

TOTALFÖRSVARETS FORSKNING SINSTITUT
Försvarsanalys
172 90 Stockholm

fms FORSKNINGSGRUPPEN FÖR
MILJÖSTRATEGISKA STUDIER

Ekonomi, energi och miljö – metoder att analysera samband.

2003-10-21

Sofia Ahlroth¹, Tomas Ekvall², Anders Wadeskog³, Göran Finnveden^{1,4}, Elisabeth
Hochschorner¹ och Viveka Palm³

¹ Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier (fms) och Avdelningen för Industriellt
miljöskydd, KTH, Box 2142, 103 14 Stockholm

² Avdelningen för Energisystemteknik, Chalmers tekniska högskola, 412 96 Göteborg

³ Miljöräkenskaperna, SCB, Box 24300, 104 51 Stockholm

⁴ Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier (fms), FOI (Totalförsvarets forskningsinstitut),
Box 2142, 103 14 Stockholm

FOI MEMO

D.nr 02-3147:3

December 2003

Fms-rapport 185

ISSN 1404-6520

Försvarsanalys
172 90 Stockholm

FÖRORD

Denna rapport har producerats inom ramen för ett uppdrag från Naturvårdsverket. Kontaktperson på Naturvårdsverket har varit Ulrika Lindstedt som tillsammans med Anna Engleryd har gett oss värdefulla synpunkter. Urvalet av studerade metoder har gjorts i dialog med Naturvårdsverket. Arbetet har även haft en stark anknytning och delvis finansierats av ett pågående idéprojekt finansierat av MISTRA: Gemensamma metoder för miljösystemanalytiska verktyg.

Rapporten är författad av flera personer med olika institutionell och akademisk bakgrund. Sofia Ahlroth, Göran Finnveden och Elisabeth Hochschorner är alla verksamma vid Forskningsgruppen för miljöstrategiska studier (fms) som är ett samarbete mellan forskare från olika institutioner och institut däribland Avdelningen för Industriellt miljöskydd som dessa tre är knutna till samt Institutionen för miljöstrategiska studier vid FOI (Totalförsvarets forskningsinstitut) som Göran Finnveden är anställd vid. Tomas Ekvall är verksam vid Avdelningen för Energisystemteknik på Chalmers. Anders Wadeskog och Viveka Palm arbetar med Miljöräkenskaper på SCB. Delar av texten, framför allt i avsnitt 4 är bearbetningar av text som tidigare publicerats i en FOI-rapport av Eriksson et al (2001) med Åsa Moberg som huvudförfattare.

Stockholm, Oktober 2003.

Göran Finnveden
Projektledare.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Sammanfattning	6
1 Introduktion.....	9
1.1 Bakgrund och syfte.....	9
1.2 Aspekter i beskrivningen.....	11
1.3 Olika modellansatser	13
1.4 Förhållandet mellan olika verktyg.....	15
2. Ekonomiska metoder med miljökopplingar	18
2.1 Inledning.....	18
2.2 Input/Output-Analys.....	19
2.3 Allmänna och partiella jämviktsmodeller	23
2.4 Ekonometriska modeller	29
2.5 Cost-benefitanalys.....	31
2.6 Livscykelkostnadsanalys, LCC	38
3. Energi- och energiekonomiska modeller.....	42
3.1 Markal-familjen: dynamiska och optimerande modeller	44
3.2 Modest: detaljerad dynamik	47
3.3 Primes: modell av EUs energimarknader.....	48
3.4 Genie & Simuli: globala modeller med tekniskt lärande	49
3.5 DoS-modellen: nordisk elenergi.....	50
3.6 Martes & Heatspot: fjärrvärme	51
3.7 Andra översikter över energimodeller.....	53
4. Miljösystemanalytiska metoder.....	55
4.1 Integrerad miljöbedömning	55
4.2 Livscykelanalys, LCA.....	56
4.3 Materialflödesanalys, MFA.....	57
4.4 Energianalys	60
4.5 Ekologiskt fotavtryck, EF	61
4.6 Riskanalyser	62
4.7 Miljökonsekvensbeskrivning, MKB	64
4.8 Strategisk miljöbedömning, SMB	65
4.9 Miljöledningssystem med miljörevision	66
5. Diskussion och syntes	67
5.1 Verktygens studieobjekt.....	69
5.2 Relation till framtidsstudier.....	75
5.3 Verktygens användning och begränsningar	75
5.4 Kombinationer av verktyg.....	80
6. Slutord	83
förkortningar.....	85
Referenser.....	87

SAMMANFATTNING

I denna rapport gör vi en översiktlig kartläggning över verktyg som kan ge kunskap om ekonomiska, strukturella och miljömässiga effekter av beslut inom miljöområdet, och belysa vad som är ekonomiskt och tekniskt möjligt att genomföra. Beskrivningen av verktygen görs utgående från tolv aspekter, anpassat för vad som är relevant för respektive verktyg. Användning och begränsningar av verktygen diskuteras. För de flesta verktyg finns det en livlig diskussion kring svagheter och begränsningar. Vi har tagit upp vissa sådana aspekter i beskrivningarna av verktygen och i den övergripande diskussionen i kapitel fem, och i övrigt försökt ge bra referenser till litteratur på området.

Vi fokuserar på systemanalytiska verktyg, närmare bestämt på miljöekonomiska metoder, energi- och energiekonomisk modellering samt miljösystemanalytiska verktyg. Förutom att presentera en översikt, diskuteras vi också användbarheten för olika verktyg. Inom ekonomiområdet tar vi upp IO-analyser, CGE-modeller och ekonometriska modeller samt ett par beskrivande analysverktyg (costbenefitanalys, CBA, och livscykelkostnadsanalyser, LCC). På energisidan beskrivs energi- och energiekonomiska modeller av olika slag. Det finns många enskilda modeller både på ekonomi- och energisidan. Det är inte meningsfullt att försöka beskriva ett större antal av dessa utan vi har gett några representativa exempel och endast beskrivit några av modellerna närmare. Inom miljöområdet finns det ett stort antal systemanalytiska verktyg. I rapporten beskrivs modeller för integrerad miljöbedömning, livscykelanalys (LCA), materialflödesanalys, energianalys (emergi- och exergianalys), ekologiska fotavtryck samt ett par processverktyg: strategisk miljöbedömning (SMB) och miljökonsekvensbeskrivningar (MKB). Även här finns det en mångfald enskilda applikationer; beskrivningarna görs i generella termer kompletterat med litteraturreferenser.

Verktygen utgår från olika grundkomponenter, som både styr och styrs av hur statistiken byggs upp inom respektive område. Detta påverkar i hög grad hur analyser med olika verktyg förhåller sig till varandra, och gör att de i vissa fall kan ge resultat som förefaller motstridiga. Bland annat av den anledningen är förhållandet mellan verktygen intressant att studera, liksom möjligheterna att integrera eller samköra olika verktyg.

En kategorisering av verktygen kan göras på olika sätt. Miljösystemanalytiska verktyg har bl.a. sammanfattats i en tidigare rapport av Moberg et al (1999), där de bl.a. kartlagts på grundval av de studieobjekt och typ av påverkan verktygen behandlar. Kartläggningen åskådliggörs i en matris. I denna rapport har vi utökat matrisen med ekonomiska och energirelaterade modeller (figur 5.2). Den ger en bild av vilka frågeställningar som kan besvaras av vilka verktyg.

Den verktygsöversikt som gjorts här är relativt bred i och med att den innefattar verktyg från tre olika områden med skilda vetenskapliga traditioner. Många begrepp används på något skilda sätt inom de tre olika traditionerna (t.ex. värdering, scenario, prognos). Vi har här försökt vara så tydliga som möjligt i vår användning av dem för att minska risken för missförstånd. De problemkomplex som verktygen relateras till gränsar mot många andra områden där det finns en rik flora av verktyg, exempelvis jordbruk, transporter och avfall, Eftersom de legat utanför ramen

för denna studie har de konsekvent ignorerats, men det bör understrykas att de i många fall är av stort intresse för analyser av de frågor som diskuterats här.

1 INTRODUKTION

1.1 Bakgrund och syfte

Kunskap behövs för att utforma olika alternativa lösningar till ett problem, och för att kunna fatta rationella beslut. Ofta behövs kunskap från flera olika håll, med fokus på ekonomiska, tekniska, sociala och miljömässiga aspekter. Här ges några exempel på frågor med koppling till miljödebatten:

- Vilka produktgrupper är mest miljöpåverkande?
- Hur kan energiförsörjningen utformas om kärnkraften avvecklas?
- Vad innebär den ekonomiska tillväxtprognosen för miljöpåverkan?
- Vad kostar en viss utsläppsminskning?
- Hur påverkar en höjning av en miljöskatt olika aktörer?
- Vilken miljöpåverkan får en skattehöjning?
- Är det bäst att bränna eller återvinna t.ex. pappersavfall?
- Hur stor är användning och läckage från något miljöfarligt ämne t.ex. kvicksilver?
- Hur påverkas sysselsättningen av en skattehöjning?
- Hur påverkar en statlig miljöinvestering ekonomin i ett område?
- Vad innebär införandet av miljömålet God bebyggd miljö?

Dessa frågor illustrerar att beslutsfattare behöver dels kunskap om vad som är tekniskt, ekonomiskt och politiskt möjligt att genomföra, och dels kunskap om vilka effekter ett visst beslut kan förväntas få. Effekter kan uppstå på en rad olika nivåer. Det är ofta väsentligt att studera företagsekonomiska effekter, effekter på offentlig ekonomi och effekter på samhällsekonomin, exempelvis påverkan på tillväxt och sysselsättning. Det kan vara viktigt att studera strukturella effekter inom olika sektorer, t.ex. inom energisektorn där olika beslut kan leda till ökad eller minskad efterfrågan på energi och olika val av bränslen och tekniker. Det är i regel också viktigt att studera vilka effekter besluten får på samhällets miljöpåverkan och/eller resursförbrukning.

Syftet med denna studie är att göra en översiktlig kartläggning över verktyg som kan ge kunskap om ekonomiska, strukturella och miljömässiga effekter av beslut inom miljöområdet, och belysa vad som är ekonomiskt och tekniskt möjligt att genomföra. Verktyg för studier av vad som är politiskt och opinionsmässigt möjligt att genomföra ingår däremot inte. Urvalet av metoder har gjorts i samråd med Naturvårdsverket. Metoderna kan i de flesta fall användas på flera sätt, varav konsekvensanalyser är ett. Det är svårt att ge någon heltäckande beskrivning av hur de olika verktygen kan användas, men vi har försökt belysa detta så långt det varit möjligt inom ramen för projektet. Rapporten fokuserar på systemanalytiska verktyg, närmare bestämt på miljöekonomiska metoder, energi- och energiekonomisk modellering samt miljösystemanalytiska verktyg. Förutom att presentera en översikt, diskuterar vi också användbarheten för olika verktyg. Vi ger också exempel på institutioner som arbetar med verktyget ifråga, där så känns möjligt och

relevant. Möjligheterna att utveckla hybridmodeller diskuteras liksom brister och utvecklingsmöjligheter för dataunderlag.

Den verktygsöversikt som gjorts här är relativt bred i och med att den innefattar verktyg från tre olika områden med skilda vetenskapliga traditioner. Många begrepp används på något skilda sätt inom de tre olika traditionerna (t.ex. värdering, scenario, prognos). Vi har här försökt vara så tydliga som möjligt i vår användning av dem för att minska risken för missförstånd. De problemkomplex som verktygen relateras till gränsar mot många andra områden där det finns en rik flora av verktyg, exempelvis jordbruk, transporter och avfall, Eftersom de legat utanför ramen för denna studie har de konsekvent ignorerats, men det bör understrykas att de i många fall är av stort intresse för analyser av de frågor som diskuteras här.

I denna rapport används begreppen ”metod” och ”verktyg” synonymt, och är övergripande begrepp. ”Modeller” avser matematiska modeller av något system (kan vara den nationella ekonomin, energisystem eller något annat) och är en implementering av en metod (exempelvis är modellen EMEC en implementering av metoden Allmänna jämviktsmodeller (se nedan). Alla verktyg som diskuteras i rapporten kan sägas vara systemanalytiska verktyg. Begreppet miljösystemanalytiska verktyg avser sådana som fokuserar på miljöaspekterna av olika system. (Begreppen systemanalys och miljösystemanalys diskuteras närmare i Moberg et al, 1999).

Beskrivningen av verktygen görs utgående från tolv aspekter, anpassat för vad som är relevant för respektive verktyg. Den ursprungliga ambitionen var att följa samma struktur i de olika kapitlen. Det visade sig emellertid snabbt vara alltför klumpigt, och varje avsnitt tar därför bara upp de centrala aspekterna på det beskrivna verktyget.

Alla tre typerna av verktyg (miljöekonomiska metoder, energi- och energiekonomisk modellering samt miljösystemanalytiska verktyg) fokuserar på sådant som relaterar till samhället. De miljösystem som här avses är sådana som ligger inom samhällets ram – rent naturvetenskapliga modeller av atmosfären, kemiska och biologiska system innefattas således inte. På samma sätt är det endast de sociotekniska energisystemen som avses i energidelen – inte sådana energianalyser som görs för att beskriva geotermiska system eller ekosystem. Energiavsnittet fokuserar på verktyg för att beskriva och analysera storskaliga energisystem: från kommunal till global nivå. Att vi särskilt lyfter fram energisektorn beror på dess stora miljörelevans. Modeller och verktyg för andra samhällssektorer kan också vara intressanta, men ryms inte inom detta projekt.

De ekonomiska modeller som inkluderas i denna översikt är framförallt nationalekonomiska modeller som beskriver system på nations- och branschnivå. De företagsekonomiska aspekterna i meningen kostnader för enskilda företag kommer in i kostnadsberäkningar för åtgärder, vilket ingår i flera av verktygen (energimodeller, LCC, CBA). Individer, på en generaliserad nivå, kommer in i nationalekonomins välfärdsteoretiska delar, vilket omfattas bl.a. i beräkningar av miljöjusterad NNP och i CBA. Välfärdsaspekter av och existensvärden hos ekosystem och arter kan till en viss del värderas monetärt, och de ligger i denna mening delvis inom den ekonomiska sfären.

Det finns många enskilda modeller både på ekonomi- och energisidan. Det är inte meningsfullt att försöka beskriva ett större antal av dessa utan vi har gett några representativa exempel och endast beskrivit några av modellerna närmare. Valet av modeller som beskrivs mer utförligt har

delvis gjorts på grundval av hur använd modellen är och dess relevans för Naturvårdsverket, men det har också influerats av vilka modeller författarna är mest bekanta med. Grunderna för urvalet kommenteras i respektive avsnitt.

Under senare år har ett antal olika sammanställningar av miljösystemanalytiska verktyg gjorts (Moberg et al, 1999, Wrisberg et al, 2002, Robert et al, 2002, Finnveden and Moberg, 2003, Daniels and Moore, 2002, Hofstetter et al 2002). Dessa fokuserar primärt på metoder att bedöma olika typer av miljökonsekvenser av olika system. Vad vi känner till så finns det inga tidigare studier där man försöker beskriva även miljöekonomiska metoder i samma sammanhang som de miljösystemanalytiska metoderna.

Rapporten har följande disposition. I nästa avsnitt går vi igenom de aspekter som beskrivningen av verktygen utgår ifrån. I avsnitt 1.3 ges en genomgång av hur olika verktyg kan förhålla sig till varandra, vilket kan vara en bra tankemodell att ”hänga upp” de olika verktygen på. Kapitel två behandlar olika ekonomiska verktyg, kapitel tre beskriver energimodeller och energiekonomiska modeller och kapitel fyra ett antal miljösystemanalytiska verktyg. I kapitel fem diskuteras verktygen i förhållande till varandra. Här ges också exempel på hur konsekvensanalyser av vissa frågeställningar kan göras, och med vilka metoder. I kapitel sex slutligen ges en kort slutkommentar. Beskrivningarna av de olika verktygen varierar i omfattning. Detta skall inte tolkas som en markering av de olika verktygens betydelse.

1.2 Aspekter i beskrivningen

En fullständig beskrivning av ett systemanalytiskt verktyg är omfattande. I en översikt måste beskrivningen förenklas. Samtidigt ska beskrivningen vara såpass fyllig att det blir tydligt vad verktyget kan användas till och på vilket sätt det skiljer sig från andra verktyg. Följande tolv aspekter verkar relevanta för det syftet:

- Vilken typ av system studeras? En typ av system som kan studeras är en nation eller annat geografiskt område (exempel: input/output-tabeller). Ett annat alternativ är ett företag eller en annan organisation (exempel: miljöledningssystem). Ett tredje alternativ är en substans eller ett annat fysiskt eller ekonomiskt flöde (exempel: materialflödesanalys; MFA). Ett fjärde alternativ är aktiviteter som hör samman med en viss produkt eller funktion (exempel: livscykelanalys; LCA). Ett femte alternativ är aktiviteter som hör samman med ett strategiskt beslut, policy, plan, program eller projekt (exempel: miljökonsekvensbeskrivning).
- Vilka aspekter av dessa system utreds? Vissa systemstudier ger resultat i ekonomiska termer (exempel: allmänna jämviktsmodeller). Andra verktyg används för att beräkna förbrukning av naturresurser (exempel: ekologiska fotavtryck) och/eller miljöeffekter orsakade av emissioner (exempel: strategisk miljöbedömning). Några verktyg kan generera kunskap om både ekonomiska och miljömässiga aspekter (exempel: cost-benefitanalyser).
- Vilken typ av indata krävs? De flesta miljöekonomiska bedömningar kräver både ekonomiska och miljömässiga indata för att kunna genomföras. En del av de verktyg som beskrivs i denna översikt behöver dock bara ekonomiska data (exempel: ekonometriska

- modeller). Andra är i stort sett oberoende av ekonomiska indata (exempel: MFA). Många av verktygen behöver också tekniska indata, dvs information om prestanda i tekniska processer (exempel: de flesta energisystemmodeller).
- Vilka typer av orsakssamband ingår i modellen? Konsekvenserna av ett visst beslut beror på flera olika typer av orsakssamband. Om en metall används i produktionen av en produkt, förekommer den också i avfallshanteringen. Sådana fysiska orsakssamband modelleras i, exempelvis, MFA och LCA. Hur en marknad eller en ekonomi reagerar på beslutet beror på ekonomiska orsakssamband. Sådana orsakssamband modelleras i ekonometriska modeller och i jämviktsmodeller.
 - Hur beskrivs tidsberoende faktorer? Några systemanalytiska modeller är dynamiska, vilket innebär de innehåller en beskrivning av hur dessa faktorer ändras över tiden (exempel: många energimodeller). De flesta systemanalytiska verktyg är dock statiska, vilket betyder att tidsberoendet försummas. Statiska verktyg är lämpliga t ex för att ge en beskrivning av systemet vid en viss tidpunkt.
 - Genererar verktyget optimala lösningar eller kartläggningar? Några systemanalytiska verktyg är optimerande i den meningen att beräkningarna itereras tills systemmodellen beskriver ett optimum av något slag (exempel: många energimodeller). Ofta är det ett ekonomiskt optimum som beskrivs. Andra verktyg inkluderar inte iterationer men begrepp som i sin tur bygger på optimerande modeller (exempelvis: balans mellan tillgång och efterfrågan i input/output-tabeller). Många systemanalytiska verktyg är dock en renodlad kartläggning av fysiska eller ekonomiska flöden i det studerade systemet (exempel: MFA).
 - Vilken typ av framtidsstudier passar verktyget för? Framtidsstudier kan göras i deskriptivt eller normativt syfte. Deskriptiva framtidsstudier kan antingen vara prognoser eller scenarier. Med prognoser menar vi försök att förutspå framtiden eller att beskriva en utveckling utan avgörande trendbrott. Scenarier görs för att skapa en beredskap för möjliga utvecklingar, för att illustrera hur utfallet av ett visst beslut beror på hur omvärlden utvecklas, eller för att illustrera utvecklingar som beslutsfattare kan välja. Normativa studier görs för att beskriva en önskvärd utveckling eller för att utvärdera olika handlingsalternativ. En önskvärd utveckling kan beskrivas med optimerande modeller eller genom backcasting, där fokus ligger på att beskriva vägen till en önskvärd framtida situation. Både optimerande och kartläggande modeller kan användas för att utvärdera olika handlingsalternativ.
 - Hur väl är verktyget definierat? Vissa verktyg har karaktären av ramverk, där metoden varierar från studie till studie beroende på och den aktuella frågeställningen och på vilka personer som är inblandade i studien (exempel: miljökonsekvensbedömning). För andra verktyg finns detaljerade och/eller brett accepterade metodbeskrivningar (exempel: LCA).
 - Vilka andra styrkor och svagheter har verktyget? Många andra aspekter kan vara relevanta för att bedöma ett verktyg. Hur mycket resurser kräver studierna? Hur mycket kan man lita på resultaten? Till hur stor grad kan verktygen komma till nytta utan tillgång på experter? etc.
 - Kan verktyget kopplas till andra verktyg? En del kombinationer av verktyg finns redan (exempel: LCA och I/O-tabeller; Markal och allmänna jämviktsmodeller). Andra kombinationer kan vara möjliga och ge värdefull kunskap.
 - Vilka konkreta exempel finns? När verktygen används i praktiken resulterar de i implementerade modeller, i rapporter från systemstudier mm.

- Var hittar man vidare information? Experter på de olika verktygen finns på universitet och högskolor, men också på forskningsinstitut, konsultbolag, myndigheter mm. De flesta systemanalytiska verktyg för miljöekonomisk bedömning är också dokumenterade i rapporter, artiklar o dyl.

1.3 Olika modellansatser

Modeller kan delas in i olika typer. De termer för olika modelltyper som används i denna rapport är allmänt vedertagna, men det betyder naturligtvis inte att precisa och oomtvistliga definitioner på dem är lätta att finna. Nedan ges en kort beskrivning av vad några av dessa termer står för i modellsammanhang. Man bör vara medveten om att beskrivningarna inte är uttömmande, och att möjligheterna till variationer och hybridformer på dessa modelltyper är oändliga.

I en *dynamisk* modell simuleras utvecklingen av variablerna över tiden. Man kan alltså följa hur t.ex. utvecklingen för olika ekonomiska variabler, som investeringar, export och import, är i varje tidsperiod. I en *statisk* modell beräknas bara utfallet för de endogena variablerna givet en förändring i en eller flera exogena variabler, utan att beskriva anpassningsgången för de endogena variablerna.

En *optimerande* modell löser ett ekvationssystem så att en viss målvariabel optimeras, dvs antar högsta (eller lägsta) möjliga värde. En *simulerande* modell däremot avbildar en utveckling givet vissa samband mellan variablerna, utan att lägga några villkor på lösningen annat än att resultaten för de olika variablerna ska vara konsistenta. Ekonomiska jämviktsmodeller är ett exempel på optimerande modeller, och ekonometriska modeller är ett exempel på simulerande modeller.

Top-down och *bottom-up* modeller är begrepp som man ofta ser i energimodellernas värld, men mer sällan i ekonomiska modeller. Top-down innebär att man utgår ifrån en övergripande struktur och härleder sambanden därifrån. Variabler på en lägre disaggregeringsnivå blir i denna metod mer schablonmässigt beskrivna. I en bottom-upmodell börjar man i en beskrivning av variablerna på en detaljerad nivå, där man ofta kan göra realistiska beskrivningar som ligger nära den praktiska verkligheten. Utifrån detta byggs sedan systemet upp. En bottom-upmodell och en top-downmodell som beskriver samma system kan därför skilja sig ganska mycket åt, och analyser av ett och samma problem med dessa två modeller kan ge tämligen olika resultat, vilket ofta ger upphov till förvirring vid uttolkningen av resultaten.

Inom den ekonomiska världen kan *mikro-* och *makroekonomiska* modeller sägas vara en motsvarighet till top-down och bottom-upmodellering. Mikroekonomiska modeller bygger på antaganden om hur enskilda aktörer – företag, hushåll, individer – agerar. Det större ekonomiska systemet byggs upp utifrån detta. I makroekonomiska modeller utgår man från antaganden om samband mellan de stora ekonomiska aggregaten. Mikromodeller är betydligt mer data- och datorkraftskrävande än makromodeller, och är därför inte så vanligt förekommande. De ekonomiska modeller som känts relevanta att ta upp i denna rapport är alla makromodeller. Ibland säger man att modeller med uppdelning på branscher, som I/O-modeller och allmänjämviktsmodeller, är på *mesonivå*.

Ett annat slags motsatspar inom den ekonomiska världen är *jämviktsmodeller* och *ekonometriska modeller*. I en ekonometrisk modell beskrivs sambanden mellan de ekonomiska variablerna utifrån empiriska samband, antingen skattade på tidsserier eller på tvärsnittsdata, beroende på vilken typ av modell det handlar om. Marknaderna behöver inte befinna sig i jämvikt (detta passar exempelvis bättre för att studera arbetsmarknaden). En ekonometrisk tidsseriemodell kan användas för att göra prognoser. Jämviktsmodeller är som nämnts optimerande. De bygger på nationalekonomisk mikroteori, och beskriver ekonomin som ett antal sinsemellan beroende marknader. Där studeras hur en störning (t.ex. en skatteförändring eller förändrade världsmarknadspriser) påverkar ekonomin givet att inga andra förändringar sker. Så småningom kommer ekonomin att gå mot ett nytt jämviktsläge (dvs utbudet motsvarar efterfrågan på alla marknader), när de ekonomiska aktörerna har anpassat sig till det nya läget. Anpassningen sker via priserna. Dessa modeller är inte avsedda att göra uttalanden om den faktiska ekonomin ett visst år, utan ger en konsistent bild av hur ett komplext system reagerar på en viss störning. De används till att analysera scenarier (ofta policyscenarier), inte till att göra prognoser och bör ej tolkas som prognoser.

Ekonomiska modeller kan vara *allmänna* eller *partiella*. En *allmän jämviktsmodell* avbildar hela ekonomin, medan en *partiell jämviktsmodell* oftast avbildar en bransch eller en liten grupp av branscher. Principen är densamma, men fokus är ofta olika för allmänna och partiella jämviktsmodeller. Studier med partiella jämviktsmodeller fokuserar ofta på att skatta priselasticiteter för de studerade branscherna och marknaderna. Huvuddelen av arbetet är därför att göra ekonometriska skattningar, trots att det gäller en jämviktsmodell vilket kan förvirra begreppen något. För simuleringar i allmänjämviktsmodeller är oftast policysimuleringar det centrala. Elasticiteterna i modellen skattas i allmänhet inte utan tas från litteraturen.¹

För samtliga modelltyper gäller att processen då de används är väl så viktig som utformningen av dem. Modellering är en procedur där modeller används för att generera kunskap som är till nytta för beslutsfattare. En bra dialog mellan beslutsfattare och relevanta experter är en viktig del i den proceduren. För att resultaten ska bli korrekta och relevanta bör modelleringen vara ett samarbete mellan beslutsfattare, experter på de verkliga systemen och experter på den typ av modell som används. En expert på det verkliga systemet kan se till så att den struktur och de data som läggs in i modellen är korrekta och förklara vilka handlingsalternativ som är möjliga. Den som är expert på modellen vet vilken typ av frågor som modellen kan besvara. Detta måste framgå klart i dialogen med beslutsfattarna, så att de kan formulera frågor som inte bara är relevanta för beslutssituationen utan också möjliga att besvara med modellen. Alltför ofta sker produktionen av modellresultaten och användningen av dem i skilda forum. Då riskerar resultaten att bli irrelevanta och ointressanta för beslutsfattare. Om beslutsfattarna ändå använder resultaten är risken överhängande att de används på ett felaktigt sätt.

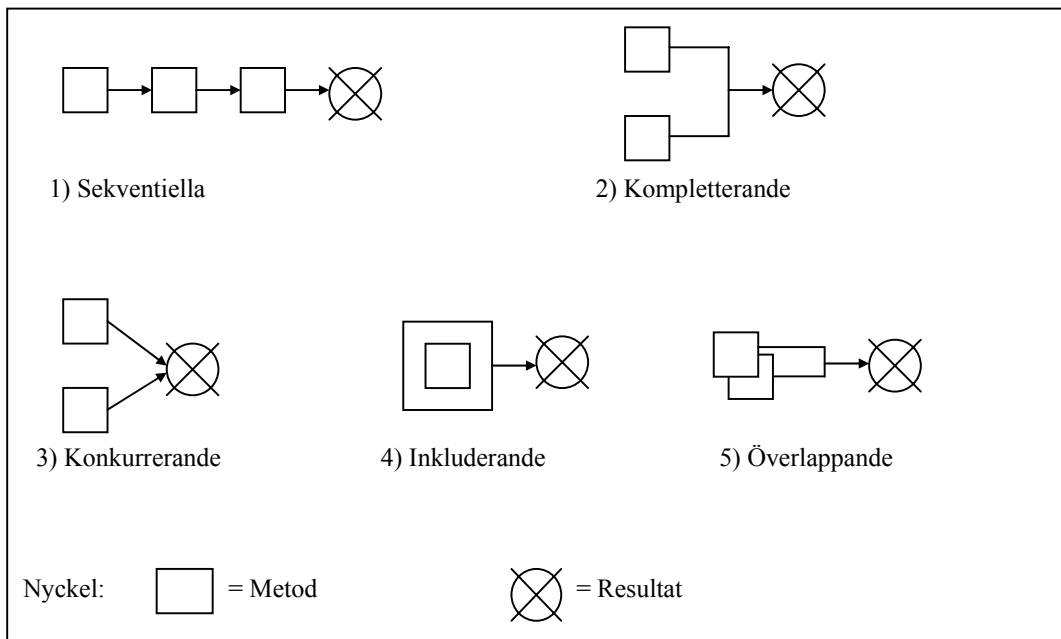
¹Undantag från detta finns givetvis, exempelvis har Dale Jorgenson i ett flertal studier estimerat parametrar för allmänjämviktsmodeller ekonometriskt (se t.ex. Jorgenson et al (1997) Jorgenson (1998)).

1.4 Förhållandet mellan olika verktyg

Det finns olika relationer mellan olika verktyg. Baumann & Cowell (1999) presenterar fem grundläggande samband. Dessa samband beskrivs som 1) sekventiella, 2) kompletterande, 3) konkurrerande, 4) inkluderande och 5) överlappande (se figur 1.1).

Flera verktyg kan alltså med fördel kombineras. Som exempel på metoder som kan användas *sekventiellt* kan nämnas substansflödesanalys (SFA) och livscykelanalys (LCA). Bouman *et al.* (1999) anser att SFA kan användas för att identifiera flöden, urskilja de mest problematiska och prova möjliga lösningars kapacitet. Därefter kan LCA användas för att värdera alternativ (produkter, material eller processer) för att identifiera eventuella negativa effekter. Ett annat exempel är sambandet mellan strategisk miljöbedömning (SMB) och miljökonsekvensbeskrivning (MKB). Resultat från en eller flera på varandra följande strategiska miljöbedömningar för policy, program och planer kan mynna i ett planerat projekt där MKB används. Resultat från tidigare SMB kan även vara användbara i MKB:n, även om målet med dessa SMB inte i första hand var att ge input till MKB-processen.

Tillman *et al.* (1997) jämför bland annat MKB och LCA i en fallstudie av avloppsvattensystem. Slutsatsen är att metoderna i det här fallet var *kompletterande* och något *överlappande*. MKB:n gav information om lokala, platsspecifika effekter som inte kom fram vid LCA:n, vilken å andra sidan gav mer information rörande globala aspekter. På den regionala nivån ansågs metoderna ge likvärdig information. De två metoderna har något olika systemavgränsningar och studerar därför inte exakt samma sak. En MKB görs för ett projekt, medan en LCA definierar en funktionell enhet, i den här studien "behandling av avloppsvatten från en personekvivalent under ett år". MKB-studien fokuserade främst på driften av systemet, medan LCA:n hade en vidare ram. Hur man på bästa sätt använder metoderna i detta fall beror dock, enligt Tillman *et al.*, på vad målet med studien är.



Figur 1.1 presenterar fem grundläggande samband mellan olika metoder. De kan vara 1) sekventiella, 2) kompletterande, 3) konkurrerande, 4) inkluderande eller 5) överlappande (modifierad efter (Baumann & Cowell 1999)).

Konkurrerande metoder finns också, även om de kan sägas komplettera varandra på de områden där de skiljer sig åt. De två energianalyserna (exergi- och emergianalyserna) är ett exempel. Båda metoderna har valt att fokusera på energianvändning, men ur två olika perspektiv. Olika systemgränser och antaganden gör att olika resultat kan nås, även om ”energi” är en gemensam nämnare.

Att en metod *inkluderar* en annan kan tolkas som att en metod kan användas inom en annan. Exempelvis kan man under utförandet av en MKB använda sig av en platsspecifik riskanalys. Inom den strategiska miljöbedömningen kan man använda sig av LCA, t ex om man vill bedöma vilken potentiell miljöpåverkan och resursanvändning som är kopplad till användandet av olika energislag innan beslut om planer rörande energi tas.

Rent generellt kan sägas att inom MKB och SMB, som båda är processer, kan flera olika analysverktyg användas. I Sverige finns det inga regler för vilka metoder som ska användas för att ta fram information och värdera den vid miljökonsekvensbeskrivningar (Boverket 1997).

Slutligen, *överlappande* metoder, vilket de flesta metoderna i praktiken på något sätt är. Exempelvis kan gränsen mellan MKB och SMB vara något flytande. Materialintensiteter (Material Intensity per Unit Service, MIPS) och LCA, som kanske kan ses både som konkurrerande och kompletterande har delar som överlappar. I flera av de miljösystemanalytiska verktygen använder man liknande metoder som i costbenefitanalys (CBA). Inom LCA beskriver man också en viss påverkan, delar in den på olika miljöhot och gör också i många fall en sammanvägning av de olika effekterna med hjälp av vikter eller monetära värderingar. I SMB kan man använda sig av en stor uppsättning verktyg, exempelvis monetära värderingsmetoder av

samma typ som används i CBA. Eftersom SMB är på en strategisk nivå är t.ex. intressant att jämföra hur en SMB för t.ex. infrastrukturinvesteringar skulle se ut, vad den skulle innehålla och inte jämfört med en CBA. En korsbefruktning mellan dessa verktyg, eller ett ömsesidigt utnyttjande av kunskap som kommit fram i utvecklandet av de olika överlappande verktygen, kan visa sig vara fruktbar.

