

- Industri er den kommersielle framstilling og salg av varer, inkludert utvinning og bearbeiding av råmaterialer, og produksjon (Cote 1997). Dette er næringsmessig virksomhet som drives i fabrikker, verksteder eller hjemme hos arbeideren (Aschehoug og Gyldendals Store norske leksikon). Industrien er delt i bransjer (ofte omtalt som *en* industri - til forskjell fra *en* annen), definert som en gruppe firma som produserer varer som er nære substitutter for hverandre (Porter 1980). Firmaet, eller bedriften, kan forstås som en eller et sett av strategier. Det ultimate målet antas å være «the maximization of long-term return on investment» - bedriften er profitt-orientert, og søker å

skape og opprettholde sitt livsgrunnlag gjennom komparative fortrinn (Porter 1980). Man kan imidlertid forstå begrepet «industri» videre enn dette, som for eksempel Lifset gjør det når han sier at menneskelig aktivitet er industri i videste forstand (Lifset 1997a).⁹, eller som her:

“.....*the sources and sinks in the biosphere that provide resources and services to human society (industry in the broadest sense).....*” (Lifset 1997b: 1).

I vår oppgave vil vi bruke den mer tradisjonelle definisjonen når vi snakker om industri, selv om man i et systemperspektiv kanskje burde ha inkludert *all* menneskelig aktivitet.

På konsensuskonferansen valgte man dessuten å skille mellom to typer industri, nemlig produsenten av produktet (el-bilen) som diskuteres, og produsenten av energien som brukes i produktets livsløp. Vi vil derfor gjøre det samme i denne besvarelsen.

- «Non-governmental organizations» er et begrep som etterhvert er blitt nokså innarbeidet i det norske språket. Direkte oversatt betyr det ikke-statlige organisasjoner, det vi på noe bedre norsk vil kalle frivillige interesseorganisasjoner.

- Med begrepet forbrukere forstår vi alle som kjøper eller benytter seg av tilbud av varer og tjenester her i landet, i denne oppgaven begrenset til innbyggere i Norge.

Aktørene som vi nå har gjort rede for har en viktig rolle å spille innenfor konseptet industriell økologi. Her er det imidlertid et viktig poeng som må understrekes: Aktørgruppene er ikke gjensidig utelukkende. Dette betyr at vi kan møte en politiker eller byråkrat i rollen både som forbruker eller som representant for en frivillig organisasjon. Engasjement på ett område har lett for å smitte over på andre.

Men en annen viktig årsak til dette er rett og slett at for alle aktørene er det snakk om grupper av individer, altså av personer som lever et liv i samfunnet. Dette er et sentralt punkt; man må ikke gå i den fellen som det er å overforenkle samfunnet bort fra individene - eller individene bort fra samfunnet.

3.4.1 *Forholdet mellom myndighetene og industrien*

I Norge preges dette forholdet av korporativisme, der myndighetene og industrien på mange områder inngår et nært samarbeid. Et kjennetegn ved korporativisme er at det kan være vanskelig å avgjøre om organisasjonen (her: industrien) har erobret det statlige beslutningsapparat, eller hvorvidt beslutningsapparatet har erobret den. Forhandlingssituasjonen fører til at politisk suverenitet flytter fra statsmakten til det sivile samfunn, gjennom et

⁹ Industrial ecology is “ecological” in that it places human activity - “industry” in the very broadest sense - in the larger context of the bio-physical environment from which we obtain resources and into which we place our wastes (Lifset 1997a).

nettverk som ingen enkeltaktør kontrollerer (Østerud 1991). I et industriell økologi-perspektiv gir dette muligheter for gjensidig innflytelse. Myndighetene har på sin side anledning til både å sette krav til industrien, og til å legge til rette for mer miljøriktig produksjon. Både myndigheter og industri har et ansvar for å satse på forskning og innovasjon, myndighetene for eksempel gjennom Forskningsrådets bevilgninger, og industrien gjennom produktutvikling.

Industriell økologi setter krav til industrien om at den skal vurdere samfunnsnyttene av produktet den lager. Hvis produktets eksistens ikke kan forsvares, må industrien enten lage et annet eller forbedret produkt, eller legge ned seg selv. Tatt i betraktning industriens ultimate mål, er det siste alternativet lite trolig. Da kan myndighetene komme inn med virkemidler som favoriserer det første alternativet.

En måte myndigheten kan gjøre dette på, er å pålegge industrien forlenget produsentansvar. Dette innebærer at produsenten bærer noe av ansvaret for de miljøpåvirkningene produktet de lager har på naturen gjennom sitt livsløp. Dette inkluderer oppstrøms konsekvenser av materialvalg, produksjonsprosesser, og også behandlinga av avfallet på slutten av produktets liv (Lindhqvist & Lifset 1997). Den vanligste måten å gjennomføre forlenget produsentansvar i praksis på, er at produsentene pålegges å ta tilbake produktet sitt etter at bruksfasen er over, og gjenbruke, gjenvinne eller resirkulere alt eller en del av materialene. Materialene kan enten benyttes i produksjon av det samme produktet som det opprinnelig ble brukt til (lukket loop), eller det kan gå inn i andre produkter (åpen loop) (Brattebø 1997). Det er flere fordeler med dette sett fra et industriell økologi-perspektiv. Ordningen inspirerer produsenten til å tenke nytt innenfor produktdesign både når det gjelder type materiale som brukes - om det er høyverdig, uten legeringer som gjør det vanskelig å resirkulere det - og graden av letthet som produktet kan plukkes fra hverandre med.

Redusert bruk av materialer og energi er også ønskelig (Ehrenfeld 1994), og her kan myndighetene med fordel bruke et industriell økologi-perspektiv når det gjelder valg av hva de vil basere begrensningene sine på: Tradisjonelt har man målt utslippene, men som Spangenberg og Schmidt-Bleek (1997) sier, er det mer effektivt å måle det som går inn i systemet.

Myndighetene kan også hjelpe til ved introduksjon i markedet av mer miljøvennlige løsninger (Mathiassen et. al. 1998). For myndighetenes ulike virkemidler, se 3.3.5 og myndighetens ulike roller, 3.3.2. Konkrete virkemidler kommer vi tilbake til i kapittel 5.

3.4.2 Forholdet mellom myndighetene og NGO'ene

De frivillige interesseorganisasjonene spiller gjerne en viktig rolle i utredningsarbeidet som pågår før saker presenteres for avgjørende myndigheter, ofte som deltakere i høringsrundene. De kan sitte inne med mye fagkunnskap om sine hovedemner. Det er også vanlig at NGO'er driver lobbyvirksomhet, eller aksjonerer på forskjellige måter for å påvirke

beslutningstakingen, eller de forsøker å sette sine saker på den politiske dagsordenen.

3.4.3 Forholdet mellom myndighetene og forbrukerne

Forbrukerne blir ofte den svakeste parten i dette samspillet, og det til tross fordi hun er kunden som produktet skal selges til. Dette kommer av at forbrukeren ikke har opplysninger om produktets livssyklus, og heller ikke kan skaffe seg dem, uten hjelp fra myndigheten eller NGO'ene (Mathiassen et. al. 1998). Dette blir et dilemma når bruksfasen er den fasen i et produkts livsløp som har størst miljøskadelige konsekvenser. For myndighetene vil dette si at overfor forbrukerne er en av de viktigste oppgavene en informasjonsoppgave, i tillegg til et ansvar for den delen forbrukeren ikke har noen direkte makt over, altså å påvirke produksjonsfasen direkte i en mer miljøriktig retning. Et forsøk på å oppfylle dette informasjonsbehovet, er miljømerking av produkter et eksempel på (Ehrenfeld 1994).

Det snakkes ofte om kundemakt, men det viser seg at selv om den er reell, er det mange andre faktorer som har betydning. Når det gjelder mer miljøvennlige produkter, vil man ofte ikke oppleve en stor etterspørsel etter et bestemt produkt på forhånd, men om produktet kommer på markedet, kan resultatet bli at det velges framfor andre produkter. At produsentens klarer å fange opp kundens preferanser blir viktig. I tillegg kan myndigheten tre støttende til i introduksjonsfasen av produktet, noe som både kommer forbrukeren og produsenten til gode.

4. LIVSSYKLUSANALYSE - LCA

Vi vil i dette kapittelet ta for oss en konkret del, eller mer korrekt sagt et av mulige instrumenter, innen industriell økologi. Bakgrunnen for dette er at vi i løpet av kurset har gjennomført en LCA-lab for å bli mere kjent med LCA-metodikken og problemstillinger knyttet til bruk av denne metoden. Vi starter med å gi et innblikk i LCA-metodikken generelt, før vi videre konsentrerer oss om LCA-softwaren vi brukte, SimaPro, og caset, Pivco CityBee. For lesere som ikke har deltatt på kurset vil spesielt 4.3, *Gjennomgang av LCA-rapportene med vår del som hoveddel*, kunne virke vanskelig tilgjengelig, men vi håper at 4.1 og 4.2 vil gi en innføring som gjør dette lettere.

4.1 Presentasjon av LCA-metodikken

LCA er en metode som har opparbeidet seg en sentral posisjon innen industriell økologi. Det er lagt ned betydelig arbeid med å forbedre denne og man har til en viss grad blitt enig om hva som bør være med i en LCA-studie. SETAC¹⁰ har lagt basisen for hva som bør være med, men det er ennå ikke utarbeidet en ISO-standar. Vi vil først gjøre greie for en måte å bygge opp en LCA på i teorien. Deretter skal vi gi en kort innføring i et av dataprogrammene som brukes i denne sammenheng, SimaPro, før vi til slutt skal se på noen begrensninger knyttet til LCA-analyser.

4.1.1 LCA-metodikkens oppbygning

Livssyklusanalyse (Life-Cycle Assessment - LCA) er en måte å analysere de miljøbelastninger et produktsystem, en prosess eller en aktivitet har (Graedel & Allenby 1995). Den er en systemanalyse som omfatter hele produktets, prosessens eller aktivitetens livssyklus: Utvinning og bearbeiding av råvarene, produksjon, distribusjon, bruk, gjenbruk, vedlikehold, resirkulering og sluttbehandling av avfall, og all transport forbundet med disse. Utslipp til miljøet og energi og materiale som brukes, identifiseres og beskrives (kvantitativt eller kvalitativt) før man forsøker å vurdere miljøpåvirkningen de har på økologiske systemer, menneskers helse og ressursutnyttning. Deretter evalueres mulighetene for miljømessige forbedringer, og implementeringsstrategier foreslås. LCA omfatter imidlertid ikke økonomiske eller sosiale effekter som produktsystemet, prosessen eller aktiviteten innebærer¹¹ (Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment¹²).

¹⁰ Society for Environmental Toxicology and Chemistry

¹¹ Graedel og Allenby sier at LCA er en evaluering av relevante miljømessige, økonomiske og teknologiske implikasjoner av et materiale, en prosess eller et produkt gjennom dets livsløp (Graedel & Allenby 1995:108). Dette er uansett noe som bør komme inn i et industriell

Selv om det finnes mange varianter av LCA, er man stort sett enig om den formelle strukturen ved en slik analyse (Graedel & Allenby 1995). Man kan skille mellom flere stadier som en LCA er sammensatt av. Graedel og Allenby nevner - i tillegg til måldefinisjon - de tre delene «inventory analysis», «impact analysis» og «improvement analysis» (Graedel & Allenby 1995:09), PRÉ Consultants beskriver fem (PRÉ Consultants B.V. 1997), mens Hanssen velger å bruke fire (Hanssen 1997). Forskjellene i innhold er imidlertid ikke store, men man kan si at PRÉ Consultants` versjon er mer detaljert og praktisk rettet, mens de andre to er mer begrepsmessig abstrakte.

Her skal vi ta utgangspunkt i Hanssens strukturering, men bruke de andre til å utfylle denne.

Planleggingen av en LCA er en viktig og vanskelig del av arbeidet. Premissene som legges her vil innvirke på hvor vellykket analysen kan bli. I forbindelse med komplette analyser hvor man har begrensede midler til disposisjon kan det være lurt med en forstudie, "Screening", etter punkt 1. *Måldefinisjon*, da kan man justere de avgjørelser som man tok under planleggingen. Dette er viktig da "feil" LCA-analyser kan bruke opp sentrale budsjettposter.

1. Måldefinisjon (Goal and scoping)

Måldefinisjon omfatter flere viktige stadier som en LCAs vellykkethet er avhengig av, som å bestemme formålet, systemgrensene og den funksjonelle enheten som skal brukes.

Formål med studien

Formålet med studien bestemmer utformingen en LCA bør få. For eksempel vil formålets natur angi om man vil bruke spesielt innsamlede data, eller generelle, gjennomsnittlige data. Heller ikke alle formål krever en evaluering av miljøpåvirkningene (PRÉ Consultants 1997). For å kunne gjennomføre en LCA på en effektiv måte, er det viktig å være klar over slike ting fra starten av.

Ulike formål for å gjennomføre en LCA kan være at:

- LCA gir beslutningsgrunnlag for forbedring av et produkt.
- LCA gir økt kunnskap om egne produktsystemer.
- LCA brukes ved sammenligning av ulike produkter.
- LCA benyttes som grunnlag for ekstern kommunikasjon.
- LCA gir grunnlag for miljøstrategiske evalueringer.

Systemgrenser

Livssyklusen til et produkt må brytes ned i mindre biter for å bli håndterlig. I denne prosessen blir det åpenbart at det ikke alltid er enkelt å sette grenser for hvor omfattende et produkts livssyklus skal defineres til å være. Noen

økologi-perspektiv, hvis industriell økologi skal kunne få større betydning i praktisk samfunnsliv.

¹² Sitatet står i *Beskrivelse av LCA-studie på Pivco CityBee i SimaPro*, utdelt til bruk ved skriving av prosjektoppgave i IØ 1.

ganger er det også naturlig å ta med tilknyttede livssykluser i miljøvurderingen av et produkt. Følgende sider bør imidlertid tas med i betraktning når systemgrenser velges:

- Avgrensning mot naturlige systemer.
- Avgrense systemet mot andre systemer.
- Avgrense i forhold til hva som kartlegges («cut-off» kriterier).
- Avgrensning i tid (f.eks. nedbrytning av avfall).
- Avgrensning geografisk (markedsområde for bruksfasen).

Funksjonell enhet

Funksjonell enhet kan defineres som «den enhet som angir et produkts ytelse i forhold til et fastlagt og kvantitativt definert brukskrav», der alle masse- og energistrømmer normeres i forhold til den funksjonelle enheten (Hanssen 1997). Dette er et kritisk punkt som ofte har mye å si for om den type LCA-metode og gjennomføring som velges, passer til det formålet de er ment å oppfylle. Et viktig poeng er vektleggingen av produktets ytelse i forhold til den bruken det er beregnet for, der man også inkluderer vedlikehold over tid.

2. Kartlegging (Inventory)

I kartleggingsfasen skaffer man seg en oversikt over input og output som hører til de prosessene som et produkts livsløp består av. Man kan skille mellom to typer input, miljømessige input (råmaterialer og energiresurser), og økonomiske input (produkter, halvfabrikata eller energi som er output fra andre prosesser). På samme måte kan man skille miljømessige output (utslipp) og økonomiske output (produkt, halvfabrikata eller energi). Miljømessige input og output utgjør sammen en oversikt over de miljømessige påvirkningene av produktet, en «table of impacts» (PRé Consultants 1997). Kartleggingsfasen gir opphav til en del metodologiske problemer. Spørsmål knyttet til definisjon av systemgrenser er allerede nevnt. Noen prosesser genererer mer enn ett produkt, noe som skaper et behov for en passende allokeringsregel, basert på for eksempel masse eller økonomisk verdi. I avfallsbehandlingen kan man unngå påvirkninger fordi man kan nyttiggjøre seg materiale eller energi på nytt - materialet eller energien må ikke lenger produseres - og dette må det være mulig å inkludere i regnestykket for at bildet skal bli så korrekt som mulig. Geografisk variasjon i ressurstilgang må tas med i betraktning. Datakvaliteten kan være et springende punkt, hvis data er ufullstendige, eller er for gamle. Dessuten må man ta hensyn til hva slags teknologi man skal velge, siden det kan være stor forskjell på best, gjennomsnittlig eller dårligste type teknologi (PRé Consultants 1997).

3. Vurdering av påvirkninger (Impact assessment)

Påvirkningene i seg selv er vanskelige å tolke. Forskjellige metoder for å gjøre dette er derfor utviklet, for eksempel EPS, Ecopoints, ET-Short, ET-Long, Eco-Scarcity (Buwal) og Eco-indicator 95. CML/normalisering benyttes også, men dette er strengt tatt ikke en vektingsmetode (Hanssen 1997). Normalisering sier noe om den relative betydningen av ulike

utslippstyper i forhold til allerede eksisterende effekter. Effektene divideres med en normal - ofte et menneskes gjennomsnittlige miljøeffekter målt i løpet av for eksempel en dag eller et år (PRé Consultants 1997).

Klassifisering av påvirkningskategorier - klassifisering (Classification)

I denne fasen av LCA grupperes alle påvirkningene i klasser alt etter den effekten de har på miljøet, og påvirkninger kan også inkluderes i mer enn en klasse.

Beregning av miljøpåvirkninger - karakterisering (Characterisation)

Innen hver klasse aggregeres miljøpåvirkningene for å komme fram til en effektskåre. Men siden noen stoffer i en klasse kan ha en sterkere effekt på miljøet enn andre (for eksempel regnes metan for å være en sterkere drivhusgass enn karbondioksid), vektet stoffene før de aggregeres. Dette kalles karakterisering. I karakteriseringen er det ikke de faktiske, målbare effektene som vurderes, men potensielle. Karakteriseringen tar ikke hensyn til forskjeller i naturens tålegrense, ei heller forutsetter den en bufferkapasitet i naturen. Grafisk presentert blir den høyeste effektskoren skalert til 100%, noe som betyr at materialene kun kan sammenlignes pr effekt (PRé Consultants 1997). Man kan derfor ikke si noe om en slik 100% skåre refererer til et høgt eller lavt effektnivå, og den relative viktigheten av effektene er ikke synlig.

Vekting av miljøpåvirkninger (Valuation)

Her foretar man en samlet vurdering av ulike miljøparametre for et produksystem (Hanssen 1997). Som nevnt ovenfor finnes det flere typer vektinger, i tillegg til CML/normalisering. Effektskårene multipliseres med en vektingsfaktor som representerer effektens relative viktighet. Grunnlaget for vektingsfaktorene som brukes, varierer. ET-Short og Eco-Scarcity er for eksempel basert på forskjellige typer politiske beslutninger. Førstnevnte bygger på forskjellen mellom dagens utslipp og nivået man politisk setter seg som mål å komme ned på nasjonalt. Det finnes imidlertid ikke alltid et like godt grunnlag for å slå fast slike politiske målsettinger, og om målsetting ikke er definert for et miljøproblem, blir vektingen lav, selv om problemet kan være reelt. Eco-Scarcity bruker vektingsfaktorer basert på forhold mellom virkelig strøm og kritisk strøm, som er politisk fastlagt. ET-Long baserer seg på antagelser om kritiske økologiske tålegrenser - hvor stor resipient giftstoffene må blandes i for å komme under kritisk nivå. EPS vektet med hensyn til fem såkalte «safeguard subjects» - menneskelig helse, biodiversitet, produksjonskapasitet, ressurser og estetiske verdier - og samfunnets villighet til å betale for å beholde disse, eller gjenskape dem til naturlig tilstand. Troverdighet er et problem for EPS, selv om metoden teoretisk sett er bra (PRé Consultants 1997).

4. Tolkning og forbedring (Interpretation and improvement assessment)

Resultatene tolkes, og forbedringer foreslås i tråd med formålet for analysen.

4.1.2 Presentasjon av SimaPro dataverktøy

Etter at man har gått igjennom fase 1, *Måldefinisjon*, i en LCA må man begynne kartleggingsfasen. Her er det nyttig å bruke et dataprogram som er laget for dette. Vi brukte SimaPro som også hjalp oss med å regne ut miljøpåvirkninger og som kunne brukes til å lettere se effekten av foreslåtte forbedringer. SimaPro er et dataverktøy for å utføre LCA-analyser som har eksistert siden 1990, og regnes i dag for å være et av verdens mest utbredte (SimaPro 1998). Vi har brukt den siste versjonen, SimaPro 4. Programmet inneholder to databaser: En kartleggings-database og en database for vurdering av helse- og miljøeffekter. Her kan du bygge opp dataanalysen av produkter for å lettere å forbedre miljøpåvirkningene. Programmet gir brukeren mulighet til å bygge opp og vurdere ulike deler av en LCA, for så å se på de ulike delene for seg eller i helhet. SimaPro 4 har en stor database som gjør det raskt å sette sammen en LCA. Her finnes de "nødvendige" data om ulike materialer, produksjonsprosesser, transportmetoder og sluttbehandlingsformer. Databaseen er fleksibel og gir stor mulighet for å legge til andre databaser.

Første steg er "Assembly Box" hvor man setter sammen produktet. Her kan man velge de ulike materialene, mengder og hvilken prosess som brukes for å lage/forme materialet. Her kan man også legge til transportmetoder for de ulike delene, noe som kan være avgjørende for valg av råvarekilde. Man kan nå analysere denne (analysen kommer senere) og gjøre forbedringer, eller man kan gå videre (og etter vårt syn, riktigere måte) til å bygge en «Life cycle». Her kan man legge til bruken av produktet og sluttbehandlingen som i programmet refereres som "Waste & Disposal Scenarios". Man kan også koble til eksterne livssykluser (For eksempel kan man koble til kaffefilter-livssyklusen til kaffetrakterens (PRé Consultants 1997)). Sluttbehandlingsdelen til SimaPro er relativt god. Her kan man legge inn hvordan produktet sluttbehandles på mange måter. Man kan resirkulere, gjenbruke, deponere eller man kan velge ferdige (ulike kombinasjoner av resirkulere, gjenbruke, deponere) som ligger inne. Det er denne fasen vi har lagt vekt på senere.

Neste steg er å analysere miljøpåvirkningene av produktets livsløp eller deler av det. SimaPro kaller denne delen for "Impact assessment". Produsentene av SimaPro erkjenner mye av vektingsmetodeproblemer vi skal komme tilbake til. For å gjøre sitt beste har de lagt inn flere forskjellige metoder for vektning, bla EPS (svensk), Ecopoints method (sveitsisk) og produsentens egne Eco-indicator 95 method. Det er denne siste vi brukte i vårt videre arbeid.

