

# **Styrning av markanvändning och miljö**

Lars Emmelin, BTH, Peggy Lerman, Lagtolken AB

**Ansvarskommittén**



---

STATENS OFFENTLIGA  
UTREDNINGAR

---



2006-02-01



## Styrning av markanvändning och miljö

Lars Emmelin, BTH, Peggy Lerman, Lagtolken AB

### SAMMANFATTNING

Vårt uppdrag är att beskriva de problem i styrningen av mark och miljö som utgörs av ett överskådligt, motsägelsefullt och komplicerat regelverk i samspel med en sektoriserad förvaltning. Samt att därvid särskilt försöka peka på implikationerna för Ansvarskommitténs utredningsuppdrag. Vårt uppdrag har explicit inte innefattat att ge förslag till organisation på någon nivå men att försöka lyfta fram och diskutera implikationer av vår analys för organisation, relationen mellan stat och kommun osv.

Rapporten är i enlighet med uppdraget utformad som en löpande diskussion kompletterad med dels en serie korta presentationer av olika styrmedel (bilaga A 1 – 9) dels en serie konkreta exempel (Bilaga B) där båda bilagorna bidrar till både att formulera problem och att exemplifiera dem.

Den följande sammanfattningen är förhållandevis utförlig. Risken finns trots det att komprimerade utsagor framstår som alltför förenklade och därmed onödigt utmanande. Huvudtexten erbjuder då underbyggnad eller nyansering.

Rapporten har en tydlig slagsida mot utvecklingen inom ”miljöparadigmet”. Den bygger på tidigare arbeten där vi undersökt regelverk och förvaltning av mark- och miljö. Vi oroas av tre saker:

- På kort sikt av att systemen faktiskt framstår som ineffektiva. Miljönyttan av mycket arbete framstår som alltför låg. För lite uppnås med för mycket insats.
- På lång sikt ser vi risk för bakslag för miljövård och planering. Kritiken mot regelverk och miljöpolitik är i alltför många avseenden berättigad. Det innebär att motståndet mot miljövård och planering växer med risk för nedmontering i stället för reformering av systemen.
- Att översynen av lagstiftning och organisation inte sker samlat för området styrning av mark och miljö. Revisioner görs dessutom i enskild lagstiftning, en i taget, men inte samlat i regelsystemet.

Kapitel 1 behandlar en central utgångspunkt: *att miljövård och planering av markanvändning är aktiviteter som i många avseenden är väsensskilda*. Vi diskuterar detta som *två paradigmer*.

En väsentlig poäng är att även om det rör sig om två olika och delvis svärförenliga styrfilosofier så är båda var för sig nödvändiga, legitima och funktionella.

Utgångspunkten för ”miljöparadigmet” är ett naturvetenskapligt förhållningssätt till beslut om miljön. Tanken att det på vetenskaplig grund går att avgöra vad som är ”hälsosamt”, ”vad naturen tål” är central. Ett beslut är gott och legitimt om det vilar på bästa möjliga vetenskapliga bedömning. Expertkunskap och central överblick över ett kunskapsområde är avgörande för ”korrekta” beslut. Miljön som en kollektiv nytta men också naturens egenvärde utgör fundamentala utgångspunkter. Bevarande eller återskapande av ”naturliga” och ”hälsosamma” tillstånd är grundläggande. Miljöparadigmet leder till att utgångspunkt både för reglering och för administration tas i naturen: ”vad naturen tål” men också till försök att upprätta ”naturgivna” regionindelningar.

”Planparadigmets” grund är att styrning av förändring av mark- och miljö skall vila på avvägningar mellan olika legitima, men inte nödvändigtvis förenliga intressen. Planeringens ursprung är omvandlingen av den byggda miljön och behovet av att väga enskilda mot allmänna intressen. Ett beslut är gott och legitimt om det uppnått i en process där intressena fått komma till tals och avvägningen ytterst vilar på en representativ demokratisk församlings beslut. Förändring och ny markanvändning är grundläggande.

De två paradigmen kan illustreras som en funktion av två särskiljande dimensioner: den geografiska och administrativa mellan centralt och lokalt samt den dimension som beskriver beslutsfattandets grunder i kalkylerade respektive kommunikation. (Figur 1.1 i avsnitt 1.3)

Samspelet mellan dessa grundläggande skilda angreppssätt är ingen enkel organisatorisk fråga eller ett lagtekniskt spörsmål. Dagens separata tekniska översyner av respektive lagstiftning och utveckling av verktyg som åtgärdsprogram, miljökvalitetsnormer osv. löser inte många av de fundamentala problemen. Paradigmen innebär till exempel fundamentalt olika förhållningssätt till relationen mellan expertkunskap och politiskt beslutsfattande.

Dessa två paradigmen kan renodlas till positioner som kan beskrivas som avarter. Miljöparadigmets utgångspunkt i bevarande och en brist på tydliga kriterier för att styra förändring, försiktighetsprincipen och en fokusering på miljöproblemen som hot kan leda till en generell nej-sägarposition. Speciellt tydligt blir detta på lokal nivå i kombination med tendenserna till NIMBY (not in my back yard). Miljökonsekvensbedömning blir ett verktyg för att hindra förändring snarare än för att styra den.

Planparadigmet å andra sidan leder i en extremform till en stark övertro på planeringens möjligheter att inte bara forma den fysiska miljön utan också fylla den med socialt och ekonomiskt innehåll.<sup>1</sup> Genom god planering skall goda resultat automatiskt uppnås; ”goda intentioner ger goda resultat”. Former av stadsbyggande förutsätts leda till specifika former av stadskultur. Planeringen framställs som ”proaktiv” medan konsekvensbedömning, tillståndsgivning och tillsyn framställs som ”reaktiv”. Synsättet bortser i stor grad från att samhället/staten i många sammanhang inte är den avgörande aktören utan styr med restriktioner; planeringen är i stor grad ”avstyrande” och inte ”tillstyrande”.

---

<sup>1</sup> Planeringens motståndare gör av och till samma sak. Miljöprogrammets arkitektur och byggnadsteknik får skulden för effekterna av invandring, bristande integration, bidragsberoende, social segregation, ungdomskriminalitet osv.

Den utveckling som skett inom planering och miljöpolitik kan ses som försök att överbrygga motsättningarna mellan paradigmen. Detta sker i stor grad genom att miljöparadigmet ges en överordnad roll. Miljömål och miljö kvalitetsnormer skall ge mål att styra mot och sätta gränser för acceptabel utveckling inom vilka planeringens förändringsverksamhet får verka. En huvudkonklusion av vår analys i de följande kapitlen är emellertid att detta överbryggande inte är framgångsrikt.

En orsak ligger i en syn på miljöproblem som kan sammanfattas som:

- ”miljö” som något slags enhet snarare än en komplex blandning av företeelser,
- ett naturligt tillstånd utan miljöproblem,
- att målkonflikter inte föreligger mellan olika miljöåtgärder,
- att det finns win-win situationer i målkonflikter mellan ”miljö” och andra intressen som medför att lösningar i princip alltid finns.

Den fysiska planeringens betydelse för miljövården begränsas av flera faktorer (avsnitt 1.4.2 och 3.2):

- det långa tidsperspektivet på den fysiska omvandlingen,
- sektorisering och bristande samordning och överblick hos de viktigaste aktörerna – inte minst centrala verk som är aktörer regionalt och lokalt,
- strategiska besluts taktiska natur,
- oklarhet om tolkningen av överordnade mål och nationella intressen till lokala realiteter,
- en generell försvagning av planeringen som strategiskt instrument (se 3.2).

För miljöpolitiken och därmed för såväl regelverk som administration är begreppet *hållbar utveckling, HUT*, centralt och diskuteras i kapitel 2. HUT är i likhet med andra centrala politiska begrepp som ”demokrati”, ”jämställdhet” osv. genom sin allmänna karaktär samtidigt viktiga som konsensuskapande och problematiska när de skall omsättas i handling. HUT innebär i den form begreppet fick av Brundtlandkommissionen att nuvarande generationer skall tillgodose sina behov utan att äventyra framtida generationers möjlighet. Detta skall ske genom en utveckling som samtidigt är ekologiskt, socialt och ekonomiskt hållbar. Vi illustrerar olika synsätt på HUT med en serie figurer från Brundtlandkommissionens där hållbarhet definieras av skärningen mellan de tre till olika varianter där någon aspekt är överordnad. Sammanfattningsvis pekar vi på ett antal egenskaper och egenheter hos HUT:

- Hållbar utveckling är ett viktigt överordnat, visionärt begrepp av politisk karaktär.
- Hållbar utveckling är i grunden negativt definierat: av att en ohållbar situation kan förutsägas och beskrivas följer inte ett entydigt svar på hur en hållbar utveckling ser ut. Det finns flera vägar till hållbarhet.
- Hållbar utveckling är inte ett entydigt vetenskapligt begrepp som kan överlåtas åt experter att operationalisera.
- Många av komponenterna eller indikatorerna på ekologisk hållbarhet t.ex. i miljömålsstrukturen är av politisk natur och behöver avvägas, förhandlas eller förankras i dialog mot social och ekonomisk om man hållbar utveckling skall vara skärningen mellan tre likvärdiga dimensioner.
- Begreppet ger olika aktörer möjlighet att relativt godtyckligt och efter egna intressen välja vilka aspekter som betonas.