För att verktyg ska kunna samverka med varandra finns det flera aspekter som kan behöva beaktas. Här nämns några sådana aspekter:

- Grad av platsberoende. Vissa verktyg är platsspecifika, de kräver eller genererar information som är specifik för en viss plats. Andra verktyg är helt platsoberoende, de hanterar emissioner exakt lika oavsett var de sker. Som ett kontinuerligt mellanting finns en situation som kan kallas platsberoende. En situation där det finns en viss information om var emissioner sker (exempelvis i Sverige, eller i en storstad, eller på hög höjd) men exakt information finns inte tillgänglig.
- Grad av tidsberoende. På motsvarande sätt som ovan för platsberoendet kan ett tidsberoende definieras som kan gå från tidspecifik till tidsberoende.
- Typ av jämförelse. De flesta verktyg innehåller någon form av jämförelse. Denna jämförelse kan ske mellan olika alternativ, inom ett system eller mot ett referenssystem.
- Grad av kvantifiering. Vissa metoder är helt kvantitativa, andra helt kvalitativa och däremellan finns olika semikvantitativa metoder.
- Systemgränser. Systemgränserna bestäms i stor utsträckning av vilket objekt det är som studeras enligt ovan men även andra aspekter kan styra.
- Behandlade aspekter. Ingår naturresurser, miljöpåverkan eller samhällsekonomiska aspekter?

Skillnader mellan olika verktyg med avseende på bland annat dessa aspekter kan styra om och hur verktygen kan samverka med varandra. Om två verktyg är identiska med avseende på alla dessa aspekter så är de kanske konkurrerande. Om det finns skillnader mellan dem innebär det att de besvarar olika frågor. Det kan innebära att de kan fungera kompletterande. För att de ska kunna fungera sekventiellt och inkluderande är det väsentligt att verktygen är kompatibla när information ska överföras mellan verktygen.

Ingen metod är heltäckande och sambanden mellan olika metoder kan beskrivas enligt ovan. Kombinationer av olika verktyg kan vara fördelaktiga, men även om en enda metod inte kan ge en total bild kan den i vissa situationer ändå vara tillräcklig. Det väsentliga är att vara medveten om brister och luckor samt antaganden som gjorts då resultat tolkas och används.

2. EKONOMISKA METODER MED MILJÖKOPPLINGAR

2.1 Inledning

Ekonomiska metoder/modeller med miljökoppling utgår alltid från en mer eller mindre idealiserad bild av ekonomins funktionssätt via köpare och säljare på olika marknader. Miljökopplingarna består antingen av explicita kopplingar mellan t.ex. energianvändning i olika ekonomiska aktiviteter – produktion eller konsumtion - i fysiska termer, eller av monetära värderingar av icke- eller felaktigt prissatta resurs eller förändringar i stockar.

I detta kapitel presenterar vi kortfattat några olika ekonomiska metoder/modelltyper som använts för miljörelaterade analyser. Det är naturligtvis svårt att presentera dessa metoder/modeller på ett sätt som gör att alla dess företrädare/kritiker känner igen sig. Presentationerna görs därför medvetet översiktligt, med vissa nedslag på egenskaper som vi upplever som centrala för användbarheten. En mer kritisk diskussion och vissa jämförelser återkommer i det avslutande kapitlet i rapporten.

De metoder/modeller som presenteras i detta kapitel är av tre skilda typer.

- Modeller/Metoder som, utan beteendeantaganden men med ett marknadsperspektiv, används för att analysera strukturella samband i ekonomin och dess koppling till miljön. Här återfinns framför allt Input-Outputanalyser som bygger på nationalräkenskaperna. Miljökopplingen i dessa kan i många länder göras direkt via data från miljöräkenskaperna.

- Modeller som används för att analysera förändringar som via konsumenters och producenters beteende slår igenom på marknader och via detta eventuellt på miljön. Dessa tar sin utgångspunkt i den mikroekonomiska allmänjämviktsteorin och avbildar på olika sätt hela eller delar av det ekonomiska systemet i fråga.

- Modeller/metoder som oftast används för att analysera enskilda projekt/produkter/processer med eller utan miljökoppling – CBA och LCC – där den förra oftast har ett uttalat samhällsekonomiskt perspektiv medan den senare oftast utgår från en enskild organisation.

De ekonomiska modeller som bygger på data, definitioner och avgränsningar från nationalräkenskaperna är betjänta av konsistenta energi-/miljödata för att kunna göra kopplingen mellan ekonomi och miljö. I många länder är miljöräkenskaperna utvecklade med detta intresse i fokus och det är viktigt att känna till hur de variabler, aggregeringsnivåer etc. man väljer i den ekonomiska modellen kan matchas av miljörelevanta data. Därför presenteras denna del av miljöräkenskaperna kortfattat i avsnittet om Input-Outputanalys som kan ses som en viktig del i den verktygslåda som byggs kring arbetet med miljöräkenskaper i många länder.

2.2 Input/Output-Analys

Input-Output (IO)-tabeller som ligger till grund för Input-Outputanalys (IOA) är en del av nationalräkenskaperna (NR) och används såväl för avstämningar i NR-systemet som för olika typer av analys (UN, 1999). IOA skapades av Wassily Leontief i slutet på 1930-talet (Leontief 1986).

IOA kom att användas i olika typer av ekonomiska planeringsmodeller från 1940-talet och framåt, oftast kompletterade med för- och eftermodeller av olika slag. De var även en central del i prognosverksamheten på finansdepartement och ekonomiska institut, framför allt fram till mitten på 70-talet då den Keynesianska traditionen med fokus på den reala ekonomin mer eller mindre gick i graven och kom att ersättas av modeller och analyser som fokuserade på priser, förväntningar och finansiella marknader.

I princip är IOA en statisk flersektors allmän jämviktsmodell som beskriver en ekonomi i jämvikt – dvs. där tillförsel och användning är i balans. IOA är empiriskt bestämd i och med att alla samband i modellen bygger på de av NR i de avstämde årstabellerna över BNP och dess komponenter fördelade på branscher, produkter och användningar.

Om man använder IOA som analysverktyg för förändringar så är det viktigt att komma ihåg att den endast innehåller linjära samband, vilket innebär att man har konstant skalavkastning och att priser sätts av produktionskostnaderna och att marginalkostnaderna sammanfaller med genomsnittskostnaderna. Vidare finns det inga beteendeantaganden kring hur konsumenter och producenter reagera på prisförändringar, dvs. priselasticiteterna är noll. Sammansättningen av insatsvaror och primära inputs, förändras inte då relativa priser ändras. Samma sak gäller slutlig användning. Man kan säga att IOA är en kartläggande modell som bygger på en idé om allmän jämvikt, dvs. en optimerande tankemodell ger en kartläggande analysmodell.

Typ av analyser

IOA har använts för en lång rad olika typer av analys under efterkrigstiden (se t.ex. Miller & Blair 1985). De har varit populära inslag i länders ekonomiska planering, i energistudier, i regionala analyser, handelsfrågor etc. Under senare år har just miljöexpanderade IOA fått en mer framträdande roll. En av anledningarna till detta är framväxten av miljödata som samlas in och beräknas branschfördelat inom ramen för mer eller mindre officiella eller omfattande miljöräkenskaper eller miljöinventeringar. En annan är att IOA är en förhållandevis enkel och transparent analys där resultaten går att spåra i modellen/beräkningarna.

Man kan göra många olika typer av analyser med IO-data, men i grund och botten kan den svara på frågan ”hur mycket produktion i ekonomins olika delar behövs för att tillgodose en slutlig efterfrågan på en viss produkt med X Kr”. Ur ett miljöperspektiv används detta för att, med branschfördelade energi eller emissionsdata, t.ex.:

- räkna ut energiförbrukning eller utsläpp som är kopplade till konsumtionen av en viss vara – totalt eller per Miljon kronor
- göra enklare analyser av förädlingsvärdekedjor – med utgångspunkt i miljöaspekter
- analysera importbehovet och utifrån detta analysera sannolika utsläpp i andra länder.

Under senare år har det kommit exempel på hur man med hjälp av strukturell dekomponeringsanalys försöker härleda olika bidrag till en observerad utveckling av t.ex. emissioner (de Haan 2001). Här är tanken att separera tillväxten i ekonomin, sammansättning på slutlig användning, sambanden i produktionsapparaten och emissionsintensiteter för produktionen. Denna typ av analys kräver tillgång till tidsserier av IO-tabeller i löpande och fasta priser, vilket vanligen inte finns, eftersom nya IO-tabeller endast sällan tas fram, då det är mycket kostsamt.

IOA kan även användas till mer framåtriktade analyser trots att de samband som finns i en IO-tabell avser ett visst år, givet att man kan anta att de grundläggande sambanden mellan ekonomins aktörer inte ändras nämnvärt under analysperioden. Detta innebär att IOA lämpar sig mindre bra för analyser där endogena strukturförändringar är i centrum. Det hindrar emellertid inte att man kan använda IOA för att studera effekter av exogena strukturförändringar, dvs. genom att manipulera IO-matriserna i sig.

IOA har bl.a. använts för att beräkna hur stora utsläppen av CO₂, SO₂, och NO_x skulle bli om regeringens långtidsscenario för ekonomin förverkligades, givet att inte teknologin förändras. Slutsatsen blev att det behövs en stark miljöpolitik för att motverka den utsläppsintensiva produktionsstruktur som förutsågs i långtidsscenario, om miljömålen skulle kunna hållas (Östblom, 1996). Resurseffektiviseringsutredningen använde sig av en analys av förändringen av åtgångstal för insatsvaror från femtiotalet och framåt. En slutsats var att råvaruåtgången per producerad enhet har halverats mellan 1957 och 1996, men att detta överskuggas av den ökade produktionen, vilket resulterat i att råvaruanvändningen i näringslivet ökar i absoluta tal (SOU 2001). IOA har också använts som grund för indikatorer, bl.a. inom miljöräkenskaperna. I (SCB 1998) används IOA för att ta fram indikatorer för utsläppen per varugrupp. Liknande analys används av Eva Alfredsson i hennes avhandling "Green consumption, energy use and carbon dioxide emission" (Alfredsson 2002), där IOA används för att ta fram CO₂-intensiteter för olika varor.

Indata och avgränsningar

NR producerar två typer av grundmatriser som, tillsammans med uppgifter om löner, driftsöverskott, avskrivningar och icke produktrelaterade skatter och subventioner, används för att skapa IO-tabeller. Den ena är en användningsmatris (Use) som visar hur olika inhemskt producerade produkter används som insats i producerande branscher eller går till slutlig användning (det finns en liknande för importerade produkter). Den andra är en Outputmatris (Make) som beskriver vilka branscher som producerar vilka produkter och vice versa. En IO-matris är en symmetrisk matris som är skapad av dessa två grundmatriser, dvs. den beskriver produktion och användning i termer av antingen varugrupper eller branscher. Detta görs för att få en matris som balanserar totala kostnader för en viss produkt med totala intäkter – eller att utbudet är lika med efterfrågan. Kolumn- och radsumma i matrisen skall sammanfalla.

IOA bygger på data från nationalräkenskaperna och erhåller därmed i princip samma systemgränser som dessa, dvs. den beskriver alla ekonomiska aktiviteter som utförs av konsumenter eller producenter i Sverige under året. Detta inbegriper även vissa aktiviteter utanför Sveriges territoriella gräns, t.ex. turistande i utlandet samt svenska speditörers bunkring av

drivmedel utomlands. Nationalräkenskapssystem är internationellt harmoniserade via FN och Eurostat även om det fortfarande finns vissa skillnader i t.ex. branschklassificeringar mellan det europeiska systemet och övriga världen.

Miljöräkenskaperna (MIR) är ett s.k. Satelliträkenskapssystem till nationalräkenskaperna som syftar till att etablera en direkt koppling mellan ekonomiska aktiviteter och miljöbelastning. MIR lanserades internationellt i och med FN:s revidering av nationalräkenskaperna i början på 1990-talet. En första provisorisk manual för MIR (eller SEEA som det heter hos FN) tagits fram i början på 90-talet (UN 1993). Nyligen har en mer definitiv handbok arbetats fram som kommer att publiceras inom kort (UN 2003).

De fysiska MIR vid SCB skall löpande publicera data som visar energianvändning, emissioner, avfall, miljöskatter och subventioner samt diverse nyckeltal som t.ex. relaterar emissioner till förädlingsvärde i branscher. Konjunkturinstitutets del i arbetet med MIR är framför allt att ta hand om värderingar av förändringar i miljötillståndet – från början även ta fram en miljöjusterad NettoNationalProdukt – samt att använda de fysiska data från SCB för att göra modellbaserade analyser med CGE-modellen EMEC.

Data i MIR kommer från olika källor. Den övervägande delen kommer från NR i form av ekonomiska variabler samt beräknade värden för energianvändning och miljörelaterade skatter och subventioner. Dessa vidareförädlas i vissa fall, exempelvis kompletteras bränsleförbrukning med ytterligare användningsinformation från den internationella emissionsrapporteringen vid Miljöprogrammet på SCB, eller egna beräkningar av emissioner. Vissa områden, t.ex. miljöföretag eller miljöskyddskostnader, bygger på undersökningar som görs inom MIR. Nedan illustreras de huvudsakliga områden och statistik som sammanställs/beräknas inom ramen för MIR och de år för vilka det finns data. Med 'T-1' menas att data finns beräknade i föregående års priser (år T minus ett), vilket gör att man kan skapa värden i fasta priser för ett visst referensår genom att kedja värden i löpande och 'T-1'-priser.

Figur 2.1 Data i miljöräkenskaperna

Område	Beskrivning	År
Energi	Bränslen och el, PJ	1993-2000
Materialflöden	Direkt material inflöde (DMI), ton	1987-1998
Kemikalier	Indikatorer över farliga ämnen	1996-2000
Vatten användning		1995, 2000
Luftutsläpp	CO ₂ , SO ₂ , NO _x CO, CH ₄ , N ₂ O, (NH ₃)	1993-2000 1995(1993)
Utsläpp till vatten	BOD, COD, Kväve, Fosfor Metaller	(1985-1998) 1995, 2000
Avfall*		1993, 1998
Sysselsatta	Antal anställda, arbetade timmar, antal årsarbeten, Lönekostnader	1993-2000
Miljöföretag/ Gröna jobb	Antal anställda (kön, ålder, utbildningsnivå, utbildningsinriktning, lön mm), omsättning, export, förädlingsvärde, vinstmarginal, investeringar	1998, 1999 (1995-1999, kärnbranscher)
Förädlingsvärde	T-1 och löpande priser	1993-2000
Produktionsvärde	T-1 och löpande priser	1993-2000
Import/Export	T-1 och löpande priser	1993-2000
Slutlig användning	T-1 och löpande priser	1993-2000
Skatter	Total punkt- och miljöskatt	1993-2000
Miljöskyddskostnader	Industrin Staten Kommunerna	Div år
Subventioner	Total och miljöfrämjande	1993-2000

Den specifika kopplingen mellan IOA och miljöräkenskaper leder till att IOA används för att ställa samman en rad härledda dataserier, t.ex. emissionsintensiteter per produktgrupp i privat konsumtion, enskilda sektorer eller export (Finnveden m.fl. 2001, Finnveden m.fl. 2002) samt emissioner i andra länder till följd av svensk import (SCB 2003) etc.

I en miljöexpanderad IOA är import och export av varor och tjänster av stort intresse. Såväl den totala volymen som sammansättningen på export och import påverkar allokeringen av t.ex. emissioner mellan Sverige och våra handelspartners. Det kan t.ex. innebära att ett land via importen förlägger en mer miljöbelastande verksamhet i andra länder och via importen får tillgång till dessa varor för insats eller slutlig förbrukning utan att de utsläpp denna produktion ger upphov till registreras på landet i fråga. Denna begränsning i systemgränserna i grunddata kan man komma runt i IOA.

Med tiden kommer den miljöexpanderade IOA av handel mellan länder sannolikt att underlättas av att Eurostat aktivt har arbetat med miljöräkenskaper. De flesta av medlemsländerna har idag

emissionsdata för åtminstone några år och i vissa fall finns det konsistenta tidsserier från 1990 och framåt. Eurostat samlar in, sammanställer och publicerar dessa data intermittent. Intermittenta räkenskaper för vissa naturresurser har också sammanställts. Likaså har Eurostat drivit på utvecklingen med att ta fram data kring miljöskyddskostnader och bidragit till etablerandet av data kring miljöföretag och miljöskatter. Eftersom allt detta görs inom ramen för ett satelliträkenskapssystem till nationalräkenskaperna så är det färdigt att användas i IOA och andra ekonomiska modeller som bygger på nationalräkenskapsdata.

Under senare år har intresset för IOA-härledda miljödata vuxit sig starkare, fram för allt inom LCA-världen (Lave et.al. 1995, Norris 1996). IOA är en enkel metod för att fånga en produkt över dennas förädlingsvärdekedja, vilket kan jämföras med en livscykelanalys. För att genomföra en LCA krävs ofta en tidsödande och kostsam insamling av primära miljödata kopplade till produkter/processer. Här kan IOA-beräknade energi- eller miljöintensiteter användas antingen som grova uppskattningar av enskilda produkter i en kalkyl eller för att fylla ut steg i en förädlingsvärdekedja som annars är svår att uppskatta.

I princip kan man hämta underlaget för att göra miljöorienterade IOA från SCB:s national- och miljöräkenskaper. Publiceringen av IO-tabeller har i princip legat nere sedan IO-tabellerna för 1985 publicerades. Detta kommer att förändras. Våren 2003 kommer 1995 års IO-tabell att publiceras, och denna kommer att följas av tabellen för 2000. Eftersom IOA är ett viktigt verktyg för allehanda analyser av kopplingarna mellan ekonomi och miljö så har miljöräkenskaperna vid SCB tagit fram en tidsserie med IO-tabeller för 1993-2000. Eurostat sammanställer IO-data för medlemsländerna – med en tänkt frekvens på 5 år där 1995 är den första. Dessa görs med en upplösning på ca 60 varugrupper/branscher. Förutom statistikbyråer finns det idag egentligen inga grupperingar som regelbundet samlar in och sammanställer IO-data. IO-data används däremot i olika konstellationer för olika tillämpningar, bl.a. miljöexpanderade IOA. En IOA är förhållandevis enkel att utföra, givet dagens programvara och datorer. För många tillämpningar räcker det också med att ha tillgång till de multiplikatorer och intensiteter som produceras av en IOA.

Input-outputdata tas fram vid Statistiska Centralbyrån. De används också till analyser och indikatorer på SCB. Andra användare av IO-data till IO-analyser och IO-modeller är Konjunkturinstitutet och ekonomiska institutioner vid universiteten.

2.3 Allmänna och partiella jämviktsmodeller

Allmänjämviktsmodellerna (eller CGE-modeller, Computable General Equilibrium models) utgår som namnet antyder ifrån en tankemodell där full jämvikt råder på alla marknader på lång sikt. Modellerna är utbudsbestämda i den meningen att utbudet av arbetskraft och kapital är den begränsande faktorn för ekonomin. Efterfrågan styr över den produktionsstruktur som uppkommer – vilka branscher som växer och vilka som minskar. Eftersom produktiviteten skiljer sig mellan de olika branscherna påverkas tillväxten. Med fixt arbetsutbud kan arbetskraften bara omallokeras mellan branscherna. En strukturomvandling där t.ex. tjänstesektorer växer på bekostnad av industrisektorerna, kommer därför att påverka tillväxten i negativ riktning. Det är alltså genom denna mekanism som efterfrågan påverkar BNP-tillväxten.

Allmänjämviktsmodeller kan vara både statiska och dynamiska. I miljöekonomiska sammanhang har hittills statiska modeller varit dominerande. Detta beror dels på att de är lättare att hantera, och att de kvalitét en dynamisk modell tillför inte alltid är så väsentliga för det problem man vill belysa. En annan faktor är att det ofta är väsentligt att ha en tämligen disaggregerad modell, dvs med många näringslivssektorer, för att få analyser som är relevanta ur miljösynpunkt. Dynamiska modeller avbildar ofta ekonomin på ren makronivå, med ekonomin som en enda sektor, eftersom det är svårt rent lösningstekniskt att ha en disaggregerad dynamisk modell

Partiella jämviktsmodeller används för att analysera delar av ekonomin – inte sällan efterfrågesidan. Här kan frågan vara hur samtliga eller grupper av konsumenter förändrar sin efterfrågan på olika varor då något pris eller inkomsten förändras. Ett par av standardverken om CGE-modeller är Dervis, de Melo & Robinson (1982) och Ballard et.al. (1984). För CGE-modellering med miljökopplingar, se t.ex. Bergman (1990), Konjunkturinstitutet (1999) och Konjunkturinstitutet (2002).

I en statisk CGE-modell får man endast ögonblicksbilder från startåret och slutåret. Den initiala ”chocken” av t.ex. en skatteförändring eller en förändring av världsmarknadspriserna – turbulensen som kommer av förändrade relativpriser, innan en ny jämvikt uppnåtts – beskrivs inte. I en dynamisk CGE-modell kan utvecklingsvägen från den initiala jämvikten till den slutliga jämvikten beskrivas, men lösningen som modellen presenterar är en ny jämvikt precis som i den statiska modellen. CGE-modellerna har en stark koppling till den nationalekonomiska mikroteorin (Ginsburgh & Keyzer 2002) och använder sig oftast av nationalräkenskapernas struktur och data, bl.a. IO-matriser.

CGE-modellerna har en strikt teoretisk uppbyggnad, vilket medför att de ger en mycket stiliserad bild av verkligheten. De bygger på en rad förenklande antaganden: perfekt konkurrens, perfekt information, inga stordriftsfördelar, inga externa effekter och inga kollektiva varor. Dessa antaganden är standard i grundläggande nationalekonomisk teori för att renodla analysen av sambanden i en enkel marknadsekonomi. I andra typer av modeller lättar man på dessa antaganden, beroende på vilka funktioner inom ekonomin man vill studera. Simuleringar i en CGE-modell kan inte tolkas som en prognos, eftersom det kräver en modell som tar hänsyn till viktiga imperfektioner i den ekonomi man studerar. Vidare är kalibreringsproceduren (som används för att beräkna de s.k. kalibreringsparametrarna så att ekvationssystemet klarar i basåret) av betydelse för resultaten. Ofta kalibreras modellens parametrar efter data från ett enda år, vilket innebär ett implicit antagande att ekonomin var i jämvikt det året. Om det år man valt var ett år då ekonomin befann sig i ett konjunkturellt extremläge i konjunkturen (eller temperatur- eller nederbördsförhållandena varit extrema, vilket påverkar energibehovet och -tillförseln, och i förlängningen emissionerna) så kan det ge resultatet en svårbedömd bias. Hur den policy man vill analysera, t.ex. en skatt på bränslen, påverkar ekonomin beror på vad som antas vara optimalt i utgångsläget.

Typ av analys

Allmänjämviktsmodellernas användningsområde är framförallt policysimuleringar, där man antar en viss ekonomisk utveckling för den studerade perioden (kanske baserad på en prognos från en

ekonometrisk modell) och simulerar utfallet för ekonomin givet olika policyåtgärder. Man kan också utföra konsekvensanalyser av en viss policyåtgärd och se hur den utfaller givet olika ekonomiska scenarier (olika utvecklingar av världsmarknaden etc.). Utfallet som studeras är oftast olika effektivitetsegenskaper samt välfärdsförändringar i termer av minskat eller ökat konsumtionsutrymme.

Slutåret i en simulering i en statisk CGE-modell är godtyckligt, men oftast har man skäl att anta att det tar viss tid för den studerade åtgärden att slå igenom och för ekonomin att anpassa sig till en ny jämvikt. Ett typiskt tidsspänn är därför 10-15 år, under vilket man även beskriver hur vissa exogena variabler utvecklas. I princip bygger man upp ett antal marknader där utbud och efterfrågan skall gå ihop givet de resurser som finns i ekonomin och konsumenternas preferenser. Målfunktionen i modellen är att maximera den privata konsumtionen som bestäms residualt i slutlig användning. Lösningen av modellen går i princip ut på att via iterationer i relativpriser hitta en lösning som minimerar skillnaden mellan utbud och efterfrågan på alla marknader.

CGE-modeller bygger på antaganden om beteenden hos konsumenter och producenter vid prisförändringar på marknader och de har använts för olika typer av ekonomiska policyanalyser. De har även använts för analyser med miljörelevans, t.ex. förändringar av miljöskatter eller införandet av utsläppsrättigheter.

Konjunkturinstitutets modell EMEC har använts för olika analyser med miljökoppling. EMEC är en statisk CGE-modell som har utvecklats för miljöekonomiska analyser. Den baserar sig på miljöräkenskaperna. Modellen har 17 näringslivssektorer, 19 konsumtionsvaror och tre typer av arbetskraft. Till produktion och konsumtion knyts 15 föroreningar (utsläpp till luft av CO₂, SO₂, NO_x, CO, N₂O, CH₄, NH₃ samt åtta tungmetaller). EMEC skiljer sig från merparten miljöekonomiska CGE-modeller i det att den har en disaggregerad representation av energisidan (se fig.2.2) med möjlighet till substitution mellan sex olika bränslen. Näringslivssektorernas utsläpp är kopplade via sektorsspecifika utsläppskoefficienter till användning av de sex energislagen och ett aggregat av andra insatsvaror. För hushållen är utsläppen kopplade till deras konsumtion av bränslen. Brist på data har gjort att modellen inte innefattar några funktioner för att minska utsläppen utom genom att byta mellan de olika bränsleslagen. Utsläppen i ekonomin kan därutöver minskas genom en strukturomvandling mot mindre utsläppsintensiva sektorer, eller genom minskad produktion. De simuleringar som gjorts med modellen har fokuserat på CO₂, eftersom de möjligheter som finns att minska utsläppen i modellen också är de mest centrala för denna gas. För andra utsläpp skulle analyserna kunna bli missvisande, eftersom andra, kanske mer effektiva, åtgärder för att minska utsläppen inte finns representerade i modellen. De data som behövs är dels möjliga åtgärder i olika sektorer och deras reduktionspotential, dels kostnadsfunktioner för dessa.

EMEC har använts i ett flertal statliga utredningar, bl.a. Långtidsutredningen (Konjunkturinstitutet (1999)), Klimatkommittén (Konjunkturinstitutet (2002)) och FlexMex (Konjunkturinstitutet (2003)). I en analys av de samhällsekonomiska konsekvenserna av handel med utsläppsrätter (Konjunkturinstitutet 2003) beräknas bl.a. olika utfall i försörjningsbalansen (dvs BNP plus import och dess användning) beroende på utformning av systemet av utsläppsrätter. Resultaten redovisas som reduktioner i BNP och dess komponenter jämfört med referensalternativet som är byggt på basscenariot från Långtidsutredningen 1999/2000 som innehåller antaganden om utveckling i BNP och dess komponenter för perioden 1997-2010. För

en detaljerad beskrivning av EMEC, se (Östblom 1999). En mer kortfattad beskrivning finns exempelvis i (Konjunkturinstitutet 2002). En dynamisk modell som baserar sig på EMEC har gjorts av Martin Hill i hans doktorsavhandling på Handelshögskolan (Hill 2001).

Statiska CGE-modeller med miljökopplingar har också utvecklats vid universiteten och använts i olika utredningar. Lars Bergman vid Nationalekonomiska institutionen på Handelshögskolan har arbetat mycket med olika varianter på miljöekonomiska CGE-modeller. Även på de ekonomiska institutionerna vid Umeå universitet, SLU i Umeå (Skogshögskolan) och SLU i Uppsala (Lantbruksuniversitetet) har man arbetat med CGE-modeller. Ofta utvecklas dessa modeller för ett visst syfte, och kan ”återupplivas” och modifieras om de behövs till något nytt projekt. Den kontinuitet som kan hållas vid ett institut eller en myndighet finns emellertid i allmänhet inte. Vi beskriver därför inte dessa modeller här utan hänvisar till litteraturen. En orientering om hur CGE-modeller kan se ut och användas kan innefatta t.ex. Bergman (1990, 1995), Harrison&Kriström (1997, 1996), Brännlund&Gren (1999).

På EU-nivå finns modellen GEM-E3 (General Equilibrium Model for studying Economy-Energy-Environment interactions for Europe), som är en dynamisk allmänjämviktsmodell (Capros et.al. 1997). Modellen utvecklades inom JOULE-programmet och innefattar fjorton EU-länder fjorton sektorer, tre utsläpp (CO_2 , NO_x och SO_2), kostnadsfunktioner för åtgärder (end-of-pipe) för att minska utsläppen. Det finns även versioner med endogen teknikutveckling. GEM-E3 är en utvecklad CGE-modell som innefattar flera imperfektioner, såsom imperfekt konkurrens på arbetsmarknaden och i vissa näringslivssektorer. På projektets hemsida <http://gem-e3.zew.de> finns bl.a. en länk till manualen, med omfattande beskrivningar både i text och matematisk form.

En typisk användning av en partiell jämviktsmodell ges av Skatteväxlingskommittén, där man bl.a. ville studera effekten för svenska hushåll av en höjning CO_2 -skatten kopplat till kompensationsåtgärder som t.ex. en sänkning av moms. I detta arbete byggdes några scenarier upp för prisutvecklingen för den privata konsumtionen som aggregerades till de produktgrupper som framgår av tabellen med elasticiteter ovan. Prisförändringarna över en period beräknades för olika kombinationer av CO_2 -skatt och moms.

Dessa prisförändringar kördes sedan mot de skattade pris-/budgetelasticiteterna ovan och ytterligare skattningar av budgetelasticiteter för olika grupperingar av hushåll med avseende på regional hemvist, tillgång till bil, boendeformer, disponibla inkomster, utbildning etc. Detta gjorde det möjligt att analysera det ekonomiska utfallet för olika grupperingar av hushåll och för statskassan såväl som effekter på efterfrågan på bränsle.

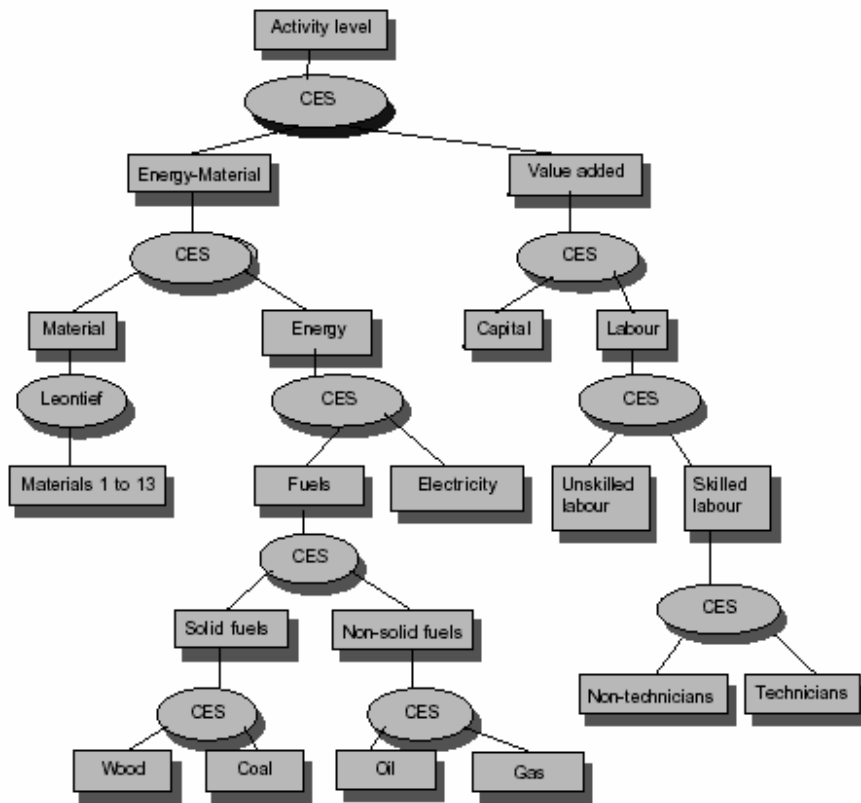
Indata

Centrala parametrar i CGE-modellerna är priselasticiteterna (eller substitutionselasticiteter), som beskriver hur priskänsliga olika aktörer är med avseende på användningen av konsumtions- eller insatsvaror eller produktionsfaktorer. Om en bransch lätt kan ersätta en viss insatsvara med en annan så är den mer priskänslig visavi den här insatsvaran – om den blir dyrare går man över till en annan. Detta gäller naturligtvis också produktionsfaktorer (framförallt arbete och kapital, men även energi kan betraktas som produktionsfaktor). Priselasticiteterna är branschspecifika och bör

skattas utifrån empiriska data med ekonometriska metoder. I de nationella modellerna skattar man i praktiken sällan dessa parametrar, utan tar de elasticiteter som är gängse.

Förutom dessa elasticiteter används makroekonomiska data samt IO-data för ett basår. Nedan illustreras systemet av produktionsfunktioner i Konjunkturinstitutets modell EMEC där insatsvaror förutom energivaror ("Material" i figuren) bestäms av samma typ av linjära produktionsfunktion som i IOA ovan, medan övriga produktionsfaktorer inklusive energi bestäms av relativpriser och kostnadsminimering för en viss produktionsnivå via nästade produktionsfunktioner – i det här fallet av typen "Constant Elasticity of Substitution" (CES), som är vanliga i denna typ av modell eftersom den tillåter skiftande substitutionelasticiteter och avkastning för produktionsfaktorerna mellan branscher. En liknande struktur finns för efterfrågesidan där konsumenter kostnadsminimerar givet en viss nyttonivå (Chung 1994, Pollack & Wales 1992).

Figure 2 The input-activity specification in EMEC



Källa: Östblom (1999)

Figur 2.2 Insatsstrukturen i EMEC

De substitutionelasticiteter som ger kostnadsminimeringen på de olika nivåerna i de nästade CES-träden hämtas som sagt från olika källor. Till detta kommer scenarioantaganden som ligger till grund för såväl baskörningen (referensscenariot) som för de policyalternativ man är

intresserad av. Antaganden för baskörningen skall ligga så nära en förväntad utveckling som möjligt. Ofta tas scenarierna från Finansdepartementets Långtidsutredningar.

I de partiella modellerna utgörs istället den större delen av arbetet ofta just av skattning av priselasticiteter för den marknad man studerar. Detta innebär stora krav på tidsserie- och/eller tvärsnittsdata. För efterfrågesystem används ofta nationalräkenskapsdata över den privata konsumtionen som då helst skall vara konsistenta över längre perioder för att ge robusta skattningar (Deaton & Muellbauer 1980; Pollack & Wales 1992). De skattade priselasticiteterna används sedan för analyser av effekter av t.ex. pris- och inkomstförändringar. Nedan visas ett exempel på hur dessa priselasticiteter kan ta sig ut (Hansson Brusewitz, 1997).

