



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.



Rapport

TEKNISKA HOGSKOLAN I LUND
SEKTIONEN FOR VAG- OCH VATTEN
BIBLIOTEKET

R11:1990

Miljökonsekvensbeskrivning av projekt och planer i kommunal planering

Tuija Hilding-Rydevik

V-HUSETS BIBLIOTEK, LTH



15000

400135416

Byggforskningsrådet

R11:1990

MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNING AV PROJEKT
OCH PLANER I KOMMUNAL PLANERING

Tuija Hilding-Rydevik

Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 850374-0 från Statens råd för byggnadsforskning till Institutionen för mark- och vattenresurser, Kungl tekniska högskolan, Stockholm.

REFERAT

I föreliggande rapport läggs fram förslag på hur arbetsgången (proceduren) för miljökonsekvensbeskrivning (MKB) kan utformas så att nyttan av MKB blir så stor som möjligt. Förslaget gäller både MKB för projekt och MKB för planer. Utformningen av de två MKB-procedurerna har skett med avseende på användning i den kommunala planeringen.

Idén med MKB är att tänka efter före. Användningen av MKB i den kommunala planeringsprocessen ger ett (av flera) verktyg att på miljösidan skapa förebyggande aktiviteter och synsätt.

Rapporten beskriver, som bakgrund till förslagen, de internationella erfarenheter (fördelar och nackdelar) som finns av MKB. Som helhet verkar de flesta anse att MKB är till fördel för alla parter. Det är dock väsentligt att formerna för MKB utformas på ett väl genomtänkt sätt. Då kan eventuella nackdelar undvikas. Ett väsentligt krav är t ex att miljökonsekvenserna finns beskrivna mycket tidigt i planeringsprocessen. Då finns ännu möjlighet att ta hänsyn till de resultat som kommer fram genom en MKB.

Det finns vissa problem med användningen av MKB i kommunal planering. Dessa gäller t ex att användningen av MKB ställer stora krav på sektorsövergripande samarbete, bra samråd med allmänheten och att våga visa negativa effekter av ett förslag. Initialt finns också problem med att det finns få i Sverige som är utbildade i att genomföra MKB. Det finns heller ännu ingen mer omfattande utbildning inom MKB. Till de flesta av problemen kan man finna lösningar och flera kommer att lösa sig ju större erfarenheten blir av MKB i Sverige.

Denna rapport är resultatet av arbetet inom projektet "Miljökonsekvensbeskrivning i kommunal naturresursplanering". Projektet påbörjades i januari 1986 och utgör en fortsättning på projektet "Metoder för naturresursplanering med ekologisk grundsyn".

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

Denna skrift är tryckt på miljövänligt, oblegt papper.

R11:1990

ISBN 91-540-5152-5

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Svenskt Tryck Stockholm 1990

INNEHÅLL

	FÖRORD	1
	SAMMANFATTNING	2
1	INLEDNING	4
1.1	Projektets syfte och uppläggning	4
1.2	Vad är en miljökonsekvensbeskrivning (MKB)?	5
1.3	MKB i ett internationellt perspektiv	7
1.4	MKB i Sverige	8
1.5	Forskning om MKB	9
2	MILJÖ OCH PLANERING - HISTORIK OCH TEORIER	11
2.1	Historik	11
2.1.1	1900 - 1930-talet	11
2.1.2	1947 - 1970-talet	14
2.1.3	1970 och framåt	15
2.2	Teorier om planering	19
2.2.1	"Survey before plan"	19
2.2.2	Rationell planering	21
2.2.3	Strategisk planering och parallella skolor	23
3	ERFARENHETER AV MKB	26
3.1	Kritik av MKB	26
3.2	Andra erfarenheter	30
3.3	Olika former av MKB	33
3.4	Sammanfattning	37
4	FÖRSLAG TILL MKB-PROCEDUR	39
4.1	Syftet med MKB	40
4.2	MKB-procedur	41
4.2.1	Idé, förslag väcks	42
4.2.2	Förberedande MKB	44
4.2.3	Inledande MKB	46
4.2.4	Avgränsning av problemområde	46
4.2.5	Fördjupad MKB	47
4.2.6	Dokumentet cirkuleras	50
4.2.7	Färdig MKB	50
4.2.8	"Beslut"	50
4.2.9	Uppföljning	51
5	TVÅ SVENSKA EXEMPEL PÅ MKB FÖR PROJEKT	52
5.1	Exempel på MKB för exploatering av naturmark	52
5.1.1	Arbetsmoment	53
5.1.2	Värdering	54
5.1.3	Erfarenheter	61
5.2	Exempel på MKB för påverkan på vatten i ett tillrinningsområde	62
5.2.1	Problemet	62
5.2.2	Genomförande	63
5.2.3	Resultat	65
5.2.4	Erfarenheter	66

6	MKB OCH PLANER	68
6.1	MKB och översiktsplaner	69
6.2	MKB-procedur för översiktplan	70
6.2.1	Start, initiering	71
6.2.2	Samråd	75
6.2.3	Utställning m m	77
6.3	Tre översiktsplaner	77
6.3.1	Översiktsplan - Sollentuna kommun	78
6.3.1.1	Hur behandlas miljökonsekvenser?	80
6.3.2	Översiktsplan - Helsingborgs kommun	81
6.3.2.1	Hur behandlas miljökonsekvenser?	82
6.3.3	Översiktsplan - Älvsbyns kommun	84
6.3.3.1	Hur behandlas miljökonsekvenser?	84
6.3.4	Vad tillför en MKB?	85
7	AVSLUTANDE DISKUSSION	87
7.1	Varför använda MKB?	87
7.2	Proceduren	89
7.2.1	MKB ska behandlas tidigt	90
7.2.2	Problemavgränsning och allsidighet	91
7.3	Problempunkter	92
7.3.1	Kan MKB särbehandlas?	92
7.3.2	Förutsägelser och värdering av miljö- konsekvenser	93
7.3.3	Övriga svårigheter	94
7.4	MKB ur planeringsteoretiskt perspektiv	96
7.5	Slutsatser	97
BILAGA 1:		
B1.	METODER FÖR ATT VÄRDERA OCH SYSTEMATISERA MILJÖKONSEKVENSER	98
B1.2	Indelning av metoder	98
B1.2	Matriser	101
B1.3	Checklistor	103
B1.4	Nätverk	105
B1.5	Överläggskartor	107
B1.6	Simulering och modellering	110
B1.7	Sammanfattning av metodernas användningsområden	112
B1.8	Metoder för plan-MKB	115
B1.9	Svenska metoder	117
B1.10	Avslutning	123
REFERENSER		127

FÖRORD

I kommunal miljövars- och naturresursplanering dominerar, sedan åtminstone 1960-talet, en uppståndande verksamhet. Nödvändigheten att bygga upp en mer förebyggande verksamhet har påtalats av många.

Idén med miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) är att tänka efter före. Användningen av MKB i den kommunala planeringsprocessen ger ett (av flera) verktyg för att skapa förebyggande aktiviteter och synsätt.

I föreliggande rapport läggs fram förslag på hur arbetsgången (MKB-proceduren) kan utformas så att nyttan med MKB blir så stor som möjligt. Förslagen gäller dels MKB för projekt dels MKB för planer. Förslagen är utformade efter de stora internationella erfarenheter som finns av MKB.

Förslaget är ett resultat av arbetet inom projektet "Miljökonsekvensbeskrivning i kommunal naturresursplanering". Projektet påbörjades i januari 1986 och utgör en fortsättning på projektet "Metoder för naturresursplanering med ekologisk grundsyn" (redovisad i Hilding-Rydevik 1986).

Projektledare har varit docent Hans-Georg Wallentinus, forskningsassistenter har varit fil lic Tuija Hilding-Rydevik och fil kand Berit Balfors.

Jag vill tacka Hans-Georg Wallentinus och Gert Knutsson för värdefulla synpunkter på manuskriptet och för annat stöd under arbetets gång. Hans Mattsson och Kristina Björnberg vill jag tacka för viktiga synpunkter på manuskriptet. Kristina Ek ska tackas för hjälpen med utskrift.

Stockholm februari 1990

Anmärkning:

Rapporten innehåller en hel del engelskspråkiga citat, vilket jag hoppas inte ska försvåra förståelsen för texten som helhet.

SAMMANFATTNING

I föreliggande rapport läggs fram förslag på hur arbetsgången för miljökonsekvensbeskrivning (MKB-proceduren) kan utformas så att nyttan med miljökonsekvensbeskrivning (MKB) blir så stor som möjligt. Förslagen gäller dels MKB för projekt och MKB för planer. Utformningen av förslagen har skett med tanke på användning i den kommunala planeringsprocessen.

Denna rapport sammanfattar resultaten inom projektet "Miljökonsekvensbeskrivning i kommunal naturresursplanering". Tidigare delresultat från detta projekt har redovisats i Hilding-Rydevik (1987) och Balfors (1988).

Syfte

Projektets övergripande syfte var att ta fram ett förslag till hur man på kommunal nivå kan arbeta med MKB. Utgångspunkten var att MKB kan vara ett användbart sätt att förbättra hanteringen av miljöfrågor i kommunerna. Möjligheten att det inte är det diskuteras också.

Genomförande

Som underlagsmaterial till utformningen av MKB-proceduren i denna rapport utfördes följande studier: 1) En enkätstudie genomfördes över kommunernas sätt att handlägga miljöfrågor (se Hilding-Rydevik 1987). 2) En fallstudie (MKB) har genomförts av vilka miljökonsekvenserna blir på ett avrinningsområde av bl a en träningscamp för hästar (se Balfors 1988). 3) Ytterligare internationella erfarenheter har inhämtats (tidigare erfarenheter redovisade i Hilding-Rydevik 1986) genom litteraturstudier och besök på internationellt MKB-seminarium.

Erfarenheter av MKB

Sammanfattningsvis kan man säga att mycket av kritiken mot MKB gäller formerna för MKB med inte MKB som idé.

De flesta nackdelarna med MKB verkar kunna undanröjas med väl genomtänkt hantering och administrering. Detta gäller dock bara delvis för kostnaderna. Dessa kan reduceras genom att t ex det problem som ska studeras avgränsas genom "scoping". Samtidigt är kostnaderna svåra att uppskatta eftersom MKB även leder till positiva effekter (även för projektören) som är svåra att mäta i pengar. Det verkar dock som de flesta är överens om att MKB som helhet är en positiv företeelse. Förbättringar av analyser och procedurer behövs dock fortlöpande.

Kritiken av MKB tillsammans med andra erfarenheter leder till ett antal allmänna punkter som är väsentliga att ta hänsyn till när MKB ska användas:

1. MKB ska påbörjas tidig i projekt- och planeringsprocessen

2. Medborgardeltagande är mycket väsentligt och ska ske tidigt i projekt- och planeringsprocessen
3. Problemet som ska studeras i en MKB ska avgränsas ("scoping")
4. MKB-dokumentet ska vara analyserande
5. Uppföljning ("monitoring") ska vara en självklar del av MKB
6. MKB ska även utföras för program, planer och policier

När MKB används som begrepp bör det definieras. Det finns ingen enhetlig definition av vare sig ämnesbredd (dvs om MKB utöver ska naturmiljön även inbegripa sociala, medicinska, estetiska m fl konsekvenser) eller innehåll (dvs om MKB ska redovisa alternativ, irreveribla konsekvenser, förebyggande åtgärder etc).

Två procedurer

Rapporten presenterar två procedurer - en för projekt och en anpassad till översiktsplanearbetet såsom det beskrivs i Planverket (1988). Procedurerna är utformade från de internationella erfarenheter som finns av MKB och från resultaten i Hilding- Rydevik (1987) och Balfors (1988).

Procedurerna är avsedda att passa in i existerande planeringsrutiner. Ska MKB komma till nytta krävs dock att många kommuners sätt att hantera miljöfrågor ses över.

Olika sätt att värdera och systematisera miljökonsekvenser beskrivs kortfattat i bilaga 1.

Slutsatser

- Användningen av en MKB-procedur samt framtagandet av ett MKB-dokument ger troligen en stor kvalitetsförbättring av kommunernas sätt att hantera och redovisa miljöfrågor.
- Användningen av MKB i kommunerna kommer att innebära en del initiala problem.
- Det finns frågetecken kring hur kommunernas olika roller kommer att påverka möjligheten att genomföra allsidiga MKB.

1. INLEDNING

Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) har i formaliserat skick funnits internationellt sedan 1970. Då infördes i USA en federal miljölag som sa att federala åtgärder som signifikant påverkar miljön måste konsekvensbeskrivas före beslut. USA. Intresset för MKB har sedan spridit sig till många länder. I Sverige debatterade man i slutet av 70-talet om vi skulle införa ett MKB-system, typ USA:s. Resultatet blev dock ett mindre utvecklat MKB-system som byggde vidare på bl a miljöskyddslagen.

Utgångspunkten i detta projekt är att kommunerna kan utföra MKB för de verksamheter de ansvarar för. Användningen av MKB kan vara ett sätt att förhöja kvalitén på hanteringen av miljöfrågor. Det finns nämligen brister i kommunernas sätt att behandla miljöfrågor (se Hilding-Rydevik 1987 och Wenster 1982) som en MKB-procedur kan avhjälpa. Internationellt ser man på MKB som ett instrument i planeringen utvecklad just för att förbättra det sätt på vilket miljön och miljökonsekvenser beskrivs och behandlas.

Kunskaper i Sverige om hur MKB kan utföras på olika nivåer är dock bristfällig. Det finns en mycket ringa utrednings- och forskningsverksamhet inom området. Det medför att vi (forskare, konsulter m fl) har svårt att tillgodose efterfrågan på denna kunskap. Behovet av forskning och utredning är därmed stort. Diskussionen (på kommunal och statlig nivå) om MKB har dock intensifierats de senaste åren och åtminstone utredningsverksamheten har ökat.

Rapporten är upplagd på följande sätt. Inledningskapitlet ger en kort introduktion till vad MKB är och historiken kring MKB internationellt och i Sverige. Kapitel 2 ger en kort historik av kommunal planering och hur miljöproblemen förändrats under 1900-talet. Olika planeringsteorier presenteras. Erfarenheterna av MKB internationellt beskrivs i kapitel tre tillsammans med en beskrivning av olika former av MKB. Ett förslag till procedur för projekt-MKB läggs fram i kapitel 4. I beskrivningen av förslaget är inbakat de förutsättningar som krävs för att nyttan med MKB:n ska bli så stor som möjligt. Några fallstudier av projekt-MKB presenteras i kapitel 5. Kapitel 6 visar ett förslag till MKB-procedur som kan användas vid framttagande av översiktsplan. Hur några kommuner behandlat miljökonsekvenser i sina översiktsplaner beskrivs också. För- och nackdelar (bl a) med MKB i kommunal planering tas upp i en avslutande diskussion i kapitel 7. Bilaga 1 ger exempel på metoder för att systematisera och värdera miljökonsekvenser.

1.1 Projektets syfte och upplägning

Projektets övergripande syfte var att ta fram ett förslag till

hur man på kommunal nivå kan arbeta med MKB. Utgångspunkten var att MKB kan vara ett användbart sätt att förbättra hanteringen av miljöfrågor i kommunerna (möjligheten att det inte är det tas upp i den avslutande diskussionen).

För att kunna lägga fram förslag till arbetsmetod (MKB-procedur) behövdes för det första kunskap om hur kommunerna handlägger miljöfrågor, för det andra kunskap om vilka internationella erfarenheter som finns av svårigheterna med att utföra och använda MKB, för det tredje skulle erfarenhet fås av MKB genom någon eller några fallstudier.

För att få reda på hur kommunerna handlägger miljöfrågor så har en enkätstudie (Hilding-Rydevik 1987) utförts. Två seminarier om ekologi i fysisk planering (det första redovisat i Wallentinus & Hilding-Rydevik 1985) har hållits. Dessa har gett värdefull kunskap om förutsättningarna i kommunerna för MKB.

De internationella erfarenheterna har sedan tidigare dokumenterats i Hilding-Rydevik (1986) och kompletterats med fortsatta litteraturstudier. Ett 2-veckors seminarium i Aberdeen; "The seventh international seminar on environmental impact assessment" har besökts av projektets deltagare.

En fallstudie har genomförts av vilka miljökonsekvenserna på ett avrinningsområde blir av bl a en träningscamp för hästar (redovisad i Balfors 1988). Tre översiktsplaner ha granskats för att se om och hur en MKB kan förbättra det sätt på vilket miljöfrågor hanteras i planer.

Till sist har ett förslag arbetats fram på hur MKB kan användas i kommunal planering.

1.2 Vad är en miljökonsekvensbeskrivning?

Det finns inte någon enhetlig svensk definition av eller ett absolut innehåll i begreppet miljökonsekvensbeskrivning. Detta gäller även de övriga liknande benämningarna som miljöeffektbeskrivning, miljökonsekvensanalys och miljökonsekvensbedömning. Begreppen används oftast odefinierat i betydelsen att man på något sätt skall ta reda på konsekvenserna på miljön av människans verksamheter. Westerlund (bl a Westerlund 1982) använder dock begreppet miljöeffektbeskrivning som svensk benämning på den amerikanska förebilden.

Internationellt finns inte heller någon enhetlig definition av det internationella begreppet "environmental impact assessment" (EIA)(Ahmad 1985). Dessutom är betydelsen av EIA och "environmental impact statement" (EIS) olika i USA jämfört med andra länder (Ahmad op cit). I USA är EIA den aktivitet som avgör om

ett projekt, en plan eller liknande kräver en EIS. Dvs EIS:en utgör själva det praktiska arbetet med miljökonsekvensbeskrivningen och EIA är endast en introduktion till den. I andra länder är dock EIA det som betecknar själva aktiviteten och EIS är endast det dokument, där resultaten rapporteras (Ahmad 1985).

Oberoende av språkbruket internationellt är det ett antal aktiviteter som brukar ingå i en EIA (kallas också "EIA-procedure" eller "environmental impact process"). Vilka aktiviteter som ska ingå brukar definieras i en formaliserad EIA-procedur, dvs det finns en arbetsordning som beskriver t ex när allmänheten skall delta och när dokumentet skall cirkuleras och granskas. Proceduren är formaliserad bl a för att tillgodose att dokumentet blir så allsidigt och korrekt som möjligt.

I dokumentet (EIS) skall miljökonsekvenserna på något sätt systematiseras och/eller värderas. Det finns mer eller mindre avancerade metoder att utföra detta (checklistor, matriser, cost-benefitanalys, datasimulering m fl). Dessa metoder har inte någon helt enhetlig benämning trots att olika författare menar samma typ av metoder. Exempel på benämning är "EIA-methods" och "impact assessment methodologies" (Jain, Urban & Stacey 1981).

USA var först (1970) med att i lag införa kravet på miljökonsekvensbeskrivning (hur proceduren skulle se ut och att dokumentet skulle tas fram). Syftet med lagen var att se till så att hänsyn togs till miljöns kvalitet i beslutsprocessen på federal nivå (Rau & Wooten 1980).

När kommunerna förslås att använda miljökonsekvensbeskrivningar så menas i detta sammanhang följande:

1. att det finns en procedur (mer eller mindre formaliserad efter behov) att ta hänsyn till miljökonsekvenserna i den kommunala verksamheten (planering och löpande verksamhet)
2. att miljökonsekvenser dokumenteras (mer eller mindre formaliserat efter behov) och används som beslutsunderlag i planering på olika nivåer

Syftet med det material som kommer fram genom en MKB är att det ska fungera som beslutsunderlag. Syftet med MKB-proceduren är att underlätta för detta material att fungera som beslutsunderlag.

Användningen av miljökonsekvensbeskrivningar kan fylla flera syften som mer allmänt berör kommunens planering och behandling av miljöfrågor, nämligen att:

1. skapa en mer förebyggande än uppstödande planering på miljösidan
2. förbättra beslutsunderlaget på miljösidan

3. höja medvetenheten om miljöfrågorna och få in dem som en självklar del i planeringsprocessen och den löpande verksamheten.

I den fortsatta texten kommer endast begreppet miljökonsekvensbeskrivning (MKB) att användas, i den betydelse som givits ovan. MKB kommer också att användas istället för EIA. "Miljökonsekvensbeskrivning" har valts som begrepp helt enkelt för att det är mest inarbetat. Det är dock något olyckligt på grund av att det betonas beskrivning trots att tyngdpunkten i en MKB bör ligga på analysen och inte beskrivningen. Fortsättningsvis används "MKB-procedur" för att beteckna proceduren och "MKB-dokument" för att beteckna själva dokumentet.

Vad kan man då inbegripa i "miljö", dvs vad kan man inbegripa i en MKB? Minimikravet är naturligtvis att konsekvenser på naturmiljön behandlas ("ekologisk" konsekvensanalys). Vidare bör konsekvenser som berör sociala och medicinska frågor tas upp. Med sociala frågor menas här påverkan på infrastrukturella faktorer som kommunikationer, cykelvägar, närrekreation, bebyggelsemiljö etc. Med medicinska frågor menas här påverkan från t ex buller, luft- och vattenföroreningar. Man kan även inbegripa ekonomiska och juridiska konsekvenser i en MKB.

Hur innehållet i MKB avgränsas bör anges när "MKB" används eftersom inget allmänt definierat innehåll finns.

MKB i denna rapport syftar ospecificerat på alla typer av MKB - allt från renodlat ekologiska till innehållande ekologiska, sociala, medicinska, ekonomiska och juridiska konsekvenser. Jag ser det inte som meningsfullt att här avgränsa MKB utan det får göras från fall till fall så länge MKB i kommunerna är frivillig. Vid lagstiftning av användningen av MKB i kommunerna är det naturligtvis väsentligt att definiera vad som menas.

Se vidare kapitel 3 för beskrivning av hur miljö definierats i internationella sammanhang.

1.3 MKB i ett internationellt perspektiv

Miljökonsekvensbeskrivningar infördes i USA den 1 januari 1970. Då trädde USA:s federala miljölag, National Environmental Policy Act (NEPA) (Westerlund 1982) i kraft. I NEPA krävs att beslut om federala (statliga) åtgärder som signifikant påverkar den yttre miljön inte får tas förrän det finns en MKB.

Mindre utvecklade miljökonsekvensbeskrivningar hade dock utförts i USA före 1970, för stora exploateringsprojekt. Så tidigt som 1930 genomförde US Bureau of Reclamation m fl en bred studie över miljöeffekter och sociala effekter som följd av Grand Coulee Dam

i Columbia River i delstaten Washington (O'Riordan & Sewell 1981). Det tog sedan 30 år innan en liknande bred tvärvetenskaplig undersökning utfördes i USA (White 1973 i op cit).

Intresset för miljöeffektbeskrivningar har efter 1970 spridit sig. Ett hundratal länder har gjort förberedelser för eller infört dessa med tillhörande lagstiftning och procedurer (Börset & Lerstang 1981). Exempel är t ex Irland, Spanien, Australien, Japan, Nya Zeeland (Roberts & Roberts 1984), Västtyskland (Bisset 1978), Nederländerna (Jones 1983), Filippinerna, "Papua New Guinea" (ESCAP 1987). EG antog i mars 1985 ett "Environmental Impact Assessment Directive" (Williams 1986). Direktivet gäller "the assessment of the environmental effects of certain public and private projects" (Williams op cit).

Lagstiftning och procedurer berör i de flesta länder statliga verksamheter. Krav på miljöeffektbeskrivningar finns dock, även för regional och kommunal nivå, t ex i delstaten Ontario i Canada. Även många delstater i USA har lagstiftat om miljöeffektbeskrivningar bl a Californien, New York, Hawaii och Massachusetts (Pearlman 1977).

Det har ända sedan starten i USA 1970 funnits en debatt kring för- och nackdelar med MKB. Hittills verkar fördelarna ha övervägt. Debatten kring MKB återges i kapitel 3.

1.4 MKB i Sverige

I Sverige lades 1978 fram ett förslag på förändringar i miljöskyddslagen genom betänkandet ("Bättre miljöskydd I" SOU 1978:80). Inför betänkandet diskuterade miljöskyddsutredningen det amerikanska systemet med miljöeffektbeskrivningar. Utredningen beslöt att inte införa samma system som i USA utan att i stället bygga vidare på den svenska miljöskyddslagstiftningen. Svenska naturskyddsföreningen (1979) har återgivit den debatten. I Statens naturvårdsverk (1985) beskrivs "The Swedish system of environmental impact assessment". Där konstaterar man att Sverige saknar en formaliserad procedur för att ta fram miljöeffektbeskrivningar. Man säger vidare att en bedömning av miljöeffekter utförs i en form som är direkt kopplad till planerings- och beslutsprocessen. I förslaget till ny plan- och bygglag, SOU 1979:65-66 sades att planbeskrivningen bl a skall redogöra för konsekvenserna (inte enbart miljökonsekvenser) av planen. Kommunbyråån vid Statens planverk bedrev med anledning av detta ett projekt med titeln "Konsekvensbeskrivning - vad är det?" (Wikfors 1984). Wikfors (op cit) försökte bl a reda ut vad som skulle kunna avses med begreppet. Innehållet skulle t ex kunna vara miljökonsekvenser, ekologiska konsekvenser, energikonsekvenser men även estetiska, tekniska och ekonomiska konsekvenser. Kravet på konsekvensbeskrivningar ströks dock i det slutgiltiga lagförslaget.

Under 1987 kom ett förslag om konsekvensbeskrivningar upp igen. I jordbruksutskottets betänkande 1987/88:23 framfördes att regeringen bör komma med förslag till hur obligatoriska "miljökonsekvensanalyser" kan infogas i den svenska planeringsprocessen. I regeringens proposition 1987/88:85 togs detta förslag upp. Propositionen säger bl a att "miljökonsekvensbeskrivningar bör prövas för vissa verksamheter" (sid 276). Det sägs också att naturvårdsverket bör utarbeta allmänna råd m m för bl a miljö- och hälsoskyddsnämndernas planering, genomförande och uppföljning av tillsyn enligt miljöskyddslagen. Man säger då att "därvid bör även ingå underlag för bedömning av miljöeffekter" (sid 261). Boverket och Naturvårdsverket har tillsammans fått i uppdrag att utreda formerna för MKB. Förslaget ska läggas fram till sommaren 1990.

De lagar som idag innehåller krav på någon typ av MKB är Miljövårdslagen och Väglagen.

1.4 Forskning om MKB

Diskussioner om införande av miljöeffektbeskrivningar i Sverige fördes alltså på regeringsnivå 1978 och förs nu igen 1989/90. Under dessa tio år har idéerna hållits vid liv av bl a olika forskargrupper. Metoder för att systematisera och värdera miljökonsekvenser har tagits fram och i vissa fall prövats.

När USA införde miljöeffektbeskrivningar stimulerade det forskning om hur miljökonsekvenser kan värderas och systematiseras för olika planeringsändamål. En stor del av litteraturen på området kommer ifrån USA eller England, men även från Holland och Västtyskland. Internationella och svenska metoder som forskats fram finns beskrivna på svenska i Hilding-Rydevik (1986). Westerlund (1981, 1982) har utfört en omfattande studie av amerikanska MKB och förutsättningarna för MKB i Sverige.

Forskningen kring hur miljökonsekvenser kan systematiseras och värderas har framför allt gällt metoder för konsekvensbeskrivning av exploateringsprojekt (Hall 1977, Lee 1982, O'Riordan & Sewell 1981). På senare år har intresset förskjutits från projekt till hur konsekvenser av planer, program och policier kan systematiseras och värderas. (O'Riordan & Sewell 1981). Idag diskuteras bl a forskning (Foster 1983, Lee, N. 1982, Monbailiu 1983, O'Riordan & Sewell 1981, Wathern m fl 1985) fördelarna med att bedöma och värdera miljökonsekvenser tidigt i genomförande-processen, dvs att bedöma konsekvenserna av t ex planer och policier. Fördelarna med detta kan vara många, särskilt om miljökonsekvensbeskrivningar för planer kopplas ihop med miljökonsekvensbeskrivningar för projekt (se avsnitt 6.1 och 6.2).

I Sverige har forskning kring metoder för att värdera och syste-

matisera miljökonsekvensbeskrivningar inte varit särskilt omfattande. Framför allt inte med avseende på planer, program och policies. Svenska exempel är Huså-metoden (Wallentinus, Jerling & Liljelund 1978), Markanvändning Norr (Abrahamsson m fl 1983), Lerumprojektet (Bjur 1987) och VIA-metoden (Emmelin 1984).

Intresset internationellt och i Sverige har också till stor del legat på hur miljökonsekvensbeskrivningar kan användas på statlig nivå. Intresset för tillämpning på lokal (kommunal) nivå har inte varit lika stort.

2. MILJÖ OCH PLANERING - HISTORIK OCH TEORIER

Den kommunala planeringen har på många olika sätt förändrats under 1900-talet. Synen på miljöfrågorna har förändrats allteftersom miljöproblemen förändrats och därmed ställt krav på nya åtgärder och angreppssätt. Lagar och riktlinjer har ställt nya krav på planering av bl a miljöfrågorna.

Det här kapitlet ger en översiktlig bild av hur planeringen i kommunerna och hur miljöfrågorna förändrats under 1900-talet. En mer fördjupad bild av kommunernas hantering av miljöfrågorna finns i t ex Wenster (1982) och Hilding-Rydevik (1986). Till sist berörs i detta kapitel några planeringsteorier.

Syftet med att i detta sammanhang ta upp historik kring kommunal planering, miljöproblemens förändring och teorier om planering är helt enkelt att det krävs ett brett perspektiv för att kunna diskutera MKB och dess användning.

Historiken över den kommunala planeringens förändring ger bl a perspektiv på vilka tidsrymderna varit för bl a översiktsplaneringen att utvecklas, sett i relation till hur förutsättningarna för planering förändrats, t ex genom kommunsammanslagningarna. Miljöproblemens förändring visar på behovet av nya sätt att hantera miljöfrågorna i planeringen, samtidigt som det finns en eftersläpning i anpassningen hos den kommunala planeringens anpassning till den nya situationen.

Formerna för planeringen på kommunal nivå har förändrats starkt under 1900-talet. Bakom formerna finns idéer (teorier) om hur planeringen bör gå till och vad den bör bygga på - t ex idén om kunskap som den fasta grunden för handling. I avsnittet om planeringsteorier hade jag velat ge en översikt över vilka teorier som funnits bakom den kommunala översiktliga planeringen under 1900-talet. Den översikten hade dock krävt för stor insats. Glimtar av en sådan översikt finns dock. Tyngdpunkten i beskrivningen ligger på en allmän beskrivning av olika planeringsskolor. I den avslutande diskussionen i kapitel 7 diskuteras idéerna kring MKB i ljuset av dessa teorier.

2.1 Historik

2.2.1 1900 - 1930-talet

En mer reglerad styrning av planläggningen av städerna uppstod redan i mitten av 1600-talet (Rudberg 1985). Men det var inte förrän under 1900-talets första decennier som initiativ togs till vad som skulle komma att bli kommunal översiktsplanering (Rudberg op cit). Så här säger Rudberg (1985):

"Nu fanns flera motiv till att få ett bättre och mer långsiktigt grepp över städernas tillväxt: ofta skedde inkorporeringar av samhällen till de större städerna, utveckling av kommunikationerna skedde snabbt och bostadsnöden pockade allt tydligare på åtgärder. Planering av långsiktiga markinköp och planeringsamverkan mellan städerna var andra drivande faktorer. Med hjälp av stora stadsplaner, "totalplaner" försökte man få ett samlat grepp över stadens utveckling. Men planerna blev ofta överdetaljerade och låsande för en mer långsiktig planering."

Under denna period (1900 - 1920) var antalet kommuner mycket stort. Kommunreformen 1862 ledde till bildandet av 2500, varav 2400 st utgjordes av ofta mycket små landskommuner (Strömberg & Westerståhl 1983, s 14). Kommunernas verksamhet var av mycket liten omfattning fram till 1920-talet då demokratin fick sitt genombrott (Westerståhl op cit).

Det var också vid sekelskiftet och strax därefter som de större miljöproblemen började visa sig. Lundgren (1989, s 39) har delat in miljöpolitiken i tre faser:

fas I 1901 - 1915

fas II 1962 - 1973

fas III 1985 -

Lundgren (1989) karakteriserar perioden 1901 - 1915 så här:

"Under fas I handlade det om punktutsläpp, lokala miljöproblem, väl synliga, lätta att koppla till en utsläppskälla. Tiden mellan utsläpp och effekt var tämligen kort. Liksom avståndet i rummet.

Man talade inte om "miljöproblem" utan om vattenförorening, luftförorening, förgiftning osv. Miljöproblemen visade sig som ett stort antal problemöar: ett vattenföroreningsproblem här, ett annat där, ett luftföroreningsproblem här, ett annat där osv.

Allt större mängder avloppsvatten från tätorter och industrier släpptes ut i sjöar och vattendrag, i stort sett obehandlat. Från den mycket expansiva massaindustrin kom stora mängder hartsämnen, fibrer och kokande avfallsolutar - och misslyckade kok. Det var rena chocken för vattendragen och de människor som använde dem för vattentäkt, tvätt, bad och fiske."

"Under 1900-talets första decennier var föroreningen av vattendragen, trots en omfattande debatt i facktidsskrifter och stundtals även i riksdag och dagspress, ingen central politisk fråga. Inget parti berörde den i sina program eller valmanifest. Majoriteten i riksdagen stod för en politik som till stora delar överensstämde med industrins önskemål och intressen" (s 40).

Lundgren (1989) konstaterar också att kommunerna och industrin hade gemensamma intressen att fortsätta föreningen av luft och vatten:

"Det är svårt att ändra etablerade beteenden. Tiden gynnade föreningarna. Den ökande industrialiseringen medförde inte bara ökad förening. Industrin blev en allt större maktfaktor och kunde med allt större tyngd hävda "rätten till förening" i och med att olika intressen och förväntningar knöts till den. Samtidigt ökade den kommunala vattananvändningen och kraven växte på moderna bekvämligheter. Industrin och de för kommunerna ansvariga fick ett gemensamt intresse att försöka hindra den förslagna lagen om förening. Allt fler fick ett allt större intresse av att släppa ut obehandlat avloppsvatten i vattendragen samtidigt som vatten - och luft - i den ekonomiska teorin och i den allmänna uppfattningen betraktades som en fri nyttighet" (s 45).

Allmänheten visade vid denna tid inte något större intresse för miljöfrågor. "De ekonomiska och politiska förhållandena motverkade en bred folklig uppslutning kring 'miljövårdsarbetet'" (Lundgren 1989, s 44)).

Vilka yrkeskategorier sysslade då med planfrågor under miljöproblemens tidiga årtionden (1900 - 1920)? Rudberg (1985) skriver:

"De yrkespersoner, som vid denna tid sysslade med planfrågor var ingenjörer, arkitekter och lantmätare, ofta med militär bakgrund. De få stadsarkitekter som fanns i landet kombinerade regelmässigt sin stadsarkitektsyssla med egen verksamhet, något som kritiserades både genom att det begränsade deras arbetsinsatser för staden och genom att de kunde få dubbla lojaliteter i byggfrågor. Länsarkitekterna var också mycket få, från början endast fem stycken när organisationen infördes i slutet av 1910-talet. Det var liksom stadsarkitekttjänsterna en deltidssyssla. Ingen av dessa kategorier hade översiktsplanering som huvuduppgift, utan de sysslade främst med bygg- och stadsplaneärenden. Liksom konsulterna i branschen hade de ofta kontor och bostad i Stockholm."

Under 1920- och 1930-talet ökade kommunernas verksamhet framför allt inom skolväsendet och inom social omvårdnad (Strömberg & Westerståhl 1983, s 15). Om översiktsplaneringen säger Rudberg (1985):

"Inom översiktsplaneringen togs ett stort steg från det tidiga 1920-talets första, överdetaljerade planer till det sena 1930-talets trevande försök att med hjälp av prognoser få fram underlag för en långsiktig, fysisk planering."

Man kom att intressera sig för markens användning och att den måste kunna regleras från samhällets sida. Det var inte bara

byggnads- och gatumark det gällde utan "mark för olika verksamheter och naturtillgångar skulle kunna reserveras" (Rudberg op cit).

2.1.2 1947 - 1970-talet

1947 infördes det kommunala planmonopolet. Kommunerna kunde nu bestämma, när, var och hur bebyggelse skulle få uppföras. Generalplanen infördes och den "skulle vara kommunens handlingsprogram för längre sikt" (Rudberg 1985). Avsikten med generalplanen var att ange markens användning för olika ändamål.

Kommunens ställning stärktes också genom att byggnadsnämnderna 1959 (då ny byggnadsstadga kom) helt och hållet blev kommunernas angelägenhet (Rudberg 1985).

Storkommunreformen (trädde i kraft 1952) minskade antalet kommuner från 2498 st år 1951 till 1037 år 1952 (Strömberg & Westerståhl 1983, s 18). Antalet kommuner minskade ytterligare ner till ca 280 under "kommunblocksreformen" som genomfördes 1971 och 1974 (Strömberg & Westerståhl op cit, s 21). Khakee (1989, s 2) har sammanfattat den kommunala planeringen efter 1947 i tre faser.

Fas 1. 1947 - början av 1970-talet

Fas 2. 1970 - talet

Fas 3. 1980 - talet

Den första fasen beskriver Khakee (1989) så här:

"Under den första perioden - från slutet av andra världskriget t o m tidigt 70-tal - var planeringen huvudsakligen inriktad på produktion av bostäder och fysisk och social infrastruktur. Perioden sammanföll med en tid av snabb ekonomiska tillväxt. Markanvändningsfrågor dominerade planeringen medan ekonomiska hänsynstaganden spelade en sekundär roll" (s 2).

Sektoriseringen inom planeringen ökade från 1947 till slutet av 1960-talet "Planeringen spreds över ett stort antal nämnder och förvaltningar. Dessa var inriktade på att erhålla och behålla resurser för sina respektive områden. Detta innebar att bristen på samordning i planeringens initialskede ofta ledde till en besvärlig anpassning i ett långt framskridet planeringsstadium (Khakee 1983 i Khakee 1989, s 18).

Khakee (1989) säger också att trots att kommunernas ställning stärktes så var det många små kommuner som före 1974 (kommunblocksreformen) knappast hade någon planering alls.