- Tanken att enighet om överordnade, men mångtydiga begrepp leder till konsensus om samhällsproblem och deras lösningar är central i hållbarhetsretoriken men har också genomslag i olika former av programarbete som regional tillväxt, miljömål osv.

För Ansvarskommittén är de viktigaste slutsatserna av resonemangen:

- Hållbar utveckling måste avvägas och förhandlas i processer, som griper över sektorer men också går genom administrativa nivåer från övernationellt till lokalt, om viktiga faktorer i ekologisk hållbarhet skall få genomslag.
- Hur relationen mellan regional utveckling och nationella intressen inom miljövard, hälsa, naturvard, turism och friluftsliv organiseras blir avgörande för hur hållbarhetsfrågorna hanteras men också mera grundläggande för hur de konstrueras och definieras.
- Organisationsformerna på regional nivå och samspelet mellan politiskt beslutsfattande och expertorgan och expertkunskap är avgörande för hur avvägningar mellan hållbarhetsdimensionerna i praktiken kommer att göras.
- Hållbarhetsbegreppet som sådant ger föga ledning för vilken organisation som är funktionell. Snarare är organisationsformen en funktion av hur maktfördelningen mellan dimensionerna önskas.

Vi gör i kapitel 3 ett antal nedslag i *styrningen av mark och miljö* som vi menar har särskild betydelse för Ansvarsutredningen.

- Ett antal begreppspår diskuteras: distinktionen mellan styrning som är *verkningsfull eller effektiv*; fysisk planering och verksamhetsplanering dvs. styrning av *rummet och av funktioner*; *omvänd bevisbörda och försiktighetsprincipen*;
- Frågor som gäller *sektorssamordning och samspel mellan nivåer*
- *Bristen på konkret miljöhänsyn i regionalt tillväxtarbete* baserat på en studie av miljöbedömning av strukturfondsprojekt. Konklusionen är att programarbetet innehåller betydande hållbarhetsretorik medan den konkreta miljöhänsynen vid beslut om projektmedel är frånvarande eller illusorisk.
- *Det havererade svenska systemet för miljöbedömning*. Miljöbedömning och konsekvensanalys kunde vara viktiga verktyg för sektorssamordning och för att skapa konsekvens och konsistens mellan nivåer från central/statlig till lokal/kommunal. Den utveckling som miljökonsekvensbedömning, MKB och sedermera ”strategisk miljöbedömning, SMB” fått i Sverige är emellertid kontraproduktiv i långa stycken. Några av de punkter vi diskuterar är: implementeringen av EU-direktiv är *minimalistisk* och utan tydlig svensk miljöpolitisk vilja; *verktygen används samtidigt alltför ambitiöst och slappt, rituellt* genom ambitionen att *allt skall miljöbedömas* där internationell praxis koncentrerar sig på väsentligheter; ambitionerna hos vissa aktörer att gå långt utöver att undersöka konsekvenser och alternativ och utveckla redskapen från beslutsunderlag till att binda beslutsfattaren och avgöra vad som är hållbart; brister i avgränsning och koncentration i miljöbedömningarna.

Beträffande sektorssamordning och samspel mellan nivåer diskuterar vi i kapitel 3 samt mera i detalj i kapitel 4 och 5 vissa aspekter av:

- Hur internationella, nationella och regionala mål och intressen kan få genomslag i lokalt beslutsfattande och vägas mot eller stå över lokala intressen. Detta belyser vi i ett speciellt avsnitt om miljömålen i kapitel 5.

- Hur summan av lokalt beslutsfattande skall samordnas genom gemensamma mål eller restriktioner till fungerande helheter.
- Hur vetenskaplig kunskap skall samspela med värderingsbaserade politiska beslut.
- Hur lokal och regional utveckling skall harmoniseras med nationella och internationella bevarandeintressen.

När det gäller *avsaknaden av en regional planeringsnivå* är det fem sammanhängande funktioner på regional nivå som framstår som speciellt viktiga när det gäller styrningen av mark och miljö:

- Samordning av statens olika sektorer i en ”lagom” skala dvs. i en balans mellan överblick och närhet.
- Samspelet mellan regional utveckling och styrningen av mark och miljö.
- Förhandlingsarena för olika målkonflikter – inte minst regionalt utvecklingsstöd och hänsyn till miljö.
- Samlad bild av anspråk och intentioner när det gäller mark- och miljö.
- Kunskapsförsörjning för kommunal planering.

Dessa måste klaras av en regional organisation oavsett varifrån den har sitt mandat och hur den administrativt och geografiskt är utformad. Den produktion av program och strategier som skall ske inom miljömålsarbetet och som en funktion av gällande och kommande EU-direktiv gör behovet av en samlad och samordnad regional bild än större.

Både formella och mera allmänna nationella intressen medför ett behov dels av mekanismer för att ingripa när sådana skadas och för kunskapsförsörjning till den kommunala planeringen. Risken förefaller betydande att vi som resultat av separat utredande får en okoordinerad flora av instrument och verktyg: riksintressen, översiktsplaner, åtgärdsprogram samt en uppsättning program, strategier osv. med oklar formell status.

Vi kan konstatera att också på området styrning av mark och miljö brister det beträffande *korrekt och konsistent information till lägre nivåer och andra aktörer*. Bristerna föreligger beträffande termer och begrepp; information kan vara motstridig och felaktig; nya fakta tenderar att dyka upp på för motstående intressen oförklarligt sätt och systemen har inte alltid förmåga att *reagera på rätt tidpunkt* (se exempel B5).

En viktig tyngdpunktsförskjutning i regelverk och förvaltning, inklusive utformningen av EU-direktiv, är en förskjutning från fokus på enskilda utsläpp och begränsningar baserade på det ekonomiskt och tekniskt möjliga till att ta *utgångspunkt i miljöns egenskaper och tolerans*. Kapitel 4 ägnas åt exempel på detta: *EU-direktiv med naturen som utgångspunkt* (Vattendirektivet & Natura 2000); *miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram*.

Beträffande *vattendirektivet* (se A5) konstateras att maktfördelningen är öppen mellan den statliga vattenmyndigheten, centrala verk och kommunen när det gäller planering för mark- och vattenområden. Riskerna för såväl dubbelkommando som bortfall av frågor är påtaglig. Också vattenplaneringen är en fråga där det behövs ett samlat grepp på den regionala organisationen och utformningen av instrument och verktyg. Fokuseringen på vatten och en regionindelning för myndighetsutövning som utgår från vattnets egenskaper är exempel på de *”partiella helheter”* som uppstår i miljövard och planering: planeringen av marken skiljs från planeringen av vattnet.

*Natura 2000* innebär ett funktionellt synsätt på samspelet i landskapet som erkänner att fredade områden på olika sätt hänger samman med sitt omgivande landskap (B1–3). Sammanfattningsvis kan problemen sägas ligga i:

- Avsaknaden av procedur för utpekande av områden, men delvis också för prövning av förändringar.
- Skyddets nivå, vars strikthet har få motsvarigheter för annat slag av intresse.
- Kunskapsmässiga problem när det gäller möjligheten att rent faktiskt förutse vilka åtgärder som kan skada vilka värden på vilket avstånd, med förlust av rättsäkerhet och likabehandling.

*Miljö kvalitetsnormer* (A2; B12) behandlas ur två perspektiv. För det första problemen som hänger samman med utformning av kvantitativa normer med starkt styrande karaktär. För det andra problemet med en ökande flora av ”pseudonormer” eller ”normer av målsättningskaraktär”. ”Pseudonormer” äventyrar effektiviteten i den normstyrning som kan och bör ske på miljöområdet. De måste skapa betydande osäkerhet om vad som faktiskt gäller. Hur pseudonormer hanteras blir ett uppenbart relationsproblem mellan stat och kommun inte minst på regional nivå.

För *åtgärdsprogram* finns flera problem. En uppsättning handlar om formellt bindande program. Åtgärdsprogram kan utvecklas till serier av okoordinerade planer där olika sektorer och intressen tar ”partiella helhetsgrepp”. En god regional överblick och kompetens är nödvändig. Men än viktigare förefaller klarhet i relationen mellan olika aktörer, främst stat och kommun, vara. Åtgärdsprogrammets formella status är för närvarande oklar eftersom två olika utredningar kommer till olika resultat och förslag. Ett annat problem är den flora av strategier, program och vad som betecknas som ”åtgärdsprogram” utan att ha formell status som växer fram bl.a. som resultat av miljömålen – se 5.2.3.