Resultatene av klassifisering og karaktersetning, normalisering og evaluering kommer fram som grafer. I tillegg til de visuelle analyseframstillingene har SimaPro mange tabeller som man kan jobbe seg

igjennom hvis man er på utkikk etter mer spesifikke ting, og følge ulike materialer med deres effekter gjennom et kretsløp. "Tree"-funksjonen kan også hjelpe til å gi en skjematisk oversikt, som lettere gjør det mulig å se hvordan systemet man lager (eller andres) er. Dette er på en måte en kompensasjon for kritikken av at: "*SimaPro was the only LCA software tool evaluated that did not offer a graphical interface for system development*" (*Ecocycle 1997*). SimaPros fordeler ligger i rimelig pris, stor brukerkrets, enkelt windows-basert brukersnitt, stor database og at man kan få bra innsyn i datakvaliteten. En del ulemper fant vi ved bruk av SimaPro, og noen er sikkert til felles for alle slike programmer. Det krever innsikt i programmet for å justere/bytte ut deler av datamaterialet, og det er ikke lett å forandre ting på ulike hierarkiske nivå i en operasjon. Det meste av kritikken som kommer i *4.1.3 Bemerkninger om LCA-metodikkens begrensninger* kan også tillegges SimaPro, men da disse like mye er et systemproblem som programproblem, skal vi ta disse for seg.

4.1.3 Bemerkninger om LCA-metodikkens begrensninger

Vi bruker inndelingen av en LCA som vi gjorde rede for i kapittel 4.1.1. Her skal vi se på problemer som begrenser bruken, og svakheter ved metoden.

Under måldefinisjonen tar man en rekke kvalitative valg for å klare å spesifisere en funksjonell enhet som ikke inneholder rom for subjektive tolkninger. Mye avhenger hva formålet med en LCA er, men spesielt grunnlag for eksternt kommunikasjon vil bli rammet av disse. Med vår rolletilnærming som myndigheter blir dette viktig for oss. Spesielt når man setter systemgrensene, kan man lett foreta valg som neglisjerer en del miljøpåvirkninger. En LCA tar mye tid og koster mye i de fleste sammenhenger. Derfor er det allment akseptert at man foretar avgrensninger så lenge dette gir innsyn. Det er imidlertid ikke greit å være kritisk når man ikke kjenner systemet godt nok. Dette belyser et sentralt problem. En LCA-studie vil lett bli godtatt av instanser som skal ta beslutninger, selv om de ikke har forutsetninger for å tilstrekkelig kunne vurdere innholdet av studien. Selv om alle avgrensninger er gjort åpne og ikke forsøkt skjult, er det vanskelig å uttale seg kritisk om dem uten tilstrekkelig bakgrunnsinformasjon. Den som utfører en LCA-analyse vil kunne ha problemer med å se hva andre aktører ser som relevante systemgrenser, derfor er det et bra prinsipp om man trekker inn berørte parter i dette arbeidet (Hansen 1997).

Under kartleggingsfasen vil det også finnes begrensninger. Hvis man i forrige punkt har gjort det meste riktig, vil man likevel fortsatt møte på en del problemer her. Hansen poengterte at industrien ikke kjenner sitt produkt tilstrekkelig. Arbeidet med datainnsamling blir derfor langtekkelig og dyrt. Mange produsenter har ikke nok data på komponenter og råvarer som inngår i deres produkt, og mange kjenner ikke tilstrekkelig til hva som skjer etter at produktet forlater produsenten altså bruksfasen og avhendingsfasen. For at en LCA skal bli vellykket må man da ofte foreta brukerundersøkelser og gjøre seg opp en mening om mulige sluttbehandlingsformer for å få disse med i produktsystemet. Hvis et produktsystem blir tilstrekkelig stort vil man ofte

dele opp de ulike delene etter hvem som sitter med kunnskapen. De som planlegger tidlig i produktsystemet kan produsere et produkt som gir lave miljøeffekter, men som vanskelig lar seg sluttbehandle eller som gir store miljøvirkninger i bruksfasen. Det er dette en livsløpsanalyse skal motvirke, og det krever kommunikasjon mellom alle ledd i en organisasjon. En økning av miljøeffektene i produksjonsfasen vil kunne slå positivt ut i bruksfasen, og man kan få en netto fortjeneste i miljøeffekt. Hvis dette skal fungere i praksis kan det hende at brukerne må være villige til å betale mere for et produkt, og godta at man sparer inn på bruksfasen.

Det neste punktet blir vurderinger av påvirkningene produktsystemet har på miljøet. LCA er en metode som virker teknisk og argumenterer logisk. Hvis man får med tilstrekkelig data så får man ut miljøeffektene - objektivt? I denne underdelen kommer vi kort innom flere momenter om vektning i LCA-studier som har mange problematiske sider ved seg.

For ethvert mål av de fysiske omgivelser der man forsøker å integrere mange ulike dimensjoner i ett uttrykk, blir resultatet enten forenklet eller tilfeldig. (Spangenberg & Schmidt-Bleek, 1997). Under kartleggingsfasen blir data fra de ulike deler av produktsystemet lagt inn, men bare de man kan kvantifisere. I denne fasen skal disse kvantitative data danne grunnlag for utregning av miljøpåvirkning. Det finnes som tidligere sagt flere ulike vektingsmetoder med ulik prioritering. Vi skal ikke gå gjennom alle her men konsentrere oss om SimaPro Eco-indicator 95 som vi brukte i vårt arbeid, da denne vil kunne hjelpe til med å problematisere de fleste områdene innen vektingsproblematikken.

Eco-indicator 95

Metoden for kvantifisering av miljøpåvirkningene er laget for designere, og miljøbelastningene av et produkt blir satt til et enkelt tall. PRè Consultans tar forbehold om at bruksområdet er produktforbedring, og ikke skal brukes til markedsføring eller miljømerking. Den er heller ikke ment brukt av myndighetene som standard. (SimaPro 1998)

De ulike miljøproblem-kategoriene i Eco-indicator 95 er:

- drivhuseffekten
- nedbryting av ozonlaget
- forsuring
- eutrofiering
- tungmetaller
- kreftfremkallende stoffer
- smog (vinter/sommer)
- pesticider

Eco-indicator 95 har ekskludert noen problemer. Det første er toksiske stoffer som bare er et problem i arbeidsmiljø - dette gjør at et produkt som ikke kommer dårlig ut under analysen, fortsatt kan være skadelig for arbeiderne. Foringelse av råvarekvaliteten har man også valgt å holde utenfor. Avfallsmengden er heller ikke inkludert, da man mener arealet som blir forringet ikke er stort i forhold til andre effekter. Utslipp fra deponi (f.eks

tungmetaller) er tatt med. Disse unntakene gjør at man må se Eco-indicator 95 som en "utslipps-indikator", og at råvare degradering og plass til avfall må sees på for seg selv. Dette vil virke inn på sluttbehandlingsdelen senere i oppgaven.

Den første analysemetoden SimaPro bruker er klassifisering og karakterisering som setter opp hva som påvirker hvilke miljøeffekter. Her får man se hvor mye de ulike delene av analyseobjektet bidrar til effekten, men ikke hvor mye (dette regnes ut i denne fasen og ligger i bakgrunnen i programmet). Det neste steget er å koble sammen disse konkrete tallene med en annen verdi. Dette kalles normaliserings-delen. Eco-indicator 95 bruker den miljøeffekt som en gjennomsnittlig europeisk borger forårsaker på ett år. Normaliseringen kan dermed si hvilke effekter som er relativt store og små, men den sier ikke noe om hva som er viktigst. Dette må gjøres i neste steg - vektingsdelen. Eco-indicator 95 vektet de ulike miljøeffektclassene mot hverandre ut fra en gitt problemprioritering. Her møter vi et stort problem, fordi hvem som bestemmer dette ikke er gitt. Hvilke miljøeffekter som er viktig å begrense varierer i fra sted til sted og hos ulike involverte. SimaPro bruker en vektning som er basert på hva som er "distance-to-target" i sentrale Europa, noe som gjør at man må ta andre hensyn hvis den skal brukes andre steder. Et eksempel er at vannkraft ikke har miljøvirkninger, noe som vi i Norge ikke kan si oss enige i. Det er mange problemer med denne som SimaPro ikke klarer å fange opp, som tap av areal, ødeleggelse av elvers økosystem osv. Vintersmog er vektet som høy, men ville ikke ha vært spesielt relevant for f.eks Sør-Afrika. Eco-indicator 95 har valgt å vekte med bakgrunn i vitenskapelig informasjon, ikke politiske målsetninger. Selv om disse bygges på vitenskapelig informasjon er vektningen kvalitativ og man bør se kritisk på resultatene.

En måte å minske vektingsproblemene er å kjøre flere forskjellige vektingsmetoder på en LCA, og se på om noe slår forskjellig ut, og forstå hvorfor. Dette er viktig for designere som bør legge merke til om noen komponenter slår ut forskjellig med ulik vektning.

LCA-metoden er først og fremst brukt av industrien. Myndighetene kan ikke sette seg på sidelinjen av denne grunn. Bedriftenes evne og vilje til å se på hele livssyklusen til et produkt varierer. *«The private sector has limited capacity to deal with all issues at once - it avoids trade-offs - and no one is pushing it to consider every issue in the whole cycle...Therefore governments perhaps need to look at the whole cycle and put pressure on the private sector to do so as well»* (Maryanne Grieg-Gran 1997:88). For å sjekke validiteten av en LCA-analyse må man la noen utenforstående se over den. Bedrifter vil i mange tilfeller ha vanskeligheter med dette pga konkurransesituasjonen. I forbindelse med dette kan myndighetene tilby en revisjonstjeneste, som de enten utformer retningslinjer for, eller driver selv. Et andvendelsesområde for LCA kan være kommunikasjon mellom bedrift og omverden, inkludert myndigheter. I Norge har SFT flere ganger krevd livsløpsvurdering som grunnlag for konsesjonsbehandling, og de vil sannsynligvis øke bruken av LCA etterhvert som metodikken blir mer utviklet og standardisert (Johansen 1995). Men en slik bruk krever mye av kvaliteten på data, prosedyrer og metoder. Det er også et spørsmål om byråkrater og

politikere som skal bruke en LCA som beslutningsgrunnlag, er kvalifiserte til å forstå de fallgruver metoden kan innebære.

Til slutt i denne delen vil vi nevne et problem angående at planleggernes modeller og verktøy blir stadig mer raffinerte. I dette stadig mer kompliserte og fragmenterte politiske landskapet skal myndighetene forene ofte motstridende interesser til beste for samfunnet og miljøet. Det er ikke lett å ivareta langsiktige og ofte uorganiserte fellesinteresser når man står ovenfor konkrete næringsinteresser med tunge tekniske "bevis" som en LCA vil kunne bli oppfattet som. At LCA-resultater kan bli brukt i en retorisk sammenheng må man være klar over. Da er det viktig å huske på LCA-studienes begrensninger. De har ofte foretatt systemavgrensninger, og som vi så på med Eco-indicator 95, hadde man utelatt visse miljøeffekter. Myndighetene må passe på at disse miljøeffektene også blir tatt alvorlig selv om de vanskelig lar seg tallfeste.

4.2 Presentasjon av Pivco Citybee

4.2.1 *Pivco CityBee - en av mange el-biler*

(Hvis ikke annet er spesifisert er informasjonen hentet fra Pivco in hjemmeside (Pivco 1996)). Bakgrunnen for Pivco CityBee var opprinnelig det som i byer var et lokalt forurensingsproblem, men som i dag er et globalt problem, nemlig utslipp fra et økende antall biler med tradisjonell forbrenningsmotor. I verdens byer går trafikken sakte og med få personer i hver bil (i europeiske byer; 1,2 i snitt). Både størrelse og ytelse er i forhold til dette overdimensjonert i de tradisjonelle bilene.

Pivco har med bakgrunn i dette utviklet en liten elektrisk drevet bil for to personer med lav toppfart (90-100km/t)- en bil skreddersydd for bybruk. Den er 2.9 meter lang og 1,5 meter bred og har en vekt på 900kg inkludert batteri. Rekkevidden er på bare 10 mil mellom hver oppladning, men man håper at ny teknologi kan øke dette opp til 50 mil (Wormnes, 97). Dette vil da endre bruksområdene betydelig, men da det er usikkert når denne teknologien kan bli tatt i bruk, forholder vi oss til en rekkevidde på 10 mil. Sikkerheten er ivaretatt, på tross av at man har valgt lettere materialer enn vanlig. Institutt for konstruksjonsteknikk ved NTNU slår fast at bilen oppfyller sikkerhetskravene i EU og nye amerikanske krav (Kaarø 1994). Pivco prøver å utnytte et lite nisjemarked med en rimelig pris i forhold til konkurrentene (100.000kr), og med et lite volum (Sætre, 1997). Fabrikken på Aurskog skal gå rundt med en årlig produksjon på bare 5000 biler, noe som er uvanlig i bilindustrien. Vi bemerker at CityBee først blir satt i serieproduksjon fra høsten 1998, og at man vil justere konseptet litt fra den første testversjonen som var klar på Lillehammer i 1994. Et mindre antall testbiler har i de seneste årene vært på veien i ulike deler av verden, spesielt i USA og Norge. Konkrete data på Pivco CityBee er ikke allment tilgjengelig, noe som problematiserer besvarelsen. Funksjonen til Pivco CityBee er at den skal være en bybil. Den er spesielt tilpasset bruk av bybudfirmaer, offentlige instanser, firmabiler og som familiebil nr.2 (Lunde1997).

Pivco CityBee er en av de mer miljøvennlige bilene som lanseres på markedet i nær framtid, men det er viktig å merke seg at det ikke er det eneste alternativet. De fleste tradisjonelle bilprodusenter har også elektriske modeller. Hybridbiler og biler basert på brenselceller er også alternativer (mer i kap. 5). Problemet med de fleste er at det er vanskelig å få informasjon nok om dem (man ønsker å skjule sine konkurransefortrinn) for å gjennomføre en LCA-analyse. Som vi kommer tilbake til i neste kapittel, var dette heller ikke så lett for tilfellet Pivco CityBee, men det ble brukt som et utgangspunkt.

4.3 Gjennomgang av LCA-rapportene med vår del som hoveddel

Under kurset i industriell økologi gjennomførte vi en LCA-labb som de ulike gruppene leverte inn en rapport om. Disse rapportene var utgangspunktet for konsensuskonferansen, og hadde LCA som hovedfokus relatert mot et konkret case, som i vårt tilfelle var Pivco CityBee. I denne besvarelsen har vi forsøkt å knytte LCA-rapporten og konsensusrapporten opp imot et industriell-økologisk perspektiv. På grunn av omfanget av LCA-labben ser vi det vanskelig å få plass til alle momenter i denne. Vi har løst det med å ha en omfattende gjennomgang av LCA-metodikken generelt i 4.1, og her i kapittel 4.3 vil vi kort gjøre rede for referansecaset som vi jobbet ut fra, og med vekt på vår gruppes fokus, sluttbehandlingen, som viktigst. Dette fører til at vi må ta mange forbehold og gir bare en overfladisk gjennomgang av arbeidet i forbindelse med LCA-labben

4.3.1 Beskrivelse av LCA-studiens referansesystem

Som utgangspunkt for vårt arbeide på LCA-labben brukte vi en database som var utarbeidet rundt prototypen PIV4 av Pivco CityBee (Lunde 1997), noe som gjør at miljøvurderingene bare er gyldige for denne modellen, og at den ferdig utviklede modellen må analyseres for seg når den er klar. Finn Helge Lunde utarbeidet et arbeidsnotat hvor han gjorde rede for produktsystem, systemavgrensninger og oppbygning av databasen (Lunde 1997). I løpet av arbeidet med en LCA tar man så mange forbehold og valg at analysen bør gjøres mest mulig «åpen». Arbeidsnotatet vi jobber ut fra var i stor grad dette, men omfanget ble stort. Arbeidsnotatet (Lunde 1997) blir derfor lagt ved som vedlegg 3. Vi vil ta en rask gjennomgang av disse for å gi innsyn i hva som er gjort i forbindelse med oppbygningen av referanse-caset¹³. Vi legger mest vekt på punkter som vi mener er mangelfulle og vi skal spesielt ta for oss de avgrensningene som ble gjort for sluttbehandlingen av bilen, da det

¹³ For et dypere innsyn i hva som er gjort må vi henvende til (Lunde, 1997), et notat på ti sider hvor avgrensningene i forbindelsen med caset om Pivco CityBee vi har brukt er gjort rede for.

er disse vi vil jobbe ut i fra og gjøre en komparativ analyse mot i kapittel 4.3.3.

I kap 4.1.1 så vi på hva punkt 1 i en LCA er - måldefinisjon, som besto av å bestemme formålet med studiet, funksjonelle enhet og systemavgrensninger.

Formålet med studien: *Å vurdere miljømessige belastninger over livsløpet til Pivco CityBee ved anvendelse i Norge, ved bruk av LCA metodikk. Vurderingene skal danne grunnlag for å kunne identifisere muligheter for forbedringer på produksystemet og foreta komparative analyser av foreslåtte endringer.*

Dette går bra overens med at referansestudien skal være et utgangspunkt for vårt arbeid. Referansestudien skal være noe å sammenligne med og noe som kan forbedres. Dette gjør at man ikke nødvendigvis har valgt de beste miljømessige løsningene, da det er opp til gruppene som jobber med caset å foreslå disse.

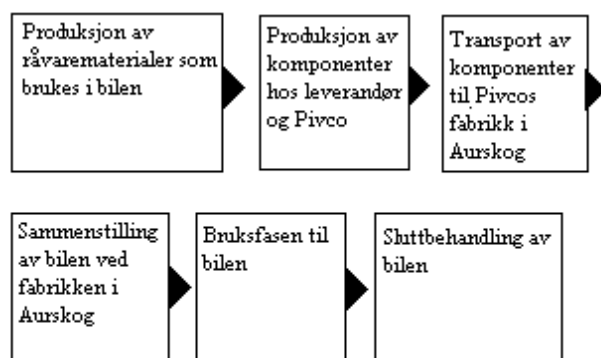
Funksjonell enhet: *Pr. km transport av to personer pluss 20 kg bagasje, tilsvarende 170kg, etter kjøresyklusen US-FTP som er definert for bypendling med varighet på opptil 5000 driftstimer.*

Dette valget av funksjonell enhet reflekterer funksjonen som Pivco CityBee skal oppfylle, slik vi så den i kap 4.2.1. Den har med funksjon, varighet og effekt. Da formålet med studiet ikke er å sammenligne med andre er den bra spesifisert. Ofte er problemet med funksjonell enhet at man ikke spesifiserer nok. Dette kan ha en sammenheng med at man har lyst til å ha enn vid tilnærming på formålet med studiet. Hvis vi valgte å bruke vår funksjonelle enhet som i kapittel 1.1.2 ,så ville en LCA bli utrolig omfattende. At det ble valgt denne spesielle kjøresyklusen (US-FTP som er basert på effektuttak ved kjøring etter pendlermønster i LA) kan vi stille et spørsmålstegn med. Det burde vært brukt en modell som var mer tilpasset norske forhold, med is og kulde deler av året. Vi regner med at det er vanskelig å skaffe en annen syklus, men ser at her kunne man forbedret den funksjonelle enheten.

Før vi tar for oss systemgrensene, skal vi ta for oss den inndelingen av livsløpet som ligger til grunn i referansestudiet, vist i figur 4.1 under.

Figur 4.1 Livsløpet til bilen slik som det er bygd opp i referansestudiet¹⁴.

¹⁴ Figuren er bygd på Figur 1. hos (Lunde, 1997)



Vi skal ta for oss disse punkt for punkt, men med bare korte kommentarer på de første fire, og heller kommentere mer inngående de to siste, bruksfasen og sluttbehandlingen. Bruksfasen fordi vi av LCA-analysen vi gjorde (vist i figur 4.2), viste at denne fasen skapte store miljøpåvirkninger. Sluttbehandling var vår fokus under LCA-labben og vies dermed ekstra oppmerksomhet. Innen hver del av livsløpet til bilen blir det foretatt systemavgrensninger. Disse er bestemt ut fra flere faktorer.

- tid til rådighet,
- teknisk mulighet til å undersøke hvilke materialer og prosesser som er brukt,
- hvor signifikant materialet eller prosessen er i miljøbelastningen,
- hvor lett er det å foreta en kvalifisert gjetning hvis man mangler mulighet til å undersøke noe. (Dette er en faktor som sjeldent alene bør legitimere grensesetting, da det kan være sentrale «potensielle» virkninger som forsvinner).

Alle disse kan virke inn i hverandre og bør sjelden kategoriseres. Disse valgene er noe av det mest sentrale man gjennomfører i en LCA, så kravet om åpenhet bør vektlegges spesielt mye her.

Forutsetninger gjort i studiet generelt:

Det var vanskelig å få produksjonsdata fra underleverandører til Pivco CityBee. Det er derfor brukt generelle data hentet fra databasen i SimaPro for produksjon av bilen. Mangel på miljødata for produksjon og bruk av bilen har gjort at det er antagelser ut fra tegninger for bilen for hvordan komponentene er produsert og sammenstilt. Noen komponenter er utelatt på grunn av kompleksitet og liten størrelse. Mye av dette legitimerer systemgrensene i referansestudien, men vi skal se på hver enkelt del.

Produksjon av råvarematerialer som brukes i bilen.

Figur 2 i arbeidsnotatet (Lunde 1997) viser systemgrensene visuelt. Det er de materialene med størst masseandel som tas med, aluminium, plast, glass og stål. Noe av utslippene i forbindelse med produksjon og transport er ikke inkludert, men for oss virker avgrensningen vel begrunnet.

Produksjon av komponenter hos leverandøren

Her henviser vi til figur 3 i arbeidsnotatet(Lunde 1997) og tilhørende tekst. Vi finner de fleste avgjørelser som naturlig, unntatt utelatelsen av batteriene. Selv om disse batteriene nesten er totalt resirkulerbare etter produsentens utsagn så vil det virke unaturlig å utelate miljøvirkningene av en så sentralt komponent. Kadmium er giftig, og mange ser det som viktig å få det ut av samfunnets kretsløp. Det er utarbeidet et EU-direktiv, noe som med stor sannsynlighet vil gjelde i Norge også, som foreslår en utfasing av kadmium-batteri (Wormstad 1997). Vi merker oss av figuren at gjenbruk av komponenter ikke er tatt med. Dette åpner for mulighet for bedre sluttbehandling.

Transport av komponenter til Pivcos fabrikk i Aurskog.

