



Det här verket har digitaliserats vid Göteborgs universitetsbibliotek och är fritt att använda. Alla tryckta texter är OCR-tolkade till maskinläsbar text. Det betyder att du kan söka och kopiera texten från dokumentet. Vissa äldre dokument med dåligt tryck kan vara svåra att OCR-tolka korrekt vilket medför att den OCR-tolkade texten kan innehålla fel och därför bör man visuellt jämföra med verkets bilder för att avgöra vad som är riktigt.

This work has been digitized at Gothenburg University Library and is free to use. All printed texts have been OCR-processed and converted to machine readable text. This means that you can search and copy text from the document. Some early printed books are hard to OCR-process correctly and the text may contain errors, so one should always visually compare it with the images to determine what is correct.



# Metoder för naturresurs- planering med ekologisk grundsyn

En litteraturstudie över natur-  
värderingsmetoder m m

Tuija Hilding-Rydevik

R  
A/W

INSTITUTET FÖR BYGGDOKUMENTATION
Accnr
Plac <i>SR</i>

R46:1986

METODER FÖR NATURRESURSPLANERING  
MED EKOLOGISK GRUNDSYN

En litteraturstudie över natur-  
värderingsmetoder m m

Tuija Hilding-Rydevik

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 830831-9  
från Statens råd för byggnadsforskning till Institutionen  
för kulturteknik, Tekniska Högskolan, Stockholm.

## REFERAT

Litteraturstudiens syfte var att samla in och systematisera erfarenheter om s k naturvärderingsmetoder och även i viss mån om miljöekonomi. Metoderna är i första hand intressanta för användning i kommunal planering. Tyngdpunkten ligger i första hand på svenskt material men omfattar även material av intresse från andra länder.

Litteraturstudien har resulterat i bl a följande:

- En genomgång av systematiken av naturvärderingsmetoder, dvs hur de kan indelas och benämnas.
- En beskrivning av olika typer av naturvärderingsmetoder. Den innehåller bakgrund, funktion och användningsområden för metoderna. Naturvärderingsmetoder inom följande områden har tagits upp: förutsättningsanalys, miljöeffektbeskrivningar och Environmental Impact Assessment, formaliserade metoder för miljöeffekt- och miljökonsekvensbeskrivningar, systemanalys, miljöekonomi, energianalys (som alternativ till miljöekonomiska analyser) och tre arbetsmetoder för att underlätta för resursfrågorna att komma in i planeringsprocessen på lokal och regional nivå.
- En diskussion om svårigheter och möjligheter att använda de beskrivna metoderna i kommunal naturresursplanering.

Slutsatsen från litteraturstudien är att två typer av naturvärderingsmetoder är viktiga och lämpliga att utveckla vidare för kommunal naturresursplanering, nämligen (1) förutsättningsanalyser och (2) miljökonsekvensbeskrivningar.

I Byggnadsrådets rapportserie redovisar forskaren sitt anslagsprojekt. Publiceringen innebär inte att rådet tagit ställning till åsikter, slutsatser och resultat.

R46:1986

ISBN 91-540-4557-6

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Liber Tryck AB Stockholm 1986

## INNEHÅLL

	FÖRORD . . . . .	3
	SAMMANFATTNING . . . . .	5
1	INLEDNING . . . . .	9
1.1	Problemet . . . . .	12
2	SYFTET . . . . .	14
3	GENOMFÖRANDE OCH RESULTAT . . . . .	14
3.1	Hur det var tänkt . . . . .	14
3.2	Hur det blev . . . . .	15
3.3	Resultat . . . . .	16
4	KOMMENTARER TILL NÅGRA BEGREPP . . . . .	17
4.1	Planering och ekologisk grundsyn . . . . .	17
4.2	Naturresurser . . . . .	18
5	INDELNING AV METODER OCH RAPPORTENS INNEHÅLL . . . . .	20
5.1	Indelning av metoder . . . . .	20
5.2	Rapportens uppläggning . . . . .	22
6	FÖRUTSÄTTNINGS- OCH MÖJLIGHETSANALYS . . . . .	24
6.1	Canada Land Inventory . . . . .	25
6.2	Ian Mc Harg's metod . . . . .	27
6.3	Landskapsanalys i Linköpings kommun . . . . .	30
7	MILJÖEFFEKTBESKRIVNINGAR OCH ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT . . . . .	33
7.1	Inledning . . . . .	33
7.2	Environmental Impact Assessment . . . . .	34
7.3	Miljöeffektbeskrivningar i USA . . . . .	36
7.3.1	Federal nivå . . . . .	36
7.3.2	Delstatlig nivå - Californien . . . . .	38
7.4	Miljöeffektbeskrivningar i Canada . . . . .	40
7.4.1	Federal nivå . . . . .	41
7.4.2	Provinciell och "kommunal" nivå - Ontario . . . . .	44
7.5	Erfarenheter av Environmental Impact Assessment . . . . .	46
7.6	Miljöeffektbeskrivningar i Sverige . . . . .	47
8	FORMALISERADE METODER FÖR MILJÖEFFEKT- OCH MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNINGAR . . . . .	51
8.1	Metoder utvecklade som följd av NEPA . . . . .	51
8.1.1	Leopoldmatris och efterföljare . . . . .	52
8.1.2	Environmental Evaluation System (Battelle), Water Resources Assessment Methodology (WRAM) m fl beslättrade metoder. . . . .	57
8.2	Metoder för miljökonsekvensbeskrivning i Sverige . . . . .	60
8.2.1	Öresundsprojektet . . . . .	60
8.2.2	Konsekvensbedömning av bebyggelse i fjäll- och tätortsnära områden . . . . .	63
9	SYSTEMANALYS . . . . .	67
9.1	Systemanalys som idé . . . . .	67
9.2	Adaptive Environmental Assessment and Management (AEAM) och Markanvändning norr . . . . .	69
9.2.1	AEAM tillämpad på Markanvändning norr . . . . .	70
9.3	Ekonomisk utveckling och markanvändning i Skåne . . . . .	75

10	MILJÖEKONOMI . . . . .	77
10.1	Cost-benefitanalys . . . . .	77
10.1.1	Värdepremisser, genomförande och tillämpningsområden . . . . .	80
10.1.2	Positivt och negativt om cost-benefitanalys . . . . .	82
10.2	Alternativ till traditionell cost-benefitanalys . . . . .	84
10.2.1	Planning balance sheet . . . . .	84
10.2.2	Goals achievement matrix . . . . .	87
10.2.3	Institutionell ekonomi och positionsanalys . . . . .	87
10.2.3.1	Institutionell ekonomi . . . . .	88
10.2.3.2	Positionsanalys . . . . .	89
10.3	Input-output och optimeringsanalys . . . . .	96
10.3.1	Några tillämpningsexempel . . . . .	96
10.3.2	Svårigheter vid tillämpning av I-0-analys . . . . .	102
11	ENERGI SOM ALTERNATIV TILL KRONOR OCH ÖREN . . . . .	104
11.1	Input-outputanalys . . . . .	106
12	NATURRESURSER OCH PLANERING - TRE ARBETSMETODER . . . . .	111
12.1	Hushållning med mark, vatten, luft och energi - en arbetsmetod i kommunal översiktlig planering . . . . .	111
12.1.1	Ett ekologiskt synsätt . . . . .	113
12.1.2	Arbetsmetoden . . . . .	113
12.1.3	Synpunkter på arbetsmetoden . . . . .	122
12.2	Landskapsinformation och planering . . . . .	123
12.3	Arealplanläggning - det obne land . . . . .	127
12.3.1	Planeringsmetodens olika steg . . . . .	128
13	DISKUSSION . . . . .	138
13.1	Nyttan av att använda olika analysmetoder . . . . .	139
13.2	Synpunkter på kvantitativa metoder och medborgardeltagande . . . . .	141
13.3	Relevansen för kommunal naturresursplanering . . . . .	142
13.3.1	Möjligheten att ta in naturresurshänsyn . . . . .	142
13.3.2	Vilka krav behöver ställas . . . . .	143
13.3.3	Kort sammanfattning av metodkapitlen . . . . .	144
13.3.4	Användbarheten . . . . .	146
13.4	Avslutning . . . . .	148
BILAGA 1	LITTERATURSÖKNING . . . . .	149
	REFERENSER . . . . .	151

## FÖRORD

I maj 1984 påbörjades litteraturstudien "Metoder för naturresursplanering med ekologisk grundsyn - en kritisk litteraturstudie, med medel från Byggforskningsrådet och Svenska Naturskyddsföreningen (Valdemar och Emmy Gustafssons naturvårdsfond). Denna presentation är slutrapporten från studien.

Under hösten 1984 hölls ett endagars seminarium inom litteraturprojektet, "Tillämpning av ekologi i kommunal fysik planering", till vilket Byggforskningsrådet beviljade ett tilläggsanslag. Seminariet är dokumenterat i Wallentinus & Hilding-Rydevik 1985.

Jag vill tacka docent Hans-Georg Wallentinus för god och uppmuntrande handledning. Samtidigt vill jag rikta ett tack till professor Gert Knutsson, lektor Lars Emmelin, planarkitekt Hans Felixon och lektor Lars Orrskog för värdefulla synpunkter.





## SAMMANFATTNING

### Bakgrund

Utgångspunkten för litteraturstudien är frågan om hur man kan göra det lättare för kommunerna att ta hänsyn till miljövårds- och naturresursfrågor i sin planering. Man kan konstatera att kommunernas sätt att behandla miljö-, naturvårds- och naturresursfrågor visar att området fortfarande är lågprioriterat trots satsningarna inom fysisk riksplanering. Orsakerna till att frågorna lågprioriteras är flera. Den viktigaste anledningen är troligen att det för kommunernas del inte finns några tvingande lagar eller förordningar för att t ex beakta miljökonsekvenser. En del i det hela är också avsaknaden av kunskap om metoder som kan användas för analys av miljöfrågor och dels avsaknaden av metoder som är anpassade för svenska förhållanden. Den här litteraturstudien studerar s k naturvärderingsmetoder och deras möjliga användning som beslutsunderlag på kommunal nivå.

### Problemet

Fysisk riksplanering och den allmänna miljödebatten i Sverige har lett till att många forskningsprojekt genomförts för att utveckla metoder (landskapsanalys, konsekvensanalys, energianalys, förslag på arbetsformer m m) som är tänkta att användas i bl a kommunal miljö- och naturvårdsplanering (bl a enligt de riktlinjer som fanns för FRP). Projektens resultat har inte kommit till någon större användning. Det kan bero på att:

- resultaten i vissa fall är nyligen framtagna,
- kunskapen om dessa metoder finns inte samlad,
- kännedomen om dessa metoder inte är tillräckligt spridd ,
- metoderna behöver utvecklas vidare innan de är praktiskt användbara.

En sammanställning över dessa s k naturvärderingsmetoder kan avhjälpa vissa av dessa brister.

### Syftet

Syftet med litteraturstudien är att samla in och systematisera erfarenheterna om s k naturvärderingsmetoder och även i viss mån om miljöekonomi. Metoderna ska i första hand vara intressanta för användning i kommunal planering. Tyngdpunkten ligger i första hand på svenskt material men omfattar även material av intresse från andra länder. Litteraturstudien ska ligga till grund för formuleringen av ett fortsatt forskningsprojekt om tillämpningen av naturvärderingsmetoder.

### Genomförande

Studien är en litteraturstudie. Referenser har erhållits genom datasökning och manuell sökning. Relevant litteratur har sedan refererats och diskuterats.

### Refererade metoder

Större delen av rapporten (kapitel 6 t o m 12) är en beskrivning av olika naturvärderingsmetoder. Metodernas bakgrund, funktion och användningsområden beskrivs. Positiva och negativa synpunkter som förekommer i litteraturen refereras. Följande metodområden har tagits upp:

#### Förutsättningsanalys

Kapitlet redovisar de naturgivna förutsättningarna för olika markanvändningar. Inbegriper delar av det som också kallas landskapsanalys. Landskapsanalytikerna har tidigt försökt få in landskapet i planeringen. Flera välutvecklade och prövade metoder för förutsättnings- och landskapsanalys finns tillgängliga, även för lokal nivå.

#### Miljöeffektbeskrivningar och Environmental Impact Assessment

Språkbruket kring miljöeffektbeskrivningar är oklart. I Sverige syftar ofta begreppet miljöeffektbeskrivning på dels proceduren (organisation, ärendehandläggning m m) och dels på själva dokumentet som utgör miljöeffektbeskrivningen. I USA kallas hela proceduren för att ta fram dokumentet för en "Environmental Impact Assessment - procedure". Dokumentet kallas en "Environmental Impact Statement". Syftet med EIA-proceduren är att skapa ett dokument som beskriver miljöeffekterna av olika mänskliga aktiviteter. Välutvecklade procedurer finns i flera länder. Gäller dock vanligtvis statlig och regional nivå, men i vissa fall även för lokal nivå.

#### Formaliserade metoder för miljöeffekt- och miljökonsekvensbeskrivningar

Med "formaliserade" menar jag att det finns beskrivet ett visst sätt (en arbetsgång, behov av fältdata, beräkningsmetoder o s v) att analyser/bedöma effekter och konsekvenser på naturen. Till skillnad mot det mer allmänna begreppet miljöeffektbeskrivning som bara syftar på dokumentet eller proceduren.

Även systemanalys och miljöekonomiska analyser kan belysa miljökonsekvenser (framför allt systemanalys). Dessa har jag dock inte betraktat som formaliserade metoder (det är en något konstlad indelning men den är användbar i detta sammanhang).

Formaliserade metoder för miljöeffekt- och miljökonsekvensbeskrivningar finns utvecklade. De är ofta avsedda för konsekvensbeskrivningar av projekt. Flera kvantitativa metoder finns. Metoderna är ofta mycket olika varandra. En hel del praktiska erfarenheter finns.

#### Systemanalys

Begreppet systemanalys kan betyda flera olika saker. Det kan syfta t ex på att ha en helhetssyn vid lösning av problem eller på t ex matematisk simulering av funktionerna i ett ekosystem. Gemensamt för all typ av systemanalys är att man ser på verkligheten i form av system. Hur system definieras varierar. Det systemanalytiska angreppssättet kan, oavsett vilka metoder/tekniker som används karakteriseras av:

- a) tvärfacklighet, vilket krävs av en aktivitet som är problemorienterad,

- b) bruk av systematiska och vetenskapliga metoder och
- c) tillämpning av vetenskapliga kriterier (Molander 1981).

Många systemanalytiska tekniker finns framtagna och flera av dem är praktiskt prövade. Dock har systemanalysen inte blivit det stora planeringsredskap som man förväntade sig i början av systemans utveckling.

#### Miljöekonomi

De metoder som behandlas är cost-benefitanalys i vid bemärkelse samt input-output- och optimeringsanalys. Cost-benefitanalysen (cb-analys) är exempel på metoder för samhällsekonomiska bedömningar till skillnad från snävt företagsekonomiska sådana. Cb-analys kan användas bl a för att göra samhällsekonomiska bedömningar av miljöfrågor. Input-output- och optimeringsanalys kan användas för att se relationen mellan vissa miljöfrågor och penningekonomin. I/O- och optimeringsanalys kan också användas som ett naturresursräkenskapssystem. Båda cb-analys, I/O- och optimeringsanalys är "gamla" metoder (från 1930-talet). Litteraturen och de praktiska erfarenheterna är omfattande. Forskning och utveckling av metoderna pågår hela tiden. Metoderna kan användas från projektnivå till statlig nivå.

#### Energi som alternativ till kronor och ören

Den energianalys som beskrivs hänför sig till metoder utvecklade av H. T. Odum och hans efterföljare. Vissa energianalytiker hävdar att energianalys av olika slag kan ge en bättre värdering av naturresurser jämfört med t ex traditionell cost-benefitanalys. Teorierna bakom energianalysen är omdiskuterade. Utveckling och forskning av metoder och teorier pågår, framför allt i USA. Den praktiska användningen i planering på olika nivåer är ännu av liten omfattning.

#### Naturresurser och planering - tre arbetsmetoder

I kapitlet beskrivs tre arbetsmetoder - en metod från Lerumprojektet, Skärbäcks metod och en metod från Danmark. Arbetsmetodernas syfte är att underlätta och möjliggöra för frågor och problem kring användningen av naturresurser att komma in i planeringsprocessen. Lerumprojektets metod är utvecklad för kommunalt bruk och projekt som kan vara aktuella på den nivån. Skärbäcks metod är avsedd för projekt i allmänhet. Den danska metoden är anpassad till regional dansk sektorövergripande planering och är ett rent teoretiskt arbete.

#### Slutsatser

Följande två typer av naturvärderingsmetoder anser jag är viktiga att utveckla vidare för kommunal naturresursplanering:

1. Förutsättningsanalyser
2. Miljökonsekvensbeskrivningar

Skälen för detta är flera:

- att skapa förutsättningar för en förebyggande planering av naturresursernas användning
- formuleringarna i naturresurslagens 1 kap. 1 § och 5 kap. 1 § anser jag betyder att denna typ av underlag bör finnas för tillämpningen av lagen
- ur metodsynpunkt är de två föreslagna typerna fördelaktiga

Metoder för förutsättningsanalys finns framtagna för en rad olika verksamheter. Vissa anser att dessa redan är så långt utvecklade att de direkt skulle kunna ingå som en del i fysisk planering.

Det finns få metoder för miljökonsekvensbeskrivningar som är riktigt lämpliga för kommunal planering. Många kräver stora förundersökningar, mycket expertis, krångliga beräkningar eller speciella dataprogram. Erfarenheterna och dokumentationen kring dessa metoder är dock riklig, vilket underlättar en utveckling av miljökonsekvensbeskrivningar för kommunal användning. Ett sådant utvecklingsarbete kommer att ske i projektet "Miljökonsekvensbeskrivning för kommunal naturresursplanering" (projektledare Hans-Georg Wallentinus) vid institutionen för Kulturteknik, som en fortsättning på denna litteraturstudie.

## 1 INLEDNING

Det har nu gått fjorton år sedan ekologisk grundsyn introducerades som ett mål för planeringen på alla nivåer (prop. 1972:111). De grundläggande utgångspunkter för den fysiska riksplaneringen som beslutades då har inte ifrågasatts i senare riksdagsbeslut (Statens Planverk 1983).

Hur har då den fysiska riksplaneringen kommit till uttryck i organisation, lagstiftning, praktisk planering, m m? På central nivå är det relativt lätt att peka på en rad resultat av tankarna i FRP och naturligtvis som resultat från den miljödebatt som pågått. T ex kan nämnas, tillskapandet av allmänna hänsynsregler i olika speciallagstiftningar, utarbetande av förslag till ny plan- och bygglag samt naturresurslag, tillsättandet av och arbetet inom naturresurs- och miljökommittén, förbud mot olika giftiga substanser, gränsvärden för utsläpp till mark, luft och vatten, m m. Medvetenheten om vikten av att hushålla med naturresurser har blivit stor under 70- och 80-talen och det återspeglas i offentliga utredningar, som Mark & vatten 2 (SOU 1979:54), och i regeringens proposition om fortsatt fysisk riksplanering (Fortsatt fysisk riksplanering 1981). Inom forskningen har tankarna om ekologisk grundsyn lett till en rad olika forskningsprojekt för att ta reda på vad grundsynen kan betyda för den praktiska planeringen.

På länsnivå har den fysiska riksplaneringen lett till bl a att säkerställandet av skyddet för riksintressanta områden och naturobjekt utvecklat. Arbetet går dock långsammare än planerat bl a på grund av att länsstyrelserna haft vissa svårigheter att med hjälp av byggnadslagen reglera utvecklingen enligt de riktlinjer som fastslagits för FRP (Statens planverk 1983). Genom FRP-arbetet har antalet naturinventeringar ökat vilket gett ett förbättrat kunskapsläge på länsnivå (op. cit.).

I kommunerna har fysisk riksplanering framför allt lett till att riksintressen inom naturvärden beaktats i markdispositions- och områdesplaner samt kommunöversikter. Planverket (1983) säger också i sitt yttrande att riksplaneringen "inneburit förändringar i arbetssätt hos berörda myndigheter. Dels krävs bredare underlag för beslut i ärenden av större vikt, dels skall samarbete mellan olika fackmyndigheter ske i större utsträckning". Man säger dock i nästa mening att: "Någon systematisk undersökning hur de ändrade utgångspunkterna inverkat på det praktiska arbetet finns inte."

Genom fysisk riksplanering har kommunerna fått ökat inflytande över planeringen av annan markanvändning än bebyggelse. Detta understryks och lagfästs i och med införandet av ny plan- och bygglag (PBL) och naturresurslag. I PBL förslås en obligatorisk kommundäckande översiktsplan. Med hjälp av bl a denna översiktsplan kommer, i större utsträckning än tidigare, markanvändningen att styras av kommunerna själva och inte av regionala instanser.

Hittills har mycket av intresset och insatserna på miljösidan riktats mot framför allt centrala men även regionala åtgärder. Föga intresse har däremot riktats mot möjligheter och begränsningar hos kommunerna att omsätta centrala riktlinjer (Fog 1983), t ex de som finns för FRP, till beslut och handling. Detta trots att det är i kommunerna som riktlinjerna ska omsättas. Kommuner-

nas behandling av miljö-, naturvårds och naturresursfrågor är bristfällig i flera avseenden, trots arbetet med FRP. Vi ska se lite närmare på det problemet.

Ute i kommunerna har målen om hushållning med naturresurser och planering på ekologisk grund av olika anledningar inte kunnat realiseras i särskilt stor omfattning (Arkedal 1983, Litzell 1981, Pålsson & Borg 1977, Statens naturvårdsverk & Planverket 1979, Wallentinus & Hilding-Rydevik 1984, Wenster 1982). Detta belystes vid ett endags-seminarium på Institutionen för Kulturteknik, KTH, med rubriken "Tillämpning av ekologi i kommunal fysisk planering" (dokumenterad i Wallentinus & Hilding-Rydevik 1984).

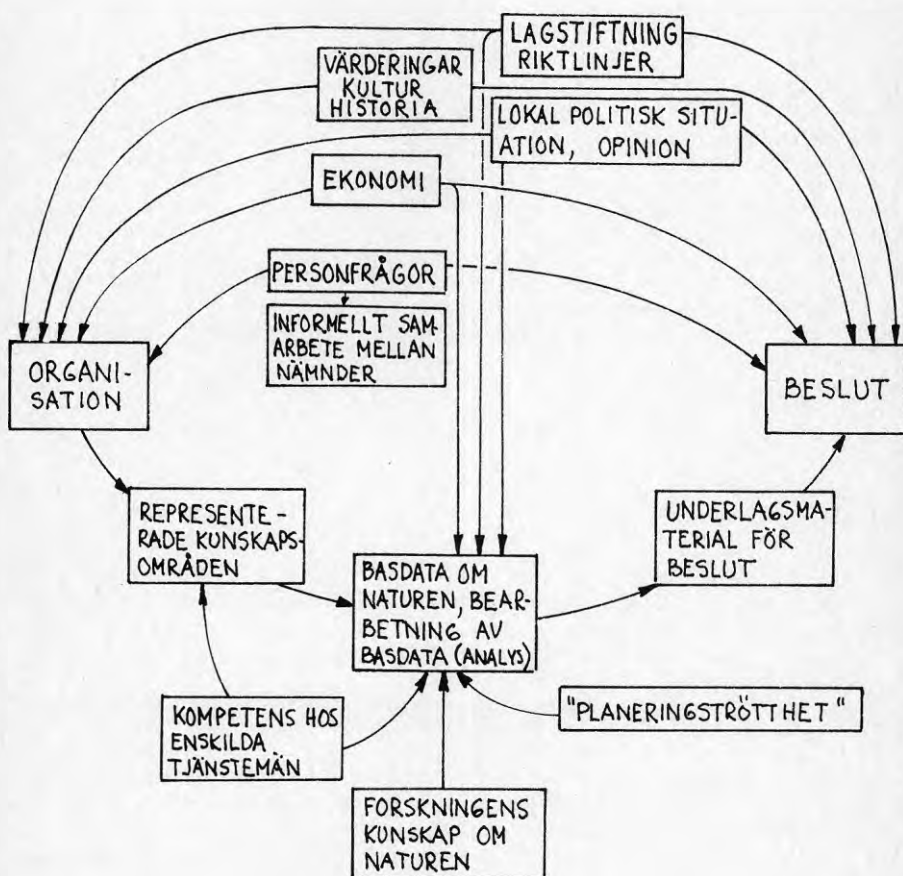
Under seminariet visade det sig tydligt att naturresurser och ekologisk grundsyn är något som inte alls tagits upp inom kommunerna. Det mesta rör sig kring den "gröna" naturvärden samt kring bevarandefrågor. Det överensstämmer med SNV:s och planverkets (1977) slutsatser i "Naturvärden i kommunernas planering". Hushållnings- och naturresursfrågor är i stort sett okända saker och någon diskussion kring t ex bevarande av mångformighet och naturtyper förekommer inte. Konsekvensbeskrivningar av mer komplicerat slag görs också mycket sällan, men däremot oftare i mindre skala och i enklare projekt. Det är också ofta så att de natur- och miljövårdande nämnderna, eller organ med motsvarande funktion, kommer in sent i handläggningen av olika ärenden. De reella besluten är ofta redan tagna när synpunkter om bl a hushållning med naturresurser förs fram. Därför blir dessa aspekter bara ett "påhäng" på slutet och bidrar därmed inte till att lösa planärenden m m på ur ekologisk synpunkt bästa sätt. De uppfattas istället ofta som obehagliga synpunkter som det redan är för sent att ta hänsyn till även om viljan funnes. Seminariet visade också på den stora betydelsen som de idéella organisationerna har i dessa frågor. Många gånger står de idéella föreningarna för utredningsverksamheten på miljö- och natursidan i kommunerna. Det är naturligtvis bra att denna verksamhet kommer till stånd men visar också på hur lågprioriterade dessa frågor är i kommunala sammanhang.

När det gäller natur-, miljövårds- och naturresursfrågor är den kommunala planeringen defensiv, synpunkter kommer in för sent och när negativa effekter sedan uppträder får planeringen en uppstående funktion istället för förebyggande. Det var naturligt att miljövårdens arbete och organisation i slutet på 60-talet inrättades för en uppstående funktion eftersom miljövårdstankarna tillkom som en reaktion på de miljöproblem som uppkommit tidigare (Wenster 1982). Wenster säger dock i sin rapport "Miljövårdsarbete på kommunal nivå":

"Den uppstående delen av miljövården pågår ännu och är inom många sektorer långt ifrån slutförd. Frågan är om den någonsin blir slutförd, då vi hela tiden tillskapar nya miljöproblem genom vår bristande förebyggande miljövård. Den största delen av de resurser miljövården idag förfogar över, läggs på den uppstående delen av miljövården samt på prövning och tillsyn av miljöstörande verksamheter. Endast en liten del av resurserna går till det förebyggande miljövårdsarbetet, vilket bl a innefattar forskning samt insamling och utvärdering av data inom miljösektorn."

Sammanfattningsvis kan man säga att kommunernas sätt att behandla miljö-, naturvårds och naturresursfrågor visar att området fortfarande är lågprioriterat trots satsningarna inom fysisk riksplanering.

Orsakerna till att frågorna lågprioriteras i kommunerna är flera, den viktigaste anledningen är dock troligen att det för kommunernas del inte finns några tvingande lagar eller förordningar för att upprätta t ex miljökonsekvensbeskrivningar. Vid sidan av denna orsak varierar det säkerligen från kommun till kommun vilken anledning som är viktigast (se figur 1), bl a med storleken på kommunen samt de ekonomiska och personella möjligheterna att bedriva planering över huvud taget. En bidragande orsak har säkert



Figur 1. Olika förhållanden i en kommun som kan påverka förutsättningarna för att hänsyn tas till miljö- och naturresursaspekter i den fysiska planeringen. Från Hilding-Rydevik i Wallentinus & Hilding-Rydevik 1985.

varit den begreppsförvirring som råder kring termer som naturresurser, ekologi, miljövård m fl (Litzell 1981). Flera av dessa ord som blivit så vanliga de senaste åren har oklara definitioner eller har så många definitioner att de blivit "sönderdefinierade" (Wallentinus & Hilding-Rydevik 1985). En annan viktig orsak är hur organisationen (ärendehandläggning, befintliga tjänster, nämnder m m) av miljövårdsarbetet ser ut, i den mån man överhuvudtaget har organiserat detta. I de få kommuner där man satsar på ett mer utbyggt miljövårdsarbete på t ex miljö- och hälsoskyddskontoret eller genom inrättandet av kommunekologtjänster, naturvårdsråd och naturvårdsberedning, där kan problemet vara att man vill införa någon typ av miljökonsekvensbeskrivning men man vet inte hur en sådan kan utföras. Man saknar alltså kännedom om olika metoder för att göra analyser av miljöfrågor t ex miljökonsekvensbeskrivningar. Under seminariet på Kulturteknik (op. cit.) framfördes också svårigheterna att i en konkret planeringssituation väga långsiktiga naturvärden mot kortsiktiga ekonomiska värden.

Hur kan vi då göra det lättare att ta hänsyn till miljövårds- och naturresursfrågor i kommunerna? Som figur 1 visar är flera faktorer viktiga. Lagstiftning och centrala riktlinjer är avgörande, men det finns en relativt stor frihet att utifrån gällande lagstiftning organisera miljövårdsarbetet och att ta fram ett betydligt bättre underlagsmaterial på natursidan än vad som görs idag. Varför gör man då inte detta? Orsaken är troligen i första hand att lagstiftningen inte kräver t ex konsekvensbeskrivningar, i andra hand de övriga faktorerna i figuren 1. Kunskap om dels metoder som kan användas för analys av miljöfrågor, dels metoder som är anpassade för svenska kommunala förhållanden saknas dessutom.

I den här litteraturstudien har jag valt att studera analysmetoder som eventuellt kan fungera som beslutsunderlag för miljöfrågor i kommunerna. I nästa avsnitt beskrivs de problem som är utgångspunkten för litteraturstudien.

### 1.1 Problemet

Problemen som utgör grunden för litteraturstudien kan kortfattat beskrivas i följande punkter.

- Den allmänna miljödebatten och den fysiska riksplaneringen (FRP) har lett till att flera forskningsprojekt genomförts för att utveckla metoder (landskapsanalys, konsekvensanalys, arbetssätt m m) som är tänkta att användas i bl a kommunal miljö- och naturvårdsplanering (bl a enligt de riktlinjer som fanns för FRP). Projektens resultat har inte kommit till någon större användning i kommunerna. Orsaken kan bl a vara dålig kännedom om metodernas förekomst och användningsmöjligheter. Kunskapen om dessa metoder finns inte samlad. Vissa sammanställningar över pågående eller avslutade projekt har gjorts, t ex Emmelin 1982, Jerkbrant et al. 1979, Borg & Arnemo 1980, Pahlsson & Borg 1977. De täcker dock inte allt det material som kan vara intressant. En litteratursammanställning som visar när, var och hur dessa metoder kan användas, kan hjälpa till att sprida information om resultaten.



- Riktlinjerna för fysisk riksplanering om hushållning med naturresurser har endast delvis realiserats på kommunal nivå. Till största delen har endast traditionell bevarande naturvård och friluftslivets intressen beaktats. En orsak kan vara att praktiskt användbara metoder saknas för att göra t ex konsekvensbeskrivningar, koppla ihop uppgifter om ekonomi och naturresurserns nyttjande m m, trots den forskning som har bedrivits. En litteraturstudie som kartlägger vad som gjorts på detta område i Norden, i vissa länder i Europa och i t ex USA och som visar på erfarenheter och på kunskapsluckor m m, är nödvändig information för att bli kunna vidareutveckla metoder för svenskt bruk. Med metoder menas här s k naturvärderingsmetoder, som t ex miljökonsekvensbeskrivningar, landskapsanalys och optimeringsanalys.
- Forskningen om naturvärderingsmetoder (utom förutsättningsanalyser) är liten i Sverige. Mycket talar för att sådana metoder skulle kunna användas i kommunal fysisk planering, och att ett behov kan uppstå i och med införandet av ny plan- och bygglag samt naturresurslag. Behovet av att bygga upp kunskap inom detta område är stort i Sverige. En sammanställning över vad som gjorts är en hjälp för denna uppbyggnad.
- Utgångspunkt för studien är att användningen av s k naturvärderingsmetoder kan tillföra lokalt planeringsunderlag viktig information om naturresurser av olika slag.

## 2. SYFTET

Syftet med litteraturstudien är att samla in och systematisera erfarenheterna om s k naturvärderingsmetoder och även i viss mån om miljöekonomi. Metoderna ska i första hand vara intressanta för användning i kommunal planering. Studien ska i första hand omfatta svenskt material men även material från andra länder av intresse. Litteraturstudien ska ligga till grund för formuleringen av ett fortsatt forskningsprojekt kring tillämpningen av s k naturvärderingsmetoder.

## 3. GENOMFÖRANDE OCH RESULTAT

Litteraturstudien var från början planerad att genomföras enligt en viss mall. När jag gick igenom litteraturen fann jag att det inte var en lämplig form. Resultatet har därför blivit annorlunda än det var tänkt och det vill jag beröra i de följande två avsnitten.

### 3.1 Hur det var tänkt

Inventeringen av analysmetoder (naturvärderingsmetoder) skulle i första hand rikta in sig på konsekvensbeskrivningar (t ex Walentinus 1982), optimeringsanalyser (miljöekonomi)(t ex Andréasson et al 1983), input-outputmodeller (miljöekonomi)(t ex Andréasson 1984), m fl liknande metoder. Utvecklingen av s k förut-sättningsanalyser har i relation till tidigare nämnda metoder kommit tillräckligt långt för att redan användas i kommunal planering (se bl a Pahlsson & Borg). Därför var det tänkt att inte inkludera dessa i studien.

Vidare skulle de inventerade metoderna helst inte behandla projektplanering utan gärna t ex behandla planer, policies, lagförslag. En fördel var också om det fanns praktiska erfarenheter av användningen av dessa metoder (t ex i form av fallstudier).

För samtliga rapporter, böcker m m som beskrev en metod skulle sammanfattningar göras. Sammanfattningen skulle disponeras utifrån följande punkter:

- Rapportens innehåll
- Behandlat problem. Följande frågor besvaras i första hand:
  - Vilket problem skall lösas (i vilken planeringssituation eller vid vilken typ av exploatering ska metodiken användas).
  - Vilken har utgångspunkten för problembeskrivningen varit, dvs vilka mål för naturmiljöns tillstånd har implicit eller explicit antagits (vilken relation människa - natur finns).
  - För vilken planeringsnivå (detaljeringsgrad) har studien (metodiken) tagits fram.
- Använd metod. Följande frågor besvaras i första hand:
  - Motiveringar av metodval (varför t ex olika typer av naturinventering förordas).

Om någon metodik typ input/output- eller optimeringsmodeller använts besvaras även följande frågor:

- Vilka möjligheter till förutsägelser finns.
- Vilket underlagsmaterial på miljösidan behövs och finns det lättillgängligt idag.
- Nyttiggörande. Har metodiken prövats och kommit till användning i någon kommun.
  - Om metodiken prövats - vilka erfarenheter har detta gett.
  - Om metodiken ej använts - vilka orsaker finns till detta.

Relevansen för kommunal planering skulle då fås dels genom urvalet av material/metoder, dels skulle den framgå av resultaten från sammanfattningen enligt de punkter som angivits ovan.

### 3.2 Hur det blev

Själva sökandet av referenser utfördes i huvudsak på två sätt. Dels gjordes sökning i olika databaser för litteratur, dels studerades referenser som jag kände till sedan tidigare. Litteratursökningen i olika databaser utfördes som en retrospektiv (tillbakablickande) och en kontinuerlig sökning. Den kontinuerliga datasökningen innebär att man har en fast sökprofil som under en längre tid bevakar nya referenser i ett antal givna databaser. Till hjälp vid den retrospektiva sökningen har funnits Informations- och datasökningscentralen (IDC) på Tekniska Högskolans bibliotek, litteratursökningsenheten vid Stockholms Universitets bibliotek samt Byggdok i Stockholm. En permanent sökprofil har använts vid IDC under tre månader för kontinuerlig litteratursökning. Problemet med litteratursökningen har varit svårigheten att med några få ord täcka in ämnet i sökprofilerna och att flertal databaser innehåller, för denna studie, relevanta ämnesområden. Litteratursökningen redovisas närmare i bilaga 1.

Vid genomgången av det erhållna materialet visade det sig svårt att tillämpa de tidigare beskrivna punkterna vid sammanställningen. En del arbeten beskriver endast snävt den teoretiska användbarheten av en metod (t ex linjär programmering i olika varianter) för olika samhällsproblem. Man har oftast inte tagit hänsyn till i vilken verklighet (organisation, tillgänglig kompetens, kostnader, lagstiftning m m) som metoden ska tillämpas i. Andra arbeten är studier över hur olika metoder kan användas i en verklig planeringssituation (fallstudie) med deras möjligheter och restriktioner i form av lagar, personal, kostnader m m.

Det visade sig också svårt och omfattande att få fram uppgifter om hur mycket metoderna prövats och vilka erfarenheter det gett. Det verkar som om många metoder inte har prövats praktiskt. Metoderna är ofta avsedda för statlig nivå eller avancerad projektplanering. Det finns inte mycket framtaget som är anpassat och direkt användbart för kommunal planering. Om urvalet bara hade omfattat metoder som direkt var avsedda för kommunalt bruk så hade materialet blivit magert. Jag valde därför att även ta med material som inte är avpassat för detta. Det kan ändå ge underlag för diskussion och utveckling av metoder för kommunal planering.

### 3.3 Resultat

Som framgår av innehållsförteckningen blev materialet omfattande. Det innehåller en del som från början inte var avsett att vara med. Dock består 99 sidor, av de 111 som utgör själva metodgenomgången (s 19-130), av sådant material som var avsett från början. De övriga delarna (kap. 6, 9, 11 och delar av kap. 12) ansåg jag kunde fungera som en värdefull referensram för det forskningsprojekt som litteraturstudien skulle ligga till grund för. Urvalet av detta "extra" material gjordes efter vad jag trodde skull kunna ge idéer kring frågor som rör naturresursplanering och metodfrågor. Följande punkter visar grovt grunden för mitt urval. Metoder valdes som :

- systematiserar och förenklar arbetet att beskriva miljökonsekvenser,
- ger möjlighet att se relationen mellan naturresursers nyttjande och ekonomin,
- visar om och hur optimering av markutnyttjande kan ske med avseende på olika valda parametrar,
- hjälper till, på andra sätt än ovan, att belysa relationen mellan samhälle och natur så att beslut som rör miljön blir så allsidigt belysta som möjligt ur miljösynpunkt.

Referenserna till extramaterialet kom dels från datasökningarna, som beskrivits tidigare, och dels från material jag kände till sedan tidigare.

Litteraturstudien täcker inte hela området med s k naturvärderingsmetoder, men borde ge en bra orientering av vad som finns och är på gång. Området är mycket omfattande om man ser till det skrivna materialet. Den litteratur som behandlas här täcker flera stora forskningsområden. Varje kapitel som beskriver ett ämnesområde (kapitel 6 t o m 12) motsvarar ett eget forskningsfält och en stor mängd litteratur. Därför är beskrivningen här ett urval och på inget sätt en komplett beskrivning av varje område. Litteraturreferenserna får, för den intresserade, vara ingången till en fördjupning inom respektive fält.

Några frågor har jag av tidsskäl fått utelämnat. Ett kapitel om ekologiska teoriers användbarhet i planeringen skulle ha varit ett bra komplement. Men här får jag istället hänvisa till t ex Emmelin 1982, 1983, Wiman & Holst 1982, Bengtsson m fl 1982 och van der Maarel 1980. Jag har också utelämnat arbeten kring kustplanering som t ex Rosenberg 1985, Håkansson & Rosenberg 1984 och Gottschalk et al 1983.

## 4 KOMMENTARER TILL NÅGRA BEGREPP

En rubrik med orden "naturresurs", "planering" och "ekologisk grundsyn" kräver vissa kommentarer. Begreppet "naturresurs" har de senaste tio åren kommit att ändra innebörd till viss del, idag är det svårt att veta vilken tolkning som åsyftas. "Planering" är heller inte entydigt och bör därför förtydligas i sitt sammanhang. Sedan "ekologisk grundsyn" introducerades 1972 har det varit föremål för olika tolkningar vilket gör en kommentar nödvändig.

## 4.1 Planering och ekologisk grundsyn

Lars Emmelin (1983) diskuterar i sin bok "Planering med ekologisk grundsyn" begreppen "planering" och ekologisk grundsyn". Här tas inte den omfattande diskussionen upp om hur planering kan definieras. "Planering" i rubriken syftar närmast på "en metod att ta fram beslutsunderlag" (Andersson & Ingelstam 1979 i Emmelin 1983). Övriga ställningstaganden om t ex medborgarinflytande och olika planeringsmetoder som t ex kan förbättra kopplingen mellan lokal, regional och statlig planering (Berglund & Holm 1981) tas inte upp här.

Begreppet "ekologisk grundsyn" har använts p g a att det har varit utgångspunkten för flera av de metoder som studerats här. Samtidigt ger det en intuitiv känsla för innehållet. En annan rubrik kunde ha varit t ex "Metoder som kan förbättra beslutsunderlaget om miljön i kommunerna".

Det finns ingen enhetlig tolkning av vad som menas med ekologisk grundsyn och vad det betyder att planeringen ska utgå ifrån denna grundsyn. Lars Emmelin har skrivit två böcker (1982, 1983) som på ett intresseväckande sätt diskuterar möjliga tolkningar av begreppen ekologisk grundsyn och planering med ekologisk grundsyn. Han konstaterar till att börja med att (Emmelin 1982): "ekologisk grundsyn gäller synen på förhållandet mellan människa och natur, på naturens betydelse för människan - för överlevnad och försörjning, hälsa och välbefinnande." Emmelin (1982) pekar vidare på att vårt val av hur vi definierar ekologisk grundsyn har praktisk betydelse. Han exemplifierar det med följande punkter (Emmelin 1982):

- Synen på förhållandet mellan människa och natur har under industrialismens utveckling använts för att legitimera ett tidvis ohämmat exploaterande av naturen utan hänsyn till konsekvenser för framtida generationer.
- Direktivens syn (till naturresurs- och miljökommitténs arbete: min kommentar) på ekologins roll i samhället antyder en tilltro till denna vetenskaps möjlighet att bidra till eller rent av uppställa ramar för mänsklig verksamhet.
- Synen på naturens funktion påverkar utformningen av handlingslinjer för natur- och miljövärd; synsätten byggs inte bara upp av vetenskaplig kunskap utan också av tankemönster, teorier om samspelet mellan samhälle och natur o s v - det utbildas en flora av handlingsmönster, dogmer och myter.
- Uppfattningen om hur starkt styrande naturens villkor är för

samhället påverkar valet av beslutsunderlag och den vikt man fäster vid olika underlag vid konflikter eller beslutssituationer som präglas av osäkerhet; t ex att låta ekonomiska kriterier väga tyngst eller lagstiftningens struktur och grundprinciper styra.

För att få en värdegemenskap kring frågan om relationen mellan människa och naturresurser har Naturresurs- och miljökommittén i sitt betänkande (SOU 1983:56) tagit fram ett förslag på fem etiska normer (s. 334-339).

#### 4.2 Naturresurser

Begreppet naturresurs får idag ofta olika tolkningar beroende på vem som använder det. Traditionellt har man syftat på grus, torv, mineraler m m, dvs resurser som kan utvinna. I dag kan man med "naturresurser" även mena de "tjänster" naturen ger i form av nederbörd genom vattnets kretslopp, frigjord näring i marken till grödor genom nedbrytningsprocesser m m, dvs funktioner i naturen som vi är beroende av men som inte kan värdesättas enligt de nuvarande ekonomiska teorierna. Önskvärdheten att göra detta kan ju också diskuteras.

Naturresurs- och miljökommittén har i sitt huvudbetänkande (SOU 1983:56) diskuterat begreppen naturresurs och naturresurshushållning och här beskrivs kort dess synpunkter och förslag till definitioner.

Om ett ämne eller en funktion betraktas som en resurs eller inte beror på rådande behov, kunskaper och värderingar i samhället. Begreppet naturresurser kan alltså inte definieras annat än i relation till vissa samhälleliga förhållanden som teknisk kapacitet och upplevda behov. Naturresursernas tillgänglighet styrs därmed av liknande faktorer som fysiska, kulturella, tekniska, organisatoriska och ekonomiska faktorer. Tillgängligheten är också starkt beroende av ekologiska, medicinska, sociala och etiska faktorer. Dessa "tillgänglighetsvillkor" anger ramarna för hur en naturresurs bör och kan användas för olika ändamål, t ex mark som rekreatiomsområden, som jordbruksmark eller som skogsmark. Tillgängligheten och försörjningsläget för en naturresurs kan inte slås fast en gång för alla eftersom tillgänglighetsvillkoren ändras över tiden. De ekonomiska och politiska bedömningarna kan ändras snabbt. Genom att ge politiskt större tyngd åt t ex de ekologiska villkoren, påverkas tillgängligheten hos de naturresurser som berörs. Denna påverkas också om man gör en ekonomisk omvärdering av till exempel de tekniska villkor som är förknippade med exploatering av en viss resurs.

Idag är det oftast ekonomiska kriterier i konventionell bemärkelse som i det korta perspektivet bestämmer hur och om en viss resurs skall utvinna, omvandlas och användas för en viss sorts produktion. En naturresurs bedöms då vara tillgänglig om dagens kostnad och pris gör det företagsekonomiskt lönsamt att exploatera den. I vissa fall kan det vara svårt att bestämma kostnaden i kronor och ören. Vissa så kallade externa kostnader (kostnader

som inte direkt drabbar företaget) vid ett naturresursutnyttjande (till exempel minskad tillgänglighet för rekreation, miljö-

förstöring) kan endast delvis prissättas.

I kommitténs arbete nämns en definition av begreppet resurs: "ett medel för att underlätta uppnåendet av ett visst mål för en viss agent, givet vissa förutsättningar och viss aktivitet". Om man utgår ifrån att samhället (staten, kommunerna) har målet att bibehålla fungerande ekosystem, eftersom de utgör basen för vår överlevnad, så måste idag alla delar och funktioner hos ekosystemen betraktas som resurser. Det finns inte tillräckligt med kunskaper för att definitivt kunna avgöra att störningen av en funktion eller utrotandet av en art inte har någon betydelse för ekosystemens och människans fortbestånd och försörjning. Så länge vi inte kan bevisa att en process eller ett system är oviktigt i ett långt perspektiv så länge bör processen och systemet betraktas som viktig och nyttig (op.cit.). Det betyder därmed inte att alla arter av växter och djur har en central funktionell betydelse och därför måste bevaras.

Såsom jag tolkar begreppet naturresurs utifrån kommitténs betänkande blir det ett allomfattande begrepp för det man kan finna i naturen. Som sådant behöver det preciseras för att bli praktiskt användbart. I naturresurs- och miljökommitténs betänkande (SOU 1983:56) föreslås också en indelning efter det mönster man har för naturresursräkenskaper i Norge:

#### FLÖDESRESURSER

(ständigt flödande, men ej opåverkbara)

Instrålning (solstrålning och annan elektromagnetisk strålning)

Kretsloppsresurser (det hydrologiska kretsloppet, luftmassans rörelser, havsströmmar)

#### FONDRESURSER

(kan ge kontinuerlig avkastning om de sköts på rätt sätt)

Biologiska resurser (genetiska, djur, växter, ekosystem)

Tillståndsresurser (luft, vatten, landyta, markskikt)

#### LAGERRESURSER

(varje uttag innebär minskning av resursen i fysisk bemärkelse)

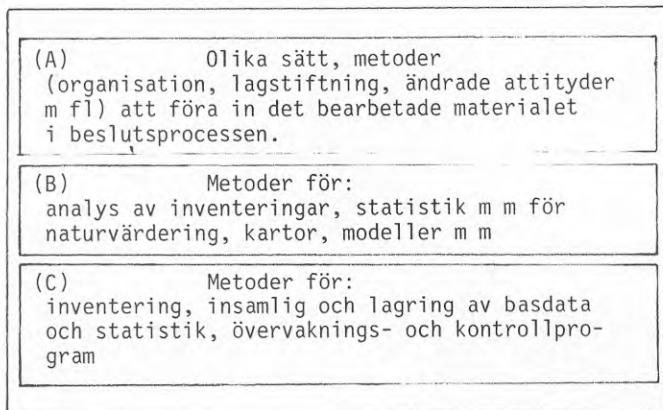
Återvinnbara resurser (grundämnen, mineraler, sand, grus)

Icke återvinnbara resurser (fossila bränslen, klyvbart material)

## 5 INDELNINGEN AV METODER OCH RAPPORTEN

## 5.1 Indelning av metoder

Figur 2 visar en grov systematisering av metoder som är av betydelse för naturresursplanering i allmänhet. Tyngdpunkten i litteraturstudien ligger i första hand på metoder för bearbetning och analys av inventeringar, statistik m m (för naturvärdering ur olika aspekter) dvs ruta B till största delen. Många arbeten berör dock även organisation, lagstiftning, metoder för inventeringar m m, dvs även ruta A och B.



Figur 2. Grov systematisering av metoder som är av betydelse för naturresursplanering i allmänhet.

Kan de metoder som studerats karakteriseras med ett gemensamt namn? Björklund (1984) använder "naturvärderingsmodeller" som samlande begrepp och Pålsson & Borg (1977) använder "värdering av naturresurser" som rubrik för förutsättnings-, konsekvens-, konfliktanalys m m. Nilsson (1974) kallar dessa analyser för "olika typer av utvärderingar". I annan svenskspråkig litteratur jag tagit del av används ingen samlande rubrik för dessa analyser. I brist på ett bättre samlande begrepp kan kanske tills vidare "naturvärderingsmetoder" användas. I tabell 1 sammanfattas vilka analysmetoder som kan inordnas under detta begrepp. Sammanställningen är gjord efter uppgifter i Björklund 1984, Emmelin 1983, Borg & Arnemo 1980, Jerkbrant, Jerkbrant & Malbert 1979, Pålsson & Borg 1977 och Nilsson 1974.

Indelningen av metoder kan också göras med utgångspunkt i om de är anspråksstyrda (är relaterade till ett speciellt projekt) eller förutsättningslösa (inga preciserade förutsättningar finns, resultaten kan t ex användas som basmaterial för fysisk planering) (Björklund 1984).

Nilsson (1974) har även en indelning av naturvärderingsmetoderna efter vilka datauppgifter som används och hur dessa bearbetas: a) deskriptiva, b) statisk enfaktoranalys, c) statisk flerfaktoranalys, d) dynamisk ensfaktoranalys, e) dynamisk flerfaktoranalys.



Metoderna kan även delas in efter graden av formalisering. I Fryen och Sager (1983) används indelningen formaliserade, mindre formaliserade och intuitiva, i en studie över jämförelsemetoder (cost-benefitanalys, Hill's goals achievement matrix m fl) i norska konsekvensbeskrivningar.

Tabell 1. Analysmetoder som kan föras in under benämningen naturvärderingsmetoder (efter Björklund 1984, Emmelin 1983, Borg & Arnemo 1980, Jerkbrant, Jerkbrant & Malbert 1979, Pålsson & Borg 1977 och Nilsson 1974).

Förutsättningsanalys	- redovisar de naturgivna förutsättningarna för olika markanvändningar
Lämplighetsanalys	- möjlig naturgiven användning av olika planområden
Möjlighetsanalys	- visar den optimala markanvändningen ur ett valt perspektiv, t ex ur ekologiskt eller ekologiskt och ekonomiskt perspektiv
Optimeringsanalys	- en form av konsekvensanalys där två eller flera användningsalternativ för ett område utvärderas
Konfliktanalys	- visar konsekvenserna på naturen ur ett valt perspektiv (områdestorlek, tidsrymd, flora, fauna, kommande markanvändning m m)
Konsekvensbeskrivning (Konsekvensanalys)	- är en systematisering av olika användaranspråk, samt de krav som dessa ställer på naturresurserna, utnyttjandekonflikter klarläggs
Anspråksanalys	- visar hur ett områdes naturgivna förutsättningar kan förbättras eller hur negativa effekter av ett ingrepp kan minimeras eller förhindras
Åtgärdsanalys	

Nichols & Hyman (1982) använder en indelning av "environmental assessment methods" som utgår ifrån i vilket sammanhang metoderna är utvecklade. Deras indelning visas i tabell 2.

Tabell 2. Indelning av naturvärderingsmetoder ("environmental assessment methods") enligt Nichols & Hyman (1982).

Lämplighetsanalys ("Land suitability analysis")	- Utgångspunkten är den fysiska och rumsliga dimensionen i landskapet, för att bestämma lämpligheten av olika exploaterings- och lokaliseringsalternativ. Detta forskningsområde påbörjades av landskapsarkitekter.
Metoder utvecklade till följd av NEPA ("NEPA-response methods")	- Utvecklades till följd av att USA 1970 antog en miljölag (National environmental policy act = NEPA) som bl a kräver att miljöeffektbeskrivningar skall upprättas i vissa fall. Bland dessa metoder märks många checklistor, matriser och nätverk (beskrivs senare i studien).
Beslutsanalys ("Decision analysis")	- Utvecklades som reaktion på enkelspåriga cost-benefitanalyser. Exempel är t ex Lichfield's och Hill's metoder.
Metoder för resursförvaltning ("Resource management")	- Används vanligen av myndigheter och syftar till att finna en socialt optimal hastighet hos resursanvändningen. Inkluderar optimeringsmodeller och t ex AEAM utvecklad av International institute for applied systems analysis.
Simulering och matematisk modellering ("Simulation and mathematical modeling")	- Användas för t ex att pröva de potentiella ekologiska effekterna av exploateringsprojekt.