De av Riksdagen beslutade *miljö kvalitetsmålen* ägnas kapitel 5. Skälen att särskilt uppmärksamma miljömålen är att de presenteras som en struktur för överordnad målstyrning av miljöområdet. Av Riksdagen givna, överordnade mål skall samordna en mängd olika aktörer – offentliga som privata – på olika nivåer. Den funktion som miljömålen förutsätts kunna fylla är central för Ansvarskommittén: skapa konsistens och konsekvens nedåt genom administrativa och geografiska nivåer, överbygga motsättningen mellan ”miljöparadigmet” och ”planparadigmet” mer eller mindre outtalat genom en gemensam överordnad målstruktur att styra mot i samband med planering och prövning. I retoriken förutsätts de också fungera visionärt dvs. få offentliga och privata aktörer på olika nivåer att frivilligt arbeta mot gemensamma mål. Vår analys pekar på att de saknar förutsättningar för att fungera så av både teoretiska och praktiska skäl. Målstrukturen kan inte sägas uppfylla väl etablerade kriterier för målstyrning, även om man accepterar själva grundtanken att målstyrning mot en flermålsstruktur skulle vara möjlig i ett samhälle med många aktörer med helt olika egna mål. Miljömålen – framförallt de olika delmålen – formella status framstår också som högst oklar för många aktörer. De är formulerade som om de hade status av kvantifierade och tidsatta bindande beslut och normer. Och det hävdas att de används av kommuner och länsstyrelser vid prövning vilket enkelt och sammanfattningsvis uttryckt inte är tillåtet; vi diskuterar frågan ”gäller miljömålen?” för att reda ut detta missförstånd. Den roll som myndigheten Miljömålsrådet har fått diskuteras kort. Att rådet inte har fått uppgift att klara ut eller ens belysa målkonflikter vare sig inom miljömålsstrukturen eller mellan miljömålen och andra samhällsmål innebär att dess roll begränsas till redogörelser för om målen uppnås.

Det föreligger minst fyra viktiga problem med miljömålen:

- Enighet om mål innebär inte enighet om åtgärder.
- Målkonflikter och sektorsrationalitet begränsar verkan av målen.
- Möjligheterna till ohörsamhet och symboliskt uppfyllande.
- Produktionen av strategier och ”åtgärdsprogram” riskerar att förstärka sektorisering och förvärra ”stuprörssamhällets problem på regional och lokal nivå.

Målen konkreta roll för samordning av olika administrativa och geografiska nivåer riskerar därför att bli starkt begränsad samtidigt som arbetet med målen binder resurser.

I kapitel 6 sammanfattar vi diskussionen kort i nio punkter:

- Stuprörssamhället.
- Miljö & plan; två paradigmer.
- Välfärdsstatens modell: konsensus om vaga begrepp.
- Oklar gräns mellan politik och administration.
- De politiska systemens behov av frihetsgrader.
- ”Åtgärdssamhället”.
- Tilltron till samordnande instrument.
- Spänningen mellan svenskt regelverk och EU-direktiv.
- Sektorsvisa revisioner.

Styrningen av mark och miljö kännetecknas därför *sammanfattningsvis* av:

- sektoriell fragmentering – överblick saknas på alla nivåer från nationellt till lokalt (om än i varierande grad),
- inkonsistens mellan nivåer: nationellt – regionalt – lokalt,
- målkonflikter döljs eller förnekas för att underlätta administration och beslutsfattande,
- regelverk och organisation behöver samspela men utreds och reformeras separat.

Det finns en fara att storslagna visioner leder till omfattande symbolpolitik i stället för pragmatisk handling inriktad mot konkreta problem. Den ”ekologiska moderniteten” – välfärdsstatens förlängning där det moderna projektet skulle reformeras – fungerar inte reflexivt och självkorrigering utan retoriskt döljande för problemen. Men kostnaderna för detta är höga i form av både låg miljönytta av reglerna och betydande motstånd.

*En övergripande slutsats* är då att det grundläggande problemet är att organisation och regelverk skulle behöva reformeras samlat.

*Om organisationen skall förändras separat måste förutsättningar skapas för:*

- ansvarsfördelning mellan förändring (plan/tillväxt) och bevarande, bland annat ”paradigmen miljö och plan”,
- fungerande relation mellan tillsyn – utförande,
- en planering som sätter spelplanen för regional utveckling genom att tydligt formulera sektorsvisa anspråk, peka på eller göra avvägningar, klargöra frihetsgrader och handlingsutrymme,
- regional sektorssamordning (särskilt om förutsättningen är en bibehållen struktur av självständiga sektorsverk),

- nivåkonsistens dvs. samordning mellan nivåer och avgränsning av lokalt självbestämmande.

## Innehållsförteckning

<b>0. OM UPDDRAGET .....</b>	<b>11</b>
<b>1. "MILJÖVÅRD" OCH "PLANERING" – TVÅ PARADIGM.....</b>	<b>12</b>
1.1 "MILJÖ"-PARADIGMET .....	13
1.2 "PLAN"-PARADIGMET .....	14
1.3 PARADIGMDISKUSSIOEN SAMMANFATTAD I EN FIGUR.....	14
1.4 NÅGRA KONTRASTER OCH BEGREPP I DE TVÅ PARADIGMEN .....	16
1.4.1 Synen på miljö .....	17
1.4.2 Fysisk planering och miljö .....	18
1.4.3 Relationen expertkunskap och politik.....	19
<b>2. BEGREPPET HÅLLBAR UTVECKLING – ANVÄNDBART FÖR STYRNING? .....</b>	<b>21</b>
<b>3. NÅGRA NEDSLAG I STYRSYSTEMEN.....</b>	<b>27</b>
3.1 NÅGRA VIKTIGA BEGREPPSPAR .....	27
3.1.1 Verkningsfull eller effektiv.....	27
3.1.2 Styrning av rummet och styrning av funktioner.....	28
3.1.3 Omvänd bevisbörda och försiktighetsprincipen .....	28
3.1.4 Avvägning: sammanvägning eller avgörande .....	28
3.2 NÅGRA NOTERINGAR OM DEN FYSISKA PLANERINGENS UTVECKLING .....	29
3.3 SEKTORSSAMORDNING OCH SAMSPEL MELLAN NIVÅER .....	30
3.3.1 Avsaknaden av en regional planeringsnivå.....	31
3.3.2 Finns det en "rätt" nivå för miljöproblem och planering? .....	32
3.3.3 Rikssintressen.....	32
3.3.4 Korrekt och konsistent information till lägre nivåer och andra aktörer.....	34
3.3.5 Regional statlig uppföljning och övervakning .....	35
3.4 REGIONAL UTVECKLING OCH STYRNINGEN AV MARK OCH MILJÖ .....	36
3.4.1 Två bilder av strukturfondsarbetet och miljön .....	36
3.4.2 En icke fungerande integration av miljöhänsyn? .....	37
3.4.3 Ansvarsuppdelning: utveckling - restriktioner.....	38
3.5. MILJÖBEDÖMNINGSSYSTEMET .....	39
3.5.1 Bakgrund .....	40
3.5.2 Miljöbedömningssystemet och styrning.....	41
3.5.3 Det svenska systemet för miljöbedömning – ett havererat system.....	43
3.5.4 "Strategisk miljöbedömning" .....	45
3.5.5 En konklusion för Ansvarskommittén .....	46
<b>4. MILJÖN SOM UTGÅNGSPUNKT FÖR STYRNINGEN .....</b>	<b>47</b>
4.1 EU-DIREKTIV MED NATUREN SOM UTGÅNGSPUNKT .....	47
4.1.1 Vattendirektivet.....	47
4.1.2 Natura 2000.....	48
4.2 MILJÖKVALITETSNORMER.....	49
4.2.1 Principer för normstyrning.....	50
4.2.1 Pseudonormer.....	51
4.3 ÅTGÄRDSPROGRAM.....	52
<b>5. MILJÖMÅLEN - FÖRNYELSE AV MILJÖPOLITIKENS RETORISKA DRÄKT ELLER MÅLSTYRNINGSSYSTEM.....</b>	<b>54</b>
5.1 BAKGRUND .....	54
5.2 MÅLSTYRNING MED MILJÖMÅLEN .....	56
5.2.1 Villkor för målstyrning .....	56
5.2.2 Gäller miljömålen?.....	59
5.2.3 Produktionen av strategier och "åtgärdsprogram" .....	59
5.3 MILJÖMÅLSRÅDETS ROLL.....	60
5.4 SAMMANFATTNING .....	61
<b>6. KONKLUSIONER - DISKUSSION AV SLUTSATSER .....</b>	<b>62</b>