Her har man bare tatt med utslippene av transporten, ikke bygging av transportmidlene og infrastruktur. Dette er en fornuftig avgrensning. *«Energi- og miljøproblemene knyttet til produksjon av veier, jernbaner, biler fly, tog etc er svært små i forholdet til problemene som oppstår som følge av kjøring av bilen, toget eller bussen»* (Holden 1996:28).

Sammenstilling av bilen ved fabrikken i Aurskog.

Produksjonen/sammenstillingen på fabrikken i Aurskog vil i seg selv føre til marginale miljøpåvirkninger. Derfor er vi enige i at produksjon av fabrikklokalene tas med¹⁵.

Bruksfasen til bilen

Systemgrensene til bruksfasen er framstilt i figur 4 i notatet (Lunde 1997). Bruksfasen for transport generelt er en viktig bidragsyter for valg av energikilde (Holden 1996). Dette gjelder også Pivco CityBee. Produksjonen av den elektriske kraften som brukes blir det mest sentrale punktet. I referansestudien har man valgt data fra gjennomsnittlig miljøpåvirkning i europeisk kraftproduksjon. Dette gjør at brukerfasen bidrar mye. Dette valget av kraft er ikke reelt i dag. En modell med nordisk kraft eller norsk vannkraft ville passet bedre inn her. Svakheten er at i SimaPro vil valg av vannkraft som kilde for elektrisitetproduksjon også bli misvisende, da SimaPro ikke inkluderer tap av landareal, forringelse av landskap, fysisk forstyrrelse av økosystemer osv. Derfor må man hvis man velger å kjøre en LCA i SimaPro med denne type data, huske på å uttrykke hva SimaPro ikke tar med. Om nytt distribusjonssystem for energi (f.eks. ladestasjoner) er nødvendig for at Pivco CityBee skal fungere, så bør dette tas med (av samme grunn som fabrikklokalene på Aurskog).

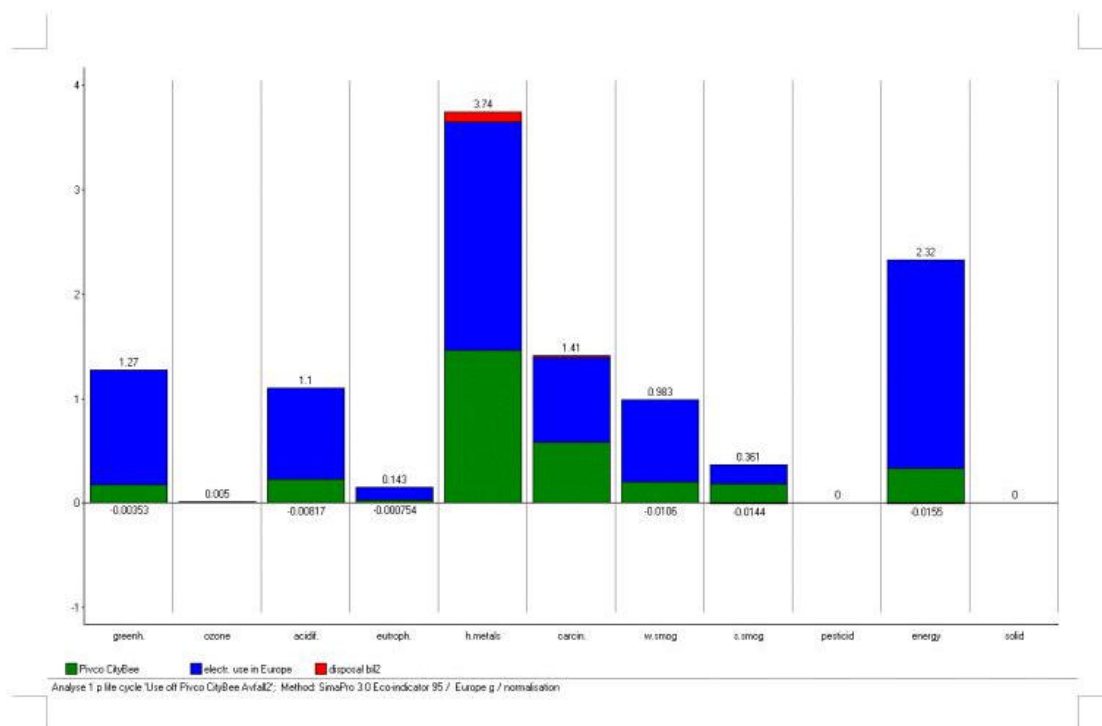
Sluttbehandlingen av bilen

I forhold til sluttbehandling er ikke denne delen tilfredsstillende. Med bakgrunn i at det ikke finnes data på system på hvordan sluttbehandlingen av bilen skal foregå, er bilen behandlet som den var generelt kommunalt avfall i Europa. Det vil si at 18% går til forbrenningsanlegg, 70% til avfallsplasser og 12% som «ukjent». Vi vil i 4.3.3 gjøre rede for et bedre alternativ, som er i tråd med tankegangen for Industriell økologi. Figur 4.2 er en grafisk framstilling av hvordan referansestudiet virker inn på miljøparameterne.

¹⁵ Pivco-konseptet er at man kan ha mange slike små sammenstillingsenheter med desentralisert form nær markedene. Det vil gi mulighet for et større antall fabrikk-enheter, og da bør dette inn som miljøpåvirkning .

Livssyklusanalyse - LCA

Figur 4.2 Referansestudien delt opp i produksjonsfase (grønn), bruksfase (blå) og sluttbehandling (rød). Eco-indikator 95/Normalisert



Bruksfasen er den delen som virker kraftigst inn på miljøet, etterfulgt av produksjonsfasen. Sluttbehandlingen virker lite betydningsfull i denne framstillingen. Det som går inn i forbrenningsanlegg får utslag på tungmetaller, mens det som går til deponi virker lite inn (selv om stål på fylling gir et lite bidrag av tungmetaller også). Dette er et problem som har med programvaren å gjøre: Negative effekter kommer med i produksjonsfasen i form av uttak osv, men det at man deponerer etter endt bruk vektes til å nesten ikke ha noen betydning. Vi må huske at Eco-indikator 95 hadde en del forbehold med deponering. I 4.3.3 ser vi at man i stedet får positive utslag (negative tallverdier) av resirkulering og gjenbruk. Faren for feiltolkning er åpenbar hvis man ikke kjenner programmet. Ser man overfladisk på figuren vil man tro at sluttbehandlingen ikke var spesielt viktig eller ufullstendig.

4.3.2 *De andre gruppenes hovedkommentarer*

De ulike gruppene som tok kurset i Industriell økologi hadde ulik fokus på gjennomføringen av LCA-analysen. Blant annet ble produksjonsfasen, bruksfasen og sluttbehandlingsdelen tatt for seg av ulike grupper spesielt. Denne delen skal bare kort poengtere noen av de andre gruppenes funn, da med utgangspunkt i referanse-studiet. Vi tar ingen kreditt for jobben som ligger bak, men velger å nevne resultatene kort, da de poengterer en del av avgrensningene gjort i referansestudien. Felles for alle grupper er at man har måttet ta en del forbehold når man mangler konkret kunnskap.

- *I hvilken grad burde utelatte organer i produksjonen være tatt med i produksjonssystemet?*

Det ble lagt til styresystem, bremsesystem, elektriske anlegget, Intriør, HVAC (klimaanlegg), seter, og eksteriør. Det ble kjørt en sammenlignende analyse med referansestudien, og man fant ingen vesentlige forandringer (forskjellene ble tilskrevet det elektriske utstyret).

- *Vurdering av andre produksjonsalternativer, transportløsninger og materialer.*

Aluminiumsrammen ble vurdert (resirkulert aluminium av ulik grad). Endringene førte til reduksjon i miljøbelastningene (om marginale). Også for bakvinduet kunne man redusere miljøeffekten ved å skifte materiale.

- *Bruksfasen med ulike typer energiproduksjon*

Ut fra dagens situasjon, hvor store deler av vannkraftens potensialet er utnyttet, ble det konkludert med at vindkraft er beste energikilde, på linje med vannkraft i miljøeffekter. Bruksfasen viser seg å være et sentralt punkt, så myndighetene må jobbe inn mot energiprodusenter og med energipolitikk. Dette kommer vi tilbake til i kapittel 5.

4.3.3 *Våre vurderinger av sluttbehandlingsdelen*

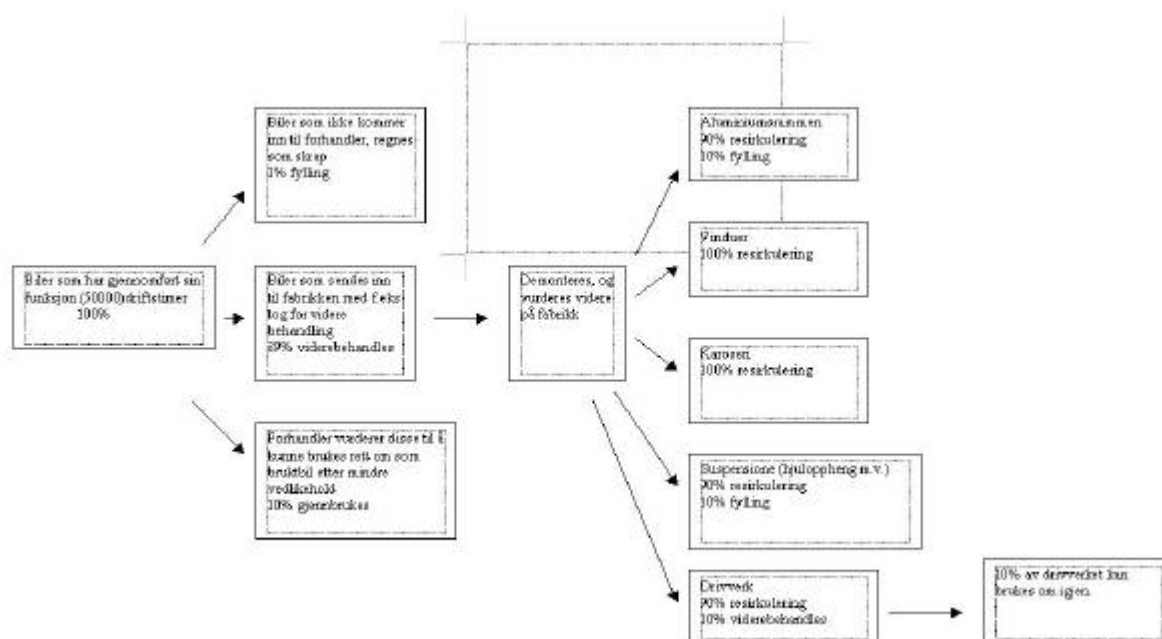
Som vi så på i kapittel 4.3.1, var sluttbehandlingen ikke den delen som hadde størst miljø-påvirkning i det totale kretsløpet. Dette på tross av at man hadde lagt opp til en verst tenkelig sluttbehandling for bilen. Utfordringen vår var å prøve å komme fram til et alternativt scenario hvor sluttbehandlingen kunne være mer i tråd med tankegangen for Industriell økologi.

I Norge har vi ingen retningslinjer for sluttbehandling av biler som passer inn i et industri-økologisk perspektiv (vugge til vugge), da vi ikke har noen bilproduksjon fra før av. Vi har hentet litt inspirasjon fra vårt naboland, som har større erfaring med bilproduksjon. Bilindustrien har siden midten av 1993 jobbet med å få i stand frivillig produsentansvar for utfasede biler (Företagerhandboken, 1997.8:15). Dette førte til at den svenske regjeringen vedtok en lov som trådte i kraft 1. januar 1998. (Miljödepartementet, svenske 1997). Loven sier at regjeringen skal sette mål, og kan sanksjonere hvis disse ikke følges. Målene for 2002 er at 85% av bilene skal resirkuleres, og at man

i 2015 skal være oppe i 95%. Vi mener at den svenske loven kan være en grunnmodell, og våre tall er i stor samsvar med disse.

Vi velger å følge prinsippet om utvidet produsentansvar. Produsenten har mest kunnskap om produktet, og er dermed den som er best kvalifisert for å ta vare på en bil, i tilfellet Pivco CityBee etter 5000 driftstimer (funksjonelle enhet). Ved at produsenten påtar seg dette kan han også gjøre sluttbehandlingsdelen mest mulig hensiktsmessig i forhold til produksjonen og omvendt. Hvis produsenten må plukke i stykker og resirkulere sitt produkt etter endt levetid, kan produsenten konstruere deretter, noe som kommer inn under tankegangen om Industriell økologi. I figuren under har vi forsøkt å framstille skjematisk bevegelsen til materialene i vårt sluttbehandlingsforslag. Våre antagelser er selvsagt basert på et utvalg av flere biler, ikke en enkel enhet. Pivco setter bare sammen CityBee, og bruker et stort underleverandør-nett. Dette gjør at disse må bli enige om hvem som har ansvaret for biler som har fullført sin funksjon. Vi har ikke data på at dette er gjort i forbindelse med Pivco CityBee, men foreslår at dette gjøres.

Figur 4.3 Sluttbehandlingsdelens struktur, skjematisk



Vi ser for oss et system hvor brukerne etter 5000 driftstimer leverer inn bilen sin til forhandler og henter ut en ny. Vi tar høyde for at 1% av bilene ikke kommer inn, disse antas at kommer på deponi. Disse kan være utsatt for ulykker, brann, tyveri eller rett og slett mangel på innlevering. De resterende

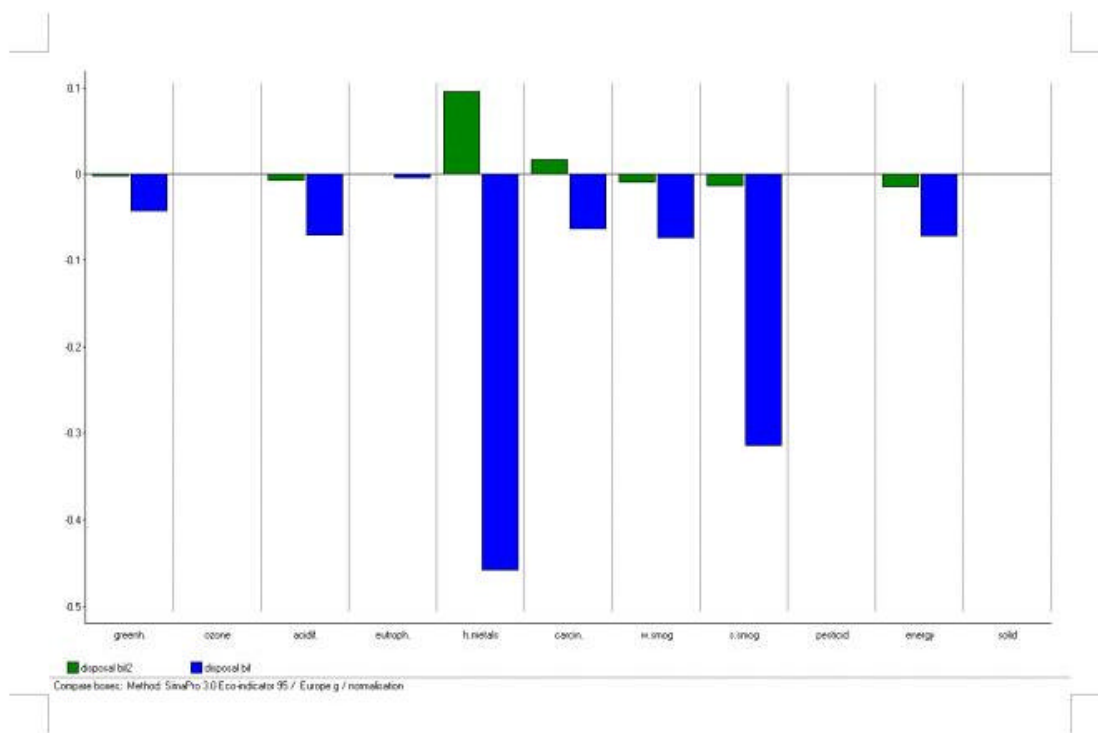
99% blir levert til forhandleren. Etter enkelt vedlikehold vil forhandleren kunne sende 10% av bilene ut på brukmarkedet med stor mulighet for et nytt livsløp på 5000 timer. Det fine med at alle leverer inn bilene selv om de er i god stand, er at forhandleren kan sette inn ny forbedret teknologi, f.eks batterier. Resten av bilene ser vi hensiktsmessig at blir fraktet til fabrikken, helst med tog, eller at forhandleren kjører gamle biler inn når han henter nye. På fabrikken demonteres bilen for videre sluttbehandling. Her er det opp til produsenten om han vil returnere ulike deler til underleverandører eller om det kan brukes deler direkte om igjen. Vi har dermed ikke tatt standpunkt til hvem som gjør arbeidet etter at bilene ankommer fabrikken, men sier at det får bli en diskusjon mellom Pivco og underleverandørene. Aluminiumsrammen foreslår vi blir resirkulert 90%. De resterende 10% vil være vanskelig å resirkulere da koblinger o.l. er litt komplekse. Disse har vi lagt på fyllinga. Det er selvsagt opp til myndighetene å sette disse kravene/rammene, men vi ser det som vanskelig å få til en total resirkulering av alle komponenter med dagens konstruksjon. Vinduene går til 100% resirkulering. Karosseriet går også til 100% gjenvinning. Plasten er polyetylen, og graden av resirkulering av henger av minimering av maling og andre typer materialer sammen med plasten (Graedel & Allenby 1995). Dette gjelder for Pivco, hvor fargestoffet ligger i plasten. Når det gjelder «suspension», så tar vi utgangspunkt i det samme som ved aluminiumsrammen, at koblinger osv vil gjøre at 10% havner på deponi og 90% resirkuleres. Når vi kommer til drivverk så er det stor mulighet for at en del av komponentene ikke er utslitt. Disse kan da brukes om igjen. Vi har foreslått en ganske lav gjenbruksandel på 10%, da produsenten i løpet av en bil sitt livsløp kan ha endret teknologiske løsninger som gjør det vanskelig å nyttegjøre seg gamle komponenter (dette bør produsenten se nærmere på når han driver forbedringsutvikling). Resten av drivverket går til resirkulering. Når det gjelder om de resirkulerte materialene kan gå tilbake i produktet, eller får redusert kvaliteten så mye at man må sende dem til andre produktområder, er vanskelig for oss å ta stilling til. Aluminiumsrammen og karosseriet er komponenter hvor vi har stor tro på at man kan lukke material-syklusen i størst mulig grad ved at man kan bruke det resirkulerte materialet om igjen i samme type produkt.

Vi bygde opp et «waste-scenario» i SimaPro som inkluderte sluttbehandlingen vi nå har forespeilet. Vi gjør oppmerksom på at vi ikke har lagt inn transport i de ulike delene eller prosesser ved demontering, men forutsetter at dette gjøres på best mulig miljøvennlig måte. SimaPro gav oss mange muligheter i framstillingsformer, men vi har i denne besvarelsen bare tatt for oss helt sentrale figurer. Resultatene når vi sammenligner vår med referansestudiets sluttbehandling er vist i figur 4.4 på neste side. De grønne (til venstre) søylene viser miljøpåvirkningene til referansestudiets sluttbehandling, og de blå viser vårt forslag. Forskjellene er store, og under LCA-arbeidet fant vi ut at gjenbruk gav sterke positive effekter (negativ tallverdi i miljøpåvirkning). Resirkuleringen bidrar også til forbedringer. Dette får særdeles gunstig innvirkning på tungmetaller, noe som viste seg å være et av de store problemene for referansestudien.

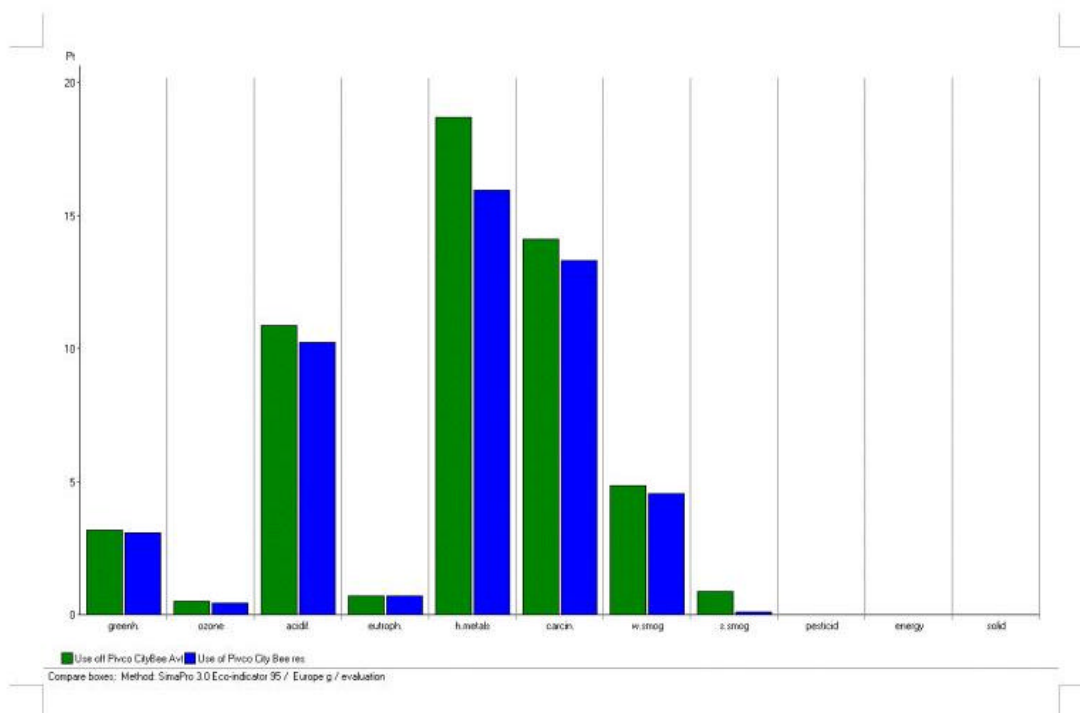
Livssyklusanalyse - LCA

Det å konstruere ulike sluttbehandlings-senarier, for så å kjøre en komparativ analyse på dem, kan være en måte man kan bruke LCA som verktøy til. Hvis vi skal operere mer i samsvar med den industrielle økologiske tanke, så bør man derimot også huske på å sammenligne større deler av LCA'er slik som vi har gjort på figur 4.5 på neste side. Her ser vi at gevinsten av sluttbehandlingstanken miljømessig er størst på tungmetall-siden. Dette er vel ikke så overraskende. Selv om sluttbehandlingsdelen ikke er den delen av livsløpet som har størst innvirkning, så kan man se at forbedringene er betydningsfulle.