Intresset för miljöfrågorna i den kommunala planeringen kom relativt sent. Khakee (s 12) säger att "miljöfrågan inte betraktades som en viktig kommunal angelägenhet förrän i mitten på

1960-talet även om den utgjorde ett av motiven bakom 1947 års plan- och bygglag". Han säger dock (s 12): "1969 års miljöskyddslag avsåg att stärka kommunernas möjlighet att minska de växande miljöproblemen, men inte förrän genomförandet av fysisk riksplan 1972 kunde något märkbart inflytande på kommunal planering skönjas."

I Lundgrens (1989) beskrivning över miljöpolitikens olika faser så pågår fas II från 1962 till 1973. Det var under denna period som begreppen "miljö", "miljöproblem" och "miljövård" myntades. Man förstod att det var en hel "problemkontinent" som skulle hanteras - luft, mark och vatten hänger ihop. Statens naturvårdsverk bildades 1967.

Miljöfrågorna blev politiskt intressanta. Allmänhetens intresse växte sig stort under 1960-talet. De miljöfrågor som diskuteras under denna period var t ex utsläpp av syreförbrukande ämnen, utsläpp av stoft till luft, biocider (kvicksilverpreparat i första hand), oljeutsläpp, bilavgaser, försurning (s. 49).

Inom miljövården åtgärdades i första hand punktkällor. Produkter kom i andra hand. Livsstilen och samhällsbyggandets inriktning ifrågasattes inte (s 49).

2.1.3 1970-tal och framåt

1970-talet

"Urbaniseringstakten minskade avsevärt fr o m början av 70-talet och följdes av ekonomisk tillbakagång som ett resultat av oljekrisen och stagnationen inom den industriella utvecklingen. Planeringen under det följande årtiondet kom att karaktäriseras av brandkårsutryckningar" (Khakee 1989, s 2).

Så karakteriserar Khakee (1989) den kommunala planeringen under perioden från början av 1970-talet till början av 1980-talet. Många faktorer påverkade och förändrade den kommunala planeringen under denna period. Khakee (1989) tar bl a upp följande punkter:

- turbulens inom det politiska, ekonomiska och sociala området (jämviktsriksdagar, borgerlig koalitionsregering, arbetslöshet, allmänna värderingsförändringar, "svenska modellen" ifrågasätts m m)
- kommunindelningsreformen 1974
- fysisk riksplanering
- kommunal planering ifrågasattes för första gången sedan andra världskriget

Kommunindelingsreformen minskade antalet kommuner ner till 284 st (1037 st år 1952) (Strömberg & Westerståhl 1983). Khakee (1989) säger om den stora omställningen för kommunerna av reformen:

"Innan reformen hade många av de små kommunerna knappast haft någon planering. De nya kommunerna hade aldrig fungerat som sådana tidigare. All den tidigare kunskapen och de personella förhållanden som ansågs adekvata i beslutsfattandet för reformen befanns inte längre vara tillräckliga."

Översiktsplaneringen och den fysiska planeringen genomgick stora förändringar under 70-talet. Rudberg (1985) säger: "1970-talet inleder en ny epok, där den fysiska riksplaneringen och lagändringarna 1972 bildade utgångspunkt för kommunernas översiktsplanering."

Fysisk riksplanering (FRP) innebar att riksdagen 1972 antog riktlinjer för hushållning med mark- och vattenresurser. Riktlinjerna avgjorde vilka "anspråk på mark- och vattenresurser som var av riksintresse (Khakee 1989). FRP introducerade begreppet ekologisk grundsyn. Samtidigt med FRP infördes en lagändring i Byggnadslagen som innebar att all bebyggelse skulle ha en planmässigt lämplig lokalisering (Rudberg 1985).

De nya planformerna under 70-talet blev kommunöversikten och markdispositionsplanen (som ersatte generalplanen) (Rudberg op cit). För att kontrollera byggnadsverksamheten var fortfarande detaljplanerna det viktigaste instrumentet (Khakee 1989).

Intresset för planering hade dock minskat under generalplaneringens år, men Statens planverk lyckades bryta denna trend till viss del. Khakee (1989) säger:

"Fysisk planering grundad på generalplaner hade hamnat i vanrykte redan under 60-talet, på grund av den begränsade användningen av sådana planer i beslutsfattandet. Statens planverk lyckades återuppliva ett visst intresse för långsiktig fysisk planering genom att ge ut rekommendationer till kommunerna att upprätta kommunöversikter. Huvudsyftet med planen var att genomföra intentionerna i den fysiska riksplanen. Rekommendationerna betonade både statliga restriktioner och lokala prioriteringar. Verket ställde som villkor att kommunerna skulle utveckla ett rullande planeringssystem inom vilket planerna reviderades med jämna mellanrum för att kunna ta hänsyn till förändringar inom miljöpolitiken och till de nya ekonomiska förhållandena."

Skilnaden mot generalplanen var att markdispositionsplanen skulle redovisa användningen av all mark inom kommunen. Kommunöversikten skulle komplettera markdispositionsplanen med riktlinjer för bebyggelseutvecklingen.

I de större kommuner, som blev resultatet av kommunindelingsreformen 1974, blev behovet av samordning av olika planer större. Kommunförbundet presenterade den sk GPF -modellen (GPF=gemensamma planeringsföresättningar) (Khakee op cit) för att underlätta samordningen.

1980-talet

Khakee (1989) karaktäriserar 1980-talets planering som "planering undet osäkerhet". Det finns en osäkerhet kring politiska, ekonomiska, teknologiska och ekologiska förhållanden på ett annat sätt än tidigare.

Kritiken av långsiktig planering har inte minskat sedan 1970-talet säger Khakee. Men den tilltagande osäkerheten har uppmärksamats i en rad kommuner på så vis att nya planeringsmetoder prövats (t ex framtidsstudier och strategisk planering)(Khakee op cit).

Kravet på medborgardeltagande har ökat. Avstånden mellan väljare och valda ledamöter har ökat sedan kommunindelingsreformen. I vissa kommuner har s k kommundelsråd inrättats för att öka kontaktytan. Andra åtgärder tyder också på en ökad vilja hos kommunerna att engagera medborgarna på olika sätt (Khakee 1989).

Införandet 1987 av den nya plan- och bygglagen (PBL) och naturresurslagen (NRL) ställer också krav på förändringar i planeringens innehåll och organisation. Vilka förändringarna blir och hur stora de blir är dock för tidigt att säga något om.

PBL innebär att översiktsplaneringen för första gången är obligatorisk för kommunerna (Rudberg 1985). De nya planformerna är översiktsplan och detaljplan. Det nya med PBL är också att den betonar kommunens roll starkare (jmf med Plan- och bygglagen från 1947) "när det gäller att avgöra den framtida kommunala strukturen och att genomföra planen" (Khakee 1989). Genom NRL har också de statliga riktlinjerna för bevarande av naturresurser befästs på ett annat sätt än genom fysisk riksplanering.

Problembilden på miljösidan har blivit mer komplicerad under 1980-talet jämfört med 1960-talet. Lundgren (1989) beskriver perioden från 1985 och framåt (fas III i Lundgrens beskrivning av miljöpolitiken under 1900-talet):

"Under fas III har problembilden förändrats. Det har inträffat en perspektivförskjutning. Utsläppen från punktkällor har minskat kraftigt i Sverige. De diffusa utsläppen, "utsläpp" från många, små källor har ökat i betydelse: många små och upprepade "utsläpp" ger upphov till stora föroreningsvolymmer. Det gäller inte minst föroreningar i olika produkter och varor."

Tidigare förknippade man miljöförstörelse med företagets produk-

tion av varor och medföljande utsläpp från företaget men Lundgren (1989) säger:

"Utsläppen av kolväten från bensinmackarna är större än från ett antal stora industrianläggningar. Utsläppen från biltrafiken på Sveavägen i Stockholm hade antagligen inte accepterats vid en prövning enligt ML om den kommit från en industrianläggning."

Vi har fler grupper nu, jämfört med 1960-talet, som bidrar till miljöproblemen. På 1960-talet var det industrin, jordbruket och kommunerna. Idag är det industrin, kommunerna, jordbruket, staten, allmänheten (bilism, varukonsumtion) och andra länder som bidrar till miljöproblemen i Sverige (Lundgren op cit).

Miljöproblemen har också kommit att få en internationell dimension - d v s lösningar på problemen (t ex klimatförändringar, ozonhål, försurning av mark och vatten m m) måste sökas i samförstånd med andra länder.

Lundgren (op cit) kommenterar hur miljövärdens arbetssätt och organisation svarat på förändringarna av miljöfrågorna:

"Den svenska miljövärdensorganisationen byggdes upp för att i första hand bekämpa punktutsläpp. De verktyg man fick var också huvudsakligen avpassade för ett sådant arbete. Nu är problemen annorlunda, det behövs åtminstone delvis andra arbetsmetoder och andra verktyg. När det gäller åtgärder mot diffusa utsläpp och framför allt mot föroreningar i "teknosfären" finns inte samma tradition, inte lika stort kunnande, som ifråga om åtgärder mot punktutsläpp. Det behövs en ny strategi. - Man har börjat tala om räddningsplaner, aktionsplaner och omställningsplaner."

Lösningar på miljöproblemen söks nu på olika nivåer - allt från den individuella (ändrad livsstil och ändrade beteenden) till den internationella nivån (Lundgren 1989).

Kommunernas arbete på miljösidan vidgas mer och mer - bl a genom PBL, NRL och delegering av tillsyn enligt ML. Några kommuner prövar nya former för att föra in miljöhänsyn i det kommunala arbetet. Helsingborgs, Järfälla och Södertälje kommuner t ex har infört krav på miljökonsekvensbeskrivningar (för detaljplaner i Helsingborgs kommun, för vissa större exploateringsprojekt i Sollentuna). Sollentuna kommun har beslutat att utse "ekologi-ansvariga" på samtliga förvaltningar. Dessa ska få särskild utbildning. Andra kommuner inrättar kommunekologtjänster och /eller särskilda naturvårdsförvaltningar. Men mycket av den organisation som byggdes upp 1960-talet kvarstår i kommunerna och skapar svårigheter att lösa de nya problem som uppstått (Lundgren 1989).

I Hilding-Rydevik (1987) beskrivs mer i detalj hur kommunernas organisation och ärendehandläggning av miljöfrågor såg ut året innan PBL och NRL antogs.

2.2 Teorier om planering

Detta avsnitt ger en förenklad och förkortad beskrivning av några viktiga planeringsteorier. Avsnittet riktar sig i första hand till dem som inte är förtrogna med dessa. Jag har dock inte velat sätta detta kapitel som bilaga därför att de resonemang som förs i samband med planeringsteorier har mycket stor relevans för diskussionen om användningen och utformningen av MKB.

Det finns några planeringsteorier som fått mycket stort inflytande - Geddes "survey before plan" och den rationella planeringsskolan. Dessa två presenteras något mer utförligt än de övriga teorierna/metoderna. Större delen av framställningen bygger på Faludi (1987).

2.2.1 "Survey before plan"

En av de tidiga förgrundsfigurerna ("a father figure") inom planering är skotten Patrick Geddes (Faludi 1987). Han företrädde bl a synen på kunskap som den fasta basen för handling. Först skaffade man sig kunskap genom undersökningar ("surveys") och sedan utformades planen, på något sätt, efter denna kunskap. Geddes syn brukar kallas "survey before plan". Denna dominerade brittisk planering under flera årtionden i början på 1900-talet. Kritiken mot Geddes gällde bl a att han inte visade på hur steget från kunskap till handling skulle tas (Faludi op cit):

"Classic planning thought pays little attention to method. Though seemingly the epitome of a systematic approach, the doctrine of the Scottish biologist-cum-sociologist and town planner Patrick Geddes (1854-1932) of survey before plan does not fill this void. Emphasising research before a plan is made, if anything, deflects attention away from the vital step of translating knowledge into action. But knowledge does not do what a naive view of science expects of it: provide an unambiguous guide for action; so this step does warrant special attention. The purpose of planning method is to make this step explicit" (s 7).

"'Survey before plan' is indeed no better than the ideology of the creative leap, holding that insights suddenly gel into an intuitive understanding of the nature of whatever one is concerned with. This has disturbing consequences for democratic decision-making. It replaces public argument, leading from accepted premises to conclusions reached by reference to mystical faculties of the individual mind " (s 7).

"Survey before plan" fick stort inflytande också på amerikansk planering. De metodutvecklingar som utfördes i USA fram till 1940-talet uppmärksammade inte heller de steget mellan kunskap

och handling. Som exempel på denna syn refererar Faludi (s 14) en inflytelserik bok av Segoe (Local planning administration, The International City Managers' Association, Chicago, Ill, 1941):

"Any active planning agency has for its primary job the making of a comprehensive land-use, economic, and social survey. It finds out what sort of houses people live in, when they were built, their size and condition, how many people live in each house, where they work and how they get to work; as well as what industries there are, how many workers they employ, and why they move away leaving jobless men behind them. With such knowledge to draw on, the department of welfare can intelligently determine where best to apply what funds it has at its disposal.

Most modern communities are faced with serious problems of traffic congestion....It is the job of a planning agency to study the traffic situation...and find out where the worst congestion occurs. On the basis of this knowledge, the least wasteful and most efficient methods for correcting the situation can be more easily and quickly determined" (s 16).

På 1950-talet uppmärksammades dock denna brist i preciseringen av hur kunskapsomvandlingen skulle gå till, men inga omvälvande lösningar presenterades.

Faludi (1987) säger dock att visst behövs många gånger mer kunskap och intuitionen (som utgör "the creative leap") är ett viktigt inslag i planeringen, men den är inte en tillräcklig grund för att bygga en plan på. Ett mer metodiskt sätt att ta steget från kunskap till plan hjälper till att bli skilja på fakta och värderingar. Vilket i sin tur ger större möjlighet att bedöma planen (min anmärkning).

Synen som kommer till uttryck i "survey before plan" anser Faludi (op cit) vara en återvändsgränd:

"Classic planning thought, with its exclusive reliance on the intuitive understanding of well-meaning experts, has come to a dead end" (s 18).

I Sverige användes "survey before plan" under generalplaneringens tidiga år. Khakee (1989) säger om perioden från 1947 till början av 1970:

"Införandet av den långsiktiga generalplanering i planeringsmetodiska termer innebar en ny och svår uppgift för många kommuner. Under den första tiden saknade kommunerna klara idéer för hur de skulle upprätta en byggnadsplan för ett helt tätortssamhälle. Under dessa förhållanden var arkitekttraditionen med plankartor över markanvändning vanlig i många många kommuner. Men även i kommuner med teknisk och

administrativ kompetens blev en metod som var anpassad till arkitekters om ingenjörers planeringsstil vanlig. Denna metod innebar att man genomförde en kartläggning av området i fråga innan en plan upprättades utan att fästa någon större uppmärksamhet vid de steg som leder från kunskapsinsamling till handling.

Denna metod modifierades så småningom till stor del tack vare några ledande arkitekter som Åhrén, Lindström och Forbat som betonade betydelsen av valmöjlighet vid steget från kunskap (kartläggning) till handling (stadsplan). Dessa arkitekter hade anammat det funktionalistiska stadsplanetänkandet som innebar en kunskapsorienterad problemlösningsteknik inom stadsplaneringen" (s 13).

Arkitekterna Åhrén, Lindström och Forbat var framför allt aktiva under 1940-, 1950- och 1960 - talen (Rudberg 1985).

Faludi's kritik av Geddes "survey before plan" gäller avsaknaden av planeringsmetod. Faludi säger inget om de idéer Geddes hade av planeringens innehåll. Bjur (1987, s 68-90) t ex anser att Geddes har ett synsätt som vi idag kan lära oss av i sammanhanget översiktlig planering och ett ekologiskt synsätt.

2.2.2 Rationell planering

Den rationella planeringen har sitt ursprung i Chicago och början av 1950-talet. En av de viktiga tankegångarna inom den rationella planeringsskolan är att värderingar ska göras explicita (Faludi 1987, s 35). Dessa tankar fanns inte inom den klassiska planeringen med t ex "survey before plan".

Den rationella planeringen inbegriper stegen (Hollick 1981):

- Målformulering
- Alternativ för att nå målen
- Konsekvenserna av alternativen
- Utvärdering av konsekvenserna och val av bästa alternativ

Khakee (1989, s 13) säger att "en avsevärd tid förflöt innan den enorma utvecklingen inom amerikansk samhällsvetenskap och skapandet av den rationella planeringsskolan i Chicago i början av femtiotalet fick något inflytande på svensk stadsplanering".

Strömberg (1986) beskriver det rationella angreppssättet ur kommunalt perspektiv och kopplar det till samförstånds-perspektivet:

"Ett vanligt sätt att se på planering är: "det är inget fel på våra planeringsmetoder det är bara det att den politiska verkligheten gör att det är omöjligt att få igenom några goda lösningar här eftersom allt bestäms av N.N., av Partiet eller av den och den organisationen...". Dvs det finns en föreställning om att det finns goda rationella lösningar som inte kan genomföras p g a icke rationella makt- och intresserelationer.

Den begreppsvärld som ärvts från produktionsplanering grundar sig på en teknisk och rationalistisk syn på planeringsfrågorna. Det är mer ting än människor som omfattas och grundtanken är att det går att konstruera optimala lösningar med hänsyn till ekonomi, energi, materialanvändning, etc.

Då detta rationalistiska perspektiv tillämpas i kommunerna blir "planering" en väl definierad process med olika moment som t ex: målformulering, alternativgenerering, effektanalys och utvärdering. I bakgrunden till det synsättet lurar en tämligen oproblematiserad världsbild där det existerar något "allas bästa" eller optimum som kan uppnås med hjälp av noggranna analyser och förnuftigt handlande.

Den planeringsteori som är besläktad med det rationalistiska synsättet utgår från ett SAMFÖRSTÅNDEPERSPEKTIV där den kommunala organisationen utvecklar och genomför goda lösningar. Politiker och tjänstemän tänkes ingå i en väl fungerande enhet där tjänstemän neutralt och förutsättningslöst tar fram beslutsunderlag som svarar emot de problem politikerna formulerat. Politikerna fattar därefter beslut om vilka lösningar som skall väljas och tjänstemännen står slutligen för verkställandet" (s 13).

Målet för planeringen enligt den rationella skolan är "Planen", som antas som helhet och "omprövas i bästa fall ett antal år senare" (Strömberg 1986, s 27).

Det finns flera grenar inom den rationella planeringsskolan. Faludi (1987) tar upp "rational comprehensive planning", "advocacy planning" och systemanalys. Faludi (1987) sammanfattar diskussionen kring rationalitet och kritiserar samtidigt den rationella planeringsskolan:

"So a decision is rational if it is the best out of all possible alternatives, taking into account all their consequences in the light of a set of values, including, where relevant, equity. But is it possible to know all alternatives, let alone their consequences? and what about the costs involved in analysing them? I am still not tackling such questions. First, the concept or the definition of the decision situation must be introduced. Even before thinking about which is the best choice, the decision-maker must know what can be done

about the situation, what he or she wants to get out of it or to avoid, and which weights must be attached to consequences" (s 119).

Kritiken mot den rationella synen har kommit från många håll både internationellt och inom Sverige. I Sverige har den framförts av bl a Wirén (1979, s 4) och Gunnarsson (1981, s 71).

Khakee (1987, s. 17) säger att kommunal planering i Sverige (samt i andra länder) aldrig varit rationell (i den mening Faludi beskriver ovan). Khakee säger vidare att kommunal planering "blev rationell i den bemärkelsen att politiska mål kom att spela en viktig roll vad det gällde innehåll och utformning av planer; att större tonvikt lades vid att dra de rätta slutsatserna från den insamlade informationen och att valmöjligheterna i steget från kunskap till handling blev allt mer uppmärksammade" (s 17).

GPF-modellen och den nya översiktsplanen är exempel på den rationella planeringsidén (op cit s 47).

2.2.3 Strategisk planering och parallella skolor

Grunderna till strategisk planering ("the Strategic Choice Approach eller IOR-skolan) utvecklades i London vid IOR - the Institute for Operational Research - som grundades 1963 (Friend & Hickling 1987, s xi).

Strategisk planering enligt enligt IOR-skolan skiljer sig på flera sätt från tidigare synsätt. Följande punkter karakteriserar strategisk planering:

- Planering ses som en ständigt pågående process (cyklisk) där strategiska val görs kontinuerligt (Friend & Hickling 1987, s 1).
- Planering ses som en inlärningsprocess (Faludi 1987, s 97).
- Synen är att anpassa sig till de osäkerheter som alltid finns i en planeringssituation.
- Det är inte enbart "Planen" som är det stora huvudmålet. Produkten av de beslut som fattas kontinuerligt är istället ett "åtagandepaket" (Strömberg 1986, s 8). Åtaganden som fler undersökningar, förhandlingar, andra planer, osv (Faludi 1987, s 94).
- Synen på planering och hur den kan bedrivas utgår från hur planering går till i praktiken, inte efter en idealiserad bild av hur den borde vara (jämför med rationell planering).

Planering ses alltså inte som en linjär process där vissa steg måste följa på varandra t ex målformulering - alternativ - utvärdering - förslag. Det linjära sättet att arbeta ställer höga krav på säkerhet om bl a prognoser och orsakssamband (Strömberg 1986, s 27). Dvs även höga krav på personal och utredningsresurser. IOR-skolan utgår istället från hur det fungerar i praktiken (Strömberg 1986):

"Ofta saknar man tillräckligt med personal, pengar eller tid för att göra några djupare analyser och man får fatta beslut på det underlag som föreligger då tiden för beslut är inne.

Med dessa utgångspunkter har S C A utvecklats som metodik för en kontinuerlig inlärningsprocess där antaganden och ståndpunkter ofta måste omprövas i ljuset av ny kunskap och erfarenhet. Metodiken innehåller idéer, principer och verktyg för hantering av komplexa problem med hög osäkerhet. Komponenterna i denna metodologi är som i alla andra metodologier: processen, verktygen, organisationen och produkterna" (s 28).

Man ser heller inte planering som att den bara ska beskriva framtiden (som oftast är svår att ha kontroll över) i form av "Planen". Utan planering är att skapa en fast grund för handling och beslut i nuet genom att öka förståelsen av de problem som finns eller kan uppstå (Faludi 1987, s 91).

I avsnittet om rationell planering togs samförståndsperspektivet upp. IOR-skolan har en annan syn. Strömberg (1986) beskriver den så här:

"Det planeringssynsätt som mer sysslar med besluten och aktörerna kommer från sociologins, statskunskapens och organisationsteorins domäner. Planeringen beskrivs här i termer av spel och förhandlingsprocess mellan aktörer med olika syften och värderingar. En planeringsteori med det synsättet utgår från ett konflikt- eller KONKURRENSPERSPEKTIV. Ofta är det ett nollsummespel där den ene vinner det någon annan förlorar. Med detta synsätt är kommunen inte en beslutsenhet utan består av flera, ofta konkurrerande, organ med många aktörer vilka i sin tur spelar med aktörer utanför kommunen" (s 14).

Khakee (1989) beskriver den kommunala planeringen under 1980-talet som planering under osäkerhet. Under 1980-talet har ett antal kommuner prövat nya planeringsmetoder för att möta osäkerheten - exempel på metoder är SCA, steg-för-steg modellen och framtidsstudier (Khakee op cit). SCA har i form av ett forskningsprojekt prövats i Köpings kommun (Strömberg 1986).

Betydelsen av IOR-skolan kan inte överskattas, säger Faludi (1987):

"The importance of the "IOR School" can hardly be overestimated. It helps us to appreciate the problems of practitioners. Also, it insists that planning is concerned with improving day-to-day decision making. For those who assimilate its message planning theory will never be the same again" (s 99).

Samtidigt påpekar Faludi (s 96) att den akademiska planeringslitteraturen har ignorerat IOR-skolans bidrag (framför allt amerikansk planeringslitteratur som dominerar området). Orsakerna enligt Faludi är att akademikerna intresserar sig för andra frågor än praktisk planering och hur den praktiska planeringen kan förbättras (s 96, 97).

Det finns parallella utvecklingar till IOR-skolan. Faludi (s 102) delar upp dem i skeptikerna, de humanistiska planerarna och implementationsstudier. Skeptikerna avvisar tankarna på optimering (som ju var mycket central för den rationella skolan) (op cit s 102). De humanistiska planerarna tror på planering (i motsats till skeptikerna) och tar mer hänsyn till deltagarna i planeringsprocessen (s 107). Man ser också på planering som en inlärningsprocess, där man tar hänsyn till de personliga egenskaperna hos planerarna (s 102). Implementationsforskningen studerar hur planering i praktiken går till och inte hur den är tänkt att fungera.

Faludi (1987) sammanfattar de parallella skolorna så här:

"There is a substantial literature which bears resemblance with the "IOR School". The consensus can be summed up as follows: 1) Planning does not proceed rationally. The real process of planning is one of bargaining amongst interest groups. 2) The planner negotiates as much like everybody else. In order to be succesful he or she must be able to sustain his or her position in a highly political game. In order to be really helpful to his or her clients he or she must have a special understanding of, and also empathy for, their situation. Plans have no superior claim to be implemented. They form part of an intricate web of influences on on-going decision-making. Hopefully, decision-makers become better informed by making use of them, but that is all there is to plans" (s 113).

3. ERFARENHETER AV MKB

Miljökonsekvensbeskrivningar har funnits i formaliserad form sedan 1970, då USA införde dem. Många andra länder har sedan infört modifierade MKB-system. Ahmad (1985) säger att drygt 3/4 av utvecklingsländerna och i praktiken alla industrialiserade länder har utfört åtminstone en projekt-MKB, dvs det finns sedan en 20-årsperiod många erfarenheter att ta hänsyn till. Några av de mest väsentliga erfarenheterna ska återges här (svenska sammanställningar över MKB-erfarenheter internationellt är t ex Nilson 1974, Westerlund 1981, Hilding-Rydevik 1986, Miller 1989 och Eriksson 1989).

3.1 Kritik av MKB

I USA har MKB funnits sedan 1970. Där har man hunnit att både utvärdera och förändra de riktlinjer som kom 1970. I första hand är det de federala riktlinjerna och det federala systemet som utvärderats. Erfarenheter från andra länder kommer dock att refereras parallellt med erfarenheterna från USA.

MKB-dokument för deskriptiva

Kritik som framförts om de tidiga MKB-dokumenterna i USA är att de ofta blev för tjocka, för deskriptiva och otillräckligt analytiska och oförståeliga för andra än experter (Jellinek 1975, Ortolano & Hill 1972 i Bisset 1978a).

Även i delstaterna New York och Californien framförs kritiken att många MKB-dokument är för långa (500 sidor eller mer) och för detaljerade (Miller 1989).

I Canada finns samma erfarenheter att MKB-dokumenterna ofta blir "encyclopedic" istället för analytiska (Elkin & Smith 1988).

Förseningar

Att MKB leder till förseningar av projekt framförs ofta som kritik mot MKB. Hollick (1986) refererar en studie i USA (CEQ 1977 i Hollick 1986) som funnit att MKB på federala projekt i USA inte leder till förseningar. Hollick (op cit) säger att i vissa andra länder och delstater i USA så finns förseningar. Dessa beror dock mer på brist i koordinering mellan tillståndsproceduren och beslutande myndigheter än på MKB i sig.

I Millers (1989) studie över erfarenheterna i delstaten New York refereras båda synpunkterna - att MKB ökar handläggningstiden och att den inte gör det. En av orsakerna till förlängningen av handläggningstiden anges vara att den tidsgräns som är satt för handläggningen överskrids hela tiden. Orsaken i sin tur till detta kan vara att kommunen och myndigheterna inte får någon påföljd om de överskrider tidsfristen.

Förseningar kan undvikas om MKB påbörjas tidigt i projektplaneringen parallellt med att annat beslutsunderlag tas fram (Canter 1989). I delstaten New York är proceduren utformad just på detta vis. Prövningen enligt miljöskyddslagen ska försiggå parallellt med annan prövning, t ex plangranskning. I praktiken har dock inte denna parallella prövning fungerat (Miller 1989). Orsaken är bl a att tidsfristerna hela tiden överskrids p g a att detta inte leder till påföljder.

Kostnader

Frågan om vad EIA kostar är svår att besvara. För det första är det svårt att väga kostnader i pengar för MKB i förhållande till fördelar som att projekten kan bli bättre planerade och företaget får ett gott renommé. För det andra finns inga systematiska studier över vad färdiga MKB kostat (Ahmad 1985). Några av de uppskattningar och synpunkter som finns på MKB-kostnader kommer att refereras här.

Vid uppskattning av kostnaderna måste man skilja på kostnader för MKB och kostnader för en försening av projektet. De kostnadsuppskattningar som refereras här avser endast kostnaden för att utföra MKB.

O'Riordan & Sewell (1981) och Ahmad (1985) anser att det inte finns någon enkel tumregel för vilken proportion av totala projektkostnaden som MKB utgör. Proportionen beror av många faktorer - t ex vilken basinformation som finns och om liknande MKB utförts tidigare.

Beanlands (1986) påpekar att "baseline studies" (undersökning för att fastställa förhållandena före exploatering) ofta utgör en stor del av kostnaden för en MKB.

De uppskattningar som finns av procentandelar varierar mellan 0.08% till 5.4% (i enstaka fall upp till 10%). Canter (1989) uppskattar kostnaden för MKB till "a few percent or less of total costs for projects being proposed by federal agencies" (i USA). Hollick (1986) uppskattar att projektkostnaderna ökar med 2-3% pga MKB. Ahmad (1985) och Ahmad & Sammy (1985 i Miller 1989) anger att för reningsverk i USA ligger kostnaden för MKB på mellan 0.08% (för stora projekt i storleksordningen \$100 miljoner) och 5.4% (för små projekt, mindre än \$2 miljoner). I Thailand anger Ahmad (1985) att kostnaderna för MKB ligger mellan 0.1% (för stora projekt i storleksordningen US \$250 miljoner) och 1.1% (för småprojekt mindre än US \$1 miljon) av uppskattade "construction costs".

Ett sätt att få ned kostnaden är att avgränsa problemet ordentligt ("scoping") så att onödigt arbete undviks (Ahmad 1985).

Den tidiga kritiken i USA berättigad

Mycket av den kritik som riktats mot MKB har varit berättigad. I

början präglades processen i USA av förvirring och förseningar. Bara under de två första åren inlämnades 3 635 EIS (Environmental impact statement = MKB-dokument) till Council for Environmental Quality (den federala myndighet som granskar EIS) för granskning (Legore 1984). Under åren 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). Ahmad (1985) säger också att många olika MKB-metoder utvecklades och många böcker skrevs. Enbart i USA fanns 1976 26 st böcker om MKB och 86 olika MKB-metoder.

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 op cit, Westerlund op cit). 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 (Börset & Lerstang op cit):

- En EIS skall inte överstiga 150 sidor eller 300 sidor vid särskilt komplicerade frågor
- En "scoping" procedur införs, dvs ett arbetssteg där problemet skall avgränsas
- Man kan hänvisa till andra EIS där samma förhållanden har behandlats tidigare
- Ansvariga organ skall ange tidsfrister
- EIS skall i större utsträckning göras för program och planer så att EIS för projekt kan göras enklare.

De nya riktlinjerna har ännu inte utvärderats. Det verkar dock som många ansåg att systemet var till fördel, redan innan ändringarna av riktlinjerna. 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 miljövården 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 i USA 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 beaktats tillräckligt m m. Möjligheten att gå till domstol med en ofullständig MKB leder dock till att sökande och myndigheter tar MKB på allvar. Man försöker utforma MKB så bra som möjligt (Miller 1989).

MKB för sent och fångar ej upp kumulativa effekter

Annan kritik som riktats mot MKB är bl a att MKB utförs i ett för sent skede när det inte längre är möjligt att välja t ex alternativa lokaliseringar. Det har påpekats av bl a Monbailliu 1983 (Frankrike), Hall 1976 (Californien) och Ahmad 1985 (USA). Det har också påpekats att kumulativa effekter av flera projekt inte fångas upp på grund av att MKB utförs för projekten var för sig (Monbailliu 1983), Denna segmentering framförs också av Westerlund (1982).

I USA's nya regler (som kom 1979) för federala MKB så betonade man vikten av att MKB måste integreras tidigt i planeringsprocessen (Canter 1989).

Uppföljning försummas

Uppföljningen är en viktig aktivitet som kan hjälpa till att förbättra vår teknik att förutse miljökonsekvenser (Ahmad 1985) och förbättra förebyggande åtgärder. Med uppföljning menas här t ex ett mätprogram som följer upp de faktiska effekterna av ett projekt på naturen. Denna typ av uppföljning kallas på engelska "monitoring". Det finns även andra former för uppföljning av genomförda MKB (se McCallum 1987).

McCallum (1987) säger utifrån erfarenheterna i Canada:

"In general, follow-up by environmental agencies is one of the major means of encouraging and improving the implementation of environmental impact assessment and the quality of environmental work done on federal projects."

Det är omöjligt att i en MKB förutse alla effekter. Det kommer ofta oväntade konsekvenser som vi inte kunde förutse pga att vi inte till fullo vet hur de komplexa ekosystemen fungerar. Detta är en av orsakerna till att en uppföljning är mycket väsentlig (Norton & Walker 1982).

Hollick (1981) säger att många pekat på behovet av uppföljning av projekt men att detta inte utförts systematiskt (gäller MKB i Australien). Han säger vidare att det inte räcker med bara uppföljning utan det måste finnas en mekanism som underlättar förändringar i driften av projekt utifrån de resultat som uppföljningen ger. I en utvärdering av inledande MKB ("screening reports") för projekt inom Kanadensiska nationalparker så fann Elkin & Smith (1988) att uppföljningen var det som behandlades sämst i alla de studerade MKB-rapporterna (14 st).

I USA's nya riktlinjer (som alltså kom 1979) för federala MKB så säger man att när förebyggande åtgärder specificeras i en MKB så ska de följas upp. På det viset kan man fastställa hur väl de förebyggande åtgärderna fungerade (Canter 1989).

Ett problem med MKB-dokument är att de kan vara vinklade - vissa

effekter "glöms" bort, vissa faser i projektet beaktas inte, effekterna av förebyggande åtgärder förstoras upp, etc. Hollick (1984 i Hollick 1986) anser att man kan komma till rätta med detta genom projektstyrningsgrupper och registrerade konsulter. Bush (1983 i Hollick 1986) anser dock att uppföljning ("monitoring") kan fylla en kontrollfunktion för att undvika vinkling.

Det räcker inte att enbart utföra en MKB utan den måste följas upp för att se vad de verkliga effekterna blev. McCallum anser att uppföljningen ska vara en självklar del av MKB:

"It is now generally believed that environmental impact assessment cannot be expected to endure in society unless follow-up is included. Follow-up provides the systematic feedback needed to make environmental impact assessment relevant to society, and thus have it accepted as the normal way of doing things."

3.2 Andra erfarenheter

Hur tolkas "miljö"

Vad innebär internationellt i begreppet "miljö" (eng. "environment") i MKB-sammanhang. Dvs vilka områden täcker MKB i olika länder.

I USA i början av 1970-talet så tolkades miljö i MKB-sammanhang endast som naturmiljön (Canter 1989, O'Riordan & Sewell 1981). I och med att nya riktlinjer för MKB infördes (1973 och 1979) så vidgades begreppet till att inkludera "the natural and physical environment and the relationship of people with that environment" (Canter 1989). Hollick (1986) säger att USA's lag NEPA inte definierar innehållet i miljö men att begreppet har tolkats till att inkludera kulturella och sociala faktorer. Den australiska federala lagstiftningen om MKB har också en liknande definition (Hollick op cit). I delstaten Californien i USA menas dock med miljö naturmiljön och estetiska plus historiska (forntiderna etc) faktorer. Västra Australiens lagstiftning utelämnar de historiska aspekterna (Hollick 1986).

Ahmad (1985) inkluderar i miljö alla aspekter av den naturliga och mänskliga miljön - dvs fysiska, biologiska, sociala, ekonomiska m fl konsekvenser.

I EG:s "environmental impact assessment directive" så syftar miljö på naturmiljön och den bebyggda miljön. Det sägs inget särskilt om att t ex social eller ekonomisk påverkan ska ingå i en MKB (Williams 1986).

Medborgardeltagande

Medborgaredeltagande är ett vanligt inslag i många MKB-system.

Om allmänheten ges möjlighet att delta på ett tidigt stadium i MKB-proceduren så minskar riskerna för missförstånd och konflikter i slutskedet av ett projekt (Canter 1989). Samtidigt hjälper allmänhetens deltagande till att fokusera MKB-arbetet på de mest väsentliga frågorna. Hollick (1981) anser att en MKB-procedur blir effektiv om beslutande och andra myndigheter samt allmänhet deltar tillsammans i MKB-proceduren i form av en "mixed scanning selection process" (dvs en procedur där man går från mer generella till mer detaljerade beslut med återkopplingar till den generella nivån när så behövs).

För allsidigheten i MKB-arbetet så är också allmänhetens deltagande väsentligt. I EG:s direktiv om MKB läggs stor vikt vid medborgardeltagande och den granskning av MKB-arbetet som det medför (Williams 1986). Hollick (1986) anser att trycket att följa en MKB-procedur blir för svagt om inte allmänheten deltar. Länder som inte publicerar sina MKB utan bara använder dem som information till beslutsfattare är t ex staten Queensland i Australien (Hollick op cit), Japan (Hase i Hollick 1986) och vissa Europeiska länder (Lee & Wood 1978b i Hollick 1986).

Innehåll i MKB-dokument

Lagen NEPA i USA säger att följande punkter ska ingå i en MKB (Canter 1989):

- The environmental impact of the proposed action,
- any adverse environmental effects which cannot be avoided should the proposal be implemented,
- alternatives to the proposed action,
- the relationship between local short-term uses of man's environment and the maintenance and enhancement of long-term productivity, and
- any irreversible and irretrievable commitments of resources which would be involved in the proposed action should it be implemented.

Tysklands "principles for the Environmental impact assessment of federal actions" säger att MKB ska visa följande (Kennedy 1985, s 79):

- Analysis of existing situation,
- prognosis of the situation without the action,
- prognosis of the situation with the action,
- comparison of the prognosis.

Man ska dessutom ta fram förebyggande åtgärder och alternativ om skadliga effekter kan uppkomma (Kennedy op cit).