<b>BILAGOR A - KORT BESKRIVNING AV STYRMEDEL M.M.</b> .....	<b>66</b>
A 1. MÅL FÖR HÅLLBAR UTVECKLING .....	67
A 2. MILJÖKVALITETSNORMER .....	69
A 3. ÅTGÄRDSPROGRAM .....	71
A 4. RIKSINTRESSEN .....	72
A 5. RAMDIREKTIV FÖR VATTEN .....	74
A 6. NATURA 2000.....	75
A 7. AVFALL .....	77
A 8. MILJÖKONSEKVENSANALYSER .....	79
A 9. REGERINGENS TILLÅTLIGHETSPRÖVNING .....	82
<b>BILAGA B – TILLÄMPNINGSEXEMPEL</b> .....	<b>84</b>
B1. NATURA 2000 OCH BOSTÄDER VID HAVET.....	85
B2. NATURA 2000 OCH BIBEHÅLLEN SALTHALT I SJÖAR .....	85
B3. NATURSKYDD OCH UTÖKAD TORVTÄKT .....	86
B4. CITYTUNNELN I MALMÖ.....	87
B5. SCANRAFF I LYSEKIL .....	88
B6. CITYSPÅREN I STOCKHOLM .....	89
B7. UTFYLLNAD FÖR RIKSINTRESSANT INFRASTRUKTUR .....	90
B8. MKB-SYSTEMETS SEKTORISERING .....	90
B9. PRÖVNING AV STORA SAMHÄLLSUTBYGGNADER.....	92
B10. REGIONAL PLANERING – RUFSS .....	95
<b>REGIONAL UTVECKLING – RUFSS FÖR STOCKHOLM</b> .....	<b>95</b>
B11. 3G ETT SYSTEM MED INBÖRDES KONKURRENS SOM DESSUTOM LÄCKER .....	97
B12. PLANLÄGGNINGSEXEMPEL .....	98

### ***Figurförteckning***

FIGUR 1.1A PARADIGM OCH DIMENSIONER .....	15
FIGUR 1.1.B PARADIGM OCH DIMENSIONER - PROBLEMSTÄLLNINGAR .....	16
FIGUR 2.1 BRUNDTLANDMODELLEN AV HÅLLBAR UTVECKLING.....	22
FIGUR 2.2 EU-RETORIKENS HÅLLBARHETSMODELL.....	22
FIGUR 2.3 EKOLOGISK HÅLLBARHET SOM RAM.....	23
FIGUR 2.4 EN EKONOMISTISK MODEL .....	23
FIGUR 2.5 EU-PRAKTIKENS HÅLLBARHETSMODELL.....	24
FIGUR 2.6 KLYFTA MELLAN MILJÖVÅRD OCH SOCIO-EKONOMISK UTVECKLING .....	24
FIGUR 5.1 DE 16 NATIONELLA MILJÖMÅLEN .....	55
FIGUR B8 MKB-SYSTEMET FÖR PLANERING OCH PRÖVNING .....	90
FIGUR B9 ÖVERSIKT AV BESLUTSSYSTEM FÖR INFRATSRUKTUR .....	94
FIGUR B10.1 SAMBAND REGIONALA STYRMEDEL.....	95
FIGUR B10.2 TABELL MED BESLUTSREDSKAP.....	96

## 0. OM UPPDRAGET

Vårt uppdrag för Ansvarskommittén utgår från tidigare arbeten som vi gjort och bland annat publicerat i rapporten ”Miljöregler – hinder för utveckling och god miljö?”<sup>2</sup>

Vårt uppdrag är att beskriva de problem i styrningen av mark och miljö som utgörs av ett överskådligt motsägelsefullt och komplicerat regelverk i samspel med en sektoriserad förvaltning. Samt att därvid särskilt försöka peka på implikationerna för Ansvarskommitténs utredningsuppdrag. Vårt uppdrag har explicit inte innefattat att ge förslag till organisation på någon nivå men att försöka lyfta fram och diskutera implikationer av vår analys för organisation, relationen mellan stat och kommun osv.

Miljövård och fysisk planering framställs ofta som hinder för tillväxt och utveckling. Röster höjs för att förenkla, avskaffa rätt till överklagande, minska samråd, ta bort konsekvensanalyser etc. Ofta är utgångspunkten att systemen för fysisk planering och miljövård är mer eller mindre dysfunktionella – byråkratiska, ineffektiva osv. En mera ideologisk ståndpunkt – att ”marknaden” skulle vara bättre i stånd att skapa önskvärda framtida tillstånd i miljön än planering och reglering – är ofta mer eller mindre framträdande i kritiken. För att underlätta för företagande, minska ”byråkratiskt krångel” osv. görs

Till dessa frågor hör i hög grad hur miljöregler och planering påverkar och påverkas av spelet mellan stat och kommun framförallt på regional nivå, hur kompetens och resurser hos kommuner och länsstyrelser brister eller används till mindre produktiva uppgifter.

Vi oroas av tre saker. På kort sikt av att systemen faktiskt framstår som ineffektiva. Miljönytta av mycket arbete framstår som alltför låg. För lite uppnås med för mycket insats. På lång sikt ser vi risk för bakslag för miljövården. Kritiken mot regelverk och miljöpolitik är i alltför många avseenden berättigad. Det innebär att motståndet mot miljövård och planering växer med risk för nedmontering i stället för reformering av systemen. Samt beträffande översynen av lagstiftning och organisation att detta inte sker samlat för området styrning av mark och miljö.

Rapporten har en tydlig slagsida mot utvecklingen inom ”miljöparadigmet”. Skälen för detta är att det är här som vi sett mest av den utveckling som oroar oss genom att skapa ökad oklarhet och genom okoordinerade förändringar, utveckling av oklara och i värsta fall kontraproduktiva regleringar vars resultat kan vara långsiktigt negativt för miljövården. Att utvecklingen inom planering inte beskrivs i lika stor grad betyder inte att vi anser att allt står väl till utan mera att det är förändringar inom miljöreglerna som förefaller starkast påverka de ansvars- och maktförhållanden som vi diskuterar åt Ansvarskommittén.

Planering och miljövård görs till syndabock. De fundamentala problemen med utbyggnaden av 3G-systemet på tre år ligger inte i hantering av bygglov och miljöprövning men fokus kan riktas mot detta och operatörerna slingra sig ur vad som var uppenbart orimliga åtaganden.

---

<sup>2</sup> Emmelin, L. & Lerman, P. (2004): ”Miljöregler – hinder för utveckling och god miljö?” BTH Research Reports 2004:09. (kan hämtas som pdf-fil på [www.bth.se/fou](http://www.bth.se/fou))

## 1. "MILJÖVÅRD" OCH "PLANERING" – TVÅ PARADIGM

Styrning av mark och miljö grundas på två olika tankemönster och styrfilosofier och vi skall därför inledningsvis beskriva dessa något. Vi sätter arbetsnamnen "Miljö" och "Plan" på de två. Vi skall skärskåda de två mönstren ur flera synvinklar för att avslutningsvis sammanfatta dem i en figur.

Utgångspunkten för "miljö" är ett naturvetenskapligt förhållningssätt till beslut om miljön. Tanken att det på vetenskaplig grund går att avgöra vad som är "hälsosamt", "vad naturen tål" är central. Ett beslut är gott och legitimt om det vilar på bästa möjliga vetenskapliga bedömning. Expertkunskap och central överblick över ett kunskapsområde är avgörande för "korrekta" beslut. Miljön som en kollektiv nytthet men också naturens egenvärde utgör fundamentala utgångspunkter.

"Plan"-tanken är att styrning av förändring av mark- och miljö skall vila på avvägningar mellan olika legitima men inte nödvändigtvis förenliga intressen. Planeringens ursprung är omvandlingen av den byggda miljön och behovet av att väga enskilda mot allmänna intressen. Ett beslut är gott och legitimt om det uppnåts i en process där intressena fått komma till tals och avvägningen ytterst vilar på en representativ demokratisk församlings beslut. Lagstiftningen har inte minst försvaret av den enskilde markägarens intresse gentemot det allmänna som en viktig grund.

Grovt kan man säga att dessa två tankemönster eller styrfilosofier präglar Miljöbalken respektive Plan- och bygglagen. Vi vill emellertid inledningsvis frigöra oss från dessa två lagkomplex för att renodlat kunna skärskåda de två mönstren. Lagstiftning försöker i verkligheten ofta att förena mer eller mindre svårförenliga angreppssätt: effektivitet med rättsäkerhet och bred förankring; demokratiskt beslutsfattande med expertavgörande osv. De två tankemönstren kommer därför i mer eller mindre tydlig grad till uttryck i olika delar av lagstiftning och ingendera av regelverken är renlärt.