Här har man skattat priselasticiteter för 12 aggregat av icke varaktiga produkter. De markerade värdena längs diagonalen ger egenpriselasticiteterna, medan resten visar korspriselasticiteter. Som framgår är alla egenpriselasticiteter (förutom litteratur) negativa, dvs. en prisökning leder till en efterfrågeminskning. Den sista raden i tabellen anger budgetelasticiteten, dvs. hur efterfrågan förändras då budgeten/inkomsten, eller egentligen totala utgifter, förändras.

Figur 2.3 Egenpriselasticiteter för 12 produktgrupper

	Livsmedel	Alkohol	Tobak	Fritid	Litteratur	Koll.tr.	Bil, drift	El	Bränsle	Hushållstj	Kläder	Övrigt
Livsmedel	-0.662	-0.712	0.236	-0.198	0.076	-0.068	0.149	-0.329	-0.750	-0.360	0.426	-0.511
Alkohol	-0.099	-1.029	-0.388	0.202	0.049	0.025	-0.162	0.111	0.187	0.094	-0.055	0.091
Tobak	0.026	-0.283	-0.332	-0.056	-0.149	0.017	-0.082	0.102	0.057	0.049	-0.048	0.083
Fritid	0.091	1.156	-0.139	-1.144	-0.608	-0.297	-0.091	0.029	-0.587	0.141	-0.058	0.206
Litteratur	0.018	0.031	-0.120	-0.097	0.027	-0.079	0.041	0.114	-0.151	-0.345	0.039	-0.068
Koll.tr.	-0.026	0.008	0.032	-0.185	-0.239	-0.389	0.040	0.217	-0.092	0.149	-0.244	0.207
Bil, drift	0.100	-0.437	-0.275	-0.148	0.171	0.118	-0.154	-0.943	0.077	0.118	-0.431	-0.022
El	-0.048	0.081	0.125	-0.041	0.145	0.121	-0.321	-0.316	0.513	-0.097	0.216	-0.170
Bränsle	-0.035	0.095	0.055	-0.058	-0.098	-0.005	0.025	0.282	-0.101	-0.113	-0.056	-0.037
Hushållstj	-0.023	0.045	0.040	-0.005	-0.282	0.055	0.021	-0.048	-0.142	-0.526	0.093	-0.099
Kläder	0.254	-0.081	-0.075	-0.063	0.202	-0.272	-0.336	0.698	-0.317	0.518	-1.090	-0.197
Övrigt	-0.132	0.231	0.328	0.038	-0.237	0.366	0.006	-0.385	-0.231	-0.423	-0.213	-0.610
Budgetelast	0.578	1.905	0.481	1.562	0.857	0.902	0.609	0.337	0.022	1.478	1.323	1.543

Källa:Hansson Brusewitz 1997

Tabellen läses radvis så att t.ex. en prisökning med 1% på el leder till att efterfrågan på el minskar med drygt 0.3% medan efterfrågan på (bostads-) bränsle ökar med drygt 0.5%.

Systemgränser

En CGE-modell kan ges olika systemgränser. Det vanligaste är att systemgränserna sammanfaller med dem som ges av NR och IOA eftersom detta är systemgränserna för den ekonomiska politiken på nationell nivå samt för de data som behövs för att kalibrera modellen. Det finns även EU-modeller och Globala modeller med enskilda länder som mer eller mindre utvecklade delsystem i modellen.

En partiell jämviktsmodell får på samma sätt sina systemgränser av de data man använder för att skatta priselasticiteterna. Oftast är dessa baserade på nationalräkenskaper eller på nationella hushållsbudgetdata, vilket ger samma systemgränser som i CGE och IOA.

Miljökopplingen

CGE-modeller kan analysera miljöeffekter av en viss policy via bränsleförbrukningen i branscherna – den typ av data som tas fram i miljöräkenskaperna – samt förändringar i den slutliga användningen av bränslen.

I en partiell jämviktsanalys kan en miljökoppling ske på två sätt. För det första kan man fånga den direkta förändringen i efterfrågan på olika energiprodukter. För det andra kan man komma åt det indirekta miljöeffekterna av efterfrågeförändringarna via t.ex. LCA-data eller härledda data från en miljöexpanderad IOA som avser enskilda produkters emissionsintensiteter.

Vilka forskarmiljöer och andra institutioner som utvecklar och använder sig av miljöekonomiska CGE-modeller varierar ganska mycket över tiden. Några av dem som är eller har varit aktiva på den fronten är:

- Beijerinstitutet
- Handelshögskolan, Nationalekonomiska institutionen
- Konjunkturinstitutet, enheten för miljöekonomi
- SLU Umeå, Institutionen för skogsekonomi
- SLU Uppsala, Institutionen för ekonomi
- Umeå universitet, Nationalekonomiska institutionen

2.4 Ekonometriska modeller

Ekonometriska modeller består av skattade ekvationer för en eller fler ekonomiska variabler. Ett exempel kan vara en konsumtionsfunktion där konsumtionen i period t antas förklaras av exempelvis konsumtionen i perioden $(t-1)$ och inkomsten i period t och $(t-1)$. En ekonometrisk modell över Sveriges ekonomi kan t.ex. bestå av funktioner för konsumtion, investeringar, produktion (i allmänhet endast en eller två sektorer), export och import. En prognosmodell är baserad på tidsserier, medan ekonometriska modeller för andra syften också kan vara baserade på tvärsnittsdata (dvs. data för ett år, där man inte försöker skatta utvecklingen över tiden utan något annat samband, t.ex. sambandet mellan utbildning och inkomst). Det är ekonometriska skattningar som ligger till grund för pris- och utgiftselasticiteterna i tabellen ovan.

I ekonometriska modeller finns inget krav på att ekonomin ska befinna sig i jämvikt. Detta gör att t.ex. arbetsmarknaden, som ofta befinner sig i ojämvikt, ges en mer realistisk representation än i CGE-modeller. Resultaten måste naturligtvis vara konsistenta, dvs. utgifter och inkomster måste balansera, men på de enskilda marknaderna måste inte utbudet motsvara efterfrågan.

Ekonometriska studier utgår som regel inte från en deterministisk syn på samband mellan olika variabler. Den ekonomiska teorin används oftast som utgångspunkt för att formulera de samband man vill fånga men detta görs med utgångspunkt i att hitta samband mellan variabler som ligger så nära empiriska data som möjligt (Green 2003) för att på detta sätt bl.a. kunna verifiera eller förkasta hypotetiska teoretiska samband.

Det har skapats en oändlig rad av ekonometriska modeller/analyser sedan 1930-talet. Det finns ekonometriska analyser som bygger på mikroekonomisk analys (där man vill analysera priselasticiteter och rationellt agerande individer på marknader etc.) och på makroteoretisk analys (där man vill analysera ekonomisk-politiskt beslutsfattande och aggregerade marknader). Det finns också specifika modeller för de finansiella marknaderna. Många ekonometriska modeller har byggts för prognosändamål där tidsserieanalys är ett dominerande inslag. Det finns även en mängd ekonometriska analyser med miljökoppling såtillvida att de analyserar priselasticiteter och konsumenters och producenters agerande på energirelaterade marknader (Askin & Kraft 1995, Hansson Brusewitz 1997, Schmalensee & Stoker 1999, Brännlund & Nordström, 2002).

I detta sammanhang är det framför allt intressant att titta på modeller som försöker analysera ungefär samma samband som CGE-modellerna ovan, dvs. hur resursanvändningen i ekonomin förändras givet förändringar i marknadsrelaterade styrmedel. Det innebär en förhållandevis disaggregerad modell över den reala ekonomin som den definieras av en nations nationalräkenskaper. Ett sådant exempel är E3ME från Cambridge Econometrics, som är utvecklad med syfte att göra analyser av de tre E:na: Economy, Energy och Environment. Nedan beskriver vi denna modell närmare.

E3ME – ekonometrisk modell för EU

E3ME (Energy-Environment-Economy Model of Europe) är en dynamisk optimeringsmodell som skattas för diverse ekonomiska och energirelaterade variabler med hjälp av tidsserier som går 30-40 år bakåt i tiden. I modellen finns 11 bränslen som fördelas på 17 användningstyper. Ekvationerna i E3ME skattas såväl för lång- som för kortsiktiga samband vilket torde innebära att den kan användas såväl för kort- som för långsiktiga analyser/prognoser. Till skillnad från en statisk CGE-modell ger E3ME lösningar för varje år under analysperioden så att förändringar kan följas. E3ME är en integrerad modell för EU, med fullständig specifikation för varje medlemsstat (x 2 för Tyskland och Italien) samt för handel mellan medlemsstaterna.

Indata

Ekonomidata i E3ME hämtas framför allt från nationalräkenskaper i de olika länderna eller direkt från Eurostat/OECD och man följer ESA95. Man bygger modellen kring 40 producerande branscher (varav 15 tjänstebanscher) där man samlar förädlingsvärde, produktion, löner, sysselsättning, skatter, investeringar, export och import, ett knappt 30-tals konsumtionsprodukter enligt ändamål (COICOP) och 4 kategorier av offentlig konsumtion enligt ändamål (COFOG). Allt i löpande och fasta priser, f.n. med referensår 1995. På energisidan har man (i grundversionen) 11 bränslen som allokeras på 17 användare (ett aggregat av de 40 branscherna plus privat konsumtion). Till detta kommer bränslepriser och skatter. Vidare har man en Input-Outputmatris för 1995, samt konverteringsmatriser för investeringar, och privat och offentlig konsumtion enligt ändamål. Till dessa disaggregerade data, för varje land, kommer ett antal makrovariabler för ekonomi, energi och miljö samt kalibreringsdata som används för basscenarios där framför allt makroekonomiska variabler läggs in.

Systemgränser

En ekonometrisk modell kan ges olika systemgränser beroende på analys och tillgång till rimliga tidsserier. E3ME är konstruerad för att avspegla medlemsländerna inom EU, med en fullständig beskrivning av varje land (två regioner för Tyskland och Italien) samt handel inom EU via en handelspool. E3ME lutar sig explicit mot nationalräkenskapernas metodik och definitioner.

Typ av analys

E3ME används dels för EU-analyser och dels för länderspecifika analyser/prognoser. Man har använt den till en rad analyser kring CO₂-skatter, utsläppsrättigheter, Kyoto-protokollet etc. där fokus legat på olika aspekter, t.ex. tillväxt, fördelningsfrågor, utformning av policies etc. Man publicerar regelbundet s.k. ”Sectoral Prospects” som framför allt belyser tendenser inom branscher på EU-nivå med koppling till de enskilda länderna. Dessutom används den regelbundet för analyser av olika ekonomiska eller miljörelaterade frågor i England. I sina senaste inkarnationer har E3ME fått ett användarvänligt skal som är utvecklat för att modellen skall gå att köra utan särskilda modellkunskaper. I detta skal läggs makroantaganden, scenarios etc. in och resultat av körningarna kan tas ut i en rad tabeller och diagram där jämförelser kan göras på många ledder.

Miljökoppling

Modellen integrerar Ekonomi, Energi och Miljö på ungefär samma sätt som görs i EMEC. I E3ME modelleras energianvändningen dels med en aggregerad energifunktion som kopplar aktivitetsnivåer per bransch och nation till den totala stationära energianvändningen i dessa – med kompensation för teknisk utveckling som modelleras genom att väga samman bruttoinvesteringar med utgifter för FOU. Den disaggregerade energifunktionen per bransch och nation analyserar substitutionen mellan kol, eldningsolja, naturgas och elektricitet. Det finns emellertid särskilda moduler för den engelska ekonomin där man t.ex. utvecklat en ”Bottom-Up”-modul för energisektorn som optimerar energianvändningen på anläggningsnivå. Denna submodul kopplar sedan in i den aggregerade energisektorn i modellen där förändringar i energipriser och annat fångas upp.

Utvecklingsmiljö

E3ME är utvecklad av och underhålls av Cambridge Econometrics som är en avknoppning från Department of Applied Economics vid University of Cambridge. Modellen har till stor del utvecklats med hjälp av forskningspengar från EU.

2.5 Cost-benefitanalys

Cost-benefitanalys eller kostnads-nyttoanalys är en metod för utvärdering av projekt, där man försöker kvantifiera kostnader och nyttor med projektet för att på så sätt utvärdera om projektet är värt att genomföras. Huvudsyftet med en cost-benefitanalys (CBA) ”is to help select projects and policies which are efficient in terms of their use of resources” (Hanley and Spash 1993). Begreppet CBA används ibland som synonymt med konsekvensanalys i allmänhet, där man ställer fördelar och nackdelar med ett projekt mot varandra. Den striktare definitionen, och den som avses här, innebär att nytta och kostnader mäts i monetära termer, dvs. man värderar alla

aspekter i pengatermer, så att detta kan jämföras med rent ekonomiska kostnader och vinster. Analysen antas ge en bild av den samhällsekonomiska nyttan med ett projekt, dvs. både monetära och icke-monetära kostnader och nyttor för *alla* aktörer som påverkas av projektet. Den är således mer omfattande än t.ex. en företagsekonomisk vinstkalkyl. Ett vanligt användningsområde är som beslutsunderlag för en offentlig aktör, t.ex. en kommun eller en myndighet.

Allmän beskrivning av metoden

De huvudsakliga stegen i en CBA är:²

1. Definition av projektet
Definitionen inkluderar en beskrivning av den omallokering av resurser som projektet ger upphov till samt identifiering av aktörer som berörs av projektet.
2. Identifiering av följder av projektet
Exempelvis åtgång av resurser (material, arbetskraft mm), påverkan på miljön via utsläpp, effekter på t.ex. fastighetsvärden, påverkan på landskapet som inte reflekteras i förändrade fastighetsvärden, påverkan på företag och individer etc.
3. Bestämna vilka följder som är ekonomiskt relevanta
Detta beror på vilka företeelser som är signifikanta i samhällets välfärdsfunktion. Positiva följder är sådant som ökar kvantiteten eller kvaliteten av sådant som ger en positiv välfärd, eller som minskar priset på sådana företeelser, medan negativa följder är det motsatta. Miljöpåverkan av ett projekt är signifikant om de a) påverkar välfärden hos minst en person i den relevanta populationen och b) förändrar kvalitets- eller kvantitetsnivån på någon positivt värderad vara eller tjänst.
4. Fysisk kvantifiering av de relevanta följderna
Specifikation i form av fysiska kvantiteter: kg material som åtgår, antal individer från olika arter som påverkas etc.
5. Monetär värdering av de relevanta effekterna
För att göra de olika fysiska följderna jämförbara behöver de uttryckas i en gemensam enhet. Denna enhet är i CBA pengar. För varor och tjänster som säljs på en marknad med perfekt konkurrens är marknadspriser en god indikator för den marginella samhällsnyttan (marginal social benefit) eller den marginella samhällskostnaden (marginal social cost). Men i många fall är marknadspriset en dålig indikator för detta. Huvudsakligen tre fall kan urskiljas: a) imperfekt konkurrens b) statlig intervention av marknader c) frånvaron av en marknad. I dessa fall får man använda sig av skuggpriser, dvs. skattade värden som ska reflektera resursens knapphet. Det sistnämnda fallet, att ingen marknad existerar för varan/tjänsten i fråga, gäller ofta för miljövaror och -tjänster. Se nedan under Indata för en listning av metoder för att skatta priser för dessa.
6. Diskontering av kostnads- och nyttoflödena
De värden man fått fram skall sedan konverteras till nuvärde, vilket beror på den tidspreferens som människor ger uttryck för i sitt handlande. Tidspreferensen uttrycks i en ränta, diskonteringsräntan.

² För en beskrivning av de olika stegen, se Hanley&Spash (1993).

7. Nyttouvärdetest (Net Present Value (NPV) test)

Nyttouvärdet är lika med summan av de diskonterade nyttofaktorerna minus summan av de diskonterade kostnaderna. Om denna differens är positiv har projektet ett positivt samhällsekonomiskt värde och projektet är värt att genomföra. Ett alternativt sätt att uttrycka NPV för ett projekt är nettonuvärdeskvoten, dvs. kvoten mellan summan av de diskonterade nyttofaktorerna och summan av de diskonterade kostnaderna. Om denna kvot är större än ett (1) så är projektet värt att genomföra.

8. Känslighetsanalys

I detta steg görs beräkningar av hur utfallet skulle bli om vissa nyckelparametrar skulle förändras. Nyckelparametrar kan vara bl.a. diskonteringsräntan, fysisk kvantitet och kvalitet av inputs och outputs och skuggpriser för dessa, samt projektets livslängd.

Det är viktigt att tydligt visa hur olika grupper drabbas respektive gynnas av det tänkta projektet. Om vissa grupper drar nytta av projektet på andras bekostnad, kan man också ta upp möjligheterna till kompensation för de förfördelade grupperna. Andra aspekter som kan behöva uppmärksammas är skatteeffekter, skillnaden mellan finansiella och reala kostnader för de olika aktörerna och hur avgifter ska tas ut på ett optimalt sätt.

Vissa saker kan vara behöva hanteras i särskild ordning när man praktiskt ska genomföra en costbenefit-analys för en specifik aktör. Nyttosidan i en CBA består ju av samhällets totala nytta. Men om det är en enskild aktör kan den totala samhällsekonomiska nyttan vara irrelevant att jämföra med de kostnader den egna organisationen får bära. Man kan därför behöva spalta upp nyttor och kostnader på ett annat sätt än enligt regelboken. Exempelvis räknas transfereringar inte som en kostnad i makroekonomiskt perspektiv, eftersom det bara är en överföring av pengar från en del av ekonomin till en annan. Ur den enskilda aktörens perspektiv – det kan vara t.ex. ett landsting eller en kommun – är det emellertid något som betalas ut från den egna kassan, och även om det kan uppstå stora vinster i andra delar av systemet, så kanske det inte är något som syns i landstingets eller kommunens finanser. Då kan det vara bra att göra två uppställningar, en ur samhällsnyttans och en ur den enskilda aktörens perspektiv. Om vinsterna faller på en annan sektor än den där kostnaderna uppstår, så är detta ett politiskt problem och bör lyftas till den nivån.

CBA är simulerande, dvs. det är en kartläggning av konsekvenser av ett visst projekt. Både fysiska och ekonomiska flöden kartläggs och utvärderas. CBA är inte i sig ett verktyg för att göra framtidsstudier, utan fokuserar på att analysera projekt. För att göra en CBA krävs emellertid att man använder sig av scenarier: eftersom man studerar hur ett visst beslut kommer påverka olika ekosystem och aktörer även framåt i tiden, måste man ha ett referensscenario, en trolig utveckling om projektet inte genomförs, att jämföra med för att kunna utvärdera projektet.

Eftersom en CBA-analys oftast inte görs med hjälp av en matematisk modell, finns det ingen formaliserad beskrivning av tiden i detta verktyg. Men däremot innefattar analysen påverkan från det studerade projektet framåt i tiden, och kräver således en beskrivning av hur denna påverkan sker över tiden och hur kostnaderna förändras över tiden. Dessa kostnader diskonteras till nuvärde för att få fram en nettonuvärdeskvot (se ovan under steg 7, nettonuvärdetest).

Vilken typ av system studeras i en CBA?

Det system som studeras är aktiviteter som hör samman med ett strategiskt beslut, policy, plan, program eller projekt. Detta brukar i CBA-sammanhang sammanfattningsvis benämnas projekt. Om projektet är avverkning av ett skogsområde så innefattar analysen alla aktörer som kan tänkas påverkas av att skogsområdet huggs ner. Det kan således vara närboende som nyttjar skogen om rekreationsområde, företag som gör ekonomisk vinst på avverkningen och företag som tjänar på att skogen finns (t.ex. ägare av friluftsanläggningar), jägare och turister. Området kan också generera nytta bara genom att finnas, även för folk som inte nyttjar det (existensvärde) och ge hemvist åt flora och fauna (biodiversitetsvärde, optionsvärde). Projektet i fråga kan vara i vilken skala som helst, från ett kommunalt beslut att bygga en lekpark till ett regeringsbeslut att öka skatten på koldioxid.

De aspekter som utreds är i första hand de ekonomiska, miljö- och välfärdsmissiga konsekvenserna av det studerade projektet. De miljömässiga konsekvenserna värderas ur ett antropocentriskt perspektiv, och i någon mening är det alltså de välfärdsmissiga aspekterna av miljöpåverkan som beaktas. Värdet av biologisk mångfald ges sålunda av det värde människor åsätter det. Detta behöver inte vara ett nyttjandevärde, utan kan avse enbart att man tycker att det är viktigt att den biologiska mångfalden bevaras. Men om ingen bryr sig om att några sällsynta skalbaggar försvinner och de inte har någon påvisbar effekt på något som har ett ekonomiskt värde, så har de heller inget värde i cost-benefitkalkylen.

Utöver rent ekonomiska och miljömässiga aspekter så kan även andra välfärdsmissiga aspekter ingå, så beaktas t.ex. trafikolyckor och buller inom infrastrukturplaneringen.

Vad behövs för att kunna genomföra en CBA?

De orsakssamband som behövs för en CBA är dels en beskrivning av projektets miljöpåverkande aspekter, t.ex. utsläpp och intrång, och sambanden mellan denna påverkan och effekter i naturen och på människor. Exempelvis ger ökade utsläpp av kväveoxider upphov till övergödning av mark och vatten, med biodiversitetsförluster och försämrade rekreationsmiljö som följd, samt till försämrade luftkvalitet, med hälsoeffekter som följd. Dessa orsakssamband är rent naturvetenskapliga. Idealt sett kan de uttryckas i en matematisk relation, s.k. dos-responsfunktioner. De ligger till grund för de monetära värderingarna. En annan typ av orsakssamband är hur projektet påverkar olika ekonomiska aktörer, både företag och hushåll.

En cost-benefitanalys kan göras på olika sätt beroende på vilket projekt som analyseras. I det vanligaste fallet är det ett konkret projekt som studeras, t.ex. ett vägbygge eller ett marksaneringsprojekt. För ett sådant, lokalt eller regionalt begränsat projekt, som inte har effekter på hela samhällsekonomin och inte påverkar priserna, kan analysen göras relativt rättframt (vilket inte behöver betyda att det är enkelt!) genom att kvantifiera positiva och negativa effekter, värdera dessa och jämföra kostnads- och nyttsidan. I det fall en nationell åtgärd studeras, t.ex. en höjning av CO₂-skatten, påverkas relativpriserna, vilket kan få efterverkningar på hela samhällsekonomin. I ett sådant fall bör analysen göras i en ekonomisk modell för att få med allmänjämviktseffekterna (påverkan på andra marknader/branscher p.g.a. den förändrade prisbilden). I sådana modeller behövs data över ekonomiska samband, såsom priselastisiteter, som beskriver hur de ekonomiska aktörerna reagerar på den förändrade prisbilden.

För en cost-benefitanalys i miljösammanhang krävs både ekonomiska och miljömässiga indata. Schematiskt är det följande typer av data som behövs för att genomföra en fullständig CBA:

- *Projektets påverkan på miljön i kvantitativa termer*
T.ex. kilo utsläpp som genereras eller minskas pga. projektet, hektar markyta som hårdgörs, mått på buller inom ett visst område, mått på förändring av luftkvaliteten etc.
- *Projektets direkta påverkan på ekonomin*
T.ex. kostnader för att genomföra projektet, kostnader och besparingar på andra områden om projektet genomförs, vinster och förluster för berörda marknadsaktörer
- *Effekter från miljöpåverkan på ekonomin och välfärden*
Påverkan från deposition av utsläpp, förändrad luftkvalitet, markanvändning etc. på ekosystem, hälsa och realkapital (maskiner och byggnader).
- *Monetär värdering av effekterna*
Effekter på marknadsförda varor och tjänster (t.ex. korrosion av fordon och byggnader, hälsoeffekter som minskar arbetskraftsutbudet, kostnader för sjukvård, skördebortfall, minskad tillväxt av timmer) kan värderas med marknadspriser. Effekter på icke marknadsförda varor och tjänster (t.ex. välfärdsaspekter på hälsoeffekter, minskad biodiversitet, minskad tillgång på bär och svamp, försämrade rekreativmiljöer) kan värderas med
 - a) marknadspriser på jämförbara tillgångar
 - b) priser skattade från hypotetiska marknader (stated preferences), t.ex. betalningsviljestudier (contingent valuation) och stated choice-metoder (ex. contingent ranking)
 - c) priser skattade från beteendestudier (revealed preferences) såsom resekostnadsmetoden och hedoniska prisstudier.För en genomgång av dessa värderingsmetoder, se t.ex. (Hanley and Spash 1993; Johansson 1993; Garrod and Willis 1999). För en beskrivning av betalningsviljestudier (contingent valuation method, CVM) se (Mitchell and Carson 1989). I (Johnson and Johnson 1990) diskuteras värderingsmetoder och deras svagheter och styrkor.

Aspekter på CBA som metod

CBA kan, som nämnts ovan, i vissa sammanhang användas synonymt med konsekvensanalys i största allmänhet. I detta fall är det naturligen inte särskilt väl definierat. Men i den mer stringenta mening som vi diskuterat här är CBA tämligen väl definierat. Det finns en stor erfarenhet av att använda CBA i policysammanhang bl.a. i USA och Storbritannien. En CBA förväntas följa i stort sett den procedur som beskrivits ovan, med vissa variationer beroende på hur detaljerad analysen behöver vara och vilken nivå projektet befinner sig på (lokal, regional, nationell, internationell). Det finns däremot inget fastslaget ramverk på samma sätt som för t.ex. LCA och miljöledningssystem.

Fördelningsaspekter är en fråga som ofta diskuteras i samband med CBA. Om man gör en monetär värdering med en realistisk budgetrestriktion så kommer den fattiges nytta väga mindre än den rikes, eftersom hon inte har möjlighet att betala lika mycket för att uppnå en viss välfärd.

Detta kan hanteras på olika sätt: att använda sig endast av genomsnitt över inkomstgränserna eller genom att vikta de olika inkomstgruppernas värden vid sammanvägningen.

Styrkan i CBA är att det ger ett överskådligt och transparent beslutsunderlag. Stegen i analysen går lätt att följa och antagandena är (ska vara) tydligt redovisade. Använt på ett konsekvent sätt ger det också konsistens mellan bedömningarna av olika projekt.

Svagheten i CBA är det stora databehovet samt osäkerheten hos både fysiska orsakssamband och monetär värdering. Databehovet är stort både i stegen med den fysiska kvantifieringen och den monetära värderingen. För många effekter är de naturvetenskapliga sambanden osäkra eller i alla fall svåra att kvantifiera. Den monetära värderingen stöter inte på samma svårigheter - här är det mera giltigheten hos metoden som sådan som ifrågasätts. En vanlig kritik är att man mäter en flerdimensionell verklighet i en enda dimension, dvs pengar. Robustheten i skattningarna ifrågasätts också, liksom det antropocentriska perspektivet – rent ekologiska värden som inte kan påvisas ha någon direkt effekt på ekonomi eller rekreationssupplevelser kan vara svårt att värdera för gemene man. De som talar för värdering och CBA påpekar ofta att man ändå i slutändan måste göra någon typ av värdering – åtgärderna/projekten kostar en viss summa pengar och när man beslutar sig för om det är rimligt att genomföra projekten för den kostnaden så gör man en implicit värdering. Se t.ex. (Foster 1997) för en genomgång av argumenten för och emot monetär värdering, (Hanley and Spash 1993) för en diskussion kring CBA och (Nyborg 2002) för en kritisk betraktelse över CBA.

Den intensiva diskussionen har emellertid fört med sig att värderingsmetoderna har utvecklats påtagligt under de senaste 10 åren. Kostnaden för att ta fram data kan vara stor i de fall man inte kan överföra värden från tidigare studier från andra projekt på andra platser (s.k. benefit transfer). Huruvida benefit transfer kan användas med giltiga resultat är omtvistat. Även på detta område pågår en intensiv forskning. En metod är att göra funktionstransfer, vilket innebär att man inte bara använder punktestimaten av betalningsviljan från andra studier, utan beräknar nya värden baserat på förutsättningarna på för det aktuella projektet. Det kan till exempel gälla att räkna om hälsoeffekterna för storlek och åldersstruktur på befolkningen och skala om betalningsviljevärdena efter genomsnittsinkomsten. För platsspecifika effekter, som t.ex. intrång i en naturmiljö vid ett vägbygge, måste ofta specifika värderingsstudier, t.ex. en betalningsviljestudie, genomföras vilket är både kostsamt och tar tid. För effekter av mer generell art, typ effekter av luftutsläpp, kan standardvärden för olika typer av omgivning (landsbygd, mindre tätort, större tätort) användas. Detta görs bl.a. i infrastrukturplaneringen (se t.ex. (SIKA 2002)).

Vilka verktyg som kan användas i en cost-benefitanalys beror på vilken typ av projekt det är som ska studeras. Problemets art och tillgången till lämpliga modeller bestämmer om sådana ska användas. Är projektet exempelvis ett kraftverksbygge kan naturligtvis energimodeller/metoder vara användbara. Som redan nämnts kan CBA med fördel kopplas till simuleringar i allmänjämviktsmodeller när projektet ifråga är så stort att det kan ge inverkan på priserna. Här finns också en koppling till miljöräkenskaperna eftersom de ger input till miljöekonomiska modeller. Även partiella jämviktsmodeller och ekonometriska modeller ligger nära till hands att använda i relevanta fall. Mycket av den information som tas fram i en LCA eller en LCC kan vara användbart i en CBA, men verktygen som helhet har ett annat fokus än CBA.

Konkreta exempel kan man hitta från många länder, framförallt USA, Canada, Storbritannien, Norge och Sverige. I (Navrud 1992) finns en visserligen gammal, men ändå intressant

sammanställning av värderingsstudier i ett antal europeiska länder. I Sverige görs cost-benefitanalyser framförallt i infrastruktur- och transportsammanhang, men det finns även talrika studier över olika typer av rekreationsmiljöer (skog, kust, fjäll och skärgård). För en sammanställning av svenska värderingsstudier, se (Söderqvist 1996) samt kommande sammanställning av Söderqvist för Naturvårdsverket. Inom infrastrukturplaneringen görs regelbundet cost-benefitanalyser. Vägverket har en databas över dessa. För en sammanställning och beskrivning, se (Persson and Lindqvist 2003).

ExternE – Externalities from Energy – är ett projekt på EU-nivå där man värderar miljöpåverkan från energiproduktionen. Man följer en impact-pathway metodik – dvs. i stort sett densamma som beskrivits ovan – och värderar skador på bl.a. jordbruksproduktion, hälsa och realkapital (korrosion av material). Metodiken beskrivs i (European Commission 1998).

Möjlig utveckling av verktyget

I cost-benefitanalys använder man sig ofta av värden som är framtagna i betalningsviljestudier (CV-studier). Eftersom det är dyrt och tar tid att genomföra en CV-studie använder man ofta redan framtagna värden. Dessa värden behöver i allmänhet anpassas till den nya situationen, eftersom den ursprungliga studien gjordes för något annat ändamål (s.k. benefit transfer). Ett problem man då stöter på är att det inte finns tillräckligt många CV-studier, och framförallt inte tillräckligt många som håller den kvalitet som CV-experterna kräver av en studie idag. Det behövs därför många nya CV-studier så att det finns tillgång till väl underbyggda värden på olika miljötillgångar och miljöpåverkansfaktorer. När man använder dem bör man ta hänsyn till den kunskap som finns om hur man bör göra en benefit transfer (se litteraturtips på ExternE:s hemsida, <http://externe.jrc.es>).

Det finns två frågor som det bedrivs ganska livlig forskning om idag, som är särskilt relevanta ur myndighetsperspektiv. Det gäller dels metoder för benefit transfer, och dels utveckling av andra värderingsmetoder än den som nu är den mest använda, dvs CV-metoden. Choice modelling, en metod som liknar de rankningsmetoder som transportekonomerna länge använt sig av, har i flera studier visat sig ge robusta resultat (se t.ex. (Hanley et al. 1998; Carlsson 2001; Hanley et al. 2001; Morrison et al. 2002; Alpizar et al. 2003)).

Forskningsmiljöer

Det finns en rik litteratur kring cost-benefitanalys. En klassiker som ger den grundläggande teorin är (Bohm 1988). Andra exempel på bra böcker om cost-benefitanalys och värdering har nämnts i texten.

Här nedan listas i alfabetisk ordning några av de forskarmiljöer, framförallt svenska men också några nordiska, som arbetar med CBA på miljöområdet:

- Aarhus universitet, institutionen för statskunskap.
Miljöekonomi, cost-benefitanalys.
- Beijerinstitutet.
Värderingsstudier, betalningsviljestudier (CVM).

- Göteborgs universitet, institutionen för nationalekonomi. Miljöekonomi. CBA-hjelpdesk för SIDA.
- Högskolan i Dalarna, institutionen för nationalekonomi. Spec. transportekonomi, miljöekonomi, turism.
- Högskolan i Karlstad, institutionen för ekonomi. Kurser i CBA.
- Konjunkturinstitutets miljöekonomienhet. Miljöräkenskaper; nationell cost-benefitanalys, miljöekonomisk allmänjämviktsmodell.
- Miljøverndepartementet, Norge.
- MTT Agrifood Research, Finland. Avd för miljöekonomi.
- Norges Lantbrukshögskola. Värderingsmetoder, värderingsstudier. Benefit transfer.
- SIKA, Statens Institut för Kommunikationsanalys. Institutet ansvarar för ASEK (Arbetsgruppen för SamhällsEkonomska analyser), som tar fram riktlinjer och kalkylvärden för CBA på transportområdet på regeringens uppdrag.
- SLU Umeå, institutionen för skogsekonomi. Miljöekonomi. Värderingsmetoder, speciellt betalningsviljestudier (contingent valuation method, CVM).

2.6 Livscykelkostnadsanalys, LCC

Livscykelkostnad, LCC, är en metod för att bedöma en produkts eller ett produktionssystem totala kostnad under hela dess livscykel (Dahlén and Bolmsjö, 1996). Resultatet ges i ekonomiska termer och kan användas som ett stöd för ekonomiskt beslutsfattande, exempelvis inom produktion eller upphandling.