## 5.2 Rapportens indelning

Uppläggningsen av metodkapitlen en följer inte strikt någon av indelningarna i tabell 1 eller tabell 2. Indelningen speglar istället forskningsområden med avgränsad litteratur. Dessutom passar en del metoder inte in i någon av indelningarna vilket gör det lämpligare med en annan indelning. Här följer en kort beskrivning av rapportens indelning och innehåll.

Kapitel 6 behandlar förutsättnings- och möjlighetsanalys (lämplighetsanalys). Hur en viss typ av optimeringsanalys kan relateras till dessa metoder berörs också.

I kapitel 7 visas hur man, i första hand i USA och Canada, utformat lagstiftning och organisation för att kunna föra in miljöef-

fektbeskrivningar i planeringsprocessen på olika nivåer. Debatten om möjligheten att föra in något liknande i Sverige speglas också här.

I kapitel 8 visas vilka formaliserade metoder för miljöeffektbeskrivning som utvecklats till följd av den amerikanska miljölagstiftningen. Här beskrivs även svensk forskning om metoder för miljökonsekvensbeskrivning (konfliktanalys ingår i denna avdelning).

Kapitel 9, som behandlar systemanalys, tar upp metoder som är tydligt inriktade på beslutsfattande.

I kapitel 10 behandlas metoder inom naturresurs- och miljöekonomi. De metoder som behandlas här kallar Nichols & Hyman (1982) (se tabell 2) för metoder att göra beslutsanalys. Samtidigt är avsikten med flera metoder att kartlägga konsekvenserna (ekonomiskt, socialt, ur miljösynpunkt m m) t ex av olika planförslag. Detta gäller även för kapitel 9.

Ett område som ännu inte kommit så långt i praktisk användning är "ekologisk" energianalys. Delar av detta forskningsområde beskrivs i kapitel 11.

Kapitel 12 tar upp tre förslag till arbetsmetoder som kan hjälpa till att föra in kunskap om miljön i planeringsprocessen på lokal och regional nivå.

Till slut diskuteras i kapitel 13 något om möjligheter och problem att använda de beskrivna synsätten, arbets- eller analysmetoderna.

Det som inte behandlats på något sätt i denna rapport, enligt tabell 1 och 2 är åtgärdsanalys. För övrigt har de olika områdena berörts i olika omfattning.

Kapitlen 6 t o m 12 är skrivna så att de kan läsas fristående från varandra.

## 6. FÖRUTSÄTTNINGSANALYS

Metoder för att analysera ett områdes förutsättningar för olika ändamål (jordbruk, skogsbruk, naturskydd, bebyggelse m m) finns framtagna i Sverige. Borg & Arnemo (1980) konstaterar i sin genomgång av ekologisk grundsyn och dess tillämpning i fysisk riksplanering att: "det finns möjligheter att bedöma ett områdes naturliga förutsättningar för en lång rad olika användningssätt. Metoderna för dessa bedömningar kommer självfallet att utvecklas och förfinas, men redan idag bör förutsättningsanalys kunna ingå som en del i en fysisk planering, som vid sidan av annat planunderlag även innehåller ett ekologiskt".

Eftersom förutsättningsanalyser av olika slag har utvecklats, dokumenterats (t ex Nilsson 1974, Statens naturvårdsverk 1977 och 1978, Björkhem 1980, Skärbäck 1980) och diskuterats i relativt stor utsträckning i Sverige (t ex Jerkbrant 1979, Borg & Arnemo 1980, Emmelin 1983), jämfört med t ex konsekvensanalyser, så kommer ingen ytterligare detaljerad beskrivning och diskussion att framföras här. Förutsättningsanalysen är dock viktig, bl a pga att inventering och analys kan vara underlag till fortsatta analyser av t ex möjlig markanvändning, känslighet för påverkan och konsekvensstudier. Det är viktigt att förutsättningsanalysen görs så att materialet kan användas till flera ändamål. Därför ges här en kort beskrivning av några exempel på förutsättningsanalyser som anknuter till "ekologisk planering" och ekologisk grundsyn.

En av de tidigaste (kanske första) svenska beskrivningarna av internationella metoder för förutsättningsanalyser är Nilsson 1974. Han använder inte begreppet förutsättningsanalys utan en indelning efter vilka datauppgifter som används och hur dessa bearbetas. I denna klassificering kallas förutsättningsanalys "statistisk flerfaktoranalys". Det betyder att metoden inte i någon större utsträckning tar hänsyn till förändringar i tiden som vissa mätvariabler utsätts för (statisk.) Vid utvärderingen (analysen) av mätdata används flera variabler för att visa de naturgivna förutsättningarna för olika aktiviteter (flerfaktoranalys). Vid en enfaktoranalys användes en variabel, t ex vegetationens sammansättning, för att dra slutsatser om markförhållanden, djurliv, mikroklimat, m m.

Förutsättningsanalys och begreppet landskapsanalys tycks höra samman. Landskapsanalys ger intryck av att kunna omfatta allt från naturinventeringar till konsekvensanalyser, dock verkar den i praktiken att i första hand vara lämplighets- och förutsättningsanalyser till övervägande del (åtminstone om man ser till svenska arbeten). I beskrivningen av bakgrunden och syftet med projektet Landskapsanalys i Linköpings kommun (Statens naturvårdsverk 1977) sägs att:

"Landskapsanalysen skall ge kunskap om natur och landskap som ledning för den fysiska planeringen. Dels skall man kunna avläsa förutsättningarna för olika markanvändningssätt, dels skall man kunna bedöma konsekvenserna av ett visst markanvändningssätt."

I en senare publikation från detta projekt (Björkhem et al 1980) säger man också:

"För att en planering av markanvändningen skall kunna ske

med hänsyn till naturförutsättningarna fordras information om dessa. Alldeles bestämda krav ställda på denna information för att den skall vara användbar i planeringen. I landskapsanalysen försöker man framställa denna information. Om man så vill kan landskapsanalysen delas upp i två faser; en inventeringsdel och en utvärderingsdel."

Öresundsprojektets beskrivning (Statens naturvårdsverk 1978, Skärbäck 1980) av landskapsanalysens målsättning är följande:

1. Inventera och analysera markresurserna med avseende på tillgångar, utbredning och status.
2. Analysera landskapets förutsättningar för och känslighet mot olika samhällsanspråk, främst bebyggelse i olika former samt friluftslivsutnyttjande.
3. Inventera och analysera markanvändningarna med avseende på deras anspråksstyrka och negativa miljöpåverkan idag.
4. Redovisa konsekvenserna av befintliga planer och prognoser för markanvändningar i framtiden, framför allt beträffande friluftsliv och tätortsbebyggnad.
5. Peka på konflikter mellan olika markanvändningar och mellan markanvändningar och skyddsintressen idag och i framtiden med eller utan fasta förbindelser över Öresund."

I Olschowy (1975) jämför dock landskapsanalys med "ecological landscape inventory." Utvärderingen av inventeringsmaterialet kallas där för "ecological landscape evaluation" eller "landscape diagnosis".

Det är i första hand tre olika metoder/projekt för förutsättningsanalyser, i svenska referenser, som behandlar ekologisk planering och/eller naturvärderingsmetoder nämligen: Canada Land Inventory (CLI), (Nilsson 1974, Emmelin 1983), McHarg (Design with nature) (Nilsson 1974, Emmelin 1983, Sundström 1984) och Linköpingsprojektet (Påhlsson & Borg 1977, Jerkbrant et al 1979, Borg & Arnemo 1980, Emmelin 1983).

## 6.1 Canada Land Inventory

Canada Land Inventory (CLI) påbörjades som ett led i Kanadas ansträngningar att komma till rätta med en ekonomiskt och socialt besvärlig situation inom jordbruket. Situationen hade uppstått bl a på grund av odling av vissa grödor på fel jordar och i fel klimatområden och på grund av den ekonomiska depressionen på 1930-talet. Situationen förvärrades under 1940- och 1950-talen. Den ökade mekaniseringen, ökade kostnader, ändrade förhållanden på marknaden m m ledde till att många jordbruk lades ner och arbetslösheten ökade på landsbygden. Detta ledde till ett behov av att utveckla en god markanvändningspraxis och att förstå vilka fysiska möjligheter markresurserna har att vidmakthålla en jordbruksindustri.

Ett första steg i detta arbete var att inventera mark som var användbar för jordbruk och att identifiera möjliga alternativa

markanvändningar. Det var början till projektet Canada Land Inventory som igångsattes 1963 (Coombs & Thie 1979). Det mesta av arbetet blev färdigt 1975-76 (op.cit.).

Följande punkter visar egenskaperna hos CLI (efter Nilsson 1974 och Coombs & Thie 1979).

- CLI är avsedd i första hand för fysisk planering, inte "management".
- CLI kan användas på federal (statlig), provinsieell (regional) och kommunal ("municipal") nivå.
- CLI värderar marken efter dess naturliga möjligheter (lämplighet) för sektorerna skogs- och jordbruk, rekreation och viltproduktion (se figur 3), samt karterar nuvarande markanvändning.
- Inom CLI har utarbetats ett nationellt system för klassificering av markens möjligheter (lämplighet), ett för vardera av de fyra ovan nämnda sektorerna.
- Värderingen av markens möjligheter inbegriper inte nuvarande markanvändning, vegetationens täckning, tillgänglighet, arrende och förhållanden på marknaden. Avsikten är att värderingen ska stå sig i tiden. Därför inventeras de nämnda faktorerna men vägs in först när materialet ska användas.
- Värderingen redovisas på möjlighetskartor ("Capability maps") för varje sektor, fältkartor i skala 1:50 000 och publicerade kartor i skalorna 1:250 000 och 1:1 000 000.
- Underlaget för värderingen har utgjorts av tillgängliga kartor (topografiska, jordartskartor m m) och flygbilder.
- Informationen lagras och bearbetas i en rationell databank, Canada Geographic Information System (CGIS).

CLI täcker den befolkade delen av Canada, dvs ca 2,5 milj km<sup>2</sup> land. För de mer än 5 milj km<sup>2</sup> land som ligger utanför CLI-området har man utvecklat ett ekologiskt baserat och interdisciplinärt inventeringssystem som samordnats av Canadian Committee on Ecological Land Classification (CCELC) (Coombs & Thie 1979, Bastedo & Theberge 1983).

Lars Emmelin (1983) säger i sin beskrivning av CLI, att i den praktiska planeringen så lade man samman information från olika kartor, för att få fram klassificering av områden med avseende på t ex vilka aktiviteter de passar bäst för. Denna användning av CLI, säger Emmelin (1983) vidare, har givit upphov till beteckningen "optimeringsanalys". För en annan användning av begreppet se avsnitt 10.3.



Figur 3. Wildlife ungulates. Symbol 2M indicates Class 2 land DR having moderate limitations due to soil moisture (M) and soil depth (R); ungulate species is deer (D). Från Coombs & Thie 1979.

## 6.2 Ian McHarg's metod

"Den amerikanske landskapsarkitekten McHarg är en av den ekologiska planeringens föregångare, och man kan hävda att senare arbeten inte fört ekologisk planering vidare i någon principiell mening".

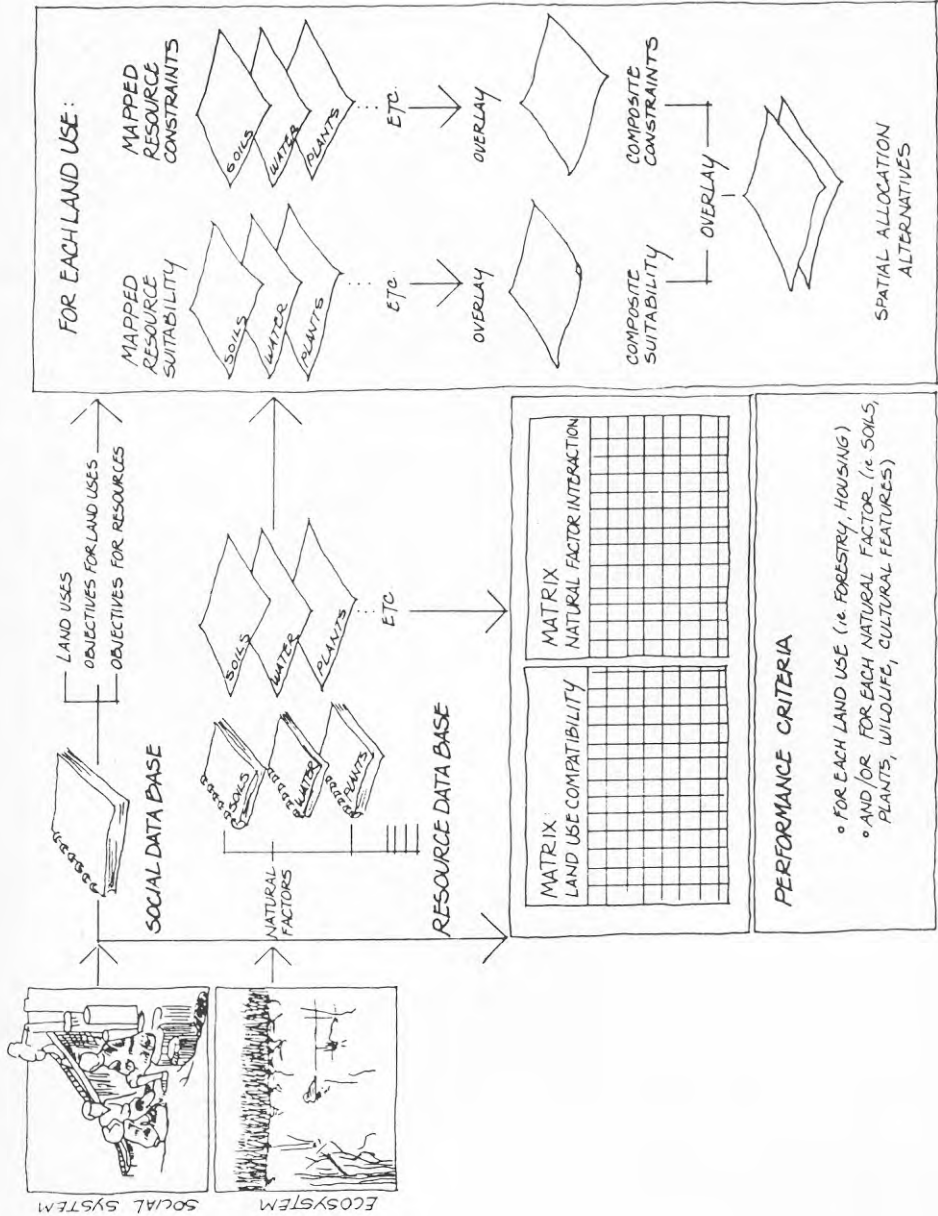
(Lars Emmelin 1983)

Så här presenteras Ian McHarg och hans metod för planering i Emmelins bok "Planering med ekologisk grundsyn".

McHarg har fått göra "ekologiska" planer enligt sin metod för många amerikanska kommuner, t ex Denver och staden Medford, och många enskilda kommuner använder hans principer (Nilsson 1974).

Det som bl a utmärker arbetsgången är användningen av överläggs-kartor (kartor ritade på genomskinligt material) och matriser. Arbetsmomenten visas i figur 4. Basmaterial som används för senare utvärdering är:

1. Inventeringar av naturgivna förhållanden - geologi, slutförhållanden, jordarter, hydrologi, vegetation, vilt, klimat, mineraler m m. Detaljeringsgraden på inventeringarna



Figur 4. General illustration of the McHarg overlay method.  
Från Lee (1982).



bestäms av tillgänglig information, tid, storlek på området m m (Johnson 1979). Inventeringarna av geologi, vegetation m m redovisas var för sig på kartor.

2. Genom användningen av speciella matriser identifieras sambanden mellan de naturliga processerna i området. Det ger en förståelse för hur området fungerar som naturligt system. Detta ska i sin tur ge indikationer om händelsekedjor som kan uppstå vid en speciell markanvändning (op.cit.).
3. Användaranspråken identifieras. Vilka utnyttjandeintressen finns inom planområdet - bostadsbebyggelse, industri, rekreation, jordbruk etc (Nilsson 1974)?

För varje användaranspråk definieras naturgivna krav och sedan ritas kartor som visar möjligheter och restriktioner utifrån naturinventeringarna. För t ex badmöjligheter krävs rena vatten, lämpligt bottenmaterial och topografi och lättillgänglighet. För husbyggnad krävs andra förutsättningar o s v. Restriktioner utgör områden med risk för översvämning, dåliga grundförhållanden, naturskydd m m. Kartorna med möjligheter och restriktioner, för bad t ex, vägs sedan samman till en ny karta där man identifierat och delat in området i grader av lämplighet för bad. Samma sak görs för bebyggelse m fl användarområden.

Alla kartor ritas på genomskinligt material. Genom att lägga olika kartor på varandra kan t ex delområden utskiljas och sedan tolkas för olika ändamål.

I planen över staden Medford ingår också en karta över områden där en oklok hushållning med resurserna medför höga sociala kostnader (op.cit.).

När förutsättningar för bad, husbygge m m var för sig utvärderats görs en syntes av områdets totala förutsättningar. Samtidigt visas möjligheterna att använda olika delområden för flera ändamål.

Det är politikernas uppgift att avgöra i vilken ordning utnyttjandesätten ska prioriteras i ett område.

Så här långt i arbetsgången har endast utvärderingar gjorts på de naturgivna förutsättningarna. I nästa steg integreras utvärderingen med uppgifter om befolkning, bebyggelse, ekonomi, kommunikationer m m för att sedan utarbetas till ett planförslag.

Det finns också en metod för landskapsplanering som kallas "the Metland approach" (Gross & Fabos 1984). Den utgår bl a från McHarg's idéer, men är betydligt mer kvantitativ och datorbaserad. Metoden började utvecklas för ca 10 år sedan av landskapsarkitekter vid universitet i Massachusetts i USA. I metoden värderar man bl a markresurserna i pengar med hjälp av en cost-benefitansats, som de kallar för "the minimum resource loss approach" (Gross & Fabos 1984). Det innebär att man väljer ut land för exploatering (bebyggelse m m) så att området ger minst förlust i pengar räknat (vilket då skulle vara lika med minst förlust av markresurser).

### 6.3 Landskapsanalys i Linköpings kommun

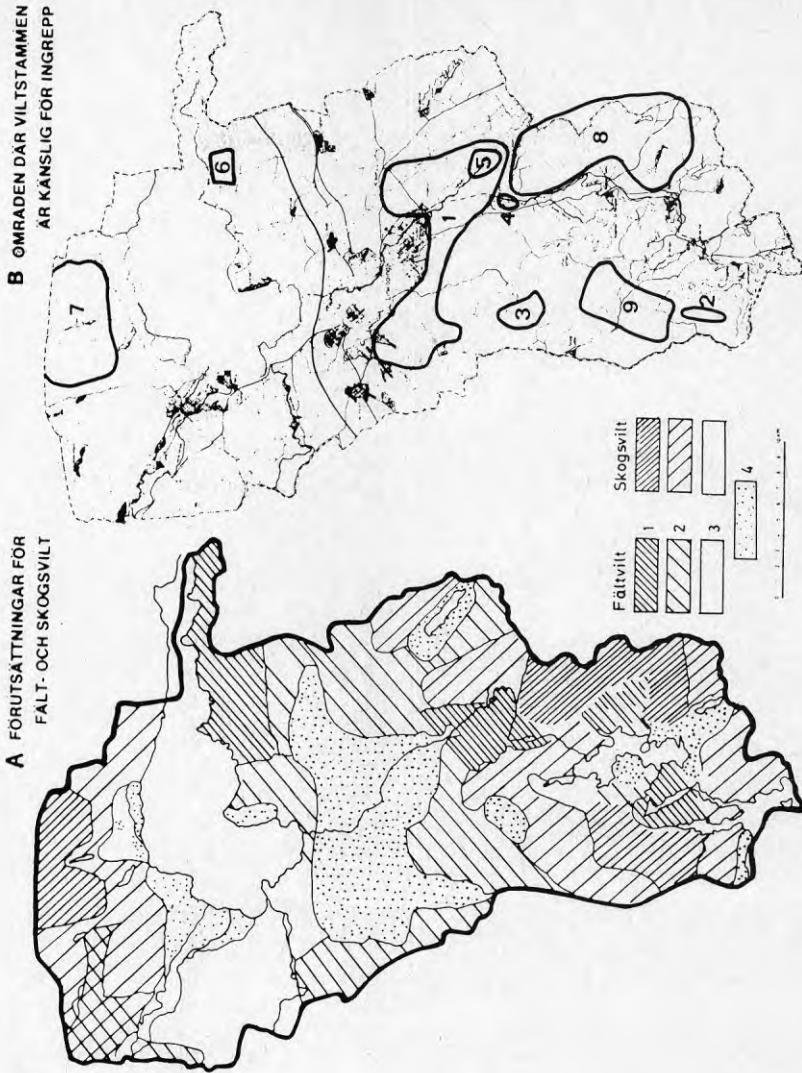
Landskapsanalys i Linköpings kommun ("Linköpingsprojektet") tillkom som en följd av regeringens proposition 1972:111 "Hushållning med mark och vatten". Naturvårdsverket tilldelades efter denna "uppgiften att utveckla metoder för beaktande av ekologi och naturmiljö i översiktlig fysisk planering" (Statens naturvårdsverk 1977). Linköpingsprojektets syfte var att ta fram en metod för landskapsanalys ur vilken man skall kunna avläsa dels förutsättningar för olika markanvändningssätt och dels kunna bedöma konsekvenserna av ett visst markanvändningssätt (op.cit.). Halva Linköpings kommun (ca 800 km<sup>2</sup>) har använts som försöksområde och man har inriktat sig på mark och vatten men lämnat buller och luftföroreningar utanför.

I den första forskningsrapporten (Statens naturvårdsverk 1977) från projektet säger man att arbetet med landskapsanalysen bedrivs i två huvudmoment på varje nivå:

1. Inventering av grunddata om naturen och landskapet inom hela undersökningsområdet, t ex beträffande vegetationen.
2. Analys eller utvärdering av inventeringar för att:
  - ge förutsättningarna för vissa intressanta markanvändningsmål, t ex friluftsliv,
  - bestämma känsligheten hos ett område för viss naturanvändning eller vissa typer av ingrepp, t ex kalavverkning,
  - bestämma ett områdes stabilitet eller troliga förändring, t ex genom igenväxning."

Man säger vidare att studien/metoden bygger på följande grundläggande idéer (op.cit.):

1. Inventeringen skall så långt möjligt avse objektiva data och genomföras samtidigt för hela inventeringsområdet.
2. Analys av inventeringen skall kunna göras vid skilda tillfällen, av olika fackkunniga personer och med nya värdegrunder, beroende på politiska mål m m.
3. Inventering av vissa naturförhållanden skall göras för hela kommunens yta för att tjäna som underlag för den kommunomfattande planeringen och plötsligt påkallade översiktliga bedömningar av större ingrepp såsom vägar och kraftledningar.
4. Inventering på kommunnivå måste vara mycket översiktlig, grunda sig på topografiska kartor, standardflygbilder och annat befintligt material samt endast i begränsad utsträckning kräva fältarbete. Lämplig kartskala för kommunnivån är 1:50 000 - 1:100 000.
5. Då inventeringarna måste vara mer ingående - och fältarbetet följaktligen blir omfattande - för att lösa vissa bestämda problem, måste inventeringsområdet begränsas till de kommundelar, där problemen är angelägnast att lösa. Lämplig kartskala för kommundelnivå är 1:10 000-1:20 000."



Figur 5a. Förutsättningar för fält- och skogsvilt: 1 = mycket goda, 2 = medelgoda, 3 = dåliga, 4 = dåliga på mänskliga aktiviteter. Från Statens naturvårdsverk (1977).

Figur 5b. Områden där viltstammen är känslig för ingrepp.

1 = buskröjning begränsad, 2-7 = våtmarksrika områden där dikning bör undvikas, 8 = viltrikt område, där fritidsbebyggelse och fasta anläggningar för friluftsliv bör undvikas, 9 = intensivt skogsbruk bör undvikas. Från Statens naturvårdsverk (1977).

Inom projektet har man inventerat klimatförhållanden, geologi, markfaktorer, vegetation, markanvändning, djurliv, hydrologi och landskapsbild. Flera olika utvärderingar kan sedan göras från inventeringsunderlaget. De utvärderingar som utförts som exempel är:

- värdefulla naturområden
- "-- kulturhistoriska miljöer
- förbättringar för användning av sötvatten
- "-- friluftsliv
- "-- jordbruk
- "-- skogsbruk
- konsekvenser av större kalavverkning
- förutsättningar för jakt- och viltvård (se figur 5)
- "-- tåktverksamhet
- "-- tätortsutbyggnad

Andra exempel på utvärderingar som man anser möjliga att göra är t ex bedömning av glesbebyggelse, planering av fritidsbebyggelse eller utvärdering av konsekvenserna av att dra fram en väg eller kraftledning. Inventeringar och utvärderingar är redovisade i kartform.

I en senare bearbetning av materialet från Linköpingsprojektet (Björkhem et al 1980) beskrivs ideerna och principerna för landskapsanalysen. Man säger att metoderna är avsedda för översiktlig planering men att de inte direkt är kopplade till existerande eller förväntade planinstrument. Vidare säger man att behövliga utvärderingar skall göras löpande "för att belysa aktuella frågor". Man har dock inte diskuterat hur detta skall förverkligas i planeringsprocessen eller vilken organisation som krävs (op.cit.).

## 7 MILJÖEFFEKTBESKRIVNINGAR OCH "ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT"

### 7.1 Inledning

Miljökonsekvensbeskrivning, miljöeffektbeskrivning, miljökonsekvensanalys och miljökonsekvensbedömning är en samling begrepp som förekommit i miljödebatten. Betydelsen av dem är ofta oklar. Oftast menas att man, på något diffust sätt, ska ta reda på vilka konsekvenser och effekter som människans handlande får på naturen.

Ursprunget till dessa begrepp finns i USA. Där infördes den 1 januari 1970 en miljölag, National Environmental Policy Act (NEPA) (Westerlund 1982). I NEPA krävs att beslut om federala (statliga) åtgärder som signifikant påverkar den yttre miljön inte får tas förrän det finns en så kallad Environmental Impact Statement (EIS). I EIS beskrivs bl a vilka miljöeffekter som en åtgärd kan ge. Den svenska översättningen av EIS har varierat (SNF 1979) exempel är det jag nämnde ovan, miljöeffektbeskrivning, miljökonsekvensbedömning etc. Här kommer miljöeffektbeskrivning att användas som synonym för EIS och liknande dokument (enl. Westerlund 1982). Det bör understrykas redan nu att miljöeffektbeskrivningar i internationella sammanhang, även kan inbegripa en beskrivning av de sociala och ekonomiska effekterna av en åtgärd. Ordet "environment" (miljö) har således ofta en vid definition och kan även syfta på hälsoeffekter hos människor. Kravet på att utföra en effektbeskrivning gäller inte alltid bara enskilda projekt (som vägar, dammar, kärnkraftverk m m) utan även planer, policyfrågor och lagstiftning. Det uttrycker tydligt en förståelse för att början till människans påverkan av naturen finns redan i vår attityd till miljön och sedan i hur den attityden tar sig uttryck i politiska riktlinjer, planer och lagstiftning.

NEPA säger inte bara att en EIS ska upprättas, den säger också hur, dvs proceduren för att ta fram EIS är beskriven och lagstadgad. Intresset utanför USA för lagstiftning, procedurer och EIS har under 70-talet spridit sig och det har utvecklats ett forskningsfält kring detta som kallas "Environmental Impact Assessment". Idag har ett hundratal länder gjort förberedelser för eller utvecklat och infört miljöeffektbeskrivningar (typ EIS) med tillhörande lagstiftning och procedurer (Börset & Lerstang 1981). Exempel på europeiska länder som på något sätt infört miljöeffektbeskrivningar är Irland, Spanien, Australien, Japan och Nya Zeeland (Roberts & Roberts 1984), Västtyskland (Bisset 1978b). Länder som förbereder ett införande är t ex Norge (Lerstang 1984), Kina (för vattenprojekt) (Water resources and environmental engineering research association of China 1981), Danmark, Nederländerna och Italien (Roberts & Roberts 1984). Lagstiftning och procedurer berör i de flesta länder statliga verksamheter, men krav på miljöeffektbeskrivningar finns även för regional och kommunal nivå och i provinsen Ontario i Canada även för privata projekt av viss typ. 1977 hade 18 delstater i USA infört krav på miljöeffektbeskrivningar genom lagstiftning eller på annat sätt (Pearlman 1977). Lagarna eller riktlinjerna som införs i delstaterna kallas för "State Environmental Policy Acts" (SEPA's jämför med NEPA). Exempel på delstater med SEPA's är Californien, New York, Hawaii, Massachusetts (op.cit.). I Canada har delstaten Ontario infört miljöeffektbeskrivningar som gäller

både regionalt (provinsiellt) och kommunalt.

## 7.2 Environmental Impact Assessment

I och med att USA införde lagen National Environmental Policy Act 1970 ökade forskningen, i första hand i USA men senare bl a i England, om metoder för miljöeffektbeskrivning och om lämpliga procedurer för att ta fram miljöeffektbeskrivningar. Detta område kallas idag Environmental Impact Assessment (EIA). På svenska finns ingen vedertagen översättning men motsvaras av "värdering av miljöpåverkan". Grip (1983) använder "miljövärdering" som synonym till EIA.

En EIA-process ger ramen för hur en miljöeffektbeskrivning ska arbetas fram. Processen kan regleras genom lag (t ex genom NEPA i USA) och/eller genom riktlinjer som anvisar vilka arbetssteg och dokument som ingår i processen, visar på ansvarsfördelning, medborgarinflytande, principiellt innehåll i miljöeffektbeskrivningen m m. Hur själva miljöeffektbeskrivningen utformas i detalj (vilka fältdata som ska insamlas, vilka analysmetoder som ska användas m m) beror sedan av problemet, vilka svar som söks, kostnader, m m. När man talar om miljöeffektbeskrivningar menar man alltså det dokument som kommer fram genom en EIA-process. Environmental Impact Assessment kan ses som ett synsätt och en arbetsmetodik för att förbättra beslutsprocessen avseende miljöfrågor i vid bemärkelse (inbegriper som nämnts tidigare även sociala och ibland ekonomiska effekter). En miljöeffektbeskrivning är, såsom antytts ovan, inte något enhetligt dokument med en enda analysteknik som signum.

Många av de metoder som tas upp i den här litteraturstudien skulle kunna användas i en miljöeffektbeskrivning, t ex cost-benefit analys, input-outputmodeller, Battelle's metod, Leopoldmatriser, McHarg's metod m fl. Intresset för att utveckla metoder för miljöeffektbeskrivningar har varit och är stort, internationellt sett. B. Fernandez (pers. kont. 1984) ansåg att det är just bristen på analysmetoder som varit en av källorna i hjulet för att i Seattle's lokala planering kunna angripa naturresursfrågor ur ett tvärvetenskapligt perspektiv. I Seattle var man överens om att det tvärvetenskapliga synsättet är nödvändigt för att kunna lösa miljöproblemen.

Det har skett en snabb utveckling av EIA-processen och dess användning i olika länder under de senaste åren. EIA-metodik anpassas till olika nationella krav och börjar nu användas i allt fler både i- och u-länder. I t ex november 1983 fattade EG-parlamentet i Bryssel ett principbeslut om införande av EIA-processen i sina medlemsländer (Grip 1983). I Sverige har många forskare och utredare framfört behovet av utveckling och användning av miljöeffekt- och miljökonsekvensbeskrivningar (Nilsson 1974, Riksrevisionsverket 1977 i Björnberg 1978, Andersson 1977, Pålsson & Borg 1977, Svenska naturskyddsföreningen 1979, Statens naturvårdsverk & Statens planverk 1979, Borg & Arnemo 1980, SOU 1983:15, SOU 1983:56, Emmelin 1983). Från beslutande håll har man dock varit tveksam inför ett införande. Diskussionen kring ett införande av miljöeffektbeskrivningar i Sverige behandlas närmare i kapitel 7.6.

På universitetet i Aberdeen har man under många år bedrivit forskning om EIA-processens olika delar. Man håller också sedan 1980 stora internationella sommarkurser om EIA för framför allt planerare. Kurserna hålls i samarbete med Världshälsoorganisationen (WHO).

Följande stycke visar hur en forskargrupp vid Universitetet i Aberdeen (PADC-team 1983) ser på utvecklingen av EIA-metoder.

Tidiga försök att värdera miljöeffekter gjordes med grova metoder och baserades ofta på kostnads-nyttoanalys (cost-benefitanalys). Kostnads-nyttoanalysen utvecklades av ekonomer som ett sätt att uttrycka all påverkan som resurskostnader och värderades i monetära termer. Senare riktades kritik mot användningen av denna teknik, som värderar icke penningmässiga parametrar monetärt, t ex värdet av en historisk byggnad för ett samhälle. Bristerna i denna analys blev tydligare och tydligare och en effekt av detta var en ny ansats till värdering som kallas Environmental Impact Assessment. EIA är en bred ansats till värdering där miljömässiga bedömningar får en lika stor plats i beslutsprocessen som ekonomiska och tekniska hänsynstaganden. En närmare diskussion om cost-benefitanalys kommer i kapitlet miljöekonomi.

Det finns ingen generell och universellt accepterad definition av EIA (PADC-team 1983) men följande två beskrivningar ger en god bild av idén.

"....an activity designed to identify and predict the impact on the biogeophysical environment and on man's health and well being of legislative proposals, policies, programmes, projects and operational procedures, and to interpret and communicate information about the impacts" (Munn 1979 i PADC-team 1983).

"....to identify, predict and to describe in appropriate terms the pros and cons (penalties and benefits) of a proposed development. To be useful the assessment needs to be communicated in terms understandable by the community and the decisionmakers and the pros and cons should be identified on the basis of criteria relevant to the countries affected" (United Nations Environment Programme 1978 i PADC-team 1983).

I första hand är denna litteraturstudie inriktad på analysmetoder för kunna utföra bl a miljöeffektbeskrivningar, och är inte inriktad på lagstiftning, organisation och procedurer som föregår användningen av de olika metoderna. Men eftersom miljöeffektbeskrivningar i USA och EIA-system i andra länder har haft och har stor betydelse för forskningen om metoderna som tillämpas, så kommer några EIA-system att beskrivas. Beskrivningen ger också en uppfattning om i vilket sammanhang som de olika beskrivna metoderna hör eller kan höra hemma i.

Först beskrivs miljöeffektbeskrivningar federalt i USA, i delstaten Californien, federalt i Canada och i provinsen Ontario. Därefter visas på erfarenheterna av dessa och andra EIA-system. Svensk forskning om miljöeffektbeskrivningar presenteras samt diskuteras möjligheter att ta upp något liknande EIA i Sverige.

## 7.3 Miljöeffektbeskrivningar i USA

### 7.3.1 Federal nivå

USA:s lag NEPA och riktlinjerna för att tillämpa denna har utförligt behandlats av Westerlund (1982 a,b och c), Nilsson (1974), Børset & Lerstang (1981) och av O'Riordan & Sewell (1981). Eftersom NEPA och kravet om en EIS varit föredöme för många länder ska jag kort visa på de viktigaste egenskaperna och erfarenheterna av denna. För närmare presentation av ämnet hänvisas till de nämnda källorna.

National Environmental Policy Act (NEPA) säger att landets miljöpolitik ska innebära bl a att hänsyn tas till kommande generationers behov, samt att miljöhänsyn ska tas så långt som är möjligt i varje enskilt beslut av ett statligt organ. Om statliga åtgärder förväntas markant påverka den yttre miljön, så måste, enligt NEPA, en Environmental Impact Statement (EIS) upprättas, innan beslut kan tas. I lagen finns regler om när EIS ska upprättas och även om kvaliteten hos dessa. Syftet som miljöeffektbeskrivningen har, är att fungera som underlag i beslutsprocesser som rör åtgärder som kan förändra den yttre miljön.

Council on Environmental Quality (CEQ), sitter under presidentens administration, och sätter ut riktlinjer för uppföljningen av NEPA's intentioner. En omfattande revidering av riktlinjerna skedde 1978. Revideringens syfte var att förenkla proceduren och att ta vara på andra erfarenheter man haft 1970-78 -78, samt att samordna de många olika arbetssätt som hade utvecklats. Det man bl a ville främja med revideringen var att pappersmängden skulle reduceras, förseningar minskas och bättre beslut främjas.

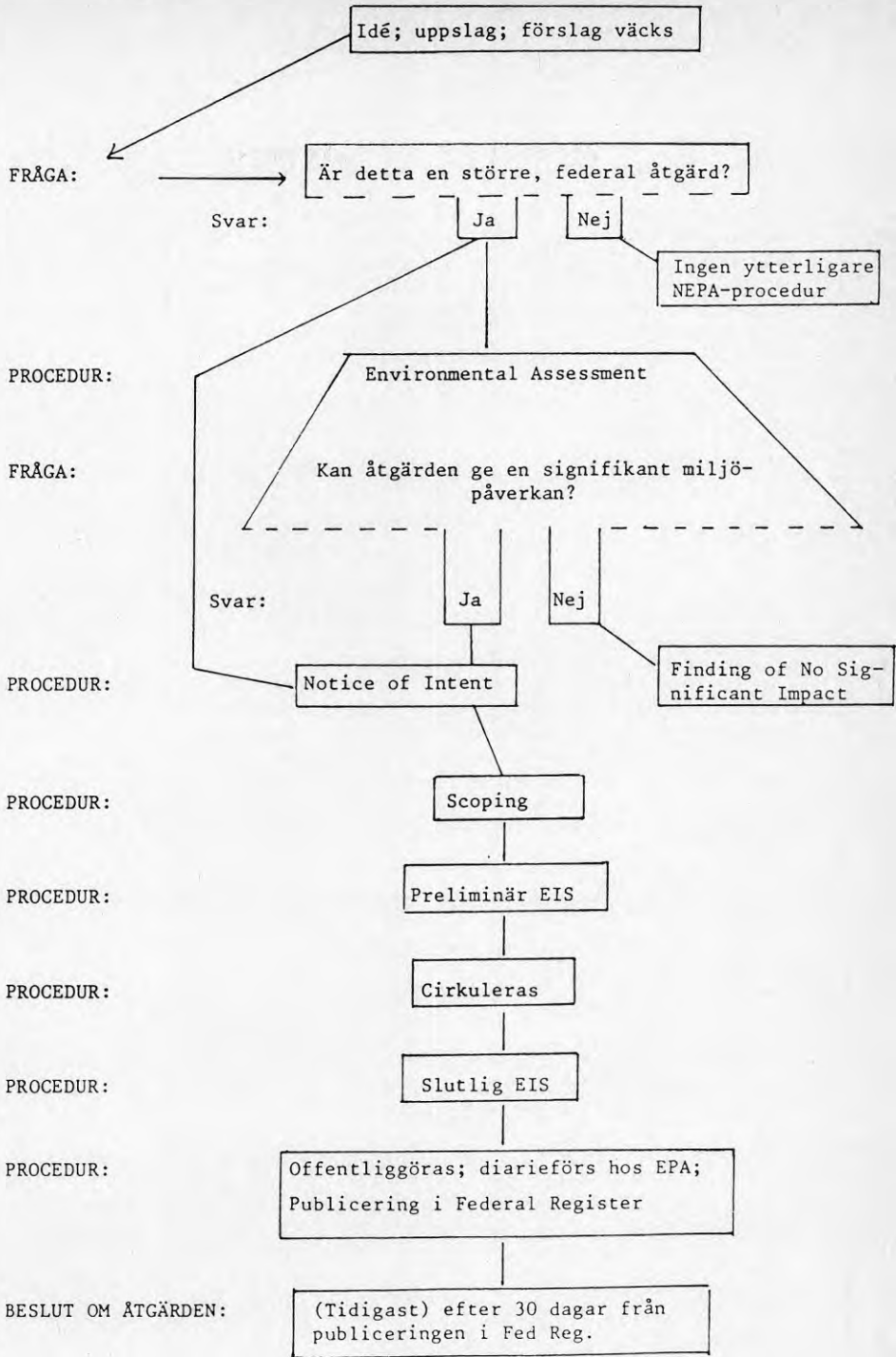
Övriga myndigheter (förutom CEQ) som deltar i det statliga EIS-systemet är:

- sektorsförvaltningarna (departement, direktorater?) m m
- Environmental Protection Agency (EPA), som förvaltar den centrala tillståndsgivningen av miljöskyddsärenden (motsvarar naturvårdsverket)

En schematisk bild av proceduren för att ta fram en EIS visas i figur 6. När tanken dyker upp att vidta en åtgärd som har federal anknytning är det första steget att göra en grov bedömning av miljöeffekterna för att kunna bedöma om en "full EIS" måste upprättas. Detta förfarande kallas en Environmental Assessment (EA). Om man vid en EA finner att effekterna är av en omfattning eller art så att EIS inte behöver upprättas, så leder detta till en "Finding on No Significant Impact" och beslut kan tas direkt. Om man däremot finner att EIS ska upprättas ("Notice of Intent") så följer en rad åtgärder.

Först sker en avgränsning av problemet ("Scoping"), och alla intressenter ska då kunna delta. Efter detta upprättas en preliminär EIS ("draft EIS"). Ett mycket stort antal EIS upprättas per år. Enligt Børset & Lerstang (1981) ca 600-700 "draft EIS" och enligt Westerlund (1982a) 3000-4000 EIS per år. Den preliminära EIS-en skickas på remiss till myndigheter, organisationer, och till var och en som begär detta. Man ska också hålla offentliga





Figur 6. EIA-process enligt USA:s federala miljölag NEPA. Från Westerlund (1981a).

"hearings", där EIS:en diskuteras. Den slutliga EIS:en ("Final EIS") upprättas sedan och då ska alla inkomna synpunkter ha beaktats eller åtminstone kommenterats. EIS:en diarieförs hos EPA och publiceras sedan i Federal Register, som kommer ut varje vecka. Beslut kan tas 30 dagar efter att den slutgiltiga EIS:en publicerats i "Federal Register".

Den som bestämmer om en miljöeffektbeskrivning ska upprättas eller inte är den myndighet som ska besluta om den aktuella åtgärden. Själva arbetet med en EIS kan läggas på konsult eller annat organ. I riktlinjerna från CEQ står att konsulter som anlitas måste försäkra att de inte har intresse av vilket beslut som tas och att material som lämnas in av den som söker tillstånd måste bedömas av den ansvariga myndigheten.

Domstolarnas roll är och varit mycket viktiga för tolkningen av NEPA's intentioner.

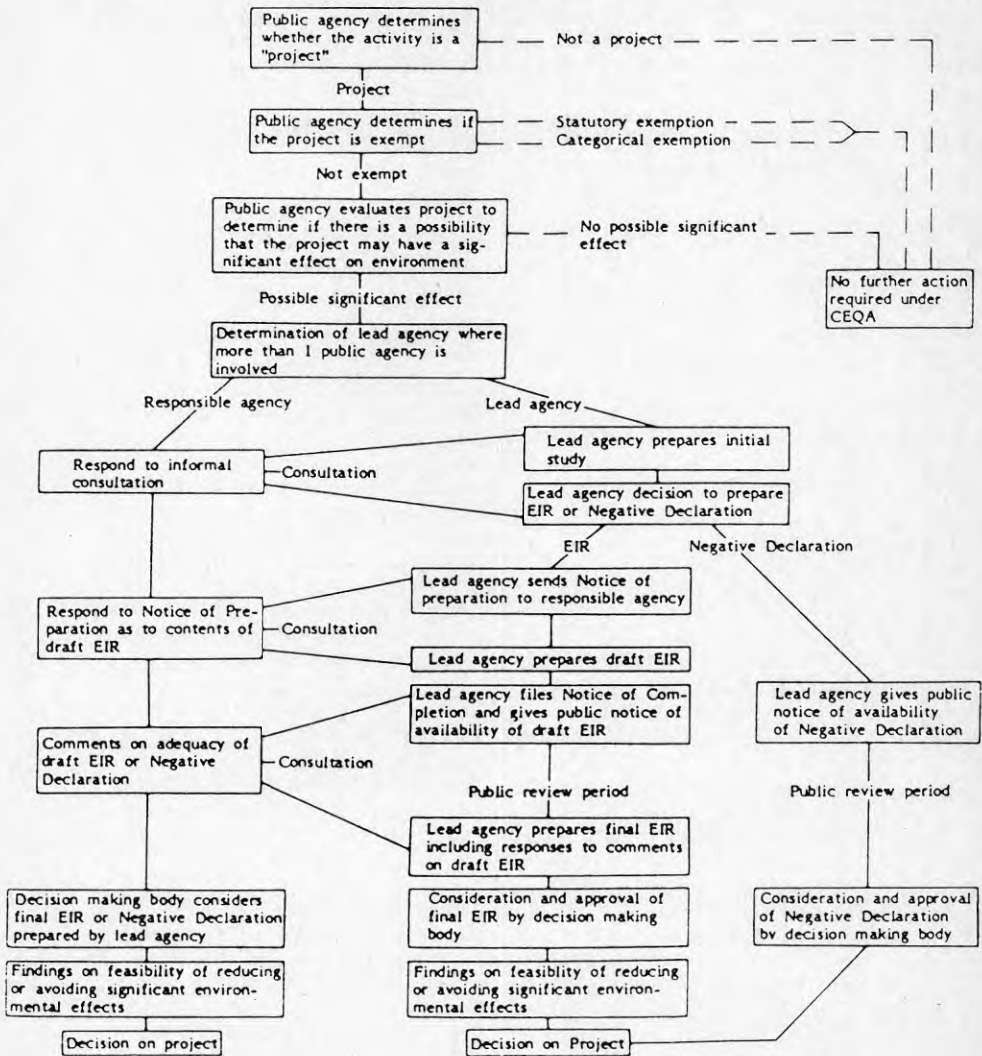
### 7.3.2 Delstatlig nivå - Californien

Flera delstater i USA har en lagstiftning på miljösidan som liknar NEPA, 1977 var det 18 st ((Pearlman 1977). Enligt Westerlund (1982a) varierar lagarna mycket i utförlighet och detaljeringsgrad, enligt Pearlman (1977) har staterna dock följt NEPA i stor utsträckning. Delstaterna North Carolina och Wisconsin har mycket kortfattade lagar, men trots det ett krav på miljöeffektbeskrivningar. Både Börset & Lerstang (1981) och Westerlund (1982a) tar särskilt upp Californiens lag, "California Environmental Quality Act" (CEQA), som är den mest utförliga. Figur 7 visar proceduren för att ta fram en miljöeffektbeskrivning enligt denna lag.

I de flesta staternas miljöeffektbeskrivningar ingår följande punkter:

1. Miljöpåverkan av den föreslagna aktiviteten
2. Alla negativa miljöeffekter som inte kan undvikas om ansökan verkställs
3. Alternativ till den föreslagna aktiviteten
4. Relationen mellan lokalt utnyttjande av miljön i kort perspektiv och bevarande och förbättrandet av den långsiktiga produktiviteten
5. All irreversibel och oundviklig påverkan på resurserna om den föreslagna aktiviteten genomförs.

De flesta politiska deklamationer i delstatliga lagstiftningar kom till för att säkra att myndigheterna tar in miljöhänsyn i beslutfattandet. Liksom i NEPA, tillåter dock många stater en avvägning mellan ekonomiska, sociala och miljömässiga faktorer. Vissa stater har explicit uttalade krav som bara finns implicit i NEPA. Exempel är Washingtons lagstiftning som bl a säger att "... the legislature recognizes that each person has a fundamental and inalienable right to a healthfull environment...", vilket är mycket mer kraftfullt uttryckt än i NEPA. I Connecticut kräver man att primära och sekundära ekologiska effekter ska redovisas, vil-



Figur 7. EIA-process enligt Californisk modell, USA. Från Børset & Lerstang (1981).

ket NEPA explicit inte uttrycker. Sekundära effekter kan ibland vara mycket mer omfattande än de som direkt uppstår av en verksamhet. Många stater kräver att man i en EIS ska ta hänsyn till förhållanden utom myndighetens eget område, dvs konsekvenserna ska ses i ett större regionalt sammanhang där hänsyn tas till närliggande distrikts markanvändning. Detta krav har inte kunnat genomföras pga frånvaron av regionala myndigheter, avsaknad av penningmedel och expertis. Troligen kommer dock domstolarna i framtiden att ställa större krav på detta.

Staten Maryland, är unik i sitt krav så till vida att den kräver att EIS's ska ta upp åtgärder som "maximerar de positiva potentiella miljöeffekterna". Andra stater nöjer sig med kravet att EIS ska räkna upp åtgärder som kan minska de negativa effekterna.

Redan ett år efter det att NEPA introducerades kom Californien, som den första delstaten, med den egna lagen CEQA. Den liknar mycket NEPA men på vissa punkter är den mer omfattande än denna. CEQA:s tillämpningsområde är delstatliga verksamheter som föreslås av, eller prövas av, offentliga organ i Californiens organisation. Lagen gäller lokala och privata verksamheter om de är beroende av statlig koncession, godkännande, finansiellt eller annat stöd. Lagen gäller alltså även för offentliga organ på kommunal nivå. Med verksamhet menas här både planer, program och konkreta projekt.

Riktlinjer för hur lagen ska tillämpas ges ut av "Office of Planning and Research" (OPR), som även har en samordnande funktion. Riktlinjerna specificerar omfång och tillämpningsområden för CEQA. De visar även på hur själva proceduren ska se ut och man har då försökt anpassa sig till andra procedurer för att undvika bl a dubbelarbete. Man visar också på hur gränser ska dras mellan åtgärder som kräver och inte kräver en miljökonsekvensbeskrivning. I maj 1980 gjordes omfattande ändringar i riktlinjerna och lagen har ändrats många gånger sedan sin tillkomst. Några grundläggande ändringar har man dock inte gjort skriver Westerland (1982a).

Miljöbeskrivningar krävs i CEQA om en åtgärd orsakar en signifikant miljöpåverkan inom delstaten. Hur "signifikant miljöpåverkan" ska tolkas finns beskrivet i riktlinjerna, bl a kumulativa effekter beaktas. Man får alltså inte bryta ner t ex en plan eller ett program i delbitar och bara se på effekterna av dessa var för sig utan man måste också ta i beaktande vad effekterna blir tillsammans.

Proceduren för att upprätta en Environmental Impact Report (EIR) enligt CEQA påminner om proceduren för att upprätta en Environmental Impact Statement (EIS) enligt NEPA.

#### 7.4 Miljöeffektbeskrivningar i Canada

Genom ett direktiv från regeringen 1973 introducerades i Canada Environmental Impact Assessment på federal (statlig) nivå. Målet med direktiven är att man ska ta reda på möjliga miljökonsekvenser innan projekt, program eller andra aktiviteter genomförs. Miljöeffektbeskrivningar federalt i Canada är inte lagreglerade som i USA. Lagreglerat krav på effektbeskrivningar i Canada finns

på regional och kommunal nivå i provinsen Ontario. Jag är i första hand intresserad av regionala och kommunala system därför tar vi här i första hand upp provinsen Ontario's system och beskriver det federala systemet endast kortfattat.

Materialet om Canadas federala system och provinsen Ontario's är hämtade från Børset och Lerstang (1981). I kapitel 6.1 har dessutom Canada Land Inventory (CLI) behandlats. CLI är ett system för att ta fram underlagsmaterial för inventeringar och kartor för kommunal, regional och statlig fysisk planering.

#### 7.4.1 Federal nivå

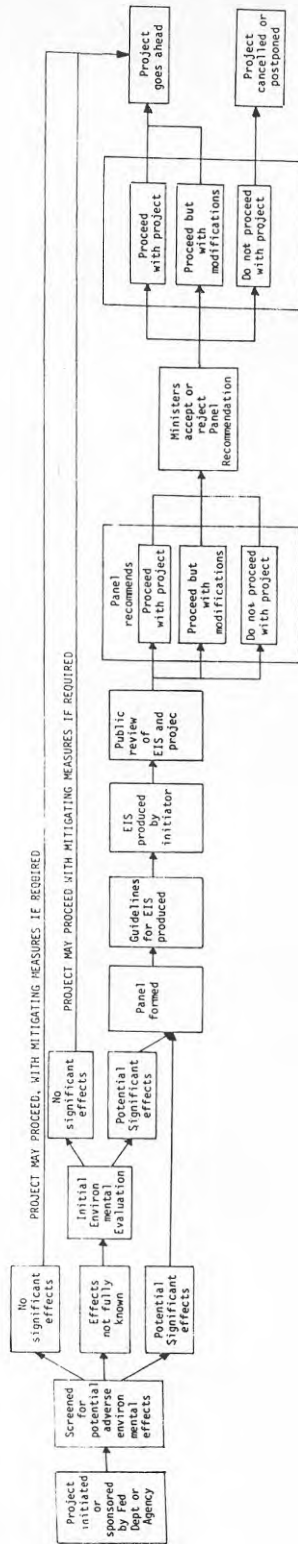
Systemet för att fastställa konsekvenser på federal nivå kallas "Canada Federal Environmental Assessment Review Process" (EARP). Enligt denna ska Environmental Impact Assessment's utföras, dvs miljöeffektbeskrivningar. Som nämnts är processen och kravet på EIA inte lagreglerad utan infördes 1973 genom ett direktiv från Canadas regering.