Naturresurs- och miljökommittén säger följande om innehållet i en MKB (SOU 1983:56, s 397):

"En ideal konsekvensbeskrivning skulle redovisa alla någorlunda sannolika effekter för naturresurser och miljö som kan följa om:

- den aktuella åtgärden genomförs
- alternativa åtgärder genomförs
- ingen av åtgärderna genomförs (0-alternativet)"

Övrigt

Annan kritik som riktades mot formerna för MKB i USA var att Council of Environmental Quality (CEQ), som granskar alla EIS, inte kunde begära att lågkvalitets EIS skulle göras om (Pearlman 1977). Efter att de nya riktlinjerna kom 1979 har detta dock ändrats.

Sedan USA 1979 fick sina nya riktlinjer för federala MKB så ser man på MKB-dokumentet som ett beslutsunderlag. För att försäkra sig om att dokumentet används i beslutsprocessen måste myndigheterna producera en "Record of Decision" (ROD). Den ska visa hur MKB-dokumentet användes vid beslutsfattandet (Canter 1989).

Positivt om MKB

Det finns, som framgått av det tidigare, en hel del kritik av MKB och dess former. Vilka är då fördelarna med MKB?

Canter (1989) tar upp följande fördelar:

- Environment considered in planning
- Identification and evaluation of alternatives
- Minimize environmental cleanup costs
- Incorporation of mitigation measures
- Decrease project cost due to design changes
- Public involvement opportunities
- Identification of research needs

Punkten om att MKB minskar projektkostnaden är berättigad. Det har visat sig att pga att MKB tvingar exploatörer till analys av alternativ (lokalisering, utformning m m), så har utformningen av

många projekt förbättrats betydligt. Detta har i sin tur lett till ekonomiska fördelar för exploatören (Hollick 1981a, O' Riordan & Sewell 1981 samt CEQ i Hollick 1986, Wathern 1988).

En fördel för exploatören är naturligtvis den good-will som följer av att låta utföra en bra MKB och att dessutom låta allmänheten delta i MKB-proceduren (Hollick 1986).

I Millers (1989) utvärdering av MKB i USA federalt och i delstaterna New York och Californien så kommer flera fördelar fram, t ex:

- Tillståndsprovningen har blivit bättre med MKB
- Lagen NEPA har förändrat tänkandet hos de federala tjänstemännen
- NEPA har tvingat olika federala myndigheter att samråda mer med varandra kring miljöfrågor
- Miljöskyddslagarna har haft stor inverkan på medborgarinsyn och -medverkan

Hollick's (1986) slutsats av sin utvärdering av MKB i flera olika länder är att det inte finns någon tvekan om att MKB påverkar besluten i många länder:

"There is little doubt that EIA does influence decisions in many countries, resulting in changes to proposals and environmental management conditions. To the disappointment of some, however, it has not acted as a significant brake on development. Proponents are also increasingly incorporating environmental factors into their planning and design processes so that mitigation measures can be thoroughly integrated with other aspects. This is leading to a reduction in the number of proposals which have significant impacts, and hence a reduction in the need for assessment."

3.3 Olika former av MKB

MKB förknippas ofta med enstaka exploateringsprojekt - en vägdragnig - ett husbygge, vattenkraftutbyggnad m m. MKB internationellt (särskilt i USA) var också från början inriktad på effektbeskrivning av projekt.

Från början av 1980-talet finns dock en diskussion (åtminstone bland forskare) om att förbättringar kan uppnås genom att, förutom projekt-MKB, även utföra MKB för planer, program och policies. Detta har på olika sätt diskuterats av t ex Foster (1983), Lee (1982), Monbailliu (1983), Roberts, Adkins & Shaw

(1980) och Wathern m fl (1985). Redan från 1976 (Hall 1976) finns dock förslag på en metod för att värdera miljöeffekter av planer. Rodgers (1976) skrev tidigt att MKB borde ingå som en del i processen att ta fram fysiska planer i USA. Westerlund (1981) sa redan 1981 att frågan om MKB för program och policies, har "varit aktuella en längre tid i USA".

Det går alltså att urskilja olika former av MKB. Figur 1 visar en sammanställning från Foster (1983) som är grundad på de MKB-former (mer eller mindre utvecklade) som finns i England, USA och Canada.

Policy-MKB i USA gäller MKB av federala myndighetsförslag till lagar som läggs fram till kongressen. Fram till 1983 har 12 st sådana MKB genomförts. Som jämförelse hade 10 000 MKB-fall genomförts totalt sett (Foster 1983). Inom EG:s ram studerar man möjligheterna att utföra policy-MKB av EG:s policies (Wathern m fl 1985). En fallstudie har t ex genomförts av hur EG:s miljöpolitik påverkar Wales (Wathern m fl op cit).

En policy-MKB kan ge som resultat att en annan policy antas (jämfört med den ursprungliga) för att lösa samma problem. Resultatet kan också bli andra sätt att genomföra den ursprungliga policyn.

Plan och program - MKB, enligt figur 1, kan användas på nationell, regional eller lokal nivå. I Californien lagstiftades redan 1972 om att vissa planer ("general plans") och ekonomiska utvecklingsprogram ska genomgå en MKB. Hall (1976) riktar dock kritik mot de MKB av denna typ som genomförts. De har varit för allmänt formulerade, utan kvantifieringar och rekommendationer om hur de beskrivna konsekvenserna kan förebyggas säger han. Hall (op cit) säger vidare att man har bara överfört former och metoder för projekt-MKB vid tillämpningen av plan-MKB och att detta inte varit lyckat. I Holland har flera forskningsprojekt genomförts inför genomförandet av ett lagförslag om MKB (Jones 1983). Bl a har man på försök genomfört en MKB på plansidan. Om kravet på plan-MKB kvarstod när lagen antogs har vi inga uppgifter om. Lagen om MKB trädde i kraft i Holland 10 maj 1986 (Hermens 1986). I Canada finns krav på MKB för bl a program, men tillämpningen av detta krav har inte varit särskilt omfattande (Foster 1983).

I figur 1 skiljer Foster (1983) på plan-MKB, strategisk MKB och program-MKB. Den uppdelningen tror jag inte är behövlig för vår kommunala planering. Jag kommer här bara att använda plan- och program MKB. Övergångarna mellan de olika MKB-formerna är också något oklara.

Projekt-MKB är den form som omvänt mest och som fått mest spridning. I stort sett all litteratur som finns internationellt om MKB handlar om projekt-MKB. De praktiska erfarenheter som

DESCRIPTIVE LABEL	SPATIAL SCALE OF DECISION MAKING	MAIN SUBJECTS OF ANALYSIS	ALTERNATIVES
POLICY EIA	Usually NATIONAL eg. US legislative EIS	A POLICY seeking to achieve a sector objective	i) Alternative policy to solve same problem ii) Alternative implementation proposals for policy
PLAN EIA	Can be NATIONAL REGIONAL OR LOCAL	Collection of policies constituting plan	i) Different integrations of policy options ii) Alternative ways of implementing policies
STRATEGIC EIA	Distribution of localities or sites suitable to a particular category of development in a region	Sites or localities suitability to defined category of development or technologies suitability to sites or localities	i) Alternative series of localities or sites ii) Alternative uses of sites or localities
PROGRAMME EIA	Can be NATIONAL, REGIONAL OR LOCAL	Linked series of actions over defined area	As for Strategic EIA
PROJECT EIA	Project at a particular site 5 to 10 miles radius, 50 miles	Impacts of projects at proponent's preferred site	i) Alternative sites that could accommodate project ii) Alternative technological design forms of project

FIGUR 1. Foster's (1983) indelning och beskrivning av olika MKB-former. Baserad på de former som finns i England, USA och Canada.

finns och den metodutveckling som skett har gällt projekt-MKB. Som nämnts har ambitionen funnits att utveckla andra MKB-former, men de har inte fått lika stort genomslag som projekt-MKB.

Vad som utmärker plan-MKB och projekt-MKB har bl a sammanställts av Jones (1983). Sammanställningen visas i figur 2. Jones anser att projekt-MKB ger möjlighet att t ex ge alternativ till lokaliseringen av projektet och av tekniska lösningar. Som poängteras senare i rapporten är detta inte möjligt om MKB påbörjas för sent i projektplaneringen. Under plan-MKB kan tilläggas (åtminstone för kommunal planering och kommunala planer) att alternativa lokaliseringar också kan uppnås om MKB utförs av t ex översiktsplaner.

Att döma av litteratur och annan information så är policy-, plan- och program-MKB lite använd och dåligt utvecklad även internationellt. Orsakerna till att användningen inte blivit mer omfattande har inte behandlats i någon större omfattning i det material jag har tillgång till. Samma gäller för orsakerna till den uteblivna metodutvecklingen.

ASPECTS OF PROCESS OR CONTENT	PROJECTS	PLANS
Goals and objectives	Restricted consideration	Potentially broad - increasing with higher levels
Alternatives	Sites/ technologies	Technical/institutional Cross departmental
Lead time	Short	Long
Effective period	Immediate implementation	Medium to long term
Knowledge of future	Reasonably predictable	Imprecise
Environment to be studied	Reasonably specific	Not specific
Environment to be monitored	Specific	Limited

Figur 2. Utmärkande drag för plan-MKB respektive projekt-MKB. Från Jones (1983).

Foster (1983) anser dock att det verkar finnas en förvirring kring plan/policy-MKB och dess användning i markanvändningspolicy och vid framtagande av planer. Hon säger även att det finns en okänslighet för skillnaderna mellan projekt-MKB och plan/policy-MKB. Foster (1983) anser också att förutsättningen för att lyckas med användningen av MKB i markanvändningsplanering och planer kräver ett välutvecklat system för planering ("the existence of an institutionalized forward planning system").

Hall (1976), Jones (1983), Lee (1982), Monbailliu (1983), Roberts m fl (1980), Rodgers (1976), Wathern m fl (1985) konstaterar bara att plan-, policy- och program-MKB behövs var för sig eller alla tillsammans. De ger inte kommentarer till varför användningen ej utvecklats.

3.4 Sammanfattning

Sammanfattningsvis kan man säga att mycket av kritiken mot MKB gäller formerna för MKB men inte MKB som idé.

De flesta nackdelarna med MKB verkar kunna undanröjas med väl genomtänkt hantering och administrering. Detta gäller dock inte kostnaderna. Dessa kan reduceras genom t ex att problemet avgränsas genom "scoping". Samtidigt är kostnaderna svåra att uppskatta eftersom MKB även leder till positiva effekter som är svåra att mäta i pengar. Det verkar dock som om de flesta är överens om att MKB som helhet är en positiv företeelse. Förbättringar av analyser och procedurer behövs dock fortlöpande.

Kritiken av MKB tillsammans med andra erfarenheter leder till ett antal allmänna punkter som är väsentliga att ta hänsyn till när MKB ska användas:

1. MKB ska påbörjas tidigt i projekt- och planeringsprocessen
2. Medborgardeltagande är mycket väsentligt och ska ske tidigt i projekt- och planeringsprocessen
3. Problemet som ska studeras i en MKB ska avgränsas ("scoping")
4. MKB-dokumentet ska vara analyserande
5. Uppföljning ("monitoring") ska vara en självklar del av MKB
6. MKB ska utföras för program, planer, policies och projekt

När MKB används som begrepp bör det definieras. Vid upprättande av riktlinjer för användning av MKB (t ex i kommunerna) så måste det definieras vad som ska konsekvensbeskrivas utöver naturmiljön - t ex sociala, estetiska, kulturella, historiska, ekonomiska

faktorer. Dessutom bör ramar sättas upp för vad en MKB ska visa av t ex alternativ, förebyggande åtgärder och konsekvenser som inte kan åtgärdas.

4. FÖRSLAG TILL MKB-PROCEDUR FÖR PROJEKT

Att använda MKB som planeringsunderlag och som underlag för beslut innebär åtminstone två saker:

- att ta fram ett material (eventuellt i form av ett MKB-dokument) som visar tänkbara konsekvenser i olika tids- och rumperspektiv av ett föreslaget projekt eller en föreslagen plan
- att skapa gynnsamma former för materialet att fungera som beslutsunderlag (MKB-procedur)

Den mesta forskningen internationellt och i Sverige ligger på den första punkten. Dvs utveckling av olika sätt att värdera och systematisera miljökonsekvenser. Den andra punkten har inte rönt lika stort intresse. Erfarenheterna visar dock att det många gånger är formerna för MKB (se kapitel 3) som medför att resultatet från själva analysen av konsekvenserna inte blir till någon nytta i beslutsfattandet. Det betyder enkelt sagt att bra fakta är till ingen nytta om de inte används.

Erfarenheterna av hur miljöfrågor hanteras i kommunerna (se Hilding-Rydevik 1987) (åtminstone före PBL och NRL) visar också att formerna för att hantera miljöfrågor är viktiga faktorer som bidrar till att miljöfrågor i allmänhet får en sämre hantering (i förhållande till vad det kunde vara) i besluts- och planeringssituationer. Andra viktiga faktorer som bidrar till den sämre hanteringen är miljöfrågornas (miljö- och hälsoskyddsnämndens) låga status, brister i faktaunderlag, litet politiskt intresse m fl (för närmare diskussion se Hilding-Rydevik 1987).

Utifrån de internationella erfarenheterna (kapitel 3 föreliggande rapport och Hilding-Rydevik 1986) och resultaten i Hilding-Rydevik (1987) så dras slutsatsen att man kan få betydande förbättringar i möjligheterna att ta hänsyn till miljön genom att förbättra formerna för hur miljöfrågor ska hanteras.

Alltså, ska ytterligare en typ av fakta (miljökonsekvenser) om miljön föras in i kommunal planering så är det av stor vikt att se på formerna för detta. Därför föreslås i detta kapitel en MKB-procedur. Dvs ett förslag till former för hur MKB ska hanteras så att nyttan blir så stor som möjligt. Detta kapitel visar på en MKB-procedur för projekt. I avsnitt 6.1 visas hur denna procedur kan anpassas för användning vid översiktsplanering.

Naturligtvis behöver själva analysen av konsekvenserna också utvecklas. Erfarenheterna är dock stora internationellt. Mycket kan "importeras" och anpassas till svenska förhållanden. När det gäller erfarenheterna av MKB för planer och innehållet i dokumentet finns dock mycket lite material att ta del av. Där får vi börja från början.

Vilka funktioner ska den föreslagna MKB-proceduren fylla? Utgångspunkten är de internationella erfarenheterna samt resultaten i Hilding-Rydevik 1987.

MKB-proceduren ska se till att syftet med MKB nås, dvs att det framtagna analysmaterialet skall användas som beslutsunderlag. Detta kan ske genom att underlätta:

1. att miljökonsekvenser behandlas tidigt i beslutsprocessen
2. att problemet som studeras i MKB avgränsas så att onödigt arbete undviks
3. att problemet som studeras blir så allsidigt belyst som möjligt, bl a genom medborgardeltagande

Andra viktiga hänsyn (utifrån de erfarenheter som beskrivits i kapitel 3) som behöver tas för att MKB ska fylla sitt syfte avhandlas i beskrivningen av MKB-procedurens olika steg.

Hur begreppet "miljö" används i detta sammanhang ska också rekapituleras (se avsnitt 1.2). MKB i denna rapport syftar ospecificerat på alla typer av MKB - allt från renodlat ekologiska till MKB innehållande t ex ekologiska, sociala, medicinska, ekonomiska och juridiska konsekvenser. Minimikravet är naturligtvis att konsekvenserna på naturmiljön finns med. Enligt min mening bör dock även påverkan på sociala (kommunikationer, cykelvägar, närrekreation, bebyggelsemiljö etc) och medicinska (påverkan från buller, luft- och vattenföroreningar, etc) faktorer finnas med i en MKB.

När man använder sig av begreppet "MKB" så bör innehållet definieras eftersom ingen allmän definition finns.

Beroende på hur ämnessmässigt bred en MKB utformas så krävs naturligtvis olika fackkunskaper - allt från rent ekologiska till ekonomiska och juridiska kunskaper. Jag vill betona att en MKB bör utföras av någon/några med lämplig fackkunskap. För att göra MKB så allsidig som möjligt och för att undvika vinkling så bör MKB utvecklas i samarbete mellan experter, projektledning, myndigheter och allmänhet. Tvärvetenskapliga arbetsgrupper samt en väl genomförd granskning av MKB-resultaten gynnar också detta.

4.1 Syftet med MKB

Det är väsentligt att först slå fast syftet med MKB. Miljökonsekvensbeskrivningens syfte är att fungera som beslutsunderlag. Miljö- och naturresurskommitténs betänkande (SOU 1983:56) beskriver det enligt följande:

"Konsekvensbeskrivningens uppgift är att som underlag för ett beslut informera om tänkbara effekter i olika tids- och rumsperspektiv av en föreslagen åtgärd eller verksamhet. Beskrivningen är en presentation av vad som händer, eller med angiven sannolikhet kan hända, under vissa specificerade omständigheter. Den utgör således inte en sanktion för att skapa dessa omständigheter. Beskrivningen skall tala om hur det är och hur det med största sannolikhet kommer att bli under olika betingelser, men den skall inte tala om hur det borde vara" (s 396).

4.2 MKB-procedur

Det ska återigen betonas att arbetet med att identifiera och värdera miljökonsekvenser bör vara en integrerad del av det övriga arbetet med att utforma och genomföra ett projekt eller en plan. Om MKB beställs utanför kommunen (av konsult) försvåras naturligtvis integreringen men man kan då sträva efter att få in resultaten från MKB så tidigt som möjligt i planeringsprocessen.

Vem ska ha ansvaret för att MKB-proceduren följs? Vem ska ge "tillstånd" för kommunens projekt att rulla vidare om inga miljöeffekter kan upptäckas? I ett förslag till miljöårsprogram för Landskrona kommun (Hansson 1989) föreslås att "miljö- och hälskyddsnämnden upprättar regler för när en åtgärd skall anses medföra miljöpåverkan av betydelse". Man föreslår också att "miljökonsekvensbedömningen skall godkännas av miljö- och hälsoskyddsnämnden" och att "om miljökonsekvensbedömningen inte godkänns får projektet inte genomföras".

Det måste finnas regler för vilka projekt och åtgärder som ska genomgå en MKB. Detta diskuteras i avsnitt 4.2.2. Dessa regler anser jag bör utarbetas av en tvärsektoriell (dvs över nämndgränserna) arbetsgrupp och reglerna bör beslutas i kommunfullmäktige. Dessa regler kan inte avgöras enbart utifrån någon slags objektiva data utan vad man anser är väsentligt att ta hänsyn till i naturen är till stor del en värderings- och prioriteringsfråga. Reglerna måste därför diskuteras i och beslutas i ett brett forum.

Själva konsekvensbeskrivningen kan utarbetas av t ex miljö- och hälsoskyddsnämnden. Men det kan också vara en fördel om konsekvensbeskrivningen utförs t ex av den nämnd som ansvarar för projektet (eventuellt med miljö- och hälsoskyddsnämnden som konsulter) och att miljö- och hälsoskyddsnämnden (m fl) agerar som granskare av MKB-dokumentets bredd, kvalitét, vinkling etc. Fördelar med den senare varianten är dels att miljökompetens och miljömedvetenhet byggs upp på respektive nämnd och dels att respektive nämnd är mer kunnig om tekniska detaljer inom sitt område t ex för att kunna komma med förslag på alternativ och

skadeförebyggande åtgärder. På detta vis undviker man alltför stor sektorisering av miljöansvaret. MKB-arbetet kan naturligtvis utföras i form av en arbetsgrupp med deltagare från lämpliga nämnder.

Ansvaret för att procedurens olika steg följs kan vara lämpligt organ på miljösidan (miljö- och hälsoskyddsnämnden etc). Ett stort kontaktnät bland miljöforskare, ideella miljöföreningar m fl är till stor hjälp för de som är ansvariga för procedurens genomförande.

Förutom att definiera det ämnesmässiga omfånget av MKB så bör även finnas regler för innehållet i MKB. Detta diskuteras i avsnitt 4.2.5.

För att tydliggöra de olika arbetsstegen i en MKB visas de skilda från övrigt planeringsarbete. Avsikten är dock att momenten skall passas in i det övriga planeringsarbetet. I avsnitt 6.1 visas hur en MKB-procedur kan integreras med översiktsplanearbetet.

Figur 3 visar en generaliserad bild av de föreslagna stegen i en projekt-MKB. Schemat kan ses som en checklista över vilka moment som bör ingå. Hur formaliserat och tidskrävande respektive moment blir avgörs från fall till fall och av respektive kommun. Naturligtvis kan modellen modifieras men med hänsyn tagen till att syftet med MKB uppnås.

Nedan följer kommentarer till respektive steg i arbetsmodellen.

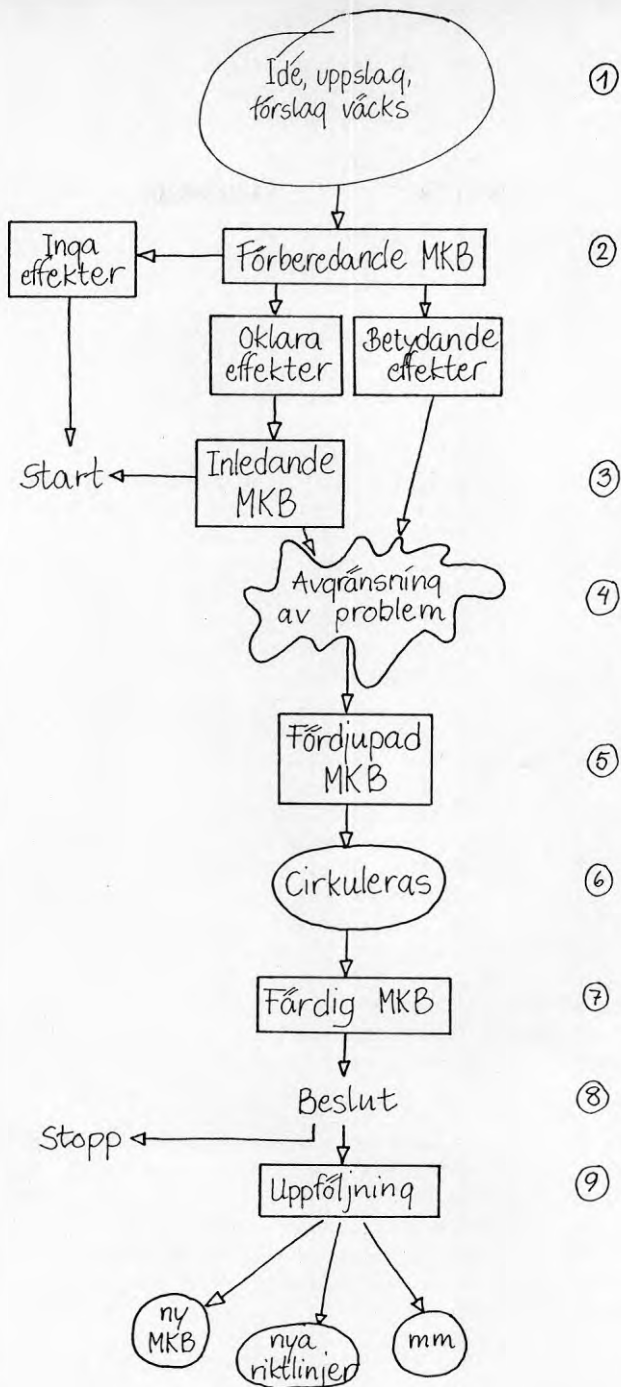
4.2.1 Idé, förslag väcks (steg 1)

Redan här måste konsekvensbeskrivningen börja. Det fortsatta arbetet underlättas om synpunkter på miljöeffekter i ett tidigt skede ges möjlighet att påverka utformning, lokalisering, m m i projektplaneringen.

För att syftet med miljökonsekvensbeskrivningen skall uppnås måste konsekvenserna finnas beskrivna innan det reella beslutet tas. Naturresurs- och miljökommittén (SOU 1983:56) säger:

"av huvudkravet att beskrivningen skall vara ett beslutsunderlag följer ytterligare ett krav, nämligen att konsekvensbeskrivningen skall föreligga innan det faktiska beslutet fattas. Det innebär att i de fall en verksamhet eller en åtgärd består av fler av varandra beroende delar måste konsekvensbeskrivningen ske så snart initiativet till hela projektet tagits så att man undviker att binda upp sig genom för tidiga delbeslut" (s).

Kravet att konsekvenserna ska finnas beskrivna tidigt i plane-



Figur 3. Förslag till MKB-procedur för projekt. Se text för förklaring av stegens innehåll.

ringsprocessen är mycket viktigt. Att de finns beskrivna tidigt är avgörande för möjligheten att ta hänsyn till resultaten från en MKB. Genom att konsekvenserna finns beskrivna tidigt så kan man uppnå att:

- stor hänsyn kan tas till resultaten från MKB
- förseningar av projektstart pga MKB kan minimeras

4.2.2 Förberedande MKB (steg 2)

Frågan som skall besvaras i detta moment är om projektet är av sådan omfattning och art att det behövs en fördjupad MKB. Dvs alla projekt skall gå igenom detta steg för att man skall kunna konstatera att: det blir inga miljöeffekter, effekterna är oklara eller att effekterna blir betydande. Formuleringarna här kan naturligtvis varieras. I Landskrona kommuns förslag till miljöårsprogram sägs att "varje beslut, planering eller verksamhet som medför miljöpåverkan av betydelse ska föregås av en miljökonsekvensbedömning" (Hansson 1989). Enligt denna formulering måste man då utföra en bedömning av varje projekt för att klargöra om konsekvenserna är av betydelse eller inte.

I en förberedande MKB görs alltså en förberedande bedömning av miljöeffekterna. Blir bedömningen att inga eller försumbara effekter uppstår kan projektplaneringen rulla vidare - tillstånd att fortsätta kan ges. Blir bedömningen att effekterna är oklara (eller svåra att bedöma) måste klarhet fås genom att gå vidare till en inledande MKB. Om effekterna anses bli betydande finns två alternativ - antingen att stoppa projektet eller att fortsätta utredningen av konsekvenserna genom en fördjupad MKB och där föreslå förebyggande åtgärder.

Detta steg är viktigt ur två aspekter, dels för att sortera bort projekt där det inte behövs MKB (så att onödigt arbete undviks) dels för att fånga upp projekt som kan ge indirekta miljöeffekter.

Vid ett lagfäst krav på MKB blir naturligtvis detta moment extra väsentligt. Då måste det finnas klara regler för vad som skall undergå en fördjupad MKB. Men även vid "frivillig" användning bör det vara väsentligt med så klara regler som möjligt. Dels för att den dagliga handläggningen skall underlättas dels för att bedömningsgrunderna av olika projekt skall vara så enhetlig som möjligt (ett rättvisekrav).

Bedömningen av om ett projekt ska genomgå en fördjupad MKB kan utföras på två sätt - antingen genom att ha färdiga bedömningsgrunder i förväg eller genom att utföra en bedömning från fall till fall.

Bedömningsgrunder som sätts upp i förväg bör utarbetas av en tvärsektoriell arbetsgrupp och beslutas i kommunfullmäktige. Bedömningsgrunderna kan tillämpas av lämpligt organ på miljösidan.

Tomlinson (1986) ger exempel på olika sätt att ställa upp bedömningsgrunder i förväg:

- Listor som visar:
 - o projekt som sannolikt kräver MKB (positiva listor)
 - o projekt som sällan ger upphov till negativa effekter" (negativa listor)
 - o projekt där det är svårt att avgöra om MKB behövs - man måste undersöka vidare
- Bedömning av projekt efter projektens "egenskaper" och fastställande av tröskelvärden. Man beskriver vilka egenskaper ett projekt skall ha för att genomgå MKB. Man beskriver och sätter gränsvärden (där det går) för t ex behov av råmaterial och energi, behov av vatten, landområden m m. Kostnaden för projekt används t ex som urvalskriterium.
- bedömning efter tröskelvärden för "vad naturen tål" eller efter miljömässigt känsliga områden ("environmentally sensitive areas").

Alla tre ovanstående sätt innebär att i förväg ha bestämt bedömningsgrunderna ("screening by prior determination") (Tomlinson, 1986). Men det finns också sätt att göra bedömningen från fall till fall ("screening on a case by case basis")(Tomlinson op cit). Beteckningen "screening" används i Canada för det moment i en MKBprocedur där det dels avgörs om en fördjupad MKB skall utföras och där man dels identifierar potentiellt viktiga miljöeffekter (Borset & Lerstang 1981). I ESCAP (1987) kallas också bedömningen "Initial environmental examination".

Det man främst använder sig av är då olika sätt att systematiskt identifiera miljökonsekvenser. Man kan då använda t ex:

- matriser (Tomlinson 1986, Canter 1986)
- nätverk (Canter 1986).

Om bedömning ska utföras från fall till fall så kan arbetet utföras av miljöansvarigt organ eller den nämnd som föreslagit projektet med miljöansvarigt organ som granskare eller av en tvärtsektoriell arbetsgrupp. Det väsentliga är att bedömningen blir allsidig och granskad av andra än de som utfört bedömningen.

För att kunna genomföra denna inledande bedömning krävs naturligtvis ett underlagsmaterial. Man får ta fram tidigare kända utredningar och litteratur som rör det/de aktuella området/-na, liknande exploateringsföretag, m m tillgängligt material. Dvs i

detta inledande skede används befintligt material. Fältstudier används för det fortsatta arbetet med en fördjupad MKB.

Arbetsmomentet leder ofta till ett skriftligt dokument (kan t ex kallas "Analys av förutsättningar", eftersom beskrivningen av miljökonsekvenserna utgör en del av förutsättningarna för den fortsatta projektplaneringen.

Dokumentet kan innehålla (Wallentinus 1989, fritt ändrat efter Canter 1989):

- En förberedande beskrivning av projektet och dokumentation av projektkrav (placering, utformning m m). Dokumentation av naturgivna förutsättningar.
- Sammanställning och analys av gällande bestämmelser och lagar. Kan vara naturvårdslagen, miljöskyddslagen, väglagen, kommunala beslut och stadgar, m m.
- Identifiering av möjlig påverkan från det tänkta projektet. Detta omfattar såväl påverkan under byggnadsskedet som under brukarskedet. För identifieringen kan användas matriser, händelseträdd m fl metoder (se bilaga 1). Se vidare om innehållet i avsnitt 4.2.5.

Om effekterna anses vara betydande kan man i detta steg även skissera på alternativ (lokalisering, projektutformning, etc) och skadeförebyggande åtgärder.

4.2.3. Inledande MKB (steg 3)

Om en förberedande MKB ger som resultat att "effekterna är oklara" måste analysen fördjupas. Man får gå vidare så att man kan besluta sig för om att fortsätta MKB:n eller att projektplaneringen kan ges "tillstånd" att fortsätta utan fördjupad MKB.

4.2.4. Avgränsning av problemområde (steg 4)

Syftet med momentet är att ta fram de frågor som en fortsatt MKB skall koncentrera sig på. Genom detta steg skall alltså onödigt arbete undvikas genom att för många frågor behandlas. Framtida konflikter kan också undvikas genom att de tas fram i detta steg. Det kan också finnas andra hänsyn eller förhållanden som är viktiga att beakta för att undvika framtida problem.

I USA infördes just detta steg ("scoping") 1978 för att förhindra onödigt pappersarbete och förseningar (Børset & Lerstang 1981).

Det är väsentligt att detta moment också kommer relativt tidigt i planeringsprocessen, för att det skall vara möjligt att ta hänsyn till de synpunkter som kommer fram.

Analysen av konsekvenserna fortsätter och fördjupas i detta steg (4). Det måste klarläggas vad som blir påverkat och vilka som blir påverkade. En del av detta arbete utfördes i steg 2 (förberedande MKB). I detta steg 4 bör arbetet dock kompletteras med synpunkter från berörda (allmänhet, intresseföreningar, markägare m fl).

I USA, Canada m fl länder anordnas särskilda möten där olika intressenter och allmänhet ges information om projektet. De som berörs av projektet och dess effekter kan då ge sina synpunkter på vad som är väsentligt problem att ta med i en fördjupad MKB.

Hur samrådet går till är naturligtvis upp till var och en att bestämma - informationsmöten, remissförfarande m m - men det är väsentligt att samrådet är väl utformat och inte sker för sent. Wikfors (1984) har i sin rapport "Samråd i praktiken" visat på olika faktorer som påverkar hur väl ett samråd faller ut. Han visar där en checklista på de mest väsentliga punkterna (s 267).

4.2.5. Fördjupad MKB (steg 5)

Efter att problemet avgränsats vidtar arbetet med en fördjupad MKB. Då utförs nödvändigt fältarbete m m, insamling av underlagsmaterial. Resultatet blir en fördjupad MKB.

Följande steg bör ingå i en fördjupad MKB:

- Beskrivning av förhållandena före exploatering ("bakgrundsförhållanden"). Här kan mycket av materialet från steg 2 användas. Detta kan dock behöva kompletteras med fältstudier och fältmätningar.

Ju mer material som finns sedan tidigare om bakgrundsförhållandena (kommunens egna inventeringar, länsstyrelsens material, forskningsprojekt etc) desto mindre arbete och pengar behöver läggas ner på dessa "base-line studies". Enligt Beanlands (1986) så kan ofta "base-line studies" utgöra en stor del av MKB-kostnaderna.

- Förutsägelser om påverkan på miljön. Detta är det viktigaste "tekniska" steget och kan omfatta t ex scenarios, datamodellering eller fallstudier (Wallentinus 1989, fritt ändrat efter Canter 1989). Förutsägelseerna bör gälla konsekvenserna om:
 - den aktuella åtgärden genomförs
 - alternativa åtgärder genomförs
 - ingen av åtgärderna genomförs (0-alternativet)

Resultaten från steg 4 (där problemet avgränsades) ska hjälpa till att fokusera konsekvensbeskrivningen här på den mest väsentliga faktorerna. Konsekvensbeskrivningen bör också innehålla en uppskattning av sannolikheten (risken) för att en konsekvens uppstår.

Irreversibla och irreparabla konsekvenser bör uppmärksammas för de olika alternativen ovan.

- Tolkning och värdering av påverkan som befarats enligt föregående punkt. Här måste man ta in uppgifter om eventuella gränsvärden, andra inventeringar och utredningar etc (Wallentinus op cit).
- Diskussion om skadebegränsande åtgärder. Här föreslås åtgärder som kan vidtas för att minska oundvikliga negativa effekter/korrigeringar i exploateringen som medför att negativ påverkan kan undvikas (Wallentinus 1989, fritt ändrat efter Canter 1989).
- Diskussion kring alternativen utifrån de ämnesområden som MKB i respektive fall är satt att behandla. Dvs är en MKB utförd endast ur ekologisk synvinkel så diskuteras alternativen ur detta perspektiv. Ska även estetiska, historiska m fl faktorer vägas in så förs diskussionen från alla dessa olika aspekter.

Den slutgiltiga avvägningen gentemot andra intressen och mål i kommunen kan inte ske fullt ut inom MKB-ramen. En sådan avvägning underlättas naturligtvis om beskrivning, värdering, systematisering m m i MKB-dokumentet är utförd på ett sådant sätt att jämförelser är lätta att utföra gentemot andra sakområden. Många kvantitativa värderingsmetoder har utvecklats just för detta syfte. De har dock många nackdelar som diskuteras vidare i bilaga 1 och i Hilding-Rydevik 1986.

Förslag till uppföljning (t ex kontrollprogram) bör också ges. Dvs förslag till hur projektet kan följas upp på punkter som är oklara och svåra att förutsäga. Förslaget behöver i detta skede inte vara detaljerat men det ska ge vägledning för vad som behöver följas upp. För att ett kontrollprogram ska vara meningsfullt så måste naturligtvis väsentliga bakgrundsförhållanden för exploatering vara kända.

Syftet med det material som kommer fram från en MKB är ju att det ska användas som beslutsunderlag. Proceduren som föreslås här ska underlätta att syftet uppnås. Även utformningen av MKB-dokumentet har visat sig vara av betydelse för hur användbara MKB-resultaten blir (se kapitel 3). Det innebär att MKB-dokumentet:

- ej ska vara för tjockt
- ska vara analytiskt, ej för beskrivande
- ska vara lättförståeligt.

En beskrivning av miljökonsekvenser kan lätt bli svårförståelig för andra än författaren och andra experter. För att underlätta systematisering och presentation av miljökonsekvenser finns ett antal metoder framtagna. För värdering (i kronor, poäng m m) finns också ett antal metoder framforskade.

Några kommentarer till användningen av dessa metoder är viktiga. Det finns ingen universalmetod som kan tillämpas i alla delar av miljökonsekvensbeskrivningen på alla typer av projekt och i alla olika miljöer. Detta påpekas av bl a Bisset (1986), Canter (1986), Jain, Urban & Stacey (1981), Nichols & Hyman (1982) samt Norton & Walker (1982). Det betyder att metoderna måste anpassas efter det aktuella projektet, planen, m m och de platser som är aktuella. Canter (1986) säger:

"While numerous methodologies have been developed since the passage of the National Environmental Policy Act, and still additional methodologies are being tested, there is no "universal" methodology which can be applied to all project types in all environmental settings. It is unlikely that an all-purpose methodology will be developed due to lack of technical information as well as the need for exercising subjective judgement about predicted impacts in the environmental setting wherein the potential project may occur. Accordingly, the most appropriate perspective is to consider methodologies as "tools" which can be used to aid the impact assessment process. In that sense, every methodology should be project and location specific, with the basic concepts derivable from existing methodologies. Methodologies do not provide complete answers to all questions related to the impacts of a potential project or set of alternatives.

Methodologies are not "cookbooks" in which a successful study is achieved by meeting the requirements of the methodologies. Methodologies must be selected based on appropriate evaluation and professional judgement, and they must be used with the continuous application of judgement relative to data inputs as well as analysis and interpretations of results".

För det första finns det alltså ingen universalmetod. För det andra finns det ingen metod som inte i någon del inbegriper en subjektiv bedömning av den som använder metoden. För det tredje kan ingen metod ge svar på alla frågor i samband med konsekvenserna av projekt, planer, m m. Dvs metoderna bör användas vid rätt tillfälle, för rätt frågeställning och med redovisning av bakomliggande subjektiva värderingar.