Metoden användes ursprungligen (på 1950-60 talet) av det amerikanska försvaret för upphandlingsändamål (Huppés, 2003). Därigenom kunde hänsyn tas till fler kostnader än själva priset av en vara. Detta blev särskilt betydelsefullt då det framgick att kostnaden för drift och underhåll av typiska vapensystem uppgick till så mycket som 75% av den totala kostnaden för systemet (Aseidu och Gu, 1998).

LCC syftar till att optimera kostnaden för fysiska tillgångar under den tid de används, genom att försöka identifiera och kvantifiera alla signifikanta kostnader genom nuvärdesberäkning (Woodward, 1997). Kostnader och förmåner utanför den bestämda tidshorisonten ignoreras (Norris, 2001). Metoden kan användas som en prognos för att uppskatta kostnaden av ett system innan det tillverkas eller köps in. Den framtida kostnaden, exempelvis för användning och avfallshantering, beräknas med hjälp av nuvärdesberäkning.

Det finns idag inga standardiserade riktlinjer för vilka kostnader som skall ingå i LCC, eller hur analysen skall genomföras. De kostnader som inkluderas i analysen beror på vilken beskrivning av metoden som används. Den livscykel som analyseras är den ekonomiska livstiden för systemet. Detta kan vara tiden från utveckling, inköp, användning och kvittblivning (Woodward,

1997). Det kan också vara den ekonomiska livstiden under enbart användningsfasen, exempelvis tre år för en dator (Norris, 2001). De aktiviteter som inkluderas är de som orsakar direkta kostnader eller förmåner för beslutsfattaren under den ekonomiska livstiden för investeringen, orsakat av denna (Norris, 2001). De indata som behövs är de kostnader som uppstår under den definierade livscykeln, för exempel se nedan. Då analysen är utvidgad till att innehålla även miljökostnader, behövs exempelvis kostnader för miljöskatter och avfallshantering (Senthil et al, 2003).

Tabell 2.7.1 visar en indelning av kostnader i fyra olika typer (Norris, 1999). De kostnader som ingår i en traditionell LCC är interna kostnader, både direkta (typ 1) och indirekta (typ 2) (Norris, 2001). I en mer omfattande LCC kan även betingade (typ 3) och obestämda (typ 4) kostnader ingå, även dessa kostnader bärs av företaget. Externa kostnader (typ 5) ingår enligt denna beskrivning inte i LCC. Däremot ingår de i verktyget Total Cost Assessment (TCA), vilket är en utvidgning av LCC (Norris, 2001). För mer information om TCA, se nedan.

Tabell 2.7.1. Typer av kostnad (Norris, 2001 baserad på CWRT, 1999)

Typ av kostnad	Beskrivning
Typ 1: Direkt	Direkta kostnader av kapitalinvesteringar, arbetskraft, råmaterial och avfallshantering. Återkommande och icke återkommande kostnader kan inkluderas. Både kapital och underhållskostnader ingår.
Typ 2: Indirekt	Indirekta kostnader som inte är allokterade till en produkt eller process. Återkommande och icke återkommande kostnader kan inkluderas. Både kapital och underhållskostnader ingår.
Typ 3: Betingade	Betingade kostnader som böter, kostnad för påtvingad sanering och skadestånd.
Typ 4: Obestämda	Kostnader som är svåra att mäta. Denna typ av kostnader inkluderar kostnader för lojalitet från kunder, arbetsmoral, de anställdas hälsa samt företagets profil.
Typ 5: Externa	Kostnader som bärs av andra parter än företaget (t.ex. samhället)

Genom att ta med Obestämda (typ 4) och framför allt externa kostnader (typ 5) så upplöses sannolikt den analytiska distinktionen mellan LCC/LCACE och CBA. Ur ett organisationsperspektiv är det emellertid oklart hur dessa kostnadsposter i praktiken skulle viktas gentemot de interna kostnaderna (typ 1-3) som påverkar resultat- och balansräkningar direkt.

Styrkor och svagheter

Metodens styrkor och svagheter beror på definitionen av metoden. Det är en fördel att analysen kan anpassas till den aktuella situationen, men det kan också vara en nackdel att inte ha en bestämd mall att gå efter. Även de resurser som krävs för att genomföra analysen beror på den beskrivning som används.

LCC i kombination med andra verktyg

Det finns en del metoder utvecklade för att inkludera miljöaspekter i LCC, exempelvis Senthil et al (2002, 2003) samt Aseidu och Gu (1998). Senthil et al (2002) har tagit fram metoden Life Cycle Environmental Cost Analysis (LCECA) där följande miljörelaterade kostnader inkluderas:

- Kostnader för kontrollera utsläpp

- Kostnader för att behandla utsläpp
- Kostnader för avfallshantering
- Kostnader för att implementera ett miljöledningssystem
- Kostnader för miljöskatter
- Kostnader för återställande (kostnader för skador, exempelvis hälsoeffekter och olyckor)
- Energikostnader
- Kostnadsbesparingar genom återvinning och återanvändning.

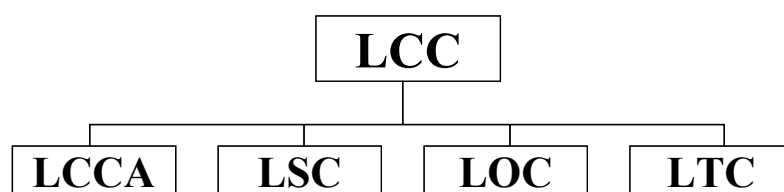
LCECA är i princip en företagsbaserad motsvarighet till det som inom miljöräkenskaper kallas för SERIEE (fransk akronym för System for the Collection of Economic Information on the Environment), dvs. räkenskaper för att lyfta fram miljörelaterade kostnader/intäkter/aktiviteter som redan finns i nationalräkenskaperna. Flera av de kostnadsposter som redovisas här skulle ingå i det som kallas Miljöskyddskostnader.

TCA (Total Cost Assessment) är också utvecklad för att inkludera miljökostnader. I TCA kan både obestämda och externa kostnader (typ 4 och 5 ovan) inkluderas i analysen. Direkta och indirekta kostnader (typ 1 och 2 ovan) kan inkluderas från en vanlig LCC i TCA.

Det finns även exempel på hur LCC kan kopplas till LCA, se exempelvis Norris (2001), Schmidt (2003) samt Rebitzer och Hunkeler (2003).

Ett konkret exempel

LCC används både inom offentlig och privat verksamhet. Försvarets materielverk, FMV, är en av de svenska myndigheter som använder LCC vid upphandling. FMV definierar LCC som kostnaden under utveckling, inköp, användning, underhåll och avveckling. Livslängden är den tid, under vilket systemet används (FMV, 2002). I den modell som används byggs LCC upp hierarkiskt i ett antal olika nivåer, där den högsta nivån är livslängdskostnaden för det studerade systemet (LCC i Fig 2.7.1). På varje nivå förekommer ett eller flera kostnadselement, som i sin tur består av fler element. Följande figur visar den första och den andra nivån:



Figur 2. Kostnadselement i LCC (FMV, 2002)

Där:

LCCA= Life Cycle Cost Acquisition, kostnad för utveckling och anskaffning av aktuellt system/materielobjekt,

LSC= Life Support Cost, kostnad för drift och underhåll av systemet, såväl utveckling och anskaffning av resurser som det framtida genomförandet,

LOC= Life Operation Cost, kostnad för operativ drift av systemet, såsom energi- och försörjningskostnader,

LTC= Life Termination Cost, kostnad för avveckling och kassation av systemet. LTC kan även vara en intäkt.

Mer information

En arbetsgrupp inom SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) arbetar med att ta fram riktlinjer för LCC (Rebitzer och Seuring, 2003). Inom försvaret används LCC för upphandling av materielsystem, både i Sverige och internationellt. För dessa ändamål finns handböcker utarbetade, se exempelvis FMV (2002).

Det finns en hel del sidor på Internet där LCC presenteras. En av dem är EU projektet DANTES' hemsida (<http://www.dantes.info>) där det även finns en del länkar till andra hemsidor med olika LCC modeller. Mer information om Total Cost Assessment finns exempelvis hos American institute of chemical engineers (Aiche) och Center for Waste Reduction Technology (CWRT). Se även hemsidan www.aiche.org/cwrt/projects/cost.htm.

3. ENERGI- OCH ENERGIEKONOMISKA MODELLER

När vi skriver om energimodeller i detta kapitel menar vi modeller av olika tekniker för energiförsörjning och -användning. De inkluderar tekniska aspekter som bränsleval och verkningsgrader. I regel inkluderar de också ekonomiska aspekter som investeringskostnader och bränslepriser.

Energimodeller utvecklas ibland för att prognostisera energisystemets utveckling. De båda oljekriserna under 1970-talet visade hur vanskliga den typen av förutsägelser är. Oljepriset steg kraftigt och oväntat i två omgångar. Som resultat bröts den tidigare trenden av snabbt ökande energianvändning, och förbrukningen av olja sjönk. Insikten om att framtiden kan vara full av överraskningar sänkte tilltron till prognoser som metod för att studera framtiden. Men prognostiserande energimodeller kan fortfarande användas för att beskriva en framtid utan avgörande trender. Energimodeller används också i praktiken ofta för att försöka förutsäga hur ett energisystem kommer att reagera på en förändring: en lagändring, en förändrad energiskatt eller annat styrmedel, av- eller omreglering av energimarknader, införandet av en ny teknik mm. Sådan kunskap är viktig som underlag för diskussion och beslut, men i princip är den lika osäker som renodlade prognoser.

Energimodeller kan utvecklas för att beskriva olika möjliga framtider för ett energisystem. En beskrivning av en överraskningsfri framtid, utvecklad med en prognostiserande energimodell, kan ofta vara relevant som grundscenario i en sådan studie. Scenarier av det egna energisystemet kan göras för att illustrera olika utvecklingslinjer som beslutsfattare kan välja mellan (Mattsson & Wene 1997). Externa scenarier bidrar till beslutsfattarnas beredskap inför möjliga utvecklingar i omvärlden, eller för att illustrera hur utfallet av ett visst beslut beror på hur omvärlden utvecklas (Unger & Alm 2000).

Energimodeller har också använts i normativt syfte, exempelvis för kommunal och annan långsiktig energiplanering (Wene & Andersson 1983, Rydén m fl 2001). Metoden bygger på att man studerar hela det energisystem som ska planeras och tar hänsyn till alla randvillkor som kan förutses.

Datormodeller av energisystem kan utvecklas med många olika verktyg. Konferensen Energi & IT hålls vartannat år på Chalmers tekniska högskola (CTH). I samband med förra konferensen, presenterade elmarknadstidningen ERA (2002) kortfattade beskrivningar av ca 160 modelleringsverktyg som utvecklats och/eller används i Norden. Tidigare sammanställningar har producerats av CTH (1996, 1998) i samarbete med konsultbolaget Profu.

Modelleringsverktygen är i sig ett slags modeller: även om de inte inkluderar några siffervärden, är deras struktur en avspeglning av strukturen hos verkliga energisystem. ERA delar in modelleringsverktygen efter följande rubriker:

- Elproduktion och fjärrvärmeproduktion
- Elnät

- Fjärrvärmenät
- Elhandel och energihandel
- Kundservice, mätvärdesanalys, styrning
- Industriers energisystem
- Fastigheters energisystem och byggnaders energibehov
- Energiplanering och energisystemanalys
- Övriga IT-system

Rubrikerna visar att energimodeller kan beskriva många olika typer av system. Modellerna kan beskriva allt från det globala energisystemet till uppvärmningssystemet i en villa. En del modeller fokuserar på energisystemets tillförsel, t ex produktion av elenergi och fjärrvärme. Andra modeller beskriver överföringen av energi i fjärrvärme- och elnät. Flera modeller fokuserar på användningen av energi i industrins processer, för uppvärmning av hus mm, men några modeller inkluderar både tillförsel- och användarsidan.

De flesta energimodellerna är teknikbaserade. Det innebär att fokus ligger på att beskriva energisystemets tekniska och fysikaliska aspekter. En del modeller inkluderar också ekonomiska aspekter, och i vissa fall domineras modellen av ekonomin.

En del energimodeller (exempel: Markal) baseras på linjärprogrammering, vilket gör att de kan identifiera en i någon mening optimal lösning för ett komplicerat energisystem. Ofta är det ett ekonomiskt optimum som beskrivs. I andra modeller (exempel: Heatspot) sänks modellsystemets kostnad med enkla rutiner, t ex genom att modellverktyget väljer den billigaste av de produktionstekniker som finns tillgängliga. Optimerande modeller kan användas för att simulera ekonomiskt rationella beslutsfattare på en väl fungerande marknad. Det är användbart i en studie som syftar till att försöka förutsäga hur energisystemet kommer att utvecklas eller hur det kommer att reagera på en förändring. Men en beskrivning av ett optimalt energisystem kan också användas i ett normativt syfte, som underlag för planering av investeringar och/eller drift av energisystemet.

Modeller av el- och fjärrvärmeproduktion tycks i regel utgå ifrån en given eller förutspådd efterfrågan på energi. El- och fjärrvärmeproduktionen betraktas som en konsekvens av energiefterfrågan. De modeller som inkluderar både tillförsel- och användarsidan kan ta hänsyn till balansen mellan tillgång och efterfrågan. I en sådan modell kan exempelvis ett ökat behov av energitjänster som värme, ljus, transporter mm tillgodoses med en blandning av ökad energitillförsel och ökad effektivitet i energianvändningen. Genom att koppla en teknikbaserad energimodell till en allmän jämviktsmodell kan man också studera hur t ex en förändring i energipris påverkar samhällets ekonomi i stort.

Flera energimodeller är dynamiska, vilket innebär att de innehåller en beskrivning av hur energisystemet ändras över tiden. Den tidsperiod som studeras kan vara ett enstaka år som i så fall beskrivs med hög tidsupplösning (exempel: Martes). Men det kan också vara en så lång period som ett helt sekel. En del energimodeller är dock statiska. Det betyder att de beskriver en ögonblicksbild eller, vilket är vanligare, att de ger en aggregerad beskrivning av energisystemet under ett år (exempel: Heatspot).

Ett fåtal modelleringsverktyg är kommersiellt tillgängliga (exempel: Martes). Åtminstone ett (Markal) är väl spritt bland högskolor och forskningsinstitut och utgör den gemensamma faktorn för ett världsomspännande forskarnätverk. Men många energimodeller finns bara i datorn hos en enstaka forskare (exempel: Heatspot) eller konsult.

Det är inte möjligt att inom detta projekt beskriva alla relevanta energimodeller. Vår ambition har istället varit att sammanfatta så mycket relevant kunskap som möjligt inom projektets ramar. Ett modellverktyg, Markal, beskrivs ganska utförligt här nedan. Några andra modellverktyg beskrivs kortfattat. För att sammanfatta så mycket relevant kunskap som möjligt har vi fokuserat på modellverktyg som utvecklats och använts på svenska högskolor, särskilt på institutionen för energiteknik vid CTH, där informationen funnits lätt tillgänglig för oss. Kapitlet inkluderar också kortfattade beskrivningar av modellverktyg som pekats ut som intressanta för Naturvårdsverkets behov, samt några tips om andra översikter av energimodeller.

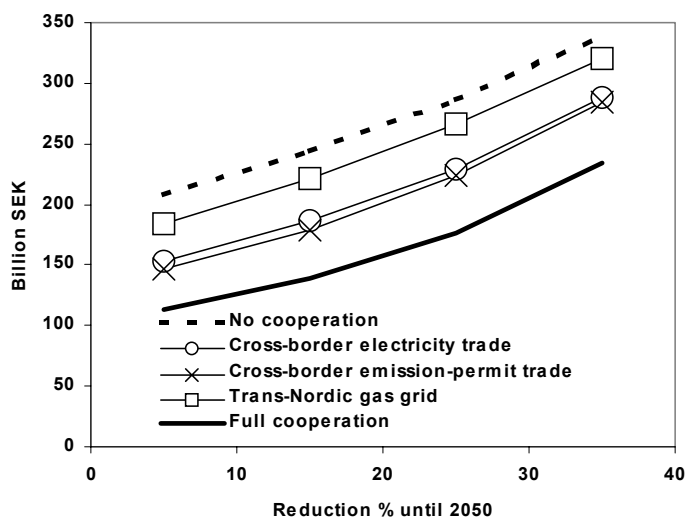
3.1 Markal-familjen: dynamiska och optimerande modeller

Det kanske mest kända verktyget för energimodellering är Markal (MARKet ALlocation; Fishbone och Abilock 1981, Fishbone m fl 1983). Det är en dynamisk, optimerande modell som med hjälp av linjärprogrammering beräknar hur en given efterfrågan på energitjänster kan produceras till lägsta diskonterade systemkostnad.

Typ av analyser

En optimerande modell som Markal kan användas för att ta fram en plan för investeringar och drift av anläggningar i ett energisystem. För att en sådan plan ska bli effektiv krävs att beslutsfattarna har kontroll över energisystemet. Med dagens av- eller omreglerade elmarknad har ingen beslutsfattare tillräckligt stark kontroll över exempelvis elsystemet för att en plan för det systemet ska bli meningsfull. Trots det kan en Markal-modell av elsystemet användas i normativt syfte, exempelvis för att bilda opinion eller för att stimulera en grupp av beslutsfattare att samverka på ett sätt som Markal-modellens resultat visar är effektivt.

På senare år har Markal-modellen dock främst använts för att simulera ekonomiskt rationella beslutsfattare på en väl fungerande marknad. Så har Markal-Nordic, en modell av det stationära, nordiska energisystemet, använts för att försöka förutsäga hur energisystemet reagerar på nordisk handel med elenergi och naturgas, med utsläppsrätter för koldioxid, samt med gröna certifikat (Unger & Alm 2000, Unger & Ekvall 2003, Unger & Ahlgren 2003). Generellt kan modellen användas för att beräkna systemets totala kostnad, marginalkostnaden för elproduktion, värmeproduktion, CO₂-reduktion mm, samt effekterna av olika policyåtgärder (se Figur 3.1). En besläktad modell (Nelson) har använts för att illustrera komplexiteten i nordisk marginalet (Mattsson m fl 2003).



Figur 3.1: Resultat från Markal-Nordic som visar kostnaden för reduktion av CO₂-utsläppen från el- och värmesektorn i Norden, givet vissa antaganden om ekonomisk tillväxt, teknisk utveckling mm och givet olika grad av samarbete mellan de nordiska länderna (Unger & Ekvall 2003).

Systemgränser

Markal kan användas för att modellera allt ifrån en kommun till det globala energisystemet, beroende på vilka data som matas in. Energisystemets utveckling över tiden analyseras och beskrivs genom att modellen inkluderar nio tidsperioder. Även tidsperiodernas längd väljs genom de indata som matas in, men den sammanlagda tidshorisonten för en typisk Markal-modell är 20-50 år.

Markal-Nordic inkluderar inte bara åtgärder för att tillföra energi utan också åtgärder för att effektivisera energianvändningen: förbättrad isolering av bostäder mm. Efterfrågan på energitjänster (varma bostäder, varmvatten, ljus, mm) är dock externt given och påverkas inte av hur dyrt det blir att producera dessa energitjänster. I en ny variant av Markal-Nordic modelleras energianvändningen istället med priselasticiteter, närmare bestämt egenpriselasticiteter, vilket betyder att efterfrågan på elenergi och andra energibärare kan variera i modellen beroende på deras pris (Unger & Ahlgren 2003). Därigenom blir Markal-Nordic ett mellanting mellan tekniskspecifik energimodell och partiell jämviktsmodell. Den nya modellen tar hänsyn till att efterfrågan på energitjänster kan påverkas av priset, men den specificerar inte vilka åtgärder som görs för att effektivisera energianvändningen.

En tidigare Markal-modell kopplades samman med den allmänna jämviktsmodellen Macro, en makroekonomisk tillväxtmodell, där hela ekonomin modellerades som en aggregerad sektor

(Manne & Wene 1992). En modell som inkluderar både en tekniskspecifik energimodell och en allmän jämviktsmodell kan användas exempelvis för att bedöma hur olika policyåtgärder inom energisektorn påverkar den ekonomiska tillväxten och för att studera så kallade rebound-effekter. Specifikt har Markal-Macro använts för att studera effekterna av CO₂-begränsningar, kärnkraftsavveckling och energisparåtgärder i Sverige (Nyström & Wene 1999).

Indata och beräkningsresultat

De data som matas in i en Markal-modell inkluderar hur efterfrågan på energitjänster kommer att utvecklas. De inkluderar också kostnader och tekniska prestanda för olika tekniker för elproduktion, för värmeproduktion och för energieffektivisering. Dessutom inkluderar indata en rad randvillkor: hur mycket biobränsle och vattenkraft kan maximalt produceras, hur mycket CO₂ får systemet släppa ut, mm. Kostnaderna inkluderar både fasta kostnader (främst investeringskostnader) och rörliga kostnader (som ofta domineras av bränslekostnader). För dessa indata krävs antaganden om hur kostnaderna utvecklas under den analyserade tidsperioden. Från Markal-modeller fås resultat i form av hur mycket el och värme som produceras med olika tekniker i ett ekonomiskt optimalt system, energisystemets totala kostnad och emissioner av CO₂, marginalkostnaden (närmare bestämt skuggpriser) för produktion av elenergi och värme och för reduktion av CO₂-utsläpp mm.

Aspekter på optimerande, dynamiska modeller

Markal och liknande modeller har ett par viktiga begränsningar när de används i simulerande syfte, förutom att beslutsfattarna modelleras som ekonomiskt rationella och att marknaden modelleras som väl fungerande. Optimeringen tar exempelvis hänsyn till antagandena om hur bränslepriserna utvecklas under hela den modellerade perioden. Det betyder att de beslutsfattare som simuleras i Markal modelleras som om de har perfekt kunskap om framtiden.

En annan begränsning hos Markal och andra ekonomiskt optimerande modeller är särskilt viktig när modellen används i normativt syfte, dvs för att ta fram underlag till en plan eller liknande. Eftersom modellen beskriver ett ekonomiskt optimum är risken stor att energimodelleringen missar lösningar som är något dyrare men har andra viktiga fördelar, exempelvis för miljön, driftsäkerheten eller dylikt.

Den här typen av modellering har också en rad begränsningar oavsett om modellen används i normativt eller simulerande syfte:

- Modellerna är beroende av indata, exempelvis bränslepriser som i långa tidsperspektiv är mycket osäkra. Steen och Agrell (1991) menar att det därför är meningslöst att försöka redovisa ett ekonomiskt optimalt energisystem för flera decennier.
- Om två tekniker har nästan samma kostnad, väljer en ekonomiskt optimerande modell uteslutande den billigaste av dessa. Det leder till en begränsning i normativa studier, eftersom det ofta är mer rationellt att sprida riskerna genom att utnyttja båda dessa tekniker. Det leder också till en begränsning i simulerande studier, eftersom verkliga beslutsfattare sannolikt fattar lite olika beslut i en sådan situation.

- I en dynamisk, optimerande modell är sambanden mellan ett beslut och dess konsekvenser så komplicerade att det ibland inte går att avgöra varför beslutet fick just de konsekvenserna. Den bristande transparensen förvärras av att modellerna ofta inte dokumenteras fullständigt.
- Markal-Nordic, och liknande modeller kan inte heller hantera slumpmässiga variationer. I verkligheten varierar produktionen av vatten- och vindkraft slumpmässigt beroende på nederbörd och vind. Kostnaden för att hantera den osäkerheten och möta de variationerna inkluderas inte i Markal. Till viss del inkluderas de dock i Nelson, och inom andra delar av ETSAP har en variant av Markal utvecklats som inkluderar slumpmässiga variationer.

Trots dessa begränsningar visar erfarenheten att Markal och liknande modeller kan generera kunskap och insikter som upplevs som meningsfulla och intressanta, och att resultaten från Markal-modeller kan användas som underlag både till diskussioner och till beslut.

Utvecklingsmiljö

Utvecklingen av Markal startade 1977. Modellen utvecklades och underhålls i ett samarbete mellan 14 länder inom International Energy Agencys (IEA) program för energisystemanalys: Energy Technology Systems Analysis Programme (ETSAP). Flera olika varianter av modellverktyget har utvecklats på olika håll inom detta nätverk. På så sätt har Markal närmast blivit en familj av modellverktyg. Under de senaste åren har dessutom en efterföljare till Markal utvecklats inom ETSAP. Det nya modellverktyget heter Times (The Integrated MARKAL-EFOM System) och baseras på Markal och dess systemmodell Efom (Energy Flow Optimization Model; Finon 1979), men används ännu inte i Sverige. I Sverige har framförallt personal vid Chalmers institution för energiteknik bidragit till utvecklingen av Markals kod som modellramverk, konstruerat och utvecklat databaser för Markal-modeller samt använt dessa modeller för analys. Utveckling av Markal-databaser och användning av modellen i Sverige sker också på konsultbolaget Profu i Göteborg AB. Aktiva modellanvändare har tidigare funnits också på Vattenfall och vid Energimyndigheten.

För ytterligare information om Markal hänvisas till institutionen för energiteknik vid CTH (www.entek.chalmers.se) och konsultbolaget Profu (www.profu.se). För information om Nelson hänvisas institutionen för energiteknik vid CTH där modellen utvecklats.

3.2 Modest: detaljerad dynamik

Ett annat dynamiskt optimerande modellverktyg är Modest (Modell för Optimering av Dynamiska EnergiSystem med Tidsberoende komponenter och randvillkor). Det utvecklades vid avdelningen för energisystem på Linköpings universitet (Henning 1999, Henning 2002). Liksom Markal, använder Modest linjärprogrammering för att beräkna hur ett givet energibehov tillgodoses till lägsta möjliga kostnad. En skillnad är att tidsvariationer kan analyseras mer detaljerat med Modest. Medan Markal innehåller nio tidsperioder kan Modest inkludera

hundratals och därigenom spegla effekttoppar samt variationer i energibehov mellan exempelvis dag och natt, vardag och helg, vinter och sommar.

Typ av analys

Modest har utnyttjats för att analysera el- och fjärrvärmeförsörjningen för över många lokala energibolag, bibränsleanvändning i tre län samt Sveriges elförsörjning (Henning 2002). Modellen är främst avsedd för att hitta de mest lämpliga investeringarna men beräknar även den bästa driften av anläggningarna.

Utvecklingsmiljö

Modest har utvecklats och använts vid avdelningen för energisystem på Linköpings universitet. För mer information om Modest hänvisas dit (www.ikp.liu.se/energi/daghe/daghe.html), och till Dag Hennings lättfattliga beskrivning av modellen (Henning 2002).

3.3 Primes: modell av EUs energimarknader

Primes (Price Inducing Model of the Energy System) är en partiell jämviktsmodell av energisystemen i EUs medlemsstater. Liksom i exempelvis Markal-Nordic beskrivs energibehovet i olika sektorer av ekonomin separat. Och liksom i Markal beskriver modellresultaten utvecklingen hos ett energisystem där tillgång och efterfrågan på energi är i balans. Men till skillnad från Markal är Primes inte en strikt optimerande modell:

- Primes beräknar balansen mellan tillgång och efterfrågan för varje tidsperiod för sig, medan Markal optimerar över modellens hela tidshorisont, och
- i Primes antas varje aktör fatta beslut som är optimala för just den aktören, medan Markal optimerar över hela systemet; det gör att Primes något bättre beskriver hur marknaderna fungerar.

Typ av analys

Primes kan användas för prognoser, scenarioteknik och för att studera effekten av olika policyåtgärder (E3M 2003). Modellen har använts flitigt för att studera effekten av policyåtgärder inom EU, exempelvis olika former för handel med utsläppsrättigheter. Den har använts även för att beskriva system som bara omfattar några av EUs länder. Den kan dessutom användas för att studera system som bara omfattar vissa sektorer av de olika ländernas ekonomier (European Commission 2003).

Utvecklingsmiljö

Primes har utvecklats och använts på E3M-laboratoriet vid National Technical University of Athens sedan 1993. Version 2 av modellen har funnits tillgänglig sedan 1998. För mer information om Primes hänvisas till E3Ms hemsida (www.e3mlab.ntua.gr), varifrån åtskilliga dokument om Primes kan laddas ner.

3.4 Genie & Simuli: globala modeller med tekniskt lärande

Ju större erfarenhet vi får av att investera i en viss teknik för elproduktion, desto lägre blir investeringskostnaden räknat per MW. En så kallad erfarenhetskurva beskriver hur investeringskostnaden sjunker som funktion av den ackumulerade investeringen i en viss teknik. Kostnaden sjunker i allmänhet snabbt för ny teknik och långsammare för mer mogen teknik.

En energimodell som tar hänsyn till denna effekt ger en mer tillförlitlig bild av vilka tekniker som är konkurrenskraftiga i framtiden. En sådan modell kan också ge svar på specifika frågor. Den kan användas för att beräkna betydelsen av att investera tidigt i ny teknik som exempelvis bränsle- och solceller (se figur 3.1). Den kan också användas för att uppskatta hur kraftigt och långvarigt ekonomiskt stöd en ny teknik behöver innan den blir konkurrenskraftig nog att stå på egna ben. Sådan kunskap är väsentlig i diskussionen av det riktade statliga stödet till vindkraftverk.

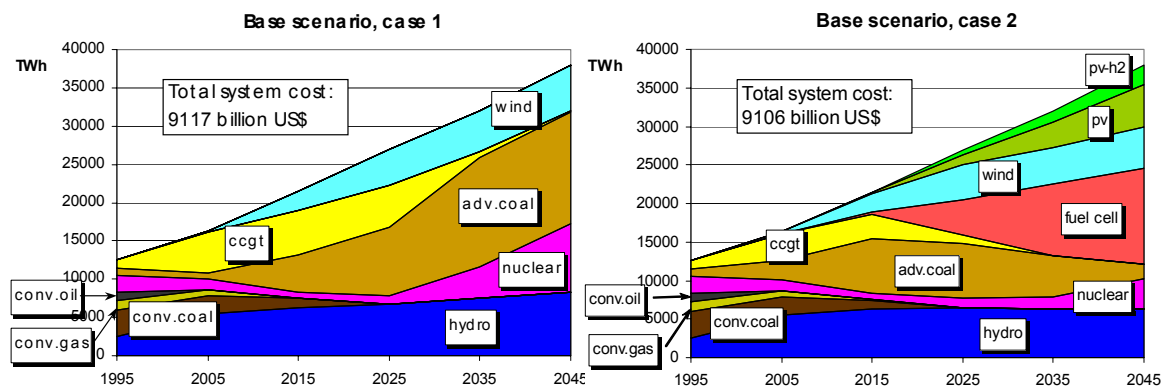
Att inkludera erfarenhetskurvor i energimodeller medför olika metodproblem. Ett problem är att identifiera var gränsen mellan olika tekniker går. Erfarenheter som vunnits i en teknik kan delvis, men inte helt och hållet, utnyttjas i investeringar i andra, liknande tekniker. Kunskap som vunnits genom erfarenhet sprids också mellan olika delar av världen. Därför är det vanskligt att inkludera erfarenhetskurvor i nationella eller regionala energimodeller. Utvecklingen av varje teknik beror delvis på investeringar i den studerade regionen men kan också ske som följd av investeringar i andra delar av världen.

Genie (Global ENergy system with Internalized Experience curves) är en icke-linjär energisystemmodell av det globala elsystemet som inkluderar erfarenhetskurvor för några tekniker. Den användes för att beräkna kostnaden för ett globalt elsystem dominerat av bränsle- och solceller och för ett elsystem som domineras av kol och kärnkraft (se figur 3.2). Den totala kostnaden för dessa båda system var i stort sett densamma, tack vare att tidiga investeringar i de nya teknikerna leder till att kostnaden för sådana investeringar snabbt sjunker (Mattsson & Wene 1997).

En senare modell av samma typ är Simuli. Den inkluderar fler tekniker och har högre tidsupplösning än Genie.

Utvecklingsmiljö

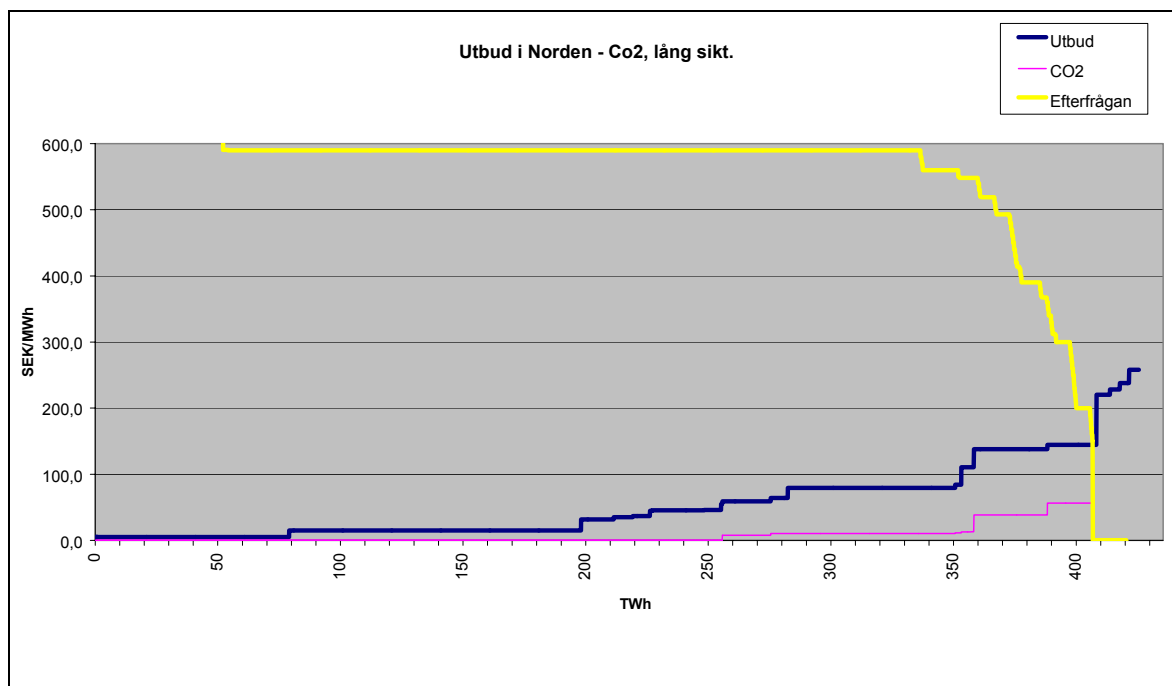
Både Genie och Simuli har utvecklats och använts på institutionen för energiteknik vid CTH (www.entek.chalmers.se).