Figur 4.4 Sammenligning av sluttbehandlingsenarioene. Eco-indikator 95/Normalisert



Figur 4.5 Sammenligne hele livsløpet med ulike sluttbehandlingsenario. Eco-indikator 95/evaluert.



Vi mener at dette viser at hvis man velger at Pivco CityBee skal sluttbehandles på vår foreslåtte måte, som støtter seg i grove trekk til hva svensk bilindustri må forholde seg til i dag, så resulterer dette i betydelige reduksjoner av miljøkonsekvensene.

Det er en del problemer med vårt forslag som kan være aktuelt å nevne, hvis den skal gjennomføres best mulig. Pivco CityBee er i dag straks klar for lansering, det vil si at det er flere år før de første bilene har oppfylt sin funksjon (se funksjonell enhet) og kan komme inn i vår sluttbehandlingsdel.

Dette gjør at man i mellomtiden må basere seg på nye materialer (eller resirkulerte fra andre produkter), og produsenten vil mangle erfaring med å håndtere sluttbehandlingsdelen. Dette vil kanskje sinke forbedrede konstruksjoner med hensyn til enkel demontering og gjenbruk. Da dette «bedriftøkonomisk» er et langt tidsperspektiv, vil mange andre områder lett fange fokus. Pivco CityBee burde allerede i dag vært produsert med sluttbehandlingsdelen i tankene, da «gevinsten» først kommer om mange år. Myndighetene forholde seg til dette med at man kan prøve å legge inn krav om gjennomføring av LCA, eller lignende for nye produkter.

5. HELHETLIG DRØFTING

"Stå vakt om naturen! Slå angrepet ned! Dem opp for de hissige hjerner!"

Theodor Caspari

I dette kapitlet vil vi se på hva som kan gjøres på lang og kort sikt i forhold til å optimalisere den samfunnmessige siden ved produksytsetmet sett ut i fra et industrielt-økologisk perspektiv.¹⁶ Imidlertid vil vi ikke gjennomføre en fullstendig samfunnsanalyse for vårt case i denne forbindelse, fordi dette er et enormt arbeid som går langt ut over både den utdannelsen vi har, og de rammer denne prosjektoppgaven på to vekttall innebærer. Vi vil likevel forsøke å antyde mulige målsetninger, virkemiddelbruk og konsekvenser av disse både på lang og kort sikt. Til slutt vil vi kommentere en del generelle spørsmål knyttet til gjennomføringen av industriell økologi sett fra myndighetenes synsvinkel.

5.1 Målsetning: Bærekraftig mobilitet

Slik vi har gjort rede for i det innledende kapitlet, så er bærekraftig mobilitet definert til å være målsetningen for dette arbeidet. Vi har tidligere presisert begrepet personmobiliteten til å være en funksjon av to variabler, for det første en håndgripelig realisering av reisebehov i form av faktiske forflytninger, og for det andre et potensiale til forflytning - en personlig kategorisering som begrenser den første. Kriteriet om bærekraft forutsetter et forflytningsvolum som er i samsvar med prinsippene for bærekraftig utvikling.

Evalueringen av Pivco CityBee må altså foretas opp i mot denne overordnede målsetningen. Hovedspørsmålet i forhold til offentlige myndigheter blir således: Er dette et konsept man bør satse på? Etter vår mening er det her livsyklusanalysen vil ha sin viktigste funksjon i forhold til myndighetene, da denne kan være med på å gi det nødvendige datagrunnlaget for å besvare dette spørsmålet. I tillegg kan den gi verdifull informasjon i forhold til hvilke områder innsatsen bør settes inn. Dette berører imidlertid et sentral punkt i forhold til den rollen offentlige myndigheter har i denne

¹⁶ Vi har tidligere vært inne på det vi oppfatter som samfunnsviteres oppgaver i så måte. I tillegg vil vi hevde at det for el-bilens vedkommende ikke først og fremst er den teknologiske utfordringen som er dominerende, men derimot den samfunnmessige: Hvordan kan man sørge for at teknologien blir tatt i bruk? Vi sier ikke med dette at det ikke er viktig å fortsatt arbeide med å forbedre produktets miljøeffektivitet. Vårt poeng er at systemet som helhet (transportsektoren) miljømessig vil bli mer optimalt dersom man også kan finne de riktige politiske og økonomiske grepene, da det faktisk er en underliggende forutsetning bak livsløpsanalysen at produktet faktisk skal *brukes*.

sammenhengen: Offentlige myndigheters oppgave er ikke primært å sørge for tekniske forbedringer for å optimalisere produktets miljøeffektivitet.¹⁷ Myndighetene bør stimulere til at dette skjer, men selve den tekniske forbedringen er produsentens ansvar. Når myndighetene går inn og støtter et produkt som Pivco City-Bee er det ut i fra forutsetningen om at produksjonen vil være i tråd med myndighetenes målsetninger. Livssyklusanalysen blir slik en del av produsentens argumentasjon for produktets plass i samfunnet. Spørsmålet kan også tenkes å ha forskjellige svar alt ettersom man betrakter det på kort eller på lang sikt. Men kort sikt så forstår vi den fireårsperioden som er vanlig i myndighetenes såkalte langtidsplanlegging (jfr. St.meld.nr. 4 96/97). Med lang sikt forstår vi i utgangspunktet et femti-års-perspektiv, men vi vil i denne oppgaven i utgangspunktet forholde oss til et perspektiv på 25 år, da dette ble rammen som den omtalte konsensuskonferansen la til grunn for diskusjonen.

5.2 Lang sikt: Redusert transportbehov

«Langsamt seiler vår jord mot en ukjent havn. Ingen kan måle vår fremtid, og ingen kan gi den navn. Men dette vet vi, at vi er med på å skape det evige livet, skapte det ondt eller godt. Vi vil ikke tape.»
Inger Hagerup

Det overordnede målet for myndighetene har vi definert til å være et bærekraftig samfunn, herunder bærekraftig mobilitet. Dette betyr ikke bare at persontransporten skal være så miljøvennlig som mulig, men også at *bruken av transportmidler må reduseres*. For tradisjonelle biler har bruksfasen størst betydning i forhold til miljøbelastningene i et livsløpsperspektiv (Holden 1996). Den gjennomførte livssyklusanalysen viste at den også har stor betydning for el-bilen, men at dette som nevnt er avhengig av hvor den henter sin elektrisitet i fra. For å få til en slik reduksjon av transporten, må behovet minskes.¹⁸ Dette krever at vi utvikler indikatorer for hva som er bærekraftig nivå for transportomfanget. I tilknytning til Miljøbyprosjektet er SFT i gang med et slikt arbeid (Solheim 1997), indikatorer som på sikt kan være til hjelp for prioritering mellom de ulike virkemidlene. Ett problem i så måte er at det ofte er uklart hva som er det egentlige årsaks-virkningsforholdet, noe vi vil komme nærmere tilbake til.

¹⁷ Ikke med mindre det er snakk om produksjon som det offentlige har direkte ansvar for gjennom f.eks. eierskap.

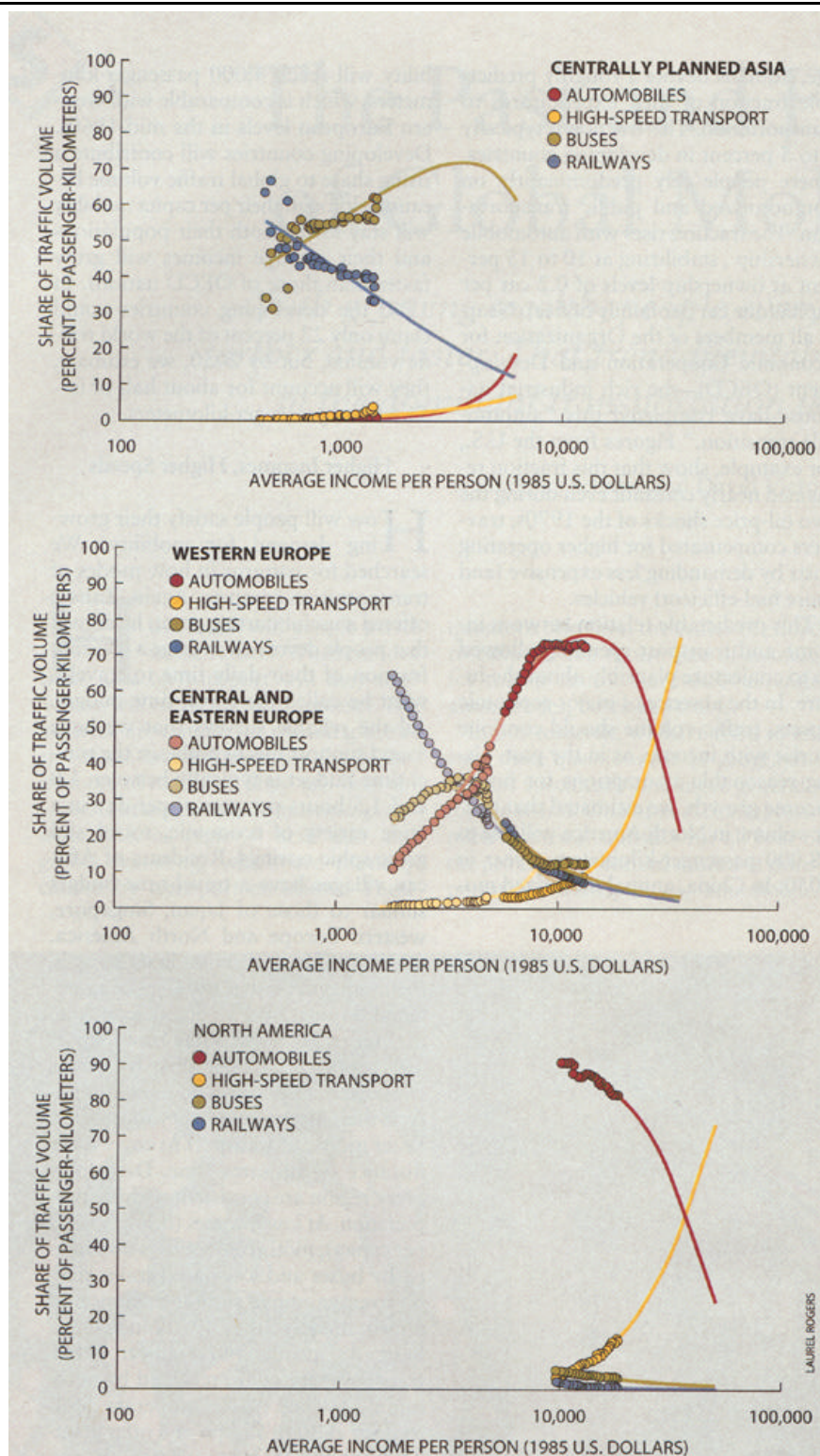
¹⁸ Behov er et relativt begrep, som ikke bare er et resultat av hvordan hverdagslivet i praksis arter seg, men er også påvirket av for eksempel reklame og moter. Det handler om den livsstilen vi ønsker å ha, og de prioriteringer vi gjør.

5.2.1 Framtidsutsiktene for transportsektoren

Det viser seg at mennesker over hele verden, uansett om man befinner seg i en landsby i Afrika eller i en by i Europa, har en viss mengde tid som de er villige til å bruke på forflytning pr dag. Dette reisetidsbudsjettet ligger på omtrent 1 - 1,5 timer pr dag. Når det så er en sterk sammenheng mellom økende inntekt og økende mobilitet, blir resultatet at menneskene må velge et annet og *raskere* framkomstmiddel for å få dette til å gå opp. Valg av transportmiddel er i tillegg til å være styrt av inntektsnivå også sterkt preget av de geografiske forhold. Likevel kan man, som figurene viser, se tydelige trender i valg av transportmiddel sammenlignet med inntekt (Schafer & Victor 1997).

S-kurvene i figur 5.1 forteller at med lav inntekt, dominerer lavhastighets jernbane og busser i starten, men taper etterhvert for personbiltransport, og enda senere fly og høyhastighetstog. I Vest-Europa er vi nå på toppen av personbilens s-krurve, mens for Nord-Amerika er personbilbruken allerede er på vei nedover i trafikkvolum i forhold til andre transportmidler. I et langtidsperspektiv vil likevel ikke personbilen forsvinne, disse modellene forutsier at selv i 2050 vil biler i Nord-Amerika (som er kommet lengst i utviklingen) fremdeles utgjøre 14 000 passasjerkilometer pr person, eller like stort trafikkvolum som i 1970. I utviklingsland, som så vidt er begynt på veien opp kurvene, vil busser og biler, sammen med lavhastighets jernbane, fortsette å dominere i lang tid framover (Schafer & Victor 1997).

Fig. 5.1 Kurver som viser sammenhengen mellom inntekt og valg av transportmiddel og i forskjellige verdensdeler.



Kilde: Schafer & Victor 1997:38

5.2.2 Valg av teknologi

«Baserer man sine resultater på et livsløpsperspektiv og samtidig trekker inn et bredt spekter av ulike kategorier miljøpåvirkninger, vil ingen biler, hverken store eller små, rettferdiggjøre betegnelsen miljøbil» (Holden 1997). Dette er hovedkonklusjonen Erling Holden presenterte på et seminar arrangert av NORSTART (Norsk el-bilforening) i august 1997. Han slo videre fast at at det ikke var plass til personbiler dersom man skulle ta bærekraftig utvikling på alvor. Som vi tidligere har pekt på, så er det en nær sammenheng mellom transportmiddel og -volum. Imidlertid vil vi i denne oppgaven ta eksistensen av en eller annen form for «privatbil» for gitt, selv om det hverken behøver eller bør være snakk om personbilen slik vi kjenner den i dag.

Holden (1996) har foretatt en sammenligning av forskjellige typer biler basert på indikatorene utslipp av drivhusgasser, energi- og arealforbruk.¹⁹ Resultatet ser man i figur 5.2:

Figur 5.2 Endringer i samlet energiforbruk i transportsektoren i Norge, utslipp målt i CO₂-ekvivalenter og arealforbruk i henholdsvis 1990 og 2010. De langsiktige miljømålene er vist nederst i tabellen. Beregningene bygger på en forutsetning om 30 og 80 prosents økning i personkilometer for henholdsvis personbil og fly i perioden 1990 til 2010.²⁰

	Energiforbruk		Utslipp av CO ₂ -ekvivalenter		Arealforbruk	
	Twh	Pst. endring	1000 tonn	Pst. endring	km ²	Pst. endring
Konvensjonell energi 1990 ¹	32,7	-	10 544	-	2 865	-
Konvensjonell energi 2010 ²	40,0	+ 22	10 985	+ 4	3 779	+ 32
Naturgass 2010	34,4	+ 5	7 818	- 26	3 779	+ 32
Metanol 2010	53,3	+ 63	2 742	- 74	9 966	+ 248
Hydrogen 2010	77,6	+ 137	2 742	- 74	7 940	+ 177
Vannkraft el. 2010	25,0	+ 17	2 742	- 74	4 724	+ 65
Gasskraft el. 2010	38,2	+ 17	8 290	- 21	4 135	+ 44
MILJØMÅL	-	- 50	-	- 60	-	0

¹ Bensin, diesel, flyparafin og vannkraft el.

² Reformulert bensin, miljødiesel, flyparafin og vannkraft el. Reformulert bensin og miljødiesel omfatter framtidige drivstoffkvaliteter med langt lavere innhold av blant annet PAH, svovel og aromater.

¹⁹ Resultatene er hentet fra en studie gjennomført ved Vestlandsforskning av Høyer og Heiberg (1993) med tittelen «Persontransport - konsekvenser for energi og miljø». Erling Holden er gruppeleder ved miljøgruppa i Vestlandsforskning.

²⁰ For personbiler er veksten i samsvar med de framskrivninger som er gitt i «Norsk veg- og vegtrafikkplan 1994-97» (St.meld.nr. 34 92/93). For fly regnes det med en høyere framskrivning enn for personbil, i tråd med framskrivningen i «Norsk luftfartsplan 1993-97» (St.meld.nr. 47 91/92), selv om man regner med en noe lavere vekst for årene 2000-2010 enn for årene fram til år 2000 (Holden 1996).

³ CNG - trykksatt gass

⁴ Produsert fra biomasse

⁵ LH₂ - flytende, nedkjørt hydrogen

Kilde: Holden (1996).

Ut i fra denne tabellen kan vi lese at miljømålene hverken nås ved bruk av konvensjonelle energikilder eller ved bruk av nye former for energi.²¹ De kan bare nås gjennom sterke reduksjoner i det totale transportvolumet og i bruken av personbil (Holden 1996). Det transportmiddelet som imidlertid ligger nærmes for å kunne nå målene, er transportmidler som er drevet av elektrisitet produsert av vannkraft.

Ved hjelp av SimaPros analyseverktøy LCA har Syversen (1997) kommet fram til at det ikke er vesentlige forskjeller mellom bruk av en Pivco CityBee drevet av et NiCd-batteri og en hybrid hydrogenløsning i Trondheim. Imidlertid vil det for tilsvarende sammenligning for bruk i Amsterdam være en tredobling av miljøbelastningen for NiCd-bilen i forhold til den hybride løsningen. Årsaken til denne forskjellen ligger i kilden til elektrisk kraft, hvor Trondheim kommer godt ut av det gjennom et scenario med gjennomsnittlig nordisk elektrisitetsproduksjon, mens tilsvarende tall for Amsterdam kommer fra gjennomsnittlig nederlandsk el-produksjon.²²

I rapporten *Hydrogenbilen kommer* hevder Mellqvist (1996) at en vesentlig forskjell mellom den tradisjonelle el-bilen og en hydrogendreven bil ligger i at brenselcellebilen kan lagre mye mer energi pr. vekt, og at den dermed kan øke sin aksjonsradius flere ganger uten å øke vekten. Han oppgir rekkevidden til å være 500 km mellom hver fylling for en hydrogenbil. Til sammenligning kan for eksempel en Pivco CityBee kun kjøre 100 km mellom hver ladning. Videre hevder Mellqvist at innføring av hydrogen som drivstoff for alle kjøretøyer i Norge vil bety en betydelig reduksjon av de norske CO₂-utslippene (Mellqvist 1996), ved at utslippene fra kjøretøyer kan reduseres til null. Han ser da for seg en desentralisert hydrogenproduksjon basert på det eksisterende el-nettet, hvor hydrogen blir produsert ved hjelp av vannkraft (Mellqvist 1996).

Vi vil i denne oppgaven ikke ta stilling til om det er el-bilen eller hydrogenbilen som er løsningen på framtidens utfordringer i transportsektoren. Det vi imidlertid vil hevde, er to ting: For det første er den konvensjonelle bensinbilen uaktuell som en løsning som gir bærekraftig mobilitet. For det andre er det en forutsetning, uansett løsning, at den samlede transporten reduseres, og at energiforbruket ikke øker. Spesielt viktig er sistnevnte i forhold til at både el-bilen og hydrogenbilens miljøregnskap er

²¹ Vi har fått opplyst at disse miljømålene er satt ut i fra henholdsvis Vår felles framtid (energi), FNs klimapanel (utslipp av klimagasser), Direktoratet for naturforvaltning (Areal) samt ut i fra hvordan enkelte forskere har tolket Brundtlandrapporten (Materialforbruk). Erling Holden, muntlig meddelelse 02.04.98.

²² Gjennomsnittlig nordisk el-produksjon har i følge databasen BUWAL 250 en sammensetning på 11,8% kull, 1,5% fra naturgass, 59,4% vannkraft, 21,9% kjernekraft og 5,3% fra olje. Tilsvarende tall for nederland er 30,4% fra kull, 48,9 % fra gass, 0,9% fra vannkraft, 3,1% fra lignitt, 12,8% fra kjernekraft og 3,6% fra olje (Databasen BUWAL 250).

avhengig av hva elektrisiteten er produsert av. I så måte er Syversens (1997) funn svært interessante, da hans gjennomførte LCA viser at det nettopp er el-kraften i bruksfasen som har de største miljøeffektene. En Pivco CityBee som oppfyller alle justeringer nevnt i kapittel 4 tross alt være en forbedring av dagens situasjon. Så vidt vi kan se, er el-bilens svakeste punkt den lave rekkevidden mellom hver ladning. Dersom den teknologiske utviklingen ikke kan løse dette problemet, er det sannsynlig at det i et land med Norges geografi vil være mer aktuelt med brenselcellebiler, rett og slett fordi det da blir det reelle alternativet til konvensjonelle bensinbiler.

Ting tar tid...

Det har blitt hevdet at markedsintroduksjonen av el-bilen vil ta så lang tid at miljøet ikke har tid til å vente på den. I en artikkel i Aftenposten 20. mars 1998 blir det hevdet at de (bensin-) bilene som selges i dag, også vil være å finne på veiene i år 2010 (Wormnes 1998). Figur 5.3. viser en oversikt over hvor lang tid det tok før ulike teknologier hadde nådd ut til en fjerdedel av den amerikanske befolkningen. El-bilen må forventes å måtte gjennom en tilsvarende prosess.

Figur 5.3 Forandringens hastighet: Så mange år tok det før følgende teknologier ble tatt i bruk av 25 prosent av USAs befolkning.

Innlagt strøm fra 1873	46 år
Telefon fra 1875	35 år
Bil fra 1885	55 år
Fly fra 1903	54 år
Radio fra 1906	22 år
TV fra 1925	26 år
Video fra 1952	34 år
Mikrobølgeovn fra 1953	30 år
PC fra 1975	15 år
Mobiltelefon fra 1983	13 år
El-bilen fra 1997*	?

Kilde: Aftenposten 20.03.98, etter Wall Street Journal.

* Eksempelet er hentet fra teksten i den nevnte artikkelen, og henviser til General Motors introduksjon av el-bilen GM EV1 som ble lansert i USA for et halvt år siden (Wormnes 1998).

Her reises altså en ny problemsstilling som er relevant for diskusjonen om det er riktig av myndighetene å sette alt inn på å økte bruken av el-bil i Norge. I forhold til figur 5.3 er det riktig nok en positiv tendens i retninga av at det stadig ser ut til å ta kortere tid før en teknologi blir introdusert i USA, til den er tatt i bruk av store deler av befolkningen. Og hvor raskt en ny teknologi kan introduseres, har også naturligvis nøye sammenheng med hvilke virkemidler som blir tatt i bruk. Og her peker artikkelen på et sentralt poeng, nemlig at *"det som er en god løsning i ett land, trenger ikke bære det i et annet. Hvordan CO2-utslippene blir påvirket av de ulike alternativene som*

foreligger, avhenger helt av energisituasjonen i hvert enkelt land - og av de politiske realitetene der" (Wormnes 1998).