I bilaga 1 redovisas olika typer av metoder, för- och nackdelar, när de kan användas, m m. Bilagan är en mycket förkortad samt kompletterad version av Hilding-Rydevik (1986).

4.2.6. Dokumentet cirkuleras (steg 6)

Det dokument som kommer fram genom fördjupad MKB bör granskas. Granskningen ska syfta till att inte viktiga konsekvenser glöms bort och se till att analysen inte blir vinklad. Granskningen bör vara bred och inbegripa allmänheten.

Westerlund (1981) säger om granskningen:

"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".

4.2.7. Färdig MKB (steg 7)

Synpunkter från granskning och cirkulation tillsammans med remissmaterialet arbetas ihop till en slutgiltig MKB. Synpunkterna kan också presenteras som en bilaga till det slutgiltiga MKB-dokumentet.

I Landskrona kommuns förslag till miljövårdsprogram (Hansson 1989) så föreslås att miljö- och hälsoskyddsnämnden ska godkänna MKB-dokumentet. Om MKB endast ska behandla miljö- och hälsoskyddssidans kompetensområde så är detta en bra lösning. Ska MKB behandla ett bredare spektrum av frågor så är kanske kommunstyrelsen ett mer lämpligt organ. I vissa fall kanske det är lämpligt att sätta till en referensgrupp som ska godkänna dokumentet.

4.2.8. "Beslut" (steg 8)

Med MKB-dokumentet som underlag kan beslut tas om att:

- Projektet kan påbörjas
- Projektet kan påbörjas under förutsättning att de i MKB-dokumentet föreslagna förebyggande åtgärderna genomförs tillsammans med eventuella andra restriktioner på projektet.
- Projektet stoppas. Miljöeffekterna anses för stora.

Beslutet är egentligen inte en del av MKB-aktiviteterna. Beslutet ska ju inte tas av dem som genomfört en MKB. MKB leveras som underlagsmaterial att ta beslut på. Sedan är det upp till

kommunstyrelse eller kommunfullmäktige eller annan relevant myndighet att ta beslut.

4.2.9. Uppföljning (steg 9)

Det är svårt att förutse alla effekter av ett föreslaget projekt. Alla metoder att förutse konsekvenser har sina brister och det är ibland svårt att i förväg veta hur väl en förebyggande åtgärd slår ut.

En av de mest väsentliga åtgärderna för att förbättra miljökonsekvensbeskrivningarna är att följa upp de projekt som konsekvensbeskrivits. Genom uppföljning i form av t ex ett mätprogram så kan ett facit fås på vilka konsekvenserna egentligen blev. På så vis kan både MKB-metoder testas och de förebyggande åtgärdernas effektivitet granskas.

Trots de fördelar som uppföljningen kan ge så är uppföljning en mycket försummad aktivitet i MKB-sammanhang (se avsnitt 3.1).

För att uppföljningen ska bli meningsfull måste naturligtvis förhållandena före exploatering vara kända. Dessutom bör det ordnas så att resultaten från uppföljningen, när så behövs, kan påverka och förändra driften av ett projekt.

I USA finns möjligheten att hänvisa till andra MKB-dokument där liknande undersökningar utförts. Man har dock haft svårigheter med detta på grund av att alla de MKB-dokument som skrivits inte har registrerats. Den som i USA vill ta del av genomförda MKB har därför vissa svårigheter.

För att underlätta konsekvensbeskrivning bör alla genomförda MKB registreras i ett dataregister. I registret ska framgå bl a för vilka problem som MKB:n genomfördes, var i landet den genomförts, var rapporten kan erhållas, etc. På så vis kan man relativt lätt få del i de erfarenheter som tidigare MKB lett till. Även uppföljningar som dokumenterats ska registreras i anslutning till genomförda MKB. Då förs även de erfarenheterna vidare.

5.1 Exempel på MKB för exploatering av naturmark

Utbudet av olika MKB-metoder är stort - sett ur ett internationellt perspektiv. Ur svenskt perspektiv är utbudet så gott som obefintligt. Framför allt om man ser till metoder som tillämpats praktiskt. En av de få som prövats och använts praktiskt är den som utvecklades av Wallentinus, Jerling & Liljelund (1978) i slutet av 70-talet. Metoden utvecklades, till att börja med, för konsekvensbedömning av bebyggelse i fjällområden. Den har senare utvecklats för konsekvensbedömning av bl a exploatering i tätortsnära områden (redovisas i Wallentinus 1982). Övriga metodutvecklingar i Sverige behandlas i bilaga 1, avsnitt B8.

Metoden enligt Wallentinus m fl kallas i fortsättningen Huså-metoden (den ursprungliga metoden prövades i en fallstudie i Huså).

Huså-metoden har använts praktiskt av Wallentinus som underlag för konsekvensbedömning för exploateringsprojekt i två kommuner - Haninge och Järfälla kommuner. Exploateringen har gällt t ex bostäder, industrier, vägar m m. Följande fyra studier utgör exempel på projekt som Huså-metoden använts i:

1. Miljöeffektbeskrivning - gymnasietomten och fabriksvägen i Kallhäll, Järfälla kommun, (Andersson, Florgård & Wallentinus 1987).

Fallstudien är ett exempel på där två möjliga exploateringsområden vägs mot varandra. I detta fall rör det sig om två exploateringsområden i Kallhäll; det ena vid Mälaren, det andra inne i befintlig bebyggelse i centrum av Kallhäll. Det Mälarnära området ligger delvis på ett starkt markerat berg och i anslutning till ett industriområde, medan det andra området, som nämnts, ligger i anslutning till befintlig bebyggelse, en 4H-gård, samt delvis i försumpad mark.

2. Programskiss för Barkarbystaden. Miljöutredning (VBB-arkitekter, VBB-trafik, Sture Koinberg Landskapsarkitekter, Conec & Florgård HB 1988).

Miljöanalysen ingick i ett större arbete inför framtagandet av utbyggnadsplan för Hästa-området på Järvafältet (Järfälla kommun). H-G Wallentinus och C Florgård deltog som underkonsulter till Skanska, parallellt med VBB som hade det samordnande ansvaret och som också stod för trafik- och bullerutredning. Projektet är ett typexempel på MKB när inga alternativa lokaliseringar finns att tillgå. Resultatet av MKB blir i stället att föreslå skadebegränsande åtgärder.

3. Västra grönområdet - översiktlig miljökonsekvensbeskrivning

samt detaljstudier av sju planerade utbyggnadsområden (Wallentinus, Eriksson, Florgård & Kylin 1988).

Uppdraget från Järfälla kommun föranleddes av diskussionerna om att avsätta Västra grönområdet som naturreservat. Gränsdragningen i öster och norr är svår att göra, eftersom flera möjliga framtida utbyggnadsområden skulle beröra området. För att kunna föreslå lämplig reservatgräns, måste alltså studier genomföras för att klarlägga konsekvenserna av utbyggnad av ett eller flera av de föreslagna områdena.

Studien är ett exempel på arbetsmetodik då det finns ett flertal möjliga exploateringsområden att välja mellan. Arbetssättet påminner om det som användes i Åre kommun (Wallentinus et al 1978). För varje delområde vilket föreslagits som möjligt att exploatera, har gjorts separata bedömningar av miljökonsekvenserna.

4. Vegetationskartering och ekologisk konsekvensanalys av tre tätortsnära områden i Haninge kommun 1988 (CONEC 1988).

Studien är ett exempel på en delvis mer "förutsättningslös" konsekvensanalys med ekologiska och friluftsmässiga förtecken, dels en mer konventionell uppsättning "hot" av typ väg och bebyggelse. I den del som berör Alby-området ges förslag på alternativa vägsträckningar. Detta är exempel på skadebegränsande åtgärder.

5.1.1 Arbetsmoment

Erfarenheter från fallstudier och litteraturstudier har lett till att Wallentinus lagt upp vissa arbetsmoment som är viktiga vid en MKB. Följande arbetsmoment har i möjligaste mån använts i fallstudierna:

A. GROVANALYS

Innefattar att ta fram alla kända utredningar och all litteratur som rör det aktuella området eller liknande exploateringsföretag. Användning av checklistor, matriser eller "händelseträd", för att inte glömma någon typ av miljöpåverkan. Resultatet ofta i ett skriftligt dokument, Analys av förutsättningar. Detta bör göras före planeringsstart eller parallellt med planeringens inledande skeden. Redan i detta skede kan uppenbart olämpliga lösningar sorteras ut. Vid redovisningen av förutsättningarna, görs en värdering som i punkt D, nedan. Rekommendationer kan göras redan här (jfr punkt E).

B. PROJEKTAVGRÄNSNING OCH INFORMATION

Allmänheten och myndigheter informeras. Synpunkter tas in. Nu bestäms vilka faktorer som skall studeras i det fortsatta projektet.

C. FRAMTAGANDE AV HUVUDDOKUMENT

Här sker huvuddelen av fältarbetet, projektet beskrivs från miljöeffektsynpunkt.

D. VÄRDERING SAMT BEDÖMNING AV EFFEKTER

Naturvärden, friluftsvärden, etc. granskas, de effekter som väntas uppkomma skall bedömas. Olika tänkbara alternativ, inklusive noll-alternativet, diskuteras. För och nackdelar visas.

E. REKOMMENDATIONER

Val av "bästa alternativ" (om det finns flera alternativ att i driftsskedet vidta ytterligare skadebegränsande åtgärder, föreslås. Undersökningar utförs och jämförs med de data som samlats in främst i steg C.

5.1.2 Värdering

Ett av de svåraste momenten i en MKB är förutsägelse och värdering av miljökonsekvenser. Det är just sättet att förutse och värdera som är intressant i de olika MKB-metoder som finns. Huså-metoden är en av de få svenska MKB-metoder som utvecklats ett mer formaliserat sätt att värdera naturmiljön. Beskrivningen här koncentrerar sig därför på detta arbetsmoment.

Värderingen av ett exploateringsområde (eller flera områden) sker i två steg. Först bedöms området som det ser ut före exploatering. Bedömningen (värderingen) utgår ifrån ett antal uppsatta kriterier. Kriterierna är delvis de som statens naturvårdsverk ställt upp 1975 för "översiktlig naturvärdering". Wallentinus har under åren utvidgat kriterieuppsättningen. De kriterier som använts i de senaste analyserna är följande (Wallentinus 1988).

1. RARITET

Hur ovanligt från ekologisk synpunkt är området och dess arter jämfört med liknande områden i trakten (kommunen)?

2. REPRESENTATIVITET

Hur typiskt är området jämfört med andra områden med liknande vegetation i trakten (kommunen)?

3. EKOLOGISK FUNKTION

Hur betydelsefullt är området för djur och växter som uppehållsplat, födosöksplats, fortplantningsområde, växtplats, rastplats (under flyttning t.ex.) eller övervintringsplat? Har området betydelse som spridningskorridor ("grönt finger") mellan olika naturmarksområden? Hur stort är området jämfört med andra liknande områden i länet? Hur ser områdets form ut? Lågt värde = bandformigt eller uppbrutet, högt värde = runt. Detta har betydelse tillsammans med storlek och form för att avgöra möjligheterna för däggdjur och fåglar att uppehålla sig eller bosätta

sig i delområdet. Kriteriet kan bedömas som enhet eller delas upp i sina delar.

4. MÅNGFORMIGHET

Finns många olika livsmiljöer inom området? Är miljöerna artrika? Finns ett småbrutet kulturlandskap?

5. PRODUKTIVITET

Hur stor är den biologiska produktionen jämfört med andra områden i trakten (kommunen)?

6. FORSKNING

Har området använts för tidigare vetenskapliga undersökningar, eller pågår undersökningar där nu? Om svaret är ja har området betydelse som referensområde, graden beror däremot av tidigare arbetsinsats, kvalitet på mätdata, samt längden på den tidsperiod som forskningen pågått.

7. UNDERVISNING

Ligger området nära en skola eller förskola? Använder någon högskola området i sin undervisning? Används det för naturskoleundervisning eller av ideella föreningar?

8. REKREATION/FRILUFTSLIV

Används området som närströvområde, utflyktsområde el. liknande? Finns anlagda spår för löpning eller skidåkning? Finns speciella ridstigar? Används området för Mulle-verksamhet el. motsvarande? Finns områden för bär- eller svamplockning, fågelskådning, botaniska studier, etc?

9. FRÄNVARO AV MÄNSKLIG PÅVERKAN

Är området stört av människor, t.ex. genom förslitning av området, slängda sopor, bilvrak, etc? Går störande vägar eller ledningar genom området? Finns nyare husgrunder, spår av sprängning, etc? Ju mindre desto högre värde.

10. KULTURVÄRDEN

Finns fornminnen inom området? Finns marker eller andra spår som pekar på tidigare markanvändning (betesflora, äldre dikessystem, körspår, etc.).

11. LANDSKAPSBILD

Vilken betydelse har området för landskapsbilden?

12. UTBLICKAR

Hur stor del av det omgivande landskapet kan man se eller uppleva från området? Landskapets "skönhet".

13. TÅLIGHET I BYGGNADSSKEDET

Hur tål marken exploateringen (gäller främst mark som ligger i anslutning till de direkt påverkade ytorna).

14. TÄLIGHET I BRUKARSKEDET

Utsikterna av att bevara marken någorlunda intakt i ett senare skede, trots t.ex. ökat besökstryck, ridning, hundrastning, etc. (gäller naturligtvis mark som inte direkt tagits i anspråk för exploatering).

För varje bedömningskriterium ovan ges ett värde mellan 1 och 6, där 1 är "högsta värde" och 6 "helt ointressant". Vilket värde som ges är således till viss del beroende av den person som gör bedömningen. Det blir därmed väsentligt att redovisa hur respektive värde diskuterats fram.

Efter att området värderats före exploatering så bedöms värdeförändringen som följd av exploateringen. Bedömningen skall inte bara gälla om just den aktuella ytan tas i anspråk, utan främst hur ytan kommer att tåla en exploatering i omgivningen. En exploatering av själva ytan medför ju ofta att den förstörs eller förändras mycket kraftigt.

I ett projekt i Järfälla kommun (Gymnasietomten och Fabriksvägen i Kallhäll) studerades ett antal tänkbara utbyggnadsområden i anslutning till ett större grönområde mellan befintlig bebyggelse och Mälaren. Uppgiften var här att granska lämpligheten att bygga ut områdena mot bakgrund av att grönområdet enligt politiska intentioner skulle avsättas som naturreservat. Värderingen följde i grova drag den metodik som skisserats ovan och inom varje utbyggnadsområde delades området in i delområden. Resultatet av värderingen visas i tabell 1.

Varje delobjekt beskrivs i text med diskussion om vilken påverkan som kan accepteras och eventuella följder. Som avslutning vägs olika objekt mot varandra (om det finns flera att välja mellan) och "bästa val" utpekats om bara ett område skall exploateras. I detta område bör alltså konsekvenserna av en exploatering bli så små som möjligt. Skadebegränsande eller -förebyggande åtgärder föreslås i det utvalda området. Dessa bedömningar ansluter till punkterna C, D och E i arbetsgången.

Förutom bedömningen av dessa delområden, gör man normalt en samlad beskrivning och bedömning av hela det område som är aktuellt för någon åtgärd, normalt ett exploateringsområde, men även planer och kommunala program kan granskas på likartat sätt (figur 4).

Rubriker som diskuterades i den sammanfattande ekologiska delen av miljökonsekvensbeskrivningen för ett planerat bostadsområde i Barkarby, Järfälla kommun, var t ex: Landskapsstråk, rekreation och friluftsliv, Regionala landskaps samband, Gång- och cykelstråk, Vegetationens utvecklingsmöjligheter, Hydrologi, Lokalklimat, Avrinningsområden och vattendelare, Lokalt omhändertagande av dagvatten, Kalluftfickor och dimområden.

Genom konsekvensbeskrivningens ekologiska del gick det att peka

Tabell 1. Exempel på resultat av värdering och förutseende av miljökonsekvenser enligt Husåmetoden. Siffrorna anger värdet hos respektive värderingskriterium (1=högsta värde, 2=mycket högt värde, 3=högt värde, 4=normalt värde, 5=lågt värde, 6=mycket lågt värde). Värderingen gäller före exploatering. Konsekvenserna efter exploatering beskrivs i form av förändringen hos respektive värderingskriterium (/=oförändrat värde, +=förbättrat värde, -=minskat värde, --=starkt minskat värde). Siffrorna i tabellen kan ej adderas. A, B, C och D i tabellen är olika delområden. Från Wallentinus (1988).

VÄRDE- RINGSKRITERIER	DELOBJEKT			
	A	B	C	D
Raritet	5 /	3 -?	5 /	2 --
Representativitet	5 /	3 -?	4 /	3 --
Funktion, allm. Spridningskorridor	4 - 4 -	3 - 3 --	4 - 5 -	3 -- 5 /
Mångformighet	5 /	3 -	4 /	2 --
Produktivitet	4 /	3 /	4 /	3 /
Värde för:				
Forskning	5 /	5 /	5 /	4 -
Undervisning	3 /	3 -	5 +	3 /
Rekreation/fril.liv	4 +	3?-	5 +	4 +/
Kulturminnesvård	6 /	4 -	5 /	3 -?
Orördhet	5 /	3 +	4 /	2 /
Landskapsbild	5 /	5 /	4 -	2 /?
Utblickar	5 /	5 /	4 /	3 -
Känslighet:				
I byggnadsskedet	5	4	5	5
I bruksskedet	5	3	5	5

SAMMANFATTNING AV REKOMMENDATIONER:

Område 1, Fabriksvägen	Ingen exploatering
Område 2. Slammertorps industriområde	Exploatering om nödvändigt, dock bebyggs ej Lädersättra-området. Stigar och ekbryn sparas.
Område 3. Grävlingberget - Grönvreten	Ev. komplettering av befintlig bebyggelse. Grävlingberget sparas.
Område 4. Snuten	Kan bebyggas. Även tippen bör bebyggas. Passage i N-S sparas.
Område 5. Marhagen	Komplettering av bebyggelse i SSV och NNO.
Område 6. Västra Viksjö, Sandviksskolan	Ingen eller begränsad bebyggelse.
Område 7. Södra fjällen, Nyaland	Kan bebyggas med hänsynstagande till friluftslivet och djurlivet.

Figur 4. Resultat av avvägningen mellan olika utbyggnadsområden utifrån värderingen i tabell 1. Varje område diskuteras utifrån utifrån värderingen och vägs sedan mot varandra. Från Wallentinus (1988).

på områden som inte borde bebyggas pga naturvärden eller betydelse för landskapsbilden, på områden där bebyggelsens höjd borde hållas nere. Men också områden som tidigare ansetts ha höga naturvärden, men där känsligheten var så stor att värdet inte skulle kunna bibehållas. Sådana områden rekommenderades att de skulle undantas från exploatering. Även ett område bestående av försumpad åkermark släpptes, trots höga naturvärden, med tanke på att det skulle kunna uppfattas som "mygghål" eller en plats där traktens barn skulle råda ut för olyckor.

Värderingen som utfördes i projekt Barkarbystaden visas i tabell 2 och figur 5 visar rekommendationskartan.

Tabell 2. Exempel på resultat av värdering enligt Husåmetoden. Värdering av områden i och i omedelbar anslutning till föreslaget exploateringsområde i Barkarby. Från Wallentinus (1988).

Område:1)	A	B	C	D	E	F	G	H	I	K	L	M	N	O
Raritet	4	1	4	2	5	2	3	6	4-	4	2	3	2	3
Represent.	4	4	4	2?	4	3	3	6	2	4	1-	4	4	3
Funktion	2	1	4	2	5	3	4	4	4	4	1	4	2	2
Produkt.	5	3	4	3	4	4	5	4+	5	4	4+	4	2	5
Forskning	6	4	4	3-	6	6	4+	5	4+	4	3	3	6	5
Undervisn.	6	4	4	3	6	6	4	5	4	4	3	3	6	5
Rekr./fril.	4	2	3	4	6	6	3	5	3	4	5	4	6	6
Mänsk.l.påv.	5	4	3	2?	3	3	3	5	5	4	3	2	2	4
Kulturvärd.	6	5	5	3	5	3	5	3-5	4	5	5	5	4	2
Landskap	3	2	4	1	4-	2	3	3	5	4	4	3	5	3
Utblickar	2	5	4	2	4	5	3-5	2	5	4	5	3	6	4
Tålighet:														
Byggande	2	5	3	2	4+	2	5	1	4-5	2	5	2	5	3
Brukande	2	5	3	2	4+	2	5	1	4-5	2	5	2	5	3

- 1) A. Ändmoräner öster om Igelbäcken och norr om Akallavägen
- B. Igelbäckens dalgång
- C. Skogs- och ängsområdet söder om Akallavägen och väster om Igelbäcken.
- D. Ädellövskog med lönn, ask och alm samt ändmoräner sydost Hästa gård.
- E. Barrblandskog mellan Akallavägen och Norrviksvägen väster om Hästa gård.
- F. Ändmoränder mellan Hästa gård och Hästa klack.
- G. Blåbärsgranskog på ostsidan av Hästa klack.
- H. Blandskog med stort lövinslag på toppen av Hästa klack.
- I. Gräsdominerad granskog på västsidan av Hästa klack.
- K. Tallskog på sydsidan av Hästa klack.
- L. Ändmorän med torrbacksflora på sydsidan av Hästa klack.
- M. Blandskog med inslag av ek nordväst om Granholmstippen.
- N. Försumpad åkermark väster om Hästa klack.
- O. Moränbacke vid Norrviksvägen.

5.1.3 Erfarenheter

Wallentinus erfarenheter (som jag tagit del av genom att Wallentinus svarat skriftligt på frågor, se Wallentinus 1989) visar att det finns flera faktorer som försvårar arbetet med MKB.

En av de stora svårigheterna är tidspressen som ofta beror av att MKB beställs i ett mycket sent skede. I flera av projekten har tiden till förfogande varit mycket kort. I fallet Polhem (ett fritidshusområde som skulle förtätas och permanentas) skulle arbetet genomföras på en månad. I fallet Ormbackaleden kom MKB in så sent att allt redan var beslutat när MKB började.

I något fall har också projekten varit hemliga. Inget har då fått läcka ut om vad som var på gång. Allmänhetens deltagande och granskning av MKB blir lidande både vid tidspress och då projekt ska hållas hemliga.

Även om MKB kopplas in tidigt så finns problem. I Barkarbystudien påbörjades MKB samtidigt med att arkitekterna började skissa på förslag. Problemet var här att arkitekterna satt och skissade på nya förslag kontinuerligt och som sedan hela tiden skulle följas upp av de som utförde MKB. Dvs förutsättningarna för MKB förändrades hela tiden.

Grunddata kan vara svårt att få fram när MKB ska utföras. Hydrologiska och geotekniska uppgifter finns mycket sällan. I alla projekten har kartor fått göras över vegetation, hydrologi m m.

Arbetsinsatsen i de olika projekten har varit utspridd på mellan 1 - 5 månader. Den sammanräknade arbetstiden har dock för det mesta rört sig om ca 1 månads arbete. Personalstyrkan i respektive projekt har varierat mellan 2 - 6 personer och kostnaderna för projekten har legat mellan 50 000:- och 160 000:- (kostnaden har dock för de flesta legat mellan 70 - 80 000:-).

Hur själva användningen blivit av de olika MKB-dokumenterna är svårt att avgöra. När konsultbyrån avslutat arbetet så lämnas ju MKB-dokumentet till kommunen och vad som vidare sker med materialet kräver närmare efterfrågningar. Wallentinus (1989) säger dock att inställningen till MKB varit mycket positiv på miljö- och hälsoskyddssidan men mer avvaktande på stadsarkitektkontoren.

I Järfälla kommun har MKB-dokumentet använts som underlag i bl a en arbetskommitté. Upptäckten av t ex den ovanliga fisken grönlungen i projekt Barkarbystaden har fått stor spridning och tas upp i många ärenden som berör Igelbäckens dalgång där fisken upptäcktes.

I Haninge kommun redovisades en MKB för de ledande politikerna. Wallentinus (1989) beskriver det så här:

"Jag föreslog i Albyområdet att vägen skulle flyttas från Jordbro allra närmaste omgivning, lite längre österut. Motiven var att Jordbro annars på tre sidor skulle omges av stora trafikledet och att det område som skulle tas i anspråk för vägen i stället skall kunna utvecklas till ett mycket attraktivt närströvsområde. Dessutom finns i området en vackert meandrande bäck med förekomst av öring (mycket sällsynt på Södertörn), en delvis sällsynt flora, samt en miljö som är allmänt rik på fåglar och andra djur. Kommentaren från en av de närvarande politikerna blev: "Hur kan någon vara så dum, att han tror att vi skall flytta en väg bara för några blommors skull"(!)"

5.2 Exempel på MKB för påverkan på vatten i ett tillrinningsområde

Som underlag för att utforma arbetsmetoden för MKB av projekt utfördes bl a en fallstudie. Fallstudien behandlar miljökonsekvenserna av en planerad träningscamp för hästar i Angarn socken i Vallentuna kommun (Stockholms län).

Syftet med studien var för det första att hitta en form för att tillämpa internationella erfarenheter av MKB-procedurer som kan passa svenska förhållanden. För det andra var syftet att ta fram kunskap om konsekvenserna så att förslag till förebyggande åtgärder kunde ges. Fallstudien är utförd av Berit Balfors och är rapporterad i Balfors (1988). Om inget annat anges så kommer uppgifterna i detta avsnitt från denna rapport.

Studien är alltså inte ett test av den MKB-procedur som föreslås i föreliggande rapport utan utgör ett underlag för att utforma proceduren.

5.2.1 Problemet

Begynnelsen till studien var att det i Angarnområdet fanns planer på att bygga en träningsbana för hästar (byggandet påbörjades samtidigt med att fallstudien började). Dessutom planerades stallar för 200 hästar.

Lokaliseringsplanerna skulle medföra att bana och stallar hamnade inom samma avrinningsområde som Angarnsjöängens naturreservat (en av landets främsta fågelsjöar).

Frågan var hur en större tillförsel av kväve (i form av hästspillning) skulle påverka tillrinningsområdet och naturreservatet.

MKB visade senare att det även fanns andra exploateringsplaner inom tillrinningsområdet som skulle kunna påverka avrinningsområdet - t ex ett fritidsområde med 100 st hultstugor, ett industriområde och Kungshattsleden.

5.2.2 Genomförande

Studien påbörjades 1987 och delrapporterades 1988 (Balfors 1988). Fortsatta studier pågår. Området som studerades var Lundbydikets avrinningsområde (Angarn socken) i Vallentuna kommun (Stockholms län).

Proceduren som användes i studien visas i figur 6. Vid grovanalysen användes matris och händelse-träd för att strukturera miljökonsekvenserna. Vid avgränsningen av problemen hölls bl a ett informationsmöte för boende, markägare m fl (det hölls i Angarn by) och besök gjordes hos de tre största markägarna.

Det praktiska arbetet har bestått av litteraturstudier, fältstudier och modellsimuleringar i dator. Fältstudierna har bestått av vattenprovtagningar i första hand.

Undersökningen av miljöeffekter grundar sig på resultatet från de vattenprover som tagits i Lundbydikets avrinningsområde. Sammanlagt 16 provpunkter placerades ut i avrinningsområdet. Utplaceringen gjordes med hänsyn till markanvändning, bebyggelse och specifika föroreningskällor. I varje provpunkt beräknades tillrinningsområdets areal vad gäller:

- Åker
- Öppen mark
- Skog
- Sjö och sankmark
- Soptipp
- Slamupplag, samt antal hushåll.

En modell för massbalansberäkning av kväve utformades för att jämföra olika delområdets föroreningsgrad. För fosfor gjordes en modellstudie över omsättningen i Lundbydiket. En växtnäringsbalans beräknades för den planerade träningscampen.

Arbetet med konsekvensstudien utfördes hela tiden i nära samarbete med Miljö och hälsoskyddskontoret i Vallentuna kommun och med Länsstyrelsen i Stockholms län. Naturvårdsverket har varit inkopplat när det gäller gödselhantering och då särskilt skogs- och jordbruksenheten på Naturresursavdelningen. Angarngruppen som under en längre period följt Angarnsjöängens utveckling när det gäller fågellivet, har också följt arbetet med konsekvensstudien.

Studien tog sammanlagt 7 månader att genomföra uppdelat på 2

månaders förarbete, 2 månader i fält samt 3 månader sammanställning.

Två informationsmöten hölls också för allmänheten i området. Mötena var väl besökta och intresset var mycket stort för vad de olika exploateringsplanerna skulle föra med sig i området. Mötena hölls i en samlingslokal i Angarn by.



Figur 6. Procedur som användes i fallstudien över miljökonskvenser i Angarnområdet (Lundbydikets avrinningsområde).

5.2.3 Resultat

Miljökonsekvensbeskrivningen redovisar följande:

- framtida utveckling i avrinningsområdet
- tänkbara effekter på den fysiska miljön
- alternativa åtgärder, förebyggande åtgärder

Redovisningen av framtida utveckling berörde följande planer: -

- Träningscamp för 500 hästar
- Fritidsområde med ca 100 s k Hultstugor
- Industriområde
- Ökad bostadsbebyggelse i Angarns socken
- Kungshattsledens framdragning

Redovisning av tänkbara effekter på den fysiska miljön behandlar främst effekter av jordbruk och hästverksamhet.

Resultatet av analyserna visar att av de 10 olika delavrinningsområdena så är det främst 5 som visar på höga halter av kväve och fosfor. Föroreningskällorna varierar i de skilda delområden. Inom ett delavrinningsområde var källan till närsaltläckage ett reningssystem som var ur funktion och mindre effektivt rening från enskilda hushållsavlopp. I ett annat delavrinningsområde var det en soptipp och ett slamupplag som bidrog med förhöjda halter av såväl kväve och fosfor som läckage av metaller. I ett tredje område var det den stora andelen åkerareal som medförde läckage av växtnäringssämnen. Det är även i detta delavrinningsområde som de flesta bostadshusen är belägna, varav de flesta endast har trekammarbrunn vilket medför mindre effektiv rening.

Följande åtgärder föreslogs för att minimera eller/och undvika konsekvenser på miljön:

När det gäller jordbruk:

- Utökad markkartering för bedömning av gödslingsbehov
- Regelbundna analyser av stallgödsel
- Förbättrad spridningsteknik för stallgödsel

När det gäller soptipp:

- Genom dikning förhindra ytvatten från den ovanliggande skogen att rinna ut på tippen
- Rening av lakvatten
- Hindra infiltration av regnvatten genom ett tätt ytskikt

När det gäller bebyggelse:

- Förbättrad rening av avlopp.

5.2.4 Erfarenheter

Vilka erfarenheter har fallstudien givit som kan belysa nyttan, svårigheter m m att genomföra en MKB? Erfarenheterna har jag tagit del av genom frågor som Berit Balfors svarat på skriftligt och genom intervjuer. Erfarenheterna gäller från sommaren 1987 till sommaren 1989.

Sammanfattningsvis kan man säga att MKB kom att spela en betydande roll för olika beslut som rör avrinningsområdet.

Resultaten från studien har använts av Länsstyrelsen i Stockholms län och Miljö- och hälsoskyddskontoret i Vallentuna kommun vid bedömningen av den träningscamp för hästar som skulle byggas. Preliminära beräkningar inom MKB-studien visade att ca 150-200 hästar skulle vara ett lämpligt antal på träningscampen. Länsstyrelsen använde sedan 200 st i sitt beslut över campen.

Genom att en MKB utfördes upptäcktes också vissa missförhållanden som inte uppmärksammats i kommunen. Vattenanalyserna visade att en nedlagd soptipp (avslutad 1974) och ett nedlagt slamupplag (avslutad 1985) läckte vissa tungmetaller. Dessutom upptäcktes ett reningsverk som inte fungerade. Reningsverket är nu åtgärdat, efter upptäckten att det förekom läckage av bl a fosfor i större mängd.

När studien var avslutad så hölls ett särskilt informationsmöte för politikerna i Miljö och hälsoskyddsnämnden. Det blev då ett mycket positivt bemötande även om de olika politiska partierna hade olika åsikter om framtida planer. Två politiska motioner har skrivits om åtgärder för att minska miljöeffekterna. En av motionerna var om avskärande dike på den läckande soptippen, vilket nu också Länsstyrelsen tagit beslut om att det ska genomföras.

När det gäller soptippen har länsstyrelsen beslutat att följande åtgärder ska vidtagas: Avfallet ska avslutas genom täckning av avfallet. Åtgärder för att minska infiltration av ytvatten och därmed bildning av lakvatten skall utföras. Yt och grundvattenkontroll ska utföras före och efter vidtagna förbättringsåtgärder. Förslag till åtgärds- och kontrollprogram ska inges till länsstyrelsen senast den 1 augusti 1989.

Själva MKB-rapporten är ganska omfattande. Det beror på att det saknades en naturinventering över området. Det blev då nödvändigt att ta med många grundläggande delar om geologi, vegetation m m. Om en naturinventering funnits hade man bara behövt referera till den.

En kommunekolog, som känner sin kommun, (eller motsvarande anställd på kommunen) hade kanske kunnat göra studien på kortare tid. En kommunekolog skulle också vara insatt i olika planer,

känna till kunniga personer i kommunen för eventuella frågor etc vilket blir tidsbesparande. Det kontaktnät man bygger upp vid en miljökonsekvensbeskrivning skulle också kommunekologen ha glädje av vid flera framtida projekt vilket bidrar till en ytterligare minskning av tidsåtgången.

Många fler människor än vanligt blev också informerade om "vad som var på gång". Dels genom de informationsmöten som hölls för allmänhet, politiker m fl samt genom att flera tidningar rapporterat om fallstudien.

6. MKB OCH PLANER *)

En del av den kritik som riktas mot projekt-MKB kan avhjälpas genom att i större utsträckning utföra MKB för planer. Kritiken av projekt-MKB (se kapitel 3 för närmare beskrivning) gällde bl a att projekt-MKB inte fångar upp kumulativa effekter av flera projekt och att många faktorer redan är bestämda när MKB kommer in (dvs MKB utförs ofta i ett sent skede).

Argumenten för att utföra MKB av planer gäller bl a att undanröja dessa brister. Följande argument för MKB av planer kan man finna i litteraturen.

- Frihet att sätta upp mål och förutsättningar. De grundläggande förutsättningarna är öppna för diskussion (Lee, N. 1982, Monbailliu 1983). När MKB ska utföras för projekt kan redan t ex lokaliseringen vara beslutad på politisk nivå (Monbailliu 1983).
- MKB för planer kan fånga upp kumulativa och rumsliga aspekter av miljöpåverkan (Monbailliu 1983). Minskar segmentering (Westerlund 1982).
- Projekt-MKB kan göras enklare (Børset och Lerstang 1981). Effektivisering genom att material som är gemensamt för många projekt kan samlas i en övergripande EIA och utgöra bakgrundsmaterial i enskilda projekt-MKB (Westerlund 1981). Antalet projekt-MKB kan minskas om projekten är i samstämmighet med den plan som genomgått MKB (Rodgers 1976).
- Plan- och policy-MKB kan hjälpa till att skapa miljöpolicies (Foster 1983).
- Plan- och policy-MKB kan öka känsligheten för miljöhänsyn hos frågor som inte direkt berör miljön (Foster 1983).
- Tillgång till alternativ. Möjliga alternativ är fler. Valet gäller inte bara teknisk utformning utan även institutionella förhållanden (Lee, N. 1982).
- Planer har lång förberedelsestid och planer är effektiva länge. Dvs det finns mer tid för MKB jämfört med MKB för projekt där tiden kan vara mycket kort (Lee, N. 1982).

Genom att utföra MKB för planer kan man dels komma förbi många av de brister som projekt-MKB har och dels kan nya funktioner fås (se t ex sista punkten i listan ovan).

*) För att få en bakgrund och ett sammanhang till plan-MKB så rekommenderas att kapitlen 3 och 4 läses.

6.1 MKB och översiktsplaner

Många av översiktsplanens syften och funktioner på miljösidan sammanfaller till stor del med de fördelar som man vill uppnå med plan-MKB. Det finns, enligt min uppfattning, redan inbyggt i PBL och NRL en tydlig möjlighet att relativt enkelt införliva plan MKB - både när det gäller syftet med översiktsplanen och när det gäller hanteringen (arbetsåtgången) av översiktsplanen. Några citat (Statens planverk 1988) belyser översiktsplanens syfte och funktion:

"Kommunerna har genom PBL och NRL fått ansvaret för att upprätthålla och förbättra kvalitén i bebyggelse och miljö."

"För att kunna ha ansvaret för miljön behöver kommunen handlingsberedskap för de tillfällen då olika intressen ska vägas mot varandra."

"Kommunen bör lägga övergripande sociala, ekologiska och samhällsekonomiska aspekter som grund för planens utformning och väga dessa mot varandra på ett sätt som främjar en långsiktigt god hushållning."

"Genom NRL ges resurshushållningsfrågorna en stor tyngd. Nya typer av material utöver det som behandlar bebyggelsefrågorna behövs därför som underlag till översiktsplanen för att kunna bedöma vad som från allmän synpunkt är en god hushållning. Det kan gälla förekomst av olika naturtyper och andra ekologiska förhållanden eller olika hushållningsprogram t.ex. vad gäller grusförsörjning, vatten etc. NRL betonar också att underlaget måste belysa de konkurrensförhållanden som råder och de effekter för motstående intressen som på lång sikt kan bli följda av olika prioriteringar."

"Om ekologiska, sociala och samhällsekonomiska värden skall få någon genomslagskraft i samhällsutvecklingen, måste de förtroendevalda i kommunen bevaka dessa intressen i alla delar av planeringen och senare vid olika beslutstillfällen. Det måste öppnas möjligheter för olika parter, som socialtjänsten och miljöorganisationerna, att presentera sina synpunkter på konsekvenserna av olika förändringar i miljön. Deras kunskaper måste ges stor tyngd i avvägningen mot mer kortsiktiga tekniska och ekonomiska beräkningar."

Planverket (op cit) säger också att översiktsplanen bör ha ett tidsperspektiv på 10-20 år.

Jag anser att bl a kraven som framförs i citaten ovan; på god hushållning med naturresurser, på handlingsberedskap, på avvägning mellan olika intressenter, på nytt underlagsmaterial samt kravet på ökat medborgardeltagande, indirekt är ett krav på användningen av miljökonsekvensbeskrivningar. Hur formaliserade

och detaljerade de sedan görs är sedan ett annat ställnings-tagande.