Figur 3.2: Resultat från Genie som indikerar att den totala kostnaden för ett globalt elsystem dominerat av bränsle- och solceller är i stort sett densamma som för ett elsystem som domineras av kol och kärnkraft (Mattsson & Wene 1997).

3.5 DoS-modellen: nordisk elenergi

DoS-modellen är en modell av efterfrågan och utbud på den nordiska elmarknaden (EME Analys 2000). Den beräknar både en utbudskurva och en efterfrågekurva för denna marknad. Den kan också beräkna utsläppen av koldioxid (se figur 3.3).



Figur 3.3: Resultat från en DoS-körning (EME Analys 2000).

Systemgränser

DoS-modellen gäller för hela Norden exklusive Island. Modellen är i första hand avsedd för analyser på 5-15 års sikt men kan också användas i studier med kortare eller längre tidshorisont.

Indata

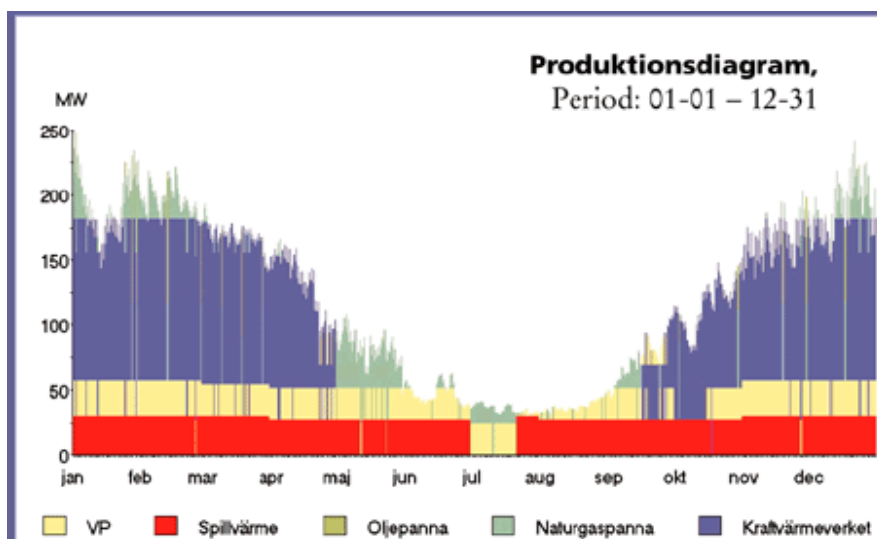
Vissa indata till DoS-modellen gäller för hela det nordiska systemet. Det är bland annat bränslepriser, nätavgifter, växelkurser, egenpriselasticiteter för elenergi i olika sektorer, och ekonomisk tillväxt. Andra indata kan varieras mellan olika nordiska länder. Det gäller exempelvis energiskatter, fjärrvärmepriser, och årsförbrukningen av elenergi inom olika sektorer.

Utvecklingsmiljö

DoS-modellen utvecklas sedan 1999 på konsultbolaget EME Analys (www.emeanalys.se).

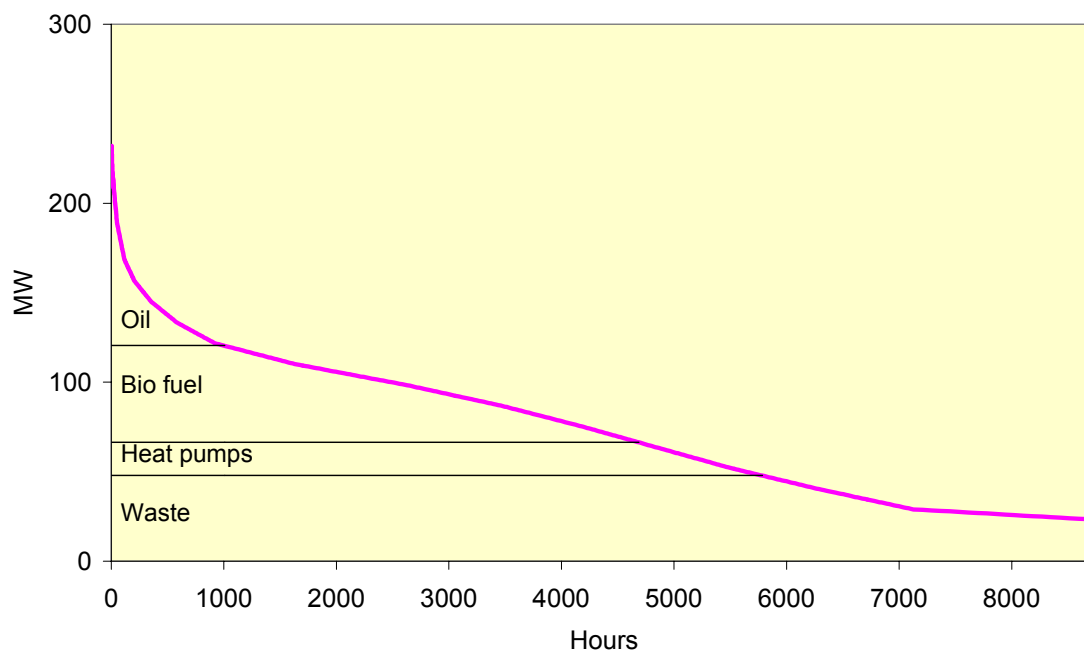
3.6 Martes & Heatspot: fjärrvärme

Flera modellverktyg har utvecklats för att analysera och planera fjärrvärmesystem och andra lokala energisystem. De som används mest i Sverige är Martes och Modest. Modest beskrivs i avsnitt 3.2. En Martesmodell beskriver driften av systemets produktionsanläggningar under ett år. Beskrivningen har hög tidsupplösning: kurvorna är uppdelade i dag- och nattvärden för årets alla dagar (se figur 3.4). Modellen kan användas för analys av investeringar, bränsleval, skatter och miljöavgifter mm (Profu 2000). Martes används främst för att modellera fjärrvärmesystem, men kan också användas för att modellera exempelvis elsystem och ångproduktion.



Figur 3.4: Resultat från en Martes-körning (Profu 2003).

För att undersöka hur en policyåtgärd påverkar den svenska fjärrvärmesektorn räcker det antagligen inte att analysera enstaka fjärrvärmesystem. Heatspot är en modell som på ett förenklat sätt (se figur 3.5) beskriver i stort sett varje enskilt fjärrvärmesystem i Sverige. Den har bland annat använts för att uppskatta potentialen för elproduktion i kraftvärmeverk och för att analysera effekten av den pågående utbyggnaden av avfallsförbränning i Sverige (Knutsson 2003).



Figur 3.5: Heatspot-modell av ett enskilt fjärrvärmesystem (Knutsson 2003).

Utvecklingsmiljöer

Martes har utvecklats från ett forskarverktyg till en kommersiell produkt vid konsultbolaget Profu (www.profu.se). HeatSpot har utvecklats och används på institutionen för energiteknik vid CTH (www.entek.chalmers.se).

3.7 Andra översikter över energimodeller

Det nyss avslutade EU-projektet Acropolis (Assessing Climate Response Options: POLIcy Simulations) syftade till att jämföra energimodeller från olika europeiska forskargrupper. En beskrivning av de flesta modeller som användes i det projektet finns på hemsidan för universitetet i Stuttgart (<http://www.ier.uni-stuttgart.de/public/de/organisation/abt/esa/projekte/acropolis/Models.html>; tabell 3.1).

Tabell 3.1: Modeller som ingick i Acropolis-projektet

<u>Globala modeller</u>	<u>Institut</u>	<u>Kontaktperson</u>
NEWAGE	IER	Ulrich Fahl
POLES	JRS	Peter Russ
MESSAGE	IIASA	Keywan Riahi
GEM - E3	ICCS/NTUA	Nikos Kouvaritakis
GMMT	PSI	Socrates Kypreos
DNE21	RITE	Toshimasa Tomoda
AIM	NIES	Mikiko Kainuma
<u>Regionala modeller</u>		
MARKAL - Matter	ECN	Koen Smeken
PRIMES	ICCS/NTUA	Nikos Kouvaritakis
MARKAL - Nordic	EST	Anna Krook
MARKAL - North America	GERAD	Richard Loulou
<u>Nationella modeller</u>		
E3NET/TIMES	IER	Ulrich Fahl
NEV-NL	ECN	Remko Ybema
MARKAL - IT	ENEA	Giancarlo Tosato
NEMS	USDOE/EIA	Andy Kydes

Världsbankens hemsida (www.worldbank.org/html/fpd/em/power/EA/methods/tools.stm) inkluderar en internationell översikt Markal, Markal-Macro, Primes, Efom-Env, Poles, GEM-E3, Message III och flera andra energimodeller och liknande verktyg. För varje verktyg ges en översiktlig beskrivning och information om vilka indata som behövs, geografiska och tidsmässiga systemgränser, målsättning och frågor som kan besvaras mm. För mer fullständiga översikter av svenska och nordiska modeller hänvisar vi till ERA (2002) och till Profus hemsida (www.profu.se/enmod98.htm).

4. MILJÖSYSTEMANALYTISKA METODER

4.1 Integrerad miljöbedömning

Integrerad miljöbedömning (Eng. Integrated Assessment eller Integrated Impact Assessment) används som en term för att markera att man behandlar flera olika aspekter samtidigt. Gemensamt är att man försöker behandla flera olika miljöproblem som uppstår inom ett område till följd av emissioner från flera olika samhällssektorer samtidigt. Exempel finns både inom luftmodellering (se nedan) och för vattenrelaterade problem där man exempelvis studerar ett avrinningsområde (Jakeman and Letcher, 2003).

Ett välkänt exempel på en modell för integrerad miljöbedömning är RAINS (Regional Air Pollution Information and Simulation Model) som utvecklats vid IIASA (International Institute for Applied Systems Analysis) (IIASA, 1999). Denna modell används operativt i förhandlingar på europeisk nivå. Det är en modell som används för att utvärdera olika strategier för minskning av utsläpp som leder till försurning, eutrofiering och bildning av marknära ozon. RAINS ska främja kostnadseffektiva strategier för att begränsa utsläpp. Olika datamoduler används inom RAINS Europe för att kombinera information (IIASA, 1999). Data som används rör framtida utveckling av ekonomin, jordbruk, och energi i europeiska länder, utsläpp från olika sektorer, åtgärder för olika sektorer och länder samt deras kostnader, atmosfäriska spridningsdata, populationstäthet och olika ekosystems känslighet mot marknära ozon, försurning och eutrofiering. Modellen kan användas för scenarioanalys. Regionala kostnader och miljövinster av olika strategier kan på så sätt presenteras. Modellen kan också användas för optimering, då fördelas utsläppsminskningar kostnadsoptimalt för att nå förutbestämda miljömål.

RAINS är ett verktyg för att optimera åtgärdsprogram inom Europa. Modellen används framåtblickande, för strategiska beslut på myndighetsnivå och nationsövergripande nivå (exempelvis i de internationella förhandlingarna på Europainivå, både inom EU (takdirektiven) och UN-ECE (luftkonventionen)). Att integrera flera ämnen i en studie och också se till spridning, ekosystemkänslighet etc kan ses som en fördel då miljöpåverkan ska bedömas och hanteras. Men samtidigt kan en bredare ansats leda till fler osäkerhets- och felkällor. IIASA (1999) har identifierat möjliga osäkerheter i RAINS-modellen som t.ex. att kritiska belastningsgränser kan både under- och överskattas, human exponering av marknära ozon underskattas i förorter och överskattas i stadskärnor, kostnader för utsläppskontroll överskattas och åtgärdsalternativ underskattas. Effektiviseringsåtgärder ingår exempelvis inte, utan de åtgärder som ingår är framförallt end-of-pipe-åtgärder.

Mer information om RAINS-modellen hittar man på www.iiasa.ac.at. En översikt över Integrerad miljöbedömning finns i Hettelingh et al (2004).

4.2 Livscykelanalys, LCA

Livscykelanalys (LCA) är ett analysverktyg för att bedöma den totala miljöpåverkan av en produkt/tjänst ”från vaggan till graven”. Detta helhetsperspektiv innebär att alla steg i livscykeln hanteras, från utvinning av råvara över tillverkning, distribution, användning, återanvändning, underhåll och återvinning till sluthantering av avfall. Transporter inkluderas också för alla steg. En LCA ska omfatta potentiella hälsoeffekter, potentiella effekter på ekosystem och naturresursanvändning. Produkten/tjänsten eller snarare dess funktion, som är studiens objekt, definieras av en funktionell enhet, t ex hantering av en viss mängd farligt avfall eller transport av visst material från A till B.

Verktyget har många användningsområden och enligt UNEP (1996) är de främsta information, design och utveckling av processer och produkter, utformning av företagsstrategier, beslut om miljömärkningskriterium, utformning av produktpolicy och policystrategier, inköpsbeslut och livsstilsförändringar. LCA används ofta för internt lärande. LCA kan användas framåt- och bakåtblickande.

I en LCA ska ”all” miljöpåverkan tas med och både kvantitativa och kvalitativa data kan hanteras. I praktiken måste man dock begränsa studien och betoningen läggs ofta på kvantitativa data. En LCA är platsberoende och beräknar möjlig miljöpåverkan utan att ta hänsyn till lokalisering, mm. På detta och flera andra områden är metoden under utveckling.

En LCA består av fyra delar; *mål och omfattning, inventeringsanalys, miljöpåverkansbeskrivning* och *resultattolkning* (ISO 1997). I det första steget definieras vad som ska studeras och vilka avgränsningar som behöver göras. Därefter samlas data för det studerade systemet in. I och med steg två har en livscykelinventering utförts och för att bättre kunna tolka alla de siffror som den består av går man vidare till miljöpåverkansbeskrivningen. I detta steg definieras de olika miljöpåverkanskategorier som ska inkluderas i studien, klimatpåverkan, försurning, toxikologiska effekter mm. De olika emissionerna fördelas mellan påverkanskategorierna och sedan försöker man att kvantifiera deras respektive bidrag till miljöpåverkanskategorin. Detta görs genom att använda så kallade ekvivalensfaktorer, t ex ”Global Warming Potentials”, (t.ex. Lindfors *et al.* 1995). Slutligen kan man välja att vikta de olika miljöpåverkanskategorierna mot varandra, dvs bedöma hur viktig övergödning är jämfört med försurning osv. Denna viktning kan göras på olika sätt (se t ex Finnveden 1999). De olika stegen i en LCA utförs iterativt och den slutliga resultattolkningen baseras på resultat från alla delar. I en livscykelanalys kan alltså resultatet presenteras aggregerat med hjälp av viktning av de olika miljöpåverkanskategorierna, men även de disaggregerade resultaten ska alltid presenteras för förståelse och möjlighet till egna tolkningar.

LCA är utvecklat för att bedöma påverkan från en produkt eller funktion. Som indata behövs tekniska beskrivningar av de analyserade produktsystemen samt naturvetenskapliga och orsakssamband för miljöpåverkanbedömningen. Om en viktning av olika miljöproblem görs behövs även data för preferenser som antingen kan genereras inom analysen eller externt. För att

definiera produktsystemet kan även ekonomiska data behövs. En traditionell LCA bygger alltså i första hand på tekniska och naturvetenskapliga orsakssamband. En framåtblickande, konsekvensorienterad LCA kan också behöva information om marknadsmekanismer och annan ekonomisk information (Ekvall, 2002).

En LCA är traditionellt en statisk analys. För framåtblickande studier krävs framtidsscenarier. Dessa brukar dock genereras exogent från själva LCAn. En traditionell LCA är beskrivande och inte optimerande. LCA-modellen är oftast linjär. Den inkluderar ibland ett fåtal återkopplingar, t ex flöden av återvunnet material.

LCA kan kopplas till andra verktyg på olika sätt. LCA kan exempelvis ingå som ett analytiskt verktyg inom ramen för processverktyg som MKB, SMB och Miljöledningssystem. Det kan också kopplas mot olika ekonomiska och energiekonomiska verktyg som beskrivs här. Input-Output analyser kan generera data som kan användas i LCA. Om en ekonomisk värderingsmetod används finns klara likheter och kopplingar mellan CBA, LCC och LCA. Allmänna och partiella jämviktsmodeller kan integreras i konsekvensorienterade livscykelanalyser (Ekvall, 2002).

En nyligen publicerad holländsk vägledning för LCA ger en god översikt av ämnet (Guinée, 2002). För miljöpåverkansbeskrivningen finns en nyligen publicerad kunskapsöversikt (Udo de Haes et al, 2002). På den internationella arenan har UNEP och SETAC nyligen börjat ett samarbete kallat The Life Cycle Initiative. Deras hemsida ger information om detta samt en del länkar till andra internationella aktiviteter (www.uneptie.org/pc/sustain/lcinitiative). Metoder för förenklade, kvalitativa livscykelanalyser diskuteras bland annat av Johansson *et al.* (2000) samt Hochschorner and Finnveden (2003). I Sverige bedrivs forskning bland annat på Chalmers (www.chalmers.se), fms (www.fms.ecology.su.se) samt IVL (www.ivl.se) och andra kollektivforskningsinstitut. Exempel på utredningar som använt livscykelanalyser som underlagsmaterial under senare tid är Producentansvarsutredningen (SOU, 2001b) och Avfallsskatteutredningen (SOU, 2002). Användningen av LCA i näringslivet diskuteras bland annat i Frankl and Rubik (2000).

4.3 Materialflödesanalys, MFA

Materialflöden kan studeras för att bedöma resursutnyttjande, men används i vissa fall även som en grov skattning av miljöpåverkan generellt. Avmaterialisering, dvs att begränsa resursåtgången i samhället har diskuterats som ett sätt att närma sig en hållbar utveckling. Olika strategier för avmaterialisering inkluderar områdena ifrågasätta/modifiera behov, produktutformning och produktanvändning. Materialflödesanalys (MFA) är ett verktyg som kan mäta effekter av sådana strategier.

MFA presenterar fysiska flöden, ofta mätta i kg. Specifik miljöpåverkan, så som växthuseffekt, försurning och toxikologiska aspekter bedöms ej. Ett grundantagande för materialflödesanalyser kan sägas vara att en av de miljömässiga förutsättningarna för hållbar utveckling är att minsta möjliga resursflöden mellan teknosfär och ekosfär sker (Spangenberg *et al.* 1999).

Materialflödesanalyser kan utföras i bakåt- så väl som framåtblickande syfte. Analyser kan göras på ett flertal sätt och med olika objekt, några olika metoder presenteras här. Mer allmän information om materialflödesanalyser finns på www.conaccount.net.

Materialflödesanalyser – indirekta och direkta flöden

Då totala materialflöden för främst nationer och regioner ska sammanställas kan man beräkna det *totala materialinflödet*, TMR (se t ex Adriaansee *et al.* 1997, Matthews *et al.* 2000, och SCB 2000a). Med TMR beräknas både direkta och indirekta flöden. Indirekta flöden (sk hidden flows) är flöden som påverkas av ekonomisk aktivitet, men som inte blir en del av ekonomin, t ex rester från gruvbrytning och eroderad jord.

Materialflödesanalyser kan också begränsas till direkta flöden, *direkt material inflöde*, DMI, och *direkt inhemsk materialkonsumtion*, DMC, är exempel på detta (se t ex Adriaansee *et al.* 1997 och SCB 2000a). DMI inkluderar flöden relaterade till all inhemsk produktion samt import, medan DMC har samma ram men exkluderar flöden relaterade till produktion för export.

Genom att beskriva ett objekts, ofta en nations, totala materialomsättning kan man få en helhetsbild och undvika att förbise att en tjänst med minskad materialåtgång används oftare och därmed inte leder till minskad resursåtgång totalt sett, t ex att en bränslesnålare bil används mer. Metoden kan fungera som ett hjälpmedel för nationella eller regionala myndigheter i olika beslutssituationer. Nationell statistik över energiflöden och emissionsdata är redan relativt etablerat och materialflöden kan komplettera den befintliga informationen. En fördel med materialflöden är att de kan samköras med ekonomisk statistik och annan miljöstatistik.

Resultat från materialflödesanalyser bör inte presenteras som en enda siffra utan förnybara och icke-förnybara resurser, liksom inhemsk produktion och import bör presenteras separat. Inhemsk produktion för export rekommenderas dessutom att presenteras separat (SCB 2000a). I de fall då både direkta och indirekta flöden studeras bör även dessa hanteras var för sig. Ju mer disaggregerat resultaten presenteras, desto mer underlättas fortsatta, mer detaljerade studier av utvalda delar där miljöpåverkan mer direkt analyseras och värderas (Adriaansee *et al.* 1997).

Som nämnts ovan fokuserar TMR på en region eller nation som sitt objekt. De aspekter som studeras är resursanvändningen i form av material. De indata som krävs är framför allt olika typer av statistiska data angående vilka material som används för regionen och import och export till och från regionen. Analysen baseras i huvudsak på olika typer av fysiska orsakssamband. De flesta studier som publicerats är statiska och kartläggande. Studierna är sällan använt i framtidsstudier. Eurostat har publicerat riktlinjer för hur studierna ska göras (Eurostat, 2001).

I Sverige är det i första hand SCB som arbetat med TMR-studier (SCB 2000a). Dessa studier användes bland annat inom resurseffektivitetsutredningen (SOU, 2001).

MIPS-metoden

MIPS-metoden (Material Intensity per unit of Service) är en metod där materialflöden knutna till en viss funktion studeras. Med ett livscykelperspektiv beräknas den totala mängd material som åtgår (materialintensitet, MI) för att få en viss funktion (serviceenhet, S). MIPS-metoden kan liknas vid en livscykelanalys (se ovan) som enbart hanterar materialflöden in till systemet. Serviceenheten motsvarar den funktionella enheten i en LCA, t ex viss volym kylförvaring under 10 år.

Allt material som påverkas av mänsklig aktivitet ska ingå i en MIPS-analys och material delas in i fem kategorier: *abiotiskt* och *biotiskt material*, *vatten*, *luft* och *jord*. Resultaten bör inte aggregeras mer än till dessa fem kategorier, ytterligare uppdelning kan göras (Spangenberg *et al.* 1999).

Bilder av s.k. ekologiska ryggsäckar är ett sätt att lättförståeligt presentera hur stor materialåtgång som är knuten till ett objekt, dvs åskådliggöra hur mycket material som påverkats under en funktions/produkts livscykel, utöver det material som ingår i den slutliga produkten (Schmidt-Bleek 1994).

I Sverige har få studier gjorts med MIPS-metodik. Ett exempel är rapporten Avmaterialisering inom försvaret där en MIPS-analys utförts för att illustrera vinster med att återvinna stridsvagn 103 jämfört med skrotning utan återvinning (Hedberg *et al.* 2000). MIPS-studier har framför allt utvecklats vid Wuppertalinstitutet i Tyskland (www.wupperinst.org).

Substansflödesanalys, SFA

Substansflödesanalys (SFA) är en materialflödesanalys med fokus på en specifik substans. Substanser som studeras i SFA är vanligen relaterade till någon miljöpåverkan. Naturliga, så väl som antropogena, flöden kan följas (van der Voet 1996, s 24). SFA görs oftast för det totala flödet av en substans inom en region (van der Voet 1996, s 202). Flödesscheman för kväve- och fosfor i Stockholm liksom för vissa metaller har t ex studerats (Burström *et al.* 1997, Bergbäck *et al.* 2001). Metoden kan också utföras för en regions användning av eller konsumtion av en substans. I det fallet tas även flöden utanför regionen upp, medan flöden relaterade till export av substansen inte hanteras (van der Voet 1996, s 196). Ackumulation av ett ämne kan ofta ge upphov till framtida miljöproblem. Upplagring av ämnen synliggörs med hjälp av SFA.

I Sverige har SFA-studier bland annat gjorts på olika institutioner vid Linköpings Universitet (t.ex. Bergbäck, 1992 och Lindqvist, 2002, Bergbäck *et al.* 2001) och på KTH (t.ex. Burström, 2000 och Palm, 2002). Dessutom har flera kommuner arbetat med SFA (Lindqvist, 2002). Vidare information finns också i Udo de Haes *et al.* (1998), Burström (1999), Hendriks *et al.* (2000) samt Bouman *et al.* (2000).

4.4 Energianalys

Energianalys var från början fokuserade på produktionsprocesser. Ofta användes de för att möjliggöra sänkta kostnader genom energieffektivisering. Numera används de också för att generellt analysera resursutnyttjande, på ett sätt jämförbart med materialflödesanalys.

Energianalys kan användas både i framåt- och bakåtblickande syfte. Energianalys kan göras för energiflöden i MJ, men kan också inkludera andra kvaliteter. Detta kan göras genom att använda sig omvandlingsfaktorer för t ex exergi- eller emergi enligt nedan.

Exergianalys

Exergi är ett begrepp som syftar på energins användbarhet, när man mäter exergi mäter man "energikvalitet". Exempel på energi med högt exergivärde (hög kvalitet) är elektricitet och potentiell energi i högt belägna vattenreserver, medan värme har ett relativt lågt exergivärde. Till skillnad från energi förbrukas exergi vid processer, därigenom kan man med hjälp av exergi mäta effektiviteten hos en process.

Exergianalys har sin bakgrund i ingenjörskunskap för energieffektivisering av processer, men den har också förespråkats för mer generell analys av resursanvändning (ex. Wall 1986). Ett argument för att mäta resursanvändning med exergimått är att exergin är den slutligt begränsande resursen. Det kan förklaras med att begränsade resurser till viss del är begränsade för att kostnaden i energi för att ta fram resursen är för hög.

Emergianalys

Emergianalysen bygger på systemekologiska teorier och på antaganden om hur framgångsrika system organiserar sig. Människans beroende av det ekosystem hon är en del av belyses (från Lagerberg 1996). I emergianalysen antas att värdet av en resurs beror av hur mycket energi som har gått åt för att skapa resursen. Emergi är ett mått på den ackumulerade energi av ett visst slag som använts, direkt och indirekt, för att producera en produkt eller funktion.

I en emergianalys adderas insatser av energi, material, information och mänskligt arbete omräknade till emergi-ekvivalenter. För att kunna omvandla flödena till emergi använder man sig av omräkningsfaktorer, s.k. transformiteter. Resultaten av emergianalysen kan presenteras i ett flertal kvoter som utgör underlag för utvärdering av de undersökta processerna (Odum 1996 och Brown & Ulgiati 1997). *Emergi-insatskvoten* (emergy investment ratio) är förhållandet mellan insatserna från det ekonomiska systemet och insatserna från naturen. Ett mått på det ekonomiska systemets "vinst" är *emergivinstkvoten* (emergy yield ratio), vilken beskriver kvoten mellan utgående emergi och det ekonomiska systemets emergiinsats. *Miljöbelastningskvoten* (environmental loading ratio) är insatsen från det ekonomiska systemet och de icke-förnyelsebara insatserna från naturen ställda mot de förnyelsebara insatserna från naturen (förnyelsebara är här de resurser som återbildas med minst samma hastighet som uttaget). Ett *uthållighetsindex* (sustainability index) kan tas fram genom att dividera emergivinstkvoten med

miljöbelastningskvoten. Detta index ger enligt Brown & Ulgiati (1997) ett sammanvägt mått på ekonomisk och ekologisk balans.

Emergiansanalysen inkluderar aspekter som ofta inte tas upp i andra analyser t ex försöker man lösa problemet med att värdera biologisk mångfald genom att värdera genetisk information högt och därigenom få höga värden för att ersätta hotade arter (Odum 1996, s 117 och 239). För närvarande används och utvecklas metoden främst inom den akademiska världen.

Både exergi- och emergiansanalyser kan ses som utvärderingsmetoder som kan användas på ett brett spektrum av system. Man fokuserar på användningen av naturresurser uttryckta i olika energimått. De indata som behövs är olika typer av naturresurser som sedan räknas om till relevanta energimått. De orsakssamband som modelleras är i första hand fysikaliska sådana. Oftast används dessa emergiansanalyser i bokförande, statistiska analyser men kan i princip göras mer dynamiska. Oftast används analyserna för att kartlägga ett system men de kan också användas optimerande eftersom allt vägs samman till ett enda resultat. Exergi – och emergiansanalyser är inte standardiserade. Exergi- och emergiansanalyser kan i princip kombineras med andra verktyg. Ett exempel är att använda exergiansanalyser i samband med LCA där exergi används som ett mått på resursanvändningen (Finnveden and Östlund, 1997).

Emergi- och exergiansanalyser diskuteras bland annat i Brown and Ulgiati (1997), Lagerberg (1999), Odum (1996), Hovelius (1997), Kåberger (1991), Wall (1986) och Szargut et al (1988).

4.5 Ekologiskt fotavtryck, EF

Det ekologiska fotavtrycket beskriver, liksom energi- och materialflödesanalyser främst resursutnyttjande och illustrerar samtidigt människans beroende av ekosystemens tjänster. Resultaten presenteras i ytenheter, vilket beskriver den yta det studerade objektet är beroende av. Ekologiska fotavtryck kan beräknas för regioner och nationer, men också för enskilda aktiviteter, t ex olika former av vattenbruk (Folke *et al.* 1998).

Det ekologiska fotavtrycket är en metod som ofta sammankopplas med jämlik resursfördelning och ”carrying capacity”, vilket Wackernagel och Rees (1996) använder i betydelsen den maximala börda mänskligheten kontinuerligt kan lägga på miljön utan bestående konsekvenser. Det ekologiska fotavtrycket beskriver då hur stor areal, land och hav, som behövs för att underhålla det mänskliga samhället. Detta kan sedan jämföras med den produktiva yta som verkligen finns tillgänglig. Genom att räkna ut ett globalt genomsnittsvärde för hur stor areal som finns tillgänglig per person kan man även inkludera jämlik fördelning av resurser. I andra studier (ex Folke 1998) används verktyget för att påvisa människans beroende av ekosystemet runt om oss och de ofta glömda ekosystemtjänsterna belyses (ekosystemtjänster kan vara t ex pollinering, produktion av grundvatten och upptag av koldioxid (Daily 1997).

Beräkningar av ekologiska fotavtryck ger pedagogiska och lättförståeliga resultat som kan användas vid undervisning, samhällsinformation, etc för att väcka medvetenheten om vårt beroende av det ekosystem vi lever i. Ekologiska fotavtryck kan användas som kompletterande beslutsunderlag i många frågor, eftersom ekosystemtjänster ofta ”glöms bort” (Folke 1998).

Analyser av ekologiska fotavtryck kan ses som utvärderingsmetoder som kan användas på ett brett spektrum av system. Man fokuserar på användningen av naturresurser uttryckta i areamått. De indata som behövs är beskrivningar av de studerade systemen i termer av resursutnyttjande och vissa typer av emissioner som sedan räknas om till relevanta areamått. De orsakssamband som modelleras är i första hand fysikaliska sådana. Oftast används dessa analyser i bokförande, statistiska analyser men kan i princip göras mer dynamiska. Oftast används analyserna för att kartlägga ett system men de kan också användas optimerande eftersom allt vägs samman till ett enda resultat. Ekologiska fotavtryck är inte en standardiserad metod. Man kan läsa mer om ekologiska fotavtryck ibland annat Folke et al (1997 och 1998), Wackernagel et al (1997) och Wackernagel and Rees (1996).

4.6 Riskanalyser

Riskanalyser kan utföras på många olika sätt. De är analysverktyg som främst används i framåtblickande syfte, för att bedöma risker på olika plan och för olika aktörer. Påverkan direkt på människa och/eller miljö kan inkluderas, risker kan vara diffusa eller specifika och de kan vara operationella eller kopplade till olyckor (SETAC Europe 1997). Riskanalyser används även på andra områden än miljö och hälsa.

Generellt kan sägas att risken beräknas som en funktion av sannolikheten för en oönskad händelse och konsekvensen av denna händelse. Sannolikheter och konsekvenser skattas eller beräknas på olika sätt. Riskanalyser kan vara kvalitativa (beskrivande), semikvalitativa (jämförande, rangordnande) eller kvantitativa (där sannolikhet, omfattning och konsekvens kvantifieras) (KemI 1995 och Ryberg 1998).

Riskbedömning och riskanalys är två begrepp som ofta används synonymt (KemI 1995). Nedan kommer begreppet riskanalys att användas både för bedömningar av risker med kemikalier och för risk för olyckor.

Riskanalys för kemikalier

I alltför stora doser ger alla substanser negativa effekter. Med riskanalyser för kemikalier vill man bedöma den risk som är kopplad till användning av en viss substans. Risken kan sedan jämföras med den nytta som fås genom substansens användning, eller mot en förutbestämd nivå för acceptabel risk. Riskanalys för kemikalier är ett framåtblickande analysverktyg som består av ett antal olika steg (Andersson & Lindvall 1995; European Commission 1993 och KemI 1995). Det första steget, *faroanalysen*, består av faroidentifiering där möjliga oönskade effekter påvisas, dos-responsanalys som används för att kvantifiera effekter och en översiktlig exponeringsbeskrivning. Efter faroanalysen följer en mer detaljerad *exponeringsanalys* där intensitet, frekvens och varaktighet bedöms. Informationen från de ovanstående analyserna summeras slutligen i en *riskkaraktisering*. Risken beskrivs därmed utifrån aspekter som allvarlighet, sannolikhet för

specificerade skador, känsliga grupper, säkerhet och osäkerhet, antaganden mm (KemI 1995, s23).

”Målsättningen för varje riskbedömning är att så noggrant och realistiskt som är motiverat i det enskilda fallet beskriva sannolika hälso- och miljöeffekter av exponering för en enskild substans eller en grupp av kemikalier. Om möjligt skall bedömningen även omfatta en uppskattning av sannolikheten för att skada skall uppkomma (KemI 1995, s 5).

Vad som täcks in av riskanalysen och hur detaljerad den är kan variera beroende av bl. a behov, tillgängliga resurser, tillgängligt vetenskapligt underlag och preliminära resultat från en första översiktlig bedömning (KemI 1995).

Riskanalys för kemikalier kan användas för ett flertal ändamål. Den kan användas av myndigheter för att definiera vilka risker som kan anses godtagbara, sätta gränsvärden, och för att reglera risker, av företag och industri för att avgöra om risker orsakade av deras processer håller sig inom godtagbara ramar och av ideella organisationer t ex för att argumentera mot risktagande (SETAC Europe 1997). En av delarna i en riskanalys, faroanalysen, kan också användas för klassificering och märkning av ämnen (KemI 1995, s 12 och 16).