Dette viser at myndighetene - parallellt med å medvirke til bruk av el-bilen - må ha en langsiktig strategi for hva slags transportformer man ønsker seg i framtida. På virkemiddelsiden kan man lett se for seg at virkemidler som stimulerer til bruk av el-bil (ovenfor forbrukerne), også vil kunne stimulere andre former for transport som alternativ til den tradisjonelle personbilen. Imidlertid vil det også kunne være snakk om "kryssende" virkemidler, og i slike tilfeller vil vi anbefale myndighetene en "både og"-strategi: Myndighetene bør på kort sikt satse på utbredelse av el-bilen, særlig i de større byene. Men på grunn av den geografiske formen Norge tross alt har, må man parallellt med dette satse på utvikling av transportformer som også kan benyttes i mer landlige omgivelser. Dette kan enten skje gjennom tekniske nyvinninger som utvider el-bilens rekkevidde, eller gjennom utvikling av hybride biler som for eksempel hydrogendrevne biler. Samtidig må det foregå en utfasing av den tradisjonelle bensinbilen.

5.2.3 Virkemidler for redusert transportvolum

Ut i fra et langsiktig perspektiv finnes det en rekke virkemidler myndighetene bør vurdere i planleggingen av et bærekraftig samfunn. Vi vil imidlertid strukturere virkemidlene i tre hovedkategorier som antyder hvilke områder hovedinnsatsen bør rettes mot. Disse er arealplanlegging, holdningsendringer og økonomi.

Endringer i infrastruktur og bedre fysisk arealplanlegging

En av hovedutfordringene i forhold til å redusere omfanget av transportarbeidet i framtida er å sikre en arealforvaltning som gir minst mulig transportbehov. Her vil vi rette et hovedfokus mot lokale myndigheter.

Kommuneplanleggingen

Kommuneplanen har et 12-års perspektiv med en fireårig handlingsdel, og rulleres hvert fjerde år. Den skal være et strategisk og handlingsorientert dokument for utvikling av kommunen som samfunn (St.meld.nr.29 96/97). Dersom vi i framtida ønsker å redusere transportbehovet, må det omfattede endringer til i forhold til dagens infrastruktur.

Arbeids-, forbruks- og bosettingsmønstrene endres på en slik måte at transportbehovet minskes. Dette vil innebære at arbeidsplasser, skoler, barnehager og dagligvarebutikker i større grad må koordineres slik at reiseavstanden blir så liten som mulig. Å gå og sykle skal bli mer attraktivt enn å bruke bilen, og kollektivtrafikken må bygges ut til å ta seg av lengre reiseavstander. Som både et virkemiddel og en konsekvens av omleggingen kan myndighetene også søke å oppfylle mål om økt kompetanse innenfor, og sysselsetting i, bærekraftig industri og tjenesteytende næringer.

For å få til denne typen helhetlig kommuneplanlegging som setter bærekraftig utvikling som mål, er metodikken bak Lokal Agenda 21 etter vår

mening et svært godt redskap.²³ Dette er også i tråd med anbefalingene i stortingsmelding nr. 58 96/97, hvor det heter at regjeringen vil «*oppfordre alle kommuner til å utarbeide lokal Agenda 21 som en integrert del av kommuneplanarbeidet*» (St.meld.nr.58 96/97:28).

Arealplanlegging

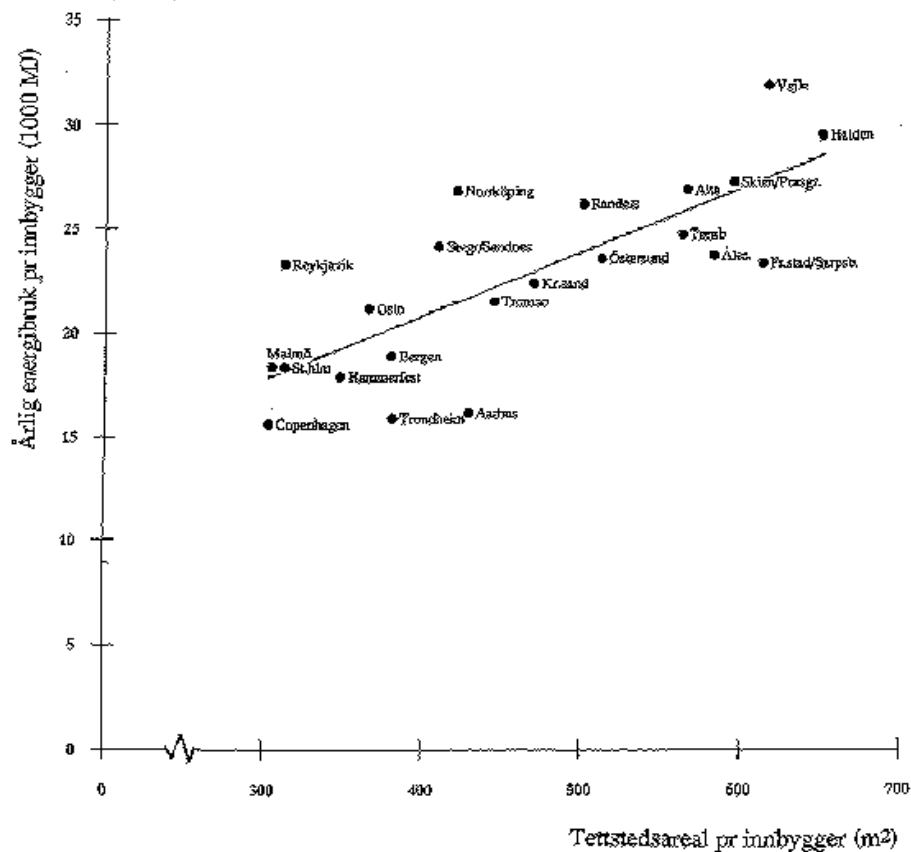
Arealplanlegging er en viktig del av kommuneplanarbeidet. I dag reguleres denne av Plan- og bygningsloven (PLB), og det er kommunene som har ansvaret for denne gjennom arealdelen av kommuneplanen. Til forskjell fra selve kommuneplanen er arealdelen juridisk bindende.

Dersom vi i framtida skal kunne klare oss med et mindre omfang av transportarbeidet enn i dag, er vi helt avhengige av en omfattende arealplanlegging. Sammenhengen mellom arealfortetning og transportbehov er stor. I artikkelen «Transportreduserende arealplanlegging - hva innebærer det?» peker Næss (1996) på at tette og konsentrerte byer «*ikke bare er mer robuste overfor framtidige innskrenkninger i mobiliteten, men at de viser klare, energi- og miljømessige fordeler også i dagens høymobilitetssituasjon*» (Næss 1996:25, se figur 5.4). For å få til denne arealfortetningen er det en del virkemidler som er sentrale. Ett av dem kan være at kommunene lokaliserer bolig- og næringsområder til allerede eksisterende kollektivknutepunkter. Disse er presentert i figur 5.5.

I transportsektoren kan man på mange måter sies å ha en form for strukturell tvang: Dersom et kollektivtilbud ikke eksisterer, så har man ikke noe reelt alternativ til privatbilen. Det samme gjelder i forhold til planlegging av servicefunksjonene i samfunnet. For å illustrere dette poenget kan man prøve å forestille seg et grunnskolesystem som er basert på at alle kan få gå på skole akkurat der de selv vil. Her i Trondheim vil det kunne bety at en unge på Byåsen godt kan velge å gå på skole på Ranheim. Sannsynligvis vil en slik ordning føre til en massiv økning av transportbehovet. Med dette bildet på netthinnen kan man så se for seg dagen situasjon i på barnehagesektoren: Hvor mye kunne man ikke ha redusert transportarbeidet dersom foreldre som ønsket barnehageplass var sikret plass i barnehagen i nærmiljøet? Dette eksempelet illustrerer altså at transportsektoren ikke kan betraktes separat fra andre sektorer i samfunnet.

²³ En Lokal Agenda 21 er en lokal handlingplan for miljø og utvikling i det 21. århundret, og skal utarbeides i samråd med befolkningen. Oppfordringen er gitt gjennom kap. 28 i Agenda 21, ett av de fem dokumentene som ble resultatet av FN-konferansen i Rio i 1992.

Figur 5.4 Årlig energibruk pr innbygger til transport (1000 MJ) i nordiske byer med ulikt tettstedsareal (m²) pr innbygger. N=22.



Kilde: Næss 1996:27.

Figur 5.5 Rammebetingelser for fortetning og lokalisering av boliger og arbeidsplasser i sentrum.

Tiltak: Utbygging av boliger og næringsbygg sentralt og ved kollektivtraseer og knutepunkter				
Plansystem	Beslutningsmyndighet	Finansiering	Lovregler	Myndighetsutøvelse/ iverksetting
Kommunale arealplaner (arealdelplan, reguleringsplan og bebyggelsesplan).	<ul style="list-style-type: none"> ■ Kommunestyret vedtar arealplanene. ■ Private eller offentlige utbyggere vedtar å bygge ut. 	Private eller offentlige utbyggere finansierer egne utbygginger.	Plan- og bygningsloven gir hjemmel for å vedta juridisk bindende arealplaner.	<ul style="list-style-type: none"> ■ Private eller offentlige utbyggere gjennomfører utbygging. ■ Kommunen kontrollerer arealbruken.

Kilde: Spangen 1995:40.

En annen side ved kommunenes arealdisponering er kommunenes interne konkurranse om å få utbyggere til å bygge for eksempel kjøpesenter i akkurat deres kommune. Denne formen for konkurranse har lett for å gi økt grad av transport som et utilsiktet resultat. I en rapport fra Transportøkonomisk institutt (TØI) reises spørsmålet om ikke fylkeskommunen bør ha sterkere virkemidler i arealpolitikken, slik at man kan forhindre denne uheldige konkurransen (Spangen 1995). Dette er en tanke vi støtter, og som vi vil komme nærmere tilbake til dette under de mer kortsiktige virkemidlene.

Endringer av holdninger og brukerpreferanser

En forutsetning for bærekraftig mobilitet er at forbrukernes holdninger endres, både generelt og i forhold til transport.

Transport er mer enn privatbilen

Først og fremst gjelder det å endre holdningene til privatbilen som institusjon i Norge. I dag dekker den lagt mer enn bare et behov om forflytning - den er like mye om et symbol på status. Dessuten er det fortsatt slik at konsekvensene av fortsatt bilbruk ikke rammer oss umiddelbart, og ikke på det personlige planet (Guttu og Næss 1989). I framtiden er det nødvendig å tenke nytt rundt transportspørsmålet, og finne løsninger som i større grad tar hensyn til at vi er nødt til redusere ressursbruken.

Et eksempel på slik nytenkning er de mange bilringene som etterhvert har vokst fram, både på kontinentet og nå også her i Norge.²⁴ Her tar vi til ordet for en form for kollektive ordninger som går ut på at enkeltpersoner i stedet for å eie sin egen bil, kjøper seg en andel i et bilkollektiv, og kan slik disponere en bil når man måtte ha behov for det. Beregninger som er blitt gjort på grunnlag av erfaringer fra andre land (Hille 1993) viser at bilkollektiver er med på å redusere privatbilismen (Se figur 5.6).²⁵ Dessuten setter det fokus mot et viktig poeng innenfor industriell økologi, nemlig at det er *funksjonen* av et produkt som er viktig, ikke produktets utforming pr. i dag. Slik kan man tenke seg at en *transporttjeneste* i framtida godt kan erstatte privatbilen. Det finnes flere eksempler på at bilkollektiver har mottatt offentlig støtte.²⁶

²⁴ I Norge er de stort sett begrenset til de store byene, slik som «Posibil» i Oslo og Bilringen i Trondheim.

²⁵ Forutsetningen for miljøgevinsten ved bildeling er eliminering av tilfeldig «småkjøring» (Hille 1993).

²⁶ Bilringen i Trondheim har for eksempel mottatt støtte fra Sør-Trøndelag fylkeskommune.

Figur 5.6 Regneeksempler på reduksjon i samlet kjørelengde.

	Antall	Årlig kjørelengde		Samlet endring i årlig
		I dag	Med bildeling	kjørelengde (vognkm)
Alternativ A:				
Personer som i dag eier bil	280 000	11 000	4 000	-1 960 000 000
Personer som i dag ikke eier bil	210 000	1 000	4 000	630 000 000
Netto effekt				-1 330 000 000
Alternativ B:				
Personer som i dag eier bil	460 000	11 000	4 000	-3 220 000 000
Personer som i dag ikke eier bil	260 000	1 000	4 000	780 000 000
Netto effekt				-2 440 000 000

Kilde: Kolbenstvedt 1996:142, etter Hille 1993.

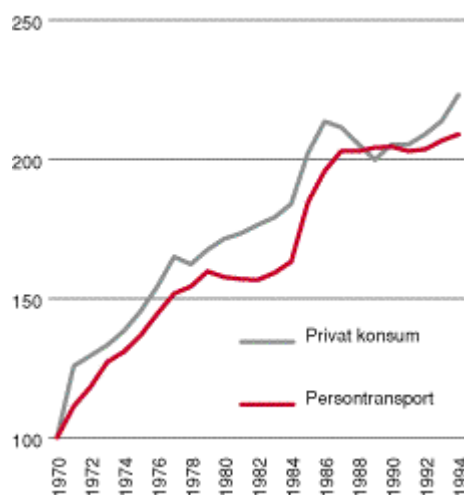
I tillegg til å endre holdning til personbilen, er det også mange andre grep som er nødvendige. Ikke minst er det viktig å få folk i større grad til å forflytte seg ved hjelp av «apostlenes hester». I forhold til målet om bærekraftig mobilitet er det bedre at folk går eller sykler, enn at de reiser kollektivt. Erfaringer fra Nederland tyder på at sykkelbruken ofte kommer til erstatning for kollektive transportmidler, og ikke i nevneverdig grad som erstatning for bruk av bil (Solheim 1997). Samtidig er det naturligvis viktig å påvirke folks preferanser i forhold til å velge nettopp kollektive løsninger i situasjoner hvor alternativet reelt sett er bruk av personbil. Dette er både et spørsmål om holdninger hos forbrukerne av transportmidlene - og om politisk vilje til å foreta de nødvendige tilrettelegginger for at dette lar seg realisere.

Reduksjon av forbruket

Som vi ser i figur 5.7, så har det for perioden 1970-94 vært et svært godt samsvar mellom utvilingen av det samlede private konsumet og innenlands persontransportarbeid (målt i faste priser). Både forbruket og omfanget av persontransporten er mer enn fordoblet i løpet av de siste 25 årene.

Dette reiser naturligvis spørsmålet om det kanskje er langt mer grunnleggende endringer som må til for å nå målet om bærekraftig mobilitet. I forhold til diskusjonen om intruduksjon av el-bil i Norge er det nødvendig å reise diskusjonen om ikke el-bilen er nok et bøtende tiltak som ikke tar problemet med roten. Kanskje er det slik at det er det stadig økende private konsumet som er den egentlige forklaringsfaktoren? I det perspektivet ligger det ikke særlig lyse framtidsutsikter i at *Grønn skattekommisjon* anslår det private konsumet med å vokse om lag 2,25 prosent årlig fra 1995 til 2010, og med 1,75 prosent pr. år 2010 til 2050. Dette betyr at man forventer at det private konsumet i 2050 er tre ganger høyere enn i 1996 (NOU 1996:9).

Figur 5.7 Persontransport og privat konsum 1970 - 94. 1970 = 100.



Kilde: St.meld.nr. 32 95/96, etter TØI 1995 og Statistisk Sentralbyrå.

Økonomiske endringer

En av de grunnleggende debattene i forhold til den framtidige samfunnsutviklingen dreier seg om økonomi. Mange har hevdet at de økonomiske strukturene låser fast visse handlingsmønstre, og at man derfor må gå over fra å behandle symptomer til å i stedet gripe fatt i de grunnleggende problemene. Debatten om hvordan økonomien kan stimulere til bærekraftig utvikling førte til nedsettelse av Grønn skattekommisjon i 1994, og to år etter forelå resultatet i form av NOU 1996:9.²⁷

Grønn skattekommisjon opererer med tre hovedmetoder for verdsetting av miljøgoder. Disse bygger på henholdsvis *bruk av markedspriser* for å anslå verdien av den fysiske virkningen av en endret miljøtilstand på produksjonen, *betalingsvillighetsundersøkelser* og *avsløring av folks preferanser* for en bedret miljøtilstand (NOU 1996:9:287, appendiks 2).

Metodene har stort sett det til felles at de ikke tar høyde for et poeng som er sentralt hos Graedel og Allenby (1995). Innen industriell økologi er det viktig å forstå utilstrekkelighet til noen av de mest sentrale prinsippene i økonomisk teori. Vi har valgt å kalle dette for «*diskonterings-poenget*»: Dagens verdi (A) av et beløp (V) som vil være tilgjengelig *t* år fra nå, hvor *i* er diskonteringsraten (kapitalslit).

$$A = V (1+i)^{-t} \quad (1)$$

Prinsippet innebærer at 100 \$ med en diskonteringsrate på 10 prosent vil være verdt 90.91\$ om et år fra nå, 62.11\$ om fem år og 38.61\$ om ti år fra

²⁷ Dette er i tråd med Ehrenfeldts anbefaling i forhold om «Green national accounting systems» som et virkemiddel for langtidspanlegging (Ehrenfeldt 1994).

nå. Graedel og Allenby (1995:85) sier følgende: *"In general, there is no consideration of the financial impact of eventual resource limitations when discounting methodologies are utilized, and the discounting concept as implemented in practice conflicts with the fundamental industrial ecology principle that economy should function so as to be indefinitely sustainable"* (Graedel og Allenby 1995:85).

En pragmatisk tilnærming vil jo alltid involvere økonomiske vurderinger. Gjennom dette regnestykket kan vi blant annet sette et nytt lys på spørsmålet om økonomisk lønnsomhet for både vanlige biler og el-biler. Dette vil være vesentlig for myndighetenes rolle i forhold til:

- tilrettelegging for satsing på el-biler
- avgiftsnivå (økonomiske virkemidler)
- informasjonsaktivitet om el-biler

Generelt kan man si at denne måten å regne på for det meste vil tale i miljøets disfavør. Et gode som "uberørt natur" vil i forhold til dette bli mindre verdt i framtida enn i dag, en situasjon motsatt av hva vi kan forvente oss dersom utviklingen i retning av stadig færre slike områder fortsetter. Vår problem blir igjen at mange av de økonomiske beregningene som finnes tilgjengelig ikke gjenspeiler den framtidige utviklingen vi legger til grunn for vårt framtidsscenario. I tradisjonell økonomisk teori er framtida mindre verdt enn nåtida, noe som sannsynligvis er det motsatte av realiteten.²⁸ Når vi allikevel har valgt å bruke en del av disse, er det ut i fra forventningen om at *positive resultater gjennom disse vil bli enda mer positive, slik at tendensen blir den samme.*²⁹ Det er imidlertid viktig å huske på at det i svært mange tilfeller ikke vil være mulig å tallfeste verdien av et miljøgode, da dette ofte vil dreie seg om kvalitative betraktninger.

Økonomiske regnestykker blir ofte lagt til grunn for de fleste politiske analyser i forhold til offentlige myndigheters handlingsrom. Det er slik ikke tilfeldig at Finansdepartementet har en meget sterk stilling innenfor offentlig forvaltning. I forhold til framtidsrettede økonomiske kalkyler er det imidlertid et problem at vi har et økonomisk system som ikke gjenspeiler miljøbelastninger og ressursforbruk. Diskusjonen rundt det som har blitt kalt «ny økonomi» er slett ikke ny, men utfordringen med å finne et tilfredsstillende system gjenstår fortsatt. På mange måter kan en økonomisk analyse sammenlignes med en LCA: Resultatet blir en kvantitativ beregning som ikke tar kvalitative hensyn med mindre disse har fått et kvantitativt trykk i en tallstørelse. I denne oppgaven har vi altså valgt en pragmatisk tilnærming til økonomisk modeller så vel som til livssyklusanalyser i den forstand av vi vil bruke dem, samtidig som vi er bevisste på hvilke begrensninger de har. Innenfor rammene av denne oppgaven er det imidlertid ikke er mulig å gi en

²⁸ Her kunne det være fristende å trekke opp en diskusjon om menneskets natur og evne til å tenke framover. Vi vil imidlertid begrense oss til en kort kommentar: Det at «man vet hva man har, men ikke hva man får» og «En fugl i hånden er bedre enn ti på taket» er ordtak som illustrerer en form for iboende sperre mot å tenke langsiktig.

²⁹ Eksempelvis kan man tenke seg verdien av noe som fører til global miljøkatastrofe til å gå mot uendelig.

fullstendig gjennomgang av de økonomiske virkemidlene myndighetene bør benytte, i og med at slike analyser bygger på omfattende økonomiske modeller som vi ikke har tilgang til.³⁰

Økt CO₂-avgift

En mulig strategi for å stimulere til økt bruk av el-biler er å øke CO₂-avgiften. Modell 4.x. viser en MSG-beregning hvor CO₂-avgiften økes med 440 1997-kroner pr. tonn CO₂ fra og med 1997 til 2020.³¹ På samme tid reduseres arbeidsgiveravgiften slik at de samlede offentlige inntekter ikke endres (provenynøytral avgiftsomlegging).

Man kan ut i fra figur 5.7 se at den økte prisen på fossile brensler som dette vil innebære, også vil redusere utslippene av SO₂, og dermed redusere utgiftene som er knyttet til vedlikehold av realkapital. Den største gevinsten er imidlertid her å finne i det reduserte omfanget av trafikkulykker. Det er naturligvis problematisk å sette en økonomisk verdi på et menneskeliv, men når Grønn skattekommisjon allikevel har satt en slik verdi, så er det ut i fra velferdstapet ved dødsfall i trafikken. Dette er knyttet til tap av årsverk som følge av slik ulykker samt ressursbruk i det offentlige helsevesen som følge av trafikkskader.³²

I denne modellen er det interessant å se forskjellene på kort og lang sikt: Tiltaket ser ut til å ha større positiv økonomisk effekt på lang sikt enn på kort. I sum opererer Grønn skattekommisjon med en samlet gevins på 0,01% av BNP i forhold til referansealternativet i år 2000 (ikke økning i CO₂-avgiften), mens den er oppe i 0,07% i år 2020. Tilsvarende gjelder også gevinster i prosent av BNP-tapet: mens det i år 2000 er beregnet til 13%, er det i år 2020 bare på 8%.³³

³⁰ Statistisk sentralbyrås modeller for norsk økonomi brukt i NOU 1996:9 er MODAG og MSG, samt OECDs vedensmodell GREEN.