För att få en uppfattning om möjligheterna att komplettera översiktsplanen med uppgifter om miljökonsekvenser så har:

- Dels studerats hur den föreslagna MKB-proceduren kan anpassas till den föreslagna hanteringen av översiktsplanen (enligt Statens planverk 1988) och
- dels har studerats tre olika antagna översiktsplaner - från Sollentuna kommun (Stockholms län), Helsingborgs kommun (Malmöhus län) och Älvsbyns kommun (Norrbottens län). Studien är avsedd som underlag för diskussion om hur miljökonsekvenser idag behandlas i översiktsplanen och vilka förbättringar som MKB skulle kunna åstadkomma.

Intresset för MKB för planer har redan spridit sig till vissa kommuner. I bl a Helsingborgs kommun har man under våren 1989 tagit beslut (enligt brev 1989-08-24) på att utföra MKB för detaljplaner. Erfarenheterna i Sverige av plan-MKB är dock mycket små, liksom internationellt.

Proceduren för plan-MKB presenteras i avsnitt 6.2 och studien av de tre översiktsplanerna i avsnitt 6.3.

6.2 MKB-procedur för översiktplan

Proceduren som föreslogs i kapitel 4 är utgångspunkten för MKB-proceduren för översiktplan. Innehållet i de olika stegen är dock annorlunda och vissa steg utgår och andra kommer till.

Syftet med proceduren är samma som för projekt-MKB, dvs att underlätta för MKB-resultaten att fungera som beslutsunderlag. Se avsnitt 4.2 för närmare beskrivning.

Man kan tänka sig åtminstone två varianter på en MKB-procedur för planer. Den ena varianten består av att själva MKB utförs separat, parallellt med översiktplanarbetet. Dvs MKB utgör inte ett underlag för planskissen utan utgör ett separat dokument som tillsammans med planen sänds på remiss och ställs ut. Den andra varianten är att låta MKB utgöra ett av underlagen för att utforma planskissen. Dvs resultaten från MKB kan då hjälpa till att utforma planskissen så att allvarliga miljökonsekvenser undviks. De konsekvenser som inte kan (eller vill) undvikas får redovisas med annat material i remissomgången.

Den förslagna MKB-proceduren här utgår från den sistnämnda varianten, eftersom den första medför att miljökonsekvenserna kommer in i ett för sent skede.

Figur 7 visar proceduren för plan-MKB. Den är inte komplett om den inte kopplas ihop med de steg som ingår i översiktplanens hantering enligt Planverket (1988). Hur MKB-proceduren och översiktplanens hantering är tänkta att komplettera varandra visas i figur 8.

Den ideala situationen vore naturligtvis om man genom en växelverkan mellan MKB och planskissande skulle komma fram till en plan som kan undvika eller minimera alla negativa miljökonsekvenser. Dvs något separat MKB-dokument skulle inte behövas, för konsekvenserna har undvikits genom utformningen av planen och de direktiv som ges i samband med den.

Förutsättningarna för denna ideala situation finns dock inte bl a på grund av svårigheterna att förutsäga hur utvecklingen verkligen blir och därmed svårigheter att förutsäga vilka miljökonsekvenserna blir. Alla aktiviteter som finns i kommunen kan heller inte styras av kommunen. Till viss del borde dock denna växelverkan eftersträvas för att uppnå syftet med MKB.

Målet med en MKB för planer kan därför inte vara att i exakta siffror och detaljerade kartor ange miljökonsekvensers omfattning m m. Målet är istället att fungera som ett politiskt och strategiskt instrument som ska underlätta de vardagliga besluten. Vilket ju också måste vara målet med översiktsplanen.

Nedan följer en beskrivning av de olika stegens innehåll och deras relation till översiktsplanarbetet. Denna beskrivning tar upp det som är specifikt för plan-MKB. Hänvisningar görs till kapitel 4 när innehållet helt eller delvis sammanfaller. Beskrivningen utgår ifrån översiktsplanens olika skeden i figur 8.

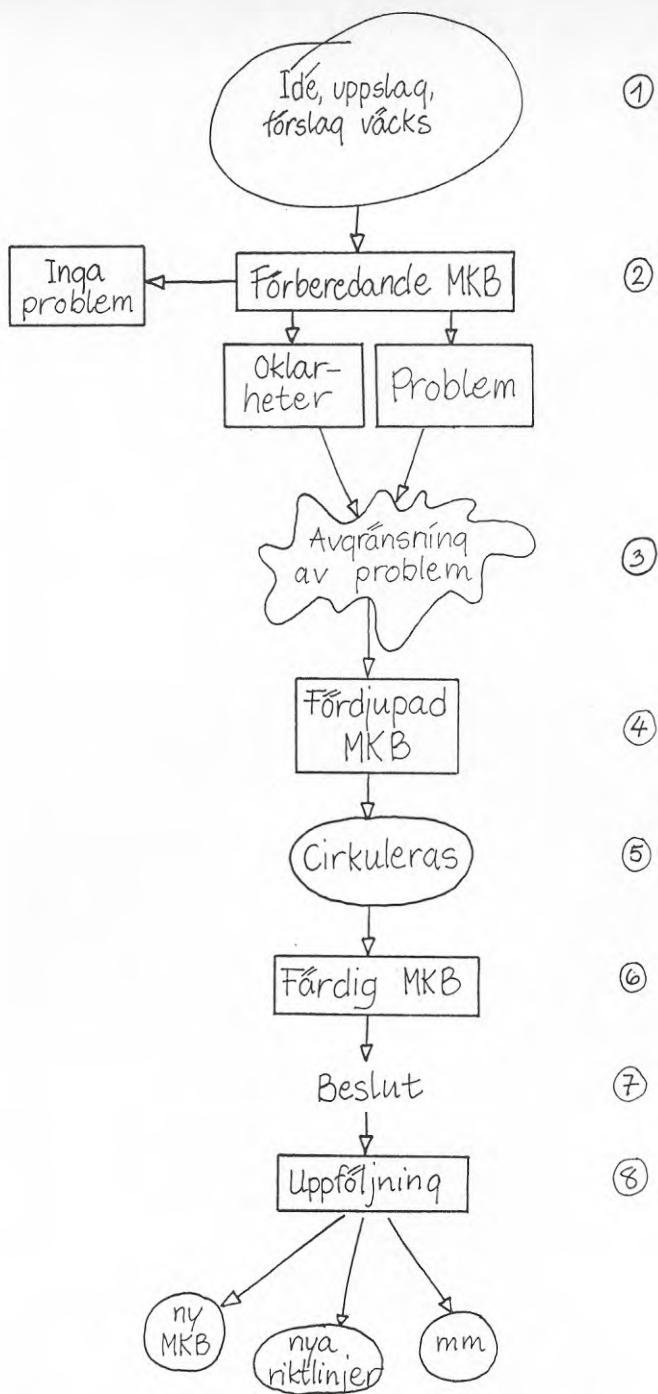
6.1.1 Start, initiering (MKB-steg 1,2 och 3)

Under initieringen av översiktsplanarbetet, som ska leda fram till ett program, så bör stegen 1 t o m 3 i MKB-proceduren klaras av. Syftet med dessa tre steg stämmer väl överens med Planverkets (1988, s 23) beskrivning av syftet med och innehållet i programarbetet. Steg 1 till 3 ska utgöra underlag för den politisk måldiskussion som föregår programskrivandet.

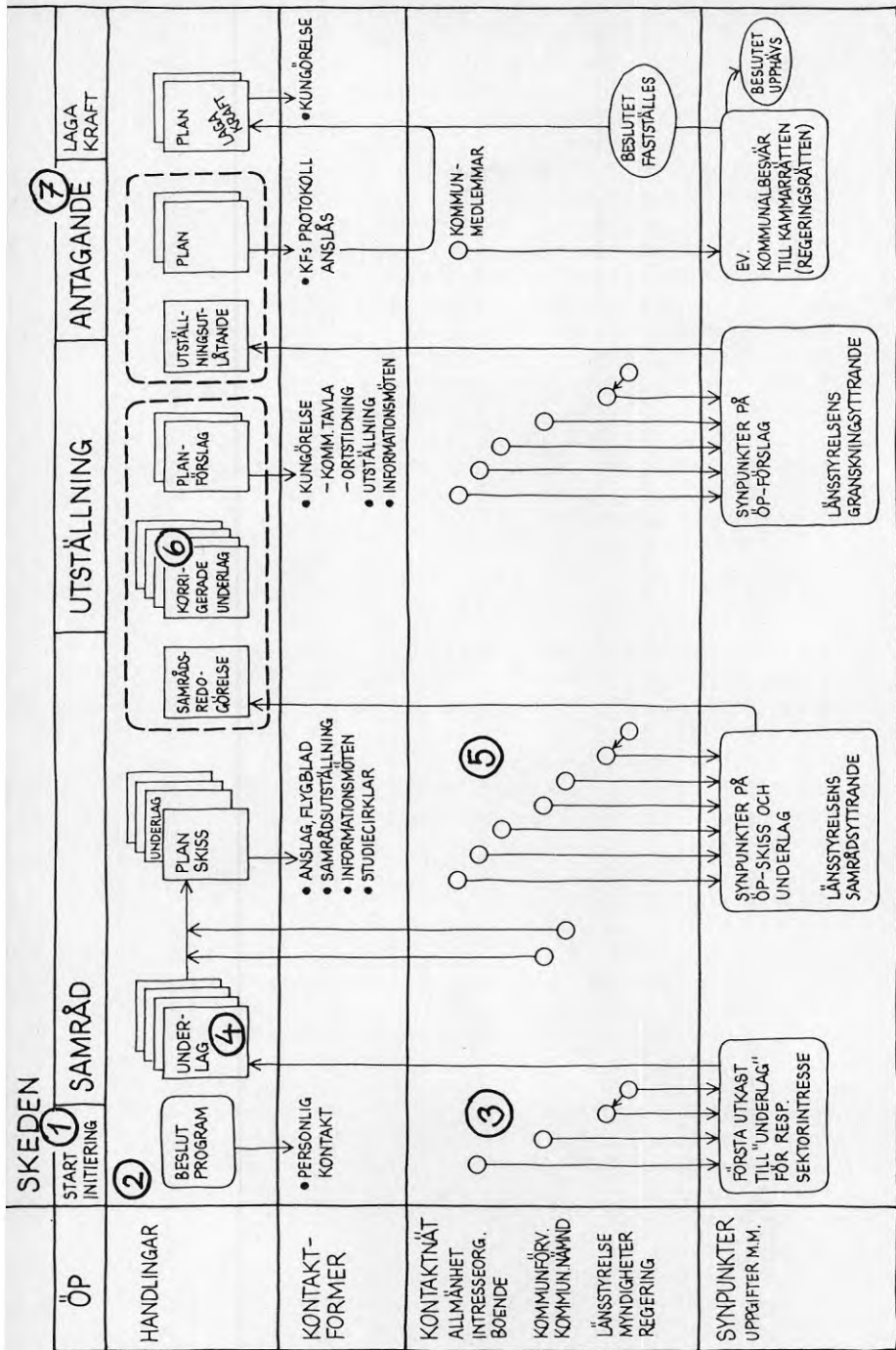
Nedan beskrivs de olika MKB-stegen.

Idé, uppslag, förslag väcks (steg 1)

Här gäller samma sak som för steg 1 i MKB-proceduren för projekt (avsnitt 4.2.1). Dvs att, redan i de mycket tidiga (informella) diskussionerna om planens inriktning, låta även konsekvenser på miljön vara med och styra diskussionen. På samma sätt som t ex ekonomiska konsekvenser är med och styr.



Figur 7. Förslag till MKB-procedur för översiktsplan. Visar endast MKB-momenten. För att bli komplett ska den användas ihop med översiktsplanens olika skeden (se figur 8). Se text för förklaring av stegens innehåll.



Figur 8. Figuren visar översiktsplanens hantering i olika skeden enligt Planverket (1988). De inringade siffrorna visar var de olika MKB-stegen (enligt figur 7) är tänkta att passas in. Se text för förklaring av siffrornas innebörd.

Detta är således ett ställningstagande som måste göras i kommunen - att låta (eller inte låta) miljökonsekvenser vara med och styra diskussionen tillsammans med andra faktorer. Detta är en fråga om värderingar och om vilken inställning som kommunens politiker intar till relationen människa - natur.

Förberedande MKB (steg 2)

Syftet med förberedande MKB är inte för plan-MKB (som för projekt-MKB i avsnitt 4.2.2) välja ut vilka projekt som ska genomgå en MKB. Syftet är istället att ta fram ett underlagsmaterial för diskussion om politiska ställningstaganden om miljön. Dessa ställningstaganden förs sedan in i programmet för översiktsplanearbetet. För plan-MKB kan därför inte de olika "screening"-metoderna användas som beskrivs i avsnitt 4.2.2. I plan-MKB är aktiviteterna inte lika avgränsade som för ett enstaka projekt.

Målet med detta steg är istället att komma fram till för vilka aktiviteter och för vilka geografiska områden som särskilda direktiv måste ges i programmet för översiktsplanen. Genom den förberedande MKB ska man komma fram till:

- Inom dessa områden och för dessa aktiviteter finns inga problem vad gäller miljökonsekvenser och konflikter.
- För dessa områden och för dessa aktiviteter råder oklarheter om miljökonsekvenser, konflikter m m. Riktlinjer om fortsatt utredning (MKB) måste ges i programmet.
- I dessa områden finns stora problem med miljökonsekvenser och konflikter. Riktlinjer om fortsatt utredning måste ges eller restriktioner på områdena eller aktiviteterna måste ställas upp i programmet.

Formuleringarna ovan kan naturligtvis varieras (se avsnitt 4.2.2 för exempel).

Planverket (1988) säger just att nyttan av översiktsplanen beror av att politikerna i kommunen "tar ställning till vilka frågor planen skall behandla särskilt (s 25). Planverket säger vidare:

"Kommunen kan utveckla planen till ett kommunalpolitiskt instrument som kan behandla så skilda frågor som t ex hur kommunen skall behålla en levande landsbygd, företagsetableringar som bygger på utnyttjande av olika naturresurser, miljöfrågor med hänsyn till ekologiska förutsättningar eller behovet av samlade stadsförnyelseåtgärder" (s 25).

Arbetet med att komma fram till de tre punkterna ovan underlättas naturligtvis om kommunen har ett bra underlagsmaterial om miljösituationen. Ett uppdaterat miljöförhållningsprogram och eventuellt ett separat naturvårdsprogram.

Det som behövs är t ex ett material som kan visa ur naturvårds-synpunkt värdefulla områden, tillståndet i mark, vatten och luft (för att se hur påverkade olika områden är) och orsaker till tillståndet (påverkan) om detta avviker från vad som är önskvärt. När det gäller just påverkan är det värdefullt med ett material som visar påverkans förändring i tiden. Detta kan utgöra underlag för en beskrivning av miljökonsekvenserna om påverkan fortsätter som hittills (dvs ett scenario över 0-alternativet) i den berörda kommunen. Materialet från scenariot kan utgöra ett underlag för den politiska diskussionen om vad som är önskvärt eller inte önskvärt på miljösidan.

Den politiska måldiskussionen försvåras naturligtvis om det inte finns något faktamaterial att diskutera över. Det försvårar och fördröjer också det fortsatta arbetet med MKB.

En konfliktanalys är också väsentlig att utföra som underlag för den politiska måldiskussionen i programarbetet med översiktsplanen. Konfliktanalysen ger underlag för diskussion om riktlinjer i avvägningen mellan olika intressen. Planverket (1988) förordar också detta i sin beskrivning över översiktsplanarbetet (s 24).

Vidare i programmet kan ställning tas till arbetsorganisation av arbetet med översiktsplan (Planverket 1988, s 23). Det kan gälla t ex samverkan mellan kommunens olika förvaltningar. När det gäller miljökonsekvenser är detta en mycket viktig punkt. Miljö- och hälsoskyddsnämnden, som oftast är ansvarig för miljöfrågorna i kommunerna, har en tendens att komma in sent i planarbete och projektarbete (Hilding-Rydevik 1987, Wallentinus & Hilding-Rydevik 1985). Riktlinjer för hur de ska komma in tidigt kan ges i programmet.

Avgränsning av problemområde (steg 3)

För att kunna fortsätta arbetet med MKB måste de översiktliga direktiven och riktlinjerna i programmet diskuteras närmare. Problem och oklarheter kring miljökonsekvenser måste diskuteras med en bredare krets. I figur 8 över översiktsplanens olika skeden visas vilket kontaktnät som Boverket (Planverket 1988) tänker sig - allmänhet, intresseorganisationer, myndigheter, olika kommunförvaltningar m fl.

Syftet med detta steg är detsamma som för projekt-MKB. Dvs att koncentrera, leda in, MKB-arbetet på det som är verkligt viktiga och relevanta frågor i just den egna kommunen. För att undvika onödigt arbete och alltför omfattande utredningar.

6.2.2 Samråd (MKB-steg 4 och 5)

Under det skede som kallas samråd i figur 8 passas steg 4 och 5, från MKB-proceduren (figur 7) in. Dvs under samrådsskedet så

arbetas en fördjupad MKB fram (steg 4) och cirkuleras (ställs ut) sedan (steg 5).

Fördjupad MKB

Precis som det övriga underlaget arbetas fram till översiktsplanen så arbetas också en fördjupad MKB fram. En fördjupad MKB ska för det första behandla det som kommit fram genom en förberedande MKB (steg 2) och från avgränsningen av problem (steg 3). För det andra ska MKB behandla andra förändringar som följer av planskissen (t ex förändrad markanvändning). För det tredje ska den behandla förändringar i storleken och intensiteten av olika verksamheter och aktiviteter (t ex ökning av biltrafiken, ökade utsläpp från industrier)

För övrigt gäller det som sägs om projekt-MKB i avsnitt 4.2.5 förutom två punkter. Den ena punkten gäller uppföljning och den andra gäller systematiserings- och värderingsmetoder.

För projekt bör ett uppföljnings- och kontrollprogram föreslås i en fördjupad MKB. Detta kan göras även för plan-MKB. Dvs ett förslag kan utformas till uppföljning av sådant som är möjligt och meningsfullt att mäta för att följa upp miljöeffekterna med planen. Men uppföljning i plan-MKB kan också betyda att ge rekommendationer för när projekt-MKB ska utföras. Dvs i en förberedande plan-MKB kan man föreslå att vissa verksamheter, som föreslås i planen och som t ex har oklara effekter, ska genomgå en projekt-MKB innan de genomförs.

Hur utförs då själva konsekvensbeskrivningen av en översiktsplan. Här finns många frågetecken och mycket liten erfarenhet, även internationellt. I bilaga 1, avsnitt B1.8, så beskrivs och diskuteras olika metoder för plan-MKB. Mycket finns dock kvar att utveckla och förbättra.

Cirkuleras, granskas (steg 5)

Tillsammans med övrigt underlag till översiktsplanen och tillsammans med planskissen så lämnas den fördjupade MKB:n ut för synpunkter till det kontaktnät som finns i figur 8. Det är väsentligt att MKB-resultaten granskas av så många intressenter som möjligt. Westerlund (1981) säger om granskningen:

"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."

6.2.3 Utställning m m (MKB-steg 6,7 och 8)

När den fördjupade MKB:n cirkulerats så arbetas synpunkterna från samrådet in till en färdig MKB (steg 6). Precis som för övrigt underlagsmaterial. MKB-resultaten bör ställas ut tillsammans med planer, för att en större allmänhet ska kunna bedöma och ta ställning till miljökonsekvenserna.

Något "beslut" om stopp eller inte stopp tas inte för en plan, på samma sätt som för ett projekt. Men en färdig MKB och utställningen kan leda till att det blir vissa förändringar i den slutgiltiga planen. Det är detta som kallats för "beslut" (steg 7) i figur 8.

Uppföljningen (steg 8) av en plan kan dels bestå av något slags mätprogram för att följa upp t ex oklara eller förväntade miljöeffekter. Men den består dessutom av att de projekt-MKB utförs som föreslogs i den fördjupade MKB:n. Uppföljningen i sin tur kan då leda vidare till nya MKB, andra rekommendationer m m.

6.3 Tre översiktsplaner

De tre översiktsplanerna som granskats kommer från kommunerna Sollentuna, Helsingborg och Älvsbyn. Översiktsplanerna valdes från just dessa kommuner pga att vid den tidpunkten då valet skulle ske så fanns bara dessa tre planer som var antagna.

Kommunerna är mycket olika på flera punkter. Detta påverkar delvis vilka frågor som får stor tyngd i översiktsplanerna. Här följer några korta fakta om respektive kommun.

	Älvsbyn	Helsingborg	Sollentuna
Län:	Norrbottnen	Malmöhus	Stockholm
Yta (km ²):	1712	346	54
Folkmängd:	9414 A)	107 000 B)	8 212 C)
Tätortsboende (%) D):	72	95	99
Markslag (% av tot areal) D):			E)
Åkermark:	2	72	
Betesmark:	1	2	
Skogsmark:	80	5	
Övr. mark:	17	21	

A) 1986/87

B) 1987

C) 1986

D) 1981

E) Statistiska uppgifter finns ej pga sekretesskäl.

Sollentuna kommun är, som flera kommuner i Stockholms närhet, en till ytan liten kommun. De areella näringarna upptar endast 3.5 procent av kommunens totala yta. Ca 50% av ytan var 1986 ianspråkstagen för bebyggelse, vägar, etc och 13% av ytan utgörs av vattenområden. I norra delen av kommunen finns ett relativt stort naturreservat. Pendlingen in till Stockholm är stor men så är även inpendlingen. 2/3 av arbetande befolkningen arbetar utanför kommunen. Antalet arbetsplatser antas öka med 300 per år den närmaste tioårsperioden. Av arbetsplatserna finns 30% inom offentlig förvaltning, 24% inom varuhandel, 22% inom industri och ca 1% inom jord- och skogsbruk.

Älvsbyns kommun är en av de ytmässigt mindre kommunerna i Norrbottens län. Öster om Älvsbyns kommun ligger kustkommunen Luleå. Älvsbyns yta domineras av jord- och skogsbruk. Rennäring förekommer i fem samebyar. Piteälven rinner genom kommunen och så gott som samtliga vattensystem avvattnas i Piteälven. Totala antalet sysselsatta boende inom kommunen ökade med ca 1000 under 1970-talet. Under 1980-talet har en viss stagnation inträffat och industrinedläggningar skett. Befolkninstalet är också stagnerande från 1980. Sysselsättningen domineras av tjänstesektorn (39%) följt av tillverkningsindustri (15%), varuhandel, restaurang och hotellverksamhet (12%), jord- och skogsbruk (11%) och byggnadsverksamhet (10%).

Helsingborgs kommun ligger på västkusten i Malmöhus län. Kommunen har relativt många invånare (nr 10 i Sverige). Trots att en stor del av kommunens yta upptas av jordbruksmark är det endast ca 2% som arbetar inom jord- och skogsbruk. Den dominerande andelen arbetsplatser finns inom tjänstesektorn (42%). Industri utgör 22%, handel 16%, samfärdseil 11% och byggsidan 6%. Kommunen har stor efterfrågan på mark från olika företag och kommunen har svårt att tillgodose arbetsmarknaden med arbetskraft. Pendlingen in till kommunen är större än pendlingen till arbetsmarknaden utanför kommunen (13 100 in och 7050 ut). Sifferuppgifterna gäller 1987.

6.3.1 Översiktsplan - Sollentuna kommun

Översiktsplanen i Sollentuna kommun antogs 18 april 1988. Fyra år tog det innan planen antogs från det att kommunstyrelsen formellt beslutat om planens genomförande (mars 1988).

Innehållet i planen diskuterades i första hand av tre personer representerande planeringskontoret respektive stadsbyggnadskontoret (intervju 1987-08-26). Detta diskuterades sedan med generalplanergruppen. Planen kom att handla om utbyggnadsmöjligheter. Bebyggelsestrycket är mycket stort i Sollentuna kommun bl a beroende på dess närhet till Stockholm och det strategiska läget mellan Arlanda och Stockholm.

Miljö- och hälsoskyddskontoret har deltagit i planarbetet genom att skriva miljöavsnitt i den plan som gick på remiss (Sjöberg 1986). Planen gick ut på remiss i maj 1986. Samtidigt genomfördes en samrådsutställning på 5 platser i kommunen och 4 informationsmöten på 4 olika platser hölls (intervju 1987-08-26).

Remissen blev den politiska behandlingen av planen (intervju 1987-08-26).

Remissomgångens synpunkter redovisades i samrådsredogörelsen och arbetades sedan delvis in i den slutliga planen.

Syftet med översiktsplaneringen uttalas inte klart, men man säger följande (Sollentuna kommun, 1988, del 1):

"En översiktsplan, i Sollentuna har vi kallat den kommunplan, är en översiktlig redovisning av hur mark och vatten i kommunen kan användas för olika ändamål. Översiktplanen tar upp allmänna intressen och väger dessa mot varandra, t ex det allmänna intresset att bygga bostäder och kommunikationsleder mot det allmänna intresset att bevara mark obebyggd eller statliga intressen mot kommunal som ju inte alltid är överensstämmande."

Man säger vidare att planen "utgör ett samlat beslutsunderlag att användas när beslut skall fattas om hur vår obebyggda mark skall utnyttjas (Sollentuna kommun op cit). Det sägs också att "Kommunplanen redovisarkonsekvenser".

Faktarutan visar vilka dokument som de olika omgångarna resulterat i.

Översiktsplanens dokument

Remissomgången bestod av:

- Del 1 Förutsättningar
- " 2 Utbyggnadsmöjligheter
- " 3-5 Områdesvisa beskrivningar av service m.m., intressanta områden för friluftsliv m.m. och utbyggnadsmöjligheter.

Remissomgången resulterade bl a i dokumenten:

- Del 6 Samrådsredogörelse
- " 8 Utvecklingsalternativ

Den färdiga planen består av:

- Del 1 Utvecklingsmöjligheter
 - " 2 Mål för planläggning och byggande inom bebyggda områden
- Bilaga Länsstyrelsens yttrande
Karta Visar bl.a. var utvecklingsmöjligheter finns och var mark ska bevaras och reserveras för vägar m.m.

6.3.1.1 Hur behandlas miljökonsekvenser

Begreppet "miljökonsekvenser" har använts på en plats i översiktsplanen. Under rubriken Miljöförstöringar säger man att miljö och hälsoskyddsnämnden ska utarbeta en miljövårdsplan. Planen ska "bl a föreslå åtgärder mot de miljökonsekvenser som en utbyggnad enligt kommunplanen kan föra med sig" (Sollentuna kommun 1988, del 1, s 22). (I den fortsatta texten i detta avsnitt kommer jag att referera enbart till de olika delarna i kommunplanen.)

För övrigt behandlas miljökonsekvenser indirekt, genom t ex att lägga restriktioner på bebyggelse och annan exploatering. Under rubriken Miljöstörningar (del 1, s 22) sägs följande:

- "Trafikens buller medför att bebyggelsen måste skyddas."
..."Prövning av vilka åtgärder som skall vidtagas sker när detaljplan upprättas."
- Angående luftföroreningar från bilar sägs att bostäder m m måste placeras med tillräckligt skyddsavstånd till vägar, utsläpp av svavel från olja- och koleldning måste minska och miljövänliga transporter ska gynnas.
- Vid nybyggnad av hus ska radoninsläpp minimeras. Rullstensåsen i kommunen sägs också vara ett högriskområde för radon.
- Badplatser ska placeras med hänsyn till närheten av dagvattenutsläpp.

Avseende faktorerna ovan har man alltså gjort någon slags bedömning av miljökonsekvenserna och sedan föreslagit förebyggande åtgärder eller åtgärder som minskar konsekvenserna. Sollentuna kommun anser att just emissioner (i form av buller och luftföroreningar) är ett av de stora problemen i kommunen. Hur stort problemet är med radon framgår inte av planen. Förorenat dagvatten konstaterar man att det innehåller ..."stora mängder föroreningar"... och att ..."detta medför en allmän miljöpåverkan".

Förebyggande åtgärder för att minimera konsekvenser på rekreation och friluftsliv föreslås också. Det sker t ex genom att vissa viktiga naturområden bevaras från exploatering med hjälp av bl a naturvårdslagen. På en karta (del 1, s 33) visas områden som man anser är viktiga att bevara. Ett av områdena (Järvafältet) har skyddats genom att det tidigare avsatts som naturreservat.

Man vill också minimera konsekvenserna för friluftslivet genom att vid nyexploatering ta hänsyn till viktiga stråk ut till naturområdena.

För vatten har man i planen ett särskilt avsnitt. Man värnar

särskilt om rekreativsmöjligheterna längs stränderna. "Alla områden utmed sjöar och vikar skall visas största hänsyn" (del 1, s 36). Men för att få en helhetsbild av vattendrag och sjöar och deras "bärförmåga" (hur de klarar av påfrestningar) så bedrivs arbete med vattenvårdsplan.

Även för vatten behandlas miljökonsekvenser genom att riktlinjer och restriktioner utformats för olika vikar, sjöar och strandpartier. Så här har t ex Edsviken behandlats (del 1, s 36):

"Edsviken. Imponerande landskapsbild med förkastningsbranter och omväxlande morän- och lerstränder. Stränderna är till viss del spärrade genom bebyggelse. Framtida exploateringsföretag måste ske med stort hänsynstagande till landskapsbild och tillgänglighet. Vattenkvaliteten får inte försämrats genom dagvattenutsläpp. Eventuell bebyggelse på Falkberget måste underordnas landskapet."

Genom t ex kunskap om miljökonsekvenser som tidigare uppstått av exploatering (t ex förändrad landskapsbild, försämrad tillgänglighet) så har man lagt restriktioner på ny exploatering. Förebyggande åtgärder har vidtagits för att undvika miljökonsekvenser som enligt lag inte får överstiga vissa värden (t.ex. bullernivåer, bakteriehalt i badvatten). Hänsyn har alltså tagits i planen både till miljökonsekvenser som kommunen är "tvingad" till och sådana hänsyn som är "frivilliga".

Arbetet med planen har visat på ett ökat behov av mer kunskap på miljösidan. Inte mindre än fyra olika planer på miljösidan skapas fram enligt kommunplanen - naturvårdsplan, miljövårdsplan, grönplan och vattenvårdsplan (den sistnämnda var påbörjad när planen antogs). Kraven på ökad kunskap på miljösidan har i stor utsträckning kommit fram genom remissbehandlingen av planen. I samrådsredogörelsen (Sollentuna kommun 1987) redovisas 175 citat plockade från remissvaren. Av dessa citat behandlade 65 st (37 %) miljöfrågor (miljökonsekvenser, rekreation, naturvård m m) (huruvida mängden citat med miljöanknytning beror av hur kommunen sammanställt svaren eller av miljöintresset i remissvaren kan jag inte uttala mig om).

Det har inte funnits någon samlad redovisning av kommunens miljösituation sedan 1982. Då redovisades miljöskyddssidan (buller, luft- och vattenvård, avfall m m) (Sollentuna kommun 1982).

6.3.2 Översiktsplan - Helsingborgs kommun

Syftet med översiktsplanen för Helsingborgs kommun formuleras på följande vis (Helsingborgs kommun 1988):

"I översiktsplanen anges den planerade bebyggelseutvecklingen samt användningen av mark och vattenområden på längre sikt, dvs cirka 25 år framåt i tiden. Planen syftar till att samordna de övergripande allmänna intressen och mål som kan påverka vår fysiska miljö, exempelvis:

- bostadsförsörjning och industrins utveckling;
- trafik- och kommunikationsfrågor;
- jordbrukets, fiskets m fl näringars intressen;
- bevarandebestånden (såväl kulturella som naturmässiga);
- behov av rekreationsområden;
- miljö- och riskfrågor;
- sociala och utbildningspolitiska mål."

Man säger att bevarandefrågor har fått en ökad tyngd i planeringen och att de fått en relativt ingående behandling i översiktsplanen (Helsingborgs kommun op cit) (om inget annat sägs bygger den fortsatta texten i detta avsnitt på Helsingborgs kommun 1988).

Planförslaget har arbetats fram av översiktsplanesektionen på kommunen. Sektionen består av en generalplanearkitekt, planarkitekt, karttekniker och kommunekolog.

Översiktsplanens dokument

Remissomgången:

- Översiktsplan för Helsingborgs kommun - remissförslag

Resultat av remissomgången:

- Samrådsredogörelse

Färdig plan:

- Översiktsplan för Helsingborgs kommun.

6.3.2.1 Hur behandlas miljökonsekvenser

Även Helsingborgs översiktsplan nämns "miljökonsekvensbeskrivningar" på en plats i texten:

"Kring större biltrafikleder, hamnanläggningar och järnvägar samt större industrier koncentreras miljöstörningar och olycksrisker. Miljö- och hälsoskyddsmyndighets medverkan erfordras vid bl.a. tågbullerkartering (påbörjad) och miljökonsekvensbeskrivningar" (s 37).

De miljökonsekvensbeskrivningar som det talas om i texten syftar till ett beslut som är taget i KF. Där har fastslagits att miljökonsekvensbeskrivningar ska utföras för alla detaljplaner. Förslag till vad MKB ska innehålla finns också framtaget (ref.).

I översiktsplanen för övrigt diskuteras inte miljökonsekvenser direkt i någon större omfattning utan indirekt på flera olika sätt liksom i Sollentunas kommunplan. Det sägs heller inte i planen att ambitionen varit att redovisa konsekvenser av olika slag.

Planen behandlar exploatering (bostäder, industrier, vägar m m) och bevarande (rekreation, naturvård m m). Rekommendationer för exploateringen talas det inte mycket om. Men bakom lokalisering och avgränsning av exploateringsförslagen ligger en hel del diskussioner och överväganden om miljöfrågor (enl. telefonsamtal 1989-08-24).

När det gäller "grön- och rekreationsområden" konstaterar man att behovet att bevara och utvidga rekreationsområden är stort. Dvs man försöker undvika negativa miljökonsekvenser i form av minskad areal rekreationsområden genom att bevara mark från exploatering. Det sker i planen genom NRL-kraven att ta hänsyn till riksintressen (NRL 2 kap. 6 §), lokala och regionala naturvårdsintressen och stora områden obetydligt påverkade av exploateringsingrepp (NRL 2 kap. 2 §). I planen beskrivs också ekologiskt särskilt känsliga områden (NRL 2 kap. 3 §). Om exploatering inom dessa ekologiskt känsliga områden säger man (s 12):

"Avgränsningarna är symboliska och den ekologiska känsligheten beror av många faktorer, inte minst karaktären av ett eventuellt exploateringsingrepp. De på kartan markerade områdena innebär inga generella hinder mot ingrepp, utan innebär att det skall utredas vilka lokala ekologiska förutsättningar som gäller enligt principen, "planering är ständig förhandling". Avvägningar får göras vid varje enskilt exploateringsärende."

Dvs det finns ett underlag att gå till som beskriver var särskilda hänsyn måste tas vid exploatering. Underlaget kan användas t ex för de miljökonsekvensbeskrivningar som krävdes vid detaljplan.

Till sist i översiktsplanen finns ett åtgärdsprogram (s 36) som beskriver vilka åtgärder (fördjupning, särskilda utredningar m m) som behövs för att säkerställa planens intentioner inom olika områden. Där sägs bl a att en naturvårdsplan ska tas fram, samt en trafikplan (för att utreda problem med trafikbuller, föroreningar m m).

Bristerna med planen nämns också under rubriken åtgärdsprogram. Man säger t ex att vattenanvändning och sociala aspekter inte behandlats i planen. Men att översiktsplanen fortlöpande kommer att kompletteras, fördjupas och omprövas när nytt underlagsmaterial finns, planeringsförutsättningarna förändras och när förbisedda aspekter kommer fram (s 37).

6.3.3 Översiktsplan - Älvsbyns kommun

Ett program för översiktsplanen fanns i början av 1985 (Älvsbyns kommun 1988) (om inget annat anges så bygger den fortsatta texten i detta avsnitt på denna referens). I november 1987 var remissupplagan klar och i juni 1988 antogs planen av kommunfullmäktige. Arbetsgruppen har bestått av planerings- och näringslivssekretären, tekniska chefen och 1:e byggnadsinspektören. Konsult har också medverkat. En ledningsgrupp har ansvarat för projektets planering m m och en referensgrupp (nämndsordföranden m fl) har funnits för att "tillföra projektet sakkunskap och bredda intresseinflytandet" (s 8).

Planen har ställts ut under 2 månader.

Samtidigt med att remissupplagan av översiktsplanen blev färdig påbörjades också ett kommundäckande miljöskyddsprogram av miljö- och hälsoskyddsnämnden. I planen sägs om arbetet med miljöskyddsplanen (s 7): "Resultatet från arbetet som berör markanvändning och bebyggelseutveckling inarbetas i kommande revideringar av översiktsplanen." Dvs mer ingående studier av miljöfrågorna finns inte som underlag för denna översiktsplan.

Översiktsplanens dokument

Färdig plan:

Del 1 Översiktsplan för Älvsbyns kommun

" 2-5 Fördjupning av översiktsplanen för olika delområden

" 6 Samrådsredogörelse

Karta Visar bl a riksintressen, utmål och inmutningar, och framtida gasledning

Målen med planen finns inte klart uttryckta. Det sägs bl a att det 1982 av ledningsgruppen påtalades ett behov av "ställningstagande till byggande utanför detaljplanelagda områden" (s 1). Inför PBL ville man också "kunna antaga ett översiktligt plan-dokument som i stora drag var upprättat i den nya lagens anda" (s 1).

6.3.3.1 Hur behandlas miljökonsekvenser

Sammanfattningsvis kan man säga att miljöfrågor över huvud taget inte behandlas i särskilt stor omfattning jämfört med Sollentuna och Helsingborgs kommuners översiktsplaner. Det förs heller inte någon diskussion om miljökonsekvenser.

NRL:s allmänna intressen (enligt NRL kap. 2) behandlas översikt-

ligt eller med hänvisning till att ytterligare utredning behövs eller pågår. Riksintressen för naturvård, kulturvård och friluftsliv (NRL kap. 2, 6 §) har kunnat behandlas relativt utförligt pga bra underlagsmaterial från länsstyrelsen.