Processen är till största delen baserad på existerande myndigheter på federal (statlig) nivå. Om EIA ska utföras eller inte avgörs av sektorsmyndigheten själv. Riktlinjer för hur avvägningar ska göras och för proceduren i övrigt ges ut av Federal Environmental Assessment Review Office (FEARO), som är ett organ under Miljövärdhetsdepartementet. FEARO har också som uppgift att löpande finnas till hands för vägledning i dessa frågor och att fungera som officiell myndighet vid sammanställningen av "expertpaneler". Miljövärdhetsdepartementet ska även sörja för att negativa miljökonsekvenser av federala verksamheter beaktas tidigt i planeringsprocessen.

Startfasen i proceduren är "Environmental Screening" (se figur 8). Här ska man identifiera sambanden mellan den aktuella aktiviteten och eventuella stora negativa verkningar på miljön. Samtidigt försöker man ta reda på om denna negativa påverkan enkelt kan ändras genom att modifiera den föreslagna aktiviteten. Det är departementen och de underlydande sektorsmyndigheterna själva som ansvarar för att ta reda på miljökonsekvenser av sina egna projekt och aktiviteter. Till sektorsmyndigheternas hjälp, för att avgöra vad som är stora konsekvenser, finns förutom FEARO och Environment Canada också speciella regionala "Screening and Coordinating Committees". Det finns en sådan kommitté i vart och ett av Canadas fem huvudregioner.

Till Screening-proceduren finns riktlinjer för vad som måste beaktas i de olika projektfaserna, t ex miljööverkningarna av själva byggfasen och åtgärder långt fram i tiden. För varje sådan fas finns sedan preciserat olika delaktiviteter (66 st tillsammans) som man ska ta hänsyn till vid bedömningen av miljökonsekvenser. Miljö har här en vid definition vilket kan ses bl a i vilka grupper av miljökonsekvenser som ska tas hänsyn till:

- Fysiska/kemiska
- Ekologiska
- Estetiska
- Sociala och ekonomiska



Figur 8. EIA-process enligt Canadas federala riktlinjer. Från Børset & Lerstang (1981).

Checklistan med de fyra huvudgrupperna är sedan indelad i ytterligare 53 poster där tonvikten lagts på fysiska och ekologiska konsekvenser.

Om screeningproceduren visar att inga stora negativa miljökonsekvenser följer, eller att dessa lätt kan undvikas med modifieringar av den föreslagna federala aktiviteten, så behövs inga mer åtgärder, utan projektet kan igångsättas. Om man däremot är osäker om miljökonsekvenserna så måste ytterligare utredningar göras. Detta kallas "Initial Environmental Evaluation" (IEE). För IEE-fasen finns det riktlinjer för varje sektor. IEE utförs av det berörda federala organet och IEE:n bedöms av tillhörande fackdepartement.

Har screeningproceduren visat att aktiviteten leder till betydande miljökonsekvenser så vidtar en panelstudie. Panelen tillsätts av FEARO. Panelen har som uppgift att sätta upp riktlinjer för den konsekvensstudie som ska föras av det organ som initierade aktiviteten. I dessa riktlinjer finns vissa fasta krav som alltid gäller från fall till fall. Dessa innebär bl a att en sammanfattning ska göras som har följande huvudpunkter (Børset och Lerstang 1981):

- Projektbeskrivning och behov
- Vem som är ansvarig och fackmyndighet
- Troliga stora miljömässiga verkningar
- Åtgärder för att hindra eller minska verkningarna
- Betydelsen av földeffekter
- Förhållanden som kan ge upphov till oro hos allmänheten
- Datauppgifter, statistik och kunskap som saknas, och betydelsen av detta för analysen och värderingen.

När utkastet till en effektbeskrivning färdigställts av det ansvariga organet, skickas utkastet till panelen. Panelen i sin tur skickar utkastet på remiss till olika fackmyndigheter. Allmänheten får sedan ta del av utkastet och remissvaren. Alternativt kan panelen samtidigt inhämta synpunkter från fackmyndigheter och allmänhet.

Efter remissomgången (kan pågå 2 till flera månader) gör panelen en sammanfattning av remissomgången och upprättar en "Statement of Deficiencies", dvs en lista över vad som saknas för att genomföra en tillfredsställande effektbeskrivning. Listan offentliggörs sedan. Slutligen när tilläggsinformationen inhämtats, ska offentliga möten hållas. De riktar sig i första hand till folk som berörs av den planerade aktiviteten, t ex boende nära ett lokaliseringsförslag.

Panelens slutliga rapport (EIS) är självständig, där konsekvensbeskrivningen från initiativtagaren, exploatören el dyl, endast är en del av underlagsmaterialet. I rapporten kan panelen ställa krav på myndigheten vad gäller t ex genomförandet av anläggnings- och driftfasen.

#### 7.4.2 Provinsiell och "kommunal" nivå - Ontario

Environmental Assessment Act, som kom 1975, är den lag som i provinsen Ontario kräver miljökonsekvensbeskrivningar. Kravet gäller alla aktiviteter som, oavsett storlek, initieras av provinsen eller kommunerna och det gäller även i viss mån privata projekt. Syftet med lagen är att ge regler för hur hänsyn till miljön ska komma in tidigt i beslutsprocessen för att detta ska kunna påverka lokalisering, utformning och genomförande av aktiviteter.

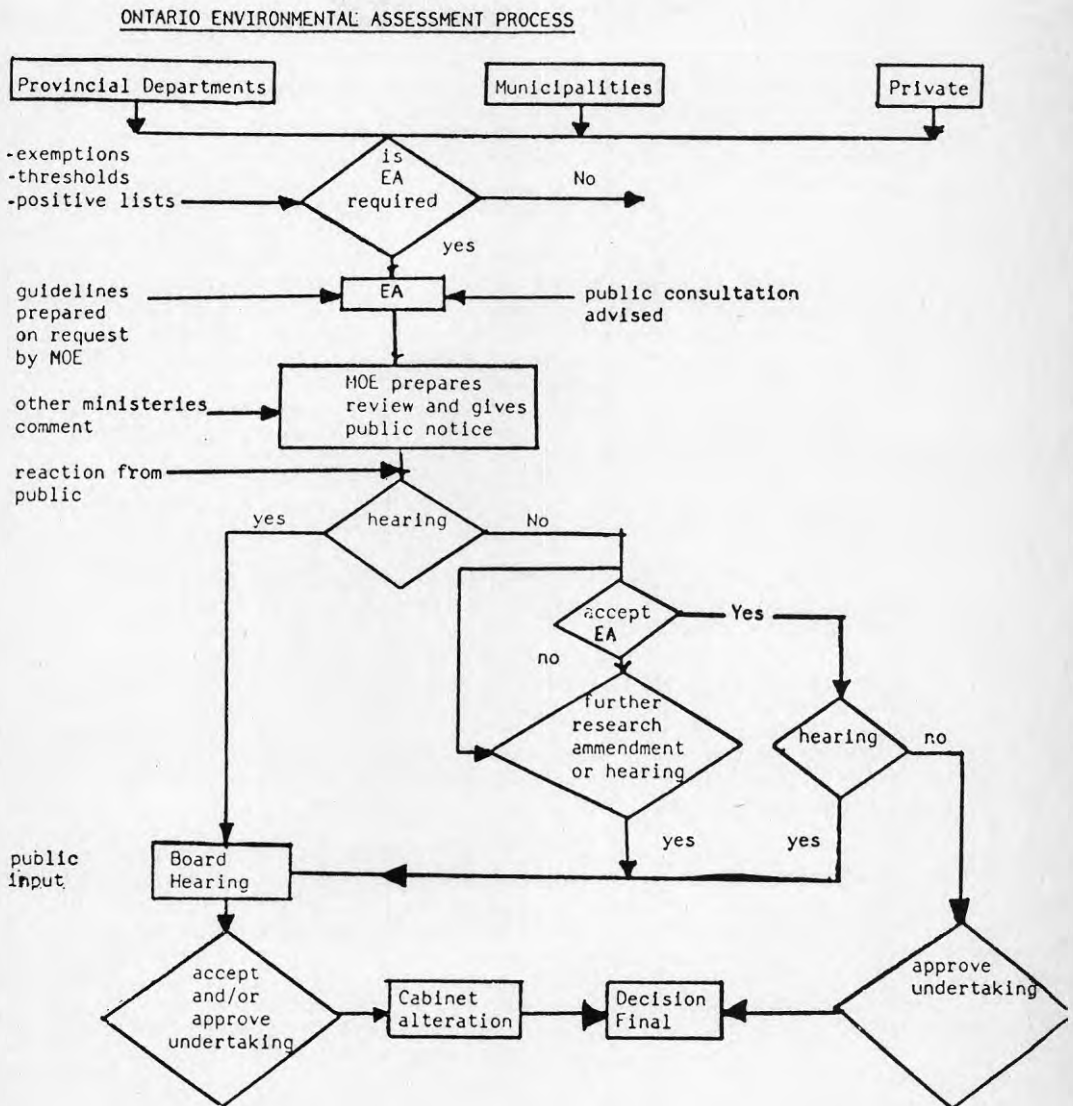
Själva proceduren (se fig 9) börjar med att initiativtagaren till aktiviteten (provinsen eller kommunal myndighet) avgör om lagen gäller i detta fall. Formellt gäller utredningsplikten för alla åtgärder, men sedan 1976 har en rad undantag införts. Undantagen bestäms av MOE. För privata projekt finns liknande föreskrifter som beskriver vilka och hur stora projekt som måste utredas.

Om man kommer fram till att en konsekvensutredning är nödvändig så fortsätter processen med att MOE ger riktlinjer och vägledning till den myndighet som vill genomföra en aktivitet, om hur utredningen ska genomföras. MOE har en mycket central roll i genomförandet av konsekvensutredningar och kan bli värdera utredningen och ge direktiv om ytterligare utredningar samt avgöra vilka alternativ som ska ingå. Innan Miljövärdhetsdepartementet (MOE) har godkänt utredningen får provinsen inte fortsätta projektering, ge tillstånd, ekonomiskt stöd eller liknande.

I själva lagen sägs att miljöeffektbeskrivningen ska ha en vid definition av begreppet miljö ("environment").

MOE har som mål att allmänheten ska komma in tidigt, innan analysen påbörjas. Genom detta ska man komma fram till vad som är mest väsentligt att ta fram i konsekvensbeskrivningen. I utredningen ska även tas upp alternativa sätt att uppnå målet med den planerade aktiviteten. Detta åligger initiativtagaren till aktiviteten men ofta föreslår MOE i direktiven förslag till alternativ m m som bör tas upp. Ibland hålls även offentliga "hearings". Om en "hearing" ska hållas eller inte beslutas av MOE, men genomförandet sköts av ett särskilt organ, "Environmental Assessment Board" (EAB).





MOE: Ontario Ministry of the Environment

Figur 9. EIA-process i Ontario, Canada. Från Børset och Lerstang (1981).

## 7.5 Erfarenheter av miljöeffektbeskrivningar

Intresset för att ta hänsyn till miljöfrågor, i större utsträckning än tidigare, växer snabbt. Ett tecken på detta är det internationella intresset för formaliserade EIA-processer som ramar för att ta fram miljöeffektbeskrivningar. Det är 15 år sedan det första "försöket" påbörjades med NEPA och EIS i USA. Som nämnts tidigare har många efterföljare kommit och det finns nu en hel del erfarenheter, i första hand från USA:

Först ser vi på USA. Vad var syftet med miljölagen National Environmental Policy ACT (NEPA) och det EIS-system som introducerades? Det är avgörande för utvärderingarnas av verksamheten att målet är klargjort.

Staffan Westerlund har i flera skrifter (bl a i 1981a, b, 1982 och i Svenska naturskyddsföreningen 1979) beskrivit de rättsliga aspekterna av NEPA och EIS i USA. Han poängterar att syftet är att reglera innehållet i beslutsunderlaget (Westerlund 1981a) inte att reglera hur besluten ska bli. I viss mån finns i NEPA också uttalat något om hur beslutens karaktär bör vara men detta är inte huvudsyftet. Vilka beslut som tas är avhängigt av andra faktorer än bara NEPA och EIS.

Den kritik som har framförts om miljöeffektbeskrivningar i USA är bl a:

1. Miljöeffektbeskrivningar blir ofta för tjocka, för deskriptiva och otillräckligt analytiska, och oförståeliga för andra än experter (Jellinek 1975, Ortolano & Hill 1972 i Bisset 1978)
2. Det är bara ett medel för miljögrupper att få sin vilja fram (PADC-team 1983)
3. Oacceptabla förseningar i granskningen av EIS (I USA ska alla EIS granskas av Council of Environmental Quality som även är presidentens rådgivare i miljöpolitiska frågor.)

Mycket av den kritik som riktas mot miljöeffektbeskrivningarna har varit berättigad. I början präglades processen av förvirring och förseningar. Bara under de två första åren inlämnades 3635 EIS till CEQ för granskning (Legore 1984). Från 1970-1978 skapades hos de federala myndigheterna ca 70 olika uppsättningar regler och procedurer för att ta fram EIS (CEQ 1978 i Legore 1984). Både de som sökte tillstånd och de som administrerade dem hade ibland svårigheter att tolka och tillämpa reglerna (Legore 1984). Svårigheterna berodde bl a, enligt Legore (1984) på 1970 och 1973 års riktlinjer från CEQ som var alltför snäva till sitt omfång och att de federala myndigheterna tolkade riktlinjerna som "discretionary" istället för "mandatory".

1976 utvärderade CEQ funktionerna hos EIS och 1978 kom nya riktlinjer (Börset och Lerstang 1981, Legore 1984, Westerlund 1979) som började gälla vid halvårsskiftet 1979 (Legore 1984, Westerlund 1979). De nya reviderade riktlinjerna skulle rationalisera processen och samordna de olika arbetssätt som hade utvecklats. (Börset och Lerstang 1981). Några viktiga punkter i de nya riktlinjerna är (op.cit.):

- En EIS ska inte överstiga 150 sidor eller 300 sidor vid särskilt komplicerade frågor
- En "scoping" procedur införs (se sidan ...).
- Man kan hänvisa till andra EIS där samma förhållanden har behandlats tidigare
- Ansvariga "etat" skall ange tidsfrister.
- EIS ska i större utsträckning göras för program och planer så att EIS för projekt kan göras enklare.

Det är ännu för tidigt att göra en utvärdering av de nya riktlinjerna (Legore 1984). Dock verkar det som om alla parter, redan innan ändringen av riktlinjerna, ansåg att systemet var till fördel. Vid en "hearing" i samband med ändringen av riktlinjerna anger CEQ (1978 i Westerlund 1979) att "det var en enhällig uppfattning från näringslivet, fackföreningsrörelsen, politiker samt den ideella miljövärden att NEPA var till fördel för det allmänna, men att processen blivit onödigt tungrodd" (Westerlund 1979). Det verkar mest finnas kritik av formerna för EIA, inte av dess existens.

Vad som fortfarande kan fördröja ett projekt är allmänhetens möjlighet att gå till domstol med en miljöeffektbeskrivning (EIS) om de anser att utvärderingen inte är tillräckligt noggrant utförd, att alla alternativ inte beaktas tillräckligt m m. Sådana anklagelser är svåra att motsäga för myndigheterna pga att "opposing forces" har andra tolkningar än vad de har (Legore 1984).

Annan kritik som riktas mot formerna är att Council of Environmental Quality (CEQ), som granskar alla EIS, inte kan begära att lågkvalitets EIS kan göras om (Pearlman 1977).

Ett annat problem är att NEPA inte ger "agencies" möjlighet att bekosta EIS genom speciella fonder. Man får förlita sig på ordinarie sätt att bekosta arbetet och det leder ofta till otillräcklig kostnadstäckning (op.cit.).

På delstatlig nivå är situationen densamma när det gäller att bekosta EIS-arbetet. Pearlman (1974) anser också att delstaterna, precis som på den federala nivån, inte klarat av att skapa en myndighet som har översikt över arbetet och en starkt reglerande makt. I många delstater finns inte ens någon myndighet som granskar miljöeffektbeskrivningarna.

## 7.6 Miljöeffektbeskrivningar i Sverige?

Diskussionen för och emot att i Sverige införa något liknande som USA's miljöeffektbeskrivningar har förts åtminstone sedan mitten på 1970-talet. Den som närmare vill bekanta sig med debatten kan göra det med fördel i Svenska naturskyddsföreningen 1979 och Westerlund 1981b, kap 23.

Här är det viktigt att skilja mellan dels EIA-process (Environmental Impact Assessment) och tillhörande miljöeffektbeskrivningar (som beskrevs i föregående avsnitt) och dels speciella analys-

metoder för att göra själva effektbeskrivningen. Här kommer EIA-processer att behandlas. Speciella metoder för miljöeffektbeskrivningar beskrivs och diskuteras i senare kapitel.

Många har diskuterat miljöeffektbeskrivningar som idé, dvs att på bästa möjliga sätt ta reda på miljöeffekter innan en åtgärd vidtages (plangennomförande, exploatering m m). Idag motsäger ingen kravet på att ta reda på miljöeffekterna av olika handlingsalternativ, flera hävdar också att vi gör det tillräckligt bra redan idag. Det som ska tas upp här är synpunkter som mer i detalj diskuterar fördelar och nackdelar med Environmental Impact Assessment och dess förutsättningar i Sverige.

Staffan Westerlund (1981a) har bl a utifrån USA:s system gjort ett förslag med sex kriterier som ska kunna definiera vad som utmärker en miljöeffektbeskrivning (tabell 3). Utifrån dessa kriterier har han granskat svensk miljölagstiftning och gjort en utredning av i vilken utsträckning vi har något som kan uppfylla kriterierna för en miljöeffektbeskrivning. Han för också, från flera andra synpunkter, en omfattande diskussion om för- och nackdelar av att införa miljöeffektbeskrivningar i Sverige (Westerlund 1981b).

Tabell 3. Förslag på sex kriterier i syfte att bestämma innebörden i termen miljöeffektbeskrivning (efter Westerlund 1981a).

- |                              |  |
|------------------------------|--|
| 1. Beslutsunderlagskriteriet | - Miljöeffektbeskrivningen ska ingå i och fungera som beslutsunderlag. Kräver urval och bearbetning av fakta.  |
| 2. Resultatkriteriet         | - Ett bestämt resultat eller åtgärd ska redovisas.   |
| 3. Alternativkriteriet       | - Alternativa, definierade åtgärder eller sätt att nå samma resultat (som ursprungsförslaget) samt nollalternativet (inget förslag genomförs) ska påvisas och belysas vad gäller (åtminstone) miljöeffekter.   |
| 4. Miljöeffektkriteriet      | - Miljöeffekterna av åtgärden ska redovisas.   |
| 5. Viktningskriteriet        | - I en miljöeffektbeskrivning ska finnas ett material som utan vidare kan avvägas mot data om andra effekter av en åtgärd eller alternativ till denna.   |
| 6. Granskningskriteriet      | - Granskningen ska på ett tillfredsställande sätt möjliggöra för olika intressenter att få utrett vari de olika uppfattningarna i sakfrågorna består, varför beskrivningens uppfattning är som den är, samt vilket underlag beskrivningens upprättare anser sig ha för sina slutsatser. En dialog mellan olika intressenter om riktigheten i materialet ska ske. |

Staffan Westerlund (1981b) gör följande sammanfattning av sin granskning av några svenska beslutprocesser (utifrån ovanstående sex kriterier).

"Miljöeffektbeskrivningar som egen procedur förekommer inte alls i Sverige.

Närmast liknande miljöeffektbeskrivningar, integrerade i andra beslutprocedurer, är dels tillståndsprövningarna enligt miljöskyddslagen hos koncessionsnämnden, dels planläggning enligt byggnadslagen. Längre bort från miljöeffektbeskrivningens idé ligger prövningarna enligt §136 a byggnadslagen, utvärderingar av naturförhållanden vid industrilägen (PNI), koncessionsprövningar enligt väglagen m fl. Jag kan inte här nämna alla. Men allra längst bort ligger prövningarna enligt atomenergilagen, gruvlagen m fl liksom vattenlagen".

Lundquist (1979) diskuterar Environmental Impact Assessment i Sverige. Han säger att vi har "a reactive, project-oriented Environmental Impact Assessment" men att vi inte har "an active, effective, comprehensive and participatory Environmental Impact Assesement". Bristerna i den svenska lagstiftningen och organisationen är, enligt Lundqvist (1979):

1. En bedömning av miljöeffekter börjar först efter att den formella ansökan om utsläpp kommit in (ML).
2. De nuvarande procedurerna kan vara för ineffektiva; de garanterar inte att alla komplexa ekologiska effekter blir värderade.
3. Procedurerna idag är enbart inriktade på projekt. Program, planer, multi-projekt täcks inte av några krav på miljöeffektbeskrivning.
4. De nuvarande procedurerna är mycket restriktiva vad det gäller medborgardeltagande.

Lundqvist (1979) anser dock inte att vi är i behov av något liknande USA's NEPA. Han anser att våra planeringsprocedurer och metoder, som sträcker sig från lokal till nationell fysisk planering, i det viktigaste täcker det som sägs i USA's miljölag NEPA. Lundqvist (1979) säger:

"An adoption of the US procedura seemed neither feasible nor necessary. Many of it's feaces are alien to Swedish legal and administrative tradition, and seem to imply far-reaching changes in the structure of government and in the existing relationships between citizens and the government. Without such through-going changes, would a Swedish formal EIS really work? Besides, the Swedish planning procedures and methods, ranging from local to national physical planning, in essence cover the considerations spelled out in the objectives of the US NEPA. Almost every decision on individual resourceclaiming projects is subject to close scrutiny and conditioning decisions under the Nature Conservancy Act, the Water Act, the Environment Protection Act, and Section 136 of the Building Act, providing "national and local authorities with the means of controlling the planning and design-

ning of areas for pollution industry" (SOU 1978:25 i Lundqvist 1979).

Westerlunds kritik mot dem som hävdar att vi inte ska ha miljöeffektbeskrivningar, typ USA's, är att de för snävt ser till formen och inte till funktionen. Westerlund anser att det är funktionen (enligt t ex de sex kriterierna i tabell 3) som ska diskuteras. Formerna för dessa funktioner, hur de realiserats, kan sedan anpassas så att de passar svenska förhållanden. Lee & Wood (1978) framför en liknande synpunkt i en artikel om införande av Environmental Impact Assessment i EG-länderna:

"It should be emphasised that any new EIA system need not, and probably should not, be a close replica of the United States model - improvements are possible in the light of experience gained, and account should be taken of the judicial and other institutional differences between the United States and the country concerned."

## 8. FORMALISERADE METODER FÖR MILJÖEFFEKT- OCH MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNING

I kapitel 7 har procedurer och "system" för miljöeffektbeskrivningar beskrivits. I detta kapitel redogörs för några formaliserade analysmetoder att ta fram själva miljökonsekvens- eller miljöeffektbeskrivningen.

Den svenska terminologin är något oklar. Miljökonsekvensbeskrivning, miljökonsekvensanalys, miljökonsekvensbedömning och miljöeffektbeskrivning används parallellt. I denna rapport kommer "miljöeffektbeskrivning" att användas som beteckning för dokument typ amerikanska Environmental Impact Statements (EIS). Vidare kommer termen miljökonsekvensbeskrivning att användas och anses synonym med miljökonsekvensanalys och miljökonsekvensbedömning. "Miljökonsekvensbeskrivning" betecknar här dokument med andra krav än de som finns för amerikanska EIS eller motsvarande.

Avsnitt 8.1 behandlar metoder som utvecklats till följd av den amerikanska lagstiftningen. Svensk forskning om metoder för miljökonsekvensbeskrivning behandlas i 8.2.

Metoder för att ta fram underlag till miljökonsekvens- och miljöeffektbeskrivningar kan grovt delas in i olika grupper (efter Borg & Arnemo 1980).

1. Bedömning av ett områdes känslighet för viss åtgärd.
2. Bedömning av effekterna på naturmiljön av en begränsad åtgärd. Denna utförs ofta i samband med att ett visst exploateringsföretag (projekt) diskuteras.
3. Bedömning av de totala effekterna på miljön av olika planförslag. Kan även innefatta bedömning av ekonomiska och sociala effekter.
4. Konflikthanlys, där två eller flera användningsalternativ för ett område utvärderas.

Borg & Arnemo (1980) anser att miljökontrollprogram och naturresursräkenskaper eventuellt kan föras in under begreppet miljökonsekvensbeskrivning. Emmelin (1983) talar även om s k åtgärdsanalyser som hemmahörande under konsekvensanalys. Här behandlas metoder som hör hemma under punkterna 2 och 3 ovan.

Både internationellt och i Sverige finns det få exempel på utarbetad metodik för bedömning av totala effekterna på naturmiljön. De flesta metoderna är utarbetade för konsekvensbeskrivning av projekt.

### 8.1 Metoder utvecklade som följd av NEPA.

I kapitel 7 har procedurer och system för miljöeffektbeskrivningar beskrivits. I detta kapitel redogörs för metoder att ta fram själva miljöeffektbeskrivningen. Intresset i detta avsnitt gäller i första hand några metoder utvecklade till följd av USA's lag, National Environmental Policy Act (NEPA) som infördes 1970. Nichols & Hyman (1982) kallar dem "NEPA-response methods". De inkluderar, enligt dem, några av de metoder där man använder checklistor, matriser och nätverk,

t ex Leopoldmatris, Environmental Evaluation System (EES) och Water Resources Assessment Methodology (WRAM). De här metoderna är utvecklade för att identifiera, beskriva och värdera miljöpåverkan och miljkonsekvenser. De flesta har utvecklats mellan åren 1970-1974 (Bisset 1980) och en del har senare förfinats (Nichols & Hyman 1982).

### 8.1.1 Leopoldmatris och efterföljare

Den äldsta och mest kända metoden är användningen av matriser (Bisset 1980). En tidigt utvecklad sådan är den s k Leopoldmatrisen som utvecklats av Leopold et al (1971). I matrisen listas 100 projektverksamheter på den horisontella axeln och 88 miljöparametrar som kan bli påverkade på den vertikala axeln (se figur 11). Av de 8800 interaktioner som kan identifieras i matrisen är det vanligtvis bara några få som är av sådan vikt och omfattning att de behöver behandlas mer ingående och heltäckande. Leopold et al (1971) säger att deras försök med matrisen visar att mellan 25 - 50 interaktioner vanligtvis är tillämpbara vid ett normalt projekt. Matrisen kan utvidgas och minskas efter behov.

Vid användningen av matrisen identifieras först vilka interaktioner som är aktuella, det markeras i matrisen som ett snedstreck i de berörda rutorna (se figur 10). Sedan uppskattas relativa omfånget av en påverkan på en skala 1 - 10, där 10 är störst påverkan. Denna upp-

Figur 10. Exempel på hur en Leopoldmatris kan se ut. Reducerad matris för fosfatbrytning. Från Leopold et al (1971). Se texten för förklaring.

	Industrial sites and buildings	Highways and bridges	Transmission lines	Blasting and drilling	Surface excavation	Mineral processing	Trucking	Emplacement of tailings	Spills and leaks
Water quality					2/2	1/1		2/2	1/4
Atmospheric quality						2/3			
Erosion		2/2			1/1			2/2	
Deposition, Sedimentation		2/2			2/2			2/2	
Shrubs					1/1				
Grasses					1/1				
Aquatic Plants					2/2			2/3	1/4
Fish					2/2			2/2	1/4
Camping and hiking					2/4				
Scenic views and vistas	2/3	2/1	2/3		3/3		2/1	3/3	
Wilderness qualities	4/4	4/4	2/2	1/1	3/3	2/5	3/5	3/5	
Rare and unique species		2/5		5/10	2/4	5/10	5/10		
Health and safety							3/3		



PROPOSED ACTIONS WHICH MAY CAUSE ENVIRONMENTAL IMPACT

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
	Modification of Re-gime	Land Transfor-mation and Con-struction	Re-source Ex-trac-tion	Pro-cessing	Land Al-te-ration	Re-source Re-newal	Changes in Traffic	Waste Em-place-ment and Treat-ment	Chem-i-cal Treat-ment
<b>x)</b>									

**x)**  
INSTRUCTIONS

1. Identify all actions (located across the top of the matrix) that are part of the proposed project.
2. Under each of the proposed actions, place a slash if the impact is possible.
3. Having completed the matrix, in the upper lefthand corner of each box, place the **MAGNITUDE** of the possible impact. 10 represents the greatest magnitude of impact and 1, the least (no zones). Before each number place + if the impact would be positive and - if the impact would be negative. The number from 1 to 10 which indicates the **IMPORTANCE** of the possible impact (e.g., regional vs. local). 10 represents the greatest importance and 1, the least (no zones).
4. Place a slash in the lower righthand corner of each box with large numbers of boxes marked and individual boxes with large numbers.

Check relevant proposed actions

<b>Physical and Chemical Characteristics</b>	1 Earth	2 Water	3 Atmosph.	4 Processes
<b>Biological conditions</b>	1 Flora	2 Fauna		
<b>Cultural factors</b>	1 Land use	2 Recreation	3 Aesthetics Human int	4 Cultural status
<b>Ecological relationships</b>			5 Man made facilities and activity	
Others				

**SMALL SAMPLE MATRIX**

	1	4	2	3
a	3	4		
b			2	1
c	2	3	2	3

**x)** INSTRUCTIONS

1. Identify all actions (located across the top of the matrix) that are part of the proposed project.
2. Under each of the proposed actions place a slash at the intersection with each item on the side of the matrix if an impact is possible.
3. Having completed the matrix, in the upper lefthand corner of each box with a slash, place the number from 1 to 10 which indicates the **MAGNITUDE** of the possible impact: 10 represents the greatest magnitude of impact and 1, the least (no zeroes). Before each number place + if the impact would be beneficial. In the lower righthand corner of the box place a number from 1 to 10 which indicates the **IMPORTANCE** of the possible impact (e.g. regional versus local): 10 represents the greatest importance and 1 the least (no zeroes).
4. The text which accompanies the matrix should be a discussion of the significant impacts; those columns and rows with large numbers of boxes marked and individual boxes with large numbers.

Figur 11. Leopoldmatrix. Från Sundström (1984).

	Currents	Wind	Water temperature	Light	Intertidal vegetation	Upland vegetation	Bacteria	Insects	Larvae	Shell fish	Crabs	Other crustaceans	Pelagic fish	Bottom fish	Waterbirds	Birds of prey	Song birds	Marsh & shore birds	Upland game birds	Aquatic mammals	Upland mammals	
Currents																						
Wind																						
Water temperature																						
Light																						
Intertidal vegetation																						
Upland vegetation																						
Bacteria																						
Insects																						
Larvae																						
Shell fish																						
Crabs																						
Other crustaceans																						
Pelagic fish																						
Bottom fish																						
Waterbirds																						
Birds of prey																						
Song birds																						
Marsh & shore birds																						
Upland game birds																						
Aquatic mammals																						
Upland mammals																						

Figur 12. Component interaction matrix. Från Bisset (1980).

skattning markeras i det övre vänstra hörnet i de snedstreckade rutorna. I det nedre högra hörnet markeras en uppskattning av den relativa betydelsen av en påverkan. En skala på 1 - 10 används.

Bisset (1980) och Lee & Wood (1978) anser att nackdelarna med Leopoldmatrisen är att endast direkt påverkan (1:a ordningens) kan identifieras, och att det finns risk för dubbelräkning. Leopold et al (1978) diskuterar dock hur de anser att man kan göra för att få med lång- och kortsiktiga effekter och hur man undviker dubbelräkning.

Environment Canada utvecklade 1974 Leopoldmatrisen till en "Component Interaction Matrix". Med den ville man kunna bestämma kedjor av påverkan på miljöfaktorer. Ross har senare förfinat den nya matrisen (Ross 1976 i Bisset 1980).

I Component Interaction Matrix är matrisen utformad så att horisontella och vertikala axeln innehåller samma miljöfaktorer (se figur 12). Beroendeförhållanden och samband identifieras i matrisen. Genom att använda en multipliceringsteknik (lånad från nätverksanalys) kan antalet andra och tredje gradens samband bestämmas (Bisset 1980).

En nackdel med den "nya" matrisen är att miljöeffekter inte kan identifieras. Den kan bara användas när effekterna är identifierade. Mat-

Characteristics of the Proposed Development		Characteristics of the Existing Situation																									
		Land	Water	Climate	Land use	Landscape quality	Ecological characteristics	Resident population	Tourist population	Employment structure	Traffic movement patterns	Electricity supply	Gas supply	Water supply	Sewerage	Solid waste disposal	Transportation	Finance	Education	Housing	Health service facilities	Emergency services	Air pollution	Water pollution	Noise and vibration		
OPERATIONAL PHASE	Emergencies including hazard																										
	Solid wastes																										
	Aqueous discharges																										
	Dust																										
	Odours from plant																										
	Gaseous emissions																										
	Vibration from plant																										
	Noise from plant																										
	Population changes																										
	Gas demand																										
	Electricity demand																										
	Water demand																										
	Transport of products																										
	Transport of employees																										
	Transport of raw materials																										
Raw material inputs																											
Company expenditure patterns																											
Permanent labour requirements																											
Site utilisation																											
CONSTRUCTION PHASE	Emergencies including hazards																										
	Solid wastes disposal																										
	Aqueous discharges																										
	Dust																										
	Odours																										
	Particulate emissions																										
	Gaseous emissions																										
	Vibration from plant																										
	Noise from plant																										
	Population changes																										
	Gas demand																										
	Electricity demand																										
	Water demand																										
	Transport of employees																										
	Transport of raw materials																										
Raw material inputs																											
Company expenditure patterns																											
Labour requirements																											
Site utilisation																											
Land requirements																											

Figur 13. Exempel på en "impact assessment matrix" enligt "the Aberdeen approach". Från Lee (1978).

risen innehåller dessutom bara ekologiska komponenter, inga socioekonomiska sådana (op.cit.). Man kan inte få med påverkan från ljud eller visuella störningar. Relativa betydelsen av miljöfaktorer kan inte bestämmas och därmed inte heller betydelsen av olika miljöeffekter. Till slut är metoden mycket komplicerad och svår att förmedla till icke experter. Den förfining som gjordes av Ross (1976 i Bisset 1980) skulle ge möjlighet att vikta betydelsen av miljöeffekter. Men enligt Bisset (1980) kan man inte, genom de test som gjorts av den förfinade metoden, säga om någon ny verklig förbättring skett. Dessutom medför metoden ytterligare ett komplicerat steg som kräver sitt dataprogram. En annan modifiering av Leopoldmatrisen är den s k "Aberdeen approach" (Departement of the Environment 1976 i Lee & Wood 1978). Den utvecklades för att komma ifrån Leopoldmatrisens stora format (100x88 enheter) (Lee & Wood 1978) Aberdeen-matrisen har endast 39 projektverksamheter på horisontella axeln och 24 miljöparametrar på den vertikala axeln (se figur 13).

### 8.1.2 Environmental Evaluation System (EES), Water Resources Assessment Methodology (WRAM) m fl besläktade metoder

EES är från början utvecklad för att värdera vattenanvändningsprojekt (Bisset 1978). Dee et al (1973), Bisset (1978), Lee & Wood (1978) och Nichols & Hyman (1982) beskriver metoden kortfattat.

EES grundas på en hierarkisk checklista på 78 parametrar (se tabell 4). Varje parameter kan representeras av ett numeriskt värde. Parametrarna har delats in i fyra påverkansområden - ekologi, utsläpp (physical/chemical i tabell 4), estetiska värden och sociala värden.

All positiv och negativ påverkan uttrycks i gemensamma termer genom att fysikaliska och biologiska mätningar omvandlas (värderas) till "miljökvalitetspoäng" på en skala 0-1. Omvandlingen sker med hjälp av värdefunktion som skapas av dem som gör fältarbetet (se figur 14). För att komma förbi problemet med att jämföra och summera påverkan viktas parametrarna så att de kommer att förhålla sig till varandra beroende av sin relativa betydelse. En expertgrupp "delar då ut" 1000 poäng (Parameter Importance Units = PIU) mellan parametrarna enligt en modifierad Delphi-teknik, som kvantifierar subjektiva värdeomdömen. Samma uppsättning PIU-värden ska användas för projekt som ska jämföras. Genom att multiplicera "miljökvalitetspoängen", i skalan 0-1 med PIU-värdena erhålles "miljöpåverkansenheter" ("Environmental Impact Units = EIU). Alla EIU värden summeras till totala miljökvaliteten för varje alternativ. Dessa jämförs sedan för att visa projektens påverkan. EES kan användas för att, från existerande trender, bestämma det troliga tillståndet hos platsen och omgivningen om exploateringen inte kommer till stånd. Man kan således jämföra hur miljösituationen är efter exploateringen med hur den hade blivit om ingen exploatering skett.

EES-metoden har senare modifierats av U.S. Bureau of Reclamation (Nichols & Hyman 1982) för att passa "Principles and Standards" på miljökvalitet som "Water Resources Council" räknar med. Metoden kallas Environmental Quality Assessment (EQA) Methodology. I EQA-metoden har man bl a avstått från numerisk viktning och bildning av index. Man betonar istället fysiska mätningar och kvalitativa beskrivningar (op.cit.).

EES metoden har modifierats även i Australien, av Baggs (1983). Metoden har modifierats för att passa projekt med en större blandning av miljöparametrar jämfört med den ursprungliga EES. Den har också förenklats så att datorkapacitet inte behövs, utan elektroniska räknedosor är ett tillräckligt hjälpmedel för att klara beräkningarna.

Det finns flera metoder som är modifieringar av EES. De kan alla betecknas som variationer på temat kvantifiering, värdering efter någon skala och aggregering av påverkan på miljön (Bisset 1980). Exempel på metoder är "Water Resources Assessment Methodology" (WRAM), (Nichols & Hyman 1982, Bisset 1980), Sondheim-metoden (Bisset 1980) och beslutsanalys i olika former t ex "Applied Decision Analysis" (Bisset 1980, Nichols & Hyman 1982).

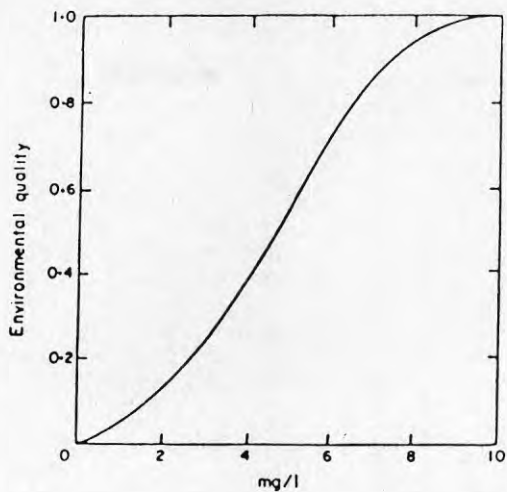
Nichols & Hyman (1982) anser att WRAM, till skillnad från EES tillåter flexibilitet vid viktningen pga att koefficienter för relativa betydelsen av en miljöparameter inte fixeras. De tycker också att det är en fördel att WRAM betonar vikten av att dokumentera varje steg i arbetsprocessen. WRAM utvecklades för att värdera miljöpåverkan, ekonomiska och sociala effekter vid vattenprojekt. Bisset (1980) anser

dock att metoden även kan användas för andra typer av projekt.

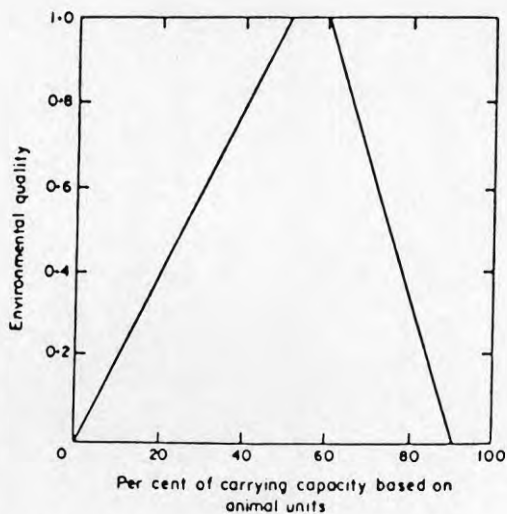
Sonheimmetoden och beslutsanalys har inte nämnts som "NEPA-response methods" av Nichols & Hyman (1982) och kommer därför inte att behandlas här. Beslutsanalys enligt Lichfield och Hill presenteras i avsnitt 10.2.

Tabell 4. EES list of parameters with importance weightings (after Dee et al., 1973). Från Bisset 1978.

<b>ECOLOGY</b>	<b>PHYSICAL/CHEMICAL</b>
<i>Terrestrial species and populations</i>	<i>Water quality</i>
Browsers and grazers (14)	Basin hydrologic loss (20)
Crops (14)	Biochemical oxygen demand (25)
Natural vegetation (14)	Dissolved oxygen (31)
Pest species (14)	Faecal coliforms (18)
Upland game birds (14)	Inorganic carbon (22)
	Inorganic nitrogen (25)
<i>Aquatic species and populations</i>	Inorganic phosphate (28)
Commercial fisheries (14)	Pesticides (16)
Natural vegetation (14)	pH (18)
Pest species (14)	Streamflow variation (28)
Sport fish (14)	Temperature (28)
Waterfowl (14)	Total dissolved solids (25)
	Toxic substances (14)
<i>Terrestrial habitats and communities</i>	Turbidity (20)
Food web index (12)	<i>Air quality</i>
Land use (12)	Carbon monoxide (5)
Rare and endangered species	Hydrocarbons (5)
Species diversity (14)	Nitrogen oxides (10)
	Particulate matter (12)
<i>Aquatic habitats and communities</i>	Photochemical oxidants (5)
Food web index (12)	Sulphur oxides (10)
Rare and endangered species (12)	Other (5)
River characteristics (12)	<i>Land pollution</i>
Species diversity (14)	Land use (14)
	Soil erosion (14)
<i>Ecosystems</i>	<i>Noise pollution</i>
Descriptive only	Noise (4)
<b>AESTHETICS</b>	<b>HUMAN INTEREST/SOCIAL</b>
<i>Land</i>	<i>Education/scientific</i>
Geologic surface material (6)	Archeological (13)
Relief and topographic character (16)	Ecological (13)
Width and alignment (10)	Geological (11)
	Hydrological (11)
<i>Air</i>	<i>Historical</i>
Odour and visual (3)	Architecture and styles (11)
Sounds (2)	Events (11)
	Persons (11)
<i>Water</i>	Religions and cultures (11)
Appearance of water (10)	"Western Frontier" (11)
Land and water interface (16)	<i>Cultures</i>
Odour and floating material (6)	Indians (14)
Water surface area (10)	Other ethnic groups (7)
Wooded and geologic shoreline (10)	Religious groups (7)
	<i>Mood/atmosphere</i>
<i>Biota</i>	Awe inspiration (11)
Animals—domestic (5)	Isolation/solitude (11)
Animals—wild (5)	Mystery (4)
Diversity of vegetation types (9)	"Oneness" with nature (11)
Variety within vegetation types (5)	<i>Life patterns</i>
	Employment opportunities (13)
<i>Man-made objects</i>	Housing (13)
Man-made objects (10)	Social interactions (11)
<i>Composition</i>	
Composite effects (15)	
Unique composition (15)	



Figur 14a. Value function for dissolved oxygen (modified after Dee et al., 1973). Från Bisset 1978.



Figur 14b. Value function for terrestrial carrying capacity for browsers and grazers (after Dee et al., 1973). Från Bisset 1978.

## 8.2 Metoder för miljökonsekvensbeskrivning i Sverige

"Konsekvensanalys på ekologiskt underlag och inriktat på fysisk planering är som flera gånger påpekats relativt utvecklat i Sverige."

(Lars Emmelin 1983)

Citatet från Emmelin (1983) sammanfattar omfattningen av svensk forskning inom området miljökonsekvensbeskrivningar. I två svenska publikationer som refererar olika metoder och ansatser för att göra miljökonsekvensbeskrivningar (Borg & Arnemo 1980, Emmelin 1983) tas tre studier upp som klara exempel. För det första är det ett arbete av Sundborg (1977), för det andra Öresundsprojektet (Statens naturvårdsverk 1978 och Skärbäck 1979) och för det tredje Wallentinus et al (1978) utvecklingsarbete av metodik för bebyggelse i fjällnära områden. Wallentinus (1982) har senare utvecklat metoden att gälla även för bebyggelse i tätortsnära områden. Ett annat arbete som nämns av Emmelin (1983) i sammanhanget är Jerkbrant et al (1983) som använt sig av konsekvensbeskrivning i sin "arbetsmetod i kommunal översiktlig planering" för hushållning med mark, vatten, luft och energi. Man har dock inte arbetat med att utveckla en formaliserad metod för konsekvensbeskrivning. Detta arbete kommer här att behandlas i kapitel 12.

I detta sammanhang bör också framtidsstudier nämnas som underlag för konsekvensbedömningar av olika handlingsalternativ. Framtidsstudier berörs något mer i inledningen till kapitlet om systemanalys.

Som exempel på forskning och utveckling av formaliserade metoder för miljökonsekvensbeskrivning beskrivs här Öresundsprojektet och Wallentinus et al arbete.

### 8.2.1 Öresundsprojektet

Den svenska och danska regeringen tillsatte 1975 varsin delegation för att utreda förutsättningarna för fasta förbindelser mellan Sverige och Danmark. Den svenska delegationen skulle "klarlägga konsekvenserna för näringslivsutveckling, markanvändning och miljö för Sveriges del av olika alternativ av förbindelser mellan Sverige och Danmark" (Statens naturvårdsverk 1978). Det s k Öresundsprojektet utgjorde en av de utredningar som utfördes. Projektet behandlade konsekvenserna för landskapet i Öresundsområdet (figur 15 visar undersökningsområdet).

Projektet är redovisat i Statens naturvårdsverk 1978. Som komplement till denna huvudrapport har en metodrapport publicerats (Skärbäck 1980). Metodrapporten beskriver uppföljningsarbetet av Öresundsprojektet och behandlar "bearbetning och redovisning av data för planering på ekologisk grund" (Skärbäck 1980). Skärbäck har sedan utifrån Öresundsprojektet utvecklat en "arbetsmodell för hur information om landskapet kan användas i fysisk planering". Arbetsmodellen redovisas i Skärbäck 1981 och presenteras här i kapitel 12.

Mer eller mindre omfattande beskrivningar och diskussioner om Öresundsprojektet finns i Jerkbrant et al 1979, Borg & Arnemo 1980 och Emmelin 1983. Arbetet är väl dokumenterat och studerat. Presentationen görs därför mycket kort och med hänvisning till tidigare dokumentation.





Figur 15. Öresundsprojektets undersökningsområde. Från Statens naturvårdsverk (1978).

Öresundsprojektets målsättning var följande (Statens naturvårdsverk 1978):

1. Inventera och analysera naturresurserna med avseende på tillgångar, utbredning och status.
2. Analysera landskapets förutsättningar för och känslighet mot olika samhällsanspråk, främst bebyggelse i olika former samt friluftslivsutnyttjande.
3. Inventera och analysera markanvändningarna med avseende på deras anspråksstyrka och negativa miljöpåverkan idag.
4. Redovisa konsekvenserna av befintliga planer och prognoser för markanvändningar i framtiden, framför allt beträffande friluftsliv och tätortsutbyggnad.
5. Peka på konflikter mellan olika markanvändningar och mellan markanvändningar och skyddsintressen idag och i framtiden med eller utan fasta förbindelser över Öresund.

I projektet ingår således inventering, förutsättningsanalys, känslighets-, anspråks-, konsekvens- samt konfliktanalys av olika parametrar. Inventeringar har utförts av t ex geologi, markanvändning, sjöars och vattendrags status, djurliv, vegetation och kulturminnen. Förutsättningar för bl a markens areella produktion har redovisats (jord- och skogsbruk) och förutsättningar för sjöars och vattendrags exploatering av olika storlekar samt landskapets förutsättningar för friluftsliv. Exempel på känslighetsanalys är analyser av vegetationens

känslighet för slitage och djurlivets känslighet för störningar av friluftsliv. Anspråken på sjöar och vattendrag (täkt, bad, fiske m m), bevarandanspråk av kulturminnen och estetiska anspråk på landskapet redovisas. Som avslutning har en konfliktanalys utförts som sedan sammanfattas till en konfliktöversikt.

Resultaten från inventeringarna visas i huvudsak på kartor i skalan 1:50 000. Övriga analyser redovisas på kartor i skala 1:100 000 - 1:600 000. Alla data som tagits fram har lagrats i en egen databas. Datamaterialet har samlats in i detaljerad skala för att vara användbart på kommunal nivå. Med databasens hjälp har man utfört olika analyser, som nämnts ovan, och med hjälp av kartplotter framställt kartmaterialet. Anspråkskartor i klarplast har framställts för jord- och skogsbruk, friluftsliv, naturvård, kulturhistoria och grusexploatering. Genom överläggning av de transparenta kartorna framträder en bild av olika områdens samlade konfliktsituation. En sammanfattande grov konfliktöversikt redovisas i figur 16.

INTRESSEN	Tä	Fr	Na	Ma	Lu	Sj.Va	Dj	Ve	Ku	La	Gr
Tätortsutbyggnad	X	SK	K	MSK	-	K	-	-	K	K	-
Friluftsliv	MSK	X	-	-	-	-	-	-	-	-	K
Naturvård	K	-	NORRA DELEN								
Mark	MSK	-									
Luft	K	-	SÖDRA DELEN								
Sjöar och vattendrag	K	-									
Djurliv	K	K	MSK = Mycket starka konflikter SK = Starka konflikter K = Vissa konflikter - = ej påtagliga konflikter								
Vegetation	K	K									
Kulturhistoria	SK	-									
Landskapsbild	K	-									
Grusexploatering	-	K									

Figur 16. Sammanfattande grov konfliktöversikt, öresundsprojektet. Från Skärbäck 1980.

I Öresundsprojektets metodrapport (Skärbäck 1980) säger man att metodutvecklingen inom projektet utgår från Linköpingsprojektets inventeringsmetodik (Linköpingsprojektet är redovisat i avsnitt 6.3 i denna publikation), men att man har utvecklat ny metodik för bearbetning, redovisning och i viss mån analys av inventeringsdata. Man säger vidare att den största skillnaden mellan de båda projekten och metoderna är att man inom Öresundsprojektet, förutom manuella presentationer, använt datateknik som rationaliserande arbetsredskap.

Trots Öresundsprojektets mål att beskriva konsekvenserna för naturresurser, markanvändning m m nådde man inte så långt som planerat. Det berodde bl a på att utredningar om lokaliseringönskemål, service m m från näringsliv, hushåll m fl, bedrevs i andra projekt parallellt med landskapsanalysen, och därmed inte kunde utgöra det nödvändiga underlaget för konsekvensanalysen (Skärbäck 1980). Dock har ju en omfattande konfliktanalys utförts, vilken kan betraktas som en typ av konsekvensanalys. Skärbäck (1980) säger att landskapsanalysen som

utförts inom Öresundsprojektet skall betraktas som underlag för konsekvensbedömningar.

Som avslutning här visas hur Skärbäck (1980) själv ser på behovet av utvärdering av projektet:

"Efter Öresundsprojektet bör prövas olika former av redovisningar i mer detaljerad skala än vad som skett hittills dvs för kommun och för kommunalförbund. I samband härmed bör utvärderas huruvida grundmaterialet redan från början är relevant för olika planeringsituationer, vilken utsträckning det kan utvärderas för olika ändamål och vilka kompletteringar man kan behöva göra i olika sammanhang. Dessutom bör problemen med val av redovisningskala, generaliseringsnivå och läsbarhet hos kartmaterial analyseras."

### 8.2.2 Konsekvensbedömning av bebyggelse i fjäll- respektive tätortsnära områden

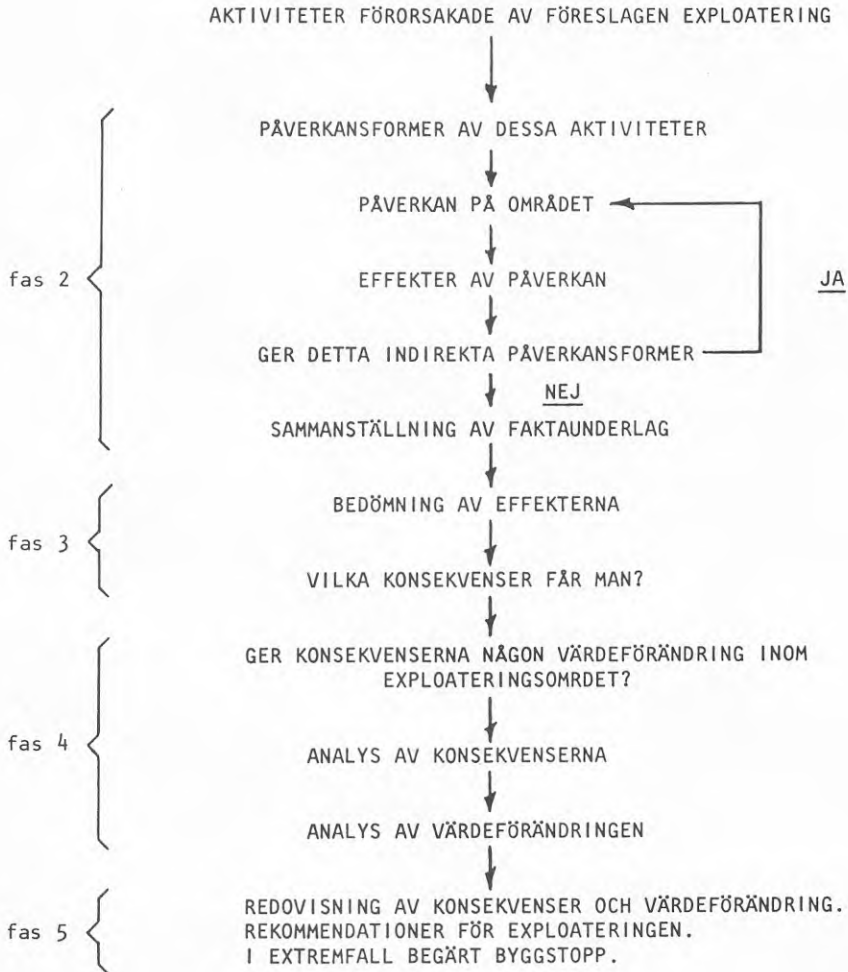
Wallentinus et al (1978) har utfört en konkret ansats till metodutveckling av konsekvensanalys på ekologiskt underlag och inriktad på fysisk planering, anser Emmelin (1983). Borg & Arnemo (1980) tar upp Wallentinus et al arbete som exempel på svenskt utvecklingsarbete av mer komplicerade konsekvensanalyser.