Riskanalys för olyckor

Riskanalys för olyckor är en del av en riskhanteringsprocess. Riskanalysen inkluderar i regel inventering av risker, analys av risker och ibland också värdering av risk. Riskanalys beskrivs av Räddningsverket (2000) kortfattat på följande sätt. Det första steget är att inventera och identifiera tänkbara olyckor och riskkällor (t ex gasoltank eller höghastighetståg), riskobjekt vilka innehåller flera riskkällor (t ex transportleder för farligt gods) och skyddsobjekt (t ex boende och vattentäkter), samt att sammanställa olycksstatistik mm. Betydelsen av de identifierade riskerna bedöms sedan som en funktion av sannolikhet och konsekvens av oönskade händelser. Sannolikhet kan bedömas med hjälp av bl.a. olycksstatistik och erfarenheter från inträffade olyckor. Konsekvenserna bedöms genom uppskattning och/eller beräkning av identifierade riskkällors skadepotential och skadeverkningar. Med hjälp av sannolikhet och konsekvens kan sedan en sammanfattande bedömning av risknivå göras. Det kan göras matematiskt eller genom att grovt rangordna olika olyckstyper i en riskmatris.

Riskhantering utförs för ett avgränsat system, som kan vara ett län, ett sjukhus upptagningsområde eller en verksamhet av något slag (Räddningsverket 2000). Riskanalyser används för att bedöma de risker en viss verksamhet, t ex en industri eller en vägsträckning, ger upphov till och detaljeringsgraden varierar. Vilken miljöpåverkan som hanteras i konsekvensbedömningen kan också variera.

Riskbedömningar kan göras på många olika objekt och på olika sätt. Här skiljer vi mellan två ganska olika typer: Riskbedömning av kemikalier som fokuserar på förutsägbara effekter av kemikalier i deras normal användning, samt bedömningar av olycksrisker som ofta fokuserar på anläggningar (projekt) och olyckor som man inte vill ska inträffa. Riskbedömning av kemikalier kräver indata om kemikaliernas användning och de emissioner detta kan tänkas ge upphov till.

Sedan modelleras kemikaliernas öden i ekosystemen med naturvetenskapliga indata och effekter modelleras med toxikologiska indata. För olycksbedömningar krävs information om de tekniska systemen. De orsakssamband som modelleras är både naturvetenskapliga och tekniska. Modellerna ger framför allt statistiska beskrivningar av systemen. Verktøyen är delvis väl definierade eftersom det krävs olika typer av riskbedömningar för vissa kemikalier och olycksrisker för vissa typer av anläggningar. Sålunda har metoder för riskbedömning av kemikalier bland annat beskrivits av EU och OECD (t.ex. Eduljee, 1999). I Sverige är Kemikalieinspektionen och Räddningsverket ansvariga myndigheter. Mer information finns på deras hemsidor (www.kemi.se samt www.raddningsverket.se).

4.7 Miljökonsekvensbeskrivning, MKB

Miljökonsekvensbeskrivning (MKB) är ett framåtblickande processverktyg. Benämningen miljökonsekvensbeskrivning syftar till en process, men också till ett dokument och ett beslutsunderlag. Målet är att bedöma miljökonsekvenser av planerade verksamheter och åtgärder innan dessa påbörjas, samt att presentera alternativ för lokalisering och utförande. Ett så kallat noll-alternativ beskrivs också, vilket är ett alternativ där ursprunglig aktivitet (eller avsaknad av aktivitet) fortgår.

MKB krävs i lag enligt miljöbalken. Kraven på en svensk MKB avser vad som ska presenteras och förklaras och inte hur själva utredningen ska gå till.

“Syftet med en miljökonsekvensbeskrivning är att identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som en planerad verksamhet eller åtgärd kan medföra dels på människor, djur, växter, mark, vatten, luft, klimat, landskap och kulturmiljö, dels på hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt, dels på annan hushållning med material, råvaror och energi. Vidare är syftet att möjliggöra en samlad bedömning av dessa effekter på människors hälsa och miljön.” (Miljöbalk 1998:808, 6 kap. 3§)

Detaljeringsgraden, samt vilka olika miljöaspekter som hanteras kan variera. Någon avgränsning, geografisk eller i tiden, vad gäller miljöpåverkan finns inte inbyggt i metoden. Verktøyet används av aktörer (företag, industri, myndigheter) som söker tillstånd enligt någon av de lagar som kräver MKB. Det kan också användas för att synliggöra miljöfrågor vid planering (t ex kommunal översiktsplanering). Boverket (1997) understryker att det är viktigt att en MKB integreras med projektutvecklingen men samtidigt behåller sin integritet, dvs opartiskhet. En MKB görs platsspecifikt, dvs effekter av lokala utsläpp kan bedömas med hänsyn till den mottagande omgivningens förutsättningar. För att få en heltäckande miljöbedömning är det dock av vikt att inte enbart se till lokala effekter, trots denna platsspecificitet.

När en MKB utförs har också allmänheten rätt att göra sin röst hörd. Tyvärr kan det nog ofta vara så att processen är alltför långt gånge för att en givande diskussion ska kunna föras, men utrymme för förklaringar och förtydliganden kan finnas. Enligt miljöbalken måste MKB och miljöfrågor komma in tidigare i en process än vad som hittills skett (Miljöbalk 1999:808, 6 kap).

Trots detta är MKB begränsad av att den används för planerade projekt och många parametrar är därmed redan fastlåsta.

En MKB görs för ett projekt som kan vara till exempel en anläggning, fabrik eller väg. Bedömningen ska enligt ovan omfatta hälsa, miljö, men också resursanvändning. Eftersom MKB är ett processverktyg kan det innehålla flera olika typer av analytiska verktyg. Olika analytiska verktyg kan kräva olika typer av indata. Generellt så krävs dock information om tekniska prestanda på det relevanta projektet i form av emissioner och resursanvändning. Om sedan exempelvis spridningsberäkningar utförs krävs också meteorologiska data som indata. I sådana fall ingår olika typer av naturvetenskapliga orsakssamband i analyserna.

Om en MKB ska ge en samlad bedömning av olika effekter krävs i princip en bedömning av en anläggnings dynamiska effekter. I praktiken görs dock betydligt mer begränsade bedömningar. Eftersom MKB är ett processverktyg lämnas ett stort spelrum för vilka typer av bedömningar som ska göras. I praktiken är det upp till utförare och granskande myndighet att bestämma vilka typer av bedömningar som krävs. En MKB kan innehålla flera olika typer av analytiska verktyg som beskrivs nedan. Man kan också tänka sig kopplingar till Strategiska Miljöbedömningar, se nedan.

Vid SLU finns ett Centrum för miljökonsekvensbeskrivningar. Där kan finns en ”helpdesk” och vidare länkar, se www-mkb.slu.se. Mer information finns bland annat i Boverket (1997), Glasson et al (1999), Petts (1999) och RRV (1996).

4.8 Strategisk miljöbedömning, SMB

Strategiska miljöbedömningar (SMB) används vid framtagandet av policy, program och planer (PPP). SMB kommer in tidigare i en beslutsprocess än MKB, som appliceras på redan planerade projekt. SMB kompletterar således MKB. Den strategiska miljöbedömningen ska göra det möjligt att överväga fler alternativa lösningar innan alltför många parametrar är fastlagda.

SMB är ett nytt verktyg och för närvarande pågår arbete med att ta fram riktlinjer för verktyget både på nationell nivå och inom EU. Generellt kan sägas att metodiken måste anpassas efter varje beslutssituation. Det finns olika tolkningar av vad som bör ingå i en SMB, enbart miljöaspekter eller hela hållbarhetstanken, inkluderande sociala och ekonomiska aspekter. Här fokuseras på miljöaspekter. Thérivel & Partidário (1996) beskriver två alternativa SMB processer, den ”integrerade” SMB:n som påbörjas samtidigt som och integreras i beslutsprocessen och den ”samtäckande” SMB:n där miljöaspekterna kommer in först i ett auktoriseringssteg. Den sistnämnda liknar mer en MKB då den inte påverkar grunden till beslutet utan till viss del får utgå ifrån förutbestämda parametrar och Thérivel och Partidário förordar den förra.

Meningen är att en strategisk miljöbedömning ska underlätta bedömningen av indirekta, kumulativa och synergistiska effekter då beslut om påverkan kan sambedömas med andra planerade/pågående aktiviteter. Att genomföra detta kommer dock att vara resursintensivt. Komplexiteten i själva beslutsprocessen ökar också vid högre strategiska nivåer då beslut på dessa nivåer kan vara diffusa och svårdefinierade. Thérivel & Partidário (1996) beskriver

förekomsten av ett visst motstånd mot att förändra traditionella tillvägagångssätt, men betonar att en integrerad SMB öppnar upp för dialoger mellan olika parter, vilket kan öka effektivitet och flexibilitet på flera plan. Det är viktigt att ta hänsyn till miljöaspekter innan komplexiteten reduceras till alltför grova förenklingar. Fler skadebegränsande åtgärder kan också komma på tal ju tidigare i beslutsprocessen de beaktas, vilket kan vara kostnadseffektivt. Allmänhetens deltagande ingår som en viktig del i SMB. Hur deltagandet ska ske kan lösas på olika sätt beroende av beslutsprocess.

Inom EU finns ett direktiv för ”bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan” (direktiv 2001/42/EG, finns bland annat tryckt i Nilsson et al, 2001). EU direktivet håller nu på att implementeras i svensk lagstiftning.

Strategisk miljöbedömning är ett processverktyg och kan därför innehålla flera olika analytiska verktyg (Finnveden et al, 2003). En SMB kan också innehålla olika typer av framtidsstudier i processen (*ibid*).

Det ovan nämnda MKB-centrum vid SLU behandlar även SMB. Mer information finns också bland annat i Balfors (1997), Naturvårdsverket (2000, 2001), Partidário (1999), Partidário and Clark (2000), Thérivel och Partidário (1996), Thérivel et al (1992), .

4.9 Miljöledningssystem med miljörevision

Ett miljöledningssystem innebär generellt att ett företag eller en organisation tar på sig att utvärdera och förbättra sitt miljöarbete. Utvärderingen av miljöarbetet sker genom en sk miljörevision. Miljörevisionen kan ses som ett verktyg för miljöbedömning inom miljöledningssystemet, vilket då är mer en process. Miljöledningssystemet fungerar som ett sätt att åtgärda brister som upptäckts vid miljörevision och förbättra verksamhetens miljöanpassning.

EMAS (Eco Management and Audit Scheme) och ISO14001 (International Standards Organisation) är två standarder för miljöledningssystem och inom båda dessa finns även riktlinjer för miljörevision.

Miljörevision

Miljörevision beskrivs av Almgren *et al.* (1996, s 23) som ”*en systematisk, dokumenterad, periodisk och objektiv värdering från miljösynpunkt av miljöorganisationen*” och den underlättas om det finns ett utbyggt miljöledningssystem att revidera. Objektet är alltså för detta verktyg ett företag, eller någon annan organisation, och mer specifikt ett företags miljöorganisation. Miljörevisionen utförs för att företagsledningen ska få ett underlag för bedömning av företagets (eller organisationens) miljöpåverkan och kunna avgöra om dess miljöarbete/miljöledning fungerar. Den kan också användas för att kontrollera att miljölagstiftning efterföljs och för att ge en fördelaktig position vid tillkomst av nya miljölagar. Riktlinjer presenteras i ISO-standarder

och även i utkastet till ny förordning rörande EMAS (se t ex Europeiska Rådet 2000 och ISO 1996a, b)

I utkastet till ny förordning rörande EMAS (EU-Kommissionen, 1999) presenteras sex steg som bör ingå i revisionsprocessen (egen översättning): Förståelse av ledningssystemet, utvärdering av ledningssystemets styrkor och svagheter, insamling av data och information, utvärdering av granskningen, förberedelse av revisionens slutsatser samt skriftlig rapportering av iakttagelser och slutsatser. Revisionen ska avslutas med att en plan görs för lämpliga åtgärder som ska följas upp på lämpligt sätt. Hur utvärderingen går till och vilka slag av miljöpåverkan som inkluderas varierar.

Miljörevision är inget engångsverktyg utan ska användas kontinuerligt för att följa upp verksamhetens miljöarbete.

För att utföra en miljörevision behövs en organisation att revidera. En miljörevision är huvudsakligen tillbakablickande. Kopplingar till andra verktyg kan finnas. Exempelvis så diskuteras användningen av LCA i miljöledningssystem av Zobel et al (2002).

På hemsidan Miljöledningssystemmarknaden som drivs av Miljöstyrningsrådet finns mer information både om ISO 14000 och EMAS (www.miljostyrning.se). Information om EMA kan bland annat hittas på www.europa.eu.int/comm/environment/emas. Mer information finns också i Henricson et al (2000).

5. DISKUSSION OCH SYNTES

De verktyg som har presenterats i denna rapport hänför sig till tre olika typer av system: ekonomi-, energi- och miljösystem. Några viktiga komponenter i dessa system illustreras i figur 5.1. I alla tre ingår människor som beslutsfattare. Verktyg för alla systemen kan användas för att analysera policyåtgärder. Men de olika områdena fokuserar på olika typer av beslut och olika typer av effekter av policyåtgärder. De tre typerna av system studeras traditionellt var och en för sig i olika vetenskaper. De hänger emellertid intimt samman och studeras därför i allt högre grad i ett och samma sammanhang. Det kan vara värdefullt med en översikt över de olika angreppssätten inom respektive område, för att få en bild av svårigheterna och möjligheterna med att föra samman verktyg ur de olika traditionerna. De grundläggande komponenterna i de modeller och verktyg som används inom de olika områdena är tämligen olika (se fig 5.1), vilket medför att analyserna kan vara svåra att jämföra och att sammanföra.

<i>System</i>	<i>Exempel på komponenter</i>
Ekonomisystem	branscher, konsumenter/individer
Energisystem i	bränsle,

samhället/teknosfären	anläggning, tekniker
Miljösystem i samhället	ekosystem, utsläpp

Figur 5.1 Ekonomi-, energi- och miljösystemen och några vanliga, ofta särskiljande, komponenter i analysen

Inom ekonomin är det *aktörer* som studeras: producenter, konsumenter, stat, kommun och landsting, eller, om vi rör oss på internationell nivå, nationer. Eftersom vi här talar om nationalekonomiska analyser så är det ofta branscher, nationer och konsumenter (på aggregerad nivå) som analysen inriktar sig på. De frågor man ställer sig i en konsekvensanalys ur detta perspektiv är: *Hur påverkas ekonomin? Vilka aktörer berörs?*

Individen kommer in dels som konsument – av både varor och tjänster och av välfärd i mer generell mening – och som arbetskraft. Arbetslöshet är en viktig aspekt. Handel är en annan fråga som hanteras inom ekonomisfären – effekterna på import och export, samt, inom miljöekonomin, handelns miljöeffekter.

På energiområdet är det framförallt *tekniska*, eller sociotekniska, *system* som studeras. Utgångspunkten är ofta ett givet behov av energi eller energitjänster i ett geografiskt område, t ex världen, Norden, Sverige eller en kommun. Det kan också vara ett visst bränsle eller en typ av anläggning som studeras. De frågor man ställer sig är *Hur påverkas kostnaden för energiförsörjningen? Hur förändras energisystemen?* Människan kommer in som producent och som användare av den levererade energin.

Inom miljöområdet, slutligen, studerar man *miljöpåverkan* av samhällets aktiviteter. Man tittar på påverkan på olika typer av ekosystem, hur stora mängder utsläpp som genereras etc. En fråga man vill besvara är: *Hur påverkas miljön?* Utgångspunkten kan vara olika system i samhället, t.ex. ett företag eller en produkt. Det kan också vara enskilda hushåll eller människan som konsument.

Värt att notera är att människans preferenser (t. ex. för olika varor, avvägning mellan fritid och konsumtion) inte ingår vare sig i energi- eller miljösfären. I ekonomin står mänskliga preferenser i centrum, både när det gäller konsumtions- och välfärdsteori.

Eftersom fokus inom de olika områdena är olika, kommer naturligtvis också verktygen vara uppbyggda på mycket olika sätt. Detta leder till svårigheter när man vill integrera de skilda aspekterna med varandra. Det får konsekvenser också för vilka data som finns på de olika områdena och vilken indelningsgrund som används. Ekonomiska data och miljödata var traditionellt uppbyggda på helt olika sätt, vilket kraftigt hämmade möjligheten att göra integrerade miljöekonomiska analyser. Detta uppmärksammades dock i början på 90-talet och nu har en ny del av statistiken, miljöräkenskaperna, vuxit fram som kombinerar miljöstatistik med den ekonomiska statistiken i nationalräkenskaperna.

De olika verktygen kan också ses i en konsekvensordning. Utgångspunkten för denna studie är bland annat att vi är intresserade av verktyg som kan användas för att bedöma konsekvenser av

olika miljörelaterade förändringar i samhället. De samhällsekonomiska verktygen, allmänjämviktsmodeller och ekonometriska modeller, syftar till beskriva konsekvenser för hela eller delar av den nationella ekonomin till följd av någon miljörelaterad policyförändring.

De samhällsekonomiska förändringarna kan leda till förändringar inom olika tekniska system. Förändringar i energisystemet modelleras i energisystemmodellerna. För att dessa ska kunna användas behövs dock ofta indata från andra källor om exempelvis samhällsekonomiska förändringar. Dessa indata skulle kunna tas från de samhällsekonomiska modellerna. Omvändningen gäller naturligtvis också – förändring i de tekniska systemen påverkar samhällsekonomin, och resultat från energisystemmodellerna kan tjäna som indata till de samhällsekonomiska modellerna.

Förändringar i samhällsekonomin och tekniska system leder till miljökonsekvenser. De miljösystemanalytiska verktygen har till syfte att beskriva dessa. Som indata till dem krävs ofta beskrivningar av de tekniska och ekonomiska systemen. Sådana indata skulle kunna tas från ekonomiska och energisystemmodeller.

För att föra in välfärdsaspekter i de ekonomiska analyserna kan man vilja värdera miljöeffekter, för att se hur de påverkar ekonomin och välfärden. Detta kan göras med olika typer av ekonomiska värderingsmetoder. Sådant används både i CBA, LCA och i miljöräkenskapsammanhang. Vissa av de miljösystemanalytiska verktygen kan också ses som förenklade värderingsmetoder. Metoder att vikta samman naturresursanvändning till en enda parameter i form av energi, massa eller ytanvändning kan alla ses som alternativa värderingsmetoder.

5.1 Verktygens studieobjekt

De verktyg som beskrivits i denna rapport rör sig alla inom området samhälle/miljö. De har utvecklats för olika ändamål och skär därför s.a.s. området på olika ledder. Somliga utgår från den fysiska verkligheten och har fokus på olika typer av substanser eller material (SFA, MFA). Andra utgår från produktionen och följer produktionskedjan för en viss vara eller funktion (LCA, LCC). Ekonomimodellerna utgår från en representation av ekonomin (produktion och konsumtion av varor och tjänster och därmed förknippad användning av kapital, arbetskraft och naturresurser), där genereringen av restprodukter (utsläpp, avfall) kopplats på i efterhand. Energimodellerna i sin tur utgår från produktionen av energi, olika tekniker, och system för energiförsörjningen. Finnveden och Moberg (2003) har gjort en matrisrepresentation av relationen mellan verktygen, som utgår från vilka objekt de fokuserar på. Här har vi placerat in energi- och ekonomimodellerna i denna karta (figur 5.2). Därvid har vi också utökat objektlistan med *bransch*. Till detta objekt hänförs sådana verktyg/modeller som avbildar *en* bransch/sector, t.ex. skogsbranschen eller energisektorn. Modeller som avbildar samband *mellan* olika branscher hänförs däremot inte hit.

I figur 5.2 kan man se att några av verktygen inte är objektspecifika. Det gäller energianalyser, materialflödesanalyser och ekologiska fotavtryck. Dessa kan ses som olika sätt att hantera miljöbedömning. Inom dessa varianter kan mer objektspecifika verktyg utvecklas, som t ex MIPS – en materialflödesanalys med en produkt eller funktion som objekt. Enligt Petts (1999) kan

också LCA betraktas som ej objektspecifikt av användare som ser det mer som ett koncept att applicera på olika objekt och inom detta koncept kan olika verktyg användas. Det handlar i det fallet kanske mer om konceptet *livscykel tänkande*. Ett *koncept* i den här meningen beskrivs av Baumann och Cowell (1999) som en idé om hur hållbarhet kan nås, medan *verktyg* är metoder som ska stödja idén och ge underlag som gör det möjligt att fatta beslut som leder till hållbar utveckling. Ekologiska fotavtryck används främst på regioner och nationer (Wackernagel & et al. 1997), men också på aktiviteter som t ex fiskodling (Folke *et al.* 1998). Begreppet ekologiskt fotavtryck skulle dock även kunna ge upphov till verktyg med fokus på andra objekt. Hur objektspecifikt ett verktyg är skulle kunna vara en fråga om hur väl utvecklade och detaljerat beskrivna de verktyg som ska stödja ett koncept är.

Verktygen delas i figur 5.2 även upp med avseende på vilka typer av påverkan de tar upp. Vissa verktyg, så som energi- och materialflödesanalyser, beskriver anspråktagande av naturresurser, medan andra, t ex riskanalyser, koncentrerar sig på miljöpåverkan (ofta inklusive human hälsa). Det finns också verktyg som försöker täcka in både miljöpåverkan och naturresursanvändning, ett exempel på det är LCA. Slutligen finns det de som utöver dessa aspekter även belyser olika typer av ekonomiska aspekter, t.ex. CBA (sambällsekonomska konsekvenser) och LCC (kostnader ur företagsperspektiv).

Eftersom ”ekonomiska” aspekter kan avse olika saker beroende på vilket perspektiv man anlägger, har vi skilt på olika typer av ekonomiska aspekter i matrisen. ”Kostnader” avser direkta kostnader, t.ex. drifts- och investeringskostnader för åtgärder att minska utsläppen i en bransch eller i ett företag. I kostnaderna kan också ingå andra poster som påverkar aktörens ekonomi, såsom förändringar i skatter och avgifter på grund av åtgärden. ”Makroekonomiska effekter” avser den effekter på den nationella nivån inklusive indirekta effekter, dvs prisförändringarnas påverkan på den ekonomiska strukturen och efterfrågemönstret. ”Totala samhällsekonomska aspekter” avser effekten för alla påverkade parter inklusive både externa effekter som indirekt påverkar någons plånbok och rena välfärdseffekter.³

Vad som ingår i bedömningar av naturresursanvändning och miljöpåverkan kan också variera. Kanske särskilt vad gäller miljöpåverkan där svårbedömda aspekter, som biologisk mångfald och toxikologiska effekter, ofta hanteras på ett otillfredsställande sätt eller inte alls. Detta är ett generellt problem vid miljöbedömning eftersom datatillgången är begränsad, liksom kunskapen om effekter (se t ex Finnveden 2000). Vad gäller naturresurser är markanvändning en faktor som inte heller alltid kommer med. I de verktyg som enbart inkluderar naturresursanvändning väljer man att inte bedöma effekter av olika slag. Samtidigt ligger det en värdering i att utföra analysen helt baserad på input-data. Att bara hantera input-sidan kan i vissa fall innebära fördelar, som mer lättillgängliga data och färre dataluckor, kanske särskilt för energianalyser. Energianalyser kan också tjäna som användbara approximationer i jämförelser mellan olika alternativ, då en stor del av den totala miljöpåverkan ofta härrör just från energianvändning.

Den rumsliga nivån är av betydelse då miljöbedömningar görs. MKB är plats specifika och hanterar främst lokal och till viss del regional påverkan, global påverkan kan saknas i MKB

³ Språkbruket är något oegentligt, eftersom ”sambällsekonomska effekter” ibland används synonymt med ”makroekonomiska effekter”. Men för att kunna skilja på effekter på den nationella ekonomin, t.ex. allmänjämviktseffekter, och välfärdseffekter, så använder vi här denna ovan givna definitionen.

(Tillman *et al.* 1997), men det är ingen för MKB inneboende egenskap, utan globala effekter bör ingå i miljöbedömningen. LCA är istället mer platsberoende och emissioner hanteras oftast på samma sätt var och när de än sker. I LCA hanteras därför påverkan mer generellt, global, regional och lokal påverkan bedöms mer övergripande (utveckling mot mer platsberoende varianter pågår dock, exempelvis Potting 2000; Udo de Haes *et al.* 2002).

I många av de beslutssituationer där man behöver använda sig av miljösystemanalytiska verktyg kan det tänkas vara önskvärt med framåtblickande utsagor om påverkan. En viktig aspekt är därför om verktyget ger en beskrivning av hur något varit, bokförande, eller ger en förutsägelse om vad som kan tänkas ske. Vissa verktyg är specifikt utvecklade för den ena eller andra funktionen, men de allra flesta skulle kunna användas på båda sätt. Miljörevision är per definition grundad på bokförande system, medan den görs inom ett framåtblickande och operationellt miljöledningssystem. MKB och SMB är processverktyg som enbart används för att bedöma eventuell framtida påverkan. De andra verktygen som presenterats ovan är i många fall ursprungligen använda på ett bokförande sätt. LCA-metoden utvecklas allt mer mot framåtblickande varianter och på liknande sätt kan även metodiken för andra verktyg modifieras.

För alla metoder gäller att transparens är av stor vikt för att beslutsunderlaget ska kunna utvärderas och eventuellt omvärderas. Dataluckor, teknikval, metodikval, antaganden om omvärldsfaktorer, mm finns med vid alla miljöbedömningar och deras inverkan på resultaten kan vara mer eller mindre svårbedömda. Det är hur som helst av stor vikt att användare av resultat från en studie också har tillgång till kunskap om de val och antaganden som gjorts, så att denne kan göra en egen bedömning med avseende på t ex robusthet och relevans. Frånvaro av transparens framhålls som en särskilt stor risk för metoder där resultat presenteras som en enda siffra. Det är då viktigt att presentera vad som ligger bakom den aggregerade siffran. CBA anklagas ibland just på grund av detta för att vara intransparent; bland många utövare är i själva verket den tydliga processen bakom siffrorna en av metodens styrkor. Problemet uppkommer när de aggregerade siffrorna börjar leva sitt eget liv och används utan hänvisning till hur de tagits fram.

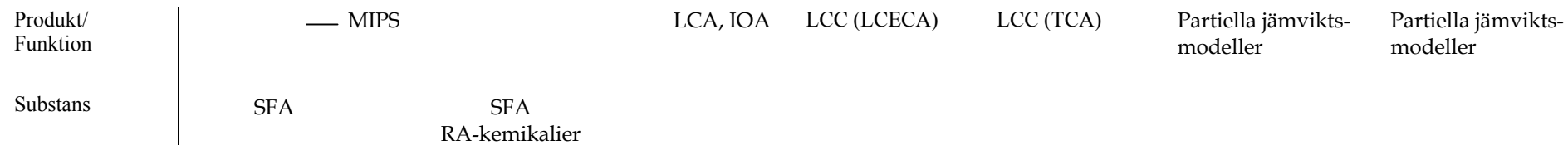
De flesta av de verktyg som beskrivits här är främst kvantitativa. Det bör betonas att information som bättre beskrivs kvalitativt inte för den skull bör förringas.

En viktig skillnad mellan beskrivande verktyg som SMB, LCA och CBA och simulerande verktyg som energi- och ekonomimodeller är att man i de simulerande verktygen kan få med även indirekta effekter. Säg att vi vill studera ett ganska stort projekt som kan förväntas påverka kostnaderna för flera aktörer. I en CBA kan man då beräkna kostnader för projektet och vilka kostnader projektet orsakar de påverkade aktörerna. Men hur dessa prisförändringar påverkar efterfrågan, vilka branscher som växer och vilka som minskar till följd av detta och hur det i sin tur påverkar det ekonomiska utfallet av projektet, ingår inte i CB-analysen, vilket det däremot gör i en CGE-modell. I energimodellerna modelleras utbud och efterfrågan på energi och hur t.ex. en teknisk förändring påverkar hur energisystemet kommer att se ut. Den totala efterfrågan är däremot exogen antagen och förändras inte på grund av förändringarna inom energisystemet. I vissa hybridmodeller, t.ex. Markal-Macro, där man kopplat en ekonomisk modul till energimodellen, får man emellertid med dessa återkopplingar mellan energisystemet och makroekonomin.

Förkortningar i figur 5.2

CBA	Cost-Benefit Analysis
DMC	Direkt inhemsk materialkonsumtion (Direct Material Consumption)
DMI	Direkt materialinflöde (Direct Material Input)
EF	Ekologiska fotavtryck
En	Energianalys
IAM	Integrated Assessment Modeling
IOA	Input-Output-analys
LCA	Livscykelanalys
LCC	Livskostnadsanalys (Life Cycle Cost analysis)
MFA	Materialflödesanalys
MIPS	Material Intensity Per Unit Service
MIR	Miljöräkenskaper
MKB	Miljökonsekvensbeskrivning
RA	Riskanalys
SFA	Substansflödesanalys
SMB	Strategisk miljöbedömning
TMR	Total materialinflödet (Total Material Requirement)

Objekt \ Påverkan	Naturresurser			Miljöpåverkan	Naturresurser och miljöpåverkan	Kostnader, naturresurser och miljöpåverkan	Totala samhälls-ekonomiska aspekter (inkl välfärdseffekter), naturresurser och miljöpåverkan	Makroekonomiska effekter, naturresurser och miljöpåverkan	Makroekonomiska effekter
	En.	EF	MFA						
Policy, planering, program och projekt				RA-olyckor	<i>SMB och MKB</i>	Energimodeller (Markal, Modest, Primes, Genie, Nelson, Martes, Heatspot) IAM (RAINS, Merlin)	CBA Merlin	IOA, CGE-modeller (EMEC, GEM-E3) ekonometriska modeller (E3ME) hybridmodeller (Markal-Macro)	IOA, CGE-modeller ekonometriska modeller
Administrativt/geografiskt område (kommun, nation, EU, etc.)				TMR, DMI DMC	MIR, IOA	Energimodeller (Markal, Modest, Primes, Genie, Nelson) IAM (RAINS, Merlin)	MIR Merlin	MIR, IOA, CGE-modeller (EMEC, GEM-E3) ekonometriska modeller (E3ME) hybridmodeller (Markal-Macro)	SNA, IOA, CGE-modeller ekonometriska modeller
Organisation					Miljöledningssystem med miljörevision	Martes, Modest (fjärrvärmeleverantör)			
Bransch, sektor					MIR	Heatspot (fjärrvärme)		Partiella jämviktsmodeller	Partiella jämviktsmodeller



Figur 5.2. Fokus för de olika verktygen. Bearbetning av figur från (Finnveden och Moberg).

5.2 Relation till framtidsstudier

Många av verktygen som beskrivs här syftar till att beskriva konsekvenser av olika beslut. De är alltså inriktade på att studera framtiden. Man pratar ibland om olika förhållningssätt eller ansatser till att studera framtiden (Dreborg, 2001). Prognoser försöker att indikera troliga framtider. De baseras ofta på trender och mekanismer som man har kunnat studera historiskt. Sådana trender och mekanismer extrapoleras då, mer eller mindre direkt, till prognoser in i framtiden. Prognoser är framför allt relevanta för kortare tidsperioder inom områden där det inte finns anledning att förvänta sig några trender eller dramatiska förändringar. Villkorade prognoser är baserade delvis på prognosmodeller och delvis på scenarier för någon eller några nyckelparametrar. Villkorade prognoser kan då resultera i ett antal scenarier baserade på olika antaganden.

Scenarier är användbara då det finns en kvalitativ osäkerhet om framtiden. Externa scenarier används då de studerade scenarierna är beroende av faktorer som inte kan kontrolleras av den som använder scenarierna. Scenarier presenterar tänkbara framtider. Externa scenarier kan exempelvis användas för att finna strategier som är robusta i en mängd olika framtider.

Om framtiden anses vara möjlig att påverka av den som ska använda scenarierna är policyscenarier eller normativa scenarier av intresse. I ”backcasting”-scenarier börjar man med att formulera mål och framtidsbilder som uppfyller dessa mål kan sedan formuleras. Baserat på detta kan man sedan fundera över hur dessa mål kan uppnås. De antaganden om en ”trolig utveckling” som ligger till grund för många av de verktyg som diskuteras i denna rapport och deras resultat, blir på så sätt problematiserade. Frågan ”vilka trender behövs för att nå målen” kommer i fokus.

Vid strategiska beslut är det viktigt att tänka på att anpassa studien så att framtida konsekvenser kan bedömas på bästa sätt. För att göra sig en bild av de framtida rådande omvärldsfaktorerna, vilka också påverkar konsekvenserna av ett strategiskt beslut, kan man använda sig av någon slags scenariometodik (se t ex Dreborg 1996 och Rescher 1998). De flesta av de verktyg och modeller som diskuteras i denna rapport och som är inriktade på att beskriva framtida konsekvenser vilar i en prognostadition. Detta innebär att det kan vara svårt för de att modellera kraftiga förändringar och olika typer av trender. Exempel på trender som kan få betydelse inom miljö- och energiområdet är teknikgenombrott, politiska förändringar och säkerhetspolitiska förändringar. Själva målet för miljöpolitiken, att uppnå en hållbar utveckling, kan enligt många kräva stora samhällsförändringar som tillsammans kan ses som ett trender. Det finns därför ett behov av att arbeta också med scenariotekniker för att studera möjliga framtida konsekvenser av olika beslut.

5.3 Verktygens användning och begränsningar

De verktyg som ingår i rapporten kan sägas ha det gemensamt att de är generaliseringar av system med många komponenter. Detta innebär att verktygen ofta används och förstås av relativt få personer. Inverkan av valet av systemgränser och av databrist är svår att bedöma för utomstående. Konsekvensmodelleringar av likartade frågeställningar kan ge olika resultat på

grund av t.ex. implicita antaganden, vilket är frustrerande för dem som vill använda sig av modellresultaten. Genom att höja kunskapen om olika befintliga verktyg i relation till varandra och genom att lyfta fram de viktigaste bakomliggande faktorerna till ett resultat, snarare än ett slutresultat i form av en siffra, kunde kanske en del av denna frustration förebyggas. Ett viktigt led i detta är att varje analys åtföljs av en bra beskrivning av de relevanta förutsättningarna i den modell som använts och vilka antaganden som är drivande för resultaten. För miljöekonomiska studier av framtiden generellt är antaganden om energiåtgång, aktivitetsnivå och tillgängliga tekniker samt deras pris av stor vikt för resultaten.