I bebyggelseområden har vatten- och avloppsfrågor behandlats. Vissa rekommendationer finns också om t ex att "bebyggelse på bestående jordbruksmark bör undvikas" (s 59) och att rennärings ska kunna bedrivas i fortsättningen.

Intrycket av planen är en traditionell kommunöversikt. Man säger också följaktligen i planen: "översiktsplanen för Älvsbyns kommun utgör en översyn och revidering av gälland kommunöversikt. Plan- och Bygglagen förutsätter dock en annan uppläggning av översiktsplanen. Förutom kommunöversiktens mer bebyggelsereglerande innehåll finns en redovisning av markens användning." (s 9).

På flera ställen (t ex s 6, 7, 10) i planen hänvisas till det miljöskyddsprogram som togs fram parallellt med översiktsplanen. Jag ska inte här gå in på miljöskyddsprogrammet utan bara konstatera att det åtminstone för fortsatt översiktsplanering finns ett mycket genomarbetat och fylligt underlagsmaterial på miljösidan.

6.3.4 Vad skulle en MKB tillföra översiktsplanerna?

Svaret på vad en MKB skulle ha tillfört de olika kommunernas översiktsplaner innehåller åtminstone två delar. För det första handlar det om vad MKB-proceduren hade tillfört i hur miljökonsekvenser hade behandlats i själva arbetet med planprogram och planen. För det andra handlar det om vilka andra fakta och faktasammansättningar som skulle legat till grund för planen om MKB hade använts.

Syftet var här inte att studera hur översiktsplanerna tagits fram utan att studera hur miljökonsekvenser behandlas i den färdiga planen. För att kunna dra slutsatser om hur en MKB-procedur kan förbättra översiktsplanearbetet hade dock en sådan mer ingående studie behövts. Till viss del kan dock, av det hittills sagda om planerna, vissa slutsatser dras om arbetsgången.

Sammanfattningsvis kan sägas om översiktsplanernas hantering av miljökonsekvenser:

- Miljökonsekvenser behandlas till viss del i två av planerna, dock inte systematiskt.
- Miljöfrågorna har fått komma in som sektorsintressen i planeringsprocessen och i de senare skedena av planen. Detta gäller två av planerna.

Det som behövs är således en systematisk hantering och utredning av miljökonsekvenser och att MKB används som underlag redan i programarbetet för planen. Programarbetet anser jag vara mycket väsentligt för just MKB av översiktsplaner.

Hur denna systematiska och tidiga hantering kan gå till har redan behandlats i avsnitt 6.2 (MKB-procedur för översiktsplan). Där samt i avsnitt 4.2 ges även förslag på lämpliga faktasammanställningar.

Vilka nya fakta en MKB skulle tillföra beror naturligtvis av de förutsättningar och miljöproblem som finns i respektive kommun. Den kunskap som skyntar fram om de olika kommunernas miljöproblem i respektive översiktsplan har inte alltid tagits till vara i översiktsplanarbetet. Troligen pga att den kommit in i ett sent skede dvs vid samrådet. Ett exempel på det är synpunkterna i Sollentuna kommuns samrådsredogörelse. Några av de synpunkter på miljösidan som framfördes har tagits upp i den slutgiltiga planen. Följande är några av de synpunkter som framfördes i samrådsredogörelsen på översiktsplanen i Sollentuna kommun:

- vad planeras i våra grannkommuner (s 3)?
- mål saknas i kommunplanen angående bl a närmiljön (s 3)
- alternativa uppvärmningssätt bör undersökas (s 11)
- belastningen på miljö borde kvantifieras (s 11)
- konsekvenserna av den ökade trafikbelastningen borde belysas (s 20, 21)

Man kan tillägga följande frågetecken på miljösidan:

- Vilka blir konsekvenserna på de redan överbelastade vattenområdena av den fortsatta utbyggnaden och ökande trafiken,
- hur påverkas naturreservatet (flora, fauna, försurning, etc) av de troligen ökande luftföroreningarna,
- hur påverkas grannkommunernas miljö av de planerade exploateringarna?

Sedan kommunplanen antogs har aktiviteterna på miljösidan ökat och flera av de miljöutredningar som översiktsplanen tog upp har genomförts. Konsekvensbeskrivningar har även börjat användas.

Ju mer fakta som finns om kommunens miljö desto enklare blir det att avgöra vilka frågor som är väsentliga att ta upp i översiktsplanen och MKB:n. Om MKB ska bli ett användbart instrument så bör kommunerna successivt bygga upp kunnandet om sin miljö.

7. AVSLUTANDE DISKUSSION

Syftet med projektet, som redovisats i denna rapport, var att ta fram ett förslag till hur man på kommunal nivå kan arbeta med MKB. Utgångspunkten var att MKB kan vara ett användbart sätt att förbättra hanteringen av miljöfrågor i kommunerna.

I föreliggande rapport läggs ett sådant förslag fram, dvs syftet med projektet har uppnåtts. Hur användbart är då förslaget för att förbättra hanteringen av miljöfrågor i kommunerna. Det är en av de slutsatser som ska dras av diskussionen här.

Diskussionen tar upp följande punkter:

- Varför använda MKB, syftet med MKB, kan syftet uppnås på annat sätt
- Proceduren - MKB tidigt, problemavgränsning, allsidighet
- Problemområden - särbehandla MKB, förutsägelser och värdering av konsekvenser

7.1 Varför använda MKB?

Miljökonsekvensbeskrivningar förs nu fram i Sverige bl a i statliga utredningar (regeringens proposition 1987/88:85, s 261, 276) och genom bl a Boverkets och Naturvårdsverkets anvisningar för planering av olika naturresurser och olika verksamheter (Naturvårdsverket 1986 (s 26), 1987 (s 25), 1989 (s 60), Boverket & Naturvårdsverket 1989 (s 26, 48)).

Syftet med användningen av MKB utvecklas inte i någon större omfattning i dessa skrifter. Man kan inte hitta något entydigt syfte med MKB, inte ens internationellt. Vissa anser det är en aktivitet som beskriver för- och nackdelar av en föreslagen verksamhet (Hilding-Rydevik 1987). Andra anser att målet med MKB är att skydda miljön från skador som olika beslut kan leda till (Hollick 1986). Ytterligare ett syfte är att MKB ska fungera som beslutsunderlag (SOU 1983:56, Westerlund 1981, Boverket & Naturvårdsverket 1989, Naturvårdsverket 1989) och som planeringsunderlag (Ahmad 1985, ESCAP 1987).

Ett praktiskt användbart och rimligt syfte är att MKB ska användas som beslutsunderlag. Vilka beslut som sedan tas på grundval av underlaget är en politisk fråga. Ett bra underlag på miljösidan ger bättre möjlighet att ta beslut som skyddar människor och miljö från skador. Hur väl den möjligheten tas till vara är sedan också en politisk fråga.

Jag anser därför att man inte kan ställa frågan om besluten blir

bättre från miljösynpunkt, med MKB. MKB:s syfte är att förbättra beslutsunderlaget och förbättra möjligheten att ta hänsyn till underlaget. Vilka besluten blir är, som sagt, en politisk fråga, en värderingsfråga och en prioriteringsfråga. Miller (1989, s 10) har dock ställt frågan (om besluten blir bättre med MKB) i sin sammanfattande genomgång av MKB i USA och funnit att de flesta bedömare verkar anse att "MKB faktiskt bidrar till miljöförbättringar".

Syftet med MKB, såsom det framförs i föreliggande rapport, är således inte enbart att förbättra underlaget utan också att förbättra möjligheterna att ta hänsyn till underlaget. Underlaget kan förbättras genom att nya fakta och analyser om miljökonsekvenser tas fram. Möjligheterna att ta hänsyn till dessa fakta och analyser kan förbättras genom en MKB-procedur. Proceduren visar på olika steg som ska genomgå. Proceduren är utformad efter de internationella erfarenheter som finns av faktorer som brukar medföra att nyttan av MKB blir så stor som möjligt.

Orsakerna till att MKB behövs i kommunerna är således, för det första, att tidigare material - bostadsplaner, trafikprogram, energiplaner etc - behövs kompletteras med en analys av eventuella miljökonsekvenser. För det andra är orsaken att det sedan tidigare finns brister i kommunernas sätt att hantera miljöfrågor. För att inte miljökonsekvenser ska behandlas på samma sätt så föreslås en MKB-procedur för att undanröja dessa brister.

Behovet av att i kommunerna förbättra hanteringen av miljöfrågorna har dokumenterats i Wenster (1982), Hilding-Rydevik (1986) och i Wallentinus & Hilding-Rydevik (1985).

Det är naturligtvis många faktorer som bestämmer hur miljöfrågorna hanteras i en kommun. Framför allt den politiska viljan att föra fram miljöfrågorna på olika sätt. Stora förbättringar i möjligheterna att ta hänsyn till miljöfrågor kan fås genom ändrad organisation av ärendehandläggning (så att miljöfrågorna kommer in tidigt i planering m m) och genom utökad kompetens på miljösidan (t ex kommunekolog). Men man kommer ändå inte ifrån att nuvarande underlag på miljösidan saknar analyser av miljökonsekvenser. Vilket betyder att man fortsätter reparations- och stödningslinjen i miljövårdsarbetet som miljövården byggde upp under 1960-talet (se avsnitt 2.1). I takt med att miljöförstörelsen får större omfattning och att det är fler som bidrar till miljöproblemen, jämfört med 1960-talet (se avsnitt 2.1), så ökar behovet av framförhållning och förebyggande åtgärder. MKB är parallellen till ekonomiska kalkyler. Före exploatering försöker man förutse de ekonomiska kostnaderna så att kostnaderna inte (åtminstone inte för mycket) överstiger de tillgängliga medlen. Det skulle kunna vara så för miljön också. Dvs för att kunna utföra en exploatering som passar våra miljökrav (lagstadgade och frivilligt uppsatta) så måste en bedömning utföras av miljökonsekvenserna. Utförs inte denna bedömning av miljökonsekvenserna så minskar möjligheten att ta "miljövänliga" beslut.

Det är svårt att komma undan dessa argument (som talar för användningen av MKB) med vetskap om de miljökonsekvenser vi hittills kunnat konstatera både lokalt och globalt. Som SOU 1983:56 uttrycker det:

"Enligt kommitténs förmenande är den centrala frågan i detta sammanhang inte om man skall utreda konsekvenserna av en viss åtgärd utan hur formaliserat och ambitiöst detta skall ske" (s 395).

Sammanfattningsvis kan man säga att den förbättring som underlaget får genom en MKB inte kan uppnås på något annat vis. Däremot skulle kanske inte MKB-proceduren vara nödvändig i kommunerna om det redan fanns ett genomtänkt och välutvecklat sätt att hantera och föra fram miljöfrågorna i kommunen. Även om det är extra viktigt att uppgifter om miljökonsekvenser kommer in tidigt i planeringsprocessen. Men som det är idag i många kommuner så är behovet av MKB-proceduren mycket stor. Dvs ska MKB användas i kommunerna idag så behövs både analysen av miljökonsekvenserna och den tillhörande proceduren för att syftet med MKB ska uppnås.

7.2 Proceduren

Argumenten för användningen av MKB är starka. Det kvarstår dock att på lämpligt sätt omsätta idéerna. Den föreslagna proceduren ska här diskuteras utifrån tidigare förslag och erfarenheter av MKB-procedurer.

Elkin & Smith (1988) har sammanställt de moment som utgör en ideal MKB. Deras sammanställning grundar sig på nio olika författares syn på denna fråga. De moment de anger som väsentliga är:

- scoping
- prediction
- significance assessment
- evaluation
- mitigation
- monitoring

Punkterna "scoping" och "monitoring" motsvaras i procedurerna i denna rapport av stegen "avgränsning av problem" respektive "uppföljning". Punkterna "prediction, significance assessment, evaluation" och "mitigation" är aktiviteter som ingår i stegen "förberedande MKB, inledande MKB (för projekt), fördjupad MKB och färdig MKB" i de här föreslagna procedurerna.

Atminstone utifrån Elkin & Smith's (op cit) sammanställning så ingår de mest väsentliga momenten i de procedurer som lagts fram här. Sammanställningens resultat sammanfaller också med de slutsatser jag själv kommit fram till utifrån både internatio-

nella erfarenheter (kapitel 3) och kommunala erfarenheter (kapitel 2 och Hilding-Rydevik 1987).

Många faktorer påverkar hur användbar en MKB blir (se kapitel 3, 4 och 6). Det är dock tre punkter som både plan- och projektproceduren ska ta hänsyn till för att syftet med MKB ska kunna uppnås (kapitel 4):

1. Miljökonsekvenser ska behandlas tidigt, före de reella besluten
2. Problemen ska avgränsas så att MKB:n inriktas på väsentliga frågeställningar och så att man undviker onödigt arbete (effektivitetskrav)
3. Problemet ska belysas allsidigt (effektivitets- och demokratikrav)

7.2.1 MKB ska behandlas tidigt

Att miljökonsekvenser ska behandlas tidigt finns det en stor samstämmighet kring hos praktiker och forskare (t ex Hall 1976, Hollick 1981, Monbailliu 1983, Ahmad 1985, SOU 1983:56). En del av kritiken mot MKB gäller just att den utförs för sent (kapitel 3). Bjur (1987, s 37) anser dock (i sin planeringsmetod för ett ekologiskt synsätt i översiktlig planering) att "konfliktbedömningarna används under programskedet för att styra inventerings- och utredningsarbetet" och att "konsekvensbedömningarna hör främst till planutformnings- och beslutsskedena". Man säger dock att gränsen mellan konfliktbedömningen och konsekvensbeskrivningen är flytande (s 37). I den här föreslagna MKB-proceduren (kapitel 6) betonas mer, än i Bjur (1987), att konsekvensbeskrivningen även är en viktig del av programarbetet (förutom konfliktbeskrivningen). I Skärbäcks (1981) "arbetsmodell för lösning av ett planeringsproblem" ses konsekvensbeskrivningen dels som en del av den inledande problemanalysen (s 38) dels som en del av den senare delen av planarbetet (s 37). Dvs en typ av fördjupad MKB utförs av de olika planalternativen. En fördjupad MKB i Skärbäck (1981) utgör således inte ett underlag för planutformningen såsom föreslagits i föreliggande rapport. Däremot utgör Skärbäcks MKB underlag för beslut om val av olika planalternativ.

Nytan av MKB blir dock störst om den utgör ett beslutsunderlag mycket tidigt i projekt- och översiktplanearbetet. Att utföra MKB av olika planalternativ är dock ett bättre alternativ jämfört med att inte utföra MKB alls.

Kravet på att konsekvenserna ska finnas beskrivna tidigt kan också ses som ett krav på plan-MKB. Miller (1989) skriver:

"Det bästa sättet att skapa ett för alla parter bra projekt är när byggherren kan träffa plankommittén för att få en känsla av miljökraven innan han har satsat mycket pengar på planer och en MKB. En kompetent plankommitté vet vad som är gångbart i kommunen, kan artikulera lokala krav och tala om för byggherren vad han måste ändra. Men när man gör upp i en så liten krets får berörda medborgare ingen insyn och eventuella motståndare kan komma till korta" (s 17).

Finns miljömål och miljökrav klart uttryckta i översiktsplanen (kan även vara i miljöårsprogrammet, natuvsårdsprogrammet etc) så underlättas arbetet med projekt-MKB. Målen har då också getts möjlighet att granskas på ett mer demokratiskt sätt än som Miller (op cit) beskriver ovan.

Behovet att behandla miljöfrågor i allmänhet tidigt i projekt och planer diskuteras i Hilding-Rydevik (1987) och i Wallentinus & Hilding-Rydevik (1985). Detta sägs också i Naturvårdsverket (1989) och SOU 1983:56. Praktiskt kan detta betyda att den miljövsårdsdande myndigheten (miljö- och hälsoskyddsnsårdsnden) ges möjlighet att tidigt delta i olika planeringsverksamheter.

Resultatet av att utföra MKB i ett sent skede berördes i kapitel 3.

7.2.2 Problemavgränsning och allsidighet

Kravet på att det studerade problemet ska avgränsas så att MKB inriktas på väsentliga frågeställningar anser jag inte kräver någon mer omfattande diskussion. Detsamma gäller kravet på att problemet ska belysas allsidigt.

Bakgrunden till kraven är erfarenheterna att MKB-arbetet blir effektivare om allmänhetens m fl:s synpunkter fångas upp i ett tidigt skede (Hollick 1981).

Denna erfarenhet gäller inte bara MKB utan kommunal planering i allmänhet (Brorström, Jönsson & Larsson i Edman et al 1981):

"Planeringens och politikens förhållande till aktionsgrupper blir ett ökande problem med ökande demokratisering i samhället. Lösningen får inte bli en koalition mellan planerare och aktionsgrupper mot politikerna. Då är vår demokrati i fara. Med bibehållen representativ demokrati måste lösningen vara att få in synpunkter tidigt i planeringsprocessen, då bindingarna ännu inte är stora. Detta är emellertid ett utomordentligt stort och svårt problem, vars lösning troligen måste sökas genom försök och misslyckanden under de närmaste årtiondena" (s 41).

Wikforss (1984) säger om information i planarbetets slutskede:

"Planerarna är ofta själva skeptiska till dessa jippon i planarbetets slutskede. Berörda medborgare, enskilda eller i grupper, är ofta missnöjda för att deras synpunkter i så liten utsträckning kunde påverka planförslaget. Information först i ett skede då det mesta är fastlagt uppfattas ibland som manipulation. Dessa erfarenheter har lett till att man bl a börjat arbeta med olika planalternativ så att man ska ge ett visst utrymme för diskussioner om vilket planförslag som är att föredra"(s 68).

Dvs ges information i slutskedet så måste det åtminstone finnas alternativ att välja mellan. I Wikforss (1984) checklista för planering av samråd (s 269) så förordar han dock att "samrådet bör starta i programskedet". Wikfors förordar således att samrådet påbörjas tidigt. Samtidigt påpekar han i sina sammanfattande kommentarer (s 263) att det är många faktorer som påverkar hur resultatet av ett samråd blir. Dessutom bör olika typer av samrådsförfaranden användas vid olika plannivåer. Hur väl ett samråd faller ut beror alltså inte bara av att det utförs i ett tidigt skede. Möjligheten till ett bra samråd är dock större om det påbörjas i ett tidigt skede.

I EG:s MKB-direktiv ("EIA-directive") till sina medlemsländer så läggs stor vikt vid medborgardeltagande och att proceduren ska granskas av allmänheten (Williams 1986).

7.3 Problempunkter

Det finns vissa problem vid användningen av MKB i kommunal planering. Dessa kommer åtminstone i ett initialt skede att leda till svårigheter att tillämpa MKB såsom det skisserats i denna rapport. Svårigheterna kommer till viss del att avhjälpas ju mer MKB används och utvecklas.

7.3.1 Kan MKB särbehandlas?

Den första svårigheten ligger i att användningen av MKB ställer krav på att miljökonsekvenser ska behandlas på ett tidigt stadium i projektplanering och översiktsplanerarbete. Praktiskt betyder detta att Miljö- och hälsoskyddskontoret, kommunekologen (eller motsvarande) eller konsult ska praktiskt delta i de tidiga förberedande mötena. Erfarenheten (åtminstone före PBL och NRL) visar dock att det är allför vanligt att miljöfrågorna förs in i ett sent skede (Hilding-Rydevik 1987).

MKB ställer dessutom krav på bra samråd, ett sektorsövergripande arbetssätt, att våga visa negativa effekter av ett förslag m m.

Dvs om MKB ska kunna fylla sitt syfte så måste många kommuner organisera om sitt sätt att hantera miljöfrågor i allmänhet.

Det kan betyda att miljöfrågor i så fall blir särbehandlade jämfört med t ex sociala frågor. De flesta sektorsföreträdare har ett intresse i att deras intressen kommer in i ett tidigt skede vid planering av olika verksamheter.

Men det kanske är motiverat att miljöfrågorna särbehandlas under period tills att hanteringen fått sin rätta form?

7.3.2 Förutsägelser och värdering av miljökonsekvenser

En MKB innebär att göra förutsägelser om framtiden. På dessa förutsägelser ska man sedan basera sin konsekvensbeskrivning. Ju fler parametrar som kan ändras desto svårare blir uppgiften.

Det finns mer eller mindre tekniskt avancerade metoder att förutsäga och konsekvensbeskriva med - allt från kvalificerade gissningar till datorbaserade matematiska modeller. Med vilken metod man får bäst resultat är inte entydigt. Engellau (1981) säger om framtidsstudier:

"..framtidsstudier av typen ödesuttolkningar beror mycket mer på uttolkarens bedömningar än på den teknik han använder sig av. En klok och intsiktsfull person som använder kaffesump och sitt förstånd kan nå mycket bättre resultat än en framtidsforskare med jättedatorer men utan förstånd" (s 25).

"Datormodeller brukar köras flera gånger med små modifikationer i programmen till dess man funnit en framtid som verkar rimlig. Man kommer aldrig ifrån behovet av omdöme hur fin teknik man än har" (s 25).

MKB av projekt inbegriper nu inte ofta så omfattande framtidsstudier som Engellau tar upp ovan. Framtidsvalet kan istället stå mellan två olika vägsträckningar eller antalet bostäder på ett område. Då är inte själva framtidsstudien så krävande. Det kan dock konsekvensbeskrivningen vara. Här kan man också välja mellan avancerad gissning och datormodeller, mer eller mindre komplicerade. En kommunekolog som har god kännedom om förhållandena i sin kommun och lång erfarenhet kan säkert ge en bra bedömning av vad konsekvenserna blir på t ex flora och fauna enbart baserad på sin erfarenhet och vissa fälstudier. Man bör naturligtvis försöka ge någon slags sannolikhet för att konsekvenserna ska inträffa eller utföra någon slags riskanalys.

Konsekvensbeskrivning kan dock inte enbart baseras på sunt förnuft och kaffesump. Utan bedömningarna måste utföras eller åtminstone granskas av en utbildad ekolog, hydrolog eller någon annan med grundlig utbildning i och erfarenhet av miljöfrågor.

Risken är att konsekvensbeskrivning uppfattas som något alltför svårt och avancerat i kommunerna, men poängen är att man kan komma långt med relativt enkla medel. Jag tänker här närmast på de små kommunerna som redan är hårt belastade på miljö- och hälsoskyddsidan och där det inte finns mycket utrymme till större utredningar. Möjligheten till konsulthjälp finns naturligtvis men det har också sina nackdelar som diskuteras senare.

För att underlätta konsekvensbeskrivning och utveckla metoderna är det därför viktigt att kommunen följer upp effekterna av de projekt som konsekvensbeskrivits. Uppföljningen ger ett facit på vad som verkligen händer. Både Elkin & Smith (1988) och Hollick (1981) har påpekat att uppföljningen är mycket eftersatt i MKB-sammanhang. Att kontinuerligt följa tillståndet i mark, luft och vatten är också ett sätt att betydligt underlätta konsekvensbeskrivning.

Förutom att miljökonsekvenserna ska förutses till omfattning, storlek m m så kan också ingå att värdera dem.

7.3.3 Övriga svårigheter

Ytterligare svårigheter som tas upp här är kommunens olika roller i miljöfrågorna, bristen på MKB-utbildade (MKB utbildning) och frånvaron av lagstadgat krav på MKB.

En svårighet med användningen av MKB i kommunerna är att kommunen har olika roller i förhållande till miljön.

Kommunens miljö- och hälsoskyddsnämnd är tillsynsmyndighet enligt vissa lagar. Samtidigt är kommunen arbetsgivare och kan därmed reglera (minska och öka) omfattningen av miljö- och hälsoskyddsnämndens verksamhet. Kommunen bedriver också miljöfarlig verksamhet - avloppsverk, sophantering, biltrafik på sina vägar m m. Man har också ansvar för t ex skollokaler och daghem samtidigt som miljö- och hälsoskyddsnämnden ska granska lokalerna. Kommunen ansvarar samtidigt för fysisk planering och exploatering. Många kommuner vill locka turister och industrier till kommunen. Detta intresse kan komma i konflikt med att redovisa och publicera negativa fakta om kommunen.

Dessa olika och ibland konkurrerande intressen som kommunen ska tillgodose kan bidra till svårigheter att utföra MKB fullt ut. En MKB innebär ju t ex att ta fram bl a negativa miljöeffekter och också att informera om dessa effekter genom samråd. Detta gäller både för projekt- och plan-MKB.

Av tradition är inte heller miljö- och hälsoskyddsnämnden ett tungt organ i kommunerna. Även om detta håller på att ändras. Schmidt (1981, s 30) har klassat de kommunala nämnderna efter deras "centralitet", "närhet" till de viktiga beslutsinstanserna fullmäktige och kommunstyrelse. Där klassas miljö- och hälsoskyddsnämnden (tillsammans med kultur nämnd och brandstyrelse) som "perifer" mätt i ekonomiska och/eller planmässiga termer. Som särskilt tungt organ klassades byggnadsnämnden tätt följda av t ex fritids- och skolnämnden. Miljö- och hälsoskyddsnämndens underläge gentemot de tunga nämnderna diskuteras närmare i Hilding-Rydevik 1986, kapitel 5).

Denna perifera roll som Schmidt (1981) beskriver att miljö- och hälsoskyddsnämnden hade i början av 1981 tycks inte ha ändrat sig. Hilding-Rydevik (1987) har dokumenterat detta. Denna bild understryks också av Kommunförbundets enkät (Hjukström 1989) om situationen på miljö- och hälsoskyddssidan. Där visas att arbets-situationen i de flesta små kommuner (med ensaminspektörer) är mycket svår. Den låga statusen förs fram av flera som svarat på enkäten. Statusen kommer också fram i att en enkät om chefslöner-na (Hjukström 1989) visar att i varannan kommun så är miljöchefen den som är sämst betald (med flera tusenlappar under t ex eko-nomi-, skol-, social- och gatucheferna).

Det finns rent allmänt en mängd problem med naturresurs- och miljöfrågor som medför att de har svårt att slå igenom i kommunerna. Wenster (1982, 1987) utvecklar detta närmare samt Hilding-Rydevik (1987).

En miljörevision av kommunernas arbete utifrån lagstadgade krav och kommunens mål kan eventuellt hjälpa till att anpassa organisationen m m så att miljöfrågorna kan beredas plats. En sådan revision utreds av Kommunförbundet (Konferens om miljörevision 1989-11-24 i Stockholm, anordnat av Kommunförbundets revisions-avdelning).

Det finns inget lagstadgat krav ännu på att kommunerna ska utföra MKB av olika frågor. Därmed finns heller inget krav på procedur, omfång och innehåll i dokument, kvalitet m m. Precis som när MKB introducerades i USA, kommer det att bli en flora av procedurer, metoder m m för MKB när kommunerna börjar använda MKB. Avsaknaden av lagstadgat krav leder dock troligen till att bara ett fåtal kommuner kommer att utföra MKB av projekt och ännu färre att utföra MKB av planer och program. Formerna för MKB på olika nivåer utreds dock för närvarande av Naturvårds- och Boverket.

En svårighet vid introduktion av MKB de närmaste åren är frånvaron av utbildade inom MKB. På kommunerna finns mycket liten erfarenhet, på konsultsidan finns inte heller någon större erfarenhet och det finns heller inga mer omfattande utbildningar i att utföra MKB. Men detta problem är naturligtvis ett initialt problem. Hur fort det löser sig är en annan fråga.

7.4 MKB ur ett planeringsteoretiskt perspektiv

MKB-procedurerna som framförts i denna rapport förutsätter följande:

- sammanställning av kunskap som bas för beslut
- alternativsökning
- konsekvensbeskrivning (stegvist fördjupad)
- målformulering (mest utpräglat i plan-MKB)
- samråd (återkommande för plan-MKB) och granskning
- val av bästa alternativ (projekt-MKB)

I avsnitt 2.2.2 beskrivs den rationella planeringens innehåll och moment. I jämförelse med listan ovan så är likheten mellan MKB och rationell planering. Men då är också listan ovan en blandning av både plan-MKB och projekt-MKB.

Hollick (1981) har sett på projekt-MKB och dess relation till olika planeringsteorier och avfärdar där den rationella synen som oanvändbar för komplexa problem. Han säger också att MKB för projekt i praktiken blir att "satisfiera". Dvs en strategi där man accepterar vilken lösning som helst bara den uppfyller målen. Lösningen behöver därmed inte vara den bästa (Simons 1957 i Hollick 1981). Projektplanering säger Hollick (op cit) vidare är dock en "mixed scanning" process (Etzioni 1967 i Hollick 1981). Dvs man går från mer generella beslut (utan detaljerad analys) till mer och mer detaljerade beslut och hoppar tillbaka till den generella nivån när så behövs. Projektplanering går just från en generell lösning/plan gradvis fram mot den slutgiltiga ansökan/planen.

För att anpassa MKB och projektplanering till varandra och få en effektiv procedur så föreslår Hollick (op cit) att beslutande myndigheter och allmänhet ska delta i själva projektformuleringen ("in the mixed scanning process"). "This would help to ensure that all relevant goals were considered and that data would only be collected and analyzed as needed" (Hollick 1981).

Detta är vad som föreslås i projektproceduren här. Även för projekt-MKB (jämfört med plan-MKB) är den ideala situationen att vara med och påverka utformningen av projekt. Vilket i en ideal situation skulle innebära att något MKB-dokument ej behöver framställas för miljöhänsynen skulle redan vara inbyggda i förslaget. Denna ideala situation skulle teoretiskt kunna uppnås åtminstone med kommunens egna projekt. Det förutsätter dock någon slags samförståndsperspektiv (något slags optimum som alla kan enas om) där de olika parterna kan enas om ett och samma förslag. Det förutsätter då att man är överens om framtidsbilder, konsekvensbeskrivning m m.

Denna ideala situation är inte så osannolik att uppnå. I USA bygger projektörer i ökande omfattning in förebyggande åtgärder i

sina projektförslag vilket har lett till en minskning av projekt som behöver genomgå fördjupad MKB (se avsnitt 3.2).

MKB-proceduren för översiktsplan är anpassad till Planverkets (Statens planverk 1988) beskrivning av hur översiktsplanen skall hanteras. Khakee (1989, s 47) anser att översiktsplanen är exempel på den rationella planeringsidén. I Planverkets beskrivning ingår målformulering, effektbeskrivning och utvärdering. Däremot betonas inte alternativsökning särskilt starkt. När man läser innehållet i de olika stegen i översiktsplanens hantering så liknar den mer Etzioni's (1967 i Hollick 1981) "mixed scanning process". I proceduren för plan-MKB betonas dock att även den översiktliga nivåns överväganden ska baseras på kunskap om miljötillståndet i kommunen (miljövårdsplaner, naturvårdsplaner m m).

MKB-proceduren som föreslagits i denna rapport ska inte ses som nya planeringsmetoder. Huvudsyftet är att de ska passas in i existerande planeringsrutiner. Svårigheten är dock att existerande rutiner på miljösidan har brister när det gäller att skapa möjligheter att ta miljöhänsyn. Användningen av MKB ställer krav på att planeringsrutinerna förändras för alla miljöfrågor om man vill uppnå syftet med MKB.

Hur MKB i detalj ska integreras med existerande planeringsrutiner har inte utvecklats i föreliggande rapport. Däremot läggs här fram de mest väsentliga förutsättningarna för att MKB ska kunna fylla sitt syfte. Kommunerna får sedan använda dessa förutsättningar för att bygga upp de planeringsrutiner som passar bäst i respektive kommun.

7.5 Slutsatser

Av den förda diskussionen kan följande generella slutsatser dras:

- Användningen av en MKB-procedur samt framtagandet av ett MKB-dokument ger troligen en stor kvalitetsförbättring av kommunernas sätt att hantera och redovisa miljöfrågor.
- Användningen av MKB i kommunerna kommer att innebära en del initiala problem.
- Det finns frågetecken kring hur kommunernas olika roller kommer att påverka möjligheten att genomföra en allsidig MKB.

BILAGA 1

B1. METODER FÖR ATT VÄRDERA OCH SYSTEMATISERA MILJÖKONSEKVENSER

I MKB-proceduren ingår att på olika sätt försöka systematisera och värdera miljökonsekvenser. En stor mängd metoder finns utvecklade för detta. Som nämdes tidigare fanns i USA 1976 86 st olika MKB-metoder ("EIA-methods") (Ahmad 1985). Många av de metoder som finns idag har modifierats och inspirerats av de som togs fram i USA i mitten på 70-talet.

Denna bilaga ger en kort sammanfattning av olika metoder och deras användningsområden. Avsnitt 2 - 7 tar upp de metoder som refereras till i internationell litteratur. Dessa metoder är i första hand avsedda för användning vid projekt-MKB, vissa kan dock även användas för plan MKB (t ex överläggskartor). Avsnitt 8 behandlar några metoder för plan-MKB och avsnitt 9 de svenska ansatser till MKB-metoder som finns.

Beskrivningen här är delvis en omarbetning och komplettering av Hilding-Rydevik (1986), som är en mer omfattande beskrivning av olika naturvärderingsmetoder. I föreliggande bilaga beskrivs dock inte miljöekonomiska metoder, positionsanalys och energianalys.

Det finns olika syften med att använda MKB-metoder. Canter (1986) anser följande skäl vara viktiga. Metoderna kan hjälpa till:

- så att viktiga miljöparametrar kommer med i MKB-studien (många metoder har listor på faktorer som ska tas med)
- att utforma "base-line"-studier där kunskaper fattas
- att utvärdera alternativ på en gemensam grund
- att lättare förmedla konsekvenser till praktiker, myndigheter och allmänhet

Det ska återigen understrykas att det inte finns en universalmetod som fungerar för alla miljöproblem i alla planeringsituationer. Detta togs upp i avsnitt 4.2.5.

B1.1 Indelning av metoder

I Sverige har det bara i mindre omfattning utvecklats metoder för värdering och systematisering av miljökonsekvenser. Miljökonsekvensbeskrivningar nämns i stället som en teknik bland andra naturvärderingsmetoder som t ex förutsättningsanalys och konflikt-

analys (se t ex Borg & Arnemo 1980 och Påhlsson & Borg 1977). Miljökonsekvensanalyser diskuterades som idé eller teknik i samband med fysisk riksplanering, "ekologisk planering" (Emmelin 1983, Nilsson 1974), "ett ekologiskt synsätt" (Jerkbrant, Jerkbrant & Malbert 1979) eller som medel för genomförande av svensk naturresurspolitik (SOU 1983:56).

Indelningarna som presenteras här grundas därför på internationell litteratur och metodik.

I internationell litteratur finns ingen enhetlig benämning på metoder för miljökonsekvensbeskrivning. De kallas t ex för "EIA methods" (Bisset 1986, Atkins 1979, Prasartseree 1982), "impact assessment methodologies" (Jain, Urban & Stacey 1981), "EIA techniques" (Norton & Walker 1982), methods for impact assessment" (Canter 1986). I huvudsak menar de dock samma typer av metoder. Det finns en variation i vad de inbegriper i begreppen men vissa metodtyper inbegrips alltid.

De typer som nästan alltid nämns är:

- a. matriser
- b. checklistor
- c. nätverk
- d. överläggskartor
- e. simulering och matematisk modellering

Den här indelningen är vanlig och används av t ex Bisset 1986, Canter 1986 (d och e saknas), Jain 1981, Norton & Walker 1982, Prasartseree 1982 (e saknas).

Till dessa lägger Jain (1981) "ad hoc"-metoder och Norton & Walker (1982) avancerad gissning ("educated guessing"). Prasartseree (1982) tar upp kvantitativa metoder för sig, med vilka konsekvenserna kan uppskattas med ett siffervärde med hjälp av matematiska samband.

Nichols & Hyman (1982) har valt en annan indelning som grundar sig på i vilket sammanhang metoderna har utvecklats. Även här finns de tidigare uppräknade metodtyperna, men under andra rubriker. De använder följande indelning:

- a. Förutsättningsanalys ("land suitability analysis")
- b. Metoder utvecklade till följd av NEPA ("NEPA-response methods")
- c. Resursförvaltning ("resource management")
- d. Beslutsanalys ("decision analysis")
- e. Simulering och matematisk modellering ("simulation and mathematical modelling").

I Nichols & Hyman indelning återfinns tekniken med överläggskartor under rubriken Förutsättningsanalys (a). Matriser, check-listor och nätverk utvecklades i första hand till följd av NEPA och återfinns under b. Simulering och matematisk modellering finns under egen rubrik, punkt e. Förutom dessa grupper har Nichols & Hyman ytterligare två - Resursförvaltning och Beslutsanalys.

I svensk litteratur går inte att hitta någon systematisk genomgång av alla olika metoder för miljökonsekvensbeskrivning. Däremot finns genomgångar av metoder för genomförande av fysisk riksplanering (ekologisk grundsyn) och ekologisk planering. Tabell 3 visar här vilka metoder som har diskuterats och vad de innebär. I den fortsatta framställningen används dock de två tidigare indelningarna.

Tabell 3. Analysmetoder som kan föras in under benämningen Naturvärderingsmetoder (efter Björklund 1984, Emmelin 1983, Borg & Arnemo 1980, Jerkbrant & Malbert 1979, Pålsson och Borg 1977 och Nilsson 1974). Från Hilding-Rydevik 1986.

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

Vilka av de internationella metoderna används mest? Det finns inte mycket uppgifter att ta del av om detta. Bisset (1986) hänvisar dock till en amerikansk undersökning (Advanced studies in Science, Technology and Public Policy, 1982) som visar att ingen enskild metod dominerar vid jämförelse av checklistor, matriser, nätverk, överläggskartor och modeller. Matriser, nätverk och överläggstekniker var dock vanliga.

B1.2. Matriser

Den äldsta och mest kända metoden är matrisen (Bisset 1980, Canter 1986, Nichols & Hyman 1982). En enkel matris består av en axel med projektaktiviteter och en axel med relevanta miljöfaktorer uppräddade. Mellan de två axlarna bildas ett rutsystem där de olika projektaktiviteterna kan kopplas ihop med den miljöfaktor som påverkas. Omfattning och vikt av konsekvenserna uppskattas och anges i respektive ruta. Figur 9 visar den äldsta och mest kända matrisen, Leopoldmatrisen.