³¹ Modellen som er benyttet her, er MSG-EE. For mer informasjon om MSG, se NOU 1996:9:252.

³² SSB sin samferdselstatistikk for 1994 viser at 253 personer ble drept, og 111 247 ble skadet i trafikken i 1994. Statens instiutt for folkehelse anslår imidlertid på grunnlag av skaderegistre fra sykehusene at mellom 34 000 og 36 000 personer skades i veitrafikken hvert år. I følge SSB fører trafikkulykker til at ca. 23 000 årsverk går tapt hvert år (NOU 1996:6).

³³ Vi er naturligvis klar over at størrelsen på BNP og betydningen av økonomisk vekst er sentral innen miljødebatten. Dette spørsmålet er imidlertid for omfattende til at vi kan gå nærmere inn på det her.

Helhetlig drøfting

Figur 5.8 Virkninger av økt CO₂-avgift og redusert arbeidsgiveravgift. Milloner 1994- kroner. (Prosent avvik fra referansealternativet i parentes)

	2000	2020
BNP-tap	748 (0,08)	9485 (0,80)
BNP-gevinst (miljø)	6	59
Redusert depresisering av bygningskapital	16	78
Redusert off. utgifter til helsesektoren	0	1
Som produktivitetsgevinstsster av bedre miljø	22	138
BNP-gevinst (trafikk)	14	303
Reduserte off. utgifter til helsesektoren	4	22
Samlede produktivitetsgevinster av reduserte trafikkulykker	18	325
Samlede produktivitetsgevinster	40	463
Verdien ¹⁾ av redusert antall døde (forurensning)	9	42
Økt velferd av redusert antall skadde og døde i trafikken	45	238
Økt velferd ²⁾ av redusert antall nye kroniske lungesyke	3	40
SUM GEVINSTER ³⁾	97	783
Samlede gevinster i prosent av BNP i referansealternativet	0,01%	0,07%
- i prosent av BNP-tapet	13%	8%

1) Verdien av et statistisk liv er forutsatt å være 10,6 millioner 1994-kroner.

2) Betalingsvilligheten for å unngå en kronisk lungesykdom er forutsatt å være 1,5 millioner 1994-kroner.

3) Gevinster som ikke er omfattet av tabellen er bla.a. reduserte støy- og køkostnader, en del velferdsvirkninger og effekter på forsuring.

Kilde: NOU 1996:9:293, etter Glomsrød S., K.E. Rosendahl og A.C. Hansen (1996).

Det må imidlertid bemerkes at modellen ikke har tatt høyde for at avgiftsøkningen kan medføre en overgang til alternative transportmidler. Det er heller ingen sammenheng mellom drivstoffpriser og kjøretøyparkense energieffektivitet i modellen. Til tross for disse åpenbare svakhetene ved modellen, er sammenhengen mellom CO₂-avgift og trafikkulykker svært interessant, og den reiser en viktig etisk debatt som nettopp har med verdsettelse av menneskeliv å gjøre: Bærekraftig mobilitet rommer også andre perspektiver enn bare den rent transportmessige, dette er faktisk en debatt om hva slag samfunn vi ønsker oss i framtiden.

En økning i CO₂-avgiften vil altså kunne gjøre el-bilen mer konkurransedyktig i forhold til bensindrevne biler, forutsatt at dette ikke har negativ innvirkning på prisnivået på energien som bilene blir drevet av. Forslaget er også i tråd med en av de politiske forutsetningene Mellqvist etterlyser for at hydrogen skal få en større rolle som drivstoff for biler

(Mellqvist 1996). I tillegg til en økning av selve CO₂-avgiften, er en annen mulighet å utvide grunnlaget for innkrevning av denne avgiften. For vårt case vil for eksempel CO₂-avgift på anvendelse av gass i fastlands-Norge kunne ha betydning for el-bilens miljømessige regnskap.

Skatt på energisløsning

Et annet forslag som fortjener seriøs drøfting, er Sauar sin ide om at det snarere er energisløsningen enn energiforbruket som bør skattlegges. I artikkelen *Taxing energy losses in industry: - enhances energy efficiency while preserving international competitiveness* (Sauar 1998) tar han til orde for en ny form for energibeskatning. Som han sier; «...the energy-consumption in the energy intensive industries can be split into two different categories; the energy which is physically required to make a product and the energy which is lost during the production. Without lowering the production, it is only the energy losses which the industry can reduce. By focusing taxation on these losses, we can create a stronger economic incentive for energy efficient designs in industry» (Sauar 1998).

Hva har så dette med transportsektoren å gjøre? Jo, dersom vi i framtida skal ha tilstrekkelig «ren» energi i betydningen produsert av fornybare energikilder, så må det til en omlegging av energibruken i samfunnet. I følge termodynamikkens første lov, blir energi aldri *brukt*, den bare endrer tilstand. Den andre termodynamiske loven sier at entropien øker stadig, det vil si at kvaliteten på energien hele tiden reduseres. Det er dette vi i dagligtalen mener med at energi blir forbrukt (Lafferty og Langhelle 1995, Sauar 1998). Når vi i dag bruker store mengder elektrisitet (100 prosent eksergi) til oppvarmingsformål, er det en form for energisløsning når vi i stedet kunne brukt mer lavverdige energiformer som for eksempel kan utnyttes gjennom varmepumper.³⁴ Dersom et slikt nytt skattesystem kan føre til at industrien reduserer *sine energitap* ved å utnytte f.eks. spillvarme til oppvarmingsformål, vil dette kunne frigjøre store mengder elektrisk kraft som igjen kan brukes i transportsektoren til drift av el-biler. Målsetningen om bærekraftig mobilitet forutsetter minst mulig miljøbelastning fra transportsektoren, og hva elektrisiteten lages av er helt avgjørende for el-bilens miljøregnskap. Slik blir dette et virkemiddel som gir positive kortsiktige effekter i forhold til el-bilen, men som samtidig også er viktige i et lengre, industrielt-økologisk perspektiv, både for transportsektoren og for næringslivet generelt. Imidlertid tror vi at det vil kunne ta noe tid før et slikt forslag oppnår det tilstrekkelige politiske flertall på Stortinget.

³⁴ Eksergi er avledet fra det greske ordet *ex* (ut) og *energi*, og refererer seg til den delen av energien som det er mulig å utnytte. Entropi er på sin side navnet på alle andre former for energi - «døde» former. En typisk industriprosess omformer deler av eksergien som tilføres gjennom drivstoff og råmaterialer til en del av produktets eksergi-innhold, men mister ofte noe av denne eksergien på grunn av ineffektive prosesser. Eksergitapet betegnes som entropi, altså kan denne degraderingen av energien beskrives som *entropiproduksjon* (Sauar 1998).

5.2.4 Helhetlig drøfting av virkemidlene

Virkemidlene vi her har foreslått for å nå målet om bærekraftig mobilitet, må ikke oppfattes som noen endelig «oppskrift». Vi har tvert i mot kun antydning av noen hovedstrategier som myndighetene bør vurdere i sitt videre arbeid. Det vil sannsynligvis ikke være spesielt vanskelig å samle et tilstrekkelig politisk flertall for behovet for en mer omfattende samfunnsplanlegging med tanke på å redusere transportbehovet. Den politiske viljen er neppe *hovedproblemet* på denne fronten. Værre er det med evnene - gjennom den myndighetsoverføring som gjennom flere år har foregått på den ene side fra sentrale til lokale myndigheter, og på den andre side fra staten til markedet, har staten gitt fra seg mange viktige virkemidler i så måte.

Et sentralt spørsmål å stille i forhold til dette er om det hele tatt er mulig å nå bærekraftig utvikling ved hjelp av et demokratisk samfunnssystem. En demokratisk beslutningsprosess er omfattende og tildels sendrektig. Mange parter skal høres før forslag blir vedtatt. Det har vært hevdet at disse egenskaper ved demokratiet gjør det uegnet i miljøspørsmål, fordi avgjørelser tar for lang tid. Men nettopp sendrektigheten og det omfattende systemet minsker muligheten for feil i beslutningsprosessen. Og hva er forresten alternativet? Det opplyste eneveldet? Etter vår mening har vi ikke noe annet valg enn å forsøke, fordi alternativet rett og slett er mye værre.

I tillegg er det på sin plass å spørre om selve funksjonsdelingen mellom forvaltningsnivåene er hensiktsmessig i forhold til målsetningen om bærekraftig utvikling og mobilitet. Slik vi tidligere har vist, har det pågått en gradvis overføring av oppgaver fra det sentrale til det regionale/lokale planet, noe som i seg selv er med på å senke takten i beslutningsprosessene. De miljømessige utfordringene vi står ovenfor kan kreve forholdsvis raske samfunnsendringer. Men dersom disse endringene først forutsetter enighet i alle landets 434 kommuner, kan det ta noe tid. På den annen side kan man hevde at uten at folk blir trukket med, både i beslutningsprosesser og i gjennomføring, vil vi uansett ikke kunne skape varige endringer i riktig retning. Dette er noe av grunnlaget for arbeidet med Lokal Agenda 21: De globale problemene er summen av alle de lokale, derfor må de angripes der de starter. Dessuten kan det være at denne strategien er noe av svaret på *hvordan* man får til de nødvendige endringene gjennom at en LA21-prosess like mye innebærer en kunnskaps og holdningsoppbygning, som praktisk handling.

En annen sak er om de økonomiske strukturene «tillater» de nødvendige endringene. Den 11. mars ble Forum for Systemdebatt stiftet. Bak dette sto Erik Dammann, mannen som i 1974 stiftet Framtiden i våre hender. Som han sier i et intervju: «Vi har ingen klare løsninger. (...) Vår oppgave er å starte en overordnet debatt, en debatt om utviklingen av verdens økonomiske system og Norges handlefrihet i forhold til dette» (Natur & Miljø 1/98:57). Over tusen mennesker sluttet opp om arrangementet, som var bredt sammensatt i forhold til både samfunnssektorer og politisk tilhørighet. Man kan naturligvis velge å se på dette som en enkeltstående begivenhet, vi vil imidlertid tolke det som et uttrykk for et mer grunnleggende behov for debatt rundt det handlingrommet vi har for å gjøre utviklingen bærekraftig.

Når det gjelder de økonomiske virkemidlene vi har vist til, så vil en økt CO₂-avgift medvirke til den ønskede utfasingen av bensinbilen som transportmiddel. Et nytt skattesystem for energi i tråd med Sauar (1998) sitt forslag kan være med og sørge for at overgangen bort fra bensinbilen faktisk medfører en miljøgevinst gjennom at det sannsynligvis vil frigjøre store mengder el-kraft som i dag brukes til oppvarmingsformål til å forsyne framtidens bilpark. Her kan det naturligvis reises innvendinger mot at kombinasjonen av disse tiltakene kan føre til den svekkede konkurranseevnen som Sauar (1998) ønsker å opprettholde. Og her ligger det et vesentlig argument, for som det heter i «Grønn skattekommissjon»: «*Virkningen på norsk økonomi av omlegginger til «grønne» skatter vil avhenge av om andre land foretar liknende omlegginger av skatte- og avgiftssystemet*» (NOU 1996:9:234). Imidlertid vil vi her velge å være optimistiske. Vi er av den mening at en slik omlegning tvinger seg fram også i andre land, og at Norge i så måte ikke har noe å tape på å være tidlig ute med de gode løsningene. Imidlertid er det viktig for Norge å fortsatt jobbe på den internasjonale arena for internasjonale løsninger.

5.3 Kort sikt: El-bilen som et kompromiss

«Det haster, det haster idag! Vær utolmodig, menneske! Sett dine egne spor! Det gjelder vårt evige, korte liv. Det gjelder vår jord.»

Inger Hagerup

På lang sikt mener vi altså at samfunnets samlede transportbehov må reduseres, og at det må utvikles transportformer som kan sies å være et mer reelt alternativ til dagens bensinbil. Imidlertid ser vi at el-bilen på kortere sikt kan være et brukbart alternativ, selv om dagens teknologi kanskje ikke er den optimale.

Konsensuskonferansen illustrerte på en svært god måte en av de sentrale utfordringene til offentlige myndigheter: Myndighetene blir ofte møtt med urealistiske forventninger til hva som kan gjøres, og hvor fort ting kan utrettes. Spesielt gjelder dette i forhold til myndighetenes forpliktelse til å se helheten i virkemiddelbruken: Man kan ikke se transportsektoren isolert fra de øvrige delene av samfunnet. Målsetninger og virkemidler på ett område må veies opp mot tilsvarende på andre områder, og svært ofte er det her snakk om kvalitative vurderinger som ikke lar seg tallfeste.

5.3.1 Virkemidler etter kategori i livssyklusen

Vi vil derfor her presentere et skjønnsomt utvalg av de virkemidlene denne prosjektgruppen mener vil være de mest hensiktsmessige for å stimulere til produksjon og bruk av el-biler. I denne oversikten kommer vi til å ta utgangspunkt i de tre hovedfasene i el-bilens livssløp, nemlig:

- produksjonsfasen

- bruksfasen
- avhendingsfasen

Livsløpssirkelen illustrerer hvordan LCA-analysen vi har gjennomført kan relateres til den videre rammen som industriell økologi representerer, og hvordan man i tillegg innenfor de forskjellige fasene må foreta vurderinger av alternative virkemidler opp i mot den overordnede målsetningen som her er bærekraftig mobilitet. Vi har lagt vekt på å få fram mangfoldet i alternative virkemidler, slik at listen må ikke oppfattes som noen endelig oppskrift på hvordan myndighetene kan hanskens med denne utfordringen. Vår hensikt er bare å forsiktig antyde en del virkemidler som etter vår mening *kan forventes å ha en positiv effekt* ut i fra de undersøkelsene som vi har gjort.

Den gjennomførte livsløpsanalysen på Pivco CityBee vil i gjennomgangen benyttes som vårt datamateriale på el-bil-konseptet. Våre forslag til virkemidler vil dermed ikke nødvendigvis ha Pivco som adressat, da vi ikke ønsker å ta stilling til Pivco sin posisjon i forhold til andre potensielle el-bil-produsenter. Pivco CityBee blir imidlertid et viktig eksempel i forhold til virkemidler som myndighetene alt har brukt.

For det første vil under hver del av livsløpet skille mellom *ulike typer virkemidler*, henholdsvis direkte, indirekte og informasjon. Gjennom teksten vil skillet mellom de *tre forskjellige nivåene* offentlige myndigheter opererer på, nemlig sentralt, regionalt og lokalt framgå der det er naturlig, tillegg til en presisering av *hvilke(n) aktør(er) virkemidlene er rettet i mot*.

Produksjonsfasen

Produksjonsfasen har stor betydning for el-bilens miljøeffekt, særlig dersom man tar med *alt* som skal til for å produsere en el-bil. Her har LCA sin styrke, dersom den er tilstrekkelig utbygd slik at den får med alle delprosessene som inngår i en slik produksjon. Etter vår mening må denne fasen inkudere alt fra vugge til det ferdige produktet, medregnet innovasjonsfasen.³⁵ I tradisjonell forstand ville miljøbelastningen fra Pivco-fabrikken på Aurskog regnes som liten, da miljøbelastning fra energiforbruk i og utslipp fra fabrikken inkluderer kun sammensettingen av bilen. LCA-undersøkelsen i kap 4 viste at store deler av miljøvirkningene vil komme fra tidligere faser av livsløpet (underleverandører, materialproduksjon osv).

Direkte virkemidler

Den mest sentrale aktøren myndighetene forholder seg til i denne fasen er vanligvis produsenten. Virkemiddelbruken her handler først og fremst om å skape de nødvendige rammebetingelsene for produksjon av el-biler. Men myndighetene kan også gå mer direkte inn og støtte ulike prosjekter. På et seminar om miljøvennlig transport i bysamfunn sa den tidligere

³⁵ For å sette det på spissen: Dersom man skulle foretatt en LCA på en atombombe, vil en prøvesprengning inngå i produksjonsfasen som en del av en innovasjonsprosess. Et annet poeng i så måte er også at dersom en atombombe skulle prises «riktig», vil prisen måtte gå mot uendelig.

statssekretæren i Samferdselsdepartementet (SD) at departementet har gitt støtte til både til Pivco og til Teknologisk institutt sitt el-bilprosjekt (Rudihagen 1995). I talen fra 1995 slår Rudihagen fast at departementet sin satsing på forskning og utredning skal føres videre, med den presiseringen at myndighetene først og fremst skal finansiere og være en pådriver i en forsøks- og oppstartingsfase (Rudihagen 1995). Vi har tidligere slått fast at LCA-verktøyet brukt av industrien vil kunne føre til bedre produkter når man ser de gjennom et helt livsløp. LCA er en relativt ny og dyr metode, så myndighetene bør satse mye på forsknings- og utredningsmidler.

Myndighetene kan gi økonomisk støtte til produksjon av el-biler gjennom Statens nærings- og distriktsutviklingsfond (SND). Dette har alt skjedd ved at SND har gitt støtte til det norske el-bilprosjektet (Interpost 26.07.96). Aurskog-Høland ligger ikke innenfor SND sitt virkeområde. Når det allikevel ble gitt støtte, var dette ut i fra mer regionale hensyn.³⁶

I tillegg kan bedrifter som dette motta støtte fra både kommunale og fylkeskommunale næringsfond. Dette var tilfelle for Pivco, som fikk støtte fra Akershus fylkeskommunes næringsfond.³⁷

Denne type støtte til næringsetableringer er svært vanlige. Vi vil imidlertid påpeke betydningen av å undersøke *en næringsetablerings miljøkonsekvenser* før man går inn med støtte. Her kan for eksempel en LCA være bedriftens dokumentasjon av produktets miljøeffektivitet. Man kan også snu saken på hodet, og si at myndighetene også kan stimulere til næringslivets bruk av konseptet industriell økologi, ved *ikke* å tilby gunstige økonomiske løsninger til produksjon som ikke er i tråd med bærekraftig utvikling.

I artikkelen «Industrial Ecology: a practical framework for environmental management» peker Marstrander (1994) på de fordelene det kan innebære at flere bedrifter danner en industripark, hvor den enes avfallsprodukt blir den andres innsatsfaktor. Dette er jo et av kjernepoengene i industriell økologi - det å lukke materialstrømmene. Slik tenkning er en stor utfordring for kommunale så vel som for fylkeskommunale myndigheter, både i forhold til lokaliseringdebatter og ikke minst i forhold til spørsmål om næringsprosjekter som bør støttes økonomisk av det offentlige.

I midlertid er det viktig at behovet for denne typen samlokalisering av industri avveies i forhold til behovet for arealfortetning. En annen sak er at dette virkemiddelet sannsynligvis vil ha størst effekt på litt lengre sikt. Imidlertid er dette et typisk eksempel på noe som jevnlig diskuteres i norske kommuner, og er derfor også noe som hører med under de mer kortsiktige virkemidlene. Et eksempel på at arealdisponering er mer enn bare planlegging er, Aurskog-Høland kommune sin etablering et eiendomsselskap for å tilby Pivco nye lokaler på 8000 m². Selskapet ble organisert som et spleiselag på tilsammen 15 millioner kroner, hvor foruten det lokale næringslivet også andre offentlige aktører deltok, som Akershus fylkeskommune og nabokommunen Rømskog i Østfold (Aftenposten Interaktiv 31.10.96).

³⁶ Personlig meddelelse Øyvind Ottesen, ordfører Aurskog-Høland kommune.

³⁷ Personlig meddelelse Øyvind Ottesen, ordfører Aurskog-Høland kommune.

Indirekte virkemidler

Vi har tidligere vært inne på et sentralt virkemiddel myndighetene benytter for å sikre statens inntekter, nemlig arbeidsgiveravgiften. I et konsept med grønne skatter vil denne kunne reduseres, noe som vil komme produsenter med lave utslipp av klimagasser til gode. Kombinert med Sauar (1998) sitt forslag til ny energibeskatning, vil miljøvennlige bedrifter komme betydelig bedre ut av det enn i dag. For myndighetenes vedkommende er problemet med ulike former for skatt på forbruk at det kan gi ustabile inntekter. Imidlertid er dette en utfordring som bør la seg løse.

Et annet indirekte virkemiddel går i forhold til å gi økonomisk støtte til frivillige organisasjoner slik at de også kan spille en rolle på denne arenaen. En organisasjon som har markert seg i så måte, er Framtiden i våre hender med sine mange rapporter om som har tatt opp både energi- og samferdselsspørsmål.³⁸ En annen er Bellona, som spesielt har jobbet med el-bilen. Gjennom offentlig støtte kan NGOer både gis handlerom for å ligge i front av utviklingen, samt å kunne følge opp prosjekter som alt er i gang. For myndighetene kan NGOer bidra med verdifull kunnskap og informasjon, i tillegg til at det er et poeng i forhold til den demokratiske beslutningsprosessen: Frivillige organisasjoner representerer ofte interesser som ellers ville hatt problemer med å bli hørt.

Informative virkemidler

Dette er et virkemiddel som ofte er undervurdert. Når det gjelder saken om Pivco sin etablering i Aurskog-Høland hevder ordfører Øyvind Ottesen at bistanden de fikk fra konsulenten ved næringsavdelingen i Akershus fylkeskommune var svært viktig.³⁹ Vedkommende kunne tilby kommunen den ekspertise som var nødvendig for å hale etableringen i havn. Det er nettopp et resultat som dette som er tanken bak den servicen fylkeskommunale næringsavdelinger stiller til rådighet for både kommuner og næringsliv. Her er det samlet kompetanse som både kan besvare spørsmål, samt gi veiledning i forhold til både kommunale myndigheter og potensielle produsenter.

En annen side av saken er kommunenes markedsføring ovenfor potensielle produsenter.

Bruksfasen

Svært mange av myndighetenes virkemidler vil rette seg mot denne fasen i el-bilens livsløp. På mange måter er dette helt naturlig, i og med at det er i

³⁸ Et annet eksempel er Norwatch, et prosjekt i regi av Framtiden i våre hender som har som oppgave å overvåke norsk næringsliv i utviklingsland. Denne typen informasjonshenting går ofte langt ut over det norske myndigheter har muligheten til, og kan bidra med verdifulle opplysninger om for eksempel miljøbelastninger ved råvareproduksjon. Dette er opplysninger som bør være inkludert i en LCA, noe som i en del tilfeller forutsetter at de først blir avdekket.