Ett problem med tolkningen av modellresultat är att det ofta finns referenssituationer eller alternativa lösningar för att bemöta ett visst problem som inte ingår i modellerna eller verktygen. Verktyg som ekonomiska modeller kan också ge resultatet att dagens situation är den optimala och att alla åtgärder förefaller vara problematiska, just pga. de antaganden som modellen är uppbyggd av. Det finns således anledning av förhålla sig kritiskt till resultaten från olika verktyg. Det kan också vara så att verktygen pekar på problem med föreslagna lösningar men inte kan föra fram lösningsförslag. I arbetet med cost-benefitanalyser för infrastrukturplaneringen har SIKÄ påpekat vikten av att analysera flera alternativ (SIKÄ, 2002). Generellt sett leder konsekvensanalyser sällan till att förslag omarbetas, och det är därför viktigt att det finns flera icke alltför likartade alternativ att överväga.

Beroende på vilket verktyg man använder för att analysera en viss fråga, så får man naturligtvis olika aspekter belysta. Här nedan tar vi upp några typiska frågor och hur de skulle besvaras i olika verktyg.

Vilka produktgrupper är mest miljöpåverkande?

Både input-outputanalyser och livscykelanalyser behandlar aspekter på den frågan. En IO-analys visar hur stor miljöpåverkan genomsnittet av en viss produktgrupp har. Definitionen av produktgrupperna följer indelningen i nationalräkenskaperna, och den antagna produktionsteknologin är den genomsnittliga för de branscher som producerar produkterna i fråga. I produktgruppens miljöpåverkan inräknas miljöpåverkan från produktionen av råvaror fram till (men alltså inte till och med) slutlig efterfrågan (export, investeringar, konsumtion). Det innebär att miljöpåverkan som uppstår i samband med användningen av produkten ej tas med i en traditionell IO-analys. Avfallshantering räknas som tjänsten avfallshantering och beräknas som en produktgrupp bland andra. Man skulle också kunna använda sig av LCA och titta på en ”typprodukt”. Här finns möjligheten (om data finns) att jämföra olika typer av produktionsteknologier i olika delar av livscykeln. Användningen av produkten liksom olika typer av återvinning/kvittblivning kan också specificeras närmare än i IO-analysen.

Hur kan energiförsörjningen utformas om kärnkraften avvecklas?

Denna fråga berör både energisystemet och den nationella ekonomin, och de relevanta verktygen är därför både energimodeller och ekonomiska modeller. En simulering eller normativ användning av Markal ger den ekonomiskt optimala utformningen av energisystemet givet en exogen ansatt efterfrågan. För en så stor förändring som en kärnkraftsavveckling kan det vara mer lämpligt att använda Markal-Macro, där påverkan på efterfrågan av de nya lösningar för energisystemet beräknas och itereras med Markal. Alternativt kan man iterera med körningar i en CGE-modell med högre disaggregeringsnivå. En simulering i en CGE-modell ger en bild av hur den nationella ekonomin skulle påverkas om kärnkraften skulle tas bort och dagens energisystem i övrigt skulle var oförändrat. Vissa

förändringar kan läggas in exogent, t.ex. en schablonmässig ökning av produktionskapaciteten i värmeverken. Modelleringen av förändring i efterfrågan är avhängigt av priselasticiteterna – hur mycket kommer företagen och hushållen att minska sin energianvändning om priset stiger? – och substitutionseleasticiteterna mellan olika energislag – dvs hur lätt det är för en viss bransch eller för hushållen att gå över till ett annat energislag (exempelvis från elvärme till fjärrvärme för bostadsuppvärmning).

Verktyg som Markal och CGE-modeller har dock viktiga begränsningar. En del hävdar att det är meningslöst att försöka redovisa ett ekonomisk optimalt energisystem för flera decennier (Steen och Agrell, 1991). Detta beror bland annat på att modellerna är beroende av indata, exempelvis energipriser och priselasticiteter, som i långa tidsperspektiv är mycket osäkra. En annan invändning är att modellerna ensidigt fokuserar på det ekonomiskt optimala, vilket gör att de kan missa lösningar som är lite dyrare men har andra viktiga fördelar.

Frågan om hur framtida energiförsörjning kan utformas kan också angripas med helt andra metoder än dem som diskuteras här. Backcasting och olika typer av scenarioteknik är alternativa sätt att generera framtidsbilder av hur energiförsörjningen kan utformas (se avsnittet ovan om Relation till framtidsstudier). Exempel på två färska sådana scenariostudier inom energiområdet är Hedberg et al (2003) och IVA (2003).

Vad innebär den ekonomiska tillväxtprognosen för miljöpåverkan?

Både CGE-modeller och ekonometriska modeller behandlar sådana aspekter, fast på olika sätt. Det svar en allmänjämviktsmodell (CGE-modell) ger på den frågan är helt enkelt en konsistent bild av hur miljöpåverkan skulle bli då ekonomin växer efter att alla anpassningar i ekonomin skett. Modellen är en beräkningshjälp som avbildar en stor del av de komplexa sambanden i ekonomin. Tillväxtprognosen är dock exogent inlagd i modellen, liksom teknikutvecklingen. Om modellen inte innefattar några alternativa teknologier eller dylikt som kan tas i bruk när prisbilderna förändras, så blir resultatet troligen en överskattning av miljöpåverkan. En exogen trend i emissionsintensiteten kan läggas in för att simulera den troliga teknikutvecklingen, men detta ökar naturligtvis inte prognosvärdet. En ekonometrisk modell producerar en ekonomisk prognos, betingat på att de samband som gällt i tidigare perioder fortfarande gäller. I E3ME har man miljökopplingar ungefär som i EMEC. Skillnaden mellan E3ME och en CGE-modell är att prognosen blir påverkad av utvecklingen av energipriserna i E3ME, vilket naturligtvis inte blir fallet om prognosen läggs in exogent som i CGE-modellerna.

Vad kostar en viss utsläppsminskning?

Vilket verktyg som ska användas beror förstås på vilken geografisk nivå som avses och på svaret på den viktiga följdfrågan: för vem?

RAINS används på Europeanivå. I RAINS har man avstått ifrån att modellera makroekonomiska anpassningsmekanismer, eftersom sådana vilar tungt på elasticitetsantagandena, och resultaten därför kan vara svåra att använda i en förhandlingssituation. För att få en bild av de makroekonomiska anpassningarna kan man istället gå till GEM-E3 eller E3ME. Här är emellertid åtgärder för utsläppsminskningar inte lika väl modellerade. Resultaten från RAINS beror på vilka energiscenarier som används. Det är t.ex. viktigt att inkludera de åtgärder som måste göras till följd av klimatpolitiska åtaganden. RAINS har också fått kritik för att åtgärderna som ingår är av end-of-pipekaraktär vilket exempelvis innebär att effektiviseringsåtgärder inte ingår i modellen (IPSEP, 2000 och Ågren, 1999). Systemlösningar som t ex industriell ekologi finns inte heller representerade i dessa modeller.

Om frågan avser en förändring inom ett land så beror valet av verktyg på omfattningen av åtgärden. Fördelen med att köra en multinationell modell är att relationen till omvärlden och priserna i omvärlden kan modelleras, vilket kan ge en bättre bild av hur utrikeshandeln påverkas. En nationell CGE-modell ger ett svar på vad det totala nettot blir av kostnader och makroekonomiska effekter, men utrikeshandelseffekterna blir inte realistiska om omvärldspriserna påverkas av åtgärden. Om omvärldspriserna kan förväntas vara opåverkade av åtgärden så är en nationell CGE-modell tillfyllest. Ofta är det önskvärt att komplettera modellanalyser med specifika analyser av särskilt drabbade aktörer, som vissa energiintensiva företag. En analys i en nationalräkenskapsbaserad modell uppskattar effekterna för genomsnittet i varje bransch. Det räcker ofta inte, eftersom det kan vara så att den genomsnittliga företaget i en energiintensiv sektor klarar sig ganska bra, medan andra, kanske vitala företag för export och regional sysselsättning, får stora problem. Gäller utsläppsminskningen en del av energiomvandlingssektorn, t.ex. vissa mindre pannor, kan en energimodell vara att föredra. Regionalpolitiska hänsyn är en annan viktig faktor som CGE-modellerna inte behandlar.

Det är naturligtvis centralt vilka möjligheter till åtgärder det finns i den använda modellen. Det räcker exempelvis inte att hänga på koldioxidutsläpp på en traditionell CGE-modell för att kunna simulera effekter av ett tak på koldioxidutsläppen. I en traditionell CGE-modell finns det bara två sätt att minska utsläppen: genom strukturomvandling mot mindre energiintensiva branscher, t.ex. tjänster, och genom att dra ner på produktionen. Ett tak för CO₂-utsläppen kommer därför att drabba tillväxten ganska hårt i en sådan modell. Om energi kan substitueras med andra insatsvaror, arbete eller kapital, blir bilden annorlunda. Om det dessutom går att substituera mellan olika koldioxidintensiva bränslen, så får man en ytterligare frihetsgrad som gör att ekonomin har alternativa vägar att utvecklas och följaktligen kan få en gynnsam utveckling trots regleringen. Om utsläppsminskningen gäller andra utsläpp än CO₂, är det också viktigt att modellen innefattar olika typer av teknikbyten och reningsåtgärder.

I de ovannämnda modellerna finns inte de positiva effekterna av utsläppsminskningen med – förbättringen av miljön för djur, växter och människor. Det brukar därför ofta påpekas att det är viktigt att också göra en beräkning av de positiva miljöeffekterna, som kan jämföras med de makroekonomiska effekterna. I en CBA ingår välfärdseffekter av de minskade utsläppen, i den grad de är möjliga att kvantifiera. De får annars beskrivas kvalitativt. I modellerna kan vissa grupper av aktörer och hur de påverkas av utsläppsminskningen urskiljas. I en CBA kan man försöka identifiera särskilt påverkade grupper med större precision, exempelvis vissa utsläppsintensiva företag, små och medelstora företag, invånarna i utsläppsdrabbade områden etc.

Hur påverkas sysselsättningen av en skatthöjning?

Denna fråga kan analyseras i en nationell ekonometrisk modell. Sysselsättningen påverkas t.ex. av hur skatthöjningen påverkar tillväxten, lönekostnaderna, prisläget i förhållande till utlandet och relativpriser mellan branscher. Rörligheten på arbetsmarknaden, både mellan branscher och geografiskt, har stor betydelse för möjligheterna att matcha jobben mot arbetskraften. I nationella modeller förutsätts ofta full rörlighet på arbetsmarknaden, och det kan därför behövas en komplettering av analyserna i detta avseende. Förändringar i sysselsättningen kan inte simuleras i CGE-modeller, eftersom de förutsätter fullt

resursutnyttjande och det således inte finns någon arbetslöshet i dessa modeller.⁴ Förändringar i arbetsutbudet kan de däremot hantera. Det som krävs är att arbetsutbudet är endogent (det vanligaste är att det är exogent givet). Hushållen kan då välja mellan konsumtion och fritid, dvs de väljer mellan att arbeta mer och därmed ha högre inkomst, eller att ha mer fritid och gå ner i inkomst. Arbetsutbudet påverkas därmed både av konsumentpriserna och lönerna. En analys av en skattehöjning skulle då kunna visa om detta val förändras, och vid vilken lön och vilket arbetskraftsutbud den nya jämvikten skulle hamna. Detta kan tolkas som en övergripande analys av hur de grupper som är inne på arbetsmarknaden skulle kunna tänkas förändra sitt arbetsutbud. Hur de förekommande ojämvikterna på arbetsmarknaden påverkas får man emellertid inte svar på. Om frågan gäller en grön skatteväxling, t.ex. en höjning av utsläppsskatter och en sänkning av skatten på arbete, så tänker man sig ofta flera positiva effekter: att arbetsutbudet ökar, efterfrågan på arbetskraft ökar, och att det stimulerar arbetsintensiva företag, t.ex. tjänsteföretag, där det också ofta är många små- och mellanstora företag. Det skulle kunna medföra att många arbetslösa får arbete och sysselsättningen påverkas positivt. För att fånga sådana aspekter behövs det emellertid mer specifika arbetsmarknadsmodeller. Makroekonomiska modeller, vare sig av allmänjämvikts- eller ekonometrisk typ, har inte en tillräcklig upplösning (regionalt, olika yrkesgrupper, matchning med företag mm) för att ge något svar på den frågan.

Hur påverkar en statlig miljöinvestering ekonomin i ett område?

Denna fråga blir ofta aktuell i samband med bidrag till olika miljörelaterade åtgärder. Ger investeringen några arbetstillfällen? Hur påverkas småföretagarna i området? Om bidraget ges till en kommun, utsätts de lokala företagen för ojuste konkurrens? Är investeringen marknadsmässigt sund – skulle den ha gjorts ändå, med andra medel? Skulle det varit bättre att ändra de marknadsmässiga villkoren (genom t.ex. avgifter, skatter eller regleringar)? Är miljöeffekten värd vad det kostar? Dessa frågor har varit aktuella särskilt i samband med de stora anslag som regeringen gett till olika miljöinvesteringsprogram (kretsloppsmiljarden, lokala investeringsprogrammen, KLIMP). Såsom lyfts fram i konsekvensanalyserna av dessa program är det mycket svårt att göra en kvantitativ analys av detta. Bland annat är undanträngningseffekter mycket svåra att bedöma. De flesta av frågorna är av en typ som inte behandlas av de verktyg som vi har studerat här. Många av dem är situations- och platsspecifika och är svåra att hantera med generella verktyg. CBA kan användas för att försöka svara på några av dem (hur olika aktörer påverkas, om miljöeffekten är värd vad det kostar). Indata kan hittas bl.a. i SCB:s regionala statistik (se www.scb.se/regionalt/regionalt.asp). NUTEK har låtit utveckla ett analysverktyg, rAps, för regionala analyser, bl.a. med syfte att kunna användas för konsekvensanalyser (se www.scb.se/regionalt/regionalt.asp under rubriken ”Analyser och prognoser”) Det finns regionala räkenskaper – uppbyggda på samma sätt som de nationalräkenskaperna – ner på kommunnivå. Regionala miljöräkenskaper finns för närvarande bara i en pilotstudie över Stockholm (SCB, 2002).

Vad innebär införandet av miljömålet God bebyggd miljö?

Det är naturligtvis sällan frågan ställs för ett helt miljö kvalitetsmål, men det kan ha sitt intresse att relatera de verktyg rapporten behandlar till en sådan fråga. Betraktar vi verktygen i relation till miljömålen kan vi konstatera det ofta behövs ett knippe verktyg för att analysera konsekvenserna av att införa dem. Som vi har sett (fig 5.2) hänför sig de olika verktygen till projekt, geografiska områden, organisationer, produkter och substanser, vilket skär tvärs över miljömålen. De faktorer som påverkar ett enskilt miljö kvalitetsmål påverkar ofta också andra

⁴ Detta gäller i typfallet; det går att specificera en CGE-modell så att den även simulerar arbetslöshet.

miljömål. Åtgärderna för att begränsa miljöpåverkan görs också ofta på helt andra led, vilket avspeglar sig i införandet av de tre strategierna (strategierna för effektivare energianvändning och transporter, giftfria och resurssnåla kretslopp och hushållning med mark, vatten och bebyggd miljö). De verktyg vi tagit upp här lämpar sig bäst för analyser av de två första strategierna. Markanvändning är svårt att hantera i generella analyser, och metoder för detta saknas i de flesta verktygen. Om vi således spekulerar i en analys av den ovan ställda frågan, kan vi konstatera att inget enskilt verktyg kan hantera den.

Om vi vill göra en konsekvensanalys av delmålen inom miljömålet God bebyggd miljö (se <http://miljomal.nu>), så kan matrisen i figur 5.2 vara till hjälp. Eftersom det är en policy vi vill studera, är det framförallt något av verktygen på första raden i matrisen i figur 2.2 som är aktuella. Valet av verktyg kan sedan baseras på vilken aspekt som är viktig att studera för just det miljömålet (exempelvis makroekonomiska effekter eller bara direkta kostnader).

Delmålen inom God bebyggd miljö består av:

1. Planeringsunderlag:
 - a) fysisk planering,
 - b) minskning av energianvändning
 - c) miljöanpassning av transporter
2. Kulturhistorisk värdefull bebyggelse
3. Buller
4. Uttag av naturgrus
5. Minskning av avfallsmängder
6. Enhetlig standard på deponier
7. Energianvändning mm i byggnader
8. Byggnaders påverkan på hälsan

För alla delmålen kan CBA och SMB användas. Sedan kan andra verktyg väljas beroende på de speciella områden som målen handlar om – MFA för uttag av naturgrus, LCA för minskning av avfallsmängder, energi- och energiekonomisk modellering och ekonomiska modeller för minskning av energianvändning (t.ex. Hova för att studera energianvändning i byggnader). Dessa verktyg kan vara lämpliga för att utvärdera betydelsen av minskning av energianvändning, minskning av avfallsmängder och buller mm. Däremot är de mindre bra för att identifiera lösningar på hur energianvändningen, avfallsmängden och bullret kan minska. Noteras bör också att det finns andra verktyg som är relevanta för flera av delmålen men som inte ingår i de verktyg som behandlats i denna rapport; exempelvis transportmodeller för miljöanpassning av transporter och avfallsekonomiska modeller för minskning av avfallsmängder.

5.4 Kombinationer av verktyg

Det finns många tänkbara kombinationer av de verktyg som beskrivits. Här går vi igenom några tänkbara, och diskuterar vilka möjligheter det kan ge.

Ekonomiska modeller och energimodeller

De statistiska allmänjämviktsmodellerna är i allmänhet tämligen disaggregerade (ca tio branscher eller mer) i jämförelse med de dynamiska och ekonometriska modellerna, men branschuppdelningen är inte alltid ändamålsenlig för simuleringar av miljöeffekter. Ett

branschantal på ungefär 50 branscher ger jämförelsevis (jämfört med den vanliga disaggregeringsgraden i CGE-modeller) homogena branscher ur både miljösynpunkt och ekonomisk synpunkt. Något som sällan är tillräckligt väl beskrivet i CGE-modeller är emellertid energisidan. Den miljömässiga skillnaden mellan kolkraft och vindkraft är mycket stor, likaså skillnaden mellan malmbaserad och skrotbaserad stålproduktion och skillnaden mellan mekanisk och kemisk produktion av pappersmassa. För att få något som liknar en hygglig miljömässig homogenitet behöver man ha flera ”branscher” för el- och värmeproduktion och åtminstone två för stålproduktion och två för produktion av pappersmassa. Dessutom kan det skilja en faktor 10 i svavelutsläppen mellan olika svenska anläggningar inom ”branschen” produktion av kemisk pappersmassa på grund av olika teknik för rökgasrening. Uppdelningen i nationalräkenskaperna är dock gjord för andra syften än miljöekonomianalys och även en hög disaggregeringsnivå kan därför vara aggregerad på ett sätt som försämrar precisionen för miljöekonomiska analyser.

I energimodeller finns det detaljerade beskrivningar av produktionsteknologier och möjliga åtgärder. Att utveckla hybridmodeller mellan ekonomiska modeller och energimodeller för Sverige vore därför värdefullt. För EU finns den typen av modeller, t.ex. den ekonometriska modellen E3ME, där Sverige kan urskiljas som en region. För England finns också en version av E3ME där man gjort en mer ambitiös ansats att koppla ”bottom-up”-modelleringen i energimodeller till den ekonometriska modellen, i och med att det finns en modul för energisektorn som optimerar energianvändningen på anläggningsnivå. I och med detta får man en större precision vid policysimuleringar.

I en vanlig CGE-modell är energi en insatsvara som alla andra, och ofta har man också gjort den förenklingen att insatsvarorna inte är utbytbara sinsemellan. Det betyder att branschen inte kan växla mellan olika bränslen, och inte byta energi mot t.ex. kapital (ny effektivare maskinpark). Om man då inför en begränsning av koldioxidutsläppen, finns ingen annan möjlighet att minska utsläppen än att de energiintensiva branscherna minskar på sin produktion och att istället tjänstebranscherna ökar. Det innebär i allmänhet en minskning av BNP, eftersom produktivitetstillväxten är lägre i tjänstebranscherna. I Konjunkturinstitutets modell EMEC har man emellertid utvecklat energisidan av modellen så att det finns sex energislag och de har branschspecifika substitutionselasticiteter. Insatsvarorna är också utbytbara överlag. De ger en betydligt bättre övergripande representation av energisystemet än i många andra CGE-modeller. Simuleringar av mer specifika skatter eller avgifter som t.ex. kväveoxidavgiften, som ligger på vissa pannor över en viss storlek, går dock inte att simulera annat än i mycket grova drag.

För att kunna göra intressanta simuleringar av utsläppsminskningar av andra typer av utsläpp än koldioxid, t.ex. kväveoxider och partiklar, där det finns många åtgärder förutom bränslebyte att vidta, behöver man även åtgärdskostnadsfunktioner, som visar branschspecifika kostnader för att minska olika typer av utsläpp. På en övergripande nivå, som en enkel funktion per bransch, är detta inte svårt att införa rent modelltekniskt, utan det är datatillgången som är flaskhalsen.

Ekonomiska modeller och CBA

I avsnittet om CBA har vi berört behovet av att använda sig av CGE-modeller (nationella eller partiella) när cost-benefitanalysen rör projekt som är så stora att de påverkar relativpriserna i ekonomin. Det finns också skäl att kombinera verktygen ”åt andra hållet”: att komplettera en

analys i en ekonomisk modell med en cost-benefitanalys. I en ekonomisk modell får man i regel en bild av hur en miljöpolicy påverkar samhällsekonomin, men fördelarna med policyn, miljöförbättringen, är inte inkluderad. En miljöskatt är inte en snedvridande skatt, i och med att den internaliserar en extern effekt. I en ekonomisk modell finns i regel den externa effekten inte med och miljöskatten skiljer sig sålunda inte från andra skatter. Det kan därför vara värdefullt att komplettera modellanalysen med en uppskattning av välfärdsvinsterna som skattens positiva miljöeffekt ger upphov till. Välfärdsvinsterna kan mätas i monetära termer eller på annat sätt. En kvantifiering av effekterna är värdefullt oavsett vilket man väljer, så att man kan ge en samlad bild av miljöeffekterna och väga dessa mot kostnaden för samhället.

I ett pågående EU-projekt håller man att utveckla en integrated assessment-modell, Merlin, där man inkluderar värdering av skador, så att modellen också kan användas för att göra cost-benefitanalyser. Modellen innefattar emissioner och koncentrationer av föroreningar precis som RAINS. Merlin omfattar emellertid betydligt fler åtgärdsmetoder. Syftet är att både end-of-pipe och mer integrerade tekniska åtgärder, t.ex. effektiviseringsåtgärder, ska finnas representerade. Utöver detta inkluderas även icke-tekniska åtgärder, exempelvis omlagda produktionsrutiner, beteendeförändringar i hushållen och sänkta hastigheter i trafiken. För att kunna ge input till CAFE (Clean Air for Europe) omfattar Merlin även specialmoduler för några olika stadsmiljöer. RAINS innehåller inga makroekonomiska funktioner, men även detta avses ingå i Merlin, liksom fördelningseffekter. Deltagare i projektet är University College London, Det Norske Meteorologiske Institutt, Aristoteleio Panepistimio Thessalonikis (Grekland), Ecofys (Nederländerna) och Institute for Ecology of Industrial Areas (Polen). Projektets hemsida har adressen www.ier.uni-stuttgart.de/extern/merlin/en.

LCA och modeller

LCA och energimodeller

För en LCA krävs data som avspeglar miljöbelastningen från produktion av den elenergi som används i den studerade produktens livscykel. I de flesta fall utnyttjas miljödata som representerar den genomsnittliga miljöbelastningen från elproduktionen i det geografiska område (land eller dylikt) där elenergin används. I andra studier utnyttjas marginaldata, dvs data som avspeglar miljöbelastningen för den elproduktion som påverkas av en ändring i elförbrukningen. I de nordiska länderna anges ofta att marginalproduktionen sker i danska kolkraftverk. Mattsson m fl (2003) visar dock att en ändring av elförbrukningen ofta påverkar flera olika tekniker för elproduktion. Ändringen påverkar utnyttjandegraden i existerande kolkraftverk, men den påverkar också ofta investeringar i exempelvis naturgaseldade kraftverk och i vindkraftverk.

Mattsson m fl (2001) använder en energimodell av samma typ som Markal-Nordic, dvs en optimerande dynamisk modell av nordisk el- och fjärrvärmeproduktion, för att studera hur energisystemet reagerar på en störning i efterfrågan eller i produktionen av elenergi. Resultaten kan användas för att avgöra vilka miljödata som ska representera elproduktionen i en nordisk LCA. Detta är ett exempel på hur LCA och energimodeller kan kombineras: energimodellen används för att generera marginaldata till livscykelanalysen och därigenom förbättra den. På liknande sätt skulle marginaldata för produktion av material, kemikalier mm kunna genereras med hjälp av optimerande dynamiska modeller av produktionssystemen för dessa material och dylikt.

Å andra sidan kan en LCA också användas för att förstärka en energimodell. Weiner (1999) skisserar hur LCA och energimodeller kan kombineras i energiplanering. Energimodellen används för att identifiera vilka energislag som är aktuella, och livscykelanalysen används för att studera vilken miljöpåverkan de energislagen leder till från utvinning av primärenergi till hantering av aska och annat avfall. Därigenom kompletteras energimodellen med miljöinformation i ett livscykelperspektiv.

LCA och ekonomiska jämviktsmodeller

Partiella jämviktsmodeller har använts för att lösa ett klassiskt metodproblem i LCA. Metodproblemet uppstår när material som använts i en produkt återvinns och sedan används i en annan produkt. Problemet är att avgöra hur mycket som ska räknas till den första produktens livscykel och hur mycket som ska räknas till nästa livscykel av miljöbelastningen från den ursprungliga materialproduktionen, från återvinningsprocessen och från den slutliga avfallshanteringen. Tjogtals olika lösningar på detta metodproblem har presenterats (Schneider 1996). Ekvall (2000) föreslår att beräkningen av miljöbelastningen bör avspegla hur marknaden för insamlat returmaterial reagerar på att återvunnet material används i den studerade produkten och på att material i den studerade produkten återvinns efter användning. Dessa effekter kan beskrivas med hjälp av en enkel partiell jämviktsmodell. Då används den partiella jämviktsmodellen för att förbättra livscykelanalysen.

Omvänt kan delar av LCA-metodikerna användas för att komplettera en partiell jämviktsmodell med miljödata. Jämviktsmodellen ger information om hur mycket produktionen och/eller konsumtionen av en vara påverkas av ett beslut. För att kunna utreda hur detta påverkar miljön, är det nödvändigt att identifiera vilken produktionsanläggning eller –teknik som påverkas på marginalen. Därefter kan miljödata för den anläggningen eller tekniken samlas in och bedömas på samma sätt som i en LCA.

En LCA kan även kombineras med generella jämviktsmodeller. Flera olika kombinationer av LCA och Input-Output-tabeller har använts i olika studier (Suh & Huppes 2003). En LCA kan också kombineras med en CGE-modell med priselasticiteter – som visar hur utbud och efterfrågan påverkas av prisförändringar – för att komplettera livscykelanalysen med exempelvis en beskrivning av rebound-effekter (Ekvall 2002).

6. SLUTORD

I denna rapport har vi gjort en översiktlig kartläggning över verktyg som kan ge kunskap om ekonomiska, strukturella och miljömässiga effekter av beslut inom miljöområdet, och belysa vad som är ekonomiskt och tekniskt möjligt att genomföra.

Verktygen utgår från olika grundkomponenter, som både styr och styrs av hur statistiken byggs upp inom respektive område. Detta påverkar i hög grad hur analyser med olika verktyg förhåller sig till varandra, och gör att de i vissa fall kan ge resultat som förefaller motstridiga. Bland annat av den anledningen är förhållandet mellan verktygen intressant att studera, liksom möjligheterna att integrera eller samköra olika verktyg.

Den verktygsöversikt som gjorts här är relativt bred i och med att den innefattar verktyg från tre olika områden med skilda vetenskapliga traditioner. Många begrepp används på något skilda sätt inom de tre olika traditionerna (t.ex. värdering, scenario, prognos). Vi har här försökt vara så tydliga som möjligt i vår användning av dem för att minska risken för missförstånd. De problemkomplex som verktygen relateras till gränsar mot många andra områden där det finns en rik flora av verktyg, exempelvis jordbruk, transporter och avfall. Eftersom de legat utanför ramen för denna studie har de konsekvent ignorerats, men det bör understrykas att de i många fall är av stort intresse för analyser av de frågor som diskuteras här.

Det stora antalet verktyg som finns tillgängligt kan vara förvirrande och det kan vara svårt att veta vilka verktyg som passar till vad. Vi föreslår här att valet av verktyg i stor utsträckning bestäms av vilket objekt man vill studera och vilka typer av påverkan som är av intresse. Detta har åskådliggjort i en matris (Fig 5.2) som kan användas som en vägledning för vilka verktyg som kan vara relevanta i vilka sammanhang. Figur 5.2 antyder att det finns ett behov av ett stort antal olika verktyg eftersom de inte enkelt kan ersätta varandra. Ett verktyg som är utvecklat för en specifikt objekt kan vara svårt eller olämpligt att använda för ett annat sorts objekt.

Om valet av verktyg i stor utsträckning bestäms av vilka typer av påverkan man är intresserad av, så är en annan intressant fråga vad som styr vilken sorts påverkan man faktiskt är intresserad av. Detta kan i många fall styras av olika världsbilder och åsikter om vad som är meningsfulla frågor att studera. Låt oss ta några exempel.

- Cost-benefit analyser bygger på att olika typer av miljöpåverkan (och också annan typ av påverkan) kan värderas i monetära termer. Olika människor har olika åsikter om detta är möjligt och meningsfullt att göra. Om man inte tycker att det är möjligt och meningsfullt så kommer man antagligen inte att vara intresserad av resultat från en sådan analys.
- Energiekonomiska optimeringsmodeller och makroekonomiska modeller använder som indata bland annat energipriser och priselasticiteter. Olika människor kan ha olika åsikter om det är meningsfullt och möjligt att göra antaganden om sådana saker för flera decennier framåt. Om man inte tycker att det är meningsfullt är man antagligen inte intresserad av sådana analyser.
- Allmänna jämviktsmodeller bygger på antagandena att jämvikt råder på alla marknader, det råder perfekt konkurrens och det inte finns några externaliteter. Olika människor kan ha olika åsikter om det meningsfulla med en analys som bygger på sådana antaganden.
- Riskbedömningar av kemikalier bygger på antagandet att vi känner till alla relevanta kemiska omvandlingsprocesser, känner till vilka system och organismer som blir exponerade samt vilka effekterna av denna exponering blir. Olika människor kan ha olika åsikter om möjligheterna att nå denna kunskap och vilken roll försiktighetsprincipen kan och bör spela, och därmed nyttan av att genomföra den här typen av riskbedömningar.

Dessa exempel illustrerar att vad man bedömer som meningsfulla frågor i stor utsträckning kan bestämmas av grundläggande bilder av forskningens möjligheter och begränsningar och etiska perspektiv. Detta illustrerar behovet av att diskutera olika verktygs möjligheter, begränsningar och implicita antaganden.