Det är två olika paradigmer som vi här beskriver. Begreppet paradigm är adekvat eftersom det rör sig om tankemönster som går igen i lagstiftning, utbildning, professionskultur osv. Om man så vill skulle man kunna tala om två diskurser: miljödiskursen och planeringsdiskursen. Redan den kortfattade karaktäristiken ovan gör det uppenbart att de två paradigmen kommer att medföra olika förhållningssätt till en mängd centrala frågor för Ansvarskommittén. Hur makt skall fördelas mellan organ i samhället, vilken vikt olika nivåer skall ges, hur expertkunskap skall vägas mot lokalt självbestämmande, relationen mellan tjänstemän och politiker osv. kommer att se olika ut ur de olika perspektiven.

En väsentlig poäng för oss är att visa att även om det rör sig om två olika och delvis svårförenliga styrfilosofier så är båda nödvändiga, legitima och funktionella. Och att det kan vara mer än en fråga om teknisk samordning mellan lagar eller mellan olika förvaltningar att hantera målkonflikter och motsättningar. Många av de överväganden som Ansvarskommittén skall göra innebär direkta eller indirekta ställningstaganden till relationen "miljö" – "plan". Miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram för olika frågor utgör, för att föregripa diskussionen, verktyg som förskjuter makten mellan nivåer och sektorer. Miljöfrågorna aktualiserar t.ex. gränserna för kommunalt självbestämmande. De bindande åtgärdsprogram som skall göras av vattenmyndigheten i kraft av Vattendirektivet innebär sådana förskjutningar som

idag både sakligt och lagtekniskt framstår som högst oklara till sin innebörd och räckvidd. Vi tror att det är av stor vikt att dessa frågor vägs in i Ansvarskommitténs arbete.

### 1.1 "Miljö"-paradigmet

Utgångspunkten för miljöparadigmet är i grunden ett bevarande av miljöförhållanden. Den underliggande tankefiguren att det finns naturliga tillstånd som är önskvärda och hälsosamma innebär att "naturliga tillstånd" är eftersträvansvärda vare sig det gäller landskapets fauna och flora, estetiska värden osv. eller påverkan genom utsläpp eller ingrepp. Bevarande eller restaurering av naturliga tillstånd gäller då inte enbart i landskapet utan också med avseende på till exempel stadsluftens innehåll, klimatets naturliga variationer osv. Huruvida bevarande ses som ett egenvärde eller som ett medel för att uppnå önskvärda förhållanden varierar: miljövärden har ett ofta oklart förhållande till frågan om naturens egenvärde kontra naturen som nyttighet för människan. I lagstiftningen är det dock de naturliga tillståndens funktion som kollektiv nyttighet för att säkra hälsa och välbefinnande som dominerar över tanken på naturens egenvärde oaktat att egenvärdet bekräftas genom miljöbalkens portal. En viktig fråga blir då vilken grad av påverkan på naturliga tillstånd som är acceptabel för miljö, hälsa, säkerhet osv. Detta har i miljöparadigmet i stor grad setts som en vetenskaplig fråga, en fråga för experter och expertkunskap medan innehållet av politisk värdering i sådana frågor ofta tonats ned. Att vetenskaplig och dessutom ofta omstridd och osäker kunskap ligger till grund för bedömning av giftighet, för beräkning av spridning av föroreningar, för avancerade modeller för klimatpåverkan av koldioxidutsläpp eller påverkan på skogstillväxt av försurande ämnen osv. tenderar att skymma de ingående värderingsfrågorna. Att kunskap och slutsatser ofta är osäkra och omstridda innebär naturligen en stark fokusering på kunskapsfrågorna. Det uppstår ofta strid också i de politiska organen om verklighetsbeskrivningen i stället för om hur man skall förhålla sig till osäker och fragmenterad kunskap om miljöproblemen.

Det blir en naturlig följd av miljöparadigmets tankemönster och tankefigurer att central expertkunskap kommer att ses som avgörande för möjligheten att bevara eller forma en god och hälsosam miljö. Med normer för tillståndet i miljön, riktvärden för utsläpp, generella föreskrifter för verksamheter, villkor för påverkan osv. försöker man definiera det handlingsutrymme inom vilket tillväxt, planering osv. bör få operera. Den vetenskapliga kunskapens sektorisering medför att miljöfrågorna i praktiken delas upp i många områden. Oavsett tal om helhetssyn och "hållbar utveckling" är miljöfrågorna i praktiken oftast starkt uppdelade. Separata direktiv, regelverk, åtgärdsprogram osv. förefaller dessutom bl.a. som en funktion av EU öka denna sektorisering. Miljöbalkens gemensamma ram synes inte förmå hålla emot denna utveckling.

Genom fokus på vetenskaplig dvs. i stor grad universell kunskap, genom behovet av standards och referensnivåer för önskvärda tillstånd som påpekats ovan blir miljöparadigmet centralistiskt, top-down. En betoning av "uppifrånstyrning" ligger närmast som en självklarhet i paradigmet. Vetenskaplig kunskap och central överblick är förutsättningar för miljö kvalitetsnormer, gränsvärden osv. liksom värdering av vilken natur som i ett internationellt och nationellt perspektiv är hotad, bedömning av hur stora stammar av rovdjur som behövs för att de skall vara livskraftiga osv. Förståelsen för lokalt motstånd har därför historiskt sett varit liten inom naturvården. En omsvängning verkar i viss grad ske bl.a. inom svenskt nationalparksarbete där lokalt förankringsarbete medförde att den första nationalparken i fjällkedjan på flera decennier kunde etableras i Fulufjället medan såväl Kirunafjällens som Södra Jämtlandsfjällens nationalparker havererade. Å andra sidan kan man se hanteringen av såväl Natura 2000 som vattendirektivet som ett stärkande av den vetenskapliga, centralistiska sidan av miljövärden.

Vi kan speciellt i Natura 2000 se en påtaglig risk för att motsättningarna mellan central naturvård och kommunal planering kan skärpas på ett icke önskvärt och icke avsett sätt. (se bilaga A6 och B1-3)

## 1.2 "Plan"-paradigmet

Planeringen har sitt ursprung i det reglerade stadsbyggandet vars mål är att tekniskt och juridiskt reglera förhållandet mellan olika urbana funktioner, organisera samfärdsel, kommers och offentligt liv, skapa brandsäkerhet och hygieniska förhållanden, forma stadsmiljöerna till uttryck för makt och kontroll. Professionellt knyts planering till arkitektur. I Sverige är detta tydligare än i många andra europeiska länder där stadsbyggande och arkitektur hör till arkitekt professionen medan planering i stort t.ex. kommunal översiktlig planering, regional utvecklingsplanering etc. är en separat profession med mera tydlig tyngdpunkt i ekonomi och samhällsvetenskap. Först under senare decennier har arkitekterna i Sverige fått konkurrens av planeringsutbildning fristående från arkitektskolorna.

Fysisk planering är definitionsmässigt en aktivitet som har förändring som sin grund: planeringens mål är förändrad markanvändning.

Den gestaltande traditionen medför en syn på framtiden som ett projekt att kontrollera och kolonisera.

*Tillstyrande eller avstyrande planering?* Styrningen sker i stor grad både inom den fysiska planeringen och inom miljöområdet genom restriktioner. Kommunala planer anger visserligen vad som tänkes ske inom planens område men det är i hög grad andra aktörer än kommunen som skall fylla planerna med konkret innehåll inom ramar som dessa sätter upp. För översiktsplanen som skall täcka hela kommunens yta är uppgiften visserligen att ange kommunens intentioner för markanvändningen. Instrumenten för att förverkliga intentionerna är dels att kommunen som markägare och byggherre faktiskt förverkligar dem, att genom att skapa infrastruktur styr in andra aktörer i bestämda utbyggnads- och verksamhetsmönster och slutligen att ge restriktioner som styr andra aktörer till bestämda områden, utbyggnadstyper, typ av miljöpåverkan, och i vissa fall t.o.m. gränser för störningar, utsläpp osv.