Metoden för konsekvensbedömning utarbetades från början för bebyggelse i fjällområden (Wallentinus et al 1978) men har sedan prövats och bearbetats vidare till att gälla även bebyggelse i tätortsnära områden (Wallentinus 1982).

Avsikten med metoden är att minimera negativa konsekvenser vid bebyggelse. Det sker genom att alternativa områden värderas, ekologiskt och ur naturvårdssynpunkt, före och efter en tänkt exploatering. Värderingen ger då en uppfattning om var en exploatering ger minst negativa konsekvenser.

Konsekvensbedömningen kan delas upp i fem faser. Den första fasen (grovanalysen) utgör en insamling av tillgänglig information om området (rapporter, kartor, utredningar m m). Informationen kan t ex utgöras av en kommuntäckande inventering, liknande den som genomförts i Linköpings kommun (dokumenterad i Statens naturvårdsverk 1977 och presenterad i avsnitt 6.3 i denna publikation). I den första fasen, den "ekologiska grovanalysen", identifieras ett antal alternativ (om möjlighet att välja finns) som på detta stadium kan betraktas som likvärdiga. Identifieringen och urvalet görs bl a med hjälp ett antal olämplighetskriterier, t ex juridiska hinder (natur- och kulturminnen, strandskydd, militärt område, redan bebyggd mark m m) och fysiska hinder (marklutning, olämpligt underlag som t ex torv, m m). Relevanta olämplighetskriterier (får avgöras från område till område) läggs in på kartor (t ex genomskinliga) så att områden med minst konflikter, som rör miljö, kan identifieras.

Efter den första fasen, följer ytterligare fyra (se figur 17) som utgör den egentliga konsekvensbedömningen. Den innebär att man bedömer förändringarna av de faktorer som ger området dess "ekologiska värde" (Wallentinus et al 1978). I den senare bearbetningarna av metoden har dock en del sociala värderingskriterier lagts till.



Figur 17. Tänkbar arbetsgång vid konsekvensbedömning. Markanspråk är ställt och lämpligaste områden avgränsade genom ekologisk grovanalys (fas 1). Från Wallentinus et al 1978.

Det första steget i konsekvensbedömningen (fas 2 i figur 17) innebär att data om alternativen samlas in utifrån de aktiviteter, påverkansformer och effekter som markanspråket medför samt önskad information om områdenas värden. Sedan följer (fas 3 i figur 17) en identifiering av vilka egenskaper hos ekosystemet som kan påverkas. Den görs utifrån ett antal värderingskriterier (se tabell 5) och de påverkansformer som identifierats. I prognosfasen (fas 4 i figur 17) identifieras möjliga konsekvenser och då utförs också en analys av värdeförändringen hos området. I tabell 6 visas hur begreppen aktivitet, påverkan, effekt och konsekvens används i metoden. Tabellen visar också ett teoretiskt exempel på hur en noggrann genomgång av ekologiska effekter och konsekvenser kan ge en relativt enkel lösning av ett ekologiskt problem. Värdeförändringen uttrycks inte numeriskt p g a att numeriska värden i detta sammanhang ger en falsk bild av objektivitet (Wallentinus et al 1978). Effekterna som utgör grunden för konsekvensanalysen, bedöms också ut med vilken sannolikhet de kommer att inträffa. Uppskattningen av sannolikheten är subjektiv, men ger ändå en god bild av hur säker bedömaren är, dels på effekten, dels på sin egen bedömning (op cit.).

Tabell 5. Värderingskriterier för konsekvensbedömning vid markanvändning för bebyggelse i tätortsnära områden (efter Wallentinus 1982). Varje kriterium innehåller dessutom flera klasser.

Raritet	visar hur ovanligt ett objekt eller ett område är i riksperspektiv avseende vegetation, djurliv, hydrologi etc
Representativitet	fastlägger hur väl utbildad eller typisk en vegetationstyp är inom det aktuella området
Funktion	ju viktigare ett område är för en djurarts eller en växtarts överlevnad dess högre blir dess funktionsvärde
Kulturpåverkan	visar graden och arten av påverkan
Mångformighet	är ett mått på art- och individrikedomen
Störningskänslighet	visar hur lätt ett område påverkas under och efter byggnadsskedet
Optionsvärde	ger ett högt värde om området är väl kartlagt, forskning bedrivits där, om det är pedagogiskt som studieobjekt och om det har betydelse för rekreation och friluftsliv
Storlek och form	ur ekologisk synvinkel är områden med viss form, storlek och avgränsning bättre än andra
Produktivitet	visar ett områdes produktionsförmåga per år och under naturliga förhållanden
Landskapsbild	visar hur framträdande i landskapet ett område är

Tabell 6. Användningen av begreppen påverkan, effekt och konsekvens i Wallentinus et al (1978) metod för konsekvensanalys.

AKTIVITET: Sprängning	FRÅGA: När? Hur sprids bullret över landskapet?
PÅVERKAN: Buller	SVAR: Under inledningen av byggperioden. Längs fjälldalarna.
EFFEKT: Stress hos djur	FRÅGA: Vilka djur stressas?
	SVAR: Främst älg.
FÖLJDEFFEKT: Minskad fortplantningsförmåga	FRÅGA: När fortplantar de sig?
	SVAR: Brunsttid i november, kalvning i maj - juni.
KONSEKVENNS: Förändring i artsammansättningen	REKOMMENDATION: Undvik sprängning under brunst- och kalvningstiderna.

Konsekvensbedömningen avslutas med en redovisning. Den ska innehålla en redovisning av vilket område som, vid bebyggelse, får minst negativa ekologiska konsekvenser. Om endast ett exploateringsområde fanns att tillgå från början redovisas den exploateringsform som ger minsta möjliga skadeverkningar. Redovisningen ska även innehålla:

1. På vilka grunder områdena prioriterats, möjliga konsekvenser, konsekvensernas förväntade magnitud och sannolikhet för att konsekvenserna ska inträffa.
2. Osäkerheten i bedömningen
3. Under analysarbetets gång framkomna möjligheter att genom modifieringar i genomförandet och utnyttjandet ytterligare minimera ekologiska konsekvenser. Denna punkt är speciellt viktig då endast ett eller fåtal alternativ föreligger.

## 9 SYSTEMANALYS OCH MODELLERING

## 9.1 Systemanalys som idé

Begreppet systemanalys används på flera olika sätt. I samband med miljöfrågor har ett systemanalytiskt synsätt använts för att beteckna t ex att en helhetssyn behövs för att lösa miljöproblem. Systemanalys har också betytt användningen av matematisk modellering och simulering av processerna i ett ekosystem. På 60-talet fanns stora förhoppningar om att systemanalysen skulle bli det stora planeringsinstrumentet. Inom den ekologiska vetenskapen infriades förväntningarna bara delvis, på möjligheten att använda strikt kvantitativa metoder (Molander 1981).

I detta kapitel ska några svenska exempel ges på systemanalytiskt arbete, som kan vara av betydelse för planeringen av naturresurser. En redogörelse för viktiga utländska arbeten skulle här leda för långt. De svenska arbetenas koppling till internationell forskning kommer dock att framgå och därmed spegla en del av den forskning som pågår internationellt.

En översikt över svenskt systemanalytiskt arbete och utvecklingen av olika systemanalytiska grenar finns bra beskrivet i Molander (1981). Molander säger att "systemsynsätt i någon rudimentär form förekommer inom alla vetenskaper". Det som skiljer är "graden av medvetenhet med vilket begreppet används,...". Vidare säger han att inom t ex fysiken finns det knappast något alternativ till systemansatsen, men inom t ex ekologin har begreppet varit mycket omstritt.

Beskrivningen i detta avsnitt (9.1) bygger i fortsättningen på Molander (1981) om inget annat anges.

Tre idétraditioner inom systemanalysen kan urskiljas:

1. Inom de tekniska vetenskaperna (reglerteori, informationsteori) fick en typ av systemanalys stor framgång. Denna framgång tillsammans med matematiseringen inom flera discipliner ledde till generaliseringar av centrala principer från de tekniska vetenskaperna (återkoppling, information m m) och samlades under namnet cybernetik (Wiener 1948 i Molander 1981). Den tekniska terminologin trängde in i biologisk och samhällsvetenskaplig litteratur.

Senare i utvecklingen framfördes tesen att det i naturen finns system, vilkas beteende styrs av speciella lagar (för exempel, se kapitel 11 i denna rapport).

2. Den andra traditionen är yngre och tillkom under andra världskriget från den s k operationsanalysen. Ett typiskt problem för den kunde vara t ex att bestämma optimala storleken hos transatlantiska konvojer givet vissa resurser. Senare utvecklades operationsanalytikernas arbetsområde även till design av framtida system givet mindre fixa ramar. Den disciplin som då utvecklades fick namnet systemanalys.

Det systemanalytiska arbetet vid "Institute for applied systems analysis" i Wien (IIASA) (beskrivs senare i kapitlet) bygger enligt Molander (1981) och Checkland (1981) på denna tradition.

3. Den tredje traditionen är knuten till syntesen av stora informationssystem. De datorer som utvecklades på 60-talet, med högra lagrings- och bearbetningskapacitet än sina föregångare, krävde metoder som gick utöver konventionellt programmeringskunnande. Denna aktivitet som utvecklades gavs namnet systemanalys.

Utifrån sin litteraturgenomgång av systemanalytiska arbeten urskiljer Molander (1981) tre tolkningar av begreppet systemanalys:

deskriptiv systemanalys, som avser analys av naturliga, tekniska eller sociala system med utgångspunkt i en mer eller mindre explicit systemansats

preskriptiv eller beslutsfattarorienterad systemanalys, som innebär analys av en beslutssituation

systemanalys i en snävt algoritmisk mening, gällande framför allt analys och syntes av informationssystem

Övergången mellan de olika kategorierna är i praktiken glidande, säger Molander. Vad som avgör graden av beslutsfattarorientering är mognadsgraden hos disciplinen snarare än förankring i någon viss vetenskaplig tradition. Ambitionsnivån för en systemanalys kan avsettas på följande skala:

- 1) sammanfattning av befintlig kunskap
- 2) styrning av den kunskapssökande processen
- 3) konsekvensbedömning (impact assessment)
- 4) reglering och styrning (management)
- 5) syntes av nya system

Molander anser att ekologin i allmänhet befinner sig på nivåerna 1) och 2) och att den tenderar att ge en mekanistisk syn på systemanalysens innebörd. Som motexempel tar Molander dock ett ekologiskt storprojekt i Canada (the spruce-budworm project, se Holling 1978) som har mer av den operationsanalytiska traditionen i sig, bl a beroende på att projektet delvis genomförts vid IIASA.

Som exempel på svensk systemanalys med planeringsansatser kring mark- och vattenanvändningen, tar Molander upp bl a Markanvändning norr och ett projekt i Sydvästra Skåne. Gotlandsprojektet, Östersjöprojektet och barrskogslandskapets ekologi tas upp som exempel på ekologisk systemanalys. Bland beslutsfattarorienterade varianter av systemanalys tar Molander (1981) upp cost-benefitanalys (kostnads-nyttoanalys) och positionsanalys som exempel. Den fysiska riksplaneringen tar Molander också upp till diskussion ur ett systemanalytiskt perspektiv. Ett svenskt systemanalytiskt arbete som tillkommit efter Molanders sammanställning är det s k Svartåprojektet.

I detta kapitel kommer Markanvändning norr och projektet i Sydvästra Skåne, att beskrivas. Gotlandsprojektet tas upp i kapitel 11 och avsnitt 10.3. I avsnitten 10.1 och 10.2 beskrivs cost-benefitanalys respektive positionsanalys.



Wittrock (1980) använder begreppet policyanalys som en samlande benämning på olika analystyper som "frambringningar och presenterar information i syfte att förbättra underlaget för beslutsfattare att utöva sitt omdöme". I denna term inbegriper han operationsanalys, systemanalys, cost-benefitanalys (behandlas i kapitel 10) m fl analysmetoder. Här kan också nämnas, som ytterligare ett exempel på policy-analys, Emmelins metod för visuell konsekvensanalys (VIA-metoden) (Emmelin 1984). VIA-metoden, som har utarbetats tillsammans med Gunnar Brusewitz, syftar till att rekonstruera och visualisera konsekvenserna för landskapsbilden av alternativa utvecklingsvägar inom t ex jordbruk, skogsbruk o s v (Emmelin 1983).

Framtidsstudier är också ett begrepp som hör ihop med systemanalys. Termerna framtidsstudier och framtidsforskning började komma i bruk bland systemanalytiker i USA vid 1960-talets mitt (Wittrock 1980). Precis som policyanalys utgör framtidsstudier inte någon skarpt avgränsad verksamhet. Det är istället en "samlingsbeteckning på ett antal aktiviteter med vissa gemensamma kännetecken", t ex studiernas avlägsna tidshorisont, de granskade problemen sammansatta natur, inriktningen på diskontinuerliga händelseförlopp och osäkerhet och framhävande av vikten att teckna alternativa utvecklingsvägar.

I Wittrock (1980) och SOU 1972:50 finns översikter av svenska och internationella framtidsstudier.

## 9.2 Adaptive environmental assessment and management (AEAM) och tillämpningsexempel

Det svenska forskningsprojektet Markanvändning norr har för avsikt att "klarlägga markanvändningskonsekvenserna vid alternativa samhällsliga utvecklingsförlopp, och omvänt att klarlägga konsekvenserna för samhället och olika intressen vid val av olika markanvändningspolitik" (Abrahamsson et al 1983). Undersökningsområdet är Arjeplogs och Arvidsjaurs kommuner. De ska utgöra representanter för norrlands inland, för vilket projektets resultat är avsedda att gälla.

I ett skede av projektets arbete använde man sig av den systemanalytiska arbetsmetoden "adaptive environmental impact assessment" (AEAM). Arbetsmetodens syfte är att hjälpa till att lösa miljöproblem i vid bemärkelse (IIASA 1979). AEAM har sedan 1974 fram till 1978 tillämpats på ett trettiotal (IIASA 1979) och sedan 1978 på över sextio olika projekt (Abrahamsson 1983). De flesta projekten har bedrivits i Canada och USA, men även i Argentina, Österrike, Thailand och Venezuela. Många försök har varit framgångsrika och andra inte helt lyckade (op cit.). Utvecklingen av metoden påbörjades 1968 (Holling & Walters 1984) av C.S. Holling och C. Walters med kollegor vid University of British Columbia, Canada och vid IIASA i Wien (Abrahamsson 1983). Metoden är enligt Molander (1981) tydligt beslutsfattarorienterad. Några miljöproblem som AEAM-metoden tillämpats på är:

- konflikter mellan turistanläggningar, jordförstöring och jordbruk i den alpina byn Obergurgl i Österrike
- konflikter mellan sportfiske och yrkesfiske av lax i Georgia strait i Canada
- problem med skadegörare på barrträd i provinsen New Brunswick i Canada

- forskningsbehov om surt nedfall, Michigan
- våtmarksbevarande och skydd i North Dakota
- utveckling av mångbruksmodell för skog i sydöstra Alaska

#### 9.2.1 AEAM tillämpad på markanvändning norr

Adaptive environmental assessment and management beskrivs av Abrahamsson et al (1983) som en samling begrepp, metoder och procedurer avsedda för att skapa "kreativ resursförvaltning" och policy alternativ. Centrala begrepp är "adaptive management", systemanalys och "workshops". I Abrahamsson et al (1983) beskrivs begreppen så här:

- Med "adaptive management" menas att man i planeringen av tillväggångsätt och resursförvaltning accepterar osäkerhet. Det ska finnas möjlighet att anpassa sig till oväntade händelser
- Systemanalys är en övergripande benämning för en samling kvantitativa och kvalitativa metoder som används för att karakterisera, efterlikna och förenkla
- "Workshops" (på sv. ung. studieverkstad eller arbetsseminarium) används om ett forum för kommunikation och gemensam problemlösning. Genom intensiva "brain-storming"-sessioner skapas och används simuleringsmodeller som viktigt instrument.

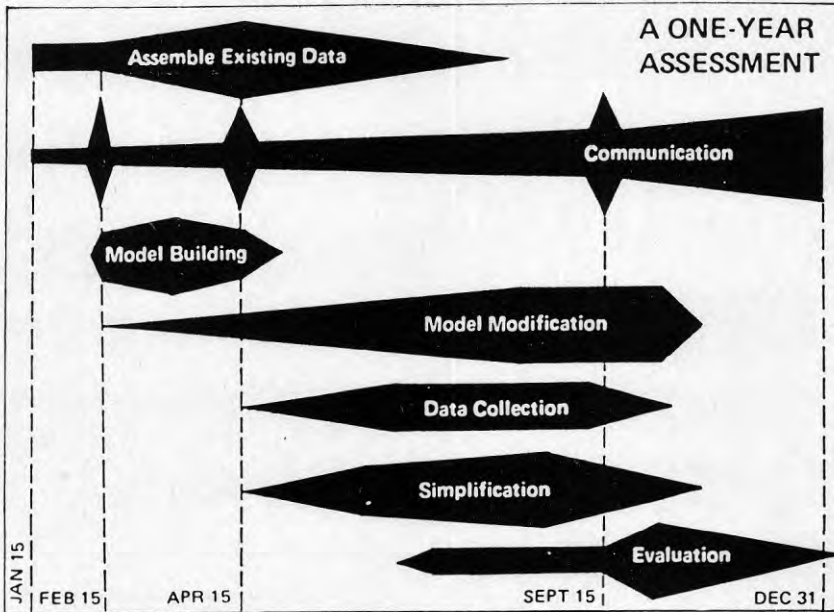
Viktiga kännetecken för AEAM-metoden är följande (Abrahamsson et al 1983):

1. Kunskap om ekologi och miljö är förenade med ekonomiska och sociala intressen redan i början av en strategisk analys, i stället för på slutet av modellprocessen;
2. emedan kopplade resurs/sociala system är dynamiska och inte statiska och lineära, har man valt en teknik med simuleringsmodeller, kvalitativ modellering och taktikplanering och utvärdering för att åskådliggöra dessa fenomen;
3. forskare, handläggare och beslutsfattare är inblandade och påverkar varandra från början och under hela processen av syntes, analys och planering, så att inläring blir en lika viktig del av projektet som problemlösningen;
4. styrning, planering och förståelse är i händerna på dem från regionen som analyserar, utväljer och senare skall vara beroende av resultatet, i stället för att skötas av en fristående grupp analytiker som saknar kunskap om behoven och senare inte behöver ta ansvar;
5. fastän förutsägelser kan förbättras ligger en osäkerhet om det oväntade i varje modellframtid. Därför går taktiken ut på att undersöka såväl möjligheter som fällor, och även tillfredsställa omedelbara social behov."

I punkt 2 ovan nämns simuleringsmodeller som ett analysinstrument. Holling (1978) säger att valet av analysteknik naturligtvis sker

efter det aktuella problemets karaktär. Man har t ex också använt sig av s k Leopoldmatriser där förutsägelser kan göras endast med hjälp av fackkunskap och intuition (Leopoldmatriser och besläktade analysinstrument beskrivs i kapitel 8 i denna publikation).

I figur 18 visas ett exempel på hur metodens olika faser kan fördela sig över ett år. Inom markanvändning norr påbörjades AEAM-processen



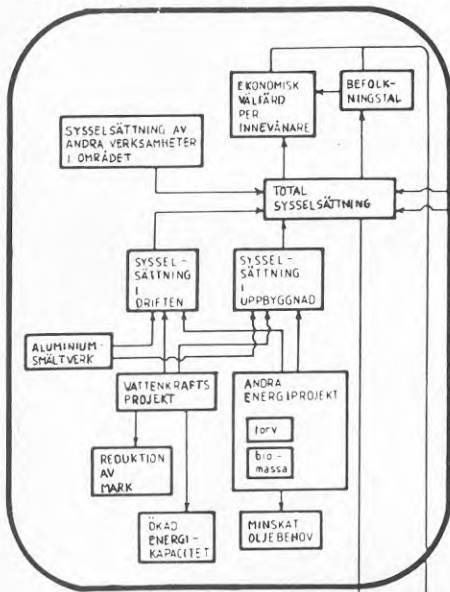
Figur 18. Exempel på hur AEAM-metodens olika faser kan fördela sig över ett år. Från International institute of applied systems analysis 1979.

med att projektet presenterades för IIASA föreståndaren Holling. Arbetet fortsatte sedan med en förberedande session i Wien, en enveckas workshop och senare föreslogs en avslutande workshop efter ytterligare några månader (Abrahamsson et al 1983).

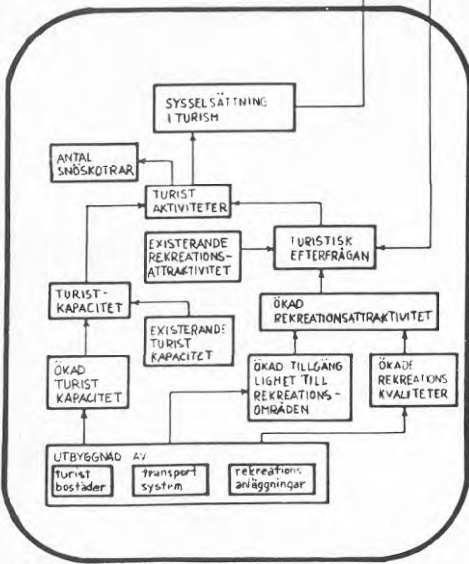
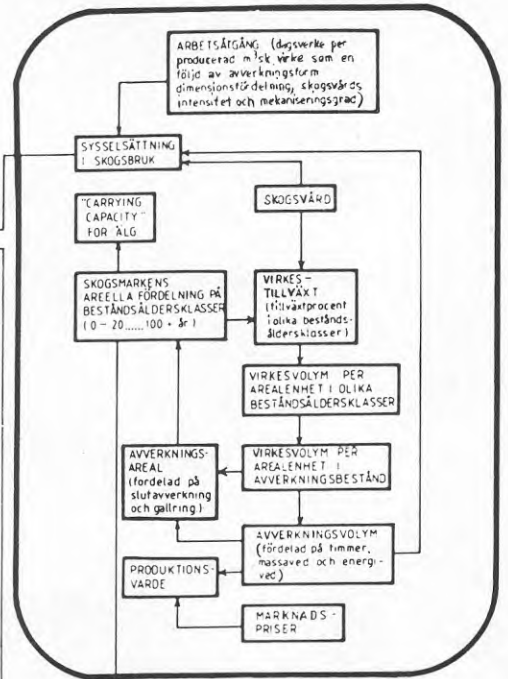
I Abrahamsson et al (1983) beskrivs den workshop då 30 deltagare under en vecka stötte och blötte problem kring ekonomi, rennärning, turism, skogsbruk m m som behandlas inom markanvändning norr-projektet. Deltagare var bl a renskötare, tjänstemän från kommun och län, politiker, forskare och modelleringsexperter från IIASA. Genom diskussioner och arbete i stor- och smågrupper skapades en konceptuell och matematisk modell (se figur 19) över fyra norrländska kommuner: Arvidsjaur, Arjeplog, Älvsbyn och Piteå. Tidshorisonten för arbetet och modellsimuleringarna var 60 år. Genom modellen kunde man pröva olika markanvändningars påverkan på delsystemen ekonomi, skogsbruk, turism och renskötsel (se figur 20). Erfarenheterna från veckan och rapporten som följde beskriver Abrahamsson et al (1983) så här:

"Denna rapport beskriver ett steg i arbetet med att knyta samman olika delar av markanvändning-norr-problematiken. I föregående avsnitt torde ha framgått att den modell som konstruerades under workshopen är ofullständig. Beträffande enskilda delar av problem-

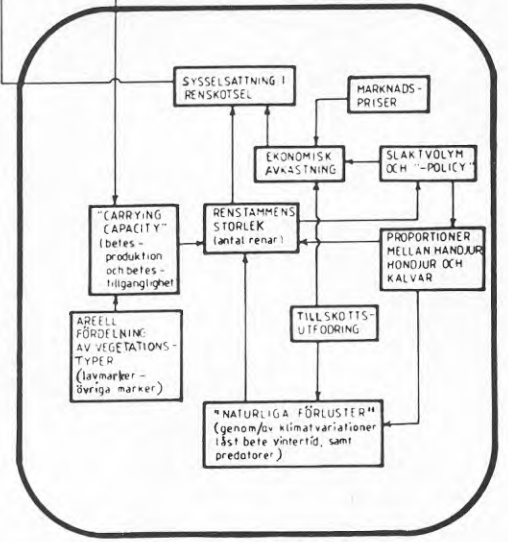
EKONOMI • ENERGI •  
SYSSELSÄTTNING • BEFOLKNING



SKOGSBRUK



TURISM



RENSKOTSEL

Figur 19. Modellstrukturen. Markanvändning norr. Från Abrahamsson et al (1983).

Figur 20. Exempel på simuleringsresultat från modellen som användes under arbetsseminariet i projektet Markanvändning norr. Från Abrahamsson et al (1983).

TECKENFÖRKLARING:

Skogsbruk:

- areell omfattning av skog 100 år gammal eller äldre i kommunerna Arjeplog/Arvidsjaur respektive Älvsbyn/Piteå
- areell omfattning av beståndsåldersklassen 0–20 år i kommunerna Arjeplog/Arvidsjaur respektive Älvsbyn/Piteå
- älgpopulation

Renskötsel:

- carrying capacity\* för ren
- renstammens storlek
- sysselsättning inom renskötseln
- slaktuttag
- ..... stödutfodring (finns endast i det sista av de scenariorna som skall visas)

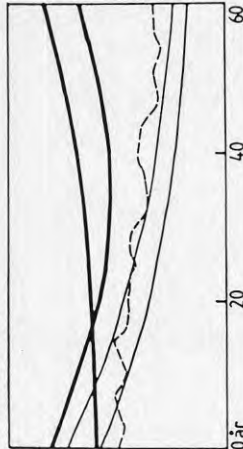
Turism:

- antal snöskotrar
- sysselsättning inom turism
- antal gästnätter, d.v.s. ett mått på omfattningen av sådan turism som ger ett ekonomiskt utbyte för området

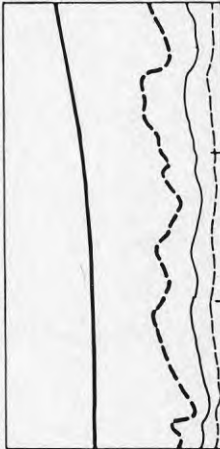
Ekonomi:

- total sysselsättning i området
- befolkningstal
- »ny» sysselsättning, d.v.s. nettoförändring i sysselsättningen som en följd av förändringar i våra fyra verksamheter
- ..... renskötselns ekonomiska avkastning (framskriven i ekonomibilden för att undvika att renskötselbilden blir för gytrig).

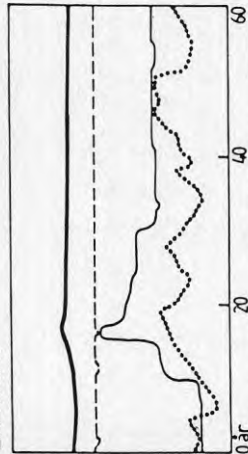
SKOGSBRUK



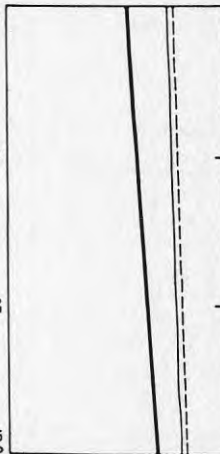
RENSKÖTSEL



EKONOMI

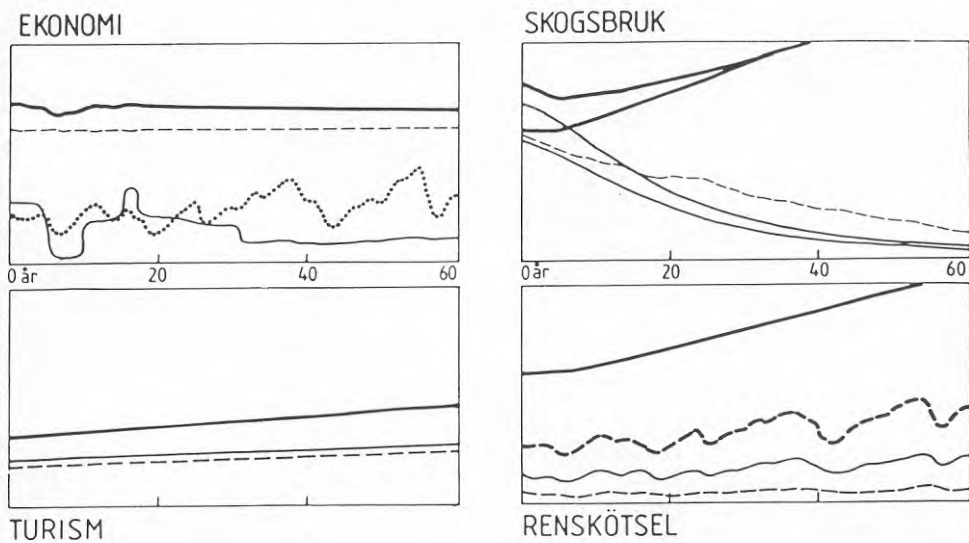


TURISM

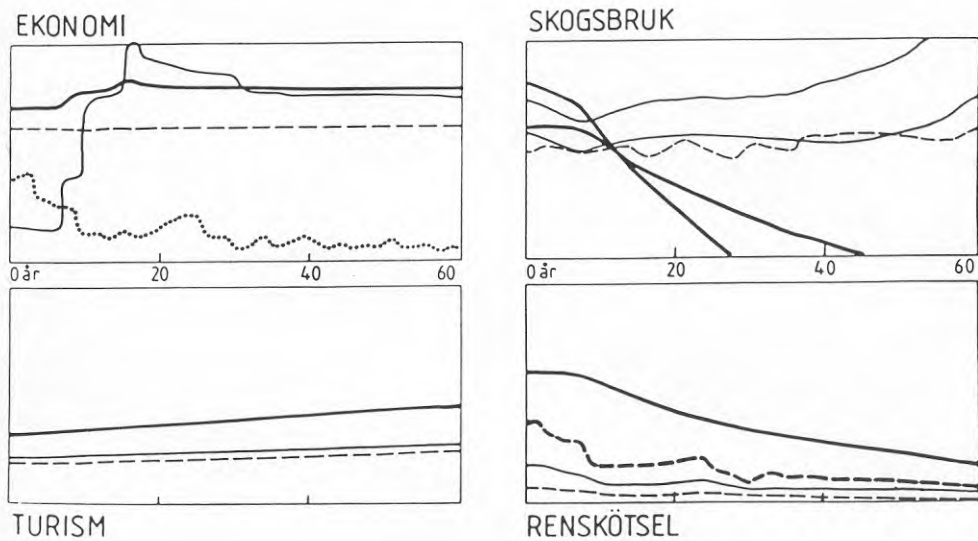


Figur 20a. Basscenario.

Figur 20b. Inget skogsbruk efter år 6.



Figur 20c. Tredubblat virkesuttag efter 8 år.



komplexet, kan man konstatera att tidigare forskningsinsatser inom projektet i många fall beskriver samband på ett mycket mer uttömmande sätt än vad modellen gör. Modellarbetet har alltså inte tillfört något nytt när det gäller detaljkunskap. Snarare var det ju så under workshopen att såväl forskare, som näringsföreträdare och andra upplevde det frustrerande, när deras specialkunskaper inte till fullo "rymdes i datorn". Vad modellarbetet däremot tillfört är en ökad insikt hos många workshopdeltagare om det egna specialområdets position i en större helhet, eller annorlunda uttryckt, en ökad insikt om att man vanligen betraktar problemen mycket snävt."

Abrahamssons et al (1983) summering av den en vecka långa workshopen är att med tidigare forskningsresultat, kompletterande datainsamling, modellen och ytterligare en workshop så kommer man troligen att kunna åstadkomma en simuleringsmodell som kan vara av nytta i planeringen av markanvändningen.

### 9.3 Ekonomisk utveckling och markanvändning i Skåne

I forskningsprojektet "Ekonomisk utveckling och markanvändning i Skåne" har svenska forskare, Sydvästra skånes kommunalförbund (SSK), regionplanekontoret i Stockholm och forskare från IIASA utfört en "systemanalytisk studie för regional fysisk planering" (Snickars m fl 1983). Snickars m fl (1983) utgör slutrapporten från projektet. Beskrivningen här grundar sig helt på den om inget annat anges. Projektet finns också beskrivet i Molander (1981). Han säger att projektet är en vidareutveckling av det s k TRANSLOK-projektet. Det påbörjades 1971 som ett samarbete mellan samhällsplaneringsgruppen vid matematiska institutionen vid KTH och planeringsmyndigheterna i Stockholmsregionen.

Studien i Sydvästra Skåne ingår i en serie försök som IIASA bedriver för, att tillämpa systemanalytiska metoder på regionplaneringsproblem i regioner med varierande strukturer, resurser och samhällsorganisation. I den skånska fallstudien lades undersökningens tonvikt på markanvändningskonflikter mellan jordbruk och andra ekonomiska aktiviteter. Man har också studerat hur den ekonomiska utvecklingen och markanvändningen i såväl jordbruks- och tätortsområden påverkar vattenförsörjningen i Skåne.

Genom forskningsarbetet har man velat föra fram:

- en helhetssyn på Skånes och SSK-områdets utveckling med större vikt på analys av samband än vid lokala förhållanden;
- att planeringens tyngdpunkt flyttas från markreservationer till strategier för markplanering under osäkerhet;
- användningen av ett datorsystem varmed planerare kan utforma och värdera fysiska planer.

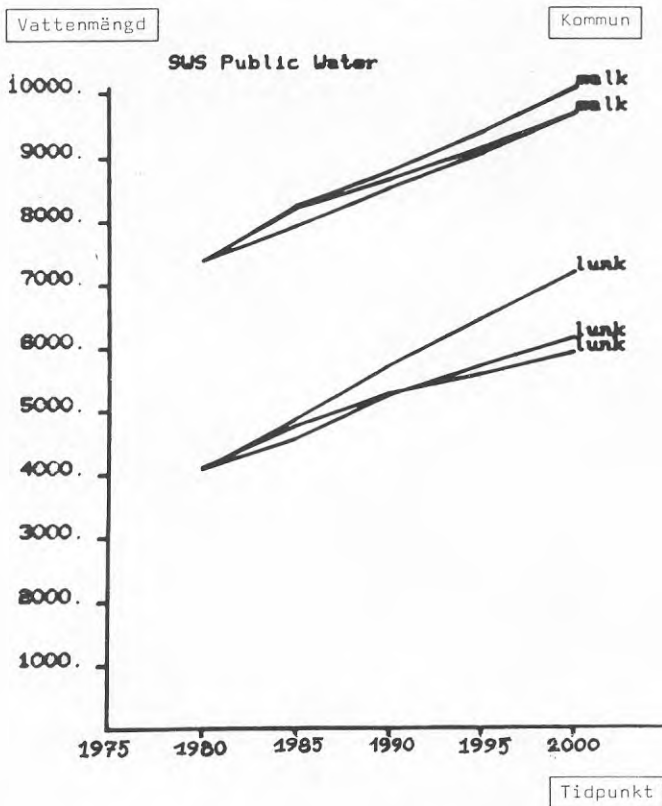
Om man i projektet lyckats få fram bättre redskap för den regionala planeringen, kan inte avgöras förrän efter en längre tids praktisk användning säger Snickars m fl. Man vill också i första hand peka på metoder och synsätt snarare än konkreta planförslag och analyser av dessa. Enligt SSK:s förord har projektet fått stor uppmärksamhet bland berörda politiker.

Snickars med fl (1983) beskriver projektet så här:

"Den skånska fallstudien vill inte bara bidra med nya metoder att tackla fysiska planeringsproblem. Vi vill också påvisa hur systemanalytiska metoder kan öka de existerande planeringsmetodernas effektivitet. Många kommunala och regionala beslutsfattare har accepterat datoreknologin som ett hjälpmedel för att lagra, analysera och presentera statistiska data. Vårt projekt är ett exempel på hur användningen av matematiska modeller, datorsystem och databaser kan effektivisera planeringsverksamheten. Detta sker genom att intresset och kravet på resursinsatser överföres från manuell datainsamling och planutformning till datorbaserad. Endast om regionplanerare och beslutsfattare förstår detta syfte med projektet och accepterar de investeringar i ny utredningsteknik, som därmed blir nödvändiga, har de dragit långsiktig nytta av vårt arbete."

Verktygen i arbetet är demografiska och ekonomiska planerings- och prognosmodeller med tillhörande databaser. För att ta del av detaljer om dessa och övriga delar av projektet hänvisas till Snickars m fl (1983) och tillhörande publikationslista.

Figur 21 visar hur resultaten kan se ut från det modellsystem, som använts inom projektet för prognoser av t ex vattnefterfrågan.



Figur 21. Prognoser för vattnefterfrågan. Detta är ett exempel på modellresultat och visar den offentliga sektorns efterfrågan på vatten i Malmö och Lund 1980 - 2000. Från Snickars m fl (1983).



## 10 NATURRESURS- OCH MILJÖEKONOMI

I svensk ekonomisk litteratur som jag tagit del av, där begreppet miljöekonomi används (Eriksson 1979, Kumm 1979, SOU 1978:43, Sveriges lantbruksuniv. 1985) har jag inte funnit någon definition av begreppet. Avsaknaden av definition verkar dock inte vara något problem i praktiken. Naturresursekonomi är ett annat begrepp som används av bl a Drake (1985). Han säger: "Om ekonomi är hushållning med knappa resurser för alternativa mål, bör naturresursekonomin ge oss mänskliga svar på hur vi bör utnyttja de begränsade naturresurserna för att på bästa sätt tillfredsställa våra behov".

Forskning om samband mellan naturresursanvändning och samhällsekonomi är ett tvärvetenskapligt område och kräver insatser från olika kunskapsfält. Ekonomer och naturvetenskapliga miljöforskare (biologer, ekologer, hydrologer m fl) har av nödvändighet (många ser tvärvetenskapligheten som en förutsättning för lösningen av miljöproblem) börjat intressera sig för varandras intresseområden. Ekonomer har börjat skriva om ekologiska frågor och intresserar sig för hur och om naturen "passar in" i ekonomiska teorier. Ekologerna intresserar sig t ex för ekonomernas metoder för värdering av natur med bl a cost-benefitanalyser. Kapitlet här om miljöekonomi är exempel på det senare. Som ekolog känner jag nödvändigheten av att i en litteraturstudie med ämnet naturresursplanering ta upp miljöekonomi. Syftet är dels att för biologer/ekologer i gemen visa på vilka viktiga och för miljövården avgörande frågor som vissa ekonomer arbetar med och dels att visa på det fruktbara i en dialog mellan forskare och planerare inom områdena ekonomi, miljövård och naturresurser. För ett litet fåtal forskare och planerare är dialogen en självklarhet men den är det inte för flertalet.

Framställningen i detta kapitel, vill jag också säga, präglas av ekologens okunnighet om "finesserna" i miljöekonomisk forskning. Men det är kanske ingen allvarlig brist med det syfte som här framförts.

Kapitlet är indelat i 3 avsnitt som avspeglar det jag uppfattar som tydligt skilda ansatser inom den ekonomiska litteratur som här behandlats.

Avsnitt 10.1 behandlar den forskning som jag tror följer de mer traditionella ekonomiska synsätten. Institutionell ekonomi och positionsanalys, som i miljöekonomiska sammanhang avviker i sina ansatser och definitioner av begreppet ekonomi, är exempel på alternativ till traditionell cost-benefitanalys och beskrivs i avsnitt 10.2. Kapitlet avslutas med en beskrivning av hur s k input-output-och optimeringsanalys kan användas för att beskriva relationen mellan miljöfrågor och samhällets penningekonomi. Den som är insatt i ekonomisk forskning som helhet kan naturligtvis finna mer övergripande och för ekonomin mer relevanta indelningar än den här presenterade.

Energi som ett alternativt mått på värdet av resurser och flöden tas upp i ett eget kapitel (11).

### 10.1 Cost-benefitanalys

Föroreningar som släpps ut i mark, luft och vatten och t ex exploatering av lekplatser för fisk, renbetesmark och friluftsområden är

exempel på aktiviteter där den negativa effekten av verksamheten (förgiftning, ianspråkstagande av mark som använts av den lokala befolkningen eller faunan i området) inte drabbar det företag eller enhet som står för aktiviteten. Ekonomerna använder begreppet "externa effekter" för att beteckna detta. Mattsson (1979) säger:

"Externa effekter är sådana som påverkar andra enheter än dem som åstadkommit effekterna. Om ett företag släpper ut sitt avloppsvatten orenat i en älv kan detta påverka ett annat företag som ligger nedströms och använder vatten i sin produktion. Den stora mängden svaveldioxid i utsläpp från industrier och från oljeförbränning i bostäder leder till att sjöar blir sura och att fisk dör, jordbruket måste öka sin kalkning, skogen växer sämre etc. Ovanstående är exempel på negativa externa effekter, vilka innebär att kostnaderna för samhället överstiger dem som företaget uppfattar som relevanta. Företageekonomiskt kan verksamheten te sig lönsam medan den däremot från samhällsekonomisk synpunkt är olönsam, dvs förekomsten av negativa externa effekter (t ex miljöeffekter) kan leda till fall 3 i ... ovan."

Cost-benefitanalys (kostnads-nyttoanalys) är en metod att uppskatta lönsamheten ur samhällsekonomisk synpunkt. En sådan samhällsekonomisk kalkyl vill mäta effekterna för alla individer (Mattsson 1979). Det samhällsekonomiska perspektivet i detta fall är medborgarnas. Både i Mattsson (1979) och i Bohm (1978) påpekas att samhällsekonomiska kalkyler inte är detsamma som verkningar på och kalkyler för den offentliga sektorn och staten. Målet med CB-analysen, enligt Mattsson (1979) är att uttrycka fördelar och kostnader för samhället i en enda mätskala, vilket vanligtvis är pengar. I praktiskt genomförda kalkyler kommer man oftast inte så långt av olika orsaker. Vissa saker kan man (ännu) inte på ett tillfredsställande sätt översätta i pengar och det händer att resurserna inte är tillräckliga för att slutföra värderingen (Mattsson 1979).

Bohm (1978) presenterar den samhällsekonomiska kalkylen som ett "praktiskt politiskt hjälpmedel". Han säger vidare att utgångspunkten för den samhällsekonomiska synen "är att beslutsfattande organ inom den offentliga sektorn antas bry sig om vad en åtgärd betyder för medborgarna i samhället". I sin bok ser Bohm (op. cit) samhällsekonomiska bedömningar som "en prövning av i vilken utsträckning olika handlingsalternativ uppfyller samhällets mål". Mattsson (1979) ser att samhällsekonomiska lönsamhetskalkyler i svensk blandekonomi kan tjäna två syften:

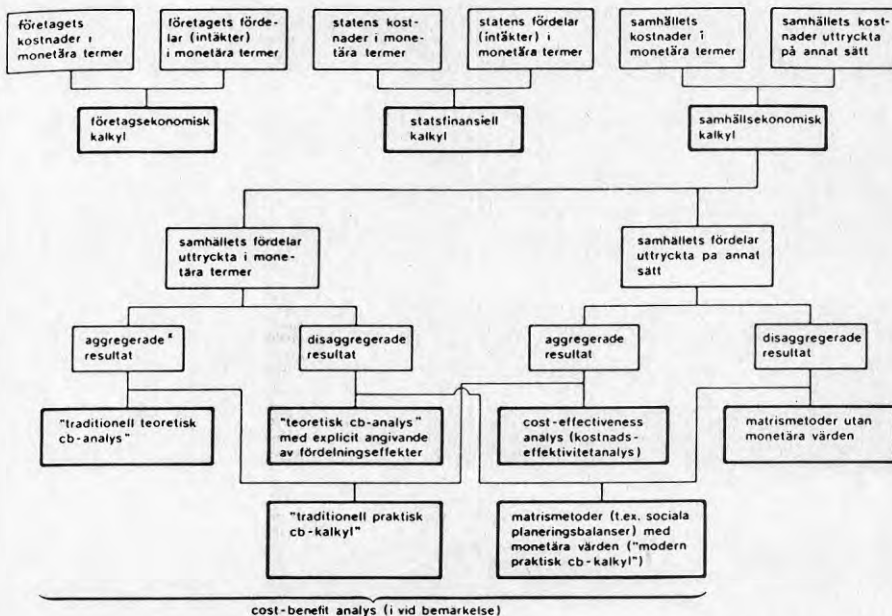
1. Avgöra om och hur (genom skatter, avgifter, regleringar, subventioner m m) man skall påverka det decentraliserade beslutssystemet där beslut fattas mot bakgrund av företags- och privatekonomiska kalkyler.
2. För den del av ekonomin som styrs via centrala beslut kan kalkylen tjäna som underlag för beslut.

Kumm (1979) beskriver cost-benefitanalysen så här (han bygger sin beskrivning på Bohm 1972):

"Företageekonomiska kalkyler visar åtgärdernas samhälleekonomiska lönsamhet endast i en perfekt marknadsekonomi utan externa effekter och kollektiva varor. I verkligheten förekommer en rad olika externaliteter och kollektiva varor. Företageekonomiska kalkyler ger därför ofta en felaktig bild av projektets samhällsekonomiska

lönsamhet. Cost-benefitanalysen (Cba) syftar till att även beakta externaliteter m fl imperfektioner samt kollektiva varor."

I figur 22 visas hur Mattsson (1979) systematiserat olika typer av samhällsekonomiska utvärderingsmetoder där även cost-benefitanalys av olika varianter ingår. Mattsson (1979) säger att han har en vid definition av cb-analys: "kalkyler av samhällets kostnader och fördelar, som innebär ett försök att uttrycka dessa i monetära termer". Ett krav är också att beräkningen av samhällets kostnader och fördelar skall bestämmas genom alterantivkostnadsresonemang och att fördelarna skall bestämmas utifrån berörda individers summerade betalningsviljighet. Med den definitionen ingår även Lichfields "planning balancesheet (matrismetod), Hill's "Goals achievement matrix" (matrismetod) och positionsanalys i CB-analys. Alla tre metoderna har utvecklat med utgångspunkt i den kritik som riktats mot traditionell CB-analys. De alternativa metoderna behandlas senare i kapitel 10. Mattsson (1979) gör en utvärdering av olika cb-metoder utifrån vissa värderingskriterier, där bl a dessa tre metoder ingår.



\* med aggregering avses här en transformering av antalet påverkade enheter till en enda (= samhället)

Figur 22. Ett försök till systematisering av olika utvärderingsmodeller. Från Mattsson 1979.

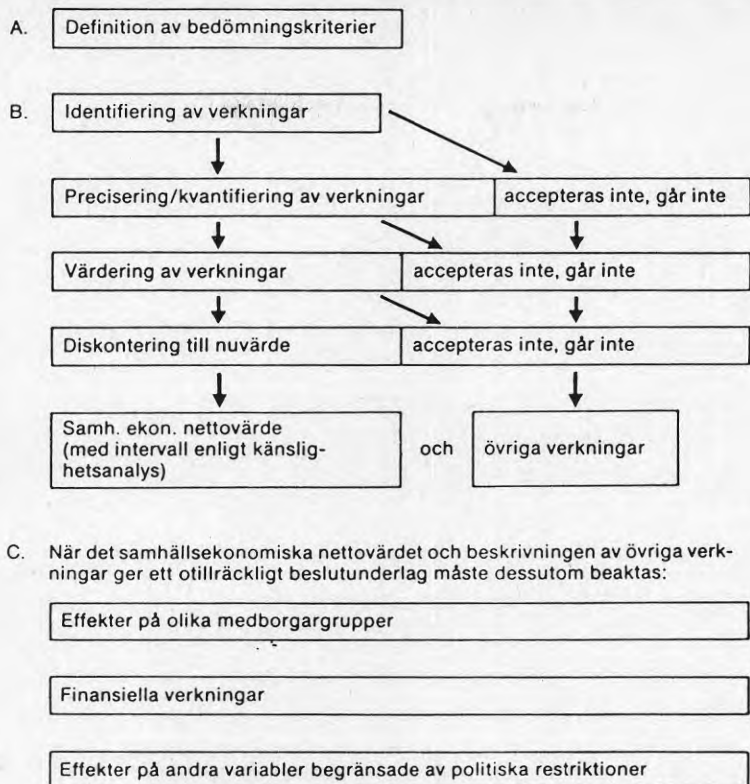
### 10.1.2 Värdepremisser, genomförande och tillämpningar

Det är tre värdepremisser som cost-benefitanalysen (åtminstone den traditionella) utgår ifrån (Mattsson 1979):

1. Alla medborgare - idag och i framtiden- räknas  
Skulle vi inte räkna framtida individers preferenser skulle projekt med effekter långt fram i tiden endast värderas utifrån vilka kostnader och fördelar det nu levande kollektivet kommer att få. Tilläggsisolering av hus kan ju innebära att såväl barn som barnbarn kan få fördelar i form av låg energiåtgång. (De framtida energibesparingarna anses dock i nuvärde - vid positiv diskontersringsränta - inte lika mycket värda.)
2. Individerna är de bästa bedömarna av sin egen välfärd  
Är en individ beredd att betala 5 kr för att komma en halvtimme fortare hem från jobbet accepterar vi alltså i en cb-kalkyl denna värdering. Om och hur vi vid aggregering av individernas betalningsvillighet skall ta hänsyn till att denna påverkas av inkomsten behandlas i kapitel 12 (I Mattsson 1979). Vad vi däremot inte behöver acceptera är individernas beslutsunderlag. Vi kan t ex hävda att individen i sitt beslut inte tar hänsyn till att den nya vägen innebär att barn får längre till sina lekskolor. Med andra ord: konsumentsoveränitet innebär inte att vi alltid kan acceptera individens sätt att definiera fördelar och kostnader. Vi kan t ex hävda att individen bortser från effekter i form av försämrad miljö, ökad trängsel för andra etc. när han ger sig ut i trafiken. Konsumentsoveränitet innebär endast att när vi har beslutsunderlag som i vissa delar återger effekter som är relevanta såväl för den enskilda individen som för alla individer (samhället) accepterar vi individens värdering av dessa poster.
3. Individernas preferenser mäts genom betalningsvillighet  
Allt som individerna är beredda att betala för har således ett värde i en cb-kalkyl oberoende av om ett marknadspris existerar eller ej. Man kan således inte säga att markkostnader, kostnader för maskiner och arbetskraft vid ett vägbygge är "ekonomiska" poster som skall med i en cb-kalkyl till skillnad från t ex vägens effekter på landskapsbilden som skulle vara en "icke ekonomisk" faktor och således utan relevans i en cost-benefitkalkyl. Det avgörande är inte om det existerar ett pris eller ej. Det som är bestämmande för om en faktor har relevans i en cb-kalkyl är om individerna är villiga att betala något för att kunna njuta av t ex naturupplevelser (att sådana poster kan vara svåra att beräkna är en sak, som inte får vara avgörande för den principiella inriktningen).

Metoden att räkna "röster" i cb-kalkyler och vid politiska beslut skiljer dels beroende på att man i cb-kalkylen försöker mäta styrkan i individernas preferenser, dels på att man i cb-kalkylen inte har något krav på ålder (t ex minst 18 år) för att man skall få "rösta". En femåring som får längre väg till lekskolan på grund av en ny väg är således lika relevant som en 55-åring som kan köra fortare på den nya vägen vid cb-kalkyl av ett sådant trafikprojekt.

Dessa värdepremisser utgör grunden i cb-analysen. En schematiserad bild av de olika genomförandestegen i en samhällsekonomisk bedömning visas i figur 23. Bohm (1978) säger att den primära uppgiften för den samhällsekonomiska bedömningen (oberoende av vilken åtgärd som ska



Figur 23. Den samhällesekonomiska bedömningens olika steg. Från Bohm (1978).

bedömas) är att identifiera och kartlägga alla verkningar som direkt eller indirekt betyder någor för medborgarna. Dessa redovisas sedan som separata kostnads- och intäktsposter (negativa och positiva verkningar). I ett andra steg beskrivs verkningarnas sannolika kvantitativa storlek i för varje faktor lämplig form (vikt, volym, antal, frekvens, egenskap). Dessa poster översätts sedan, så långt möjligt, i en och samma måttenhet (pengar vanligtvis). Till slut görs på lämpligt vis en eller flera sammanvägningar (aggregering) av de olika posterna. Resultatet blir vanligtvis en redovisning där vissa effekter (positiva och negativa) har kunnat värderas samhällesekonomiskt och även vägts samman. Andra effekter har bara delvis kunnat ekonomiskt uppskattas och ytterligare några effekter har endast kvantifierats i fysiska termer eller kanske bara identifierats som plus- eller minusposter.