FÖRKORTNINGAR

CBA	Cost-Benefit Analysis
CGE	Computable General Equilibrium (typ av modell, på svenska “beräkningsbara allmänjämviktsmodeller”)
CES	Constant Elasticity of Substitution
COICOP	
COFOG	
CTH	Chalmers Tekniska Högskola
CV	Contingent Valuation
CVM	Contingent Valuation Method
DMC	Direkt inhemsk materialkonsumtion (Direct Material Consumption)
DMI	Direkt materialinflöde (Direct Material Input)
DOS	Demand and Supply
GEM-E3	General Equilibrium Model for studying Economy-Energy-Environment interactions for Europe
GENIE	Global ENergy system with Internalized Experience curves
E3M	Energy – Economics – Environment Modelling
E3ME	Energy-Environment-Economy Model of Europe
EF	Ekologiska fotavtryck
EMAS	Eco Management and Audit Scheme
En	Energianalys
ERA	Elektricitetens Rationella Användning
ETSAP	Energy Technology Systems Analysis Programme
ExternE	Externalities from Energy (EU-projekt)
FMV	Försvarets Materielverk
IAM	Integrated Assessment Modeling
IIASA	International Institute for Applied Systems Analysis
JOULE	
IEA	International Energy Agency
IO	Input-Output
IOA	Input-Output-analys
LCA	Livscykelanalys eller Life Cycle Assessment
LCECA	Life Cycle Environmental Cost Analysis
LCC	Livskostnadsanalys (Life Cycle Cost analysis)
MARKAL	MARKet ALlocation (energimodell)
MFA	Materialflödesanalys eller Material Flow Analysis/Assessment
MIPS	Material Intensity Per Unit Service
MIR	Miljöräkenskaper
MKB	Miljökonsekvensbeskrivning
NR	Nationalräkenskaper
PRIMES	Price Inducing Model of the Energy System
RA	Risikanalys
RAINS	Regional Air Pollution INformation and Simulation model
SEEA	Miljöräkenskaper (System of Economic and Environmental Accounts)
SIKA	Statens Institut för Kommunikationsanalys
SFA	Substansflödesanalys eller Substance Flow Analysis/Assessment
SETAC	Society of Environmental Toxicology and Chemistry
SMB	Strategisk miljöbedömning

TCA Total Cost Assessment
TMR Total materialinflödet (Total Material Requirement)

REFERENSER

- Adriaanse A., Bringezu S., Hammond A., Morigutchi Y., Rodenburg E., Rogich D. & Schütz H. (1997) *Resource flows: the material basis of industrial economies*. World Resources Institute, Washington D.C.
- Alfredsson, E. (2002). *Green consumption, energy use and carbon dioxide emission*. Thesis, Department of Social and Economic Geography, Spatial Modelling Centre, Umeå University. Umeå.
- Almgren R., Grankvist G. & Midenstam M. (1996) *Miljörevision*. Industriförbundet, Stockholm.
- Alpizar, F., et al. (2003). "Using Choice Experiments for Non-Market Valuation." *Economic issues* 8(1): 83-110.
- Andersson I. & Lindvall T. eds. (1995) *Riskbedömning - Hälsa - Miljö. Naturvårdsverkets rapport 4442*. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- Aseidu Y. Gu P. (1998). Product life cycle cost analysis: state of the art review. *Int. J. of Production Research* 36(4) 883-908
- Askin A, Kraft J (1995) *Econometric dimensions of energy demand and supply*, Lexington Books, Lexington
- Balfors, B. (1997): Strategisk miljöbedömning. Praktiska tillämpningsexempel. Rapport 4832. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Ballard C.L., Fullerton D., Shoven J.B. & Whalley J. (1985) "A General Equilibrium Model for Tax Policy Evaluation" National Bureau of Economic Research. University of Chicago Press, Chicago.
- Barker T, Pesaran MH (eds) (1990), Disaggregation in econometric modelling, Routledge, London
- Baumann, H. and Cowell, S. (1999): An evaluative framework for conceptual and analytical approaches used in environmental management. Greener Management International. The Journal of Corporate Environmental Strategy and Practise, 26, 109-122.
- Bergbäck, B. (1992): *Industrial metabolism. The emerging landscape of heavy metal pollution in Sweden*. Ph.D. thesis, Linköping University, Sweden.
- Bergbäck, B., Johansson, K. and Mohlander U. (2001): Urban metal flows - review and conclusions. *Water, Air and Soil Pollution*, 1 (3/4): 3-24.
- Bergman, Lars (1990): "Tillväxt och miljö – en studie av målkonflikter": Bilaga 9 till Långtidsutredningen 1990, Finansdepartementet, Stockholm.
- Bergman, Lars (1995) "General Equilibrium Costs and Benefits of Environmental Policies" in *Environmental economics: Proceedings of a conference held by the Confederation of European Economic Associations at Oxford, 1993, 1995*, pp. 3-16, Confederation of European Economic Associations Conference Volumes. New York: St. Martin's Press; London: Macmillan Press

- Bohm, P. (1988). Samhällsekonomisk effektivitet. Uddevalla: SNS förlag.
- Bouman M., Heijungs R., van der Voet E., van der Berg J. C. J. M. & Huppes G. (1999) *Material flows and economic models: An Analytical comparison of SFA, LCA and equilibrium models*. CML-SSP Working Paper 99.001. Centre of Environmental Science, Leiden University, Leiden.
- Boverket (1997) *Boken om MKB. Del 1 Att arbeta med MKB för projekt*. Boverket Publikationsservice, Karlskrona.
- Brown M. T. & Ulgiati S. (1997) Emergy-based indices and ratios to evaluate sustainability: monitoring economies and technology toward environmentally sound innovation. *Ecological Engineering* 9:51-69.
- Brännlund, Runar & Gren, Ing-Marie, eds., (1999), "Green taxes: Economic theory and empirical evidence from Scandinavia", pp. xvi, 157, *New Horizons in Environmental Economics*. Cheltenham, U.K. and Northampton, Mass.: Elgar; distributed by American International Distribution Corporation, Williston, Vt.
- Brännlund R, Nordström J (2002), Carbon Tax Simulations Using a Household Demand Model. *European Economic Review*, forthcoming
- Burström F., Brandt N., Frostell B. & Mohlander U. (1997). *Material Flow Accounting and Information for Environmental Policies in the City of Stockholm*. In: *Analysis for Action: Support for Policy towards Sustainability by Material Flow Accounting*. Proceedings from the ConAccount Conference 11-12 September 1997, Wuppertal.
- Burström F., Brandt N. & Frostell B. (1998) Analysing material flows to improve local environmental management: Nitrogen metabolism of a Swedish rural municipality. In: *Municipal Materials Accounting and Environmental Management. Licentiate thesis* (ed. F. Burström). Industrial Ecology, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Burström, F. (1999) Materials accounting and environmental management in municipalities. *Journal of Environmental Assessment Policy and Management*, 1(3):297-327
- Burström F. (2000) *Environment and Municipalities. Towards a theory on municipal environmental management*. Doctoral thesis. Division of Industrial Ecology, Department of Chemical Engineering and Technology, Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Capros P., T. Georgakopoulos, D. Van Regemorter, S. Proost, T.F.N. Schmidt and K. Conrad (1997), 'European Union: the GEM-E3 General Equilibrium Model', in: *Economic & Financial Modelling*, Special Double Issue, Vol. 4, No. 2&3, pp. 51-160.
- Carlsson, F. (2001). "Do Hypothetical and Actual Willingness to Pay Differ in Choice Experiments?" *Journal of Environmental Economics and Management* 41(2): 179-92.
- Chung JW (1994), *Utility and production functions – theory and applications*, Blackwell, Oxford.
- CTH (1996) *Energimodeller i Sverige 1995/95*. Profu i Göteborg AB.
- CTH (1998) *Energimodeller i Sverige: Datormodeller och IT-verktyg för energi*. Profu i Göteborg AB. Se även URL: <http://www.profu.se/enmod98.htm>.
- CWRT (1999). *Total Cost Assessment Methodology*. Center for Waste Reduction Technologies, American Institute of Chemical Engineers, New York, NY (Se även www.aiche.org/cwrt/projects/cost.htm)

- Dahlén, P., Bolmsjö, G. S. (1996). Life-cycle cost analysis of the labor factor. *Int. J. Production Economics* 46-47, 459-467
- Daily G. C. (1997) *Nature's Services*. Island Press, Washington D.C.
- Daniels, P.L. and Moore, S. (2001): Approaches for Quantifying the Metabolism of Physical Economies: Part I: Methodological Overview. *J of Industrial Ecology*, 5 (4) 69-93.
- de Haan, M. (2001) A structural decomposition analysis of pollution in the Netherlands, *Economic Systems Research*, vol. 13
- Deaton A, Muellbauer J (1980), *Economics and consumer behavior*, Cambridge University Press, Cambridge.
- Dervis K., de Melo J. and Robinson S. (1982) "General Equilibrium Models for Development Policy", World Bank, Washington, D.C.
- Dreborg K.-H. (1996) Essence of Backcasting. *Futures* 28:9 813-828.
- Dreborg, K.-H. (2001): Tre förhållningssätt till framtiden: backcasting i ett vidare perspektiv. *Technol, Soc, Environ*, 3, (9), 75-95.
- E3M (2003) The PRIMES Energy System Model – Summary Description. National Technical University of Athens.
- Eduljee, G. (1999): Risk assessment. I Petts, J. (Ed.): *Handbook of environmental impact assessment*, vol. 1, 374-404. Blackwell, London.
- Ekvall, T. (2000) A market-based approach to allocation at open-loop recycling. *Resources, Conservation and Recycling*, 29(1-2): 91-109.
- Ekvall, T. (2002) Editorial - Cleaner Production Tools: LCA and Beyond. *Journal of Cleaner Production* 10(5): 403-406.
- EME Analys (2000) Beskrivning av DoS-modellen: En efterfråge- och utbudsmodell för den nordiska elkraftmarknaden, EME Analys, Stockholm.
- ERA (2002) Bilagan "Energi & IT" till elmarknadstidningen ERA nr 1-2 2002.
- Eriksson, N.B., Moberg, Å., Finnveden, G. och Johansson, J. (2001): Försvarssektorns totala miljöpåverkan - inledande studier. FOI-R--0033--SE. FOI, Stockholm.
- European Commission (1993) Kommissionens direktiv 93/67/EEG av den 20 juli 1993 om principer för bedömning av risker för människor och miljön med ämnen som anmälts enligt rådets direktiv 67/548/EEG.
- European Commission, D. R. (1998). *ExternE - Externalities of Energy. Volume 7: Methodology 1998 update*. Brussels.
- European Commission (2003) URL: www.europa.eu.int/comm/environment/enveco/climate_change/primes.htm. Besökt 2003-10-12.
- Europeiska Rådet (2000) Gemensam Ståndpunkt (EG) nr 21/2000. *Europeiska gemenskapernas officiella tidning* C128/1:8.5.2000.
- Eurostat (2001) *Economy-wide material flow accounts and derived indicators: A methodological guide*. Eurostat Theme 2 Economy and Finance. Luxemburg. Office for official publications of the European Communities
- Finnveden, G. and Östlund, P. (1997): Exergies of natural resources in life-cycle assessment and other application. *Energy*, 22, 923-931.

- Finnveden G. (1999) *A Critical Review of Operational Valuation/Weighting Methods for Life Cycle Assessment*. AFR Report 253. AFR, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Finnveden G. (2000) On the limitations of life cycle assessment and environmental systems analysis tools in general. *Int. J. LCA* 5:229-238.
- Finnveden G, Johansson J, Moberg Å, Palm V, Wadeskog A (2001) Miljöpåverkan från olika varugrupper, fms rapport 167. Stockholm.
- Finnveden, G., Wadeskog, A., Eriksson, B.N., Johansson, J., Palm, V., Åkerman, J., Hedberg, L. (2002): Indirekt miljöpåverkan från försvarssektorn,.FOI-R--0368--SE.
- Finnveden, G., Nilsson, M., Johansson, J., Persson, Å., Moberg, Å. and Carlsson, T. (2003): Strategic environmental assessment methodologies - applications within the energy sector. *Environmental Impact Assessment Review*, 23, 91-123.
- Finnveden, G. and Moberg, Å. (2003): Environmental systems analysis tools - an overview. Submitted.
- Finon D. (1979) "Scope and limitations of formalized optimization of a national energy system – The EFOM model", *Energy Models for the European Community – An Energy Policy Special*, ed. Strub A, published by IPC Science and Technology Press Ltd, ISBN:0 86103011 7.
- Fishbone LG, Abilock H. (1981) "MARKAL, a Linear-programming Model for Energy Systems Analysis: Technical Description of the BNL Version", *Energy Research*, Vol. 5 (1981) 353-375.
- Fishbone LG, Giesen G, Goldstein G, Hymmen HA, Stocks KJ, Vos H, Wilde D, Zölcher R, Balzer C, Abilock H (1983) "User's Guide for MARKAL (BNL/KFA Version 2.0) – A Multi-period, Linear-programming Model for Energy Systems Analysis", Brookhaven National Laboratory, BNL 51701.
- FMV (2002). Silverbibeln 020910.
- Folke, C. et al, 1997. *Ecosystem appropriation by cities*. *AMBIO*, 26(3): 167-172.
- Folke C. (1998) Ecosystem Approaches to the Management and Allocation of Critical resources. In: *Successes, Limitations and Frontiers in Ecosystem Science*. (eds. M. Pace & P. Groffman). Springer Verlag, New York.
- Folke C., Kautsky N., Berg H., Jansson Å. & Troell M. (1998) The ecological footprint concept for sustainable seafood production: a review. *Ecological Applications* 8:1 Supplement: 63-71.
- Foster, J. e. (1997). *Valuing Nature? Ethics, economics and the environment*. London and New York: Routledge.
- Frankl, P. and Rubik, F. (2000): *Life Cycle Assessment in Industry and Business. Adoption Patterns, Applications and Implications*. Springer Verlag.
- Garrod, G. and K. G. Willis (1999). *Economic valuation of the environment: Methods and case studies*. Cheltenham, U.K: and Northampton, Mass.: Elgar.
- Ginsburgh V, Keyzer M (2002), *The structure of applied General Equilibrium models*, MIT Press, Cambridge Mass.
- Glasson et al (1999): *Introduction to Environmental Impact Assessment*. 2nd edition. McGraw-Hill, New York.
- Green W (2003), *Econometric analysis* 5:th ed, Prentice Hall, New Jersey

- Guinée J.B., van den Bergh J.C.J.M., Boelens J., Fraanje P.J., Huppes G., Kandelaars P.P.A.A.H., Lexmond T.M., Moolenaar S.W., Olsthoorn A.A., Udo de Haes H.A., Verkuijlen E., and van der Voet E. Evaluation of risks of metal flows and accumulation in economy and environment. *Ecological Economics* 1999;30:47-65
- Guinée, J. B. (2002): *Handbook on Life Cycle Assessment. Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers.
- Hanley, N. and C. L. Spash (1993). *Cost-benefit analysis and the environment*. Cheltenham: Edward Elgar.
- Hanley, N., et al. (1998). "Contingent Valuation versus Choice Experiments: Estimating the Benefits of Environmentally Sensitive Areas in Scotland." *Journal of Agricultural Economics* 49(1): 1-15.
- Hanley, N., et al. (2001). "Choice Modelling Approaches: A Superior Alternative for Environmental Valuation?" *Journal of Economic Surveys* 15(3): 435-62.
- Hansson Bruswitz U (1997), "Höjd koldioxidskatt och höjd energiskatt på elektrisk kraft: effekter på hushållens välfärd och konsumtion", i SOU 1997:11, Skatter, miljö och sysselsättning – bilagedel, Underlagsrapporter till Skatteväxlingskommitténs slutbetänkande, Fritzes, Stockholm
- Harrison, G. & Kriström, B. (1996), "Effekter av olika skatteväxlingsalternativenligt en allmän jämviktsmodell", i SOU 1996:117, Expertrapporter från Skatteväxlingskommittén, Delbetänkande av Skatteväxlingskommittén, Fritzes, Stockholm
- Harrison, G. & Kriström, B. (1997 a), "Carbon taxes in Sweden", i SOU 1997:11, Skatter, miljö och sysselsättning – bilagedel, Underlagsrapporter till Skatteväxlingskommitténs slutbetänkande, Fritzes, Stockholm
- Hedberg L., Eriksson B., During Åhs C. & Jungmar M. (2000) *Avmaterialisering inom försvaret*. FOA Memo, Bilaga till 00-3251/S. Försvarets forskningsanstalt, Stockholm.
- Hedberg, L., Dreborg, K.-H., Finnveden, G., Gullberg, A., Höjer, M. and Åkerman, J. (2003): Rum för framtiden. FOI-R--0854--SE. FOI, Stockholm.
- Hendriks, C., Obernoster, R., Müller, D., Kytzia, S., Baccini, P. & Brunner, P.H. (2000) *Material Flow Analysis: a tool to support environmental policy decision-making. Case-studies on the city of Vienna and the Swiss lowlands*. *Local Environment*, 5(3):311-328
- Henning D. (1999) *Optimization of Local and National Energy Systems Development and Use of the MODEST Model*, doktorsavhandling nr 559, Linköpings universitet.
- Henning D. (2002) *MODEST – en optimeringsmodell för lokala, regionala och nationella energisystem*. presentation vid Energi & IT 2002, Chalmers tekniska högskola, Göteborg. URL: www.ikp.liu.se/energi/daghe/MODEST.pdf.
- Henricson C. et al., 2000. *Ständig förbättring med ISO 14000*. STG Handbok 207. SIS Förlag AB, Stockholm. ISBN 91-7162-483-X.
- Hetteling, J.-H., de Vries, B. And Hordijk, L. (2004): *Integrated Assessment*. In Boerema, J.J. and Reijnders, L. (Eds.): *Principles of Environmental Science*. Kluwer Academic Publishers. (Forthcoming).
- Hill, Martin, 2001. *Essays on environmental policy analysis: computable general equilibrium approaches applied to Sweden*. Thesis. Ekonomiska forskningsinstitutet vid Handelshögskolan. Stockholm.

- Hochschorner, E. and Finnveden, G. (2003): Evaluation of two simplified Life Cycle Assessment methods. *Int. J LCA*, 8, 119-128.
- Hofstetter, P., Bare, J.C., Hammitt, J.K., Murphy, P.A., Rice, G.E. (2002): Tools for Comparative Analysis of Alternatives: Competing or Complementary Perspectives? *Risk Analysis*, 22, 833- 851.
- Hovelius, K. (1997): Energy-, exergy- and emergyanalysis of biomass production. Rapport 222, Lantbruksteknik, SLU, Uppsala.
- Huppel G. (2003). Eco-efficiency based decision making: options for modelling and life cycle costing, presentation på SETAC Europe 13th annual meeting, Hamburg
- IIASA (1999): RAINS. IIASA; Laxenburg, Österrike.
- IPSEP, 2000. Krause, Koomey and Olivier. Cutting carbon emissions while making money. Climate saving energy strategies for the European Union. International project for sustainable energy paths, USA.(www.ipsep.org)
- ISO (1996a) *Environmental Auditing - EA. Audit Procedures - Auditing of EMS*. International Standard ISO 14011.
- ISO (1996b) *Environmental Auditing - EA. General Principles*. International Standard ISO 14010.
- ISO (1996c) *Environmental Management Systems - EMS. Specifications with Guidance for Use*. International Standard ISO 14001.
- ISO (1997) *Environmental Management - Life Cycle Assessment - Principles and Framework*. International Standard ISO 14040.
- IVA (2003): Energiframsyn Sverige i Europa. Syntes och sammanfattning. IVA, Stockholm.
- Jakeman, A.J. and Letcher, R.A. (2003): Integrated assessment and modelling: features, principles and examples for catchment management. *Environmental Modelling & Software*, 18, 491-501.
- Johansson J., Finnveden G. & Moberg Å. (2000) *Metoder för förenklade, kvalitativa livscykelanalyser av produkter och materiel*. FOI Rapport 0032. Stockholm.
- Johansson, P.-O. (1993). *Cost-benefit analysis of environmental change*: Cambridge University Press.
- Johnson, R. L. and G. V. Johnson (1990). *Economic valuation of natural resources: Issues, theory and applications*. Boulder and Oxford: Westview Press.
- Jorgenson, Dale W. and Wilcoxon, Peter J. (1997). "Reducing US Carbon Emissions: An Econometric General Equilibrium Assessment"; *The economics of global warming*, pp. 161-79. Ed. Tom Tietenberg. Elgar Reference Collection. International Library of Critical Writings in Economics, vol. 74. Cheltenham, U.K. and Lyme, N.H.: Elgar; distributed by American International Distribution Corporation, Williston, Vt.
- Jorgenson, Dale W. (1998), *Growth. Volume 1: Econometric Equilibrium Assessment* pp. xxviii, 448, Cambridge and London: MIT Press.
- KemI (1995) *Riskbedömning och Riskhantering inom Kemikaliekontrollen*. Rapport från Kemikalieinspektionen 11/95. PrintGraf, Stockholm.

- Knutsson D. (2003) National Aggregation of Locally Described District Heating Systems. Licentiat-rapport, Chalmers tekniska högskola, Göteborg.
- Konjunkturinstitutet (1999) ”Miljö och ekonomi – scenarier fram till år 2015”, Bilaga 2 till LU 99. Finansdepartementet, Stockholm.
- Konjunkturinstitutet (2002) ”Konsekvenser av restriktioner på koldioxidutsläpp – ekonomiska kalkyler fram till år 2010”. Miljöräkenskaper, rapport 2002:1. Stockholm.
- Konjunkturinstitutet (2003), Samhällsekonomiska konsekvenser för Sverige av begränsad handel med utsläppsätter enligt EU:s direktiv, Konjunkturinstitutet, Miljöräkenskaper Rapport 2003:1, Stockholm
- Kåberger, T. (1991): Att beskriva resurshantering. Description of resource management. Inst för Fysisk resursteori, Chalmers, Göteborg.
- Lagerberg C. (1996) *Energi och energianalyser - redovisning av en litteraturkurs om 12p*SLU, Alnarp.
- Lagerberg C. , 1999. *Emergy Analysis of the Resource Use in Greenhouse Crop Production and of the Resource Basis of the Swedish Economy*. Doctoral thesis. Department of Horticulture, Swedish University of Agricultural Sciences, Alnarp.
- Lave L., Cobas-Flores E, Hendrickson C, McMichael F. (1995): Generalizing Life-Cycle Analysis: Using Input-Output Analysis to Estimate Economy-Wide Discharges. *Environmental Science & Technology*, Vol. 29, No. 9, September 1995
- Leontief W (1986), *Input-Output economics*, 2:nd ed, Oxford University Press, New York
- Lindfors L.-G., Christiansen K., Hoffman L., Virtanen Y., Juntilla V., Hanssen O.-J., Rönning A., Ekvall T. & Finnveden G. (1995) *Nordic Guidelines on Life-Cycle Assessment*. Nord 1995:20. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Lindqvist, A. (2002): *Substance Flow Analysis for Environmental Management in Local Authorities - method development and context*. PhD thesis. Linköping University, Linköping.
- Manne A-S, Wene C-O. (1992) *MARKAL-MACRO: A linked model for energy-economy analysis*, BNL-47161, Department of Applied Science, Brookhaven National Laboratories, Upton, New York. Refererad av Nyström & Wene C-O (1999).
- Matthews E., Bringezu S., Fischer-Kowalski M., Hüttler W., Kleijn R., Moriguchi Y., Ottke C., Rodenburg E., Rogich D., Schandl H., Schütz H., van der Voet E., and Weisz H. The weight of nations. Material outflows from industrial economies. Washington, D.C.: World Resources Institute, 2000.
- Mattsson N, Unger T, Ekvall T. (2001). Marginal effects in a dynamic system – The case of the Nordic power system. Presented to the International Workshop on Electricity Data for Life Cycle Inventories, Cincinnati, 2001.10.23-25.
- Mattsson N, Unger T, Ekvall T. (2003) Effects of perturbations in a dynamic system – The case of Nordic power production, insänt till J. Ind. Ecol.
- Mattson N, Wene C-O. (1997) “Assessing new energy technologies using an energy system model with endogenized experience curves”, *Int. J. Energy Research*, Vol. 21, pp. 385-393.
- Miljöbalk (1998) *Miljöbalk, 1998:808, 6 kap*

- Miljödepartementet *Lathund för miljöledning i staten - De första stegen*. Miljödepartementet, Stockholm.
- Miller R, Blair P (1985), *Input-Output analysis – foundations and extensions*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs NJ
- Mitchell, R. C. and R. T. Carson (1989). *Using surveys to value public goods: The contingent valuation method*. Washington D.C.: Resources For the Future.
- Moberg Å., Finnveden G., Johansson J. & Steen P. (1999) *Miljösystemanalytiska verktyg - en introduktion med koppling till beslutssituationer*. AFR Rapport 251. AFN, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Morrison, M., et al. (2002). "Choice Modeling and Tests of Benefit Transfer." *American Journal of Agricultural Economics* 84(1): 161-170.
- Naturvårdsverket (2000) *Strategiska miljöbedömningar: ett användbart instrument i miljöarbetet*. Rapport 5109. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket (2001): *Miljöbedömningsguiden. Vägledning för miljöbedömning vid planering av transportsystem*. Naturvårdsverket, Stockholm.
- Navrud, S., ed. (1992). *Pricing the European Environment*. Oslo: Scandinavian University Press.
- Nilsson, M., Finnveden, G., Johansson, J. och Moberg, Å. (2001): *Naturgasutbyggnad i Sverige - metod för strategisk miljöbedömning inom energisektorn*. Rapport 5161, Naturvårdsverket.
- Norris G. (1996): "Selecting and Evaluating Boundaries for Life Cycle Assessment using Economic Input-Output Analysis," *Proceedings from the SETAC 17th Annual Meeting*, Washington, DC, 17-21 November 1996
- Norris, G. A. (2001). *Integrating Life Cycle Cost Analysis and LCA*. *Int. J. LCA* 6(2) 118-120
- Nyborg, K. (2002). *Miljö- og nytte-kostnadsanalyse. Noen prinsipielle vurderinger*. no 5/2002, Frischsenteret for samfunnsøkonomisk forskning. Oslo.
- Nyström I, Wene C-O. (1999) *Energy-economy linking in MARKAL-MACRO: interplay of nuclear, conservation and CO2 policies in Sweden*, *Int. J. Environment and Pollution* 12(2-3): 323-342.
- Odum H. T. (1996) *Environmental Accounting. Emery and environmental decision-making*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Palm, V. (2002): *Material flow analysis in technosphere and biosphere - metals, natural resources and chemical products*. Ph D thesis. Royal Institute of Technology, Stockholm.
- Partidário, M (1999): *Strategic environmental assessment - principles and potential*. In Petts, J. (Ed.): *Handbook of environmental impact assessment - process, methods and potential*, Vol. 1. Blackwell, Oxford.
- Partidário, M.R. and Clark, R. (Eds.) (2000): *Perspectives on strategic environmental assessment*. Lewis Publishers.
- Persson K. (1998) *Riskhänsyn i fysisk planering*Räddningsverket, Karlstad.

- Persson, S. and E. Lindqvist (2003). Värdering av tid, olyckor och miljö vid väginvesteringar - kartläggning och modellbeskrivning. Rapport no 5270, Naturvårdsverket. Stockholm.
- Petts J. (1999) Environmental Impact Assessment Versus Other Environmental Management Decision Tools. In: *Handbook of Environmental Impact Assessment Volume 1 Environmental Impact Assessment: process, methods and potential* (ed. J. Petts). Blackwell Science Ltd, London.
- Pollack R, Wales T (1992), Demand system specification & estimation, Oxford University Press, New York
- Potting, J. (2000): Spatial differentiation in life cycle impact assessment. PhD thesis. Department of Science, Technology and Society, University of Utrecht, Utrecht, The Netherlands.
- Profu (2000) Martes - Simuleringsprogrammet för strategisk analys av fjärrvärmeproduktion. Profu i Göteborg AB, URL: www.profu.se/martes1.pdf.
- Profu (2003) URL: www.profu.se/martes.htm
- Rebitzer G., Seuring S. (2003). Methodology and Application of Life Cycle Costing: A new SETAC Europe Working Group. *Int. J. LCA* 8(2) 110-111
- Rebitzer och Hunkeler (2003). Methodology and application of life cycle costing (LCC) for waste water treatment. Poster på SETAC Europe 13th Annual Meeting. Hamburg
- Recher, N. (1998): Predicting the future. An introduction to the theory of forecasting. State University of New York Press, Albany.
- Riksrevisionsverket (1996): Miljökonsekvensbeskrivningar MKB i praktiken. RRV 1996:29.
- Riksrevisionsverket (1998) *Hur bör myndigheternas miljöarbete redovisas ? - Form och innehåll*. RRV 1998:19.
- Robert, K.-H., Schmidt-Bleek, B., Aloisi de Larderel, J., Basile, G., Jansen, J.L., Kuehr, R., Price Thomas, P., Suzuki, M., Hawken, P. and Wackernagel, M. (2002): Strategic sustainable development - selection, design and synergies of applied tools. *J. Cleaner Production*, 10, 197-214.
- Ryberg J. (1998). *Värdering av risk i miljökonsekvensbeskrivningar*. Examensarbete, Avdelningen för miljövetenskaplig programutbildning, Göteborgs Universitet, Göteborg.
- Rydén B, Sköldberg H, Wågerman V. (2001) Effektiv energiplanering för ett hållbart samhälle – en handbok, T1:2001, Formas, Stockholm.
- Räddningsverket (2000) *Olycksrisker och MKB. Remissversion, 2000-08-24*Räddningsverket, Karlstad.
- SCB (1998) *Indikatorer för en hållbar utveckling - en pilotstudie. Rapport 1998:11. Stockholm.*
- SCB (2000) *En framtida nationell materialflödesstatistik - användning av naturresurser, substanser och kemikalier i produktion och konsumtion*. Rapport 2000:4. Örebro.
- SCB (2002) *Environmental impact of Swedish trade*, Miljöräkenskaperna Rapport 2002:2. Stockholm.

- SOU (2001) Effektiv användning av naturresurser. Betänkande av resurseffektiviseringsutredningen, SOU 2001:2, Stockholm. SOU (2001b): Resurs i retur. Betänkande från Utredningen för översyn av producentansvaret. SOU 2001:102, Stockholm.
- SOU (2002): Skatt på avfall idag – och i framtiden. Betänkande av 2001 års avfallskatteutredning. SOU 2002:9, Stockholm.
- Schmalensee R, Stoker T (1999), Household Gasoline Demand in the United States, *Econometrica* Vol 67:3
- Schmidt W-P. (2003). Life cycle costing as a part of design-for-environment. *Environmental Business Cases. Int. J. LCA* 8 (3) 167-174
- Schmidt-Bleek F. (1994) *Wieviel Umwelt braucht der Mensch? MIPS das Maß für ökologisches Wirtschaften (engelsk översättning av Deumling, R. MIPSbook or The Fossilmakers - Factor 10 and more. Ej publicerat utkast)*. Birkhäuser Verlag, Basel, Boston, Berlin.
- Schneider, F. (1996) *Analyse des Reemplois, Recyclages, Valorisations de Dechets par l'Etude de Systems Cascade*. Doktorsavhandling från l'Institute National des Sciences Appliquees de Lyon, Frankrike (på franska).
- Senthil K. D., Ong S. K., Tan R. B. H., Nee A. Y. C. (2002). Evaluation of Life Cycle Cost Analysis Methodologies. *Environmental Health and Management* 12(3) 260-276.
- Senthil, K. D., Ong, S. K., Nee, A. Y. C., and Tan, R. B. H. (2003). A proposed tool to integrate environmental and economical assessments of products. *Environmental Impact Assessment Review*, 51-72.
- SETAC-Europe Working Group on Conceptually Related Programmes (1997). *Life Cycle Assessment and Conceptually Related Programmes*. SETAC-Europe, Brussels
- Shoven J, Whalley J (1992), *Applying general equilibrium*, Cambridge University Press, Cambridge
- SIKA (2002). *Översyn av samhällsekonomiska metoder och kalkylvärden på transportområdet - ASEK*. Rapport no 2002:4, Statens Institut för Kommunikationsanalys. Stockholm.
- Spangenberg J. H., Hinterberger F., Moll S. & Schütz H. (1999) *Material Flow Analysis, TMR and the mips-concept: A Contribution to the Development of Indicators for Measuring Changes in Consumption and Production Patterns* Wuppertal Institute for Environment, Climate and Energy. Department for Material Flows and Structural Change, Wuppertal.
- Steen P., & Agrell P.S. (1991) *Energiframtidsstudiernas metoder*. Rapport 1991:R4. Statens Energiverk. Stockholm.
- Suh, S, Huppel, G. (2003) Techniques for Life Cycle Inventory of a product, accepterad för publicering i *Journal of Cleaner Production*.
- Szargut, J., Morris, D.R. and Steward, F.R. (1988): *Exergy analysis of thermal, chemical and metallurgical processes*. Hemisphere, New York.
- Söderqvist, T. (1996). *Ekonomisk värdering av miljön: Metoder och svenska erfarenheter (Ekonomisk värdering av miljön: Metoder och svenska erfarenheter)*. Expertrapporter från Skatteväxlingskommittén, SOU 1996:117. Stockholm: Finansdepartementet

- Thérivel R. & Partidário M. R. (1996) *The practice of Strategic Environmental Assessment*. Earthscan Publications Limited, London.
- Thérivel, R. et al (1992): Strategic environmental assessment. Earthscan, London.
- Tillman A.-M., Kärrman E. & Nilsson J. (1997) *Comparison of Environmental Impact Assessment, Life Cycle Assessment and Sustainable Development Records. At the general level and based on case studies of waste water systems*. Report from the ECO-GUIDE project. Technical Environmental Planning, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Udo de Haes, H, Huppes, G., & de Snoo, G. (1998) Analytical tools for chain management. In *Managing a material world*, ed. P. Vellinga, F, Berkhout & J. Gupta. Dordrecht, The Netherlands: Kluwer Academic.
- Udo de Haes, H.A., Finnveden, G., Goedkoop, M., Hauschild, M., Hertwich, E.G., Hofstetter, P., Jolliet, O., Klöpffer, W., Krewitt, W., Lindeijer, E., Müller-Wenk, R., Olsen, S.I., Pennington, D.W., Potting, J. and Steen, B. (2002): *Life-Cycle Impact Assessment: Striving towards best practise*. SETAC-Press, Pensacola, Florida.
- UN (1993), *Handbook on Integrated Environmental and Economic Accounting*, Statistical Office of the United Nations, Series F, No. 61, New York.
- UN (1999), *Handbook of Input-output Tables - Compilation and Analysis, Handbook of National Accounting, Studies in Methods, No.74*, United Nations: New York.
- UN (2003), *Integrated Environmental and Economic Accounting - Handbook of National Accounting, Final Draft 2003*
- UNEP (1996) *Life Cycle Assessment: What it is and how to do it*. United Nations publishers, Paris.
- Unger T, Ahlgren E. (2003) Impacts of a common green certificate market on electricity and CO₂-emission markets in the Nordic countries. In: Unger T *Common energy and climate strategies for the Nordic countries – A model analysis*, PhD thesis, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- Unger T, Alm L. (2000) “Electricity and Emission-Permits Trade as a Means of Curbing CO₂ Emissions in the Nordic Countries”, *Integrated Assessment* 1:229-240.
- Unger T, Ekvall T. (2003) Benefits from increased cooperation and energy trade under CO₂ commitments – The Nordic case, *Climate Policy* 3: 279-294.
- Wackernagel M. & et al. (1997) *Ecological Footprints of Nations. How Much Do They Use? - How Much Nature Do They Have?* available from <http://www.ecouncil.ac.cr/no/focus/report/english/footprint>.
- Wackernagel M. & Rees W. (1996) *Our Ecological Footprint. Reducing human impact on the earth*. New Society Publishers, British Columbia.
- Wall G. (1986). *Exergy - a useful concept*. PhD, Chalmers University of Technology, Göteborg.
- van der Voet E. (1996). *Substances from cradle to grave. Development of a methodology for the analysis of substance flows through the economy and the environment of a region with case studies on cadmium and nitrogen compounds*. Doctoral thesis, CML, Leiden University, Leiden.

- Weiner, D. (1999) Life Cycle Assessment for the Local Energy Planning, utkast, Institutionen för energiteknik, Chalmers tekniska högskola.
- Wene C-O, Andersson O. (1983) Långsiktig kommunal energiplanering – Fallstudie Jönköping, Efn/AES, 1983:4, Energiforskningsnämnden, Stockholm.
- Woodward, D. G. (1997). Life cycle costing -theory, information acquisition and application. *International Journal of Project Management* 15, 335-344
- Wrisberg N., Udo de Haes H. A., Triebswetter U., Eder P. & Clift R. (2002): *Analytical tools for environmental design and management in a systems perspective* Kluwer Academic Press.
- Zobel, T., Almroth, C., Bresky, J. and Burman, J.-O. (2002): Identification and assessment of environmental aspects in an EMS context: an approach to a new reproducible method based on LCA methodology. *J. Cleaner Production*, 10, 381-396.
- Ågren C, 1999. Getting more for less. An alternative assessment of the NEC directive. Air pollution and climate series no.13 / T&E report 99/9. European Environmental Bureau, The Swedish NGO secretariat on acid rain, European Federation for Transport and Environment. www.acidrain.org.
- Östblom, G (1996), Emissions to air and the allocation of GDP: Medium term projections for Sweden in conflict with the goals of CO₂, SO₂ and NO_x emissions for year 2000. Working Paper no.54, Konjunkturinstitutet, Stockholm.
- Östblom G (1999), An Environmental Medium Term Economic Model – EMEC. Working Paper no 69, Konjunkturinstitutet, Stockholm