Den enkla matrisen kan anpassas för olika projekt, dvs mängden parametrar på respektive axel kan varieras. Leopoldmatrisen har t ex 100 aktiviteter och 88 miljöfaktorer. Den räknas som stor men många matriser som används är mycket mindre, t ex 11 x 14 parametrar.

Användning av en matris typ Leopoldmatrisen har man vid följande aktiviteter:

- vid identifiering av konsekvenser (Jain m fl 1981, Canter 1986)
- som diskussionsunderlag (Nichols & Hyman 1982)
- som sammanfattning av information i ett inledningsskede av MKB-analys (Nichols & Hyman 1982)
- vid kommunicering av resultat från MKB-analys (Jain m fl 1981, Canter 1986)

Fördelarna med metoden typ Leopold är flera. Metoden är lätt att anpassa till olika projekt (Jain m fl 1981, Canter 1986) och den är lätt att konstruera (Nichols & Hyman 1982). Eftersom värderingen av konsekvensernas omfattning och vikt är subjektiv så kan resursinsatsen varieras efter behov (Jain 1981).

Nackdelarna med metoden typ Leopold är också flera. En nackdel som påpekas är att matrisen bara tar upp direkta effekter (Norton & Walker 1982, Bisset 1986, Nichols & Hyman 1982). Det är svårt att få med kumulativa effekter (Bisset 1986). Matrisen tar bara upp miljöaspekter (inte t ex ekonomiska och sociala effekter) (Nichols & Hyman 1982). Konsekvensernas varaktighet, frekvens och risk visas inte. Inte heller visar matrisen förebyggande åtgärder (Mongkol 1982, Nichols & Hyman 1982). Eftersom bedöm-

PROPOSED ACTIONS WHICH MAY CAUSE ENVIRONMENTAL IMPACT

	A	B	C	D	E	F	G	H	I
	Modification of Regime	Land Transformation and Construction	Resource Extraction	Processing	Land Alteration	Resource Renewal	Changes in Traffic	Waste Emplacement and Treatment	Chemical Treatment
Check relevant proposed actions	1 Earth	1	1	1	1	1	1	1	1
	2 Water	1	1	1	1	1	1	1	1
	3 Atmosph.	1	1	1	1	1	1	1	1
	4 Processes	1	1	1	1	1	1	1	1
Biological conditions	1 Flora	1	1	1	1	1	1	1	1
	2 Fauna	1	1	1	1	1	1	1	1
Cultural factors	1 Land use	1	1	1	1	1	1	1	1
	2 Recreation	1	1	1	1	1	1	1	1
	3 Aesthetics Human int.	1	1	1	1	1	1	1	1
	4 Cultural status	1	1	1	1	1	1	1	1
	5 Man-made facilities and activity	1	1	1	1	1	1	1	1
Ecological relationships	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Others	1	1	1	1	1	1	1	1	1

x)

INSTRUCTIONS

- Identify all actions (located across the top of the matrix) that are part of the proposed project.
- Under each of the proposed actions, place a slash at the intersection with each item on the axis of the matrix if an impact is possible.
- Having completed the matrix, in the upper righthand corner of each box with a slash, place a number from 1 to 10 which represents the greatest magnitude of impact. Before each number place a slash if the impact is 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 vs. local). 10 represents the greatest importance and 1 the least (no zeroes). The text which accompanies the matrix should be a discussion of the significant impacts, those marked with large numbers and individual boxes with large numbers.

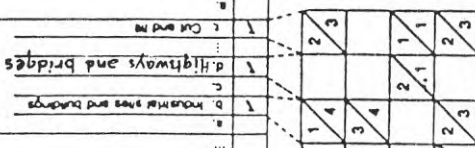
Check relevant proposed actions

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

x)

INSTRUCTIONS

- Identify all actions (located across the top of the matrix) that are part of the proposed project.
- 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.
- Having completed the matrix, in the upper righthand 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).
- The text which accompanies the matrix should be a discussion of the significant impacts, those marked with large numbers of boxes marked and individual boxes with large numbers.



SMALL SAMPLE MATRIX

ningen av konsekvensernas omfattning och vikt är subjektiv så försvåras möjligheten att jämföra olika bedömningar (Jain 1981, Nichols & Hyman 1982). Om en standardiserad matris används så kan man eventuellt glömma bort att tänka på vad som behöver vara med i matrisen i det aktuella fallet (Norton & Walker 1982).

För att undanröja vissa av nackdelarna med den enkla ursprungliga matrisen så har olika varianter utvecklats (se vidare Hilding-Rydevik 1986).

B1.3 Checklistor

Detta är en av de tidigaste MKB-metoderna och den används fortfarande i olika former (Bisset 1986). Metodgruppens checklistor varierar mycket i komplexitet. Åtminstone fem grupper av checklistor finns - enkla checklistor, beskrivande checklistor ("descriptive"), "scaling checklists", "scaling-weighting checklists" och "questionnaire checklists". Den enklaste varianten ("simple checklist") består av en lista på miljöfaktorer som ska vara med vid en MKB. Man lämnar ingen information om vilka data som behövs, mätmetoder eller metoder för analys och värdering av konsekvenser (figur 10).

De beskrivande checklistorna består dels av en lista på miljöfaktorer som ska vara med tillsammans med information om metoder för mätning, konsekvensbeskrivning och värdering (Canter 1986).

"Scaling checklists" består av att man på varje miljöfaktor markerar med en siffra eller bokstav hur stor konsekvensen blir. Konsekvenserna relateras till de projektalternativ som finns.

"Ranking checklists" innebär att projektalternativen rankas från bästa till sämsta alternativ utifrån alternativens potentiella påverkan på identifierade miljöfaktorer (Bisset 1986).

"Scaling-weighting checklists" har utvecklats för att på ett kvantitativt sätt jämföra konsekvenser mellan olika projektalternativ (Bisset 1986). Genom olika matematiska samband kan olika miljöfaktorer ges olika vikt och varje projektalternativ graderas efter påverkan på respektive miljöfaktor (Canter 1986). Environmental evaluation system (EES) är exempel på denna grupp av checklistor (se Hilding-Rydevik 1986).

"Questionnaire-checklists" är utformade som frågeformulär. Konsekvenserna fås fram genom att man stegvis besvarar olika frågor om projektet.

Användningsområdena varierar mellan de olika typerna av checklistor. Enkla checklistor kan vara bra för att systematisera en MKB (Canter 1986) och för att inte glömma viktiga miljöfaktorer i

POTENTIAL IMPACT AREA	CONSTRUCTION PHASE			OPERATING PHASE		
	Adverse effect	No effect	Beneficial effect	Adverse effect	No effect	Beneficial effect
A. LAND TRANSFORMATION AND CONSTRUCTION						
a. Compaction and settling						
b. Erosion						
c. Ground cover						
d. Deposition (sedimentation, precipitation)						
e. Stability (slides)						
f. Stress-strain (earthquake)						
g. Floods						
h. Waste control						
i. Drilling and blasting						
j. Operational failure						
B. LAND USE						
a. Open space						
b. Recreational						
c. Agricultural						
d. Residential						
e. Commercial						
f. Industrial						
C. WATER RESOURCES						
a. Quality						
b. Irrigation						
c. Drainage						
d. Ground water						
D. AIR QUALITY						
a. Oxides (sulfur, carbon, nitrogen)						
b. Particulate matter						
c. Chemicals						
d. Odors						
e. Gases						
E. SERVICE SYSTEM						
a. Schools						
b. Police						
c. Fire protection						
d. Water and power systems						
e. Sewerage systems						
f. Refuse disposal						
F. BIOLOGICAL CONDITIONS						
a. Wildlife						
b. Trees, shrubs						
c. Grass						
G. TRANSPORTATION SYSTEMS						
a. Automobile						
b. Trucking						
c. Safety						
d. Movement						
H. NOISE AND VIBRATION						
a. On-site						
b. Off-site						
I. AESTHETICS						
a. Scenery						
b. Structures						
J. COMMUNITY STRUCTURE						
a. Relocation						
b. Mobility						
c. Services						
d. Recreation						
e. Employment						
f. Housing quality						
K. OTHER (List as appropriate)						

Figur 10. Exempel på enkel checklista. Från Rau & Wooten (1980).

en MKB (Norton & Walker 1982, Bisset 1986, Canter 1986). Beskrivande checklistor är bra vid identifiering av konsekvenser (Bisset 1986) och ger också information om konsekvensbeskrivning och värdering (Canter 1986). "Ranking"/"Scaling"-checklistor ger underlag för val av projekialternativ (Canter 1986). "Weighting-scaling"-checklistor jämför projekialternativ på kvantitativ basis (Bisset 1986).

Särskilda fördelar med checklistorna anger ett fåtal av de författare som utvärderat eller bedömt olika MKB-metoder. Canter (1986) anser dock att de utgör ett bra sätt att systematisera en MKB. Bisset (1986) anser också att "weighting-scaling"-checklistorna underlättar val av projekialternativ (varje projekt får ett miljökvalitetsvärde).

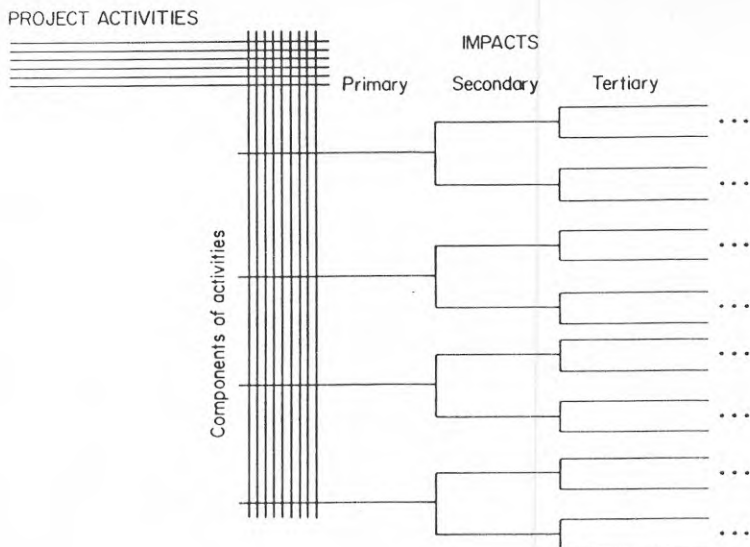
Nackdelar finns det dock med flera av checklist-typerna. Det som gäller för alla typerna är att de är inriktade på enbart en sida av konsekvenserna. De kopplar inte ihop projektaktiviteter och miljöfaktorer, såsom t ex en matris gör (Bisset 1986). Enkla checklistor identifierar bara "impact prevalence" (Mongkol 1982). Lister som är gjorda i förväg uppmuntrar inte att tänka på viktiga miljöfaktorer som inte är med på listan (Norton & Walker 1982). Enkla checklistor ger mindre information jämfört med "questionnaire-checklists" och är dessutom inte lika fullständiga som matriser (Canter 1986). "Weighting-Scaling"-checklistor tar inte upp osäkerhet, risk, indirekta miljökonsekvenser och inte dynamiska miljöeffekter (kritiken gäller en särskild metod - Environmental evaluation system) (Nichols & Hyman 1982). De subjektiva bedömningarna döljs i matematiska samband (Nichols & Hyman 1982). "Scaling-weighting" checklistorna är inriktade på kvantifierbara fakta, dvs det som inte går att kvantifiera kommer lätt bort eller så kvantifierar man in absurdum (Bisset 1986) Dessutom använder man få miljöfaktorer vid bedömningarna (Bisset op cit).

B1.4 Nätverk (händelsetråd)

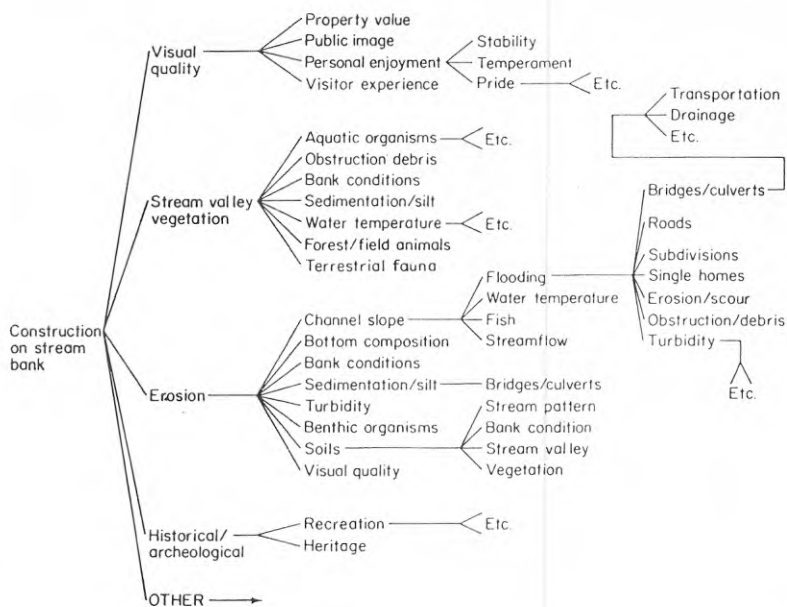
Detta är en metodgrupp som är konstruerad för att identifiera projektaktiviteternas (och följdaktiviteternas) direkta och indirekta miljöeffekter. Den mest kända nätverksmetoden är konstruerad av Sorensen (beskriven i Sorensen 1971 enligt bl a Canter 1986).

Sorensens nätverk brukar också kallas för "a stepped matrix" (Nichols & Hyman 1982). Figur 11 visar exempel på ett sådant nätverk. Det finns också linjära nätverk med något enklare uppbyggnad (figur 12).

Nätverken är en av de tidiga metoderna som försökte fånga upp indirekta miljöeffekter (Nichols & Hyman 1982).



Figur 11. Strukturen hos ett nätverk enligt Sorensen. Kallas också för "a stepped matrix". Från Rau & Wooten (1980).



Figur 12. Linjärt nätverk (händelseträd). Hypotetiskt exempel på konsekvensbeskrivning av stabilisering av flodbädd. Från Rau & Wooten (1980).

Båda typerna av nätverk kan användas för att organisera en diskussion om ett projekts möjliga miljökonsekvenser (Canter 1986). De kan användas för att identifiera möjliga konsekvenser och de är bra för att kommunicera fakta till t ex allmänheten (Canter 1986). Nichols & Hyman (1982) anser att Sorensens nätverk kan användas för planering men inte värdering av konsekvenser. Mongkol (1982) anser att Sorensens nätverk visar konsekvensernas omfattning, utbredning (?) och vikt samt förebyggande åtgärder.

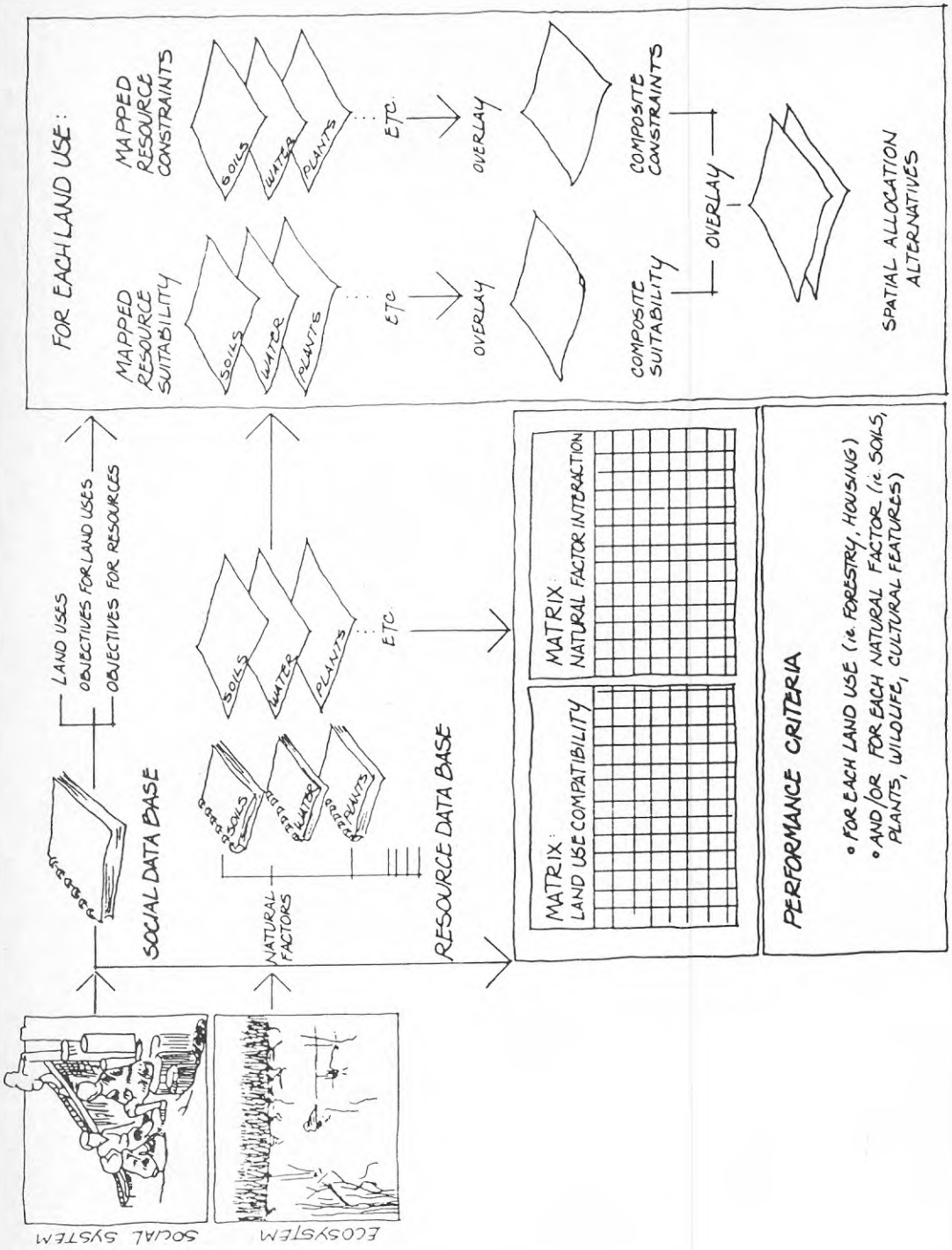
En av fördelarna med Sorensen-metoden är att den visar direkta och indirekta effekter (Jain m fl 1981, Nichols & Hyman 1982). Sorensen-metoden är enkel och snabb att använda, om man inte utför alltför omfattande undersökningar av de indirekta effekterna (Nichols & Hyman 1982) (jämför med nackdelarna i nästa stycke). Nichols & Hyman (op cit) anser också att Sorensen-metoden visar fakta på ett bra sätt. Sorensen-nätverket är det mest kända av nätverken. Det är endast Canter (1986) som tagit upp den andra varianten - det linjära nätverket. Canter tar inte upp några extra fördelar mer än de som beskrivits i samband med nätverkens användningsområden ovan.

Nackdelarna är, som för de tidigare metoderna flera. Nätverk är inte bra för att jämföra alternativa projektplaner (Canter 1986). Stora komplexa nätverk ger för mycket information till planerare (NTIS 1977) (Sorensen - nätverk). Mycket tid och expertis går åt till att initialt identifiera orsaker, förhållanden och konsekvenser för att kunna upprätta ett nätverk typ Sorensen (Jain m fl 1981, NTIS 1977) (jämför med fördelarna ovan). Sorensen - nätverket visar ej omfattning (Mongkol 1982 ansåg tvärtom, se stycket om användning) och betydelse av konsekvenserna (NTIS 1977). Sorensen - nätverket visar inte heller sannolikheten för konsekvenserna (Nichols & Hyman 1982) och inte hur man kan rangordna och värdera konsekvenser (Canter 1986, Nichols & Hyman 1982). Endast negativa effekter visas (Nichols & Hyman 1982).

B1.5 Överläggskartor

McHarg (1969) var en av de som tidigt utvecklade idén med överläggskartor. Variationer på hans ansats är nu vanliga för att göra grovanalyser ("screening") och för att utse potentiellt möjliga lokaliseringar av exploateringsprojekt (Nichols & Hyman 1982).

McHarg har fått utföra "ekologiska" planer enligt sin metod för många amerikanska kommuner t ex Denver och staden Medford. Många enskilda kommuner använder hans principer (Nilsson 1974). Det som bl a utmärker arbetsgången är användningen av överläggskartor (kartor ritade på genomskinligt material) och matriser. Arbetsmomenten visas i figur 13. Basmaterial som används för senare utvärdering är:



Figur 13. Arbetsmomenten i McHarg's arbetsmetod med överläggskartor.
 Evans, Loc. B. 1. (1982)

1. Inventeringar av naturgivna förhållanden - geologi, sluttningsförhållanden, jordarter, hydrologi, vegetation, vilt, klimat, mineraler m m. Detaljeringsgraden på inventeringarna 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 skall i sin tur ge indikationer om händelsekedjor som kan uppstå vid en speciell markanvändning (Johnsson op cit).
3. Användaranspråken identifieras. Vilka utnyttjandeintressen finns inom planområdet - bostadsbebyggelse, industri, rekreation, jordbruk etc (Nilsson 1974)?

För varje användaranspråk identifieras naturgivna krav och sedan ritas kartor som visar möjligheter och restriktioner utifrån naturinventeringarna. För t ex badmöjligheter krävs rena vatten, lämpligt bottenmaterial och topografi samt 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 områden i grader av lämplighet för bad. Samma sak görs för bebyggelse m fl användarområden.

Alla kartor ritas på genomskeinligt 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.

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.

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.

En variant på McHargs metod är "the Metland approach" (Gross & Fabos 1984). Den utgår från McHargs idéer, men är betydligt mer kvantitativ och datorbaserad, dessutom används pengar som mått vid värderingen av markresurserna.

Norton & Walker (1982) och Bisset (1986) anser att McHargs metod

används bäst för urval av lokalisering för "linjär" exploatering (vägar, pipelines m m). Metoden utvecklades från början just för att kunna lokalisera vägar med mindre miljöpåverkan. Jain m fl (1981) anser dock att den kan användas för olika typer av projekt vid val av lokalisering. Mongkol (1982) anser att metoden (McHarg) kan användas för att visa omfattning, "prevalence" och vikt av miljökonsekvenser.

Nackdelar och fördelar som behandlas fortsättningsvis gäller McHargs metod.

Fördelarna är bl a att metoden är flexibel och effektiv (Nichols & Hyman 1987). Den kan användas på olika detaljeringsnivåer och vid olika tillgång på data och grundprinciperna är enkla och lättförståeliga (Nichols & Hyman 1982). Resultaten är enkla att förstå (Bisset 1986). Metoden visar den rumsliga fördelningen av påverkan och man kan visa på positiva och negativa konsekvenser med hjälp av kartorna (Bisset 1986).

Nichols & Hyman (1982) har dock angett många nackdelar med McHargs metod. Det finns inga ansatser till att se på sannolikheten för påverkan och det finns ingen separering av direkta och indirekta effekter. Orsak- och verkansamband redovisas inte klart och analysen är för lite dynamisk. Värderingen som utförs blandar ihop fysiska, biologiska och sociala fakta så att det inte går att skärskåda värderingen efteråt. Metodens tyngdpunkt ligger på naturliga förhållanden (ej "multiobjective"). Medverkan från allmänhet underlättas ej. Noggranna kartor är kostsamma att utföra. Bisset (1986) säger också att mer än 12 kartor är svårt att tolka, dvs bara ett begränsat antal konsekvenser kan tas med. Man kan dock använda datorbaserade överläggskartor, tillägger han.

B1.6 Simulering och modellering

Det går inte att entydigt beskriva de metoder som ingår i denna grupp, bl a på grund av hur rubriken tolkas.

Till denna metodgrupp hör bl a delar av systemanalysen. Walker & Norton (1982) och Nichols & Hyman (1982) inbegriper även Sorensens nätverk under modellering. Här har dock nätverken tagits upp som en egen grupp (avsnitt B1.4) enligt bl a Rau & Wooten (1980), Jain m fl (1981), Canter (1986), Mongkol (1982).

I första hand tas här systemanalysen upp. Området är mycket omfattande och framställningen måste här bli kort. Det är svårt att göra systemanalysen rättvisa i en kort bilaga och hänvisar därför vidare till t ex Molander (1981) för en beskrivning av svensk systemanalys.

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.

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

Tre idétraditioner inom systemanalysen kan urskiljas:

1. Inom de tekniska vetenskaperna (reglerteori, informations-teori) 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).

Senare i utvecklingen framfördes tesen att det i naturen finns system, vilkas beteende styrs av speciella lagar.

2. Den andra traditionen är yngre och tillkom under andra världskriget från den s k operationsanalysen. Ett typiskt problem för den kunde vara att t ex bestämma optimala storleken hos transatlantiska konvojer givet vissa resurser. Senare utvecklades operationsanalytikernas arbetsområden 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) (se Hilding-Rydevik 1986) 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 högre 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 avsättas 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 mekaniserad 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-benefit-analys (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 t ex det s k Svartåprojektet.

B1.7 Sammanfattning av metodernas användningsområden

Flera av de författare som refererats i denna bilaga har försökt göra utvärderingar och bedömningar av de olika metoderna och deras användningsområden. Canter (1986) har beskrivit vid vilken MKB-aktivitet som han anser att de olika metoderna är lämpliga (figur 14). Metoder för simulering och modellering samt överläggstekniken har Canter ej tagit hänsyn till (under "matriser" inbegriper han dock en systemanalytisk metod - Adaptive environmental assessment).

Ett annat sätt att utvärdera dem är efter hur konsekvenserna beskrivs av respektive metod - t ex omfattning, risk, varaktighet, vikt m m. Mangkol (1982) har utfört en sådan utvärdering

(figur 15). Nichols & Hyman (1982) har utvärderat metoderna dels efter hur konsekvenserna beskrivs men också efter t ex om allmänheten uppmuntras till att delta och om metoderna är arbetskrävande och kostsamma (figur 16).

PROCESS ACTIVITY:	USEFUL METHODOLOGIES:
Impact identification	matrices - simple - stepped
Describing affected environment	matrices - simple - stepped networks checklists - simple - descriptive
Impact prediction and assessment	checklists - descriptive - scaling
Selection of proposed action	matrices - simple - stepped checklists - descriptive - scaling - weighting-scaling

Figur 14. Canter's (1986) sammanställning av olika MKB-metoders användbarhet för olika steg i MKB-proceduren.

Factors	Simple checklists	Overlay	Network	Matrix	Linear vector	Environmental evaluation system
1. Magnitude	-	x	x	x	x	x
2. Prevalence	x	x	x	x	x	x
3. Duration & frequency	-	-	-	-	x	-
4. Risk	-	-	-	-	x	-
5. Importance	-	x	x	x	x	x
6. Mitigation	-	-	x	-	-	-

Figur 15. Utvärdering av MKB-metoder efter hur konsekvenser beskrivs. Från Mongkol (1982).

Criteria (1)	McHarg's map overlay (33) (2)	Met- land (9) (3)	Goals- achieve- ment matrix (13) (4)	Surro- gate worth trade- off (11) (5)	Deci- sion anal- ysis (25) (6)	Leopold ma- trix (28) (7)	EES (5) (8)	EQA (7) (9)	WRAM (40) (10)	Net- work anal- ysis (41) (11)	AEA (17) (12)	KSIM (24) (13)
Explicitly treats the probabilistic nature of environmental effects	N	N	P	N	S	N	N	N	N	N	S	N
Examines indirect and feedback effects	P	P	O	O	O	N	N	N	N	S	S	P
Considers the dynamic nature of environmental systems	N	N	O	O	O	N	N	N	N	P	S	S
Uses a multiple-objective approach	N	N	S	S	S	N	P	N	S	P	P	O
Makes a clear distinction between facts and values	N	P	S	P	S	N	N	S	P	N	P	O
Encourages participation by public and decision makers	N	P	S	P	N	N	N	P	N	N	P	P
Parsimonious in requirements of time and money	P	N	N	N	N	S	P	P	N	P	N	P

Key: S = Satisfied criterion. P = Partially satisfies criterion. N = Does not satisfy. O = Not applicable.

Figur 16. Utvärdering av MKB-metoder efter hur konsekvenser beskrivs m fl egenskaper. Från Nichols & Hyman (1982).

B1.8 Metoder för plan-MKB

Plan-MKB som idé är åtminstone ca 20 år gammal. Utvecklingen av MKB-metoder för plan-MKB har dock inte kommit långt. Vid litteratursökning av sådana metoder har jag endast funnit ett fåtal utformade särskilt för plan-MKB.

En av de tidigare är MEIR (Master environmental impact report) som är utvecklad för konsekvensbeskrivning av översiktliga planer och ekonomiska program (Hall 1977). Konsekvensbeskrivningen gäller tätbebyggda områden.

Vid konsekvensbeskrivningen föreslår Hall (op cit) att området avgränsas grovt ("urban limit line"). Genom olika standardtal räknas påverkan ut t ex ökad vattenavrinning, ökad mängd sopor/hushåll, ökad trafik m m. För industrier används standardtal för att räkna ut vattenanvändning/ytenhet, avloppsvatten/ytenhet, vattenavrinning m m. Denna påverkan översätts sedan för att få fram miljöeffekterna.

Som hjälpmedel i konsekvensbeskrivningen föreslår Hall (1977) användningen av tre olika räkenskapssystem - ett för naturresurser, ett för obebyggd mark och ett för befintlig kapacitet hos serviceanläggningar t ex avloppssystem och reningsverk.

En annan metod för konsekvensbeskrivning av markanvändningsplaner förslås av Shapiro, ASCE & Rogers (1979). Man använder sig av modeller och linjär programmering. För olika markanvändingsalternativ (uttryckt i antal invånare) kan man få fram två olika typer av tabeller - en för "fiscal impacts" (olika kostnader, skatter m m) och en för miljökonsekvenser.

Bonnicksen & Lee (1982) föreslår ytterligare en metod (biosocial systems analysis) för konsekvensbeskrivning av resurspolicies. De använder sig av systemanalys och matemaisk modellering och simulering.

Lee & Wood (1980) har utfört en översikt av metoder för projekt-MKB och för MKB i fysisk planering. I sin tabell över MKB-metoder tar de upp t ex följande metoder som användbara i fysisk planering (s 17):

Tasks:

Identify aspects of the environment to be studied, for which goals and objectives might be formulated

Predict physical resource use and waste generation levels associated with forecast economic/social changes

Methods:

Checklists

Checklists and matrices for identification use. Resource and waste coefficient analyses.

Develop alternative plans, determine environmental evaluation criteria.

Intuitive techniques, Delphi forecasting consultation. Trade-off, cost-benefit, goals achievement matrix analysis. List of standards.

U.S. Department of Housing and urban development i Washington har låtit ge ut en handbok för "Areawide environmental assessment" (AEA) (NTIS 1981). Handboken riktar sig till experter, planerare, m fl som ska utföra AEA. Syftet med AEA sägs vara:

- Coordinate and comprehensively assess the proposed actions of several federal agencies,
- Test the environmental implications of comprehensive area-wide land use plans, and provide insights for use in future refinements of such plans,
- Address the cumulative impacts of urban growth patterns, accounting for the likely effects if private as well as public actions,
- Prepare formal areawide EIS's which provide a framwork for subsequent project-level environmental assessments and A-95 reviews, thereby reducing the scope, expense and time required for reviewing project scale actions" (s VI).

Det sägs vidare att handbokens metodik lämpar sig särskilt väl för områden där ny bebyggelse eller utbyggnad av befintlig bebyggelse ska ske (s 8). Man beskriver också hur man tänker sig att AEA ska kopplas ihop med översiktlig planering ("comprehensive planning").

Alternativ i detta sammanhang är olika scenarios, framtidsbilder för området. Ämnesbredden i AEA är "the physical and social conditions of the study area".

Boken presenterar dels en procedur för AEA och dels presenteras olika värderingstekniker för 21 olika värderingskriterier ("land development suitability, agricultural lands, unique natural features, noise, energy, visual quality, fire hazards", etc). Innehållet i de olika stegen beskrivs utförligt. Följande steg ingår i proceduren:

- Determine need and feasibility of preparing an areawide assessment" .

Under steg 1 ovan ska bestämmas om AEA behövs. Blir svaret ja bestäms bl a översiktligt konsekvenserna av olika aktiviteter med hjälp av t ex nätverk.

- Establish area boundaries, analysis units and environmental data base.
- Identify and spatially allocate areawide alternatives.
- Scoping
- Environmental analysis.
- Impact synthesis and evaluation.
- Recommendations.

Användbarheten av olika metoder för plan-MKB verkar inte ha utvärderats. Vid litteratursökning av metoder för plan-MKB kommer mycket lite material fram. Metoder för projekt-MKB har utvärderats på flera olika sätt vid flera tillfällen. Men så verkar inte vara fallet med metoder för plan-MKB. Fortsatt forskning och utveckling behövs på detta område.

B1.9 Svenska metoder

Jag ska här mycket kort beskriva några svenska "metoder". Huså-metoden presenteras mer utförligt i kapitel 5. Huså-metoden, Linköpings- och Öresundsprojektet, Markanvändning-norr och Lerumstudien är tidigare beskrivna i Hilding-Rydevik (1986).

Huså-metoden

Huså-metoden presenterades första gången 1978 (Wallentinus et al 1978). Metoden utvecklades då för konsekvensbeskrivning av bebyggelse i fjällområden. Den har senare utvecklats vidare av Wallentinus (se bl a Wallentinus 1982) till att användas för konsekvensbeskrivning av även annan exploatering i tätortsnära områden. Det gäller framför allt exploatering av naturmark. Huså-metoden består bl a i användningen av en variant av "scaling checklist" som beskrevs tidigare under rubriken checklistor (se kapitel 5 för en utförligare beskrivning av Huså-metoden).

Linköpings- och Öresundsprojektet

I Linköpingsprojektet utvecklades metoder för att beskriva markens förutsättningar för olika markanvändningar (s k förutsättningsanalys) (se Statens naturvårdsverk 1977, Björkhem m fl 1980 för metodbeskrivning, se Hilding-Rydevik för beskrivning av förutsättningsanalys). I Öresundsprojektet (se Statens naturvårdsverk 1978, Skärbäck 1980 för metodbeskrivning) utvecklades Linköpingsprojektets metoder vidare, bl a med hjälp av data-teknik. Syftet med projektet var att bl a konsekvensbeskriva en fast Öresundsförbindelse. Olika omständigheter medförde att konsekvensbeskrivningen inte kunde föras så långt som planerat. En grov konfliktöversikt presenterades dock.

Idéerna i båda projekten påminner bitvis om McHargs idéer och metoder för landskapsanalys, som bl a använder sig av överläggs-tekniken.

Markanvändning-norr

I projektet markanvändning-norr utvecklades systemanalytiska

datamodeller. Med dessa kunde simuleringar göras för att se bl a miljökonsekvenserna av olika utvecklingsalternativ. Fallstudien ville bl a utröna konsekvenserna på rennärningen av olika virkesuttag i skogsbruket (se bl a Abrahamsson m fl 1983).

Lerum-studien

Lerumstudien presenterar en arbetsmetod som ska hjälpa till att tillföra det kommunala planarbetet kunskap om naturens begränsningar och möjligheter (se Jerkbrant m fl 1983 för metodpresentation). Man visar hur en "naturdatabank" kan byggas upp och hur den kan användas för olika utvärderingar (t ex markens förutsättningar för olika verksamheter, jämför med Linköpings- och Öresundsprojektet). Man arbetar bl a utifrån ekosystemavgränsningar och med att definiera målen för naturen mer precist.

Målbeskrivningen utgör en viktig del i Lerumstudiens sätt att beskriva miljökonsekvenser. Deras metod liknar en slags variant på mål-medel-analys (en typ av administrativ metod som ska underlätta eller förbättra beslutsfattande, se Gorpe 1978). I Lerumstudiens konsekvensbeskrivning ingår att målen med naturen är klart uppsatta, t ex "förbättrad hushållning med mark och vatten". Medlen att nå detta mål preciseras sedan för den exploatering som konsekvensbeskrivningen gäller. I Lerumstudien gällde det bl a valet mellan två områden för bostäder. Medlen i detta fall preciserades då t ex till att "närreklamationsområden säkerställs inom gångavstånd från bebyggelsen" och "att produktiv jordbruksmark större än 2 ha bibehålls för framtid behov". Konflikt- och konsekvensbedömningen består då av att de båda exploateringsområdena utvärderas efter hur de kan uppfylla målen och hur väl medlen kan tillämpas på respektive område. Redovisningen sker i tabellform med beskrivande text.

VIA-metoden

Emmelin och Brusewitz (Emmelin 1984) har utarbetat en metod för konsekvensbeskrivning av olika utvecklingars påverkan på landskapet. Metoden kallas visuell konsekvensanalys (VIA=visual impact analysis). Metoden går ut på att genom detaljerade analyser av ett område kunna skapa bilder av hur landskapet sett ut, ser ut idag och kan komma att se ut vid olika utvecklingsalternativ. Emmelin (1988) säger att metoden är användbar av tre skäl:

- landskapets förändring över längre tid kan visas
- resultaten av alternativa framtida utvecklingslinjer visas på ett konkret sätt i verkliga landskapsavsnitt
- metoden är lämpad som hjälpmedel vid analys av effekterna av olika typer av policy

Planering för landsbygdsområden

I Erikssons & Liljeroos (1987) studie var syftet "att pröva hur andra markanvändningar än bebyggelse kan hanteras i översiktlig fysisk planering". Bl a ville man se om "effekter för kommunens utveckling kan lyftas fram och göras tydligare".

Man har arbetat med bl a utformningen av "effektbeskrivningar". Beskrivningarna har inte bara gällt effekter på miljön utan även effekterna på arbete, ekonomi och service. Effektbeskrivningen anknyter till Lerum-studien på så vis att effektbeskrivningen även här utgår ifrån att mål måste sättas upp för miljön. På liknande sätt utvärderas sedan exploateringsåtgärder m m efter hur de uppfyller de utsatta målen för miljön. Man har även i den sammanfattande effektbeskrivningen visat effekterna av olika utvecklingsscenarios (3 olika alternativ).

Redovisningen av effekterna sker dels för respektive sektorintresse (t ex grusutvinning, skogsbruk) i form av mindre enkla matriser. Dels sker en sammanfattande redovisning av effekterna med beskrivande text och staplar införda i en större matris (se figur 17).