För en mer fyllig redovisning av cb-analysens olika steg hänvisas till t ex Mattsson (1979) och Bohm (1978) eller Nijkamp (1977) som behandlar cb-analys speciellt ur ett miljöekonomiskt perspektiv.

Redan i mitten på 1800-talet lades grunden till cb-analysens utveckling, men det var först på 1930-talet i USA som den moderna cba växer fram (Mattsson 1979). På 1950-talet utvecklades i USA analysen att användas för olika vattenprojekt (op cit.). Från 60-talet och framåt

har cb-analysen använts inom flera olika områden (Mattsson 1979), t ex för samhällsbedömning av:

- lokaliseringen av nya flygplatser (USA, Europa, Sydamerika), kanaler, hamnanläggningar och pipelines,
- utbildningsprojekt,
- hälso- och sjukvårdsproblem,
- sociala önskvärdheten i U-länder av industriella projekt,
- vattenprojekt (kraftverk och dammar),
- energisparåtgärder,
- miljöprojekt (t ex vilka insatser som bör göras för att minska föroreningar).

Ett exempel på svenskt utvecklingsarbete av cb-analys för miljöfrågor är t ex Bojö's (1985) arbete med kostnads-nyttöanalys av fjällnära skogar, och deras användning för enbart skogsbruk eller för rennärning, turism m m. Ett exempel från USA är Fisher's (1984) förslag till utvidgad cb-analys för att visa hur metoden indirekt kan omfatta värdering av utrotandet av arter genom att direkt värdera förlusten av habitat (livsutrymme) för växter och djur.

Freeman (1984) anser att ekonomer på det teoretiska planet, vet hur värdet av de flesta negativa ekologiska effekter kan bestämmas. Ofta är problemet att data av olika former saknas, men Freeman påpekar att detta inte är ett problem att lösa för vetenskapen ekonomi. Dock pekar han på några ekologiska effekter som inte passar in i den nuvarande ekonomiska teoriramen och därför utgör en utmaning av de rådande konceptuella och metodmässiga grunderna i ekonomisk analys. Frågor som behöver forskning är följande (Freeman 1984):

- 1) "How to value subtle effects on human physical health and activity due to exposure to chemicals - behavioral and development changes, and genetic changes?"
- 2) To what extent do ecologically safe and aesthetically pleasing environments contribute to human health through reduction in stress and anxiety?"
- 3) Is there an economic basis for imputing values to ecological changes that have no known or detectable link to human activities or economic productivity?"
- 4) How can the concepts of non-user values and option values be sharpened and refined to provide operational definitions which are susceptible to empirical measurement?"

#### 10.1.2 Positivt och negativt om cost-benefitanalys

Cost-benefitanalys är en omdebatterad värderingsmetod. Några av de positiva och negativa uttalanden som följts om metoden ska här refereras. Se även avsnitt 10.2 om alternativa metoder.

Positivt om cost-benefitanalys:

A) Cb-analys innebär ett försök att precisera och klarlägga värderingsprinciper för och värderingar av effekter (Bohm 1978). Detta görs ofta underförstått/implicit, t ex den indirekta värdering som sker av människoliv när olika stora summor satsas på skydd för fotgängare och bilister (bommar, signaler, ingenting) vid ej planskilda väg/järnvägs korsningar.

B) Cb-analys försöker förenkla dimensionerna hos ett beslutsproblem (Bohm 1978).

C) Cb-analys grundas på en etablerad värdeteori som har skärskådats och debatterats av många ekonomer under dess långa utveckling och dess teoretiska och operationella brister har justerats (McAllister 1980).

D) Den försöker spegla värderingar hos alla människor och inte bara hos ett utvalt fåtal såtillvida dessa värderingar kommer fram genom människors beteende på marknaden (McAllister 1980).

E) I metoden används påverkansformer och måttenheter som förstås av beslutsfattare och de flesta medborgare (McAllister 1980).

F) Litteraturen om cba är omfattande och täcker ett stort antal värderingsproblem som utgör en värdefull resurs för dem som arbetar med värderingsproblem (McAllister 1980).

Kritiken av cba riktar sig mot dels den nationalekonomiska teori som är grunden för cba och dels mot olika "tekniska" frågor vid själva genomförandet av analysen. Däremot ifrågasätts inte (i den litteratur jag tagit del av) den samhällsekonomiska bedömningen som idé. För att förstå en del av kritiken mot cba behövs kunskaper om nationalekonomisk teori. Eftersom utrymme saknas att återge denna här är urvalet av kritik sådant att den ska förstås utan sådana kunskaper. McAllister (1980) har sammanfattat en del av kritiken.

Negativt om cost-benefitanalys:

A) Cb-analys tar inte hänsyn till att olika människor har olika möjligheter att betala när man använder sig av betalningsvillighet som mått på individers preferenser (McAllister 1980).

B) Att diskontera framtida kostnader och fördelar skapar allvarliga jämlikhetsproblem mellan generationer, och medför att man i praktiken inte tar hänsyn till långsiktig miljöförstöring och resursuttömning (McAllister 1980).

C) Cb-analys-tekniken är ofta så komplicerad att politiker och medborgare inte kan tränga in i värderingens olika steg (McAllister 1980). Cba är tveksam ur demokratisk synpunkt (Söderbaum 1975).

D) Den helhetssyn som förespråkas inom nationalekonomin blir i praktiken för snäv (Söderbaum 1975). Cb-analys utförs vanligen av ekonomer som tenderar att se och vara mer känsliga för penningmässiga än icke penningmässiga effekter, vilket medför att cba-värderingar ofta inte är tillräckligt uppmärksamma på värderingar av icke monetära effekter (McAllister 1980).

I Mattsson (1979) och Bohm (1978) diskuteras kritiken av cb-analysen

och eventuella möjligheter att komma förbi den. I följande avsnitt (10.2) beskrivs tre metoder som skapats för att på olika sätt komma förbi brister i den traditionella cb-analysen.

## 10.2 Alternativ till traditionell cost-benefitanalys

Tre alternativa metoder till traditionell cb-analys kommer att presenteras, Lichfield's "planning balance sheet" (PBS), Hill's "goals achievement matrix" (GAM) och Söderbaums positionsanalys. Både PBS och GAM är metoder som försöker komma förbi vissa svagheter i traditionell cb-analys dock utan att ifrågasätta cb-analysens grunder. Positionsanalysen grundar sig däremot på en alternativ ekonomisk teori, s k institutionell ekonomi. Alla tre metoderna är väl dokumenterade. För dokumentation om PBS och GAM se bl a litteraturlistan om dessa i McAllister 1980. Dessa två metoder är diskuterade och refererade i bl a Carlegrim 1970, Lichfield et al 1975, Lind 1978, McAllister 1980, Nichols & Hyman 1982, Sundström 1984. Litteraturen om positionsanalys behandlas närmare i avsnitt 10.2.3.

### 10.2.1 Planning balance sheet

Planning balance sheet-metoden (PBS) började utvecklas på 1950-talet av den engelske ekonomen Lichfield. Den har tillämpats av honom på bl a stadsplaner och regionala planer sedan början på 1960-talet (Lichfield et al 1975). PBS utvecklades från s k "social cost-benefit analysis" (op cit.) och delar den traditionella cb-analysens grundläggande teorier och metoder (McAllister 1980). Enligt Lichfield et al (1975) och McAllister (1980) skiljer sig PBS från cb-analys på två sätt: För det första, att man tar fram detaljerad information om fördelningen av kostnader och fördelar mellan olika grupper av människor som påverkas av t ex en föreslagen plan. För det andra, att man tar med sådana effekter som inte kan mätas, genom symboler som förs upp i tabeller tillsammans med effekter som kunnat värderas i pengar.

PBS ger inte möjlighet att sammanväga kostnader och fördelar till en slutsumma utan sammanvägningen får göras av beslutsfattaren (Carlegrim 1970), vilket också är avsikten med metoden.

Planning balance sheet-proceduren går i korthet till enligt följande (Lichfield et al 1975, McAllister 1980): Den första uppgiften är att lista alla olika grupper som har betydelse för att driva och genomföra de projekt som är under utvärdering (se tabell 7). Dessa grupper kallas producenter. Varje producent paras, så långt möjligt, ihop med lämpliga individgrupper som kommer att konsumera de varor och tjänster som genereras av projekten. Varje tänkt par av konsumenter och producenter tänker man sig vara inblandad i en verklig eller tänkt "transaktion". Det är då inte bara transaktioner av varor och tjänster som utväxlas på en marknad. De tänkta transaktionerna inkluderar t ex försämrad utsikt för hyresevärdar, orsakade av dem som bygger en motorväg. Konsumenter, producenter och deras transaktioner delas sedan in i nya grupper (sektorer, påverkansgrupper) för vilka kostnader och fördelar kan uppstå. Kostnader och fördelar som sedan identifierats och värderats (i pengar, med andra måttenheter eller med värdeomdömen) för olika grupper, förs upp i tabellform (planning balance sheet) enligt tabell 8. Varje planalternativ värderas sedan på detta sätt.



Tabell 7. Exempel på en partsuppdelning enligt PBS. Exemplet är från utvärderingen av planerna för "New-Town" i Petersborough. Från Lind (1978).

PRODUCERS/OPERATORS	CONSUMERS
1.0 <i>THE DEVELOPMENT AGENCY</i>	2.0 <i>THE PUBLIC</i>
	2.2 <i>In Central Areas and Secondary Centres</i>
	2.2.1 New Occupiers
	2.2.2 Users of Central Area Facilities
	2.2.3 Stopping Traffic
	2.2.4 Pedestrians
	2.4 <i>In Principal Residential Areas</i>
	2.4.1 New Occupiers
	2.6 <i>In Principal Industrial Areas</i>
	2.6.1 New Occupiers
	2.6.2 Working Public
	2.8 <i>In Principal Open Space and Recreation Areas</i>
	2.8.1 Users of Regional Open Space
	2.8.2 Users of Country Facilities
	2.10 <i>On Principal Communication System</i>
	2.10.1 Vehicle Users
	2.10.1.1 Regional Traffic
	2.10.1.2 Local Traffic:
	Working
	Business
	Shopping
	Between Areas
	Out of Town
	2.10.2 Public Transport
	2.10.2.1 Internal
	2.10.2.2 External
	2.10.3 Pedestrians
	2.12 <i>Town as a Whole</i>
3.0 <i>CURRENT LANDOWNERS</i>	4.0 <i>CURRENT OCCUPIERS</i>
3.1 Displaced	4.2 Displaced
3.3 Not Displaced	4.4 Not Displaced
5.0 <i>LOCAL AUTHORITIES</i>	6.0 <i>RATEPAYERS</i>

Tabell 8. Exempel på en sammanställning av de "monetära" konsekvenserna av en flygplatslokalisering - uppdelad på sektor.  
Från Lind 1978.

Sector number	Item n <sup>o</sup> . in Table 12.1	Sector and Instrumental Objective	Measure	Differences (£ m.) from Cublington			
				Cublington	Foulness & Luton	Nuthampstead	Thurleigh
<b>PRODUCERS OPERATORS</b>							
1.1		<i>Air and Surface Transport</i>					
		<i>British Airports Authority</i>					
	1 & 2	Airport Construction	£	0	+32	-4	-18
	3	Operating Costs	£	0	-22	-5	-15
1.2		<i>Airline Operators</i>					
	4	Meteorology	£	0	-5	-3	-4
	5	Airspace Movements	£	0	5	31	26
	10	Accident Hazards	£	0	2	0	0
1.3		<i>Highway Authorities</i>					
	8	Capital Costs	£	0	4	4	5
1.4		<i>Public Transport Authority</i>					
	9	Capital Costs	£	0	+23	+9	-3
5.0		<b>DISPLACED OR AFFECTED PRODUCERS</b>					
5.1	11	<i>Defence</i>	£	0	-29	-24	+32
5.2	12	<i>Public Scientific Establishments</i>	£	0	-1	+20	+26
5.3	13	<i>Private Airfields</i>	£	0	-7	+6	+8
5.4	17	<i>Schools, Hospitals &amp; Public Authority Buildings</i>	£	0	-2	+4	+2
5.5	18	<i>Agriculture</i>	£	0	+4	+9	+3
5.6	19	<i>Commerce and Industry</i>	£	0	+2	+1	+2
		Producers: Total:	£	0	+6	+48	+64
<b>CONSUMERS</b>							
2.0		<b>TRAVELLERS AND FREIGHT SHIPPERS</b>					
2.1	6	<i>Passengers</i>					
		(a) On Surface: British residents	£	0	131	28	17
		Foreign residents	£	0	36	7	5
		(b) In the Air (included in 1.2)					
2.2	7	<i>Freight Shippers</i>	£	0	14	5	1
2.3		<i>Other Travellers (included in 2.1)</i>					
6.0		<b>DISPLACED OR AFFECTED CONSUMERS</b>					
6.1	15	<i>Residents Displaced</i>	£	0	-11	-3	-5
6.2	14 & 16	<i>Residents Not Displaced</i>					
		- Noise: 55 NNI+	£	0	0	2	3
		50-55 NNI	£	0	-1	-1	0
		45-50 NNI	£	0	-1	+3	-4
		40-44 NNI	£	0	-1	+19	-5
		35-40 NNI	£	0	-2	+27	0
	20	- Recreation	£	0	-13	-6	-6
8.0		<b>RATEPAYERS, TAXPAYERS AND GENERAL PUBLIC</b>					
		Consumers: Total:	£	0	+152	+81	+6
		Overall Total:	£	0	+158	+129	+70

### 10.2.2 Goals achievement matrix

Hill diskuterade sin "goals achievement matrix" (GAM) för första gången i sin doktoravhandling 1966 (Lichfield et al 1975). GAM utvecklades för att komma förbi svagheter i konventionell cb-analys och svagheter i Lichfields PBS (Lichfield et al 1975, McAllister 1980).

Hill ville komma förbi fyra olika huvudpunkter i sin kritik av cb-analys (McAllister 1980):

- (1) Cb-analys tar inte med "intangibles" (effekter som inte kan kvantifieras och uttryckas i pengar) i analysen,
- (2) de teoretiska grunderna för cb-analys stämmer aldrig med verkligheten, vilket medför att cb-analys inte tillfredsställande kan mäta effekterna av ett föreslaget objekt på den sociala välfärden,
- (3) cb-analys tar inte med fördelningseffekter,
- (4) cb-analys kan som underlag leda till felaktiga beslut bl a beroende på dess omvandling av effekter till pengar och nettofördelar.

Hill's kritik av PBS-analysen är att kostnader och fördelar bara har mening i förhållande till väl definierade mål. Beroende på att PBS-analysen inte utförs i relation till samhällliga mål så finns det ingen möjlighet att veta om de uppräknade fördelarna och kostnaderna är relevanta i balansräkningarna.

Kvantifiering av effekter betonas i GAM men inte omvandling av effekterna till pengar. Ett stort index som visar måluppfyllelse ("goals achievement") för varje föreslagen aktivitet kan beräknas genom att multiplicera effekterna med en uppsättning viktningstal. Viktningstalen bestäms för varje mål och grupp för att spegla deras relativa betydelse för samhället (McAllister 1980). Målen som används i analysen är tänkta att ställas samman av politiker och planerare. Politikerna har dock det huvudsakliga ansvaret för målformuleringen. Viktningen av målen bör också göras av politikerna. Om de görs av planeraren bör han visa hur alternativa vikter påverkar resultatet (Mattsson 1979).

McAllister (1980) kritiserar Hill för att överdriva betydelsen av målformulering och att kostnader och fördelar bara skulle ha betydelse i relation till välformulerade mål. McAllister säger också att Hill inte ger någon vägledning eller förslag till procedur för hur dessa mål ska tas fram. GAM har också den brist som cb-analysen har att inte få med "intangibles", d v s sådana effekter som inte kan kvantifieras och värderas i pengar.

Enligt McAllister (1980) har Hill's "goals achievement matrix" använts relativt ofta för värdering av stadsplaner i Storbritannien.

### 10.2.3 Institutionell ekonomi och positionsanalys

Positionsanalys förs fram av Söderbaum som ett alternativ till traditionell cost-benefitanalys (1975, 1985). Detta gör han i ett flertal rapporter och artiklar av vilka jag tagit del av endast ett fåtal. Metoden har prövats på olika planeringsproblem (Söderbaum och Zerhorn 1981) och användbarheten diskuteras i bl a Kumm (1979) och

Mattsson (1979). Positionsanalysen har utvecklats med den institutionella ekonomin som grund. Därför ges här först en kort beskrivning av den institutionella ekonomins innehåll.

#### 10.2.3.1 Institutionell ekonomi

Söderbaum (1983) säger att i den doktrinhistoriska utvecklingen kan man urskilja två sidospår vid sidan av huvudströmningen inom nationalekonomin. Det ena är socialistiskt med de sk utopistiska socialisterna som föregångare med Karl Marx som företrädare. Det andra spåret är det som lett till dagens "nyinstitutionalister" vars utveckling påbörjades i mitten på 1800-talet av bl a den amerikanske ekonomen Veblen. Den institutionella ekonomin uppstod som en reaktion mot utvecklingen av nationalekonomin från "political economy" till "economics". Myrdal (1978) säger:

"I should, at last, point out that institutional economists generally are, at the same time, political economists. For all of us, as far as I know, economics is a "moral science" in Mill's meaning of the term. While ordinary economists, like most other social scientists, are what in the history of philosophy is known as "naive empiricists" having convinced themselves that they are simply dealing with observable facts, we institutionalists have been involved in the problem of how to account for the role of human valuations in research."

Med "political economists" syftar Myrdal på att ekonomer på 1700-talet såg det som sin skyldighet att utifrån sina faktakunskaper dra politiska slutsatser och de kallade sig därmed "political economists". Han anser att flera av dagens nationalekonomiska teorier (t ex välfärdsteorier) utgår från en föräldrad (obsolet) moral och psykologi, dock utan att vilja kännas vid detta. Myrdal (1978), Kapp (1976) och Söderbaum (1983) kritiserar de neoklassicistiska ekonomerna för deras snäva syn på vad som styr ekonomiska skeenden. Kapp (1976) tar upp bl a olika skolors kritik av jämviktsteorin:

"What these critics have in common is the denial that economic processes (of production, distribution, and reproduction) can be adequately understood and analysed as closed, i.e. self contained and self sustaining systems isolated from a social and physical "environment" of which the economic system is a part and from which it receives important inputs and with which it is related through manifold reciprocal interdependencies."

Söderbaum har i flera publikationer (bl a 1975, 1983, 1985b) jämfört neoklassisk och institutionell ekonomi. I tabell 9 visas hur Söderbaum, som institutionell ekonom, karakteriserar de olika traditionerna.

Tabell 9. Särdrag hos neoklassisk och institutionell ekonomi (Söderbaum (1985b)).

INSTITUTIONELL TEORI	NEOKLASSISK TEORI (MAINSTREAM ECONOMICS)
Holistisk	Reduktionistisk
Tvärvetenskaplig öppenhet	Självtillräcklighet (Arbetsfördelning)
Flerdimensionellt ekonomibegrepp	Monetär uppmärksamhetsinriktning
Evolutionär	Statisk
Institutioner (spelregler) och maktförhållanden bör studeras och prövas	Givna institutioner
"Valuations are always with us" (Myrdal)	Forskaren/utredaren som objektiv utanförstående iakttagare

#### 10.2.3.2 Positionsanalys

I en avhandling av Söderbaum 1973 redovisas positionsanalysen för första gången (Söderbaum 1981). Metoden har sedan beskrivits i ett antal skrifter och artiklar. Beskrivningen här baseras på Söderbaum (1981, 1975 och 1985b) och Kumm (1979).

Positionsanalysen förs fram som en utredningsmetod, ett sätt att ta fram beslutsunderlag inom kommunal eller statlig planering (Söderbaum 1981). Metoden har utvecklats utifrån vissa värderingar om t ex medborgardeltagande (demokrati) och begreppet ekonomi. Det är funktionen som beslutsunderlag som betonas, inte möjligheten att nå färdiga beslut genom metoden. Beslutsfattandet tillhör politikerna inte utredarna, tolkar jag det som.

Metoden har prövats i Sverige på planering av vägar (Söderbaum & Zerihun 1981, Kumm & Söderbaum 1979, Söderbaum 1978 i Söderbaum 1981), belysning av konflikt mellan tätortsutbyggnad och jordbruk (Söderbaum & Rosell 1978) samt i Norge vid förslag till mejerierationalisering, strukturförändringar inom sågverksindustri, byggande av vattenkraftverk, m m (Söderbaum 1981). Positionsanalysens innebörd sammanfattas i tabell 10.

Tabell 10. Positionsanalysens innebörd (Söderbaum 1981)

---

Positionsanalysen skiljer sig från annan metodik främst genom:

- systemtänkande
- positionstänkande
- ett delvis förändrat ekonomibegrepp
- analys av påverkade aktiviteter/intressen

Dessa begrepp förklaras i det följande. Därutöver utmärks positionsanalysen av (1):

- problemlösningstänkande
  - studium av flera handlingsalternativ än ett
  - kreativ sökprocess efter nya handlingsalternativ
  - strävan mot allsidig sammansättning av studerade handlingsalternativ
  - öppenhet för att problembilden varierar mellan olika aktörer
  - beaktande av historiska och institutionella sammanhang; dagens situation utgör en produkt av ett historiskt skeende. Varje problem har en historia
- 

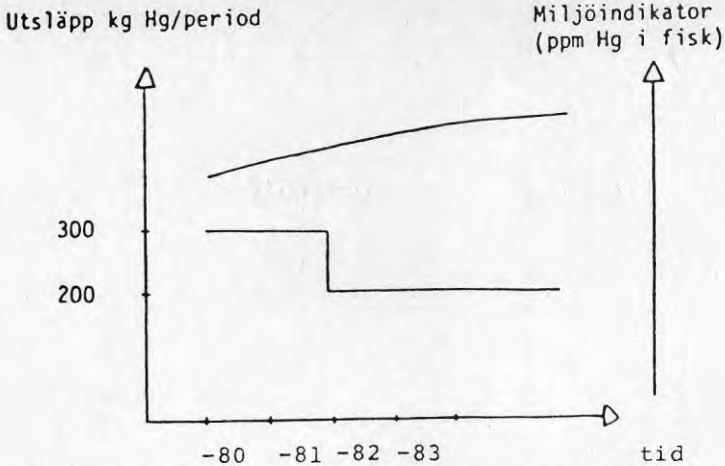
Med systemtänkande menas att man vill komma ifrån ett sektorstänkande och se planproblem i ett större perspektiv. Det betyder att t ex miljöproblem inte är isolerbara från andra samhällsfrågor (Kumm 1979). Det holistiska synsättet innebär här också att en integration av olika kunskapsområden (olika naturvetenskaper, teknik, samhällsvetenskap, m fl) eftersträvas vid studium av olika valsituationer (Söderbaum 1981).

Positionstänkandet är det som givit namn åt metoden. Det innebär enligt Kumm (1979) "att man bl a vid målformulering och beskrivning av konsekvenser betonar tillstånd, dvs. positioner för olika beskrivningsobjekt snarare än flöden". Genom detta lyfts icke monetära positioner (tillstånd) fram, t ex förändringar i lagret av icke förnyelsebara naturresurser av typ olja och kol eller förändringar i den återstående mängden åkermark, skogsmark, etc i en viss kommun vid val av alternativen sträckningar för t ex en väg (Söderbaum 1981). Positionstänkandet innebär att, vid beslut om miljvårdsåtgärder i t ex en kvicksilverbelastad sjö, se på vilket tillstånd (t ex mätt som ppm Hg i fisk) man vill uppnå. Det räcker inte med förslag om minskade kvicksilverutsläpp utan att samtidigt se vilka tillstånd (positioner) detta leder till. Figur 24 visar exempel på hur minskningen av ett utsläpp (sett i flödesterm) inte medför en förbättring av tillståndet (mätt i ppm Hg i fisk).

Positionstänkandet innebär också att beslutsfattandet ses som en flerstegsprocess (Söderbaum 1975, 1981 och Kumm 1979). Olika handlingsalternativ kan skilja sig åt beträffande framtida handlingsfrihet, dvs. möjligheter att välja nya tillståndsförändringar. Figur 25

---

(1) Vissa av de senare nämnda egenskaperna gäller även för andra metoder. Också cost-benefitanalysen kan sägas utmärkas av problemlösningstänkande även om de regler som styr problemlösningen är annorlunda. Även enligt cost-benefitanalysen studeras flera handlingsalternativ än ett. Däremot kan man knappast tala om någon uttalad strävan till allsidig sammanställning av beaktade handlingsalternativ.



Figur 24. Trots nedgången i utsläpp/period kan degraderingen av miljö i positionstermer (övre kurvan) fortsätta. Ppm är ett uttryck för halten kvicksilver, t ex milligram kvicksilver per kg fisk (Efter Söderbaum 1981).

visar med positionsträd hur den möjliga användningen (framtida tillstånd, positioner) av naturresursen mark bestäms av markens nuvarande tillstånd.

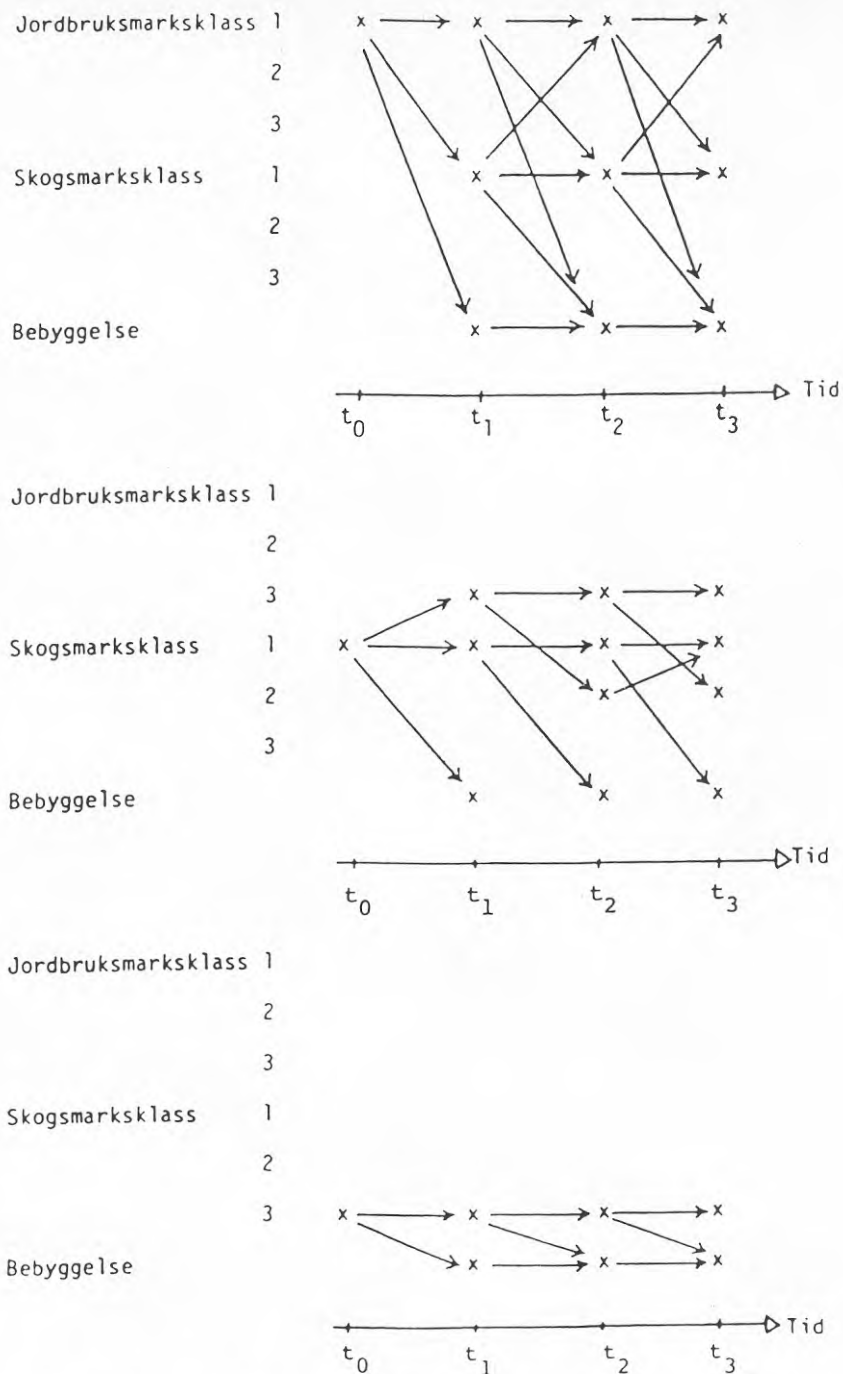
Utmärkande för positionsanalysen är det delvis förändrade ekonomibegreppet. Söderbaum (1981) vänder sig mot försöket att reducera en komplex verklighet till enbart en penningmässig (monetär) dimension. Han betonar vikten av att förutom monetära, även använda icke-monetära beskrivningar, av t ex effekter av olika planalternativ, för att inte få en systematisk snedvridning av resultaten (Söderbaum 1975). Söderbaum (1981) säger:

"Strävan att översätta alla slags effekter till monetär dimension innebär en långtgående monetär reduktionism som ifrågasätts enligt positionsanalysen. Genom denna förenkling blir problemen hanterliga men slutsatserna irrelevanta och ointressanta. Utredarna riskerar att både lura sig själv och andra.

I stället för ett endimensionellt monetärt resursbegrepp bör ett flerdimensionellt resursbegrepp eftersträvas. Ekonomi är "hushållning med resurser". Resurser är "medel för människor att uppnå något."

Människor utnyttjar en rad olika medel, dvs. resurser, i olika sammanhang. Pengar utgör en typ av resurs och anläggningar (byggnader, maskiner, vägar) en annan. Även kunskap 'know-how', människor, mark, vatten, ekosystem kan vara medel för människor. Vi kan prata om humanresurser och naturresurser."

I tabell 10, som visar vad Söderbaum (1981) anser är typiskt för positionsanalysen, är den fjärde punkten "analys av påverkade aktiviteter/intressen". Det står för ett "intressentsynsätt" som finns i metoden. Avsikten med detta är att klarlägga konflikter mellan mark-



Figur 25. Tre exempel på markområden med viss utgångsposition (jordbruksmark klass 1, skogsmark klass 1, resp. skogsmark klass 3) och möjliga framtida positionsförändringar (Efter Söderbaum 1981).



användningsintressen så allsidigt som möjligt och i relation till olika värderingar. Innebörden i intressesynsättet beskrivs i tabell 11 (Kumm 1979).

Tabell 11. Innebörden i positionsanalysens intressentsynsätt (Efter Kumm 1979)

1. Identifiering av intressegrupper: Vilka aktiviteter/verksamheter för individer påverkas av om vi väljer det ena eller andra alternativet i beslutssituationen?
2. Intressentgruppsstrukturering: Individer som förväntas påverkas på ett likartat sätt genom att de har viss aktivitet/verksamhet gemensam hänförs till en intressentgrupp. Eftersom flera olika aktiviteter i allmänhet påverkas erhålls flera intressentgrupper.
3. Val av dimensioner för angivande av mål och konsekvenser: I vilka avseenden/dimensioner kan individerna i varje enskild intressentgrupp väntas bli påverkade av om det ena eller andra handlingsalternativet väljs? I många beslutssituationer förekommer påverkan i ett stort antal dimensioner. För att beslutsunderlagen skall bli överskådliga måste man via en relevansbedömning bestämma vilka dimensioner som skall beaktas.
4. Målformulering: På vilket sätt kan individerna i varje intressentgrupp väntas skilja mellan bra och dåligt i de dimensioner som angivits för påverkan? Precisering av antaganden om målriktning (eventuellt också målnivåer) i aktuella dimensioner.
5. Bedömning av intressentgruppernas måluppfyllelse vid val av varje handlingsalternativ samt av deras preferensordning avseende alternativen.
6. Eventuell artikulering av alternativa ideologier (socialetik, naturetik, m m) som kan ligga till grund för en bedömning av vad som ur helhetens (samhällets) synvinkel är att föredra.

Först identifieras om olika handlingsalternativ påverkar individens verksamhet/aktivitet på olika sätt. Det kan gälla t ex hur alternativa vägsträckningar påverkar flyttnings och boendeaktivitet i område A, rekreationsaktivitet i område B (Söderbaum 1981). För varje aktivitet antas vissa mål gälla i förhållande till den aktuella beslutssituationen, t ex att boende längs nuvarande vägsträckning föredrar låg grad av buller vid aktiviteten boende, inklusive närekreation. Med målen som bakgrund redovisas de olika alternativen efter hur bra de uppfyller målen (preferensordning). Genomgången av samtliga aktiviteter/verksamheter som påverkas ger en uppsättning intressen, mål och preferensordningar. Denna kan struktureras i matriser, se figur 26 (Söderbaum & Rosell 1978).

Valet mellan alternativen görs sedan av beslutsfattaren utifrån hur väl olika alternativ och deras effekter stämmer med värderingar och uppfattningar om vilken samhällsutveckling som är mest önskvärd (op.

Den övergripande beslutssituationen. Sammanfattning av beslutsunderlag  
på effektnivå

	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>
<u>Fysiska och ekologiska effekter</u>			
Bevarande av kulturhistoriskt värdefulla byggnader och miljöer	3	2	1
- i centralort	1?	2?	3?
- i utvecklingsorter och basorter			
Anspråktagande av jordbruksmark för bostäder och industri	3	2	1
- i anslutning till centralort	?	?	?
- i anslutning till utvecklingsorter och basorter			
- i anslutning till centralort	3	2	1
- i anslutning till utvecklingsorter och basorter	?	?	?
- i kommunen som helhet	?	?	?
Ytmässiga krav för transportändamål (hela kommunen)	2?	2?	1?
Ytmässiga krav för parkändamål (hela kommunen)	3?	1?	2?
Vattenförsörjning	3	2	1
- krav på överledning från andra vattensystem			
- möjlighet att identifiera källan för speciella föroreningar och gifter	3	2	1
- vattnets kvalitet vid normal funktion	?	?	?
Hantering av fast avfall	?	?	?
Avloppshantering	3	2	1
Energiförsörjning			
- energipermjigheter genom lokal anpassning av energiförsörjning	3?	2?	1?
- energitgång, transportarbete, varor	?	?	?
- energitgång, persontransportarbete	3	2	1
Naturresursgång och naturingrepp vid vägbyggnation	?	?	?
Trängseleffekter och andra miljöstörningar av lokal natur	3	1	1
Naturresursgång och luftföroreningar sammanhängande med transportarbetets omfattning	3	2	1
Effekter sammanhängande med rekreativaktiviteter			
- markslitage inom ur naturvårdssynpunkt känsliga områden	1	2	3
- försvårande av drift för jordbruks- och skogsföretag	1?	2?	3?

Sociala och individrelaterade effekter

	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>
Sysselsättning	?	?	?
Arbetsplatsernas tillgänglighet i förhållande till bostad	2	2	1
Allmän och kommersiell service	1	2	2
- centralorten	3	2	1
- utvecklingsorter och basorter	3	2	1
- glesbygd			
Kollektivtrafik mellan centralort och utvecklingsorter	3	1	1
Tillgänglighet för rekreation			
- centralorten	3	2	1
- utvecklingsorter och basorter	1	2	3
- kommunen som helhet	3	2	1
Komersiell service, vissa boende i ytterområden av angränsande kommuner	3	2	1
Den sociala och fysiska miljöns mångfald	3	1	1
Den sociala och fysiska miljöns överblickbarhet	3	2	1
Effekter på politiskt intresse och politisk aktivitet	3	2	1
Inlärnings effekter för fortsatt samhällsplanering	3	2	1
<u>Monetära effekter</u>			
Effekter på kommunal budget och finansieringssituation, inklusive skatteuttag	?	?	?
Effekter på statlig budget och finansieringssituation	?	?	?
Monetära effekter för markägare och butiksägare knutna till	1	2	3
- centralorten			
- utvecklingsorter och basorter			
Butiksägarintressen i angränsande kommuner	?	?	?

Figur 26a. Sammanfattning av beslutsunderlag i matrisform (effektnivå). Från Söderbaum & Rosell (1978).

Den övergripande beslutsituationen. Sammanfattning av beslutsunderlag på intressentgruppens nivå

Intressentgrupp	Preferensordning			A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>
	A <sub>1</sub>	A <sub>2</sub>	A <sub>3</sub>			
<b>Boende centralort:</b>						
I 1 boende	3	2	1	1?	2?	3?
I 2 service	1	2	3	3?	2?	1?
I 3 förflyttning till arbete	2	2	1	?	?	?
I 4 rekreation i anslutning till centralort	3	2	1	1	2	3
<b>Boende utvecklingsorter och basorter:</b>						
I 5 boende	1?	2?	2?	3	2	1
I 6 service	3	2	1	?	?	?
I 7 förflyttning till arbete	3	2	1	?	?	?
I 8 förflyttning till centralort (exkl arbetsresor)	3	1	1	?	?	?
I 9 rekreation i anslutning till utvecklingsort och basort	1	2	3	?	?	?
<b>Boende glesbygd:</b>						
I 10 service	3	2	1	3?	2?	1?
I 11 förflyttning till centralort, utvecklingsort och basort	3	1	1	?	?	?
<b>Boende kommuner som helhet:</b>						
I 12 fysisk och psykisk sjukdom	2	2	1	3?	2?	1?
I 13 politisk aktivitet	2	2	1	?	?	?
<b>Intressen knutna till verksamheter inom kommunen:</b>						
I 14 kommersiell verksamhet i centralort	1	2	3	1?	2?	3?
I 15 kommersiell verksamhet i utvecklingsorter och basorter	3	2	1	3?	2?	1?
I 16 virkesproduktion						
I 17 livsmedelsproduktion						
I 18 nyttillkommande industri och offentlig verksamhet						
I 19 säljintressen, mark, centralort						
I 20 säljintressen, mark, utvecklingsorter och basorter						
I 21 skattebetalartintressen Uppsala kommun						
I 22 skattebetalartintressen nationell nivå						
<b>Intressen som ej är begränsade till kommunens område:</b>						
I 23 service, boende, angränsande kommuner				3	2	1
I 24 kommersiella intressen angränsande kommuner				?	?	?
I 25 byggnads- och kulturvårdsintressen				3?	2?	1?
I 26 naturvårdsintressen				?	?	?
I 27 vattenförsörjningsintressen				3	2	1
I 28 åtgång av energi och icke-förnybara naturresurser				1?	3?	1?
I 29 miljövårdsintressen, luftföroreningar				2	2	1
I 30 livsmedelsförsörjning				3?	2?	1?
I 31 vattenförsörjning				1?	2?	3?
I 32 kunskapsackumulering för samhällsplanering				3?	2?	1?
<b>Intressen begränsade till anläggningsskedet:</b>						
I 33 byggtintressen				3?	2?	1?

Figur 26b. Sammanfattning av beslutsunderlag i matrisform (intressentgruppsnivå). Från Söderbaum & Rosell (1978).

### 10.3 Input-output- och optimeringsanalys

Redan på 1930-talet påbörjades forskning om input-outputteknik (I-O) av Leontief vid Harvarduniversitetet (Carter 1972). Genom vissa utvecklingar av den ursprungliga I-O-modellen kan idag olika relationer mellan ekonomi och miljö belysas. Leontief själv presenterade 1970 en modell (Leontief & Ford 1972) där ett tillskott av uppgifter om naturresurser och utsläpp omvandlar det konventionella I-O-systemet till ett informationssystem för nationell eller lokal analys av miljöfrågor.

I-O-uppgifter (för konventionell I-O-teknik) insamlas enligt Carter (1972), inom många nationella statistiksystem och I-O-teknik är standard inom ekonomisk analys och planering. Statistiska Centralbyrån i Sverige ger t ex ut input-outputtabeller för Sverige som helhet (Statistiska Centralbyrån 1980).

Som metod för analys av ekonomi och miljöproblem eller som system för naturresursräkenskaper är tekniken dock inte lika etablerad. Norge och Holland är dock exempel på länder där input-outputtekniken används för att simultant analysera sambanden mellan ekonomi, naturresurser och miljö. I Norge har man sedan 1973 byggt upp ett nationellt naturresursräkenskapssystem där I-O-tekniken används. Några av syftena med detta var att:

- kunna samordna kortsiktig och långsiktig naturresursförvaltning för att hindra onödigt slöseri,
- kunna samordna naturresursförvaltning och makroekonomisk planläggning,
- kunna samordna naturresursförvaltning och fysisk planering.

I Sverige presenterades inom ramen för naturresurs- och miljökommitténs arbete ett förslag till ett svenskt nationellt naturresurs- och miljöräkenskapssystem med input-outputtekniken som grund.

#### 10.3.1 Några tillämpningsexempel

Det finns olika varianter av input-outputmodeller (t ex efterfågeoch prismodellen som nämns i Statistiska Centralbyrån 1980) och olika utvecklingar av grundtekniken (se bl a Brody & Carter 1972). Som illustration av vad som kan utföras med input-outputtekniken på lokal (kommunal) nivå och av betydelse för naturresursplanering kommer ett svenskt arbete att användas. I detta projekt har I-O-tekniken prövats på frågan om hur vattentillgång och vattenkvalitet påverkar Gotlands ekonomiska utveckling. Beskrivningen kommer att bygga på Andréasson 1984 och Andréasson, Hilding & Jansson 1983. Den ekonomiska studien ingår i det s k Gotlandsprojektet (Naturresurser och samhälle - en regional systemstudie av Gotland) som beskrivs i avsnitt 11.2.

De frågor man sökt att besvara i den ekonomiska studien av Gotland var följande:

1. Hur påverkas resursanvändning och utsläpp av sektorvisa förändringar i produktionen?

2. Om och i vilken omfattning utgör resurstillgång och miljökrav restriktioner för den gotländska ekonomin?
3. Vilka effekter får ändringar i varupriser och transportkostnader på de lokala miljö- och naturresurserna?

Input-outputmodellen som användes i Gotlandsprojektet är en sk efterfrågemodell. Modellen är en matematisk beskrivning av olika sektorer (industri, samfärdsel, turism, off. sektor, hushåll m fl) relationer och beroende av varandra genom köp och försäljning av olika varor och tjänster. Valet av sektorer beror av det studerade problemet. För en beskrivning av den matematiska formuleringen av modellen hänvisas till Andréasson 1984 och för en generell beskrivning av I-0-teknikens matematik hänvisas till t ex Statistiska Centralbyrån (1980) och Nijkamp (1977).

En viktig del i arbetet med I-0-modellen är datainsamlingen, det är också denna del som kan ge svårigheter vid användningen av input-outputtekniken i samband med miljöfrågor. De uppgifter som behövs vid analysarbetet är bl a produktion och leveranser av marknadsvaror, användningen av naturresurser (i första hand yt- och grundvatten i detta exempel) och utsläpp (t ex organiskt material, svaveldioxid, nitrat). Det svåra är att införskaffa dessa uppgifter dels för den enskilda kommunen (Gotland i detta fall) dels att få alla uppgifter angivna per samhällssektor, vilket krävs i modellen.

Genom olika matematiska bearbetningar av I-0-modellen kan man få svar på den totala resursanvändningen (av naturresurser t ex). Den består av direkt plus indirekt användning. När en näringsgren förändrar sin produktion så kan dess användning av resurser (t ex vatten) komma att påverkas. Det kan ske på två sätt, dels via sektorns egen resursanvändning och dels genom de spridningseffekter som sektorn kan skapa. Antag för det första att livsmedelssektorn ökar sin produktion. För det andra medför det eventuellt också att produktionen inom jordbruket ökar (om inte överskott fanns) eftersom denna sektor levererar råvaror till livsmedelssektorn. För det tredje är det möjligt att produktionen också ökar för de sektorer som levererar material till jordbruket. Den totala förändringen av resursanvändningen består då av livsmedelssektorns ökade användning (direkt användning) plus den ökade användningen hos leverantören jordbruket och underleverantörer (indirekt användning). I tabell 12 visas resultaten från en sådan analys, där man erhållit värden på total resursanvändning per krona producerad vara (output) för olika sektorer på Gotland 1975. Se t ex på sektorerna mejeri och turism i skillnaden på den direkta och indirekta förbrukningen av naturresurser.

För varje sektor kan man sedan beräkna hur mycket den totala användningen av en resurs (arbetskraft, vatten, el m m) ökar när resursanvändningen inom en sektor ökar med en enhet. Dessa tal kallas multiplikatorer (se tabell 13).

Den slutliga efterfrågan påverkar resursförbrukningen. Hur efterfrågan påverkar resursförbrukningen inom olika sektorer kan också beräknas med modellen. I tabell 14 visas t ex hur hushåll och offentliga sektorn på Gotland påverkar resursförbrukning och mängden utsläpp vid en ökning av en kronas efterfrågan av varor och tjänster.

Tabell 12. Direkt och total resursanvändning per 1 krona total output.  
Från Andréasson (1984).

Förädl. värde kr	Sysselsatta per mkr		Olja MJ		El MJ		Vatten liter		BS gram		BS till na- turen gram		Gödsel gram N		SO <sub>2</sub> gram		NO <sub>x</sub> gram	
	Dir.	Tot.	Dir.	Tot.	Dir.	Tot.	Dir.	Tot.	Dir.	Tot.	Dir.	Tot.	Dir.	Tot.	Dir.	Tot.	Dir.	Tot.
.48	.65	12	20	2.21	.24	.34	5.14	5.62	.19	13.18	13.27	14.35	.46	6.97				
.44	.46	18	21	3.15	3.45	.04	.04	.04	.01	.01	.01	76.95	.52	30.14	31.57			
.68	.74	13	14	.88	1.17	.01	.17	.19	.01	.01	.01		.12	11.69	14.41			
.38	.42	21	22	7.46	7.53	.02	.18	.18	.02	.02	.02		1.04	1.05	99.15	99.17		
.85	.94	6	8	1.61	4.95	1.10	1.18	.06	.11	.03	.04		.38	1.14	1.10	2.08		
.24	.70	4	18	.23	2.17	.10	.34	1.48	5.46	.45	.58	10.17	.06	.48	.01	5.00		
.23	.71	4	19	1.64	4.09	.22	.48	2.93	6.93	1.90	2.03	9.42	.39	.93	.07	5.07		
.40	.67	5	17	5.50	8.84	.46	.51	1.48	1.51	.08	.10	41.60	1.29	1.95	.23	17.04		
.28	.45	4	11	1.35	2.91	.16	.20	1.89	2.12	.82	.85	18.65	.32	.62	.05	9.27		
.58	.87	15	21	.47	2.42	.24	.34	.24	.38	.10	.11		.11	.54	.02	3.77		
.87	.92	12	13	.34	1.43	.34	.39	1.20	1.23	.11	.12		.08	.32	.02	.92		
.51	.58	3	5	30.94	37.03	2.68	2.81	2.62	2.68	.02	.03		7.30	8.73	1.29	1.65		
.80	.80	5	5	.14	.52	.13	.14	.62	.62	.02	.02		.03	.12	.01	.03		
.60	.71	13	15	.28	1.30	.33	.39	.03	.06	.05	.06		.07	.27	.01	.36		
.28	.35	8	14	61.62	64.58	.98	1.03	.57	.61	.04	.05		14.49	15.19	2.56	2.75		
.76	.83	14	16	.80	.80	.09	.14	.20	.26	.09	.10		.17	.17	1.48			
.63	.80	11	15	.21	1.73	.21	.26	.13	.24	.05	.07		.05	.35	.01	4.24		
.51	.71	10	15	2.80	3.74	.10	.15	.09	.20	.05	.08		.24	.39	29.79	34.73		
.15	1.06	5	25	2.74	4.98	.16	.39	3.40	4.00	.78	.91	.21	.03	.47	19.12	24.76		
.47	.70	13	19	.31	1.20	.09	.16	.39	.50	.07	.10		.07	.19	.01	4.64		

Tabell 13. Multiplikatorer (1) för förädlingsvärde och primära resurser (från Andréasson 1984).

	Förädlings- värde	Arbets- kraft	Olja	El	Vatten	BS	SO <sub>2</sub>	NO
Animalie	1.35	1.67		1.41	1.09			
Vegetabilie	1.05	1.17	1.10				1.12	1.05
Skog	1.09	1.08	1.33		1.11		1.25	1.23
Fiske	1.11	1.05	1.01		1.00		1.01	1.00
Gruv	1.11	1.33	3.08	1.07	1.83	1.25	3.00	20.80
Slakt	2.92	4.50	9.44	3.40	3.69	1.28	6.00	50.0
Mejeri	3.09	4.75	2.49	2.18	2.37	1.05	2.39	72.43
Socker	1.68	3.40	1.61	1.11	1.02	1.20	1.51	74.09
Övr. livs	1.61	2.75	2.16	1.25	1.12	1.04	1.94	135.40
Trä	1.50	1.40	5.15	1.41	1.58	1.10	4.91	188.00
Grafisk	1.06	1.08	4.21	1.14	1.03	1.09	4.00	46.00
Jord o Sten	1.14	1.67	1.20	1.05	1.03	1.50	1.14	1.28
Tele	1.00	1.00	3.71	1.08	1.00	1.00	4.00	3.00
Övr. ind.	1.18	1.15	4.46	1.18	2.00	1.20	3.85	36.00
El	1.25	1.75	1.05	1.05	1.07	1.25	1.05	1.07
Byggnad	1.09	1.14		1.56	1.30	1.11		
Handel	1.27	1.36	8.24	1.24	1.85	1.40	7.00	424.00
Samfärdsel	1.39	1.50	1.34	1.50	2.22	1.60	1.63	1.17
Turism	7.07	5.07	1.82	2.43	1.18	1.17	15.67	1.30
Övr. tjänst	1.49	1.45	3.87	1.78	1.28	1.43	2.71	484.00

Värdet på multiplikatorerna för BS o gödsel för animalie- resp. vegetabilie-sektor uppgår till 1.01 resp. 1.03.

1/ Multiplikatorerna beräknas från tabell 4 som total användning/direkt anv. för varje resurs och sektor. Så anger t.ex. siffran 4.5 för sektorn slakt i kolumnen för arbetskraft att när slaktsektorn ökar sysselsättningen med 1 person ökar totala sysselsättningen med 4.5 personer.

Tabell 14. Direkt resursanvändning per 1 krona slutlig användning. Från Andréasson 1984.

	Hushåll	Offentlig sektor, kommun
Arbetskraft/1 mkr		15.00
E1 MJ	0.42	0.16
Olja MJ	2.89	0.74
Vatten liter	4.28	0.70
BS gram (till reningsverk)	0.62	0.16
BS gram (direkt till naturen)	0.51	
SO <sub>2</sub> gram (till luften)	0.56	0.18
NO <sub>x</sub> gram (till luften)	4.18	0.03

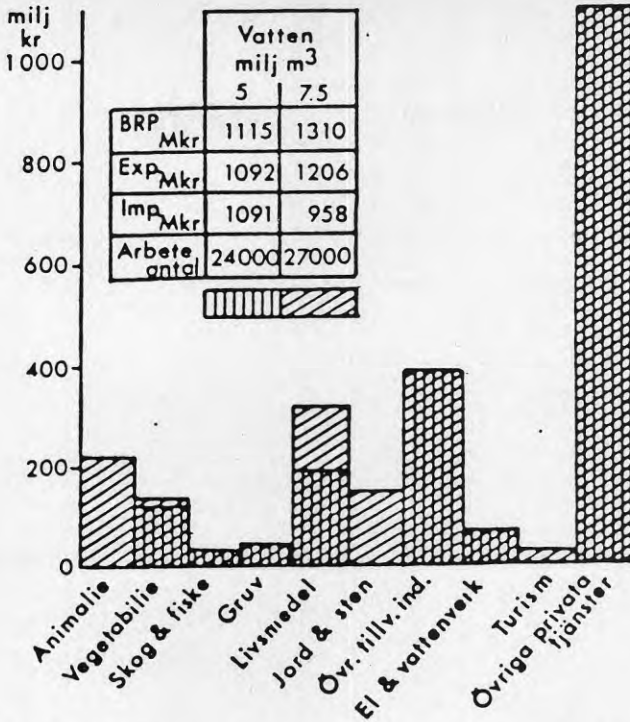
De tabeller som hittills presenterats utgör resultat av beräkningar för att besvara frågan om hur resursanvändning och utsläpp påverkas av sektorvisa förändringar i produktionen (fråga 1 i början på kapitel 10.3.1).

För att kunna belysa fråga 2, om och i vilken omfattning som resurstillgång och miljökrav utgör restriktioner för den gotländska ekonomin, kan man använda sig av optimeringsanalys. Här syftar optimeringsanalys på den matematiska bearbetningen av data med hjälp av så kallad linjär programmering (se Andréasson 1984 för matematisk beskrivning), till skillnad från hur begreppet "optimeringsanalys" användes i avsnitt 6.1 i samband med Canada Land Inventory.

I de presenterade tabellerna kan man se att ingen sektor ger samtidigt, totalt sett, höga sysselsättningseffekter, låg förbrukning av vatten och små utsläpp (av t ex nitrat) vid en produktionsökning. Eftersom Gotland har problem med vattenförsörjning och samtidigt har behov av arbetstillfällen kan detta ge konflikter mellan eventuella regional- och kommunalpolitiska mål om god miljö och hög sysselsättning.