³⁹ Personlig meddelelse 01.04.98.

denne fasen produktet kommer i kontakt med forbrukerne. Det er imidlertid viktig å huske på at det overordnede målet er et redusert transportomfang, og at introduksjonen av el-bilen slik bare er et virkemiddel, og *ikke noe mål i seg selv*.

Direkte virkemidler

Plan- og bygningsloven hjemler departementenes bruk av såkalte "Rikspolitiske retningslinjer". Dette betyr at sentralet myndigheter kan gripe inn i kommunenes arealdisponeringer for å ivareta nasjonale eller regionale interesser (PLB paragraf 17-1, andre avsnitt). Et eksempel på dette er det forslaget som nylig ble sendt ut på høring i forhold til en midlertidig etableringsstopp for kjøpesentre utenfor sentrale deler av byer og tettsteder.⁴⁰ Denne ble varslet alt av den forrige regjeringen gjennom St.meld.nr. 29 96/97 om regional planlegging og arealpolitikk. Stortinget fattet senere følgende vedtak i sin behandling av meldingen:

"Stortinget ber Regjeringa vurdere å innføre etableringsstopp for nye kjøpesentre i 3-5 år. I denne perioden vert i tilfelle regelverket i plan og bygningslova gått gjennom, og det vert utarbeidd naudsynthe regionale planar med tanke på å oppnå sterkare styring med etatblering av kjøpesentre. Det vert føresett at departementet skal kunne dispensere når lokale tilhøve tilseier det".⁴¹

Dette er et forslag som etter vår mening både vil medvirke til å redusere transportbehovet i samfunnet, men som også vil være positivt i forhold til el-bilen. Gitt den lave rekkevidden og den foreløpig lite utbygde infrastrukturen, vil handel i bykjernene være mer gunstig for utbredelsen av el-bilen enn store bilbaserte kjøpesentra utenfor de større byene.

Et viktig område som myndighetene vil kunne bidra på, er i forhold til tilrettelegging av nødvendig infrastruktur. Det er nå utviklet ladelokker for el-biler som gjør det teknisk mulig å lade el-bilen uten å gå ut av den (Samferdsel nr. 2 mars 1998). Det samme bladet har også en artikkel om at det om kort tid vil være mulig å få internett-tilknytning gjennom strømmettet.⁴² Kanskje man i framtida kan benytte det fem-minuttet som går med i ladedokken til å sjekke e-post? Andre muligheter kan for eksempel være å kjøre en sikkerhetstest via gjennom å koble seg opp mot bilprodusentens server, eller å motta informasjon fra Vegmeldingssentralen om hvilken rute det er smartest å velge. Slik kan oppholdet på ladestasjonen som i utgangspunktet kan virke som en ulempe, snus til å være et konkurransefortrinn! Dette er en utfordring som el-bil-produsentene sammen med energiselskapene bør se nærmere på.

⁴⁰ Høringsforslag av 23.12.97 fra Miljøverndepartementet. Forslaget er hjemlet i PLBs paragraf 17-1, 2. ledd.

⁴¹ Høringsforslag av 23.12.97 fra Miljøverndepartementet.

⁴² Det er Stavanger Energi og teledistributøren EITele som vil komme med dette tilbudet. Det er Stavangerbedriften EICom som har utviklet denne norske løsningen som nylig ble presentert på en bransjekonferanse i regi av Energiforsyningens Fellesorganisasjon (Samferdsel nr. 2 mars 1998).

Et annet viktig poeng er å sørge for *et tilstrekkelig antall* av ladedokker/ladestasjoner. Man kan her godt se for seg at kommunale myndigheter i samarbeid med el-bilprodusenten organiserer dette i samband med parkeringstilbudet, hvor strømtilførsel er en del av dette. Oslo Energi gjennomførte dette for flere år siden, hvor el-biler fikk tilbud om parkering i det sentrale Oslo-området samtidig med gratis oppladning av batteriene (Buland, Gjøyen og Hård 1996).

Statlige myndigheter har alt bestemt at el-biler er fritatt for importavgift (Interpost 26.07.96), samt fra årsavgift (Killingland 1998). Kommunale myndigheter kan velge å frita el-biler for parkeringsgebyr og bomavgifter. Som nevnt har det vært et tilbud i Oslo om gratis parkering og ladning av batteriene. Blant andre Bellona har lenge argumentert for at el-bilene i Oslo burde kunne få passere bomringen uten å betale. Etter deres mening ville dette være en rask og synlig måte for de lokale myndighetene å vise sin vilje til å støtte el-bilen (Buland, Gjøyen og Hård 1996). Vi mener at alle disse virkemidlene bør benyttes i en introduksjonsfase.

Til forskjell fra bompenger som betales for å finansiere eksisterende infrastruktur, så er det ingen direkte sammenheng mellom veiprisning og investeringer i nye veier. Veiprisning er et virkemiddel myndighetene kan velge å ta i bruk for å regulere trafikken. Samferdselsdepartementet er for tiden i gang med et arbeid for å vurdere juridiske og praktiske sider ved en slik ordning (Hamar 1998). Vår anbefaling er at en slik ordning i en overgangsfase kun rammer bensin- og dieseldrevne biler.

En annen mulighet for å bruke økonomiske virkemidler er å tilby el-bilen som en form for "frynsegode". Ideen til dette kommer i fra storsatsningen på IT Fornebu: Her ønsker planleggerne i følge en artikkel i Aftenposten Interaktiv 20.10.97 å tilby leiligheter med 1000 sykler til fri disposisjon, samt en el-bil som følger leilighetene. Tilsvarende kan offentlige ansatte som i dag bruker private biler i forbindelse med jobben, tilbys el-biler som de også kan bruke i fritida. Dette er noe som for eksempel kan være aktuelt for kommunenes hjemmehjelpere og ansatte i teknisk sektor.

Dette kan kombineres med at offentlige myndigheter er sikrer avsetningen på el-biler gjennom innkjøpsavtaler. Slike avtaler sikrer produsenten avsetning på produktet, samtidig som slike avtaler på sikt kan bidra til en stordriftsfordel som er med på å redusere markedsprisen på el-bilen. Slik vil dette også kunne medvirke til å gjøre el-bilen ytterligere økonomisk lønnsom for privathusholdningene. Det er ellers mulig å tenke seg at offentlige myndigheter på flere nivåer går inn og subsidierer innkjøp av el-biler, for eksempel til sine ansatte. Det finnes kommuner som har gitt sine ansatte rentefrie lån for innkjøp av egen PC, og man kan godt tenke seg tilsvarende ordninger for innkjøp av el-biler.⁴³ En rentesubsidie som et slikt lån vil innebære, vil kunne gjøre det lettere å velge el-bil framfor bensindrevne biler.

Indirekte virkemidler

Når det gjelder markedsmechanismene vil de fleste virkemidlene som myndighetene retter mot forbrukerne for å styrke el-bilens konkurransevne,

⁴³ I Malvik kommune har alle ansatte fått tilbud om et slikt rentefritt lån til innkjøp av PC.

også ha positive effekter for produsentene. Et problem i forhold til el-bilens lønnsomhet i dag er til tross for CO₂-avgiften den for lave prisingen av olje, og dermed av diesel og bensin. Det er en klar sammenheng mellom tilbudet av olje og prisen på verdensmarkedet. I Lov om petroleumsvirksomhet av 22. mars 1985 heter det: *"Departementet skal før eller samtidig med at godkjenning (av plan for utbygging og drift av et petroleumfelt) gis (...) godkjenne produksjonsforløpet. Det kan fastsettes et annet produksjonsforløp enn (det som først ble bestemt) hvis hensynet til en total ressursdisponering eller andre sterke samfunnsmessige hensyn tilsier det"* (sitert etter Willoch 1996:25).

Lovverket åpner altså for å gjøre det som Kåre Willoch i sin pamflett fra 1996 anbefaler, nemlig at samfunnet må bestemme hvor fort vi skal tømme oljekildene. Bare forventningen om en reduksjon i det norske oljeutvinningstempoet var nok til at oljeprisen steg på verdensmarkedet torsdag 26.03.98, for så å falle igjen da det ble klart at regjeringens forslag ikke hadde den nødvendige støtte i Stortinget (Aftenposten interaktiv 26.03.98, Dahl 1998). En økt pris på fossile brensler, enten den kommer direkte gjennom økt CO₂-avgift eller indirekte gjennom redusert oljeutvinningstakt, vil sannsynligvis øke el-bilens konkurranseevne i forhold til de tradisjonelle bilene. På sikt er det også rimelig å anta at et slikt tiltak ville gi viktige incentiver til forskning på alternative energikilder, slik at man også får en større sannsynlighet for at el-bilens energitilførsel vil kunne komme fra fornybare energikilder. Dette bør for myndighetene være et hovedsatsningsområde: Energiselskapene må stimuleres både til å satse på alternative energikilder, og til å ruste opp eksisterende kraftverk og overføringsnett.

Etter vår mening vil en økt satsing på kollektivtransport være til hjelp for introduksjonen av el-bilen på det norske markedet. Først og fremst fordi el-bilen med sin lave rekkevidde kan oppfattes som en begrensning av mobiliteten. Behovet for å kjøre lengre avstander enn el-bilen tillater, kan slik kompenseres med et offentlig kollektivsystem som er fleksibelt nok til å takle dette behovet. Et annet argument er muligheten for å få politisk gjennomslag for mange av de øvrige tiltakene, spesielt de økonomiske, som går i bensinbilens disfavør. Mange av argumentene disse virkemidlene blir møtt med, er knyttet nettopp til at disse virker svært urettferdige for personer som mangler et tilstrekkelig kollektivtilbud. Et tredje poeng er at man godt kan se for seg at el-bilen også blir en kollektiv løsning. Dette vil gjelde mer på sikt, slik vi har gjort rede for under de mer langsiktige virkemidlene. Vi vil i denne sammenhengen også anbefale en utbygning av et omfattende park&ridesystem i norske byer. Et slikt system går i korte trekk ut på at det etableres parkeringsplasser utenfor byene i tilknytning til offentlige transportmidler som buss eller bane, hvor publikum kan sette fra seg personbilen for så å reise kollektivt inn mot sentrum.

Informative virkemidler

Statens vegvesen har i de senere årene gjennomført en massiv kampanje for å få billister til å gå over til piggfrie vinterdekk. Tilsvarende kan man se for

seg en kampanje for bruk av el-biler. I en slik kampanje må naturligvis alle positive virkemidler som myndighetene har besluttet å benytte seg av bli presentert. En slik kampanje vil da naturligvis hvile på at man faktisk har noe å tilby. Et annet eksempel på en av myndighetenes informasjonsstrategier er at Samferdselsdepartementet var med blant sponsorene til The Scandinavian Electric Car Rally i 1995 mellom Göteborg og Oslo (Rudihagen 1995).

Avhendingsfasen

Kapittel 21 i Agenda 21 heter "Forvaltning av fast avfall og kloakk": Det ikke-bærekraftige forbruket - spesielt i industrilandene - øker, både mengde og typer avfall er økende. Avfallsmengden kan bli 4 - 5 ganger større innen år 2025" (Agenda 21). Det er et sentralt poeng innenfor industriell økologi å lukke materialstrømmene, slik at det som tidligere ble beraktet som avfallsstoffer fra en produksjon, i stedet blir råmaterialer til den videre produksjonen. Her finnes det en rekke forskjellige tiltak myndighetene kan sette i verk for å gjøre el-bil-produksjonen så miljøeffektiv som mulig.

Direkte virkemidler

I dagens samfunn har vi en avfallshåndtering som reguleres av forurensningsloven og produktkontrollloven som de viktigste juridiske dokumentene.⁴⁴ Målsetningen innenfor en industrielløkologisk tankegang er imidlertid å komme bort fra en diskusjon om avfallshåndtering, og over til å vurdere hvordan restproduktene fra en type produksjon kan inngå i en ny produksjonssyklus.

Vi har tidligere gjort rede for hva vi mener med utvidet produsentansvar. Vi mener at det må være produsentens plikt å ta tilbake el-bilen etter endt bruksfase for å sikre en forsvarlig sluttproduktbehandling som gir et minimalt bidrag til de omtalte avfallsmengdene. For øyeblikket ligger det et forslag til et EU-direktiv om innføring av et slikt produsentansvar for ELV (end of life vehicles), hvor formålet er en gjenvinningsgrad på 80 prosent innen år 2005, og 85 prosent innen år 2015 (Wormstrand 1997). Forslaget innebærer at siste eier skal få et sertifikat som dokumenterer at kjøretøyet er levert til et godkjent mottak. En demonteringsmanual skal gi de nødvendige opplysningene for en dekomponering, i tillegg til en felles merkeordning for både komponenter og materialer. Selv om det ikke er satt noen dato for når direktivet forventes å bli vedtatt (Wormstrand 1997), så mener vi at dette må bli retningsgivende for den norske el-bil-produksjonen.⁴⁵ I Sverige trådte en slik ordning i kraft fra 1. januar 1998, med målsetning om minst 85 prosent gjenvinningsgrad senest i år 2002, og på 95 prosent i år 2015 (Miljödepartementet 1997). Her har myndighetene gitt målene, og overlatt til

⁴⁴ En mer fullstendig oversikt er å finne i Avfallsplan for Trondheim kommune, vedlegg 2 (Trondheim kommune 1996).

⁴⁵ Som EØS-medlem vil Norge sannsynligvis ratifisere et slikt direktiv. Se kapittel 3 for nærmere om Norges rolle som EØS-medlem.

bilprodusentene å oppfylle dem.⁴⁶ Vårt forslag til gjenvinningsgrad for Pivco CityBee i den gjennomførte LCA'en er innenfor de svenske målsetningene, og som gjorde store utslag i den komperative sammenligningen. Dette viser at dette kan være et bra satsningsområde (se kap. 4).

Indirekte virkemidler

En rekke av næringslivets organisasjoner har allerede inngått avtaler med myndighetene her i Norge om returordninger, spesielt på emballasjefronten. Riset bak speilet i forhold til dette er myndighetenes trussel om innføring av offentlige avgifter dersom dette ikke skjer. Innenfor et industrielt-økologisk-perspektiv er det en selvfølge at produsentene på denne måten tar ansvar for avfallet de produserer, samt å sørge for en høyest mulig gjenvinningsgrad. Avtalen med myndighetene innebærer at det er dannet materialselskaper for de forskjellige avfallstypene. Selskapene har det økonomiske ansvaret for at målsetningene om gjenvinning nås (Miljøverndepartementet 1997). Norske myndigheter burde stille tilsvarende krav til bilbransjen som de svenske myndighetene gjør, både til produsenter og importører.

Informative tiltak

Det er viktig å informere om de tiltakene som er i verksatt, også på avhendingssiden. Et eksempel er fagbladet «Kretsløpet». Bladet utgis av NORSAS, et nasjonalt kompetansesenter for avfall og gjenvinning som skal arbeide for at nasjonale mål for avfallsfeltet blir oppfylt.⁴⁷ En annen kilde til informasjon ovenfor forbrukere så vel som NGOer og produsenter, er internett. Et eksempel er SFT sine hjemmesider hvor man kan finne et rikt utvalg av lover og forskrifter.

Ovenfor forbrukerne er det spesielt viktig å få fram informasjon om at el-bilene skal leveres til godkjent mottak.⁴⁸ Det samme gjelder for batteriene, som har en lavere forventet levetid enn bilen som helhet. Nikkelkadmiumbatteriene miljøfarlig avfall. I tråd med prinsippet om utvidet produsentansvar er det produsenten som har ansvaret for mottaket av batteriene. Det er imidlertid avgjørende at forbrukeren får informasjon om hva vedkommende skal gjøre når batteriet må skiftes ut. Her har også myndighetene en jobb å gjøre, både på informasjons- og kontrolliden.

⁴⁶ Produsenten blir i forordningen (1997:788) definert til å være både «tilverkaren eller importøren», og gjelder for biler, busser og lastebiler som ikke overstiger 3 500 kg (Regjeringen 1997).

⁴⁷ Norsas eies av Miljøverndepartementet (51%), NHO (23,5%), KS (23,5%) og HSH (2%) (NORDSAS <http://www.norsas.no/norsas/frames.nsf/frameset/main?OpenDocument>).
hjemmeside:

⁴⁸ Forutsatt et utvidet produsentansvar vil dette si til produsenten eller samarbeidspartnere produsenter har avtaler med.

5.3.2 Helhetlig drøfting av virkemidlene

Den gjennomførte LCA'en har vist oss at det er bruksfasen har stor miljøeffekt. Selv om det egentlige referansecaset her er dagens bensinbil, så er det sannynlig at det er i denne fasen at el-bilen scorer mest i forhold til en tradisjonell bil. Et kritisk punkt i denne livsløpstankegangen, er imidlertid selve anskaffelsen av produktet. Det er naturlig å anta at en anskaffelse kan beskrives som en funksjon av to variabler, henholdsvis *kostnad ved anskaffelse* og *forventet nytteverdi*. Prisen på en el-bil i forhold til en tradisjonell bil samt forventningen om framtidige drivstoffutgifter vil slik være elementer som tillegges vekt i valget mellom disse to alternativene.⁴⁹ Det vil slik for myndighetene være viktig å å finne de virkemidlene som for det første bidrar til at el-bilen overviner sin markedsskranke: Her vil vi spesielt peke på virkemidler som *øker kostnadene* ved bensin- og dieseldrevne biler, og *senker kostnadene* ved el-biler. Vi vil i midlertid sterkt fremheve at dette kun må gjelde i en overgangsfase, til markedsskranken er overvunnet og bensinbilen fases ut. Virkemiddelbruken må løpende vurderes, og man må ikke miste det overordnede målet om bærekraftig mobilitet av syne.

Det er imidlertid et klart taktisk argument tilstede for å gjøre el-bilen svært billig i en introduksjonsfase: Sannsynligheten for å samle det tilstrekkelige flertall for å legge på massive avgifter på fossile brenslere vil være større dersom man har et alternativ å vise til, som faktisk *ikke blir dyrere* for forbrukerne. Diskusjonen mellom regjeringen og stortinget om senkningen av oljeutvinningstempoet har vist at det slett ikke er enkelt å samle politisk flertall for samfunnsendringer som er helt nødvendige for å nå målsetningen om et bærekraftig samfunn. Problemet med en *for billig* el-bil er naturligvis at man ikke får grepet tak i en av de grunnleggende utfordringene, nemlig det å endre folks forbruksmønster i en mer miljøvennlig retning. Vårt svar på dette er at man må arbeide på flere fronter: Samtidig som man erstatter den norske bilparken med mer miljøvennlige biler, må andre, mer grunnleggende samfunnsendringer finne sted. Men disse ligger utenfor rammene av vår oppgave.

En annen sak er behovet for et *sterkere grad av samordning* av offentlige virkemidler, slik at de trekker i samme retning. De forskjellige myndighetsnivåenes ansvarsområder gir rikelig rom for avgjørelser i sprikende retninger. Dette er noe vi også har pekt på i et mer langsiktig perspektiv, men vi ønsker å poengtere at dette også er rom for forbedringer også på kort sikt.

Til slutt vil vi framheve den politiske dimensjonen i virkemiddelbruken. Da Pivco skulle velge lokalisering for produksjonen av el-bilen ble det jobbet «dag og natt» fra politisk hold i kommunen for å sikre Aurskog-Høland denne næringslokaliseringen.⁵⁰ Sammenfallet med kommune- og fylkestingsvalgkampen gjorde at sentrale politikere fra flere departementer besøkte Bakkelitfabrikken på Aurskog: I følge ordføreren var de positive

⁴⁹ Vi har ikke dermed sagt at dette er de to eneste alternativene det står imellom.

⁵⁰ Personlig meddelelse Øyvind Ottesen, ordfører Aurskog-Høland kommune.

kontaktene inn i det sentrale politiske miljøet avgjørende i lokaliseringsdebatten. Vi tror dette eksempelet illustrerer et viktig poeng: Dersom en sak løftes opp på den politiske dagsordenen kan dette ha stor betydning for utfallet. Slik kan mange av virkemidlene beskrives som en kombinasjon av politikk og byråkrati: Lover og forskrifter er ikke gitt en gang for alle, de er under stadig utvikling og revidering. Det samme gjelder oppfatningen av hva som er *mulige*, for ikke å snakke om *ønskelige* visjoner for framtida.

5.4 Generelle kommentarer

«The world that we will experience in five to 20 years is being shaped by decisions made now».

Earl Joseph

På bakgrunn av de undersøkelsene vi har foretatt i forbindelse med denne oppgaven, vil vår anbefaling til sentrale myndigheter være sette i gang et utredningsarbeid med tanke på samferdselssektorens muligheter for å gi sitt bidrag til bærekraftig utvikling. Dette bør munne ut i en stortingsmelding om bærekraftig mobilitet, eventuelt helt spesifikt en stortingsmelding om introduksjon av el-bil i Norge. Med de store utfordringene som på sikt samferdselssektoren og samfunnet forøvrig står overfor når det gjelder reduksjon i utslipp av klimagasser, er det egentlig noe merkelig at det ikke har vært satset mer på dette området tidligere.

I tillegg til å se på teknologiske løsninger, vil vi på det sterkeste anbefale å gripe fatt i de mer samfunnsmessige utfordringene. Spesielt viktig er det her å videreføre arbeidet med utvikling av indikatorer for bærekraftig utvikling. Dette er en av hovedutfordringene, da det i et komplekst system som et moderne samfunn er store problemer knyttet til å se helheten, og til å finne de politiske og økonomiske virkemidlene som på sikt gir de ønskede resultatene. I dette perspektivet tror vi både en videreutvikling av konseptene industriell økologi og Lokal Agenda 21 må stå sentralt.

Det er imidlertid riktig å reise spørsmålet om industriell økologi faktisk er praktisk gjennomførbart, eller om det bare er et uttrykk for ren ønsketenkning. I motsetning til myndighetene, har en bedrift bare ett ultimatum, nemlig sin egen overlevelse, uttrykt i profitt. Kan det derfor tenkes at bedriftene er villige til å gjøre alle de tingene som er nødvendig for å skape en bærekraftig framtid? Spesielt interessant blir dette spørsmålet i forhold til bedrifter hvis produkter i seg selv ikke er ønskelige i framtidssamfunnet. Slike bedrifter kan ikke etter vår mening forventes å «slå seg selv konkurs» av hensyn til miljøet og framtidige generasjoner.