Om ekologiska krav vid översiktlig planering av kustvatten

Naturvårdsverket har utarbetat ett förslag till hur kustområden kan behandlas i den fysiska planeringen (Statens naturvårdsverk 1987). Där föreslår man att överläggstekniken med kartor (typ McHarg) ska användas för att visa "nuvarande förhållanden", "anskråk", "konfliktområden" och "miljökonsekvenser" (figur 18). Någon närmare beskrivning av hur själva konsekvensbeskrivningen går till lämnas dock inte.

IVL

Jernelöv & Marinov (1987) har utarbetat ett förslag till hur man kan tillämpa MKB på projekt. Man föreslår dels en MKB-procedur för projekt dels har man utarbetat en slags checklista för konsekvensbeskrivning av:

- marina
- turistanläggning
- avloppsreningsverk för en stad med mer än 100 000 invånare
- avloppsreningsverk för en stad med mellan 10 000 och 100 000 invånare
- "submarine sewer outfall" för en stad med upp till 100 000 invånare

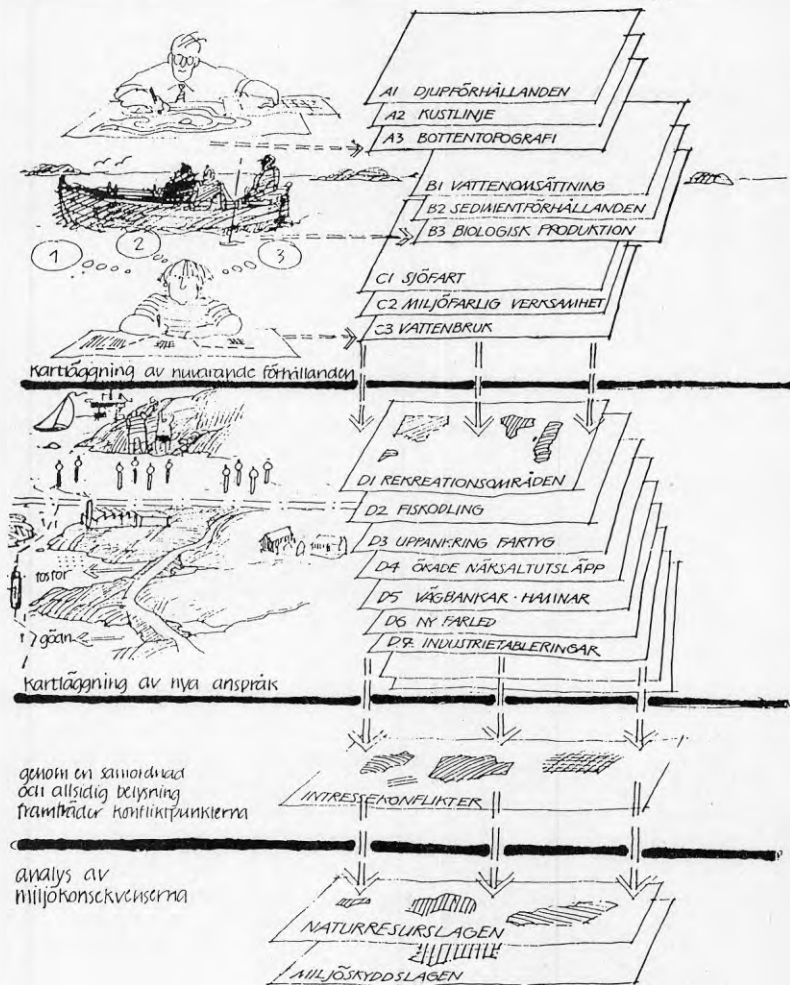
Proceduren gäller projekt som ska godkännas på nationell nivå. Checklistan är en s k enkel checklista som beskriver vilka faktorer som ska vara med vid miljökonsekvensbeskrivningen. Formerna för redovisning och värdering diskuteras ej i förslaget.

Vägars miljöpåverkan

Vägverket (1987) beskriver hur de anser att deras projekt ska konsekvensbeskrivas. Boken är tänkt för vägprojektörer. Metodbeskrivningen består av en checklista över vad som ska ingå i konsekvensbeskrivningen. Beskrivningen innehåller också uppgifter om möjliga konsekvenser av vägdragningar. Mätmetoder förslås ej. Det finns även förslag till generella lösningar för att minska effekterna av vägen.

Åtgärder	Arbete, ekonomiskt	Service	Miljö
<p>Svartälven-Sävsjön, komb. A. (storskalig, rationell prod.)</p> <ul style="list-style-type: none"> <input checked="" type="checkbox"/> Intensivt skogsbruk, jordbruksmark och myrmark beskas <input checked="" type="checkbox"/> Vägförbättring, Sävsjön <input checked="" type="checkbox"/> Vattenbrukscentrum utvecklas <input checked="" type="checkbox"/> Maximal fiskodling <input checked="" type="checkbox"/> Flera grustäkter <p>Kommentarer: -----</p>	<p>500 nya jobb inom 10 år.</p> <ul style="list-style-type: none"> Nya verksamheter, differentiering. Bättre telanät, vägnät (väg 63 och 709). Ida till vara lokala resurser, gamla anläggningar m.m. t.ex. sjöförvaltning på Svartälven och midsjöerna Utveckla turismen och smyckesindustrin 1000 besökare per år till 1990. 	<p>Underlätta boende i och kring Hjulsjö, Sikfors, Hamnarn för att bibehålla service.</p> <ul style="list-style-type: none"> Snabbare och bekvämare transportsystem, för arbets- och fritidsresor till Karlskoga, Kopparberg, Örebro. Utveckla aktiviteter och service längs turiststråken: Svartälven, Lokaldalen samt riksväg 63. 	<p>Underlätta verksamheter som bibehåller jordbruksmark: Brödsjö, Hjulsjö, Gränsh. mm.</p> <ul style="list-style-type: none"> inom rekreativnsområden bör skogsbruket anpassas till friluftsliv och viltvård. Miljöstörningar ska hindras i bostads- och fritidsområden, ca 300 m zoner. Bibehålla god vattenkvalitet, Lokavatten och friske prioriteras. Möjliggör försurning. Åtgärda och utveckla samröda områden och begränsa nya ingrepp.
<p>Svartälven-Sävsjön, komb. B. (lokala resurser)</p> <ul style="list-style-type: none"> Turistmineralgruva Mätligt vattenbruk Rationellt skogsbruk Jordbruksmark för vilthägn <input checked="" type="checkbox"/> Vattenbrukscentrum och Naturresurscentrum utvecklas Minire grustakt <p>Kommentarer: -----</p>	<p>utnyttjad biologisk prod.kapacitet i omr. 5000 lösh</p> <p>100 %</p>	<p>andel påverkade kommuninvånare</p> <p>100 %</p>	<p>andel påverkade kommuninvånare</p> <p>100 %</p> <p>intensitet total påverkan marginell, tillfällig</p>
<p>Svartälven-Sävsjön, komb. C. (turism och rekreation)</p> <ul style="list-style-type: none"> Turistmineralgruva Vägförbättring, Sävsjön Vattenbruk, turismpasset Ågrestiplets, PKH-leder m.m. Ågrestiplets, PKH-leder m.m. Ågrestiplets, PKH-leder m.m. Ekkustionsområdet Skiidortanläggningar Vilthägn på f.d. jordbruksmark <p>Kommentarer: -----</p>	<p>100 %</p>	<p>100 %</p>	<p>100 %</p>

Figur 17. Effekter på arbete, ekonomi, service och miljö utvärderade efter lokala utvecklingsmål. Från Eriksson & Liljeroos (1987). □ = nyckelåtgärd



Figur 18. "Planeringsprocess för översiktlig planering". Från Naturvårdsverket (1987).

En procedur för MKB-arbetet föreslås.

Metoder för sammanvägning, värdering m m av konsekvenser föreslås ej.

Hanveden-projektet

Projektets syfte är "att redovisa det intrång som olika markanvändningsanspråk får för naturmiljön" (Asplund, Borgstrand och 1988) inom Hanvedenområdet strax söder om Stockholm. Projektet drivs av regionplane- och trafikkontoret vid Stockholms läns landsting i samarbete med kommunerna Botkyrka, HUddinge och Haninge. Man vill bl a se hur riksintressena påverkas av föreslagna utbyggnadsplaner. En stor del av arbetet har varit att inventera dels naturmiljön och bevarandevärden dels att inventera exploateringsintressena (inventeringarna är redovisade i Asplund m fl 1988).

Det fortsatta arbetet (som ännu inte är helt avslutat och redovisat) har gällt metodutveckling av konflikt- och konsekvensbedömning. Hittills har man prövat sig fram med hjälp av dels händelseträd (nätverk) och en tregradig klassning av "effekterna" samt poängsättning av dessa klasser (figur 19a). Vidare har man använt matriser och värdering (poängsättning) enligt en femgradig skala (figur 19b).

Utvecklingsarbetet är dock ännu inte avslutat och många frågetecken kvarstår. Projektet fortgår på regionplane- och trafikkontoret och en fortsättning kommer troligen till stånd också på institutionen för Mark- och vattenresurser, Tekniska Högskolan i Stockholm.

Vattnet i kommunal planering

Denna rubrik är titeln på en rapport från Boverket och Naturvårdsverket som visar hur "vattnet kan behandlas i den fysiska planeringen och kopplingen till sektorsplaneringen" (Boverket & Statens naturvårdsverk 1989).

Man visar här ett diagram över hur man anser att bl a miljökonsekvenser ska komma in i planeringsprocessen. Man visar också en matris, en slags mål-medel-analys. Man visar hur man utifrån kunskap om vattenkvalitén sätter upp mål för vattnets fortsatta kvalitét och sedan ser man på vilka medel som behövs för att nå detta mål (figur 20). Man förordar vidare den överläggsteknik som naturvårdsverket (1987) presenterade i rapporten om kustvattnen (figur 18). Hur själva konsekvensbeskrivningen kan utföras beskrivs kortfattat i form av en enkel checklista och frågor som kan besvaras. Belastningsberäkningar, flödesmodeller, ekologiska modeller ges som exempel på användbara metoder.

B1.10 Avslutning

"Methodologies do not provide complete answers to all questions related to the impacts of a potential project or set of alternatives. Methodologies are not "cookbooks" in which a successful study is achieved by meeting the requirements of the methodologies. Methodologies must be selected based on appropriate evaluation and professional judgement relative to data inputs as well as analysis and interpretation of results" (Canter 1986).

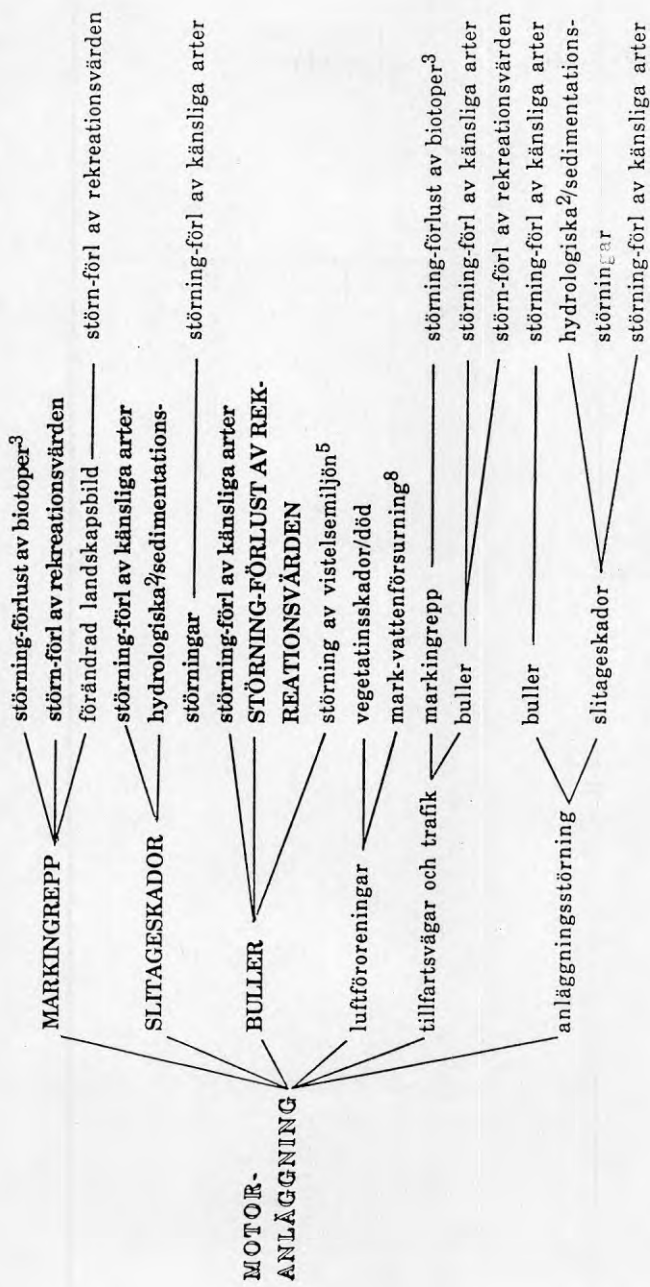
Siffrorna uppe i vänstra hörnet kommer från vertikalbedömningen.

Siffrorna nere i högra hörnet kommer från horisontalbedömningen

	FRITIDSBEYGGELSE BIALITE	BALINGSTA	STORVRETEN	GAMLA SMEDSTORP	KISALA	EKBÄCKEN	PERMANENT BOSTÄDER OMRÅDE 1	VISÄTTRA SYD	ÖSTRA SÖRSKOGEN
LAGENLIGT SKYDDAD NATUR									
RIKSINTRESSEN FÖR NATURVÅRDEN									
RIKSINTRESSEN FÖR KULTURMINNESVÅRDEN									
RIKSINTRESSE FÖR FRILUFTSLIVET	15 2	15 2	15 2	15 2	// 2	/			
LÄNSSTYRELSENS NATURVÅRDSPROGRAM									
GRÖNA BÄLTET		8 1							
EKOLOGISKT SÅRSKILT KÄNSLIGA OMRÅDEN		15 6							
SKYDDSVÅRDA OMRÅDEN MED HÖGA NATURVÅRDEN	15 2	15 2				8 1			
REGIONAL OCH LOKAL KULTURMINNESVÅRD		4 8				// 2			
STRÖV- OCH PROMENAD- OMRÅDEN	15 3					4 2			
MARK, VATTEN OCH LUFT	// 5	// 5	// 5	// 5	// 5	// 5			
FLORA OCH FAUNA	15 2	15 2	15 2	15 2	15 2	15 2			
LANDSKAPSBILD	4 1	4 1	4 1	4 1	4 1	4 1			
FRILUFTSLIV OCH REKREATION	5 2	5 2	5 2	5 2	5 2	5 2			
VISTELSEMILJÖ	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1	1 1			

Figur 19. Hanvedenprojektets konsekvensbeskrivning med hjälp av händelsetråd, matris och poängsättning.

a) Händelsetråd med poängsättning. 1) Stora och definitiva effekter - 10p, 2) betydande effekter - 3p, 3) mindre och eventuella effekter - 1p. Värdena som fås i händelsetrådet sätts in i en matris (se figur 20b) och kallas i den för "vertikalbedömningen". Från Asplund m fl 1988.



Figur 19. Hanvedenprojektets konsekvensbeskrivning med hjälp av händelseträäd, matris och poängsättning.

b) Värden från "vertikala" bedömningen (figur 19a) sätts in i matrisen. Sedan utförs en andra värdering utifrån anspråkens påverkan på bevarandevärderna (bl a riksintressena) som kallas "horisontell värdering" i matrisen. Poäng: mycket stor påverkan - 20, stor påverkan - 15p, betydande påverkan - 10p, märkbar påverkan - 4p, liten påverkan - 1p. Från Fredbäck (1989).

Bedömning – ekologisk påverkan						
Utfall	BRA		ACCEPTABELT		DÅLIGT	INGEN BEDÖMNING
Beslut	Inga förändringar	Ökad belastning	Inga förändringar	Förbättring behövs		1. Utredning 2. Ingen åtgärd
Översiktsplan	Oförändrad markanvändning alt. bevarande omr. Mål: bibehållen vattenkvalitet, naturvärde	Förändringsomr. Mål för miljö-kvalitet tex möjlighet för fiske, fosforhalt, siktdjup X m. Långsiktigt nyttjande.	Oförändrad markanvändning. Mål: bibehållen vattenkvalitet, naturvärde	Oförändrad markanv. alt. förändrings område. Mål för miljö-kvalitet anges tex inga alg-blomningar, pH>X.		Oförändrad markanvändningar
Genomförande och åtgärdsbehov	Ev. säkerställande enl NVL. Rekommendation bebyggelse och anläggningar. Detaljplan, områdesbest.	Rekom: bebyggelse och anläggningar. Detaljplan, områdesbest.,	Rekom: bebyggelse och anläggningar. Detaljplan, områdesbest.	1. Avlastning 2. Restaurering 3. Kalkning 4. Samråd jord-skogsbruk, vattenkraft 5. Rekom: bygg o. anläggningar 6. m.m.		1. Inventering av naturvärde 2. Undersökning av vattenkvalitet 3. Flödesmätningar

Figur 20. Förslag till utvärdering av vattenkvaliteten enligt Boverket & Naturvårdsverket (1989).

REFERENSER

- Abrahamsson, K.V., Mattsson, L. & Weissglas, G. 1983. Systemanalys och norrländsk markanvändning. Markanvändning-norr, rapport 6. Univ. i Umeå, Geografiska inst.
- Ahmad, Y.J., 1985. Guidelines to environmental impact assessments in developing countries. St Edmundsbury press, Bury St Edmunds, Suffolk.
- Andersson, I., Florgård, C. & Wallentinus, H-G. 1987. Miljöeffektbeskrivning - Gymnasietomten och Fabriksvägen i Kallhäll. CONEC - Konsulterande ekologer HB. Täby.
- Asplund, E., Borgestränd, L. & Rud, O. 1988. Hanvedenprojektet. Delrapport samt bilaga. Stockholms läns landsting, Regionplane- och trafikkontoret. Stockholm.
- Atkins, R., 1979. Usefulness of environmental impact analysis procedures in small scale planning and development control decisions, evaluated by means of a case study. Imperial college of science and technology, University of London, Centre for environmental technology.
- Balfors, B., 1988. Miljökonsekvensbeskrivning av faktorer som påverkar vattenkvaliteten i ett avrinningsområde. Inst för kulturteknik, Kungl Tekniska Högskolan. Medd Trita-kut 1048. Stockholm.
- Beanlands, G., 1986. Baseline studies/scoping methods. Stencil till "International seminar on environmental impact assessment", 6-19 July, 1986 University of Aberdeen, Scotland, United Kingdom.
- Bisset, R., 1986. Introduction to impact assessment methods. Stencil till "International seminar on environmental impact assessment", 6-19 July, 1986 University of Aberdeen, Scotland, United Kingdom.
- 1980. Methods for environmental impact analysis - recent trends and future prospects. J. Env. Management (1980) 11, pp 27 - 43.
 - 1978. Quantification, decision - making and environmental impact assessment in the United Kingdom. J. of Env. Management (1978), pp 43-58.
- Bjur, H. (red.) 1987. Ett ekologiskt synsätt i översiktlig planering. Byggforskningsrådet, T-skrift T12:1987. Svensk Byggtjänst. Stockholm.
- Björkhem, U., Borg, L., Gerell, R. & Johnsson, G. 1980. Metoder för landskapsanalys - exempel från Linköpings kommun. Statens naturvårdsverk, PM 1319. Solna.
- Björklund, G. 1984. A geomorphological evaluation of the Dalälven area with assessment of different evaluation models. Naturgeografiska inst., Uppsala univ. (diss.).

- Bonnicksen, T.M. & Lee, R.G. 1982. Biosocial systems analysis: An approach for assessing the consequences of resource policies. *J. of Env. Management* (1982)15, pp 47-61.
- Borg, L. & Arnemo, R., 1980. Ekologisk grundsyn och fysisk riksplanering. Högskolan i Kalmar. Bakgrundsmaterial till naturresurs- och miljökommittén. Stockholm.
- Boverket & Statens naturvårdsverk 1989. Vattnet i kommunal planering. Naturvårdsverket informerar. Solna.
- Børset, E. & Lerstang, T., 1981. Konsekvensbeskrivningar - praksis og erfaringer fra noen land. Norsk institutt for by- og regionforskning. NIBR-rapport 1981:111. Oslo.
- Canter, L. 1989. Concepts and principles of environmental impact assessment. Environmental and Ground water institute, Univ. of Oklahoma, USA. Paper written to Institution for engineers Malaysia.
- 1986. Methods for impact assessment. Stencil till "International seminar on environmental impact assessment", 6-19 July, 1986, University of Aberdeen, Scotland, United Kingdom.
- Checkland, P. 1981. Systems thinking - systems practice. Wiley & Sons.
- CONEC - Konsulterande ekologer HB 1988. Vegetationskartering och ekologisk konsekvensanalys av tre tätortsnära områden i Haninge kommun 1988. CONEC. Täby
- Edman, M. et al 1981. KPP-projektet om kommunal fysisk översiktsplanering. Byggnadsnämnden, rapport R4:1981. Svensk Byggtjänst. Stockholm.
- Elkin, T.J. & Smith, P.G.R. 1988. What is a good environmental impact statement. Reviewing screening reports from Canadas national parks. *J. of Env. Management* (1988) 12, pp 71 - 89.
- Emmelin, L. 1988. Alternativa framtidsbilder. I: Bostadsdepartementet och Forskningsrådsnämnden 1988. Naturresurser och landskapsomvandling. Svensk Byggtjänst. Stockholm.
- 1984. För att diskutera framtiden behöver vi se den. *Plan* (1984)5-6, s. 274-284.
- 1983. Planering med ekologisk grundsyn. Bakgrundsrapport nr 13 till Naturresurs- och miljökommittén. Stockholm.
- Engellau, P. 1981. Visioner, profetior och framtidsforskning - om att fundera på framtiden. I: Föreningen för kommunal statistik och planering 1981. Framtidsbedömningar för regional och lokal samhällsplanering.
- Eriksson, I-M. 1989. Environmental impact assessment. Forskarseminarium 10-11 aug. 1989, Stockholm. Byggnadsnämnden.

- Eriksson, I-M. & Liljeroos, K. 1987. Planering för landsbygdsområden. Naturresurser och alternativvärderingar. Byggforskningsrådet, rapport R74:1987. Svensk Byggtjänst. Stockholm.
- ESCAP (State of the environment in Asia and in the Pacific) 1987. Application of environmental impact assessment to water resources development projects. Water resources Journ. (1987), pp 31 - 38.
- Faludi, A. 1987. A decision-centred view of environmental planning. Pergamon press, Oxford.
- Folkesdotter, G. 1987. Nyttans tjänare och skönhetens riddare. Statens institut för byggnadsforskning, medd. M:14. Svensk Byggtjänst, Stockholm.
- Foster, B., 1983. Landuse policy and planmaking: the role of EIA in forward planning. Environmental assessment: current status and future prospects. Symp. Crete 10-17 April, 1983.
- Fredbäck, K. 1989. Hanvedenprojektet. Metoddel. Stencil. Region- och trafikplanekontoret. Stockholms läns landsting. Stockholm.
- Friend, J. & Hickling, A. 1987. Planning under pressure. The strategic choice approach. Pergamon press, Oxford.
- Gross, M. & Fabos, J.G. 1984. Resource accountability in landscape planning: The Metland approach. Massachusetts agricultural experiments station research bulletin (1984) 693, pp 25 - 45.
- Gunnarsson, J. 1981. Kommunal planering i olika fördelningssituationer. NORDREFO (1981) 1-2.
- Hall, R. 1977. MEIRS - a method for evaluating the environmental impacts of general plans. Water, air and soil pollution (1977) p7.
- Helsingborgs kommun 1988. Översiktsplan för Helsingborgs kommun. Stadsbyggnadskontoret, planavdelningen, översiktsplanesektionen. Helsingborg.
- Hermens, P., 1976. EIA in the Netherlands. Anteckningar från föredrag på "International seminar on environmental impact assessment", 6-19 July, 1986, University of Aberdeen, Scotland, United Kingdom (föredraget finns ej formellt dokumenterat).
- Hilding-Rydevik, T., 1987. Kommuner, ekologi, naturvård och naturresurser. Organisation och ärendehandläggning. Byggforskningsrådet, rapport R99:1987. Svensk Byggtjänst. Stockholm.
- 1986. Metoder för naturresursplanering med ekologisk grundsyn - en litteraturstudie över naturvärderingsmetoder m m. Byggforskningsrådet, rapport R46:1986. Svensk Byggtjänst. Stockholm.

- Hjukström, S. 1989. Kommunala miljövården får ett A- och ett B-lag. Kommunaktuellt (1989)4, s 8-9.
- Hollick, M. 1986. Environmental impact assessment an international evaluation. J. of Env. Management 10(1986)2, pp 157-178.
- 1981. Environmental impact assessment as a planning tool. J. of Env. Management (1981) 12, pp 79-90.
- Holling, C.S. 1978 (ed). Adaptive environmental assessment and management. International series on applied systems analysis, no. 3. International institute for applied systems analysis (IIASA). Wiley & sons.
- Jain, R.K., Urban, L. V. & Stacey, G. S. 1981. Environmental impact analysis - a new dimension in decision making. Van Nostrand Reinhold Environmental Engineerings series.
- 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. Svensk Byggtjänst. Stockholm.
- Jerkbrant, B., Jerkbrant, C. & Malbert, B., 1979. Ett ekologiskt synsätt i översiktlig planering - en kunskapsöversikt. Bygghörsningsrådet, rapport R98:1979. Stockholm.
- Jernelöv, A. & Marinov, U. 1987. Environmental impact assessment - a practical approach. IVL-report B859. Stockholm.
- 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.
- Jones, G., 1983. Environmental impact assessment at the planning level: two systems. I: PADC Environmental impact assessment and planning unit (eds) 1983. Environmental impact assessment. Martinus Nijhoff publ Boston, The Hague, Dordrecht, Lancaster.
- Jordbruksutskottets betänkande 1987/88:23. Miljöpolitiken inför 1990-talet.
- Kennedy, 1985. Environmental impact assessment and highway planning. A comparative case study analysis of the United States and the Federal Republic of Germany. International institute for environment and society. Wissenschaftzentrum, Berlin.
- Khakee, A. 1989. Kommunal planering i omvandling 1947 - 1987. Geografiska inst., Umeå universitet, GERUM nr 13.
- Lee, B.J. 1982. An ecological comparison of the McHarg method with other planning initiatives in the Great Lakes basin. Landscape planning (1982)9, pp 147-169.

- Lee, N., 1982. Environmental impact procedures. *Ekistics* 49 (may-june 1982) 7, pp 227-229.
- Lee, & Wood 1980. Methods of environmental impact assessment for use in project appraisal and physical planning. Dpt of Town and country planning, Univ. of Manchester. Occasional paper no 7. Manchester.
- 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.
- Lundgren, L. J. 1989. Miljöpolitik på längden och på tvären. Statens naturvårdsverk, rapport 3635. Solna.
- McCallum, D.R. 1987. Follow-up to environmental impact assessment: learning from the Canadian government experience. *J. of Env. Monitoring and assessment* (1987)8, pp 199-215.
- McHarg, I.L. 1969. Design with nature. Doubleday natural history press, Garden city, N.Y.
- Miller, T. 1989. Miljökonsekvensbeskrivningar - erfarenheter från USA. Stencil. Inst. för Fastighetsteknik, Kungl. Tekniska Högskolan. Stockholm.
- Molander, P. 1981. Systemanalys i Sverige. Forskningsrådsnämnden, Delegationen för systemanalys. Rapport nr 42 - D. Stockholm.
- Monbailliu, X. 1983. Role of environmental impact assessment in plans and policies. I: PADC Environmental impact assessment and planning unit (eds.) 1983. Environmental impact assessment. Martinus Nijhoff publ., Boston, The Hague, Dordrecht, Lancaster.
- Mongkol, P. 1982. A conceptual development of quantitative environmental impact assessment methodology for decisionmakers. *J. of Env. Management* (1982) 14, pp 301 - 307.
- Nichols, R. & Hyman, E. 1982. Evaluation of environmental assessment methods. *J. of the water resources planning and management div.* 108, no WR1, march 1982.
- Nilsson, J. 1974. Ekologisk planering i Kanada och USA. Statens naturvårdsverk PM 551. Stockholm.
- Norton, G. A. & Walker, B. H. 1982. Applied ecology: towards a positive approach. I. The context of applied ecology. *J. of Env. Management* (1982) 14, pp 309 - 324.
- NTIS Report, PB83 - 123703. Areawide environmental assessment: Guidebook. Prepared for Department of Housing and urban development, Washington. Skidmore, Owings and Merrill, Washington, DC.
- PB - 281 315 1977. Land management, a technical report on selected analytical techniques for state and local government.

- O'Riordan, T. & Sewell, W. R. D. (eds.) 1981. Project appraisal and policy review. John Wiley & Sons Ltd.
- Pearlman, K. 1977. State environmental policy acts - local decisionmaking and land use planning. J. of the American Institute of Planners 43 (1).
- Prasartseere, M. 1982. A conceptual development of quantitative environmental impact assessment methodology for decision-makers. J. of Env. Management (1982) 14, pp 301 - 307.
- Påhlsson, L. & Borg, L. 1977. Ekologiska kriterier för markanvändningsplanering. Statens naturvårdsverk, forskningsnämnden, kontrakt nr 7 - 364/77.
- Rau, J. G. & Wooten, D. C. (eds.) 1980. Environmental impact analysis handbook. McGraw-Hill book company.
- Regeringens proposition 1987/88:85. Miljöpolitiken inför 90-talet.
- Roberts, P., Adkins, M. & Shaw, T. 1980. Environmental impact assessment. Working paper no 1. Dept. of Urban & Regional Planning. Coventry Polytechnic.
- Roberts, R.D. & Roberts, T. M. (eds.) 1984. Planning and ecology. Chapman and Hall, London.
- Rodgers, J. L. 1976. Environmental impact assessment, growth management, and the comprehensive plan. Ballinger publ. comp., Cambridge, Massachusetts.
- Rudberg, E. 1985. Från mönsterplan till kommunöversikt. Den fysiska översiktsplaneringens framväxt i Sverige. Byggforskningsrådet G7:1985. Svensk Byggtjänst, Stockholm.
- Schmidt, S. 1981. De valdas val. Kommunal beslutstruktur och beslutsprocess. Kommundepartementet. Kommunaldemokratiska kommittén. Ds Kn 1981:23.
- Shapiro, M.H., A.M. ASCE & Rogers, P.R. 1979. Environmental model for screening land-use plans. J. of the Urban planning and development division 105(1979)2, pp 151-167.
- Sjöberg, D. 1986. Kommunplanen, samrådsremiss av förslaget maj 1986. Miljö- och hälsoskyddskontoret, Sollentuna kommun. DS 20/86. Sollentuna.
- Skärbäck, E. 1981. Landskapsinformation och planering. Sveriges Lantbruksuniversitet, Alnarp. Konsulentavdelningens rapporter Landskap 60. Lund.
- 1980. Öresundsprojektet. Lanskapsanalys. Metodrapport. Statens naturvårdsverk, PM 1268. Solna.
- Sollentuna kommun 1988. Kommunplan.
- Del 1. Utvecklingsmöjligheter
 - Del 2. Mål för planläggning och byggande inom bebyggda områden.
 - Bilaga. Länsstyrelsens yttrande.

- 1987. Kommunplan del 6. Samrådsredogörelse
 - 1986. Planläggningen i stadsbyggnadsprocessen. Förslag till handläggning. Stencil. Sollentuna.
 - 1982. Rapport om miljösituationen i Sollentuna 1981. Hälsovårdskontoret. Sollentuna.
- Statens naturvårdsverk 1989. Miljövård en kommunal angelägenhet. Naturvårdsverket informerar. Surte.
- 1987. Om ekologiska krav vid översiktlig planering av kustvatten. Naturvårdsverket informerar. Solna.
 - 1985. The swedish system of environmental impact assessment. Report 3044. Solna.
 - 1978. Öresundsförbindelser-landskapsanalys. SNV Medd. 3/1978. Solna.
 - 1977. Landskapsanalys i Linköpings kommun. SNV PM 663. Solna.
- Statens offentliga utredningar 1983. Naturresursers nyttjande och hävd. Betänkande av naturresurs- och miljökommittén. SOU 1983:56. Stockholm.
- Statens planverk 1988. Boken om översiktsplan 1987. Stockholm
- Strömberg, K. 1986. Planera med osäkerheter. En metodik för tvärsektorieell planering tillämpad på kommunal bostadsförsörjning. Byggnadsforskningsrådet, T7:1986. Svensk Byggtjänst. Stockholm.
- Strömberg, L. & Westerståhl, J. (red.) 1983. De nya kommunerna. Sammanfattning av den kommunaldemokratiska forskningsgruppens undersökningar. Liber förlag. Stockholm.
- Sundström, B. 1984. Methods in environmental planning. Inst. för landskapsplanering, Sveriges lantbruksuniversitet, Alnarp.
- Svenska naturskyddsföreningen 1979. Tänk efter före. Rapport från ett idémöte om miljökonsekvensbeskrivningar. Stockholm.
- Tomlinson, P. 1986. Project screening methods. Stencil till "the International seminar om environmental impact assessment", 6 - 19 july, Univ. of Aberdeen, Scotland, UK.
- VBB-arkitekter, VBB-trafik, Sture Koinberg Landskapsarkitekter, Conec & Florgård HB 1988. Programskiss för Barkarbystaden - Miljöutredning.
- Wallentinus, H-G. 1989. Erfarenheter av miljökonsekvensbeskrivningar. Stencil. Svar på frågor om MKB till Hilding-Rydevik, T., Inst. för Mark- och vattenresurser, Tekniska Högskolan, Stockholm.
- 1988. Ekologiska konsekvensanalyser. Bättre grönområden med hjälp av analyserna som underlag i stadsplanerings- och utbyggnadsprocesser. Stencil. CONEC, Täby.

- 1982. Konsekvensbedömning vid markanvändning för bebyggelse i tätortsnära områden. Inst. för Kulturteknik, Tekniska Högskolan, meddelande Trita - Kut 1029. Stockholm
- Wallentinus, H-G., Eriksson, S., Florgård, C. & Kylin, M. 1988. Västra grönområdet - översiktlig miljökonsekvensbeskrivning samt detaljstudier av sju planerade utbyggnadsområden. CONEC-Konsulterande ekologer HB. Täby.
- Wallentinus, H-G. & Hilding-Rydevik, T. 1985. Ekologi i kommunal fysisk planering. Seminarierapport. Byggeforskningsrådet, rapport R59:1985. Svensk Byggtjänst, Stockholm.
- Wallentinus, H-G., Jerling, L. & Liljelund, L.E. 1978. Metodik för konsekvensbeskrivning av bebyggelse i fjällområden. Förslag till arbetsmetodik samt fallstudie i Huså. Inst. för Kulturteknik. Tekniska Högskolan, meddelande, serie A 3:24a. Stockholm.
- Wathern, P. (ed.) 1988. Environmental impact assessment. Theory and practice. Unwin, Hyman. London.
- Wathern, P., Brown, I.W., Roberts, D. A. & Young, S. N. 1985. Assessing the environmental impact of European community policy. Landscape res., summer 1985, 10 (2), p. 2 - 5.
- Wenster, P. 1987. Mål och medel i det kommunala naturresurs- och miljövårdsarbetet. I: Naturresurser i samhällsplaneringen. Byggeforskningsrådet, T-skrift T16:1987. Svensk Byggtjänst. Stockholm.
- 1982. Miljövårdsarbete på kommunal nivå. Stencil. Naturresurs- och miljökommittén, projekt 22. Stockholm.
- Westerlund, S. 1981. Miljöeffektbeskrivningar. En undersökning av USA:s och Sveriges rättsregler för beslutsunderlag inför miljöpåverkande beslut.
- Del 1. Reglerna och tillämpningen i USA. Naturresurs- och miljökommittén. Bakgrundsrapport nr 4. Stockholm.
- Del 2: Om miljöeffektbeskrivningar och om reglerna och förutsättningarna i Sverige. Naturresurs- och miljökommittén. Bakgrundsrapport nr 5. Stockholm.
- 1982. Miljöeffektbeskrivningar. Del 3. Naturresurs- och miljökommittén. Bakgrundsrapport nr 6. Stockholm.
- 1979. Inlägg i debatten om miljökonsekvensbeskrivningar på Svenska Naturskyddsföreningens konferens "Tänk efter före". Dokumenterad i Svenska Naturskyddsföreningen 1979. Tänk efter före. Stockholm.
- Wikfors, Ö. 1984. Samråd i praktiken. Om medborgardeltagande i fysisk planering. Byggeforskningsrådet, T-skrift, T15:1984. Svensk Byggtjänst. Stockholm
- Williams, R.H. 1986. EC environment policy, land use planning and pollution control. Policy and politics 14(1986)1, pp 93-106.

Wirén, E. 1979. Regional planering - vad det innebär. Byggeforskningsrådet T1979:20. Svensk Byggtjänst, Stockholm.

Vägverket 1987. Vägars miljöpåverkan. Handläggning och beskrivning av miljökonsekvenser vid vägprojektering. Publ. 1987:58.

Älvsbyns kommun 1988.

- Del 1. Översiktsplan för Älvsbyns kommun.
- Del 2 - 5. Fördjupning av översiktsplan. 2. Älvsbyns tätort, 3. Vidseles tätort, 4. Storforsens turistområde, 5. Pite Älvdal.

-- 1987. Översiktsplan för Älvsbyns kommun. Samrådsredogörelse för rapporterna 1 - 5.

**Denna rapport hänför sig till forskningsanslag 850374-0
från Statens råd för byggnadsforskning till Institutionen
för mark- och vattenresurser, Kungl tekniska högskolan,
Stockholm.**

R11: 1990

ISBN 91-540-5152-5

Statens råd för byggnadsforskning, Stockholm

Art.nr: 6801011

**Abonnemangsgrupp:
X. Samhällsplanering**

**Distribution:
Svensk Byggtjänst
171 88 Solna**

Cirkapris: 62 kr exkl moms