I en sådan situation kan man med hjälp av optimeringsanalys pröva vilken nivå och sammansättning som produktionen inom Gotland får om man har vissa mål som t ex att maximera bruttoregionalprodukten (BRP) (detta var ett antagande som gjordes vid modellanalysen) och att vattenanvändning samt utsläpp inte får stiga över en viss gräns. I figur 27 visas hur en sådan "optimal" produktion förde-



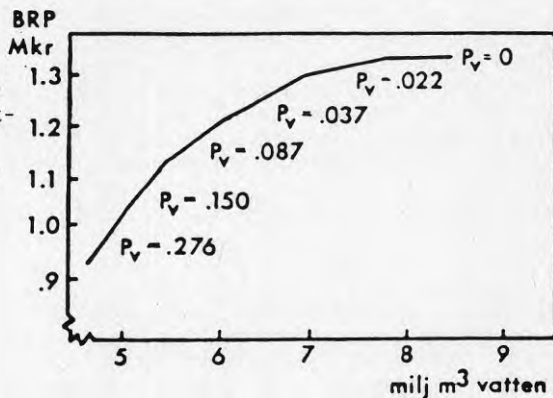


Figur 27. Fördelning av ekonomisk produktion vid optimal vattenanvändning när tillgången är 5 respektive 7.5 milj. m<sup>3</sup>/år (från Andréasson, Hilding & Jansson 1983).

lar sig på olika sektorer vid olika nivåer på tillgången av vatten per år.

Vattnets "värde" (skuggpris) vid olika tillgång på vatten kan också beräknas. Skuggpris är det pris en vara skulle ha om de ekonomiska marknaderna var perfekta. I figur 28 visas hur BRP påverkas av tillgången på vatten. Vid en tillgång på vatten som är större än 8 miljoner m<sup>3</sup> per år är vattnet inte längre begränsande, dvs inkomsterna i form av BRP ökar inte även om vattentillgången ökar. Värdet på vatten är då noll. Det beror på att

Figur 28. Sambandet mellan vattenanvändning och bruttoregionalprodukt (=inkomster) P<sub>v</sub> = inkomster/liter vatten (skuggpris) (från Andréasson et al 1983).



andra restriktioner i modellen, t ex tillåten mängd utsläpp, nu ersatt vatten som begränsande faktor.

Slutligen har man, i den ekonomiska studien på Gotland, beräknat vilka effekter som prisändringar inom olika sektorer får på skuggpriset på vatten och på vattenförbrukningen.

Vilka restriktioner (t ex i form av utsläpp och naturresursanvändning) och mål (hög BRP t ex) som används vid I-0- och optimeringsanalysen beror naturligtvis på vilka ekonomiska och miljömässiga problem som ska analyseras. Det här beskrivna exemplet behandlar endast Gotlands speciella problem.

I en regionalekonomisk studie av norra Karelen i Finland används en "ekologisk" input-outputmodell (Karjalainen 1982) för att studera bl a frågor om:

- Hur mycket naturresursinsatser behövs det för olika näringsgrenar i norra Karelens regionalekonomi och hur mycket restprodukter ansamlas,
- vilka är förändringarna i naturresursinsatser och resprodukter med tiden, om vissa förutsägelser görs om ekonomins strukturförändringar och expansionshastighet,
- vilka är substitutions- och återanvändningsmöjligheterna i naturresursförbrukningen.

Vid Beijing Municipal Research Institute of Environmental Protection i Kina driver man ett stort forskningsprojekt om "ekosystemet" Peking och miljövårdsplanering (Zhishan 1984). I Peking har man stora problem med bl a vattenförsörjningen och med förorening av vattendragen. För att analysera vattnets roll i den ekonomiska produktionen använder man sig av en input-outputmodell. Man kommer också att använda sig av optimeringsanalys för att söka en optimal plan så att produktionskrav, vattenbegränsningar och andra miljökrav kan tillgodoses (Zhishan 1984).

### 10.3.2 Svårigheter vid tillämpningen av input-output-teknik

Vid tolkningen av resultat från modellarbeten är det viktigt att vara medveten om de antaganden som ligger bakom modellformuleringen och vilka begränsningar detta ger. Vid tillämpningen av just I-0-modeller kan också bristen på statistik utgöra ett hinder. Några begränsningar och svårigheter med I-0-tekniken ska tas upp här. Studien från Gotland får åter utgöra ett exempel.

Ett exempel på antagande i modellen för Gotland är att s k input-outputteknologi råder för produktion av varje vara och tjänst. För det första antar man att resursåtgången per producerad enhet (output) är densamma oavsett produktionsnivå. Man anser att det är en tillfredsställande approximation vid små produktionsförändringar. För det andra antar man att ingen produktionsfaktor helt eller delvis kan ersätta någon annan i produktionsprocessen. Det troliga är dock att substitution förekommer. Ett annat antagande är också att varje sektor producerar endast en vara. Modellens tidshorisont är fem år, d v s endast kortsiktiga effekter kan behandlas. I Norges nationalräkenskapssystem har man dock en modell (MSG) som används för studier upp till tjugo år

(Statistisk centralbyrå 1981). Man gör t ex framskrivningar av resursräkenskaper för bl a trävirke, fiske och energi.

Indata till I-0-modellerna är viktiga. När det gäller statistik om ekonomiska variabler på nationell nivå finns det input-output-tabeller för Sverige på nationell nivå som ges ut av Statistiska centralbyrån (1980). Naturresurstatistiken är det dock sämre med, inte bara för input-output-teknikens del. Den svenska miljöstatistikens brister i olika avseenden har påtalats i flera utredningar (Polfeldt 1981, Statistikutredningen 1981, Wenster 1982). I Gotlandsstudien (Andréasson 1984) utformades modellen för de lokala förhållandena i Gotlands kommun. Indata om naturresursanvändning och utsläpp skulle då dels vara lokala, dels vara uppdelade efter samhällssektorer enligt SNI (standard för svensk näringsgrensindelning) liksom ekonomisk statistik och dessutom vara av färskt datum. Det gav projektet en hel del problem att få fram denna statistik (Hilding 1982). Lokalt är både uppgifter om naturresurser och ekonomi svåra att få tag på. Dessa finns ofta, men är spridda på olika nämnder och myndigheter, är inte enhetlig och ofta fragmentarisk ur olika synpunkter (Hilding 1982, Andréasson, Hilding & Jansson 1983).

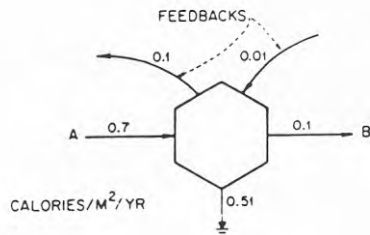
## 11 ENERGI SOM ALTERNATIV TILL KRONOR OCH ÖREN

De stora svårigheterna att införliva ekologisk information i ekonomiska beräkningar var en av anledningarna till att energianalys under 1970-talet började utvecklas som arbetsmetod (Odum 1971 i Jansson & Wulff 1980). Metoden har utvecklats i första hand av H.T. Odum och har beskrivits i ett stort antal artiklar och böcker. Riktigheten i de antaganden som ligger bakom analysen har livligt diskuterats ekologer emellan. Idag debatteras den även av ekonomer. Vissa energianalytiker hävdar nämligen att energianalys av olika slag kan ge en bättre värdering av naturresurser jämfört med t ex traditionell cost-benefitanalys (Costanza 1984) och att ekonomiska system är underställda deterministiska principer (Odum 1984). Debatten mellan ekologer och ekonomer kan man med fördel ta del av i Jansson (1984). En ansats som också beskrivs i Jansson (op. cit.) är hur fysiska, ekonomiska och ekologiska samband kan beskrivas med hjälp av energibegreppet exergi (Eriksson 1984).

Den amerikanska energianalytiska forskningen grundar sig på vissa, som nämnts, omdiskuterade teorier och antaganden. Följande är exempel på dessa (från Emmelin 1983, Molander 1981, Odum 1984):

- Lotkas princip, enligt vilken de ekosystem fortlever som bäst förmår utnyttja den tillgängliga energin.
- Succesionen av ekosystem går i riktning mot högre effektivitet i energiutnyttjandet ("maximum power principle") men att en allt större kvot av den utnyttjade energin åtgår till att upprätthålla skapade strukturer.
- Ekosystemen ökar sin stabilitet (i någon mening) när antalet kopplingar mellan komponenterna ökar.
- Alla transaktioner i ett system kan översättas till energitermer och det finns ett optimalt sätt att utnyttja den tillgängliga energiresursen.
- Begreppet "embodied energy" ("emergy"). En (av flera) beskrivning av begreppet är den mängd energi (i solekvivalenter) som behövs för att utföra arbetet i ett system (se figur 29). Andra definitioner visas i figur 30.

Figur 29. Role of work process within an ecologic, geologic or economic web showing energy transformations and including the usual feedback control amplifier loop. Energy transformation ratio  $R$  is the ratio of inputs to outputs, omitting those feedbacks that are byproducts of the same inputs. Numbers are actual calories. Från Odum (1984).



ENERGY TRANSFORMATION RATIO,  $R$

$$R = \frac{0.7}{0.1} = 7.0 \text{ CALORIES OF TYPE A, EQUIVALENT TO 1.0 CALORIE OF TYPE B}$$

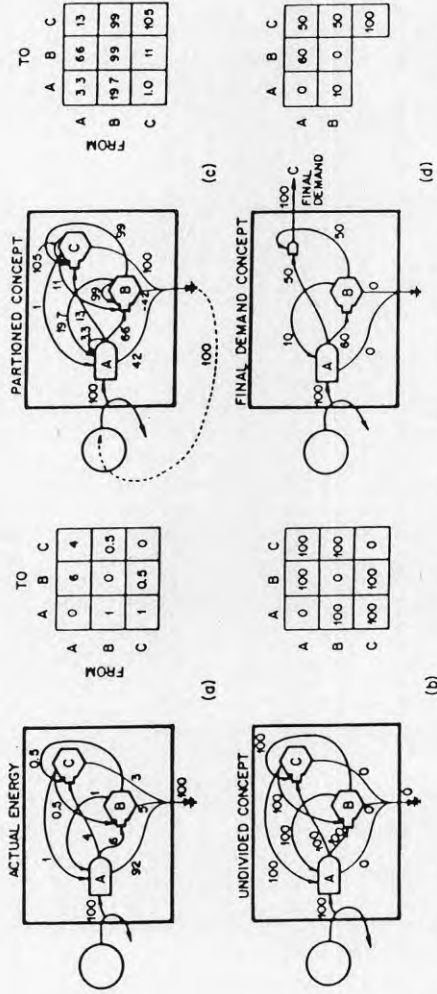


Figure 30 Alternative concepts of embodied energy. Solar Calories driving the web are allocated differently to pathways in the web. (a) Actual energy; (b) concept of undivided embodied energy assigns the same embodied energy to branching pathways where the flows are by-products (8); (c) concept of partitioned embodied energy used by input-output energy analysis assigning only part of the necessary embodied energy to a pathway within the web (9, 10, 11); (d) concept of partitioned embodied energy used by input-output analysts orienting only to final demand omitting labor entirely. Frän Odum (1984).

## 11.1 Input-outputanalys

I kapitel 10, om miljöekonomi, visades hur en sk input-outputmodell kan användas för att visa relationer mellan naturresursanvändning och samhällsekonomi. Costanza (1984) har också utvecklat input-output-analysen, men han använder sig av energi som måttenhet, istället för pengar. Costanza (1984) sammanfattar så här:

"Quantitative valuation of natural resources is a critical prerequisite to their effective management. The valuation issue cannot be ignored, since all management decisions concerning natural resources embody either implicit or explicit valuations. Improved accuracy can only come from attempts to incorporate all available information into explicit, quantitative valuations.

Two general approaches have been employed for this purpose. Economists favor "willingness-to-pay" based approaches, while most ecologists seem to favor measures based on physical parameters, especially energy. The underlying assumptions and limitations of these general approaches are analyzed.

Willingness-to-pay based approaches assume perfect information on the part of consumers, fixed preferences, and narrow physical boundaries that exclude natural ecosystems from explicit consideration. These assumptions are adequate under certain circumstances, but they are violated to a large degree in most natural resource valuation problems. Energy analysis and other physically based approaches can be seen as attempts to relax these assumptions, and provide a more comprehensive framework for analyzing economic and ecological systems that allows non-market information to be incorporated more easily. The information required to perform the analysis properly is enormous, however, and some researchers have been justly criticized for applying crude approximations without adequate caveats. Much of the criticism of energy analysis has been misinformed, however. The approach has many potential practical and theoretical advantages and deserves additional study."

Han säger vidare att kärnan i miljövärdsproblemen är att sätta skuggpriser (1) på miljöresurser och att göra det explicit (det är också ett av argumenten för cost-benefitanalys). Det bästa sättet att beräkna skuggpriset verkar vara en omdebatterad fråga. I avsnitt 10.1 och 10.3 har två olika sätt beskrivits, cost-benefit- och input-outputanalys med pengar som måttenhet. Costanza (1984) för istället fram input-output-analys på energianalysens grund som bästa ansats.

Grunden till input-output-analys på energianalysens grund är idén att beräkna skuggpriser genom ett system helt utanför konventionella ekonomiska marknader ("some completely extra-market system"). Skatter och subventioner kan sedan sättas efter dessa approximationer och det rådande prissystemet får informera konsumenterna om alternativens skuggkostnader. Input-outputanalysen i denna form bygger på biofy-

---

1) Skuggpriset är det pris en vara skulle ha om de ekonomiska marknaderna var perfekta, dvs. om inga marknadsimperfektioner fanns.

sisk, "vetenskaplig", analys av värdering. Värderingen bygger på en biofysisk värdeteori. Den beskrivs bäst med Costanzas (1984) egna formuleringar:

"The basic assumptions and hypothesis of energy theory are:

1) Free energy in the form of sunlight is the only significant net input to the biosphere. The traditional "primary" factors of economics (land, labor, capital) are admittedly important but are intermediate, not primary, when the system of interest is the whole biosphere. A primary factor is one that is required as input to the system, but is not also produced in the system. Laborers, capital, fresh water, nutrients, and even land require free energy for their production and maintenance, while free energy from the sun is essential to the operation of the biosphere and must be provided from outside.

2) This allows an "energy accounting" to be performed with free energy from the sun as the only primary resource. As is well known from input-output and linear programming theory (cf. Dorfman et al. 1958) this allows a valuation of all the commodities in the system in terms of their 'embodied solar energy' (see also Costanza and Neill 1981). The details of how this accounting of energy flows should be done are the subject of much current research in the area. Again, the field can be divided into two groups. The first will be referred to the "Dinput-output based" approach (Hannon 1973, 1976, 1979, Herendeen 1981, Costanza 1980, Costanza and Neill 1981). The second will be referred to as the "non-partitioned" approach (Odum 1978, Lavine et al. 1982). The first assumes that the net input energy can be partitioned to the various system components in a standard input-output format. The second assumes that this partitioning is not possible and that other accounting formats are required. In the remainder of this paper the input-output approach is used since this approach seems to be more consistent with economic accounting, and with the goal of integrating ecology and economics.

3) Tastes and preferences are not viewed as static and exogenous, but subject to change in response to both biological and cultural evolutionary pressure. Essentially, "consumers" are treated identically with "producers", in that they "produce" labor services, which are required as input to other sectors, and consume the inputs necessary to maintain this production (Costanza 1980). Just as the input mix of a steel mill may change as a (predictable) result of attempts to optimize under changed conditions, so too the preferences of consumers are subject to adjustment in an attempt to optimize the production of the household sector. If I develop a want and need for a microcomputer system, it probably has little to do with any "inherent" desires on my part (since microcomputers have not been available till recently) but rather with my perception of what I can do with the computer. There are, of course, "basic needs", such as food, water, shelter, sex, etc. but these are not unlike the fixed costs of firms. There are also "irrational" desires but these are either innocuous and unimportant or, like mismanaged firms, they tend to fall to competition. This is a return to the idea of "cardinal" or quantified utility, which economists abandoned for "ordinal" or rank ordered utility when they could not find a suitable quantitative measure. Energy analysis can be seen as an attempt to provide this measure, and in

the process to extend economists to cover transactions in the natural world.

4) The critical hypothesis of the energy analysis approach to shadow pricing is that in a "perfect" market, preferences will adjust such that maximizing the energy embodied in the net system output and maximizing subjective utility are the same thing. The energy analysis approach is therefore effective to the extent that a "perfect" market would equilibrate embodied energy and market value. Since no "perfect" market exists, this would seem to be a hard theory to test. One can look at sections of the market that approximate perfect market conditions, however, and see if hypothesis holds there. When this was attempted for the section of the market covered by the standard economic I-O tables, good correlations were observed (Costanza 1980). One can also look at time series data on energy consumption vs. economic output for the economy as a whole (cf. Hall this volume, Cleveland et al. 1984). These data generally support the hypothesis as well."

Som tillämpningsexempel har Costanza och Neill (1981 i Costanza 1984) konstruerat en input-output-modell för biosfären (se tabell 17). Han ser det ekonomiska problemet med externaliteter som en fråga om var systemgränserna placeras. I biosfärmodellen är alla transaktioner inom systemet, därför blir externaliteter inget problem. Genom denna utvidgade ekonomisk-ekologiska input-output-analys har man skapat en allomfattande modell som kan användas för att sätta allomfattande uppskattningar av skuggpriser. En helt utvidgad I-O-modell (med systemgränser = biosfärgränsen och där smak och preferenser är endogena faktorer) ger en uppsättning viktningsfaktorer (se tabell 16). De kan tolkas som uppskattningar av "marknadspriser" som skulle finnas om en allomfattande marknad fanns (jämför här med cost-benefit-analysens betalningsviljeansats). De kan också ses som ett mått på den direkta och indirekta solenergi som behövs per producerad enhet av varje vara (både "marketed" och "non-marketed").

Tabell 16. Embodied energy intensities from the global model in various units (\*). Från Costanza 1984.

Commodity	Embodied energy intensity**
1. Manufactured goods and services	191.2 E6 kcal solar/\$ = 17,850 kcal FF/\$
2. Agricultural products	13.9 E3 kcal solar/g = 6.2 E6 kcal solar/lb = \$ .03/lb
3. Natural products	39.2 E3 kcal solar/g = 17.7 E6 kcal solar/lb = \$ .09/lb
4. Nitrogen	0.63 E6 kcal solar/gN = \$ 1.49/lbN
5. Carbon dioxide	57.1 E3 kcal solar/gC = \$ .13/lbC
6. Phosphorous	1.17 E6 kcal solar/gP = \$ 2.75/lbP
7. Water vapor	.55 E18 kcal solar/cu.km = \$ 2.87/cu.m = \$ .01/gal
8. Liquid water	.55 E18 kcal solar/cu.km = \$ 2.87/cu.m = \$ .01/gal
9. Fossil fuel	96.4 E3 kcal solar/g FF = 10,711 kcal solar/kcal FF

\* From Costanza and Neill, 1981.

\*\* The values listed to the right of the solar energy intensities (kcal solar/unit) were calculated using standard conversion factors (451 g/lb, 264.2 gal/cu.m, etc.) and the solar energy intensities calculated by the model for the other commodities (i.e. 191.2 E6 kcal/solar/\$). g FF were converted to kcal FF using 9 kcal/g FF.



Table 17. Process by commodity input-output table for the biosphere (all values are annual flows for about 1970)(\*) (från Costanza 1984).

Commodity Inputs	Processes									Net Output	Totals
	Urban Economy (1)	Agriculture (2)	Natural Plants (3)	Animals (4)	Soil (5)	Deep Ocean (6)	Surface Ocean (7)	Atmosphere (8)	Deep Geology (9)		
1. Manufactured goods and services (10 <sup>12</sup> \$)	2.71	0.08								1.19	3.98
2. Agricultural products (10 <sup>15</sup> g.d.w.)	1.28	4.55		3.27							9.1
3. Natural products (10 <sup>15</sup> g.d.w.)	1.18			27.9	103.4	34.6			0.16		167.3
4. Nitrogen (10 <sup>12</sup> g.)	55.0	62.4	208.0		493.6		168.0	389.5			1,376.5
5. Carbon dioxide (10 <sup>15</sup> g. C)		8.2	147.0			15.6	37.2	110.3			318.3
6. Phosphorus (10 <sup>12</sup> g.)	12.6	28.5	1,345.7		8.4		21.0	9.5	13.0		1,438.7
7. Water vapor (Km <sup>3</sup> )								496,100			496,100
8. Fresh water (Km <sup>3</sup> )	1,008	15,490	51,226		111,419		424,700			2,000	605,843
9. Fossil fuel (10 <sup>15</sup> g. C)	5										5
Sunlight (10 <sup>18</sup> Kcal)		23 *	227				606				856

Outputs	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)	(6)	(7)	(8)	(9)	Net Input	Totals
1. Manufactured goods and services (10 <sup>12</sup> \$)	3.98										3.98
2. Agricultural products (10 <sup>15</sup> g.d.w.)		9.1									9.1
3. Natural products (10 <sup>15</sup> g.d.w.)			163.4	3.9							167.3
4. Nitrogen (10 <sup>12</sup> g.)	80.0	31.0		295.0	340.5		182.0	448.0			1,376.5
5. Carbon-dioxide (10 <sup>15</sup> g. C)	5.0	6.1	73.6	14.0	46.5	15.6	49.5	108.0			318.3
6. Phosphorus (10 <sup>12</sup> g.)	14.2				241.3	1,161.1		9.5	12.6		1,438.7
7. Water vapor (Km <sup>3</sup> )	79	5,931	50,740		14,650		424,700				496,100
8. Fresh water (Km <sup>3</sup> )	929	9,829			98,985			496,100			605,843
9. Fossil fuel (10 <sup>15</sup> g.C)									0.07	4.93	5.00

\* From Costanza and Neill 1981.

t17

Costanza (1984) tar fram det han anser är fördelar med energianalys-ansatsen men han pekar också på att en hel del utvecklingsarbete behövs. Det gäller bl a beskrivningar av relationen mellan ekologiska modeller och ekonomisk värdering. Han ställer själv frågan:

"Can physical and biological models be manipulated to yield useful shadow prizes? Or, does the process of human choice and valuation disallow any physical explanation of relative value, as Daly (1981) has argued."

Costanza tillhör en gren av energianalytikerna som tror att nettoinflödet av energi (solinstrålning till biosfärmodellen) kan "delas ut" till de olika delkomponenterna i en I-0-modell. En annan gren, med bl a H.T. Odum, tror inte att detta är möjligt utan de anser att man bör använda andra räkenskapssystem (Odum 1978, Lavine et al. 1982 i Costanza 1984).

Exemplen på energianalys i Sverige enligt de ovanstående amerikanska grenarna, är inte många. När det gäller området ekologi-ekonomi och försök till att vara planeringsanpassad så finns endast ett, och det är det s k Gotlandsprojektet, som även beskrivits i avsnitt 10.3. Inom Gotlandsstudien har man bl a tillämpat H.T. Odum's modellspråk och teorier om energiflöden som beskrivning av relationen mellan natur och samhälle. Projektets olika resultat finns beskrivna i ca 35 artiklar och andra publikationer. Några publikationer som berör ekologi-ekonomi är Jansson & Zucchetto (1978a och b), Jansson (1980), samt Zucchetto & Jansson (1980). Projektets ansatser och resultat av energianalysen har diskuterats i Emmelin (1983), Jerkbrandt et al. (1979) och Molander (1981).

## 12 NATURRESURSER OCH PLANERING - TRE ARBETSMETODER

De föregående kapitlen har till största delen behandlat analysinstrument (matriser, simuleringsmodeller, kartbearbetningar m m) fristående från någon bestämd planeringsprocess (kapitel 7 undantaget). I detta kapitel ska tre arbetsmetoder presenteras som ur olika synpunkter vill visa hur information om naturresurser kan bearbetas och införlivas i lokal och regional planering.

"Hushållning med mark, vatten, luft och energi" är slutrapporten från projektet "Ekosystem och fysisk planering" som velat "utveckla en metod som kan tillföra planarbetet kunskap om naturens möjligheter och begränsningar" med utgångspunkt i nuvarande planeringsrutiner (Jerkbrant et al 1983, del 1). I Lerums kommun har man prövat metoden i en fallstudie (projektet kallas därför oftast "Lerumprojektet"). Metoden har utarbetats och prövats av EFEM arkitektkontor i Göteborg.

Landskapsarkitekten Erik Skärbäck har bl a utifrån sina erfarenheter från Öresundsprojektet (beskrevs i avsnitt 8.2.1) tagit fram en "arbetsmodell för hur information om landskapet kan användas i fysisk planering" (Skärbäck 1981).

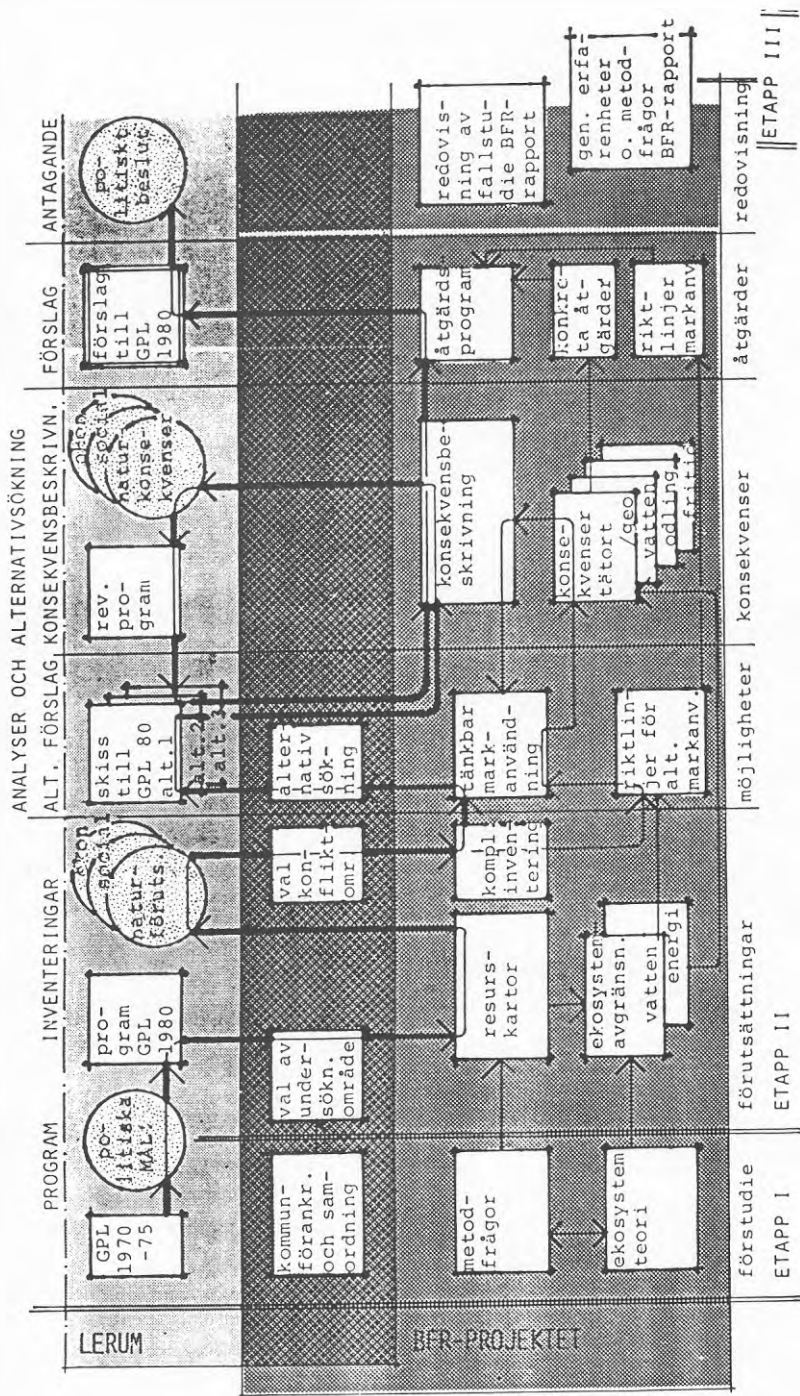
I Danmark har planstyrelsen och Danska arkitekters Landsförbund deltagit i ett utvecklingsprojekt. Syftet har varit att belysa några av de tekniska problemen vid koordineringen av sektorsplaner i den danska regionplaneringen. Resultatet av projektet är en planeringsmetod, utarbetad av fyra danska arkitekter, som "dels kan tjene som redskab til at systematisere koordineringsprocessen som grundlag for en bedre udnyttelse af areal- og naturresourcene, og dels kan åbne mulighed for en øget offentlig indsigt i planlægningen" (Planstyrelsen 1982).

### 12.1 Hushållning med mark, vatten, luft och energi - en arbetsmetod i kommunal översiktlig planering (Lerumprojektet)

EFEM arkitektkontor har i projektet "Ekosystem och fysisk planering" tagit fram en arbetsmetod som ska kunna tillföra det kommunala planarbetet kunskap om naturens begränsningar och möjligheter. Man diskuterar även vad ett ekologiskt synsätt kan innebära i krav på den fysiska planeringen.

Projektet finns dokumenterat i fyra rapporter: Jerkbrant et al (1979), är en kunskapsöversikt och programskrivning, Jerkbrant et al (1983) (del 1 och 2) beskriver dels den nämnda arbetsmetoden och fallstudien i Lerums kommun, Bjur (1985) är en avslutande rapport med redovisning av erfarenheter och slutsatser från projektet. Om inget annat anges, bygger beskrivningarna här på Jerkbrant et al (1983) och Bjur (1985).

Figur 31 visar en schematiserad bild över projektets olika delar och hur de sammankopplades med kommunens planering i Lerum.



Figur 31. Lerumprojektets olika etapper och hur de sammankopplades med kommunens planering i Lerum. Från Jerkbrant et al (1983).

### 12.1.1 Ett ekologiskt synsätt

I Lerumprojektet har man lagt stor vikt vid att diskutera begreppet ekologi, man har även gett ekologi en egen definition för användning i samband med fysisk planering:

EKOLOGI: Studiet av ett natur- eller kulturgeografiskt avgränsat områdes fysiska uppbyggnad (struktur) och dess energi- och materialflöden (funktion).

Vidare har man diskuterat vilka krav man anser att ett ekologiskt synsätt ställer på den fysiska planeringen. Den bör:

- sträva efter kunskap om samspelet mellan människa och miljö, och om följderna av olika slags ingrepp i detta samspel i tid och rum
- söka helhetslösningar, där problemen sätts i sitt sammanhang och dellösningarna infogas i helheten
- överbrygga sektorsgränser och administrativa gränser för att uppnå en allsidig behandling av problemen
- betrakta naturen som en tillgång och en begränsning

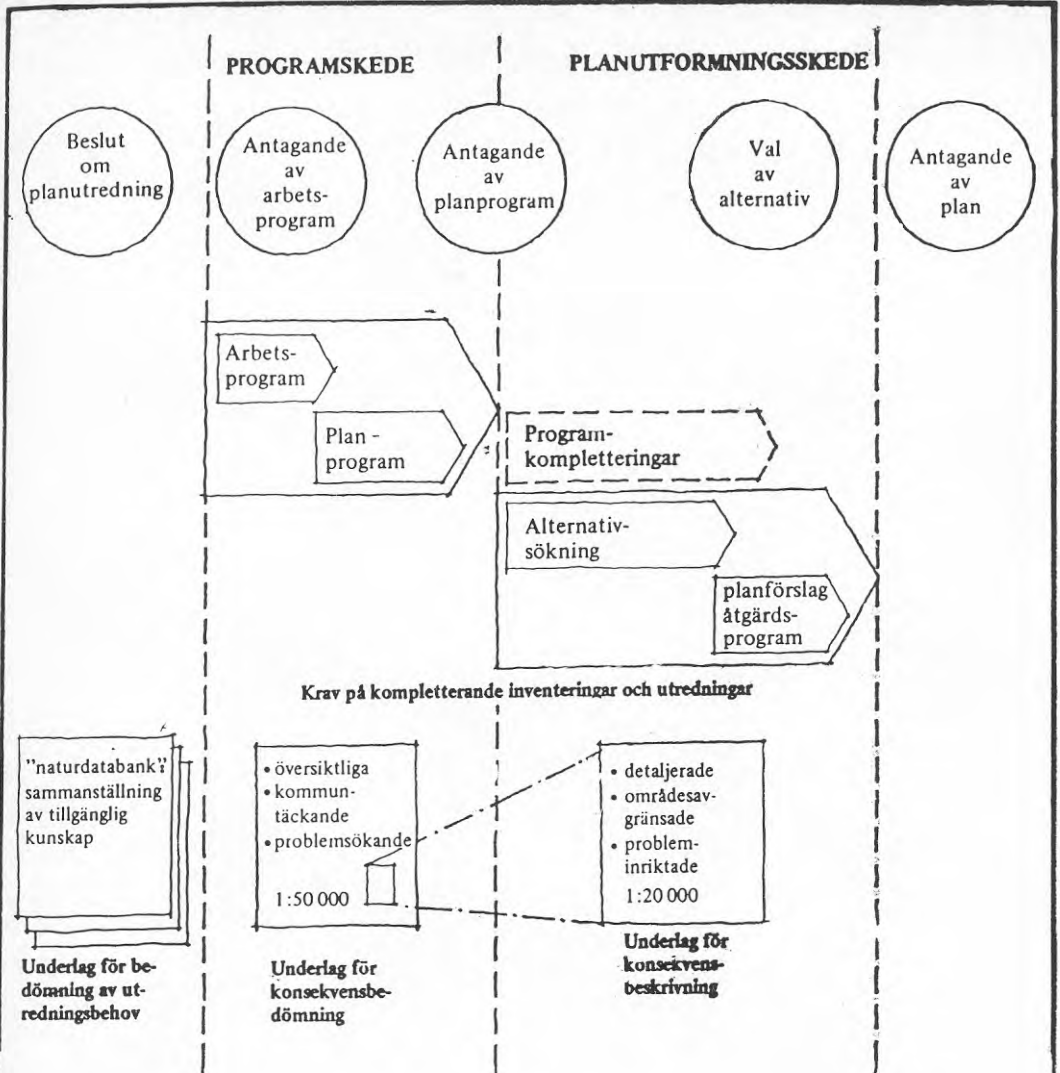
Man säger också att ett ekologiskt synsätt innebär "att planeringen måste visa vilka sociala, tekniska och ekonomiska konsekvenser som ingreppen i naturen för med sig såväl på kort som lång sikt, och på olika platser i och utanför kommunen. Dessutom skall planeringen vara sektorsövergripande. Personer inom olika ämnesdiscipliner och ansvarsområden som besitter kunskap om naturen, måste ges tillfälle att medverka i den fysiska planeringen."

En planering utifrån dessa synpunkter ställer då vissa krav på planeringsunderlaget. Följande krav anser de att ett ekologiskt synsätt ställer:

- förbättrad kunskap om naturtillgångarna och de möjligheter och begränsningar dessa ger för samhällets verksamhet; användningen av mark, luft och vatten
- förbättrade kunskaper om de "förädlade" naturtillgångarnas nuvarande sammansättning och funktion
- förbättrade kunskaper om nuvarande energi- och materialflöden, och om hur dessa kan påverkas
- förbättrad kunskap om hur markanvändningen påverkar mark, luft och vatten samt om energi- och materialflöden i samhället
- förbättrad kunskap om samspelet mellan naturen och människornas sociala och kulturella miljö

### 12.1.2 Arbetsmetoden

I Lerumprojektet gör man inte anspråk på att fylla alla de krav som de anser att ett ekologiskt synsätt innebär. Arbetet har istället inriktats på (Jerkbrant et al., 1983):

**Programskedet:**

Arbetsprogrammet styr planarbetet och innehåller uppgifter om huvudmannaskap, organisation, tidsplaner, ekonomiska och personella resurser samt utredningsbehovet.

Planprogrammet styr planutformningen och är ett politiskt dokument, som beskriver mål för planeringens innehåll och genomförande. Ett förslag till planprogram är ett lämpligt underlag för ett tidigt samråd med berörda intressenter och myndigheter.

Figur 32. Planeringsprocessens olika skeden, arbets- och beslutsmoment. Inventeringsarbetet inriktas efter behoven i planeringsprocessen från översiktliga till mer detaljerade och problemstyrda insatser. Från Jerkbrant et al (1983).

**Planutformningsskedet:**

Alternativsökningen innebär att olika alternativ för den framtida markanvändningen skissas. Utformningen av planalternativen styrs av de politiska mål som finns angivna i planprogrammet.

Planförslaget är utvalt bland de alternativ som tagits fram vid alternativsökningen, kompletterat med ett åtgärdsprogram. Resultatet blir ett underlag för samråd och antagande.

Planen är det juridiska uttrycket för ställningstagandena i planprogrammet och reglerar den framtida markanvändningen inom ett avgränsat område.

- vilka kunskaper om naturförhållandena som bör ingå i planeringsunderlaget
- hur man sammanställer kunskapen i överblickbara redovisningar, anpassade till planeringens olika skeden
- hur man med en rimlig arbetsinsats kan finna och utnyttja sådan kunskap

Man har alltså i första hand, när det gäller metodutveckling, ägnat sig åt frågor kring planerings- och beslutsunderlaget i olika skeden av planeringsprocessen. Dock diskuterar man vilka förutsättningar som behövs "för att kunskaper om naturens möjligheter och begränsningar skall kunna fogas in i planeringsunderlaget" (Jerkbrant et al 1983).

Figur 32 är en skiss över hur den föreslagna arbetsmetoden fogas in i en planeringsprocess. Arbetsmetodens olika faser framgår av figuren.

De tre viktigaste hjälpmedlen i arbetet är:

- ekosystemavgränsningar
- naturdatabank
- konfliktbedömningar och konsekvensbeskrivningar

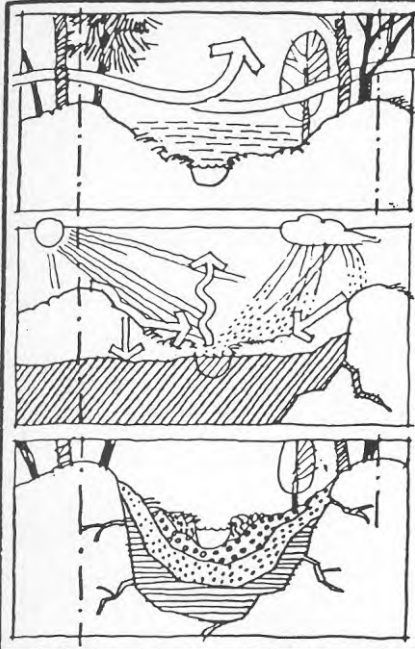
Arbetsmetoden har sin utgångspunkt i "naturdatabanken" som bygger på redan tidigare utförda kartläggningar och som kompletteras efterhand. I tabell 18 visas hur databanken i Lerums kommun kom att se ut. Naturdatabanken kan vara ett underlag när planarbetets arbetsprogram ska upprättas. När planprogrammet utförs, anser Jerkbrant et al. (1983) att områdesavgränsningar bör sökas efter de gränser naturen ger. Naturdatabanken kan här ge möjligheter att utifrån de frågor som ska belysas (uppvärmning, avlopp m m) avgränsa "funktionella" områden (Jerkbrant et al 1983 kallar detta för ekosystem). Figur 33 visar ett exempel på en sådan avgränsning. Man säger vidare att en ambition med arbetsmetoden är att på ett tidigt stadium och med begränsad arbetsinsats styra inventerings- och utredningsarbetet till de områden där fördjupade kunskaper är nödvändiga.

Tabell 18. Exempel på hur naturdatabanken kan se ut. Från fallstudien i Lerums kommun (Jerkbrant et al., 1983)

Kartgrupp	Förutsättningskartor	Kartbenämningar (skala 1:50 000)	
		Möjlighets/Begränsningskartor	
1. Berg/Jord	F1 Berg/jordartsöversikt	M1 Skredrisker/täkter	
2. Areella näringar/urban mark	F2 Landskapsöversikt	M2 Jord/skog/fiske	
3. Kultur/natur	F3 Fritidskarta	M3 Kultur/naturvård	
4. Klimat/förnybar energi	F4 Klimat- och terrängöversikt	M4 Energipåverkande naturförutsättningar	
5. Energi- och materialflöden	F5 Energi/materialflödesöversikt	M5 Flödespåverkande naturförutsättningar	
6. Vatten/luft	F6 Vatten/luftöversikt	M6 Miljöpåverkande naturförutsättningar	

## EXEMPEL: AVGRÄNSNING UR MARK-, VATTEN- OCH LUFTSYNPUNKT

A.



Vattendelarna, dvs gränsen mellan olika avrinningsområden, är en meningsfull ekosystemindelning, då man studerar förutsättningarna för en förändrad markanvändning ur mark-, vatten- eller luftsynpunkt. Inom de olika avrinningsområdena kan speciella egenskaper urskiljas och beskrivas:

## Luftfrågor:

Ett avrinningsområde överensstämmer i vissa avseenden med klimatförhållandena. Avrinningsområdets lägsta delar kan ha typiska förutsättningar för kallluftsbildningar och ibland inneslutas av ett inversionsskikt i luften. Topografin påverkar områdets vindförhållanden.

## Vattenfrågor:

Ett avrinningsområde är vatten- och avloppsfrågornas samt recipientförhållandenas självklara indelningsgrund. Förändringar i vattenbalansen kan påverka växtligheten inom området.

## Markfrågor:

Ett avrinningsområde är nagorlunda enhetligt vad gäller markens egenskaper och topografin. Vattendelaren är oftast en markerad höjdrygg, vilket innebär att avrinningsområdet avgränsar likartat bildade och lagrade sedimentjordar. Ytvattenflödet innanför gränserna bidrar starkt till jordarternas egenskaper (speciellt gäller detta leror).

## EXEMPEL: AVGRÄNSNING UR ENERGISYNPUNKT

B.

Figur 33a och b. Avgränsning av funktionella områden. Från Jerkbrant et al (1983).

En indelning av kommunen ur energisynpunkt kan ske med utgångspunkt från våra möjligheter att påverka energiflödena:

- o tätortsbebyggelse och större anläggningar för verksamheter (urbana ekosystem) – uppbyggda av människor och därmed möjliga att påverka
- o områden för rationellt jord- och skogsbruk (agrara ekosystem) – behovet av hjälpenergi varierar med brukningsmetoderna
- o "naturmark" (naturliga ekosystem och blandekosystem) – mark med liten insats av kulturbetingad hjälpenergi.

Ett enkelt sätt att avgränsa tätortsbebyggelsen ur energisynpunkt är att använda kommunens indelning i statistikområden som bygger på en uppdelning i tätorter och glesbygd. För att kunna beskriva energibehovet inom de avgränsade områdena, behöver vi dessutom uppgifter om:

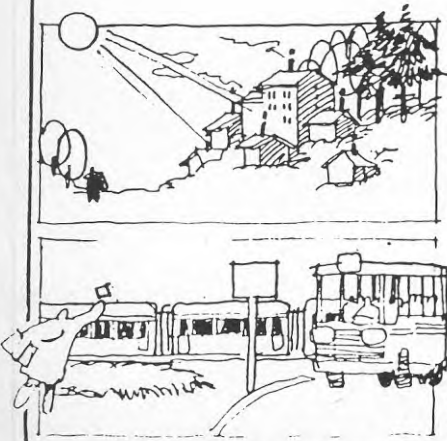
## Uppvärmning:

- bebyggelsens utformning (villor, radhus, flerbostadshus)
- bebyggelsens läge (soligt, skuggigt, bläsigt)
- byggnadstekniken (material, grundläggning m m)
- bebyggelsens uppvärmningssätt samt de boendes vanor.

## Transportenergi:

- avstånd till arbetsplatser
- avstånd till kommersiell, kommunal service
- avstånd till rekreationsmål
- tillgång till kollektiva transportmedel

Avgränsningar av områden med hänsyn till energibehov, energisparpotential, uppvärmningssätt m m har studerats i flera forskningsprojekt i samband med kommunal energisparplanering.





Ett viktigt moment är alternativsökningen. Den börjar med en prövning av önskvärda förändringar av markanvändningen. Vid prövningen utnyttjas också naturdatabanken för att visa möjligheter och begränsningar att uppfylla olika politiska mål. De politiska målen omformas till frågor. Tänkbara alternativ ställs mot dessa frågor vilket ger en överblick över hur alternativen uppfyller de politiska målen. Ett exempel på bedömning av konflikter och konsekvenser visas i figur 35. Jerkbrant et al (1983) säger att syftet med programskedet är att visa hur olika sätt att använda kommunens naturtillgångar svarar mot olika politiska mål. Programskedet resulterar i ett planprogram som innehåller:

- Fastställda politiska mål för planeringen,
- bestämd probleminriktning och resurstilldelning för utredningsarbetet,
- fastlagd områdesavgränsning av ytterligare inventeringar och utredningar och utelämnande av områden som inte behöver studeras i den fortsatta planeringen.

Ett exempel på hur målen i planprogrammet kan se ut visas i tabell 19.

När planprogrammet är taget ska det alternativ tas fram som bäst uppfyller de uppsatta politiska målen. Det görs bl a med hjälp av ett fördjupat och mer detaljerat material från naturdatabanken. Detta material utgör sedan grunden för ytterligare en indelning av "ekosystemråden" (se figur 34).

EXEMPEL: INDELNING AV ETT EKOSYSTEMOMRADE I  
ENHETLIGA DELOMRÅDEN

Biotop	A åker/gräsmark		B skogsmark		C urban mark		D vatten	
	A1 bete/ jordbruk	A2 bäckravin	B1 lovskog	B2 barrskog	C1 bostad	C2 industri	D1 kärr	D2 sjö
mark	"lera"	"lera"	fast mark	fast mark			lös mark	
jordmån	brun- jord	brun- jord	brun- jord	podsol				
topografi	slätt	sluttande	slätt	kuperad				
klimat		kallluft- sjö			värmeö		kall- luft- sjö	kall- luft- sjö
Natur/ kultur skydd enl länssty- relsen	-S	-S	-S	-S			-S	-S
Exempel: Kulturskyddad flack jordbruksmark betecknas A1 -S.								

Figur 34. Exempel på en indelning av ett ekosystemområde i enhetliga delområden (från Jerkbrant et al 1983).

	1 LERUM	2 STEN- KULLEN	3 FLODA	4 TOLLERED	5 GRÄBO	6 BJURBO- HOLM	7 STOVIK
<p><b>MÅL MINSKAT BEHOV AV ENERGI FÖR UPPVÄRMNING</b></p> <p>Finns det särskilda begränsningar vid en tätortsutbyggnad beroende på</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• risk för bildning av kallluftsjö (kan kräva ökat energibehov)</li> <li>• skuggiga norrslutningar (kan kräva ökat energibehov)</li> <li>• speciellt vindutsatt område (kan kräva ökat energibehov)</li> </ul> <p>Finns det särskilda möjligheter vid en tätortsutbyggnad beroende på</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• solvarma sydslutningar (aktiw och passiv solvärme)</li> <li>• lermark för jordvärme</li> </ul>	<p>Kall karta</p> <p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• runt Aspen och Saveån</li> <li>• söder om E6 an söder om Hulan</li> </ul> <p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• höjderna väst Stansjön</li> </ul> <p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• stora delar norr om Saveån</li> </ul> <p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• enstaka områden</li> </ul>	<p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• hela Lerans daläng</li> <li>• söder om Saveån och Savelången</li> </ul> <p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• enstaka områden vid Drängsered</li> <li>• stora delar väst och norr om Stenkullen</li> </ul>	<p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• runt Savelin och Savelången</li> <li>• söder om E6 an</li> </ul> <p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• enstaka områden vid Drängsered</li> <li>• enstaka områden</li> </ul>	<p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• runt Torska bottnen</li> <li>• söder om E6 an</li> </ul> <p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• enstaka områden norr om Forskä bottnen</li> </ul>	<p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• dalängerna mot Mjörn</li> <li>• norra delen av Brattås</li> <li>• i norr runt Alsjön</li> <li>• enstaka områden vid grustakten</li> <li>• stora delar väst och öst Gräbo</li> </ul>	<p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• mot Mjörn</li> <li>• i söder runt Alsjön</li> <li>• enstaka områden</li> <li>• enstaka områden</li> </ul>	<p>M4</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• i väster och mot Mjörn</li> <li>• stora delar i norra Stovik</li> <li>• stora delar syd och väst om Last Spivik</li> </ul>
<p><b>MÅL MINSKAT BEHOV AV ENERGI FÖR TRANSPORTER</b></p> <p>Finns det särskilda möjligheter vid en tätortsutbyggnad beroende på</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• närhet till kollektivtrafik</li> <li>• närhet till service och arbetsplatser</li> </ul>	<p>M5</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• järnväg och buss</li> <li>• arbetsplatser skolor</li> </ul> <p>kommentar</p>	<p>M5</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• Järnväg och buss</li> <li>• industrier</li> </ul>	<p>M5</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• järnväg och buss</li> <li>• arbetsplatser handel skolor</li> </ul>	<p>M5</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• buss</li> <li>• handel skolor</li> </ul>	<p>M5</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• buss</li> <li>• handel skolor</li> </ul>	<p>M5</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• buss</li> <li>• industrier</li> </ul>	<p>M5</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>• buss</li> <li>• industrier</li> </ul>

Figur 35. Exempel på en bedömning av konflikter och konsekvenser. Från Jærkbrant et al (1983).

! "varmingsområde" fortsatt utredning krävs"  "bör uppmärksammas i den fortsatta planeringen"  betydelsen för tätortsutbyggnad ifrågasätts

## MAL FÖRBÄTTRAD HUSHÅLLNING MED MARK, VATTEN OCH LUFT



GENOM att närreklamationsområdet säkerställs inom gångavstånd från bebyggelsen

Läge, karaktär:

De framtida boende i södra och västra delen får möjligheter till närreklamtion genom närheten till Leråns dalgång som i dag är en potentiell resurs för rekreation. Skolor utnyttjar i dag vissa delar av dalgången för naturstudier.

Konflikt:

Ingen församling inträffar beträffande möjlig närreklamtion för de som bor inom området i dag.

Effekter, åtgärder:

Utbyggnaden kan medföra förbättrad tillgänglighet till Leråns från Ölsåndsområdet.

I norra delen av utbyggnadsområdet är förutsättningarna för närreklamtion mindre goda. Inom utbyggnadsområdet kan det vara svårt och kostsamt att tidigt skapa god naturlig eftersom områdena vudsakligen består av åkermark.

I mellersta delen finns dock några bestånd av äldre tall- och lövskog samt betesmark. Skogsparterna kommer troligen att kunna bevaras i en utbyggd natursituation.

Det öppna Stenkullenområdet är med sina utblickar en tillgång som rekreativt område.

Källa: 19, 23, 24



GENOM att produktiv jordbruksmark större än 2 ha bibehålls för framtida behov

Läge, karaktär:

I stort sett hela området (85%) ligger inom ett av de få större sammanhängande jordbruksområdena i kommunen. Marken i området består till stor del av jordbruksmark, som klassats som "produktiv" eller "måttligt produktiv". Enligt bedömningar av Lantbruksuniversitetet i Alnarp är totalt 40% (ca 23 ha) jordbruksmark klass B och 35% (ca 11 ha) jordbruksmark klass C. (A = högsta klass.)

Konflikter:

Planförslaget innebär att produktiva naturresurser tas i anspråk för överskådd tid framöver. Avkastningen från dessa åkrar har uppskattats till 150 ton brodsad per år. Av en del av detta är en liten del av kommunens totala produktion, bidrar exploateringen till att minska självförsörjningsgraden inom Gästriklandsregionen.

Effekter, åtgärder:

Genom utbyggnaden kommer främst två rationella jordbruksenheter att drabbas av större areal- och inkomstbortfall.

I södra delen ligger även ett trädgårdsföretag med produktion från både friland och växthus. Detta kommer att försvinna vid en exploatering, om inte detaljplaneringen tar hänsyn till verksamheten.

Källa: 15, 16, 17

## Stenkullen VÄST

## Stenkullen ÖST

Delar av området mellan det norra skogspartiet och tätorten består av jordbruksmark (15:7). Vid flustugan finns det, enligt bedömningar av Lantbruksuniversitetet i Alnarp, måttligt produktiv jordbruksmark klass C (ca 13 ha) (A = högsta klass).

Kommunens fritidssektor vill reservera ca 4 ha av flustugans jordbruksmark ("Hultet") för idrottsändamål.

Idrottsplaner behöver inte utgöra något hot mot framtida jordbruksintressen, då odlingsreserven bibehålls.

Vid utformningen av områdesplanen bör återstoden av jordbruksmarken (ca 10 ha) utnyttjas för andra ändamål än bebyggelse, t ex odlingslotter, eftersom:

marken kan vid behov ge ett bidrag till den biologiska produktionen med ca 50 ton brodsad per år  
- sätningekändlig lermark undviks  
- ev kallutslösor undviks

Källa: 15, 16, 17

Figur 36. Exempel på konflikt- och konsekvensbeskrivning. Från Järkbrant et al (1983).

Exempel på  
FÖRSLAG TILL ÅTGÄRDSPROGRAM – STENKULLEN

Hushållning med mark,  
vatten och luft

Lägg inte bebyggelse  
eller ledningsgravar så  
att de skär av ytvatten-  
strömmen till vegetatio-  
nen i ravinen.

Gör ravinen tillgänglig  
för närrecreation ge-  
nom naturliga gang-  
stigar.

Bibehåll en oexploate-  
rad zon (100 m bred)  
mot ravinkanten (kan  
användas för odlings-  
lotter). I denna zon för-  
läggs fördröjningsma-  
gin för dagvatten.

Lämplig hushöjd och  
grundläggning kräver en  
särskild geoteknisk un-  
dersökning. (Högre än  
2 van kan ge dyr grund-  
läggning.)