Skal industriell økologi fungere, må etter vår mening offentlige myndigheter fortsatt ha en sterk rolle som kontrollinstans. Dette betyr at man parallelt med oppbygging av egenrapporteringssystemer som ISO14000, EMAS og Internkontrollforskriften, også må sikre at myndighetene har de nødvendige verktøy for å gripe inn mot bedrifter som enten ikke overholder

reglene, eller som unnlater å gi de nødvendige opplysningene. Her ser vi en spesiell utfordring i forhold til små og mellomstore bedrifter. For mange småbedrifter vil miljøsertifisering bli vurdret til ikke å være verdt prisen de må betale. Her ligger det forøvrig et lite paradoks - det er en viss mulighet for at enkelte små, lokale bedrifter kan være like «bærekraftige» som større multinasjonale selskaper med slik sertifisering. Mistanken som har vært rettet mot disse systemene fra de mindre bedriftene om at dette bare er nok et forsøk på erobre markedsandeler, synes derfor ikke å være helt tatt ut fra lufta.

Dersom samfunnet skal kunne endres i en mer bærekraftig retning, er det avgjørende at flere grupper i samfunnet trekker lasset sammen. Dette gjelder både næringslivet, frivillige organisasjoner og offentlige myndigheter. Det er imidlertid klart at myndighetene har et spesielt ansvar, nettopp på grunn av den rollen de har i en moderne stat (jfr. kap. tre). Innenfor Norges grenser har myndighetene til oppgave stå for forvaltningen av samfunnets felles ressurser, og koordinere bruken av virkemidler gjennom en balansering av ulike hensyn. Det er myndighetene som signerer internasjonale avtaler, og som dermed har forpliktet seg til nasjonal oppfølging (Agenda 21, Kyotoavtalen mv.). En av de største utfordringene for nasjonalstaten ser ut til å være det som Harlan Cleveland (Project 2020) har beskrevet som at suvereniteten lekker i tre ender: Både «oppover» til internasjonale organisasjoner, «nedover» til regioner og lokalsamfunn, og «sideveis» til multinasjonale selskaper, kriminelle syndikater og multinasjonale pressgrupper. Project 2020 peker på at nasjonalstaten er i ferd med å bli bare en av mange spillere på den globale og den lokale scenen, noe som naturlig nok vil få store konsekvenser for offentlige myndigheters rolle i framtida. Innen rammene av industriell økologi ligger muligheten til å plassere ansvaret for miljøforringelser der den faktisk hører hjemme - hos de som tjener penger på å produsere og selge varer og tjenester. Her ligger kanskje den viktigste utfordringen til myndighetene: Å utforme et økonomisk system hvor prisene faktisk gjenspeiler det reelle ressursforbruket.

6. KONKLUSJON

«Den som har pengene, bestemmer musikken.»
Russisk ordtak

I denne oppgaven har vi ut i fra et industrielt-økologisk perspektiv sett på hvilke tiltak myndighetene kan sette i verk for å nå bærekraftig mobilitet som en del av Brundtlandkommisjonens målsetning om bærekraftig utvikling. Vår oppgave har vært todelt: For det første har vi tatt for oss det overordnede perspektivet; det langsiktige målet om bærekraftig mobilitet innen en 25-års periode. Her har vi argumentert for utfasing av bensinbilen som en hovedstrategi, og hvor nye typer personbiler kan tenkes å være ett av flere virkemidler for å nå dette målet. Vi har ikke tatt stilling til hvor vidt det er el-bilen som er «svaret» når det gjelder valget mellom alternative teknologier. I den andre delen av analysen har vi imidlertid tatt for oss Pivco CityBee som et eksempel på en el-bil som er aktuell for det norske markedet, og sett på hvilke virkemidler det kan være aktuelt for myndighetene å benytte for å hjelpe fram introduksjonen av el-bilen. Virkemidlene vi har gått igjennom er presentert i figur 6.1:

Figur 6.1 Virkemidler for bærekraftig mobilitet.

Mål på lang sikt: Redusert transport	
Delmål:	Virkemidler:
Endringer av infrastruktur og bedre fysisk arealplanlegging	■ Helhetlig kommuneplanlegging ■ Arealfortetning
Endring av holdninger og brukerpreferanser	■ Bildeling ■ Redusert forbruk
Økonomiske endringer	■ Økt CO2-avgift ■ Skatt på energisløsing
Alle:	■ NOU/Stortingsmelding om bærekraftig mobilitet

Hovedkonklusjonen vår er at bærekraftig mobilitet forutsetter en reduksjon av transportbehovet og dermed av transportvolumet. Dette er imidlertid en svært vanskelig utfordring, spesielt fordi forholdet mellom årsaksforhold og virkning ofte er relativt uklart. Det som imidlertid er sikkert, er at det finnes en rekke virkemidler som kan forventes å ha effekt på sikt. Selv om effekten ofte ikke kan beregnes i eksakte verdier, er det rimelig å anta at de allikevel vil ha virkning. Her har vi blant annet vist til svakheten med tradisjonelle økonomiske beregninger.

Når det gjelder vår analyse av Pivco CityBee, viste livssyklusanalysen oss at LCA som verktøy har en rekke begrensninger. Vi ser LCA som en nyttig metode for industrien, men myndighetene og andre grupperinger i samfunnet må passe på at de neglisjerte miljøforhold blir ivaretatt. Type energiproduksjon (bruksfasen) og en fornuftig sluttbehandlingsdel er utslagsgivende for at Pivco CityBee skal ha minst mulig miljøpåvirkning.

Konklusjon

Utvidet produsentansvar vil være en forutsetning for å lukke materielsyklusene. Industrien må utvide sin bruk av LCA til å inbefatte hele produktsystemet, inkludert bruk og sluttbehandling, ikke bare «vugge til fabrikkport».

I figur 6.2 har vi oppsummert de virkemidlene som vi har foreslått at offentlige myndigheter kan benytte for å fremme introduksjon av en mest mulig miljøeffektiv el-bil. Som vi har påpekt tidligere er dette ikke ment å være en uttømmende liste, men derimot en oversikt over noen få eksempler som vi tror kan ha effekt.

Figur 6.2 Virkemidler for introduksjon av en miljøeffektiv el-bil.

Mål på kort sikt: Introduksjon av en miljøeffektiv el-bil			
	Direkte	Indirekte	Informative
Produksjonsfasen	<ul style="list-style-type: none"> ■ Økonomisk støtte gjennom SD, SND, kommuner og fylkeskommuner. ■ Fysisk tilrettelegging og planlegging. ■ Forskning og utvikling 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Skatter og avgifter. ■ Økonomisk støtte til NGOer. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Ekspertise fra fylkeskommunens næringsavdeling eller fra kommunale næringsavdelinger.
Bruksfasen	<ul style="list-style-type: none"> ■ RPR: Forbud mot bilbaserte kjøpesentra. ■ Tilrettelegging av infrastruktur ■ Fritak for offentlige avgifter. ■ Subsidiering og «frynsegoder» - innkjøpsavtaler. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Lavere oljeutvinningstakt. ■ Satsing på alternative energikilder. ■ Satsing på kollektivtransport - park & ride. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Offentlig el-bilkampanje. ■ Sponse el-bilarrangementer.
Avhendingsfasen	<ul style="list-style-type: none"> ■ Utvidet produsentansvar. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Trussel om avgifter - dannelse av materialselskaper. 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Fagblad om avfall. ■ Internett. ■ Generell informasjon til forbrukerne.
Alle fasene:	<ul style="list-style-type: none"> ■ NOU + Stortingsmelding om el-bil i Norge 		

Virkemidlene retter seg mot Pivco på to plan: Det ene handler om å gjøre Pivco CityBee så miljøeffektivt som mulig, og de andre handler om at dette realiseres gjennom at el-bilen faktisk blir brukt. Denne formen for virkemidler er i bunn og grunn de viktigste for offentlige myndigheter, da det finnes dokumentasjon på at en enkelt el-bil har større positiv effekt på miljøet enn en konvensjonell bensinbil. Imidlertid er det ikke den enkelte enhet som er interessant for myndighetene, men den aggregerte virkningen av mange enheter. Og her forutsettes det at Pivco CityBee for å være et bærekraftig alternativ rent faktisk må komme til erstatning for bensinbilen. Alt i alt: Dersom bensinbilen lar seg fase ut, kan el-bilen bli et positivt bidrag til å

Konklusjon

oppretholde det nivået av mobilitet som bærekraftig utvikling tillater. Vi tror det skal bli svært spennende å følge denne utviklingen i framtiden.

7. LITTERATUR

- Agenda 21. En kort innføring. 1996. Oslo: ProSus og Stiftelsen Idébanken
- Aftenposten Interaktiv 20. oktober 1997: *Leilighet med el-bil på kjøpet.*
<http://www.aftenposten.no/nyheter/iriks/d22946.htm>
- Aftenposten Interaktiv 31. oktober 1996: Leder: *Aurskog får bilfabrikk!*
<http://www.aftenposten.no/bakgr/961031/aftleder.htm>
- Aftenposten interaktiv 26. mars 1998: *Regjeringen foreslår reelt oljekutt.*
<http://www.aftenposten.no/nyheter/okonomi/d36453.htm>
- Dahl, Flemming (1998): *Norske politikere fikk oljeprisene til å svinge.*
Aftenposten 27. mars 1998.
- Asmervik, Sigmund (1996): *Byer og energibruk.* SMU-Rapport nr. 4/96.
Trondheim: SMU/NTNU
- Buland, Trond, Heidi GjØen og Mikael Hård (1996): The Electric Vehicle in Norway: Scenarios and user patterns. STS-working paper 12/96.
Trondheim: Senter for teknologi og samfunn
- Cornish, Edward, 1993: The Study of the Future. USA: World Future Society.
- Cote, Ray 1997: *Industrial Ecosystems - Evolving and Maturing.* Artikkel i Journal of Industrial Ecology, vol. 1, nr 3, Cambridge: MIT Press.
- Dreyer, Ingrid 1997: *Hvis dyr kan tenke....* Artikkel i UiB-Magasinet nr 4/97. Informasjonsavdelingen, Universitetet i Bergen.
- Ecocycle (1997): Evaluation of Life-Cycle Assessment Tools. Internett:
<http://www.ec.gc.ca/ecocycle/evaluation/index.html> 22.03.1998
- Ehrenfeldt, John (1994): Industrial Ecology: A Strategic Framework for Product Policy and Other Sustainable Practices. Prepared for Green Goods: The Second International Conference and Workshop on Product Oriented Policy. Internett: <http://www.smu.ntnu.no/prog/stie/Lecture Slides/Ehrenfeld/Stockholm/>
- Företagarhandboken (1997, sist oppdatert). En oppslagsbok med jevnlig oppdatering på miljøspørsmål i næringslivet. Stockholm: Fakta Informationsförlag
- Gibbs, W. Wayt 1997: *Transportations's Perennial Problems.* Artikkel i Scientific American, spesialutgave vol 277, nr 4 oktober 1997, New York.
- Graedel, T.E. og B.R. Allenby (1995): Industrial Ecology. New Jersey: Prentice Hall
- Grieg-Gran, Maryanne 1997: *Roundtable on the Industrial Ecology of Pulp and Paper: The Role of a Life-Cycle Perspective.* Artikkel i Journal of Industrial Ecology, vol. 1, nr 3, Cambridge: MIT Press.
- Guttu, Jon og Petter Næss (1989): *Hva må til for å sette bilen igjen hjemme?* Artikkel i Plan & Arbeid 6/89. Oslo.
- Hagen, Terje P. og Rune J. Sørensen (1997): Kommunal organisering. Oslo: TANO Aschehoug.

Litteratur

- Hamar, Atle (1998): Politikk og utviklingsarbeid for samordna transport- og arealplanlegging: Kan og bør forskarane sine råd følgjast opp i praktisk politikk? Foredrag ved LOKTRA-konferansen i Sandvika 21. januar 1998. Internett: <http://odin.dep.no/sd/ataler/ah980121.html>
- Hanssen, Ole Jørgen. *Forelesning Industriell Økologi* NTNU, 04.11.97.
- Hardin, Garret 1968: *The Tragedy of the Commons*. Science vol. 162 (13. Desember 1968).
- Holden, Erling 1996: *Den miljøvennlige bilen - finnes den?* Artikkel i ProSus - tidsskrift for et bærekraftig samfunn nr. 4/96.Oslo: Universitetsforlaget.
- Holden, Erling, 1997: Er miljøbilen bærekraftig? Foredrag holdt på "Nordisk Miljøbil 97" i Stavanger 27. august 1997, Seminar arrangert av "NORSTART Norsk el-bilforening". Internett: <http://fjordinfo.vestdata.no/kompetanse/vf/27-08-97.htm>
- Høyer, Karl Georg og Eli Heiberg (1993): Persontransport - konsekvenser for energi og miljø. VF-rapport 1/93. Sogndal: Vestlandsforskning
- Høyer, Karl G. (1996): *Bærekraftig mobilitet*. Artikkel i ProSus - tidsskrift for et bærekraftig samfunn nr. 4/96.Oslo: Universitetsforlaget
- Interpost 26. juli 1996: SND: *CO2-krav presser frem el-bilen*. Internett: <http://gjedde.interpost.no/pm/privat/adt-260796-snd.html>
- Johansen, Lars Brede 1995: Livsløpsanalyse for produksjon av polyolefiner i Norge fra råolje til plastråstoff.: Hovedoppgave ved Institutt for Industriell Kjemi, NTH, Trondheim. Ikke publisert.
- Kaarø, Jan Erik (1994): *Ildåp for norsk bil*. Gemini nr 3 1994, Sintef Info, Trondheim
- Killingland, Tore (1998): Visjoner og verdier - samferdselssektoren tilnærming til Agenda 21. Foredrag ved Lillhammerkonferansen `98 - Kommunikasjon og miljø Lillehammer 26. mars 1998. Internett: <http://77oding.dep.no/sd/ataler/tk9800326.html>
- Kolbenstvedt, Marika, Hans Silborn og Trygve Solheim (1996): Miljøhåndboken. Trafikk og miljøtiltak i byer og tettsteder. Del 1. Oslo: Transportøkonomisk institutt
- Langdalen, Erik (1994): Arealplanlegging. Oslo: Universitetsforlaget
- Lafferty, William og Langhelle, Oluf (red), 1995: *Bærekraftig utvikling som begrep og norm*. Innledningskapitlet i Bærekraftig utvikling. Oslo: Gyldendal/ProSus
- Lifset, Reid 1997a: *A Metaphor, a Field and a Journal*. Artikkel i Journal of Industrial Ecology, vol. 1, nr 1, Cambridge: MIT Press.
- Lifset, Reid 1997b: *Relating Industry to Ecology*. Artikkel i Journal of Industrial Ecology, vol. 1, nr 2, Cambridge: MIT Press.
- Lunde, Finn Helge (1997): Beskrivelse av LCA-studie på Pivco CityBee i Simapro. Upublisert arbeidsnotat gitt ved kurset Industriell Økologi H97/V98. Se vedlegg 3

Litteratur

- Marstrand, Rolf (1994): *Industrial Ecology: a practical framework for environmental management*. Fra boka «The Environmental Management Handbook». Pitman Publishing.
- Malvik, Håvard Vaggen, 1995: Full gass! Er norsk energipolitikk miljøforsvarlig? Rapport 3/95. Oslo: Framtiden i våre hender
- Mathiassen, Kersti, Anna-Kirstine Melvej, Jakob Mortensen, Kenneth Lunde Sørensen & Ragnar Thorgeirsson 1998: Environmental Management - The New Paradigm. Prosjektoppgave MSc International Business Economics, Aalborg University. Ikke publisert.
- Meadcroft, James 1997: Democratic Planning and the Challenge of Sustainable Development, Rapport nr 1/97, Oslo: ProSus/Norges forskningsråd.
- Mellqvist, Lars Erik (1996): Hydrogenbilen kommer. Rapport 2/96. Oslo: Framtiden i våre hender
- Miljödepartementet, Det svenska (1997): Pressemelding 24.10.97, Producentansvar för bilar.
- Internett: <http://www.regeringen.se/databas/press-877696297.html>
- Miljøverndepartementet (1997): Sammen om miljø og utvikling. Praktiske eksempler på oppfølging av Agenda 21.
- Natur & Miljø nr. 1 1998: Samler samfunnstopper mot systemet.
- Naturressurser og miljø 1997. Oslo/Kongsvinger: Statistisk sentralbyrå
- NOU 1995: 4: Virkemidler i miljøpolitikken. Oslo: Statens forvaltningstjeneste.
- Statistisk sentralbyrå
- NOU 1996: 9: Grønne skatter - en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting. Oslo: Finans- og tolldepartementet.
- Næss, Petter (1996): «*Transportreduserende arealplanlegging - hva innebærer det?*». Artikkel i SMU-Rapport nr. 4/96 «Byer og energibruk». Trondheim: SMU/NTNU
- Pivco (1996): Pivco, hentet fra Pivco sin hjemmeside.
- Internett: <http://home.sol.no/~pivco/> 22.03.1998
- Plan- og bygningsloven (1993). Ajourført med endringer senest av 11. juni 1993 nr. 85. Oslo: Norsk Byggstjeneste AS
- Porter, M. E. 1980: *Competitive Strategy. Techniques for Analyzing Industries and Competitors*,. New York: The Free Press.
- PRé Counsultans B. V. (1997): SimaPro User Manual, Amersfoort: Pré Consultans B.V.
- Project 2020. Flight Plan for Change, februar 1994: Phase I Report: Through the Looking Glass. Canada: Canadian Forces Air Command.
- Regeringen, Den svenska (1997): Viktigare lagar och förordningar. Internett: http://www.regeringen.se/infor_rosenbad/nytt/nya_lagar4.html
- Rideng, A. (1996): Transportytelser i Norge. 1946 - 1995. TØI rapport 331/96. Oslo: TØI

Litteratur

- Rudihagen, Torstein (1995): Ny teknologi for reinare samfunn - perspektiv for samferdselspolitikken. Seminar om miljøvennlig transport i bysamfunn. Oslo 4. august 1995. Internett: <http://odin.dep.no/sd/ataler/ru950804.html>
- Ryan, Chris 1997: *Moving Beyond the Low-Hanging Fruit in DfE*. Artikkel i Journal of Industrial Ecology, vol. 1, nr 3, Cambridge: MIT Press.
- Samferdsel nr. 2 mars 1998: *Ladelokk for El-biler*.
- Sauar, Erik (1998): Taxing energy losses in industry: - enhances energy efficiency while preserving international competitiveness. Skal publiseres i «The International Association for Energy Economics» i 1998.
- Schafer, Andreas and David Victor (1997): *The Past and Future of Global Mobility*. Scientific American October 1997. USA: Scientific American Inc.
- SimaPro (1998): hentet fra PRé Counsultans hjemmeside. Internett: <http://www.pre.nl/index.html> 22.03.1998
- Simonsen, Morten 1996: *Mobilitet i bygd og by*. Artikkel i ProSus - tidsskrift for et bærekraftig samfunn nr. 4/96. Oslo: Universitetsforlaget.
- Smith, Maureen 1997: *Roundtable on the Industrial Ecology of Pulp and Paper: The Role of a Life-Cycle Perspective*. Artikkel i Journal of Industrial Ecology, vol. 1, nr 3, Cambridge: MIT Press.
- Spangen, Inger (1995): Institusjonelle forutsetninger for en miljørettet samferdselspolitikk. TØI rapport 306/1995. Oslo: Transportøkonomisk institutt
- Spangenberg, Joachim H. & Friedrich Schmidt-Bleek 1997: *How do we probe the physical boundaries for a sustainable society?* i L. Rydén (red.): Foundations of Sustainable Development, Uppsala: Uppsala University.
- Solheim, Trygve (1997): Miljøindikatorer for norske byer - bærekraftig transport. Utarbeidet for Statens forurensningstilsyn. TØI notat 1074/1997. Oslo: Transportøkonomisk institutt.
- St.meld.nr. 34 1992-93: Norsk veg- og vegtrafikkplan 1994-97. Oslo: Samferdselsdepartementet.
- St.meld.nr. 47 1991-92: Norsk luftfartsplan 1993-97. Oslo: Samferdselsdepartementet.
- St.meld.nr.41 1994-95: Om norsk politikk mot klimaendringer og utslipp av nitrogenoksider (NOx). Oslo: Miljøverndepartementet.
- St.meld.nr. 4 1996-97: Langtidsprogrammet 1998 - 2001. Oslo: Finans- og tolldepartementet.
- St.meld.nr. 29 1996-97: Regional planlegging og arealpolitikk. Oslo: Miljøverndepartementet
- St.meld.nr. 36 1996-97: Om avveininger, prioriteringer og planrammer for transportsektorene 1998-2007. Oslo: Samferdselsdepartementet
- St.meld.nr. 58 1996-97: Miljøvernpolitikk for en bærekraftig utvikling. Oslo: Miljøverndepartementet

Litteratur

- Strategic University Programme (SUP) on Industrial Ecology, NTNU Trondheim. Background paper, 30. May 1997. Internett: <http://www.smu.ntnu.no/Prog/STIE/IndEcol/SUP/SUP-backgroundpaper.html>
- Syversen, Ivar (1997): En miljøvurdering av bruk av brenselceller i kjøretøy ved hjelp av LCA-metodikk. Hovedoppgave ved NTNU: Institutt for fysikalsk kjemi og Senter for miljø og utvikling. Upublisert.
- Sætre, Lars N. (1997): *Alvor for Pivco: Norsk bil utvikles i det skulte.* Aftenposten (morgen) 970325.
- Trondheim kommune (1996): Avfallsplan for Trondheim kommune 1996-1999. Trondheim: Trondheim kommune
- Verdenskommisjonen for miljø og utvikling (1987): Vår felles framtid. Oslo: Tiden Norsk Forlag.
- Willoch, Kåre (1996): En ny miljøpolitikk. Oslo: Gyldendal Norsk Forlag
- Wormnes, Are (1997): *El-bilen får snart rekkevidde på 50 mil.* Artikkel i Aftenposten (morgen) 15. september 1997.
- Wormnes, Are (1998): *Miljøet kan ikke vente på el-bilen.* Artikkel i Aftenposten 20. mars 1998.
- Wormstrand, Eirik (1997): *Mye nytt i vente fra EU på avfallsområdet.* Artikkel i Kretsløpet nr. 6 Desember 1997. Oslo: NORSAS
- Østerud, Øyvind (1991): Statsvitenskap. Innføring i politisk analyse. Oslo: Universitetsforlaget
- Østerud, Øyvind, Kjell Goldmann, Mogens N. Pedersen (red.) (1997): Statsvitenskapelig leksikon. Oslo: Universitetsforlaget