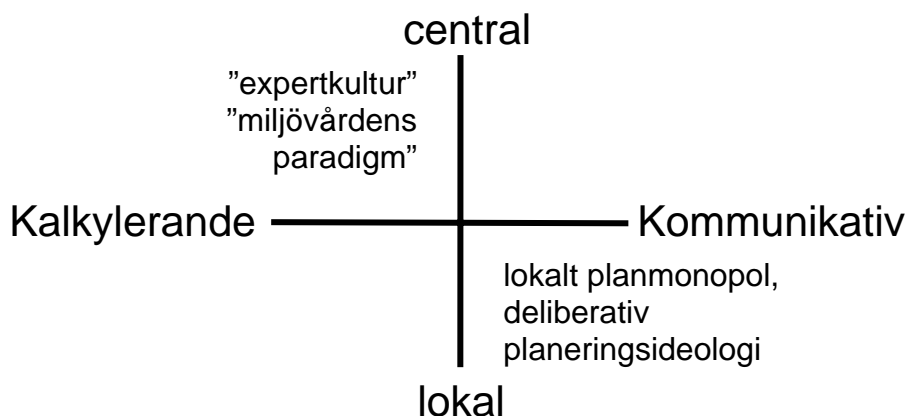
Den fysiska planeringens bakgrund i arkitektur och stadsbyggande innebär som vi påpekat ovan/nedan en inriktning på gestaltande som i översiktlig och regional planering egentligen i stor grad saknar täckning: det är inte planeraren som formar framtiden utan planen som ger en spelplan för andra aktörer att forma framtiden. Också det politiska språket och politikens ambitioner medför sannolikt en överdriven tro och förväntan på planering som "tillstyrande" snarare än "avstyrande". I retoriken runt planering som ett "sovjetiskt" påfund, om hur "planerare" och "sociala ingenjörer" formade miljonprogrammet osv. är utgångspunkten en bild av planering som "projektering", produktion av blåkopior för samhället. Själva begreppet "samhällsplanering" tycks f.ö. specifikt för skandinaviska terminologi och vållar ofta stor förvirring när det översatt t.ex. till engelska

## 1.3 Paradigmdiskussionen sammanfattad i en figur

De två paradigmen kan karaktäriseras med hjälp av två dimensioner. Den ena dimensionen beskriver grunden för hur legitima beslut skall förankras. Ett beslut är i miljöparadigmet "rätt" om det grundas på god vetenskaplig kunskap framtagen genom rationella processer och i gör-ligaste mån kvantifierat. En sådan grund för beslut betecknas som "kalkylerande rationalitet".

Beräkningar av utsläpp, modeller för spridning och modeller för hur befolkningen påverkas ger underlag för kvantitativa villkor för utsläpp eller normer för högsta acceptabla halter i omgivningen. Också frågor som kan förefalla lokala t.ex. värnande av landskapets kvaliteter, biologisk mångfald osv. har i miljöparadigmet sin grund i central överblick och den kalkylerande rationaliteten tar sig uttryck i att värden rangordnas: arter är sällsynta, hotade, värdefulla osv. i en geografisk skala från globalt till lokalt. På denna skala har den globalt utrotningshotade maskarten högre värden än ett lokalt bestånd av liljekonvalj, som ortens befolkning njuter av under våren. Den kalkylerande rationalitetens yttersta uttryck är när "det rätta beslutet" räknas fram även i värderingsfrågor: kostnadsnyttokalkyler över vilken grad av sjukdom eller död som är samhällsekonomiskt "rätt".<sup>3</sup> Motpolen på denna skala är den kommunikativa rationaliteten. Ett beslut är "rätt" om det uppnås genom kommunikation eller deliberation. Beslutets "sanningsvärde" är mindre väsentligt än det faktum att det framkommit genom att alla fått säga sitt och tagits i någon form av demokratisk process. "Konsensus" blir viktigare än "vetenskapligt korrekt".

Den första dimensionen spänns således upp av polerna kalkylerande respektive kommunikativ rationalitet. Den andra dimensionen utgörs av polerna centralt – lokalt. Det är av flera skäl rimligt att se de två paradigmen i dimensionen centralt – lokalt. Skall beslut fattas på grund av överblick eller närhet. Vet den som står närmast bäst eller är det den som har distans och överblick som bäst förmår avgöra frågor. Är målkonflikter till sin natur lokala eller är de uttryck för mera övergripande frågor. De frågor som hänger samman med dimensionen är självklara för Ansvarsutredningens uppdrag. Det är detta faktum och det faktum att miljö- och planparadigmen förhåller sig grundläggande olika i denna dimension som är ett viktigt skäl till att styrningen av mark och miljö är nära kopplat till de frågor som kommittén skall överväga. Dessa två dimensioner kan kombineras i en fyrfältsfigur. De två paradigmen kommer att återfinnas i sin renodlade form i två diametralt motsatta kvadranter.



**Figur 1.1a Paradigm och dimensioner**

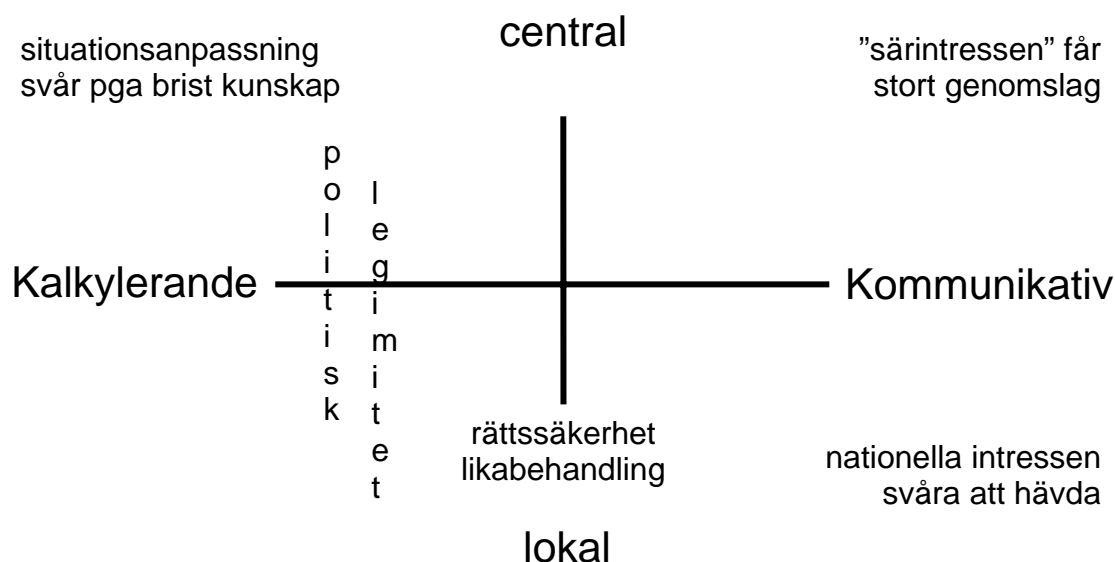
*Två dimensioner som sammantaget definierar de två paradigmen "miljö" och "plan".<sup>4</sup> Vår diskussion gäller i huvudsak spänningen längs diagonalen. Vi har emellertid också markerat förekomsten av den lokala spänningen mellan expertkulturen och det politiska beslutsfattandet.*

<sup>3</sup> Här kan det finnas skäl att påminna om den motsättning som vi pekade på ovan mellan den rationaliteten och de moraliska ställningstaganden som också finns i miljödiskursen. Det är emellertid påfallande hur också moraliska frågor i diskursen ofta får uttryck i nyttoragument, miljövårdens tendens till förvetenskapligande av värderingsfrågor. se t.ex. Emmelin, L., (1983): "Planering med ekologisk grundsyn." Naturresurs och miljökommittén. Bakgrundsmaterial n 13. 369 sid.

<sup>4</sup> Emmelin, L. (1997) Föreställningar om rationalistisk planering. Hilding Rydevik, T (red) Samspelet markvatten-miljö. sid 50-68. Forskningsrådsnämnden.

Figuren kan emellertid också peka på andra förhållanden än att "miljö" och "plan" står i starka motsatsförhållanden. På den lokala nivån finns en spänning mellan en expertkunskap representerad av tjänstemän och det politiska beslutsfattandet. Uttrycket "miljöfamiljen" används ibland av centrala företrädare för miljövärden för att markera en kollektiv, sektoriell samhörighet från staten centralt och regionalt med miljövärden kommunalt.

I figur 1b används dimensionerna till att peka på att problemen inom beslutsfattande delvis är olika i de fyra kvadranterna.



**Figur 1.1.b Paradigm och dimensioner - problemställningar**

*Problem som uppstår i beslutsfattande och i relationen mellan politik och expertkunskap i de fyra fält som dimensionerna definierar. Figuren är en diskussionsvis indikering inte en precis analys.*

#### 1.4 Några kontraster och begrepp i de två paradigmen

Metaforer och kollektiva beteckningar är ofta talande för ett paradigms underliggande tankefigurer. Planeringen sysslar med "stadsbyggnad" eller än vidare "sambäddbyggnad" som uttryck för tradition och ursprung. Miljöparadigmets byråkratiska uttryck är "miljövärd", "naturvärd", "miljöskydd". Det hävdas ofta att "hållbar utveckling" är ett nytt paradigm som bryter eller överbryggar motsättningarna; ibland uttryckt som motsättningen mellan "ekologi och ekonomi". Det finns anledning att återkomma till frågan om hållbar utveckling är något genuint nytt eller ett uttryck som tillåter olika paradigmen att fortleva sida vid sida eller i konkurrens men under en gemensam rubrik.