Denna mark bör undan-  
tas helt från exploate-  
ring p.g.a. dåliga grund-  
förutsättningar (spec  
geoundersökningar).

Ge trädgårdsföretaget  
möjlighet att bli kvar  
(kan bli en tillgång i bo-  
stadsområdet).



Miljöförbättringar ur  
mark-, vatten- och luft-  
synpunkt

Utred luftutsläpp från  
industrier och svingard.

Plantera vindbromsande  
vegetation i ett tidigt  
skede för förbättrad  
komfort.

Flytta sekundärleden  
till nya industrivägen  
för minskat trafikbuller  
och ökad trafiksäkerhet.

Minskad uppvärmnings-  
energi

Utred om det finns spill-  
värme som kan utnytt-  
jas till bostadsuppvär-  
ming.

Orientera husen så att  
passiv solvärme kan till-  
varatas.

Plantera vindbromsande  
vegetation i ett tidigt  
skede ur energisyn-  
punkt.

Mark för jordvärme  
finns hur ställer sig  
ett utnyttjande ekono-  
miskt?

Figur 37. Exempel på förslag till åtgärdsprogram. Från  
Jerkbrant et al (1983).

Tabell 19. Exempel på mål i planprogrammet. Från Jerkbrant et al (1983).

**MÅL: FÖRBÄTTRAD HUSHÅLLNING MED MARK, VATTEN OCH LUFT GENOM**

- att planera uttagen av knappa naturresurser
- att råvarutäkter och lokala energitillgångar skyddas från bebyggelse för att garantera framtida behov.
- att tillgången till skyddsvärda områden (kultur/natur, djurliv, fritid) säkras
- att närreklamationsområden säkerställs inom gångavstånd från bebyggelsen
- att produktiv jordbruksmark större än 2 ha bibehålls för framtida behov
- att ny bebyggelse förläggs till redan utnyttjade markområden (förtätning)
- att nyexploatering lokaliseras så att omfattande markarbeten kan undvikas
- att möjliggöra alternativa sätt att använda marken i framtiden
- att ingreppen i naturen görs med skonsam anläggningsteknik.

**MÅL: FÖRBÄTTRAD MILJÖ MED AVSEENDE PÅ MARK, VATTEN OCH LUFT GENOM**

- att utforma avloppsbehandlingen efter recipientens fysikaliskt/kemiska förutsättningar
- att vattentäkter skyddas från jord- och skogsbrukets föroreningar
- att undvika att lägga avfall i markupplag (soptippar)
- att utnyttja möjligheten till lokalt omhändertagande av dagvatten, där förutsättningarna är goda
- att trafikbuller och avgaser minskas genom att de kollektiva transporter prioriteras framför bilismen
- att nödvändiga, störande verksamheter förläggs till ur miljösynpunkt lämpliga platser
- att effekterna av enskilda och samverkande utsläpp beaktas vid lokalisering av bebyggelse
- att ny bebyggelse förläggs till områden med goda klimatförhållanden ur komfortsynpunkt.

**MÅL: MINSKAT BEHOV AV ENERGI FÖR TRANSPORTER GENOM**

- att pendlingen minskas genom att flera arbetstillfällen kommer till stånd inom kommunen
- att det kollektiva transportnätet förbättras genom att detta prioriteras
- att utbyggnadsområden lokaliseras så att kollektiva (spårbundna) transportmedel lätt kan nås
- att bostäder och verksamheter sammanförs inom gång- eller cykelavstånd
- att bostäderna har närreklamationsområden inom cykel- och gångavstånd
- att transporter av varor minskas genom ökad grad av självförsörjning
- att avfallet behandlas och omhändertas inom kommunen

**MÅL: MINSKAT BEHOV AV ENERGI FÖR UPPVÄRMNING GENOM**

- att befintlig gles villabebyggelse förtätas, så att fjärrvärme kan anslutas
- att ny bebyggelse lokaliseras så att det blir möjligt att utnyttja grupp-, fjärr-, spill- eller avloppsvärme
- att ny bebyggelse förläggs till områden med goda klimatförhållanden ur energisynpunkt
- att ny bebyggelse ges en energisnål utformning (tät bebyggelse, flerbostadshus, passiv solvärme)
- att ny bebyggelse lokaliseras så att lokala energikällor och lagringsmöjligheter kan utnyttjas.

(utdrag ur kapitlet om "Problem och mål" i rapport 3)

En konflikt och konsekvensbeskrivning utförs för de olika planalternativen, se figur 36 för exempel. Jerkbrant et al (1983) säger att "beslutsunderlaget skall göra det möjligt att bedöma hur planförslagets utformning och innehåll svarar mot intentionerna i planprogrammet. Planförslaget kompletteras därför med en beskrivning av ekonomiska, sociala, tekniska och ekologiska konsekvenser, både närliggande och på längre sikt".

Planförslaget åtföljs till sist av ett åtgärdsprogram. Det visar vilka åtgärder som krävs för att eliminera eller minska eventuella nackdelar hos planförslaget. Figur 37 visar ett exempel på åtgärdsprogram.

### 12.1.3 Synpunkter på Lerumprojektet

Emmelin (1983) har i sin bok "Planering med ekologisk grundsyn" diskuterat för- och nackdelar med olika projekt. Några av hans synpunkter om Lerumprojektet framförs här i punktform.

- "Den medvetenhet om själva samhällsplaneringens villkor och struktur, som vanligen saknas i ansatser till ekologisk planering, finns klart och tydligt redovisad."
- "Jämfört med tidigare svenska ansatser till "ekologisk planering" förefaller projektet att ha sin styrka i den tydliga struktureringen av planeringsprocessen samt i ambitionen att behandla ett stort antal fysiska faktorer."
- I början på detta avsnitt (12.1.1) visas några mål som Jerkbrant et al (1983) anser ett ekologiskt synsätt ställer på planeringen. Om dessa säger Emmelin (1983) att "problemet ligger i att ekologins relation till dessa mål knappast framgår".
- "De allmänna kriterierna för vad som ekologiskt skall åstadkommas är lika vaga eller underförstådda här som i andra ansatser till ekologisk planering - mångformighet, bevarande av naturen funktioner o s v. Operationaliseringen av ekologin är oklar eller obefintlig."
- "Användningen av ekologi är inte i princip skild från tidigare ansatser. Det är främst kartering av naturgivna förutsättningar som i praktiken blir det ekologiska bidraget."
- Om naturgivna förutsättningar och hur de skall tillåtas styra planeringen säger Emmelin (1983): "Framför allt saknar man analys av hur långt förutsättningarna skall tillåtas styra, hur de skall vägas mot varandra, och mot andra samhällsmål och planeringsfaktorer."
- "Flera av de metodologiska invändningarna borde kunnat mötas med vidareutveckling."

## 12.2 Landskapsinformation och planering

I sin avhandling "Landskapsinformation och planering" har Skärbäck (1981) utarbetat en "arbetsmodell för hur information om landskapet kan användas i fysisk planering." Beskrivningen här grundar sig på Skärbäcks avhandling.

Skärbäck säger att han inte gör ett försök att översätta ekologiska principer eller kriterier till planeringsprocessen. "I stället poängteras betydelsen av att ge överblick över olika anspråk på naturresurser samt möjligheter, konsekvenser och konflikter av planförslag".

Arbetsmodellen har utvecklats bl a genom Skärbäcks arbete i tre planeringsprojekt, varav ett var Öresundsprojektet som beskrevs i avsnitt 8.2.1.

För att svårigheterna skall minska att få in landskapet som planeringsfaktor ställs följande krav på metodiken:

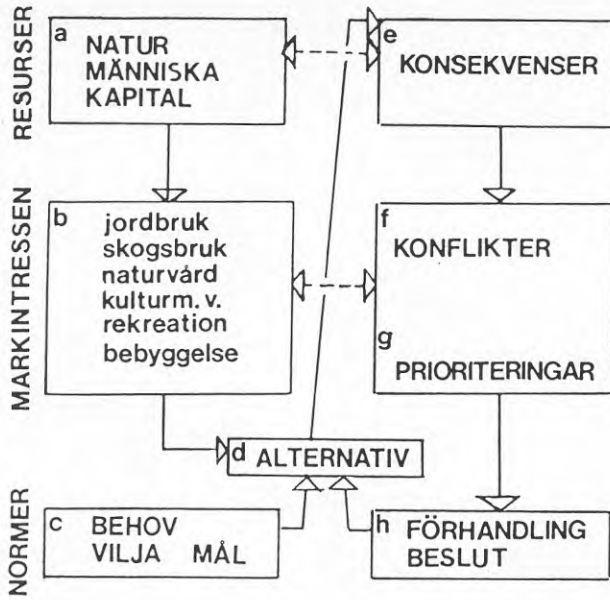
- En problemanalys görs tidigt för att få planeringsarbetet relevant
- Intressenterna i planeringen definieras
- Resurserna definieras med utgångspunkt från de intressen som är riktade mot dem
- Informationshanteringen görs överskådlig
- I första hand utvärderingar men även basdata redovisas
- En heltäckande modell ställs upp som förklarar arbetsgången med studier av resurser, anspråk/markintressen, utformning av planförslag, eventuella alternativ, samt analys av konsekvenser, konflikter och åtgärdsalternativ.

I figur 38 visas arbetsmodellen, som ska ge vissa principer för hur informationsinsamling och analysarbete ska organiseras så att man i ett projekt kan överblicka hur olika faktorer påverkar eller beror av varandra.

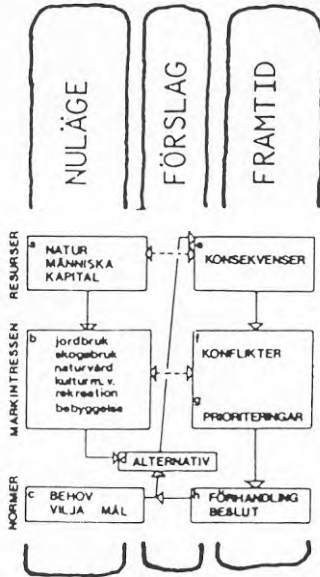
Skärbäck säger att en huvudprincip med arbetsmodellen är att alla sektorsintressen skall tillåtas redovisa sina anspråk fullt ut. Det sker i bl a anspråks-, konsekvens- och konfliktredovisningar. Planläggningen ska vara konfliktavslöjande - inte konfliktdöljande (Langdalen 1974 i Skärbäck 1981).

Modellen kan ses i en tidsmässig uppdelning, se figur 39. Nuläget betecknar utgångspunkten för projektet. Framtid är den tänkta situationen efter genomförandet. Det centrala momentet är alternativsökningsfasen (d) som ligger mittemellan. Så tidigt som möjligt i planeringen utförs en problemanalys, för att definiera föremålet för planeringen, d v s vilka behov som är utgångspunkten (c). Behoven styr bl a omfattningen och inriktningen av resursinventeringen (a) och markanvändningsbeskrivningen (b).

Den andra uppdelningen av modellen är den funktionsmässiga i tre nivåer, se figur 40. Överst behandlas resurser som natur- och socioekonomiska faktorer. Inventering och konsekvensanalys görs här. Skärbäck jämför denna med en "systemanalytisk förklaringsmodell" enligt

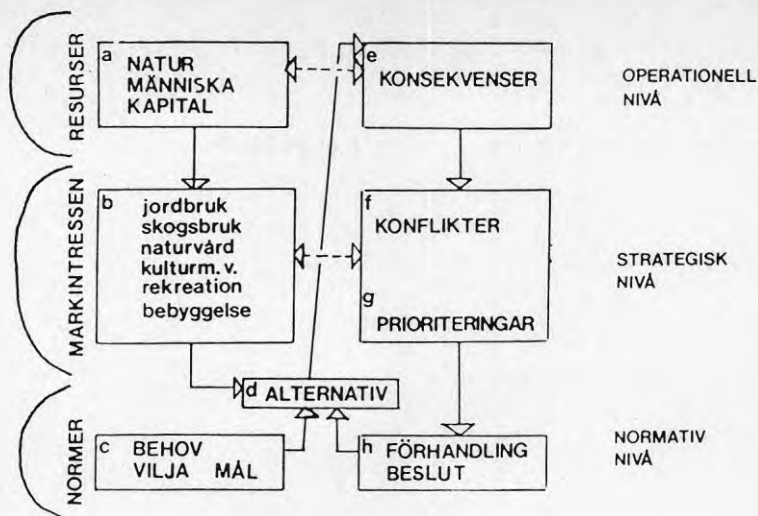


Figur 38. Generell arbetsmodell för lösning av ett planeringsproblem. Från Skärbäck 1981.



Figur 39. Arbetsmodell enligt Skärbäck 1981, sedd i en tidsmässig uppdelning.





Figur 40. Arbetsmodell enligt Skärbäck 1981, sedd i en funktionell uppdelning.

Jantsch (1975 i Skärbäck 1981). Den övre nivån skulle då motsvara en operationell nivå. Ett exempel på vad som menas med detta ges nedan.

Markintressen och utvärderas på den mellersta nivån i figur 40. Här formuleras även planförslag och möjliga markanvändningsalternativ. En samlad konfliktbedömning som ligger till grund för beslut på nästa nivå utförs. Den mellersta nivån är den strategiska.

Den normativa nivån utgörs av den nedre i figur 40. Där ingår värderingar, önskemål, politik, vilja, etc. Behov som grund för alternativsökningen formuleras här. Det slutgiltiga beslutet tas på denna nivå.

Exempel på vad som menas med de olika nivåerna i figur 40:

- o Operationell nivå. Idéer om tätt byggande, förtätning av glesa villaområden, påbyggnad av flera våningar på innerstadens hus, närrekreation i samutnyttjande med jordbruksmark i stället för anläggning av renodlad park etc.
- o Strategisk nivå. Försök att stimulera eller styra tätortsutbyggnad till mindre produktiv odlingsmark. Detta kan leda till konflikter med friluftsliv som i sin tur mildras genom riktlinjer för skogsbruket, så att attraktiva skogsområden säkras för friluftslivet. Strategisk planering är sektorövergripande och översiktlig (Maandi 1979 i Skärbäck 1981).
- o Normativ nivå. Förslag om förändrad jordbrukspolitik för att få högre livsmedelsproduktion t ex stimulera köksväxtproduktionen.

Utvärderingar av basdata (analyser) kan göras på många olika sätt. Skärbäck tar inte ställning för eller emot speciella metoder. Strängt matematiska till mer intuitivt sökande metoder får väljas med utgångspunkt i frågeställningens karaktär.

Skärbäck (1981) säger att "modellen har sitt huvudsakliga värde i att den underlättar en strukturering av från början illa strukturerade problem". Han säger också att "arbetsmodellen avses underlätta för aktörerna att både identifiera sina egna argument och att göra partiska analyser".

### 12.3 Arealplanlægning - det obne land

Den planeringsmetod som här ska beskrivas är ett teoretiskt utvecklingsarbete för regional fysisk planering i Danmark. Utgångspunkten är de ramar och riktlinjer som följer av den danska lagstiftningen och de riktlinjer som finns för den "sammanfattande" regionala fysiska planeringen och de som finns för varje sektor (Planstyrelsen 1982). Metoden är i första hand utformad för planeringen av "det obne land" och sektorerna jordbruk, naturskydd, råvaru- och vattenanvändning. Med det "obne land" menas de "arealer, der ligger uden for bymaessig bebyggelse samt trafik- og andre tekniske anlæg" (Planstyrelsen 1982). På svenska borde detta motsvara begreppet landsbygd. Uppgifterna i det följande bygger på Planstyrelsen (1982).

Författarna till metodrapporten tar upp två citat från "lands- og regionplanloven" (loven = lagen på sv.) som central för utvecklingsarbetet:

- 1 pkt.1: "Ved en sammenfattende fysisk planlægning tilstræbes at tilvejebringe grundlag for:  
at landets areal og naturressourcer udnyttes ud fra en samfundsmaessig helhedsvurdering,..."
- 12 stk.3: "Amrådet og kommunalbestyrelserne skal foreslå en oplysningsvirksomhed med det formål at fremkelde en offentlig debat om regionplanlægningens målsætning og nærmere indhold".

Syftet med projektarbetet har varit att belysa några av de tekniska problemen vid koordineringen av sektorplaner för landsbygden och vid utarbetandet av en sammanfattande markanvändningsplan i samband med den regionala planeringen. Man har också bidragit med en systematisk planeringsmetod. Den ska hjälpa till att systematisera koordineringsprocessen så att mark- och naturresurser utnyttjas bättre, och så att den offentliga insynen i planeringen ökas. Man vill också precisera förhållandet mellan politiska och tekniska aspekter vid utarbetandet av planen.

Vid metodutvecklingen har man lagt stor vikt vid:

- "at målsætningsdebatten kan fastholdes og præciseres i løbet af afvejningsprocessen,
- at afvejningen mellem sektorerne påbegyndes så tidligt som muligt,
- at sektorplanudarbejdelsen foregår parallelt,
- at afvejningen imellem sektorerne foretages udfra et fælles grundlag bestemt af den ressourcemæssige synsvinkel,
- at vurderingerne lægges åbent frem."

Med "resoursemæssig synsvinkel" menas att planeringen inte ska ses enbart i ett utvecklings- eller bevarandeperspektiv. Markanvändningen ska så långt möjligt optimeras så att:

- varje aktivitet ges de bästa möjliga betingelser,
- och så att de samlade kostnaderna (ekonomiska, miljömässiga, m fl) blir så små som möjligt.

Om avvägningen av sektorsintressena säger man att sektorsintressena inte direkt kan värderas då intressena är uttryck för olika värdesystem. Utifrån en resursmässig synvinkel är de rena sektorsintressena för snäva som grund för avvägningen beroende på att de endast uttrycker möjligheterna i markanvändningen. För att få en fullständig bild måste man också se på konsekvenserna av den önskade markanvändningen. Genom att värdera den samlade "konfliktpotentialen" får man begränsningarna på markanvändningen med hänsyn till resurser och miljö. Konfliktpotentialen visar omkostnaden för olika markanvändningar i form av risken för ödeläggelse eller begränsningar i användningen av andra resurser.

### 12.3.1 Planeringsmetodens olika steg

Metoden är uppbyggd av en rad arbetsfaser som ska utföras samtidigt av alla sektorer. I figur 41 visas de olika faserna. Figuren anger också vilka moment sektorerna utför var för sig respektive tillsammans.

Formuleringen av målsättningen börjar med att amtets tekniker (tjänstemän) utarbetar ett bakgrundsmaterial till debatten om målen. Debatten förs av amtsrådet. Bakgrundsmaterialet ska bl a innehålla: pågående markanvändning, tendenser i utvecklingen av markanvändningen, nuvarande och kommande markanvändningskonflikter, redogörelse för planering som varit av betydelse för utvecklingen och som är av betydelse för sektorer och regional nivå, redogörelse för bindningar/förhållanden som inte går att ändra på och vilka som går att ändra, redogörelse för vilka antaganden (befolkning, trafik, bebyggelse m m) som ligger till grund för planeringen. Efter debatten uppställs sedan målen av amtsrådet.

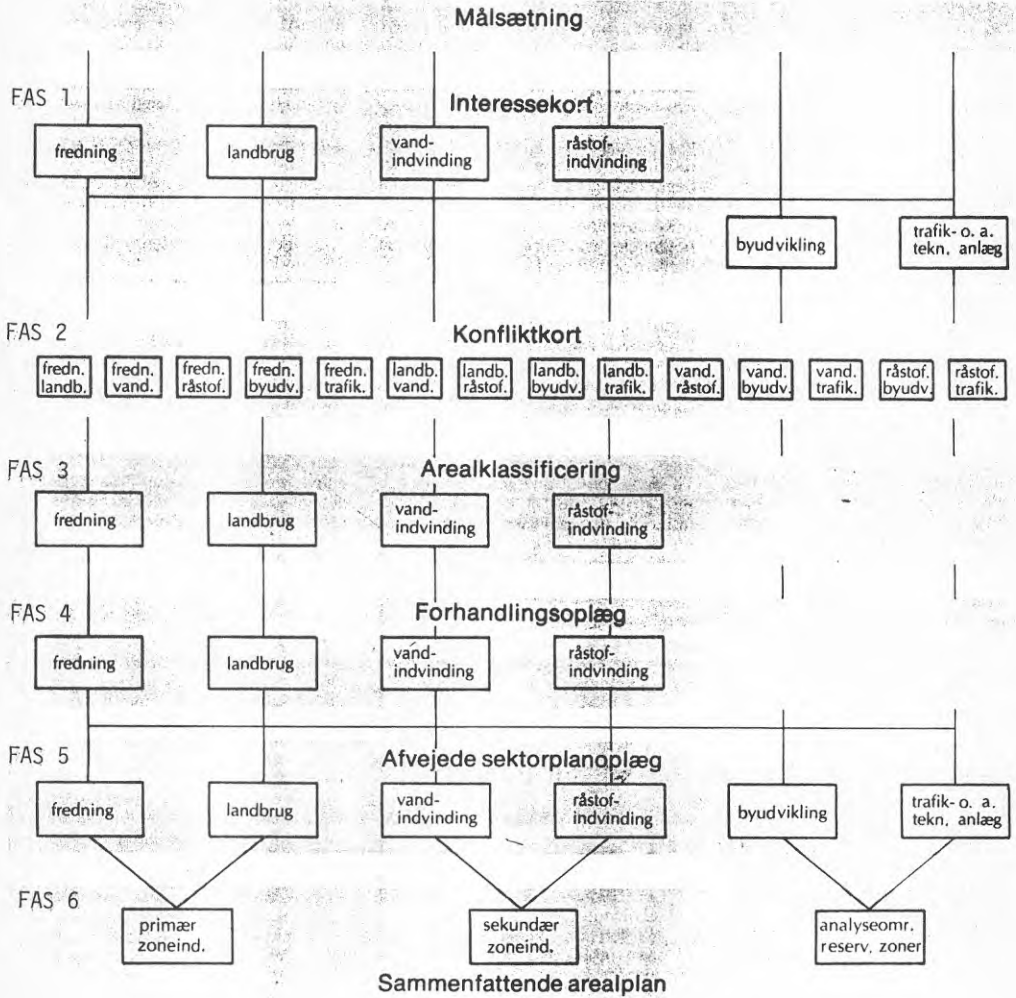
Kartläggningen av sektorernas markintressen (fas 1 i figur 41) utförs av sektorerna var för sig. Denna är grunden för avvägningsprocessen och kartläggningen anses oförändrad under planeringsprocessen. Resultatet av kartläggningen är ett antal kartor som visar markanvändningsintressena, t ex råvaruanvändning, vattenanvändning (se figur 42), lantbruk, naturskydd.

Nästa steg syftar till att utpeka arealer med risk för konflikt mellan sektorerna, beskriva konflikternas art och omfattning samt att ange lösningsmöjligheter. Sektorerna gör detta i samarbete med varandra. Rent tekniskt börjar man med att para ihop intressekartor två och två, för att se vilka markintressen som parvis har sammanfallande intressen och hur mycket de sammanfaller. Genom att väga samman parvis framgår tydligt vilka sektorer som eventuellt behöver förhandla. För varje sammanvägningsskarta görs en "konfliktnyckel" som används vid beskrivning och värdering av konfliktriskerna. Figur 43 visar sektorerna råvaruanvändning och vattenanvändning som exempel. Konfliktvärderingen utförs utifrån vissa kriterier om hur väl sektorerna kan samexistera. Graderingen kan t ex bestå av en femgradig skala (se figur 44) där noll betecknar ingen konflikt och fem absolut konflikt.

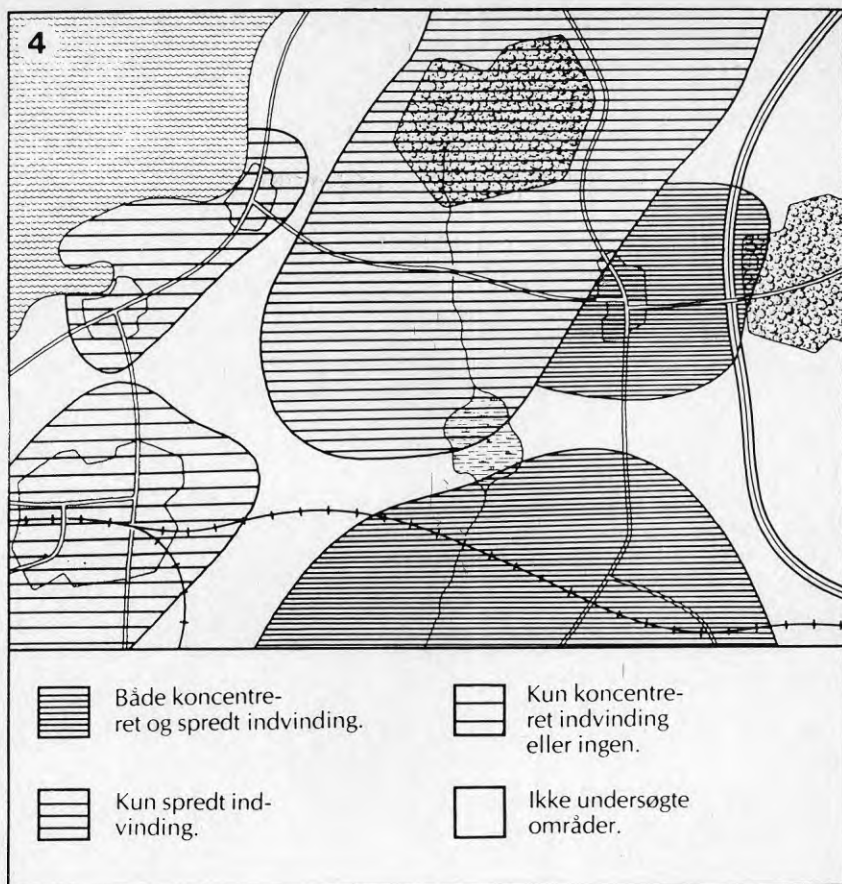
Prioriteringen mellan sektorernas markanvändning sker gemensamt av sektorerna i fas 3 och då ställs också ramar upp för sektorernas markdisposition. Nu utarbetas markklassificeringskartor för varje sektor. Med hjälp av kartorna över sektorsintressen (möjligheter) och kartor över konfliktpotentialen (begränsningar) samt konfliktvärderingen och en "beslutsmatris" utformas markklassificeringskartorna.

<p>FASE 0: FORMULERING AV MÅLSÆTNING</p> <p>Formål: At opstille målsætninger for regionalplanlægningen som helhed, det åbne land og de enkelte sektorer.</p>	<p>udarbejdelse af status og vurdering af planlægningsmuligheder</p> <p>målsætning</p>	<p>høring af interesseorganisationer</p> <p>foretages af amts tekniker</p> <p>formulering af målsætning</p>
<p>FASE 1: KORTLÆGNING AF SEKTORERNAS AREALINTERESSER</p> <p>Formål: At tilvejebringe et overblik over det ressourcemæssige grundlag for sektorplanlægningen og dens koordinering</p>	<p>registrering af ressourcer og absolute bindinger</p> <p>interessekort</p>	<p>udarbejdes af sektorerne hver for sig</p>
<p>FASE 2: KORTLÆGNING OG VURDERING AV KONFLIKTER</p> <p>Formål: At udpege arealer med mulighed for konflikt mellem sektorerne beskrive konflikternes art og omfang samt angive løsningsmuligheder.</p>	<p>sammentagning af interessekort og vurdering af konflikter</p> <p>konfliktkort</p>	<p>udarbejdes af sektorerne i fællesskab</p>
<p>FASE 3: PRIORITERING AV AREALERNAS ANVENDELSE</p> <p>Formål: At opstille en række foreløbige rammer for sektorerens arealdispositioner som udtryk for en generel prioritering mellem sektorinteresserne.</p>	<p>sammentagning af interessekort og konfliktkort, fastlæggelse af rammer for sektorerne</p> <p>arealklassificering</p>	<p>framlæggelse af prioriteringer</p> <p>udarbejdes af sektorerne i fællesskab</p> <p>præcisering af målsætning i forhold til generelle afvejningsproblemer</p>
<p>FASE 4: UDARBEJDELSE AF SEKTORERNES FORHANDLINGSOPLAEG</p> <p>Formål: At beskrive sektorerens planlægningsmuligheder i forhold til de foreløbige rammer for deres arealdispositioner som grundlag for den indbyrdes afvejning.</p>	<p>vurdering af behov og strukturelle forhold over for arealklassificeringskortet</p> <p>forhandlingsoplæg</p>	<p>udarbejdes af sektorerne hver for sig</p>
<p>FASE 5: AFVEJNING OG ENDELIG AREALFORDELING</p> <p>Formål: At fastlægge den endelige arealfordeling ved forhandling mellem sektorerne samt udarbejde de afvejede sektorplaneoplæg.</p>	<p>endelig afvejning og fordeling af arealerne mellem sektorerne</p> <p>afvejede sektorplaneoplæg</p>	<p>framlæggelse af afvejninger</p> <p>udarbejdes af sektorerne i fællesskab</p> <p>præcisering af målsætning i forhold til konkrete arealkonflikter</p>
<p>FASE 6: UDARBEJDELSE AF SAMMENFATTENDE AREALPLAN</p> <p>Formål: At samarbejde de afvejede sektorplaneoplæg til et samlet planlægnings- og administrationsgrundlag for det åbne land.</p>	<p>sammentegning af afvejede sektorplaner til zoner, udformning af retningslinier</p> <p>sammenfattende arealplan</p>	<p>udarbejdes af sektorerne i fællesskab</p> <p>fremlæggelse til offentlig høring</p> <p>vedtagelse af planen</p>

Figur 41a. Arbejdsmetodens olika faser (från Planstyrelsen 1982) enligt "Arealplanlægning det åbne land".



Figur 41b. Diagrammet viser vilka kartor som blir resultatet av arbeidsmetodens ulike faser (jæmfør med figur 41a) (från Planstyrelsen 1982).

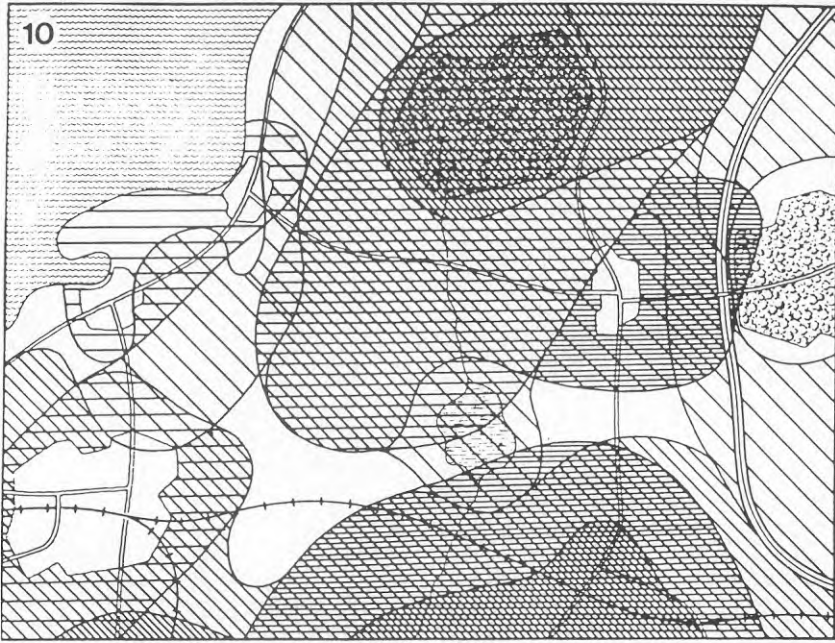


Figur 42. Kartlægning af sektorernes markintressen. Eksemplet vattenanvendning (från Planstyrelsen 1982).

Beslutsmatrisen är ett redskap för att värdera hur olika sektorer ska förhålla sig till områden med olika grader av konflikt. Matrisen utgörs av ett krysschema där ena axeln visar sektorernas graderade markintressen vilket motsvarar den tidigare upprättade intressekartans markindelning. På den andra axeln beskrivs en graderad konfliktpotential som svarar mot sammanvägningen av konfliktkartorna. Rutorna i schemat refererar till de områden som bildas när intressekartor och konfliktkartor slås samman. Figur 45 visar hur det kan se ut med råvarusektorn som exempel. I denna fas tar man ännu inte ställning till områden som är utan konflikt eller med absolut konflikt. Resultatet av denna fas blir således en "markklassificeringskarta" för varje sektor. Denna karta visar:

- vilka arealer sektorn kan disponera, vilka begränsningar som finns (på sektorn själv eller andra sektorer),
- vilka arealer som har "absolut" konflikt och som därför skall fördelas först vid den slutgiltiga avvägningen.

I fas 4 är syftet att beskriva sektorernas planeringsmöjligheter i förhållande till tidigare ramar för deras markdispositioner. Den ska utgöra underlag för en avvägning inbördes sektorerna. Här utför varje



Vandindvinding Råstofindvinding	1 Både koncentreret og spredt indvinding.	2 Kun spredt indvinding.	3 Kun koncentreret indvinding eller ingen.	4 Ikke undersøgte områder.	5
A Gode forekomstmuligheder. Mindre end 7m overjord.	[Cross-hatched pattern]	[Diagonal lines /]	[Diagonal lines \]	[Diagonal lines /]	[White]
B Forekomstmuligheder. Mindre end 15m overjord.	[Cross-hatched pattern]	[Diagonal lines /]	[Diagonal lines \]	[Diagonal lines /]	[White]
C Dårlige eller ingen forekomstmuligheder.	[Diagonal lines /]	[Diagonal lines /]	[Diagonal lines \]	[Diagonal lines /]	[White]
D Ikke undersøgte områder.	[Horizontal lines]	[Horizontal lines]	[Horizontal lines]	[White]	[White]

Figur 43. Sammanvægning av konflikter samt en konfliktnyckel. Exemplet vattenanvändning och råvaru-utvinning. (från Planstyrelsen 1982).



Vardindvinding Råstofindvinding	1 Både koncentreret og spredt indvinding.	2 Kun spredt indvinding.	3 Kun koncentreret indvinding eller ingen.	4 Ikke undersøgte områder.	5
A Gode forekomstmuligheder. Mindre end 7m overjord.	3	2	1	3	
B Forekomstmuligheder. Mindre end 15m overjord.	4	3	2	4	
C Dårlige eller ingen forekomstmuligheder.	0	0	0	0	
D Ikke undersøgte områder.	4	3	2	4	

Figur 44. Konfliktværdiering. 0=ingen konflikt, 5=absolut konflikt (från Planstyrelsen 1982).

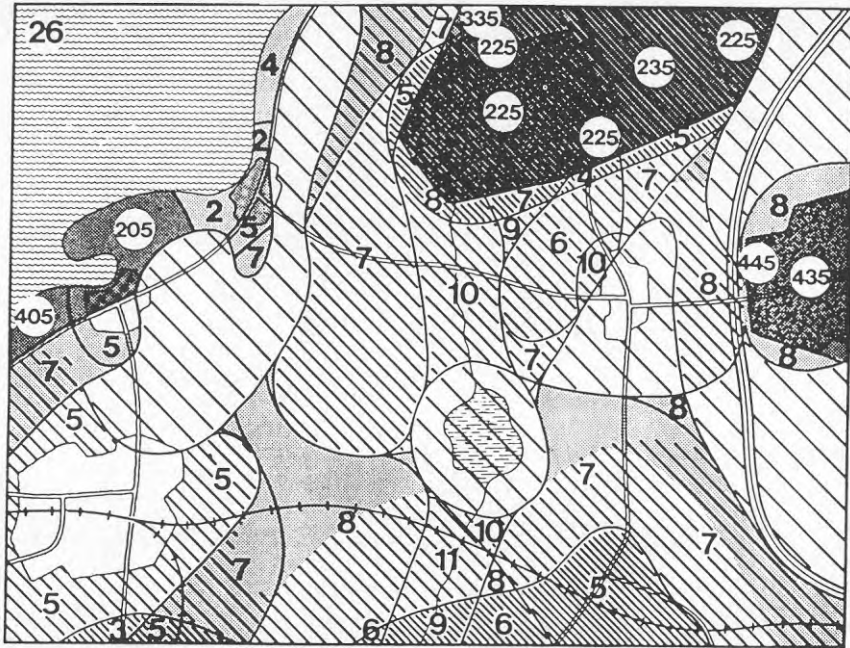
sektor för sig en värdering av om önskemål och behov kan tillfredsställas inom de resursmässiga ramar som beskrevs i markklassificeringskartan (fas 3). Resultatet ska för varje sektor visa bl a på vilka områden man eventuellt vill utvidga dessa ramar, var sektorn kan avstå mark till andra intressen och vilka önskningar och motiveringar som finns för att använda områden med absolut konflikt. Se figur 45 för exempel.

Den slutliga markfördelningen mellan sektorerna och utarbetandet av avvägda "sektorplaneoplæg" är avsikten med fas 5. Principerna bakom avvägningen, som utförs av sektorerna gemensamt, är att:

- man avväger sektorerna två och två, så att man börjar med de kombinationer, som rymmer de största konfliktriskerna (jmf med markklassificeringskartorna,
- "føløbet fores så hensigtsmaessigt" som möjligt rent tekniskt, dvs att de första avvägningarna tjäna till att fastlägga de förhållanden som är förutsättningen för efterföljande faser.

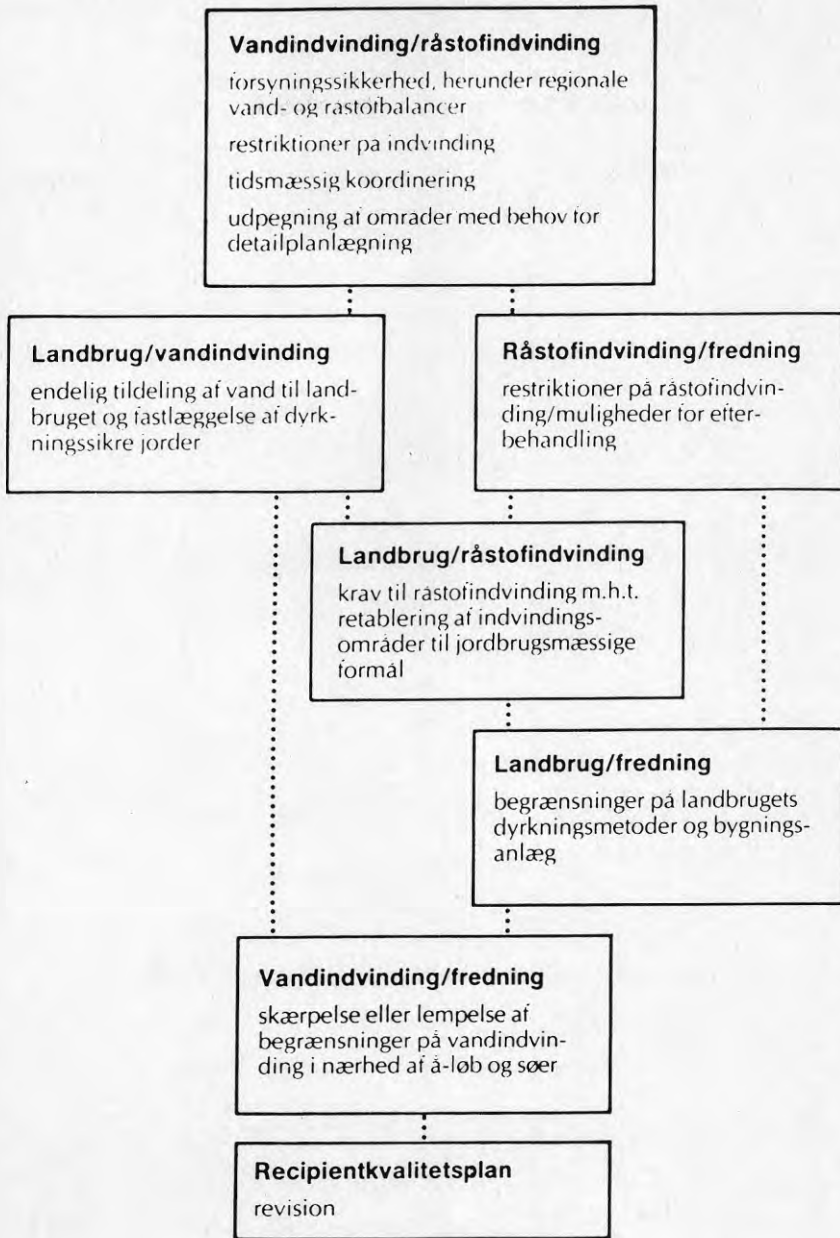
Figur 46 visar ett exempel på i vilken ordning en sådan avvägning kan ske. I figur 47 visas resultatet av en avvägning för sektorn råvaru-användning.

Slutligen, i fas 6, arbetas de avvägda sektorplanerna samman till en planerings- och "administrationsgrundlag" för landsbygden. Sektorerna utarbetar tillsammans en markplan för amtskommunen. Man tar fram tre typer av kartor som grund för markplanen, som visar:

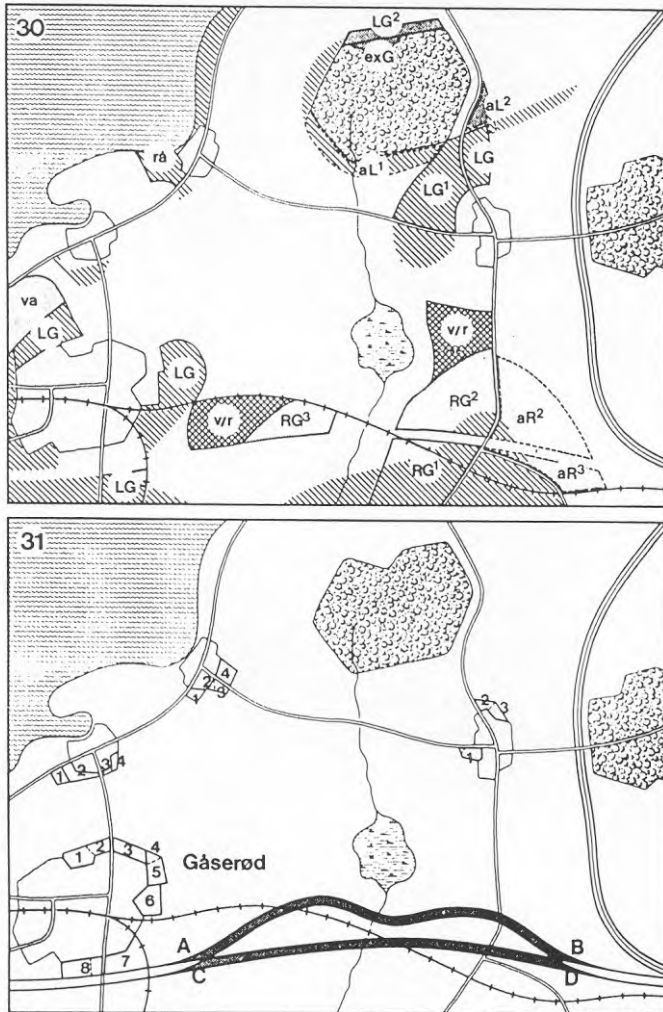


Konfliktpotentiale Arealinteresser	0	1-3	4-6	7-9	10-12	Absolut konflikt
<b>A</b> Gode forekomstmuligheder. Mindre end 7m overjord.	I	II			III	IV
<b>B</b> Forekomstmuligheder. Mindre end 15m overjord.						
<b>C</b> Dårlige eller ingen forekomstmuligheder.						
<b>D</b> Ikke undersøgte områder.	(I)	(II)		V		

Figur 45. Sektorernas planeringsmuligheder. Se text för förklaring. Från Planstyrelsen (1982).



Figur 46. Eksempel på i hvilken ordening som en avvägning kan ske mellan olika sektorerers intressen (från Planstyrelsen 1982).



Figur 47. Mineralsektorens for-handlingsforslag og prioritering af undersøgelsesområder. Från Planstyrelsen (1982).

Råstofsektorens forhandlingsoplæg (30) og prioritering af undersøgelsesområder (31).

RG: Regionalt graveområde

LG: Lokalt graveområde

aR: Alternativt graveområde for RG

aL: Alternativt graveområde for LG

Krydsskravering: Undersøges for vand- og eller råstofforekomster (v/r)

Enkeltskravering: Tildelte arealer fra beslutningsmatricen

Rasteområde: Arealer til forhandling

ex.G.: Eksisterende graveområde

- En primär zonindelning av landsbygden utifrån "sektorplaneoplaeggen" från jordbruk och naturskydd,
- en sekundär zonindelning av landsbygden utifrån "sektorplaneoplaeggen" från råvaru- och vattenanvändningssektorerna,
- en sammanfattning av "analysområden" och reservationszoner utifrån intressena stadsutveckling, trafik och andra tekniska anläggningar och från landsbygdssektorerna.

Den primära zonindelningen grundar sig på en koordinering mellan jordbruk- och naturskyddsintressen. De två sektorerna karakteriseras av att de omfattar en uppdelning av landsbygden som helhet. Zonindelningen uttrycker i vilken prioritet de förhåller sig till varandra. Koordineringen mellan råvaru- och vattenanvändningsintressen och den primära zonindelningen utgör grunden för den sekundära zonindelningen. Sektorerna råvaru- och vattenanvändning utmärks av att de tar avgränsade områden i anspråk.

Områden i behov av analys (analysområden) och reservationszoner omfattar begränsade men precist avgränsade områden innanför den primära och sekundära zonindelningen. Områdena och zonerna används för ett specifikt syfte, som vid realiseringen medför en varaktig ändring av markanvändningen. Den sammanfattande slutgiltiga markplanen utarbetas sedan från ovanstående kartor. Den ska i princip omfatta en uttömmande beskrivning av markanvändningen och fastlägga riktlinjer för den i hela länskommunen. I regionplanen finns också långtidsöverväganden för såväl den regionala som kommunala planeringen.

## 13. DISKUSSION

En diskussion om de beskrivna metoderna kan föras från åtminstone tre utgångspunkter:

1. Inomvetenskapligt.  
Den diskussion som huvudsakligen förs forskare emellan och till största delen berör grundläggande teorier och "tekniska" aspekter av metodutvecklingen.
2. Ur nyttoperspektiv.  
Vilken är nyttan av att i planeringen använda de olika metoderna?
3. Ur genomförandeperspektiv.  
Hur inför man i praktiken användningen av de olika metoderna och synsätten (under förutsättning att nyttan anses tillräckligt stor)? Vilka krav bör metoderna uppfylla? Vilka hinder finns?

Den inomvetenskapliga diskussionen lämnar jag till dem som praktiskt arbetar med utvecklingen av de olika analysmetoderna. Dessutom har delar av dessa diskussioner speglats i respektive kapitel.

Utgångspunkterna 2 och 3 ovan, kan preciseras med delfrågor. Ur nyttoperspektiv kan man ställa sig följande delfråga:

Bli besluten bättre (ur miljösynpunkt) av ett fullständigare och "bättre" (ur något perspektiv) underlagsmaterial om miljön?

Genomförandeperspektivet ger en rad underfrågor:

- a. Hur bör rollfördelningen vara mellan tjänstemän (tekniker) och politiker (dvs hur förstäneliga bör metoderna vara för gemene man)?
- b. Vilka är kostnaderna (i pengar räknat) att använda olika metoder?
- c. Hur mycket tid tar det att genomföra de olika metoderna?
- d. Hur passar metoderna in i nuvarande organisation och ärendehandläggning i kommunerna? Behövs förändringar?
- e. Hur kan kunskapen om metoderna och deras användning införlivas i kommunerna?
- f. Är det överhuvud taget möjligt och önskvärt att använda dessa metoder i kommunal planering?
- g. Vilka är de viktigaste problemen att lösa vid handläggningen av miljöfrågor i kommunerna? Har betydelse för valet av metoder.

Det är inte avsikten att här föra en detaljerad diskussion om hur användningen av de olika metoderna kan genomföras. För det behövs uppgifter om bl a kostnader och tidsramar, samt uppgifter som mer i detalj beskriver behov av kompetens, statistik, datorkapacitet m m, för användningen av metoderna. Det har heller inte varit syftet med litteraturstudien att komma så långt. Jag tror det är väsentligt att i första hand diskutera den eventuella nyttan av att använda metoderna, i andra hand diskutera vissa principer som metoderna bör uppfylla och för det tredje diskutera de praktiska frågorna om genomförande.

### 13.1 Nyttan av att använda olika analysmetoder

Peter Wenster (1982) säger i sin studie över miljövärdsarbete på kommunal nivå, att satsningen på den förebyggande miljövärden är bristfällig. Han säger att det var förståeligt att miljövärdsarbetet (organisation, lagstiftning m m) på 60-talet byggdes upp för en uppstående funktion. Miljöproblemen var ett faktum och skulle åtgärdas. Om den uppstående och förebyggande miljövärden säger Wenster (1982) vidare:

"Den uppstående delen av miljövärden pågår ännu och är inom många sektorer långt i från slutförd. Frågan är om den någonsin blir slutförd, då vi hela tiden tillskapar nya miljöproblem genom vår bristande förebyggande miljövärd. Den största delen av de resurser som miljövärden idag förfogar över, läggs på den uppstående delen av miljövärden samt på provning och tillsyn av miljöstörande verksamheter. Endast en liten del av resurserna går till det förebyggande miljövärdsarbetet, vilket bl a innefattar forskning samt insamling och utvärdering av data inom miljösektorn."

Många av de analys- och arbetsmetoder som presenterats i denna litteraturstudie har utvecklats just för att hjälpa till att i planeringen undvika negativa miljöeffekter. De har utvecklats för att ha en förebyggande funktion.

Förutsättnings- och lämplighetsanalyser ger möjlighet att ta hänsyn till naturgivna förutsättningar och den naturgivna lämpligheten för olika markanvändningar. System för miljöeffektbeskrivningar (Environmental impact assessment) och formaliserade metoder för miljöeffekt- och miljökonsekvensbeskrivningar används för att förutse effekter och konsekvenser på miljön av föreslagna projekt, planer, lagar m m, så att negativa miljöverkningar kan minskas eller undvikas. Samhälls-ekonomiska bedömningar (där miljöfrågor ingår) kan, i jämförelse med snävt företagsekonomiska bedömningar, ge ett bredare underlagsmaterial för beslut. Med hjälp av input-output- och optimeringsanalys kan man eventuellt planera så att de tillgängliga naturresurserna (som råvara, recipient m m) kan utnyttjas bättre ur miljösynpunkt. De tre arbetsmetoderna för kommunal och regional planering (kapitel 12) syftar alla till att öka möjligheterna att i planeringen lösa markanvändningskonflikter och att minska risken för negativa miljöeffekter.

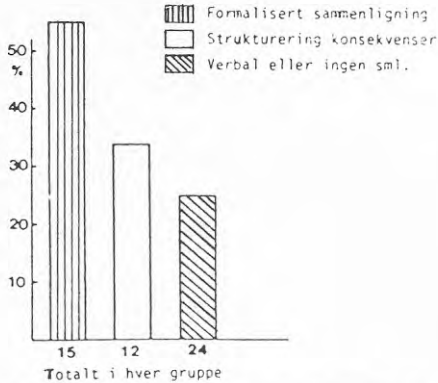
Adaptive environmental assessment method (AEAM), kan som exempel på en systemanalytisk metod, visa hur miljöproblem kan lösas på ett tvärsektorielt sätt och med ett helhetsperspektiv.

Energianalysen får väl ännu betraktas som alltför oprövad och ej tillräckligt utvecklad för att rekommenderas i löpande kommunal planering. Dock kan dess synsätt och teorier kanske komma att bli betydelsefulla i framtiden.

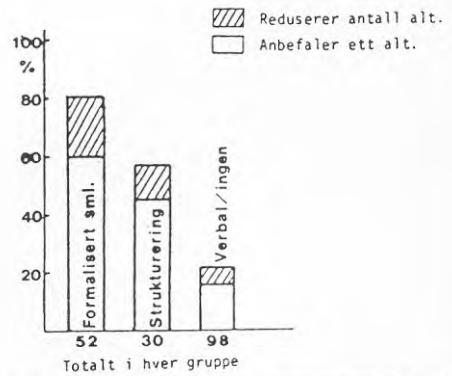
I Wallentinus & Hilding-Rydevik (1984) konstateras att miljövärds- och naturresursfrågor har en undanskymd plats i kommunal planering. Det mesta handlar om den "gröna" naturvärden och bevarandefrågor. Wenster (1982) hävdar att ett välunderbyggt beslutsunderlag behövs för att hävda miljövärdens intressen i beslutsprocessen. Många av de metoder som presenterats här skulle kunna utgöra detta underlag.

Man har i Norge undersökt några effekter av att använda jämförelsemetoder (cost-benefitanalys m fl) i konsekvensanalyser (Frøyen &

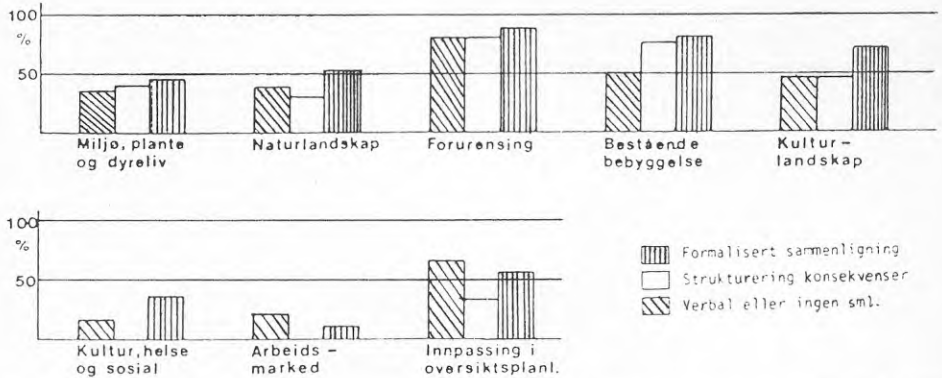
Sager 1983). De fick fram att det finns en positiv korrelation mellan graden av formalisering hos jämförelsemetoden och t ex antal planalternativ, bredden i de verkningar som blev värderade och tendensen till att reducera antal alternativ eller att föreslå ett bestämt alternativ (se figur 48, 49 och 50).