I brist på säker kunskap är "beprovad" erfarenhet hos experter och "försiktighetsprincipen". dvs. att osäkerhet talar mot ingrepp, en form som motsättningen tar sig. Osäkerheten om vad som är gränser för acceptabel påverkan medför att "försiktighetsprincipen" åberopas, även om den i praktiken ofta inte får särskilt stor påverkan på konkreta beslut. Försiktighetsprincipen innebär en preferens för icke-handling som står i motsats till planeringens fokus på förändring eller till begreppet "tillväxt" där förändring närmast ses som ett självändamål. Försiktighetsprincipen tillämpad på lokal nivå medför lätt att förändringar som är önskvärda i en större skala till exempel regionalt inte kan genomföras. Aktuella exempel är allt från slutförvaring

av kärnbränsle till beslut om deponier och avfallsförbränning. Planeringens dilemma och underläge i förhållande till miljövården är just detta att det bestående, särskilt på lokal nivå, har förespråkare. I planerarjargong betecknas detta fenomen ofta som NIMBY (Not In My Back Yard).

#### 1.4.1 Synen på miljö

*Miljöbegreppet.* Ett problem i styrningen av mark och miljö är att miljöbegreppet i olika lagar och direktiv ges en något olikartad uttolkning. I praktiken kanske tillgången till kompetens, professions- och förvaltningskulturer, olika former av politiska signaler, aktuell miljödebatt osv. har väl så stor betydelse som de exakta formuleringarna. Det är till exempel påtagligt att begreppet "hälsa" i någon form på den ena sidan definitivt ingår i "miljö" i miljöbalken, plan- och bygglagen, diverse EU-direktiv osv. men å andra sidan ofta är svagt uttryckt i t.ex. MKB på detaljplaner etc. Länsstyrelserna saknar normalt kompetens inom området. Kommunerna synes i mycket varierande grad utnyttja kompetensen i miljö- och hälsoskyddsförvaltningarna i planarbete vilket medför olika uppmärksamhet, varierande kompetens att beställa konsulttjänster i planering och konsekvensbedömning. I praktiken kommer hälsoaspekterna i fysisk planering sannolikt in enbart genom normer och riktvärden för buller och luftföroreningar dvs. som restriktioner till vilka det tas större eller mindre hänsyn. Hälsa blir en restriktion på lokalt självbestämmande som den lokala nivån, speciellt i små kommuner har svårt att förhålla sig till.

Krav på separata "hälsokonsekvensanalyser" har rests för att råda bot på problemen. Detta förefaller inte vara en effektiv väg att gå. Ett ökat antal separata konsekvensanalyser som tar upp aspekter som dessutom redan ingår i lagstiftning och EU-direktiv om miljöbedömning ökar knappast effektivitet och överskådlighet i MKB-systemen. Den obalans som ofta råder mellan behandlingen av olika aspekter av miljö är en av de konkreta praktiska funktionerna av ansvarsfördelningen mellan stat och kommun och av bristande kunskapsförsörjning från central och regional nivå för att kompensera begränsade kompetensresurser särskilt i små kommuner.

*Miljöproblemen – lösbara eller eviga följeslagare?* Miljöproblemen skall i Sverige i ett generationsperspektiv vara lösta och en hållbar utveckling uppnådd. Detta är grunden i den miljöpolitik som slås fast genom beslutet om miljö kvalitetsmålen. Det kan synas som en positiv eller i vart fall harmlös målsättning. Det är en visionär tanke som passar i förlängning av välfärdsstatens utveckling. Baserat på ett konsensusbeslut i Riksdagen om miljömål, strategier och ett generationsperspektiv skall välfärdsstaten omformas. Det moderna projektet omformas till "ekologisk modernitet" och den motsättning mellan "ekonomi och ekologi" som Brundtlandkommissionen genom begreppet "hållbar utveckling" ser sig ha upphävt försvinner. I välfärdsstatens tradition ses problemen som i grunden en fråga om att skapa överordnad konsensus och när tillräckliga kunskaper om problemen föreligger ge dem en teknisk lösning. Den sociala ingenjörskonstens tradition utvidgas till en miljömässig ingenjörskonst där upplysning och attitydförändring är komplement till teknisk utveckling samt politisk och ekonomisk styrning mot gemensamma överordnade mål.

Frågan är om miljöproblemen är av en sådan art att de faktiskt kan "lösas". Och vi menar då inte att resa tvivel om vilja eller tillgänglig kunskap utan om själva grundtanken att miljöproblemen principiellt är lösbara. Tanken förefaller vila på ett fundament av delvis överlappande tankefigurer:

- miljö som något slags enhet,
- ett naturligt tillstånd utan miljöproblem,

- att målkonflikter inte föreligger mellan olika miljöåtgärder,
- att det finns win-win situationer i målkonflikter mellan ”miljö” och andra intressen som medför att lösningar alltid finns.

*Miljö som ett enhetligt begrepp.* Uttrycket ”det är bra för miljön” refererar till en tankefigur där ”miljö” är en konsistent, konfliktfri helhet. Tankefiguren ligger nära miljö som en form av organism: miljön liksom en kropp kan vara ”frisk”. Eftersom miljöbegreppet innehåller så mycket som inte fångas av en sådan organisk analogi blir emellertid tankefiguren problematisk. ”Miljö” innehåller självklart en mängd målkonflikter och varandra uteslutande tillstånd eftersom fysiska, ekologiska, estetiska osv. aspekter skall vägas samman. Påpekandet är egentligen trivialt och varje konkret miljöfråga belyser detta. Vindkraften är t.ex. bra för miljön om man med miljö menar ”klimatpåverkan” men det råder uppenbart delade meningar om den är bra för boendes närmiljö och utblickar, turisternas vildmarksupplevelse, för biologisk mångfald uttryckt som påverkan på flyttfåglar osv.

Att använda ”ekologisk hållbarhet” är ingen egentlig utväg ur denna tankefigurs grepp. Som framgår av avsnittet om hållbar utveckling och miljömålsavsnittet innehåller ”den ekologiska komponenten av hållbarhet” som miljömålen skall ge uttryck för samma blandning av komponenter, värderingar osv. som begreppet ”miljö”. Den som ser miljöproblemen som i grunden lösbara tycks se ”hållbar utveckling” som ett tillstånd som kan uppnås. Tankefigurer om ”ekologisk balans” och andra utopiska tankefigurer (jfr ”tusenårsriket”!) spelar också in här.

Den andra modellen av hållbar utveckling är att se det som en ständigt pågående process. Detta är det perspektiv som PBL-kommittén synes lägga genom beskrivningen att plan- och bygglagen i grunden redan genomsyras av tanken på hållbarhet. Detta utan att kommittén egentligen diskuterar vad detta är. Vi återkommer till frågan nedan.

#### **1.4.2 Fysisk planering och miljö**

Det är närmast en truism att den fysiska planeringen har stor betydelse för miljöns utformning. Att fysisk planering därmed också är ett redskap för miljöarbete, för att uppnå miljömålen eller för hållbar utveckling förefaller därför också självklart och framhålls ofta och i många sammanhang. Emellertid är denna funktion kanske inte så uppenbart självklar eller enkel som det kan förefalla. Flera inskränkningar finns eller kan finnas i verkan av fysisk planering som medel för miljö och hållbar utveckling:

- *Det långa tidsperspektiv* som är nödvändigt för att få genomslag. Mindre än 1 % av bebyggelsen förändras per år vilket ger en halveringstid på över 70 år. Bebyggelsemönster har i allmänhet än större tröghet. I tider av och områden med snabb utbyggnad och t.ex. genomgripande stadsförnyelse är betydelsen av fysisk planering uppenbarare. I tider av mera successiv omvandling, som gäller för större delen av landet, med förtätning eller förnyelse är betydelsen på lång sikt stor men de inkrementella förändringarnas litenhet kan dölja betydelsen i de enskilda fallen: grönstrukturen i en tätort kan omärkligt förändras eller i stor grad försvinna, förutsättningarna för effektiv kollektivtrafik undergrävas av långsam ”urban sprawl” osv.
- *Sektorisering och bristande överblick och samordning* av viktiga ingrepp minskar verkan av fysisk planering. Bristen på effektiv och långsiktig översiktlig och regional planering medför att spelplanen för sektorer som infrastruktur, naturvård, regionala tillväxtprojekt osv. ofta saknas eller är bristfällig. Sektorsmyndigheter med stor bety-

delse för det totala landskapet saknar ofta både överblick och kompetens när det gäller helheten.