Figur 48. Andel av rapporterna med förkomst av nya planalternativ fördelat efter typ av jämförelsemetod som använts i rapporten. Från Sager (1983).



Figur 49. Reduktion av antal alternativ eller förslag på ett, fördelat efter typ av jämförelsemetod. Från Sager (1983).



Figur 50. Behandling av en del konsekvenstyper, fördelat efter typ av jämförelsemetod. Procentandelar av rapporterna. Från Sager (1983).

När det gäller nyttan av metoder som matriser (avsnitt 8.1), överläggskartor (kapitel 6 bl a) och nätverk (ej behandlade), så säger Bisset (1978) att de inte underlättar arbetet för beslutsfattaren. Metoderna ger inga förslag på hur man kan diskutera fram beslut, som t ex innebär ett val mellan ökning av buller för ett hyresområde eller ett litet antal arbetstillfällen för den lokala befolkningen.

Dessa brister resulterade, enligt Bisset (1978), i utvecklingen av kvantitativa metoder (t ex cost-benefitanalys, Lichfield's planning balance-sheet och environmental evaluation system). Genom kvantifiering, viktning och aggregering av effekter får man fram numeriska.



värden som ger möjlighet att direkt jämföra olika effekter. De kvantitativa metoderna ger dock upphov till andra problem, vilka också är viktiga att diskutera.

### 13.2 Synpunkter på kvantitativa metoder samt på medborgardeltagande

Några av de principer eller mål som de olika metoderna bör uppfylla har diskuterats i litteraturen. I avsnitt 7.6 visas de sex kriterier som Westerlund (1981a) föreslår att miljöeffektbeskrivningar ska uppfylla. Där ingår bl a ett sk granskningskriterium. Det innebär att en granskning av materialet från analysen (i detta fall miljöeffektbeskrivningen) ska ske. Granskningen ska på ett tillfredsställande sätt möjliggöra för olika intressenter att få utrett vari de olika uppfattningarna i sakfrågorna består, varför beskrivningens uppfattning är som den är, samt vilket underlag beskrivningens upprättare anser sig ha för olika slutsatser. Det ska också ske en dialog mellan olika intressenter om riktigheten i materialet.

Möjligheten för politiker och allmänhet att förstå analyserna (resultat och förutsättningar) och möjligheten för allmänheten att ta del av beslutsunderlaget (där t ex olika analysmetoder kan ingå) är just de två frågor som många av de behandlade referenserna lagt stor vikt vid.

Bisset (1978) har i en artikel diskuterat kvantitativa metoder (EES och "quantified matrix") som möjliga analysinstrument i Engelsk planering. Hans slutsats är att:

"Wholly quantitative methods of impact assessment are not appropriate for the evaluation of proposed major developments. Their drawbacks outweigh the benefits claimed by their supporters. These methods may be attractive to those in favour of certain policies or specific developments, as a means of effectively removing assessment from public debate. Support for the use of quantitative methods may have more to do with the avoidance of conflict than a desire to assess alternatives by the most suitable method."

I Wallentinus et al (1978) metod för miljökonsekvensbeskrivning undviker man just att uttrycka värdeförändringar hos naturen numeriskt pga att detta anses ge en falsk bild av objektivitet.

Cost-benefitanalys, anser Söderbaum (1975), är en tveksam metod ur demokratisk synpunkt. I McAllister (1980) framförs som kritik mot cb-analysen att den är så komplicerad att politiker och medborgare har svårt att tränga in i värderingens olika steg.

Det är således viktigt att diskutera vilken effekt de olika metoderna har på rollfördelningen mellan politiker och de som utför analyserna (experter av olika slag, tjänstemän m fl). I avsnitt 12.3 beskrevs en arbetsmetod, för dansk regional planering, vars syfte bl a var att klarlägga denna rollfördelning.

Den andra viktiga frågan som diskuterats är medborgardeltagande. Lundqvist (1979) konstaterar att procedurerna enligt den svenska lagstiftningen och organisationen på miljösidan (på nationell nivå) är mycket restriktiva vad gäller medborgardeltagande. I t ex USA är medborgardeltagande en mycket viktig bit i t ex den "environmental impact assessment" (EIA)-procedur som finns för miljöeffektbeskrivningar. Det finns ett förslag i Norge att införa ett nationellt sys-

tem för EIA (Lerstang 1984). Sager (1984) har utfört en litteraturstudie över vilka analysmetoder (cost-benefitanalys, Hill's goals achievement matrix (GAM) m fl) som är lämpliga att använda om man vill ha medborgardeltagande i värderingsfasen av ett projekt. Han säger att diskussionen om användningen av t ex cb-analys och GAM, i en planering med krav på medborgardeltagande, inte är avslutad. Åsikterna och erfarenheterna varierar och litteraturen om denna aspekt är inte omfattande. Dessutom anser han att debatten ibland är för generell och propagandistisk mot formella utvärderingar (Mc Allister 1980 tar han som ett exempel). Sager (1984) säger till sist: "It is my opinion that the fruitfulness for local planning of the literature in this field would be improved by a more widespread recognition of the contingent approach to strategy and tactic in project planning (Bryson and Delbecq. 1979; Glass 1979 i Sager 1984)".

### 13.3 Relevansen för svensk kommunal naturresursplanering

I detta avsnitt ska metodernas relevans för kommunal planering diskuteras. Möjligheten att ta in naturresurshänsyn, vilka krav kommunal planering ställer på metoderna och lämpliga metoder att utveckla vidare kommer att behandlas.

#### 13.3.1 Möjligheten att ta in naturresurshänsyn

I inledningen till denna rapport visades på att frågor kring ekologisk grundsyn och hushållning med naturresurser fått dålig genomslagskraft i kommunernas planering. En viktig orsak till detta är troligen bristen på lagar som kräver sådana hänsyn och bristen på styrmedel som säkerställer genomförandet av de lagar som redan finns. Man kan ställa sig frågan om det verkligen finns möjligheter att ta in naturresurshänsyn i den kommunala planeringen.

I Planverkets "Meddelande om fysisk planering" (1983) redovisas hur FRP fungerat och vilka möjligheter som kommuner och länsstyrelser haft att föra in och påverka frågor som rör hushållning med naturresurser. Delar av slutsatserna redovisas i inledningen till denna rapport. Det intressanta i framtiden är dock hur införandet och tillämpningen av en ny plan- och bygglag och en naturresurslag kommer att påverka dessa möjligheter. I en sammanfattning över försöksverksamheten med ny PBL och NRL (Wallentinus & Knutsson 1985) visas på några punkter som bör beaktas vid utarbetandet av anvisningar för lagarna. Man nämner t ex svårigheterna att tolka NRL (t ex begrepp som "ekologiskt känsliga områden") och att försöken visar att lokala (kommunala) intressen kan komma i kläm. Vidare nämns att behovet av ekologisk, geologisk och hydrologisk expertis på kommunal nivå kommer att öka när lagarna införs.

Ärendehandläggningens organisation får heller inte glömmas bort. Möjligheten att i praktiken föra in synpunkter om hushållning med naturresurser beror till stor del på när i handlägningsproceduren som synpunkter framförs. Kommer synpunkterna efter det att det reella beslutet redan tagits så blir synpunkterna bara påhäng på slutet, och påverkar inte beslutet. I Wallentinus & Hilding-Rydevik 1985 framförs ett förslag på beredningsorgan för naturresursfrågor. Den är utformad så att synpunkter ska komma in tidigt i beredningen av planärenden. Det innebär bl a att den finns direkt under kommunstyrelsen. Lösningen som vi skisserat passar i en stor eller medelstor kommun.

Intresset i den här litteraturstudien gäller underlagsmaterialet för beslut. De beskrivna metoderna är avsedda att fungera som ett sådant underlagsmaterial. Om underlagsmaterialet för beslut enligt naturresurslagen säger NRL (5 kap., 1 §): "Varje myndighet som skall tillämpa denna lag skall se till att...sådant planeringsunderlag som belyser hushållningsfrågan finns tillgängliga i målet eller ärendet." (prop. 1985/86:3). I proposition 1972:111 framhåller man t ex att en god hushållning med mark och vatten har nära samband med ekonomisk politik, regionalpolitik, industripolitik, jordbrukspolitik och trafikpolitik (Planverket 1983). I NRL:s portalparagraf sägs att "marken, vattnet och den fysiska miljön i övrigt skall användas så att en från ekologiska, sociala och samhällsekonomiska synpunkter god hushållning främjas". I vilken kommun idag hittar vi ett underlagsmaterial som täcker dessa frågor - som visar sambandet mellan naturresursernas användning och den politik som förs, som visar vilken samhällsekonomisk och ekologisk effekt som blir följden av olika planer och policies inom olika sektorer? Jag påstår att ett sådant material är obefintligt i kommunerna idag. Men utrymmet att ta fram detta finns i uttryckt i NRL:s 1§ i 5 kap. som citerades tidigare.

Ett minimum för att uppfylla portalparagrafens intentioner borde vara ett krav på miljökonsekvensbeskrivningar. Hur ska annars en bedömning kunna göras av om användningen av mark, luft och vatten m m främjar en god hushållning ur ekologisk synpunkt? Utan miljökonsekvensbeskrivningar kommer vi inte att veta detta förrän efteråt, när vi ser effekterna av vårt handlande. En förebyggande planering tycks därmed långt borta och vi har alltså inte lärt något av tidigare misstag. Även för att visa sambandet med ekonomisk politik, regionalpolitik m m skulle t ex miljökonsekvensbeskrivningar kunna vara ett hjälpinstrument. Hur underlagsmaterialet kommer att se ut beror dock på tolkningen och tillämpningen av lagen, d v s hur man tolkar att ett material ser ut som "belyser hushållningsfrågan" och att det finns "tillgängligt".

Motståndet från centralt håll mot miljöeffekt och miljökonsekvensbeskrivningar har funnits sedan länge. Trots bristen på lagreglering av underlagsmaterialets innehåll så tror jag att behovet av ett bättre underlag kommer att öka. Behovet av detta visade sig bl a på ett "Seminarium om tillämpning av ekologi i kommunal planering" (Wallentinus & Hilding-Rydevik 1985). Vilka av de beskrivna metoderna här som kan utgöra ett sådant underlag kommer att diskuteras i följande avsnitt.

### 13.3.2 Vilka krav behöver ställas

Vilka krav behöver metoderna uppfylla för att de ska vara möjliga att använda i kommunal naturresursplanering? Om man utgår ifrån bilden av kommunalt arbete och inställningen till ekologisk grundsyn och hushållning av naturresurser i kommunerna så ger det vissa hållpunkter. Den bild som jag åsyftar är en schablonbild som träder fram ur utredningar och seminarier som handlat om hushållningsfrågor i kommunerna. Följande krav kan då ställas:

1. Ekologisk kompetens ska inte krävas.
2. De får inte ta mycket tid i anspråk.
3. De bör inte vara för komplicerade, t ex kräva långsiktiga överväganden av miljökonsekvenser.
4. De bör inte kräva samarbete över sektorsgränser eller kräva en

- helhetssyn på miljöfrågor.
5. De bör inte kräva att explicita och klara mål för naturens tillstånd ska sättas upp.
  6. De bör inte kräva bra miljöstatistik.
  7. Användningen av metoden bör vara lagstadgad.

Listan kan göras längre. Den visar på sådana uppgifter och förhållanden som i många kommuner lett till att hushållning med naturresurser (genom t ex FRP) inte fått en stor genomslagskraft i planeringen (se bl a Statens naturvårdsverk & Planverket 1979, Wallentinus & Hilding-Rydevik 1985, Planverket 1983). Utifrån dessa punkter kan vi anse alla de här beskrivna metoderna som olämpliga. Några av punkterna ovan är viktiga att ta hänsyn till. De flesta av dem är dock sådana som bör ses som ett konstaterande - så här är det idag, men det finns en strävan att ändra detta, vilket gör att vi kan bortse från dessa punkter. Exempel på detta är t ex nr 4.

För att komma vidare ska jag ställa upp några mer konstruktiva men allmänna krav som kan ställas på metoderna om de ska bli användbara i kommunerna. Om vi först ser på kraven utifrån någon slags genomsnittlig kommunal verklighet - med t ex knapp ekonomi och med inte så mycket planeringsresurser - så är följande viktigt:

1. Metoden ska inte kräva omfattande, tidskrävande och kostsamma förundersökningar.
2. Metoden bör vara problemorienterad.
3. Metoden bör behandla de frågor planeraren ställer.

Även om en konsult anlitas för att tillämpa någon av metoderna så bör ovanstående punkter vara giltiga. Om metoderna verkligen ska komma till användning så tror jag dessa tre punkter är mycket väsentliga trots att de kan tyckas triviala (framför allt nr 3).

Ur ekologisk synvinkel kan man även ställa upp vissa allmänna krav som bör uppfyllas. De beror dock mycket av vilka mål vi har för naturens tillstånd. De beror också av vilken metod vi vill använda och beror även av i vilket sammanhang metoden är tänkt att användas.

I föregående avsnitt diskuterades några allmänna krav som bör ställas på olika naturvärderingsmetoder om de ska bli användbara i kommunal planering. Nu ska jag bl a utifrån dessa krav diskutera fram, mer specifikt än tidigare, användbarheten av de olika metoderna och synsätten. Först kommer en kort sammanfattning av de olika typerna v metoder. Indelningen är densamma som kapitelindelningen.

### 13.3.3 Kort sammanfattning av metodkapitlen

#### Förutsättningsanalys

Redovisar de naturgivna förutsättningarna för olika markanvändningar. Inbegriper delar av det som också kallas landskapsanalys. Landskapsanalytikerna har tidigt försökt få in landskapet i planeringen. Flera välutvecklade och prövade metoder för förutsättnings- och landskapsanalys finns tillgängliga, även för lokal nivå.

#### Miljöeffektbeskrivningar och Environmental Impact Assessment

Språkbruket kring miljöeffektbeskrivningar är oklart. I Sverige syftar ofta begreppet miljöeffektbeskrivning på dels proceduren (organisation, ärendehandläggning m m) och dels på själva dokumentet som

utgör miljöeffektbeskrivningen. I USA kallas hela proceduren för att ta fram dokumentet för en "Environmental Impact Assessment - procedure". Dokumentet kallas en "Environmental Impact Statement". Syftet med EIA-proceduren är att skapa ett dokument som beskriver miljöeffekterna av olika mänskliga aktiviteter. Välutvecklade procedurer finns i flera länder. Gäller dock vanligtvis statlig och regional nivå, men i vissa fall även för lokal nivå.

#### Formaliserade metoder för miljöeffekt- och miljökonsekvensbeskrivningar

Med "formaliserade" menar jag att det finns beskrivet ett visst sätt (en arbetsgång, behov av fältdata, beräkningsmetoder o s v) att analysera/bedöma effekter och konsekvenser på naturen. Till skillnad mot det mer allmänna begreppet miljöeffektbeskrivning som bara syftar på dokumentet eller proceduren.

Även systemanalys och miljöekonomiska analyser kan belysa miljökonsekvenser (framför allt systemanalys). Dessa har jag dock inte betraktat som formaliserade metoder (det är en något konstlad indelning men den är användbar i detta sammanhang).

Formaliserade metoder för miljöeffekt- och miljökonsekvensbeskrivningar finns utvecklade. De är ofta avsedda för konsekvensbeskrivningar av projekt. Flera kvantitativa metoder finns. Metoderna är ofta mycket olika varandra. En hel del praktiska erfarenheter finns.

#### Systemanalys

Begreppet systemanalys kan betyda flera olika saker. Det kan syfta på att ha en helhetssyn vid lösningen av problem eller på t ex matematisk simulering av funktionerna i ett ekosystem. Gemensamt för all typ av systemanalys är att man ser på verkligheten i form av system och att man använder sig av modeller. Hur system definieras varierar. Det systemanalytiska angreppssättet kan, oavsett vilka metoder/tekniker som används karakteriseras av: a) tvärfacklighet, vilket krävs av en aktivitet som är problemorienterad, b) bruk av systematiska och vetenskapliga metoder och c) tillämpning av vetenskapliga kriterier (Molander 1981).

Många systemanalytiska tekniker finns framtagna och flera av dem är praktiskt prövade. Dock har systemanalysen inte blivit det stora planeringsredskap som man förväntade sig i början av systemanalysens utveckling.

#### Miljöekonomi

De metoder som behandlats är cost-benefitanalys i vid bemärkelse och input-output- och optimeringsanalys. Cost-benefitanalysen (Cba) är exempel på metoder för samhällsekonomiska bedömningar till skillnad från snävt företagsekonomiska sådana. Cba kan användas bl a för att göra samhällsekonomiska bedömningar av miljöfrågor. Input-output- och optimeringsanalys kan användas för att se relationen mellan vissa miljöfrågor och penningekonomin. I/O- och optimeringsanalys kan också användas som ett naturresursräkenskapssystem. Båda Cba, I/O- och optimeringsanalys är "gamla" metoder (från 1930-talet). Litteraturen och de praktiska erfarenheterna är omfattande. Forskning och utveckling av metoderna pågår hela tiden. Metoderna kan användas från projektnivå till statlig nivå.

### Energi som alternativ till kronor och ören

Den energianalys som beskrivs hänför sig till metoder utvecklade av H. T. Odum och hans efterföljare. Vissa energianalytiker hävdar att energianalys av olika slag kan ge en bättre värdering av naturresurser jämfört med t ex traditionell cost-benefitanalys. Teorierna bakom energianalysen är omdiskuterade. Utveckling och forskning av metoder och teorier pågår, framför allt i USA. Den praktiska användningen i planering på olika nivåer är ännu av liten omfattning.

### Naturresurser och planering - tre arbetsmetoder

I kapitlet beskrivs tre arbetsmetoder. Deras syfte är att underlätta och möjliggöra att frågor och problem kring användningen av naturresurser kommer in i planeringsprocessen. Lerumprojektets metod är utvecklad för kommunalt bruk och projekt som kan vara aktuella på den nivån. Skärbäckens metod är avsedd för projekt i allmänhet. Den danska metoden är anpassad till regional dansk sektorövergripande planering. De två förstnämnda bygger på praktiska fallstudier och den tredje metoden är ett teoretiskt arbete.

#### 13.3.4 Användbarheten

Följande två typer av naturvärderingsmetoder anser jag är viktiga att utveckla vidare för kommunal naturresursplanering:

1. Förutsättningsanalyser
2. Miljökonsekvensbeskrivningar

Det finns flera skäl för denna åsikt och jag ska ta upp dem i det följande.

På miljövärdssidan har arbetet hittills, till största delen, bestått av en uppståndande verksamhet. Trots att den uppståndande delen inte är avslutad så är det väsentligt att skapa förutsättningar för utveckling av en förebyggande verksamhet. En del i denna uppbyggnad är att ha ett underlagsmaterial som beskriver de naturgivna förutsättningarna för och miljökonsekvenserna av olika verksamheter. Att skapa en förebyggande planering är en nödvändig följd av ca 20 års erfarenheter av uppståndande verksamhet inom miljö- och naturvårdsområdet. Vidare anser jag att, utifrån naturresurslagens formulering i 1 kap., 1 § och 5 kap., 1 §, förutsättningsanalys och miljökonsekvensbeskrivningar är ett nödvändigt underlag för att tillämpa denna lag.

Ur metodsynpunkt är förutsättningsanalys och miljökonsekvensbeskrivningar fördelaktiga. Det finns mycket erfarenheter och metoder för båda typerna.

Metoder för att beskriva de naturliga förutsättningarna finns framtagna för en rad olika verksamheter. Borg & Arnemo (1980) ansåg redan 1980 att metoder för förutsättningsanalys var så långt komna att de skulle kunna ingå som en del i fysisk planering. Som exempel på områden där mer eller mindre utvecklade metoder finns tog de följande:

- |                              |                           |
|------------------------------|---------------------------|
| - jordbruk                   | - fält- och skogsvilt     |
| - skogsbruk                  | - friluftsliv (inkl. bad) |
| - fiske (inkl. fritidsfiske) | - naturskydd              |
| - täkt                       | - bebyggelse              |
| - recipient                  |                           |

Till dessa kan man idag lägga t ex vattenbruk och förutsättningar för bevarande av natur i stadsbebyggelse.

Kritiken mot förutsättningsanalyser typ Linköpingsprojektets är bl a att de är förutsättningslösa och inte problemorienterade. En förutsättningslös inventering och analys av denna kräver ett omfattande arbete. Samtidigt är valet av parametrar som inventeras godtyckligt valt. En s k förutsättningslös inventering är aldrig förutsättningslös. I så fall skulle t ex allt från bakterier upp till däggdjur inventeras och detta är en omöjlig uppgift. Naturligtvis vore det en önskesituation att ha allt inventerat för att sedan kunna avgöra förutsättningarna för många olika verksamheter. Jag tror dock inte att den s k förutsättningslösa inventeringen är gångbar idag om man ser till möjligheten att metoderna ska komma till användning. Det är kanske inte heller den, ur miljösynpunkt, bästa lösningen att inventera förutsättningslöst.

I kapitel 6 beskrivs också en metod för att väga samman olika sektorer naturgivna förutsättningar för olika verksamheter. Den amerikanske landskapsarkitekten McHarg är upphovsmannen till denna. Hans utgångspunkt är att bebyggelse m m ska anpassas till ett områdes naturliga förutsättningar. De naturliga förutsättningarna för bebyggelse finns t ex där ett minimum av markarbeten behövs. McHarg presenterar snarare en form för att ta fram beslutsunderlag (jämför med kap. 12) och inte bara för hur man kan ta fram förutsättningarna för skilda verksamheter. I hans planeringsprocess ingår även riskbedömningar baserade på naturförutsättningar och konfliktanalys.

Metoder för att beskriva miljökonsekvenser kan vara av flera slag. Borg & Arnemo (1980) har delat in dem i fyra grupper, d v s sådana som beskriver: ett områdes känslighet för en viss åtgärd, miljökonsekvenser av begränsade åtgärder (projekt), miljökonsekvenser av planförslag (kan även inbegripe sociala och ekonomiska effekter) och sådana som utvärderar en eller flera användningsalternativ för ett område (konfliktanalys). Beroende på syftet med miljökonsekvensbeskrivningen kan olika metoder användas. Valet blir också naturligvis beroende av tillgång till kompetens, tid och ekonomiska medel. Det finns en hel del metoder för att beskriva konsekvenser av projekt. Däremot finns det få exempel på metoder att beskriva miljökonsekvenser av planer och policies. Jag kan också, av de metoder som studerats här, konstatera att få är riktigt lämpliga för kommunal planering. Många verkar kräva mycket förundersökningar, mycket expertis, beräkningsmetoderna kan vara krångliga eller kräva komplicerade dataprogram. Undantaget är t ex olika matriser samt Wallentinus et al (1978) metod för konsekvensbedömning. Dessa är dock inte avsedda för planer och policies.

Även systemanalytiska metoder och samhällsekonomiska bedömningar kan ingå i en miljökonsekvensbeskrivning. Nackdelen med metoderna är dock delvis samma som ovan, beräkningar och analyser kan vara krångliga och ibland äver kräva speciella dataprogram (gäller framför allt systemanalysen).

Som helhet utgör bristen på kompetens i kommunerna ett svårt problem vid tillämpningen av de flesta metoderna. Att anlita konsulter är en utväg. Det är nog också svårt att hitta konsulter och forskare som dels har överblick över olika metoder och som dels kan tillämpa mer än en av dem. En diskussion om lämpliga metoder kan därvid försväras.

I projektet "Miljökonsekvensbeskrivning för kommunal naturresursplanering" kommer vi (jag och projektledare Hans-Georg Wallentinus) att försöka utveckla och diskutera fram ett förslag till en metod för miljökonsekvensbeskrivning som ska vara användbar på kommunal nivå. Vi kommer att diskutera vilka krav som är viktiga att ställa utifrån bl a ekologisk synpunkt och utifrån användarsynpunkt. Vi kommer att behandla konsekvenser av planer och policier men inte projekt.

Alla miljökonsekvenser kan inte förutses. Det finns alltid ett mått av osäkerhet i bedömningar och överraskningar kommer vi inte att komma förbi. Trots att man inte kan förutse alla konsekvenser så kommer ett underlag som diskuterar konsekvenserna att verka kvalitetshöjande på beslutsprocessen (Emmelin 1983). Det underlaget kan visa t ex var kunskapsluckor finns och vilka förhållanden som är viktiga att ha uppsikt över. Det skapar en beredskap för att fånga upp signaler om oönskade effekter som kan vara på väg. I de fall vi kan identifiera konsekvenserna så har man en situation där fördelar och nackdelar (på något sätt) måste ställas mot varandra. Att då som politiker ta ett beslut som innebär negativa miljökonsekvenser kräver en argumentation för detta. Jag utgår då ifrån att dessa miljökonsekvenser måste presenteras för allmänheten på något sätt. Sådana ställningstaganden och sådan debatt kring konsekvenserna kan öka både politikernas och allmänhetens medvetenhet i naturresursfrågor. 2)

#### 13.4 Avslutning

Det är många faktorer som samverkar i samhällsplaneringen och avgör hur besluten blir. I figur 1 (kapitel 1) visas några av dessa faktorer och det finns mycket att diskutera om dessa i relation till naturresursplanering. I den här litteraturstudien har intresset legat på underlagsmaterialet för beslut i naturresursfrågor. Underlagsmaterialet spelar en viss roll i den sammansatta process som planeringen utgör. Jag tror inte att användningen som beslutsunderlag av de här beskrivna metoderna är ett undermedel för att lösa miljöproblem. Däremot anser jag att det är ett steg i rätt riktning för att skapa något som kan kallas naturresursplanering (under förutsättning att metodernas restriktioner, fördelar och nackdelar beaktas).

---

2) Min utgångspunkt är då att en sådan medvetenhet önskas och eftersträvas på olika planeringsnivåer.



Underlaget för litteraturstudien har varit retroaktiv och kontinuerlig litteratursökning i 14 olika databaser (svenska och interatinnella) samt de referenser som erhållits genom beställning av litteratur från litteratursökningen. Totalt är det 8 olika retroaktiva litteratursökningar som använts varav 6 har utförts inom litteraturstudien. En har utförts i samarbete med Informations och datasökningsenheten (IDC) vid KTH, en i samarbete med litteratursökningsenheten vid Stockholms Universitet, två har lagts ut som uppdrag till Byggdok, en som uppdrag på Serix och till sist har en sökning utförts i Bodil från terminal på institutionen för Kulturteknik. Dessa litteratursökningar utfördes mellan maj 1984 och januari 1985. En tidigare litteratursökning som utförts på institutionen för Kulturteknik (genom IDC), inom ett delvis sammanfallande område med denna litteraturstudie, har också använts. Slutligen har en litteraturstudie (Fredlund 1984) över forskning och litteratur om bl a kommunal översiktlig planering varit till stor hjälp. En permanent sökprofil har använts vid IDC under tre månader för kontinuerlig litteratursökning. Sökning av litteratur har i mindre utsträckning utförts manuellt. Sammanlagt har ca 4500 titlar bedömts ur intressesynpunkt. Cirka 150 ansågs relevanta och intressanta. Alla dessa har dock av olika anledningar inte refererats.

Nedanstående tabell visar vilka databaser som har använts vid de egna sökningarna. Tabellen visar också hur många referenser som totalt erhållits och hur många som var intressanta och relevanta för studien. Sökprofilerna har varierats under sökningens gång och mellan olika sökningar, vilket medför att siffrorna i tabellen inte är helt jämförbara. Inom parentes visas procentandelen intressanta referenser.

Databasvärd:	Databas:	Tot. erh. ref.	Ant.intr. ref.
Quest	Enviroline	44	7 (16)
"	NTIS	25	1 (4)
"	ABI/Inform	30	3 (10)
"	SSIE/Current research	13	2 (15)
"	Economic abstracts international	10	0 (0)
"	CAB	109	4 (4)
"	Biosis	41	16 (39)
"	Acompline	49	6 (12)
Dialog	Environmental bibliography	25	7 (28)
"	Life sciences collection	24	13 (54)
"	Dissertation abstracts	47	15 (32)
"	GPO monthly catalog	21	3 (14)
Inka	Sigel	10	2 (20)
Aramis	Serix	214	7 (3)
Byggdok	Bodil	279	38 (14)
	SUMMA	941	124 (13)

Till den kontinuerliga litteratursökningen har följande databaser använts:

1. Government reports, announcements & index (GRA)
2. ISI
3. Pascal
4. Biosis

Den kontinuerliga datasökningen gav 943 referenser som helhet, varav 41 ansågs relevanta, d v s ca 4 procent.

Vid den manuella sökningen har följande referenstidskrifter använts: "Svenska tidningsartiklar", fr o m 1982 t o m 1984, "Council of planning librarians" (CPL), jan 1981 t o m juli 1984 och "Government reports, announcements & index (GRA), 1983.

Svårigheten vid litteratursökningen har varit att kunna täcka in området i sökprofilen och att det finns många databaser som innehåller för ämnet intressanta referenser.

## REFERENSER

- Abrahamsson, K.V., Mattsson, L. & Weissglas, G. 1983. Systemanalys och norrländsk markanvändning. Markanvändning norr. Rapport 6.
- Andersson, F. 1977. Ekologi och fysisk planering - underlag för strukturering av ett forskningsområde. Expertgruppen för forskning om fysisk planering och bebyggelse.
- Andréasson, I.-M. 1984. Gotländsk ekonomi. Ekonomi och miljöpolitik - en regionalekonomisk studie av Gotland. Nationalekonomiska inst., Stockholms universitet.
- Andréasson, I.-M., Hilding, T. & Jansson, A.-M. 1983. Vatten som begränsande faktor för ekologisk och ekonomisk produktion på Gotland - ett försök att använda vattenstatistik i input/output- och optimeringsanalys. I: Seminar om vandstatistik og vanddata. Nordiska Ministerrådet, Miljörapport 1983:2.
- Arkedal, A-C. 1983. Naturförutsättningar och naturvård i översiktliga fysiska planer. Inst. för Kulturteknik, Kungl. Tekniska Högskolan, Meddelande Trita-Kut 3021.
- Baggs, S.A. 1983. A simplified method for quantifying environmental impacts in the landscape planning/design process. Landscape planning nr 9 (1982/83), s. 227-247.
- Bastedo, J.D. & Theberge, J.B. 1983. An appraisal of interdisciplinary resource surveys (ecological land classification). Landscape planning nr 10, s. 317-354.
- Bengtsson, G., Herrmann, J., Malmqvist, B., Nilsson, I.N. & Svensson, B. 1982. Öbiogeografisk teori och bildning av naturreservat. Statens naturvårdsverk PM1514.
- Berglund, B. & Holm, M. 1981. Samordning i en decentraliserad ekonomi - ekonomisk planering. Byggeforskningsrådet. R118:1981.
- Bisset, R. 1980. Methods for environmental impact analysis - Recent trends and future prospects. J. Env. Management 11, s. 27-43.
- 1978a. Quantification, decision-making and environmental impact assessment in the United Kingdom. J. Env. Management 7, s. 43-58.
- 1978b. Environmental impact analysis. Royal Anthropological Institute News, 26.
- Bjur, H. (red.) 1985. Ett ekologiskt synsätt i översiktlig planering - erfarenheter och slutsatser. EFEM arkitektkontor, Göteborg. Manus.
- Björnberg, K. 1978. Riksrevisionsverket synar ekologin i den fysiska riksplaneringen. Landskap 59, s. 155.
- Björkhem, U., Borg, L., Gerell, R. & Johnsson, G. 1980. Metoder för landskapsanalys - exempel från Linköpings kommun. Statens naturvårdsverk PM 1319.
- Björklund, G. 1984. A geomorphological evaluation of the Dalälven

- area with assessment of different evaluation models. Naturgeografiska inst., Uppsala universitet (diss.)
- Bohm, P. 1978. I samhällets intresse? Näringsliv och samhälle, nr 2.
- Bojö, J. 1985. Kostnads-nyttoanalys av fjällnära skogar. I: Ingenjörsvetenskapsakademien, rapport 287, 1984. Vad kostar en god miljö?
- Borg, L. & Arnemo, R. 1980. Ekologisk grundsyn och fysisk riksplanering. Högskolan i Kalmar.
- Briggs, D.J. 1983. Classifying landscapes and habitats for regional environmental planning. *J. Env. Management* 17, s. 244-261.
- Byggeforskningsrådet 1978. Samhällsplanering med kommunal inriktning. Forskningsprojekt 1 juli 1978. BFR G14:1978.
- Børset, E. & Lerstang, T. 1981. Konsekvensutredningar - praksis og erfaringer fra noen land. Norsk institutt for by- og regionforskning. NIBR-rapport 1981:111.
- Carlegrim, E. 1970. Cost-benefitanalyser. I: Borgenhammar, E. (red.) 1970. Att planera en stad. Ekonomi och samhälle. Bonniers.
- Chalmers tekniska högskola 1980. Ekologi i kommunal planering - Kungsbacka kommun. Projektarbete A3/A4. Stadsbyggnad-Arkitektur, Chalmers Tekniska Högskola, SACTH 1980:7 (E).
- Chang, S.-Y. 1981. Methods for generation alternative solutions to environmental planning problems. Univ. of Illinois at Urbana-Campaign. Diss.
- Checkland, P. 1981. Systems thinking - systems practice. Wiley & sons. Great Britain.
- Coombs, D.B. & Thie, J. 1979. The Canada land inventory system. I: Beatty, M., Petersen, G.W. & Swindale, L.D. 1979. Planning the uses and management of land. *Am. Soc. of Agronomy. Crop Sci. Soc. of Am. & Soil Sci. Soc. of Am.*
- Carter, A.P. 1972. Introduction I: Brody, A. & Carter, A.P. (eds.) 1972. Input-output techniques. Proceedings of the fifth international conference on input-output techniques. Geneva, januari, 1971. North-Holland publ. comp., Amsterdam, London.
- Costanza, R. 1984. Natural resource valuation and management; toward an ecological economics. I: Jansson, A.-M. 1984. Integration of economy and ecology - an outlook for the eighties. Askölaboratoriet, Stockholms universitet.
- Couillard, D. 1984. Information retrieval for the preparation of an environmental impact statement. *J. Env. Systems* vol.13, no.3, 1983-84.
- Dee, N., Baker, J., Drobny, N. & Duke, K. 1973. An environmental evaluation system for water resources planning. *Water resources research*, vol. 9, no. 3., 1973.

- Drake, L. 1985. Naturresursekonomins grunder och dess tillämpning i jordbruket. I: Ekonomidagen 1985. Naturresurs- och miljöekonomi i jordbruket. Konsulentavdelningens rapporter - Allmänt 68. Sveriges lantbruksuniversitet, Ultuna.
- Eggan, D. (red.) 1980. Økokonsekvensanalyser. Seminar Kongsvoll 8-10 april 1980. - Univ. i Trondheim, Komiteen for miljøvern (KOMMIT). Norge
- Emmelin, L. 1984. För att diskutera framtiden behöver vi se den. Plan, årg. 38, nr. 5-6, 1984.
- 1983. Planering med ekologisk grundsyn. Bakgrundsrapport nr 13 till Naturresurs- och miljökommittén.
- 1982. Ekologisk grundsyn. Bakgrundsrapport nr 9 till Naturresurs- och miljökommittén.
- Eriksson, G.A. 1979. Ekosystem och miljövårdsekonomi. - Memorandum från ekonomisk-geografiska inst., Handelshögskolan vid Åbo akademi. Nr 25.
- Eriksson, K.-E. 1984. Thermodynamical aspects on ecology/economics. I: Jansson, A.-M. (ed.) 1984. Integration of ecology and economy - an outlook for the eighties. Askölaboratoriet, Stockholms universitet.
- Fisher, A.C. 1984. Economic analysis and the extinction of species. I: Jansson, A.-M. (ed.) 1984. Integration of ecology and economy - an outlook for the eighties. Askölaboratoriet. Stockholms Universitet.
- Fog, H. 1983. Forskning om kommunal planering från 50-tal till 90-tal. Bygghörsningsrådet G10:1983.
- Fortsatt fysisk riksplanering 1981. Regeringens proposition 1980/81:183
- Fredlund, A. 1984. Kommunal översiktlig planering samt övrig kommunal samhällsplanering av betydelse för markanvändningen. "Hitta i forskningen." En forskningsöversikt från bygghörsningsrådet.
- Freeman III, A.M. 1984. Some issues in the economic evaluation of ecological impacts. I: Jansson, A.-M. (ed.) 1984. Integration of ecology and economy - an outlook for the eighties. Askölaboratoriet. Stockholms Universitet.
- Frøyen, Y. & Sager, T. 1983. Sammenligningsmetoder i konsekvensanalyser - norsk empiri. Plan og arbeid 5.
- Gottschalk, L., Hellström, T. & Kvarnäs, H. 1983. Matematiska modeller för vattenmiljövårdande problem. - Statens naturvårdsverk PM 1654.
- Grip, K. 1983. Environmental impact assessment (EIA). Seminarierapport från WHO's seminarium om EIA i Aberdeen 18-22 juli 1983. Delegationen för samordning av naturresursverksamheten (DSH), Göteborg.
- Gross, M. & Fabos, J. Gy. 1984. Resource accountability in landscape

- planning: The Metland approach. I. Massachusetts agricultural experiments station research bulletin, no. 693, pp. 25-45, 1984.
- Hilding, T. 1982. Gotländskt vatten - erfarenheter av miljöstatistik på regional och lokal nivå. Askölaboratoriet. Stockholms Universitet.
- Hilding, T. 1983. Metoder för planering med ekologisk grundsyn - en kritisk litteraturstudie. Projektbeskrivning till kontrakt 830831-9 med Bygghörsningsrådet. Inst. för kulturteknik, Kungl. Tekniska Högskolan.
- Holling, C.S. (ed.) 1978. Adaptive environmental assessment and management. International series on applied systems analysis, no. 3. International institute for applied systems analysis (IIASA). Wiley & sons.
- Holling, C.S. & Walters, C. 1984. Science for public policy: Highlights of adaptive environmental assessment and management. Abstract. I: Jansson, A.-M. (ed.) 1984. Integration of ecology and economy - an outlook for the eighties. Askölaboratoriet. Stockholms Universitet.
- Howell, E.A. 1981. Landscape design, planning and management. An approach to the analysis of vegetation. J. Env. Management vol.5, no.3, s. 207-212.
- Håkansson, L. & Rosenberg, R. 1984. Kustplanerarens ekologiska handbok. Arbetsmaterial. Statens naturvårdsverk
- International institute for applied systems analysis (IIASA) 1979. Expect the unexpected - an approach to environmental management. Executive report 1.
- Jansson, A.-M. 1980. Ekologisk-ekonomiska modeller som hjälpmedel vid naturresursplanering. I: Nybacka, K. (red.) Skärgårdsforskning och beslutsfattande i Sverige och Finland. Skärgårdsinstitutet, Åbo akademi, s. 71-75.
- Jansson, A.-M. (red.) 1984. Integration of economy and ecology. Papers presented at the symposium "Integration of economy and ecology - an outlook for the eighties" held in Stockholm, September 1-3, 1982. Askölaboratoriet, Stockholms univ.
- Jansson, A.-M. & Wulff, F. 1980. Ekologi - en vetenskap på fram-marsch. Bakgrundsrapport nr 2, Naturresurs- och miljökommittén.
- Jansson, A.-M. & Zucchetto, J. 1978a. Energy, economics and ecological relationships for Gotland, Sweden. - A regional systems study. Ecological Bulletins no 28.
- 1978b. Gotlandsprojektet. Samspelet mellan energiflöden i ekologiska och ekonomiska system. Naturvetenskapliga forskningsrådet, ekologiskommittén. Stockholm.
- Jerkbrant, C., Jonasson, K., m fl. 1983. Hushållning med mark och vatten, luft och energi. Del 1: En arbetsmetod i kommunal översiktlig planering. Del 2: En fallstudie i Lerums kommun. Bygghörsningsrådet.

- Jerkbrant, B., Jerkbrant, C. och Malbert, B. 1979. Ett ekologiskt synsätt i översiktlig planering - en kunskapsöversikt. Byggnadsforskningsrådet R98:1979.
- Johnsson, A.H., Berger, J. & McHarg, I.L. 1979. A case study in ecological planning. The Woodlands, Texas. I: Beatty, M., Petersen, G.W. & Swindale, L.D. 1979. Planning the uses and management of land. Soc. of Agr., Crop Sci. Soc. of Am. & Soil Sci. Soc. of Am.
- Karjalainen, P. 1982. Om regionalekonomisk naturresursforskning: case study och dess frågor. I: Nordiska institutet för samhällsplanering. Rapport 1982:2. Naturresurshushållning och samhällsplanering.
- Kapp, K.W. 1976. The nature and significance of institutional economics. *Kyklos* 29(2).
- Khakee, A. 1984. Framtidsorienterad samordnad kommunal planering. Byggnadsforskningsrådet R184:1984.
- Kumm, K.-I. 1979. Några metoder för miljövårdsbeslut. Inst. för ekonomi och statistik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Ultuna, rapport 157.
- Kumm, K.-I. & Söderbaum, P. 1979. Positionsanalys vid vägplanering - tillämpningsexempel på E4 i Västernorrlands län. Inst. för ekonomi och statistik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Ultuna, rapport 154.
- Lee, B.J. 1982. An ecological comparison on the McHarg method with other planning initiatives in the Great Lakes Basin. *Landscape Planning* 9, s. 147-169.
- Lee, N. & Wood, C. 1978. Environmental impact assessment of projects in EEC-countries. *J. Env. Management* 6, s. 57-71.
- Legore, S. 1984. Experience with environmental impact procedures in the USA. I: Roberts, R.D. & Roberts, T.M. (eds.) (1984). *Planning and ecology*. Chapman & Hall, London.
- Leontief, W. & Ford, D. 1972. Air pollution and the economic structure: empirical results of input-output computations. I: Brody, A. & Carter, A.P. (eds.) 1972. *Input-output Techniques. Proceedings of the fifth international conference on input-output techniques*. Geneva, januari 1971. North-Holland publ. comp., Amsterdam, London.
- Leopold, L.B., Clarke, F.E., Hanshaw, B.B. & Balsley, J.R. 1971. A procedure for evaluating environmental impact. Geological survey circular 645. USA.
- Lerstang, T. 1984. Challenges for a proposed environmental impact assessment system in Norway. *Scandinavian housing and planning research* 1, s. 107-121.
- Lichfield, N., Kettle, P. & Whitbread, M. 1975. Evaluation in the planning process. *Urban and regional planning series*, volume 10.
- Lind, H. 1978. Två jämförelsemetoder: Måluppfyllelseanalys och Lichfields planning balance-sheet metod. I: NU-serien B1978:3. Nor-

- diska rådet och Nordiska ministerrådet. Jämförelsemetoder i samhällsplaneringen.
- Litzell, C. 1981. Planering av miljövården. Plan 3-4.
- Lundquist, L.J. 1979. Environmental impact assessment in Sweden - status, problems and proposals for change. Policy and politics, vol.7, no.3, s. 245-268.
- Maarel, E. van der 1980. Towards an ecological theory of nature management. - Verhandlungen der Gesellschaft für ökologie (Frieding-Neiheustephen 1979), band VIII.
- Mattson, B. 1979. Lönsamhet från samhällets synpunkt.
- McAllister, D.M. 1980. Evaluation in environmental planning. MIT-press. Cambridge, Massachusetts and London, England.
- McBride, J.R. 1977. Evaluation of vegetation in environmental planning. Landscape planning 4, s. 291-312.
- McHarg, I.L. 1969. Design with nature. - Doubleday natural history press, Garden city, N.Y.
- Miljöministeriet & Nordiska Ministerrådet 1983. Natur og miljø i kommuneplanlægning.
- Molander, P. 1981. Systemanalys i Sverige. Forskningsrådsnämnden, delegationen för systemanalys. Rapport nr 42-D.
- Myrdal, G. 1978. Political and institutional economics. The geary lecture 1978, October 9, 1978 at the Economic and Social Research Institute in Dublin, Ireland.
- National Physical Planning Agency 1977. General physical planning outline, part 3: General ecological model. Ministry of housing and physical planning, the Hague.
- Nichols, R. & Hyman, E. 1982. Evaluation of environmental assessment methods. J. of the water resources planning and management division 108, No WR1, March 1982.
- Nijkamp, P. 1977. Theory and application of environmental economics. Studies in regional science and urban economics (SRSUE) 1. North Holland publ. comp., Amsterdam, Holland.
- Nilsson, I. & Wadeskog, A. 1982. Naturresurs- och miljöräkenskaper. Naturresurs- och miljökommitten. Underlagsmaterial.
- Nilsson, J. 1974. Ekologisk planering i Kanada och USA. - Statens naturvårdsverk PM 551.
- Nordiska institutet för samhällsplanering (Nordplan) 1982. Naturresursushållning och samhällsplanering. Rapport 1982:2.
- Odum, H.T. 1984. Embodied energy, foreign trade and welfare nations. I: Jansson, A.-M. 1984. Integration of economy and ecology - an outlook for the eighties. Askölaboratoriet, Stockholms universitet.



- Olschowy, G. 1975. Ecological landscape inventories and evaluation. *Landscape planning* 2, s. 37-44.
- O'Riordan, T. & Sewell, W. R. D. (eds.), 1981. *Project appraisal and policy review*. John Wiley & Sons Ltd.
- PADC-team 1983. Objectives and principles of environmental impact assessment (EIA). PADC (The Assessment of major Industrial Applications) team, Dept. of Geography, Univ. of Aberdeen, Scotland.
- Pearlman, K. 1977. State environmental policy acts - local decision-making and land use planning. *J. of the Am. Inst. of Planners*, 43(1).
- Planstyrelsen och Miljöministeriet 1982. *Arealplanlægning - det obne land*. Köpenhamn.
- Ploeg, S.W.F. van der & Vlum, L. 1979. Ecological evaluation, nature conservation and land use planning with particular reference to methods used in the Netherlands. *Biol. Conserv.* 14.
- Polfeldt, T. 1981. *Statistiken över naturmiljön*. Statistiska Centralbyrån.
- Påhlsson, L. & Borg, L. 1977. *Ekologiska kriterier för markanvändningsplanering*. Statens naturvårdsverk, forskningsnämnden, kontrakt nr 7-364/77.
- Roberts, R.D. & Roberts, T.M. (Eds) 1984. *Planning and ecology*. Chapman & Hall, London.
- Rosenberg, R. (red.) 1985. *Biologisk värdering av grunda svenska havsområden - fisk och bottendjur*. - Statens naturvårdsverk PM 1911.
- Sager, T. 1984. Formal evaluation in participatory planning. *Scandinavian housing and planning research*, vol. 1, no. 4, pp. 215-234.
- Skärbäck, E. 1980. *Öresundsprojektet. Landskapsanalys. Metodrapport*. Statens naturvårdsverk PM 1268.
- 1981. *Landskapsinformation och planering*. Sveriges lantbruksuniversitet, konsulentavdelningens rapporter, Landskap 10, Alnarp.
- Snickars, F. et al. 1983. *Ekonomisk utveckling och markanvändning i sydvästra Skåne*. Statens råd för byggnadsforskning, rapport R2:1983.
- Statens naturvårdsverk 1975. *Proceedings of the symposium on ecology and planning*. May 20-21, 1975, Stockholm. SNV PM 663.
- 1977. *Landskapsanalys i Linköpings kommun*. SNV PM 804.
- 1978. *Öresundsförbindelser - landskapsanalys*. - SNV Medd. 3/1978.
- Statens naturvårdsverk & Statens planverk 1979. *Naturvärden i kommunernas planering*. Statens planverk Rapport 44, del 11.
- Statens offentliga utredningar 1972. *Att välja framtid*. SOU 1972:59.

- 1978. Miljökostnader. Betänkande av utredningen om kostnaderna för miljövården. SOU 1978:43.
  - 1979. Hushållning med mark och vatten 2. SOU 1979:54
  - 1983a. Kommunal forskning i Sverige. Betänkande av kommunaldemokratiska kommittén. SOU 1983:15
  - 1983b. Naturresursers nyttjande och hävd. Betänkande av naturresurs- och miljökommittén. SOU 1983:56.
- Statens planverk 1983. Riksplaneyttrande 1983. Dnr 39/83. Meddelande om fysisk planering.
- Statistikutredningen, 1982. Behov av miljöstatistik. Diskussionsunderlag från statistikutredningen 1982:3.
- Statistiska Centralbyrån, 1980. Input-outputtabeller för Sverige 1975. Statistiska meddelanden N 1980:3.
- Statistisk Sentralbyrå, 1981. Statistiske analyser. Resursregnskap. Norge.
- Stumpel, A.H.P. & Kalkhoven, J.T.R. 1978. A vegetation map of the Netherlands, based on the relationship between ecotopes and types of natural vegetation. Vegetatio vol.37, no.3, s. 163-173.
- Sundborg, Å. 1977. Älv-, kraft-, miljö- och vattenkraftutbyggnadens miljöeffekter. Statens naturvårdsverk.
- Svedin, U. 19xx. Om svårigheterna med begreppet naturresurser.
- Sundström, B. 1984. Methods in environmental planning. Inst. för landskapsanalys, Sveriges lantbruksuniversitet, Alnarp.
- Svenska naturskyddsföreningen 1979. Tänk efter före.
- Sveriges lantbruksuniversitet 1985. Ekonomidagen. Konsulentavdelningens rapport, allmänt 68.
- Söderbaum, P. 1975. Utformning av beslutsunderlag och samhällsplanering - positionsanalys som alternativ till traditionell cost/benefitanalys. - Inst. för ekonomi och statistik, SLU, rapport 63.
- 1981. Positionsanalys - en utredningsmetod vid samhällsplanering på kommunal nivå. Inst. för ekonomi och statistik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Ultuna.
  - 1983. Institutionell ekonomi som alternativ skolbildning inom nationalekonomin. Inst. för ekonomi och statistik, Sveriges Lantbruksuniversitet, Ultuna.
  - 1985a. Positional analysis as an approach to evaluation and decision making. Paper for symposium on "Techniques for identifying and evaluating the impact of reducing occupational disease and injuries" organized by the Swedish Work Environment Fund. March 26-27, 1985 i Stockholm.
  - 1985b. Beslutsunderlag för stat och kommun. Metoder och tillämpningsexempel. Bidrag till en ny nationalekonomi. Manus

- Söderbaum, P. & Rosell, E. 1978. Tillämpning av positionsanalys vid översiktlig planering och detaljplanering i Uppsala kommun. Inst. för ekonomi och statistik, SLU Ultuna, rapport 137.
- University of Aberdeen. Material om Environmental impact assessment i olika länder och om kurser i EIA.
- Wallentinus, H.-G. 1982. Konsekvensbedömning vid markanvändning för bebyggelse i tätortsnära områden. Inst. för kulturteknik, KTH. Medd. Trita-kut 1029.
- Wallentinus, H.-G. & Hilding-Rydevik, T. 1985. Seminarium om tillämpning av ekologi i fysisk planering. Bygghörsningsrådet R59:1985.
- Wallentinus, H.-G., Jerling, L. & Liljelund, L.-E. 1978. Metodik för konsekvensbedömning av bebyggelse i fjällområden. Inst. för kulturteknik, Kungl. Tekniska Högskolan. Medd. Ser. A, 3:24a.
- Water resources and environmental engineering research association of China 1981. Regulations for environmental assessment and impact statement of water resources projects (draft).
- Wenster, P. 1982. Miljövårdsarbete på kommunal nivå. Naturresurs- och miljökommittén, projekt 22.
- Westerlund, S. 1981a. Miljöeffektbeskrivningar. Del 1: Reglerna och tillämpningen i USA. Naturresurs- och miljökommittén. Bakgrundsrapport nr 4.
- 1981b. Miljöeffektbeskrivningar. Del 2: Regler och förutsättningar i Sverige. Naturresurs- och miljökommittén. Bakgrundsrapport nr 5.
- 1982. Miljöeffektbeskrivningar. Del 3. Naturresurs och miljökommittén. Bakgrundsrapport nr 6.
- Willard, B.E. 1975. Guidelines of the council of environmental quality for the preparation of environmental impact statements. Env. healing perspectives 10, s. 235-241.
- Wiman, B. & Holst, J. 1982. Ekologisk tolerans - om stabilitet och föränderlighet i ekologiska system. Naturresurs- och miljökommittén. Bakgrundsrapport nr 11.
- Wittrock, B. 1980. Möjligheter och gränser. Framtidsstudier i politik och planering.
- Zajik, J.E. & Svrcek, W.Y. 1975. Environmental impact statements preparation. J. Env. Systems 5(2).
- Zhishan, W. 1984. Urban ecosystem of Beijing and environmental planning. Anförande på: Ecological approaches to urban planning. International expert meeting, 24-28 Sept., 1984, Suadal, USSR.







**Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 830831-9  
från Statens råd för byggnadsforskning till Institutionen  
för kulturteknik, Tekniska Högskolan, Stockholm.**

**Art.nr: 6706046**

**Abonnemangsgrupp:  
X. Samhällsplanering**

**Distribution:  
Svensk Byggtjänst, Box 7853  
103 99 Stockholm**

**R46: 1986**

**ISBN 91-540-4557-6**

**Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm**

**Cirkapris: 50 kr exkl moms**