- *Strategiska besluts taktiska natur* innebär att utbyggnad av infrastruktur, förläggning av bostadsområden, beslut om externa köpcentra osv. inte nödvändigtvis fattas efter en långsiktig, fysisk strategi. Politik är det möjligas konst och objekt från Botniabanan, Kiruna-Narvikvägen, Öresundsbron till lokala bostadsområden, vägdragningar osv. styrs av många hänsyn. Det innebär dels att utbyggnader och fördelning av medel inte alltid sker enligt någon överordnad strategi, dels ett visst motstånd mot en alltför tydlig planering på regional och översiktlig kommunal nivå. Mot långsiktig strategi står behovet av handlingsfrihet. Översiktlig planering i den detaljerade och gestaltande formen som arkitektkulturen inneburit synes höra till planeringens kris eller vanrykte.
- *Oklarheter om tolkningen av överordnade mål till lokal realitet.* Bristen på samordning och konsistens genom nivåer från det nationella till det lokala medför att fysisk planering med en bindande bas enbart på detaljplanenivå inte nödvändigtvis samverkar till helheter som strävar mot något givet mål. Svagheter med avseende på interkommunal och regional samordning och samverkan är uppenbara och diskuteras t.ex. av PBL-kommittén. Miljömålets begränsade möjlighet att fungera som sådan "konsistensgivare" i systemet från nationellt till lokalt diskuteras i avsnitt 5.2.

#### **1.4.3 Relationen expertkunskap och politik**

Miljöområdet utmärks av att vetenskapliga argument har tyngd. Det medför också en tendens eller frestelse till "förvetenskapligande" av argument. Miljömålen skall till exempel ange "vad naturen tål" vilket i förstone kan framstå som en vetenskaplig fråga. Kvalitetsnormer och gränsvärden innefattar emellertid alltid värderingar t.ex. av acceptabel risknivå, av vilken hänsyn som tas till känsliga grupper etc. Det är uppenbart att miljömålen i mycket stor grad ger uttryck för något helt annat än "vad naturen tål": tids- och kulturbundna värderingar som tystnad i fjällen, estetisk värdering av sällsynta arter osv. Vad som är "naturligt" när det gäller grad av påverkan beror på mer eller mindre underbyggda val av referensnivå osv. Detta innebär inte att normer och mål är godtyckliga men att samspelet mellan det vetenskapliga underlaget och de inbakade värderingarna är komplicerat och behöver belysas. Miljöområdet synes emellertid vara ett politikområde där politiken i stor grad abdikerat inför svårigheterna att föra en diskussion om detta komplexa samspel. Att låta området förvetenskapligas och abdikera från det politiska ansvaret kan naturligtvis vara politiskt bekvämt. Politiskt beslutsfattande kan underlättas om man förnekar frihetsgrader likväl som att man i andra sammanhang kan vilja behålla handlingsutrymme.

Samtidigt måste det erkännas att en saklig debatt runt risknivåer och giftverkan, strålning osv. är ett gigantiskt upplysningsprojekt. Begrepp som kan förefalla tilltalande: "helt säkert", "giftfri miljö" osv. saknar i stor grad vetenskaplig mening. Konkreta beslut om avfallsförbränning, energisystem, utsläpp etc. fattas i skärningen mellan två helt olika språk och av beslutsfattare med begränsade kunskaper och experter i konflikt eller med "partiella helhetssyner".

För denna rapport är det kanske framförallt relationen mellan expertkunskap i meningen tjänstemännens kunskap och politik som är av intresse och betydelse. Det som framförallt är värt att uppmärksamma är hur relationen expertkunskap och politik hanteras i olika miljöfrågor. Betydelsen av detta kan konkretiseras genom en något förenklad jämförelse mellan strandskyddet och klimatfrågorna. I de senare är frågan om hur reellt hotet är, storleken på de problemen osv. en vetenskaplig fråga – klimatmodellernas utformning, osäkerhet osv. – medan samhällets reaktioner på hotet är den politiska. Skall resurser satsas på förebyggande åtgärder,

skall planering för anpassning till ökad översvämningsrisk göras.<sup>5</sup> För strandskyddet finns ett politiskt moment som är av annan karaktär och nivå. Själva frågan om man skall ha strandskydd och vad ändamålet med detta skall vara är en politisk fråga. Uttryckt på ett annat sätt: klimatfrågorna har en vetenskaplig realitet oavsett politiken medan strandskyddet existerar endast som resultat av politiken. Vetenskapen kan ha information både om strandzonens betydelse för biologisk mångfald och om människors användning av stränder och deras värderingar. Men beroende på vilket mål lagstiftaren ger strandskyddet blir experternas roll olika. Expertisen är helt olika om det gäller att avgöra om en dispens har ekologiska skadeverkningar eller inskränker allmänhetens friluftsliv. Tendensen till förvetenskapligande inom naturvården har medfört en tendens att mera beakta de biologiska frågorna än de sociologiska och beteendevetenskapliga; friluftsliv och turism har ofta fått stå tillbaka.<sup>6</sup> Lagstiftarens mål med strandskyddet får också betydelse för hur det skall hanteras i relationen mellan expertkunskap och politik på lokal och regional nivå, se avsnitt 3.4.3.

Olika forskningsresultat kommer också att framhållas som stöd för respektive paradigm. Forskning som tycks visa att människan har ett medfött behov av naturupplevelse står t.ex. högt i kurs inom miljöparadigmet. Forskning som visar att den urbana miljöns mångfald är stimulerande, skapar harmoniska samhällen osv. står å andra sidan högt i kurs inom ”planparadigmet”. Ingentenda sidan brukar uppskatta påpekandet att båda kan vara uttryck för samma djupa mänskligt behov av stimulans, som kan ta sig olika uttryck.

---

<sup>5</sup> Naturligtvis finns ett komplicerat samspel mellan vetenskap och politik i detta; inte minst när det gäller grundfrågan om hotet överhuvudtaget skall föranleda åtgärder.

<sup>6</sup> För en diskussion se t.ex. Emmelin 1983 & 1994. Ett exempel är vid revision av Naturvårdslagen då ett skyddsinstrument, landskapsskyddsområde ersattes med det mera ”vetenskapliga” naturvårdsområde – med den explicita motiveringen vetenskaplighet. Att friluftsliv tydligt har återinförts i Naturvårdsverkets ansvarsområde och de signaler som ges i ”den nya naturvårdspolitiken” är en politisk uppgradering av friluftslivet. Hur ”miljöparadigmet” hanterar detta kommer att bli intressant bland annat som illustration till professionskulturen.

## 2. BEGREPPET HÅLLBAR UTVECKLING – ANVÄNDBART FÖR STYRNING?

Skälen för en översiktlig diskussion av begreppet hållbar utveckling är begreppets status av överordnat mål för planering, miljövard och tillväxtpolitik i kombination med dess mångtydiga och undflyende karaktär samt föreställningar att det utgör en helt ny begreppslik bas för politiken genom att ”upphäva motsättningen mellan ekonomi och ekologi”.<sup>7</sup> Vi kommer här med hjälp av en serie figurer illustrera begreppets mångtydighet och dess förmåga att skapa konsensus på övergripande nivå genom att vara öppet för olika intressenters (delvis motstridiga) tolkning. Det vi främst illustrerar är begreppets kombinerade styrka – att kunna skapa övergripande konsensus på policynivå – med dess svaghet – att under denna konsensus dölja fundamentala motsättningar rörande tillväxt, relationen mellan bevarande och exploaterande av naturen etc. Framförallt vill vi peka på att begreppet i likhet med andra överordnade politiska begrepp måste vara föremål för en förhandling om innehållet inte ett uttolkande från experter eller forskare.<sup>8</sup>

Hållbarhet har sin bakgrund inom ekologisk teori. System, som håller sig inom sin bärförmåga dvs. där konsumtionen inte överstiger systemens långsiktiga produktionsförmåga, är ”hållbara”. Hållbarhet är alltså i grunden negativt definierad – att inte överskrida systemets ramar, att ”leva på räntan och inte på kapitalet”. Men hur detta görs, vilka avvägningar, risker, tidshorisonter eller fördelningseffekter som accepteras, är naturligtvis inte givet när begreppet används som en analogi för en kombination av social, ekonomisk och miljömässig utveckling. Att naturen sätter yttre gränser eller ramar för samhället säger inget om alla de samhällsformer som är möjliga inom dessa ramar. Ekologisk hållbarhet är negativt definierat i den meningen att det icke hållbara på global nivå är intuitivt förståeligt och med viss förenkling vetenskapligt möjligt att belysa. Lika uppenbart är det på nationell, regional eller lokal nivå betydligt svårare och beroende av värdegrundade indikatorer. Beträffande social och ekonomisk hållbarhet är förhållandena mera komplicerade men principiellt likartade. Det är uppenbart socialt och ekonomiskt ohållbart med en fattig, arbetslös, illitterat befolkningsmajoritet i ett land. Men vilken grad av sysselsättning, utbildning, medianinkomst osv. som är hållbar i Sverige är lika uppenbart en fråga för politiken.<sup>9</sup>

Att ge miljömässig eller ekologisk hållbarhet en särställning kan framstå som rimligt så länge detta rör sig om grundläggande förhållanden som kan ses som förutsättningar för social och ekonomisk långsiktig utveckling. Men när tids- och kulturbundna värderingar ges samma dig-

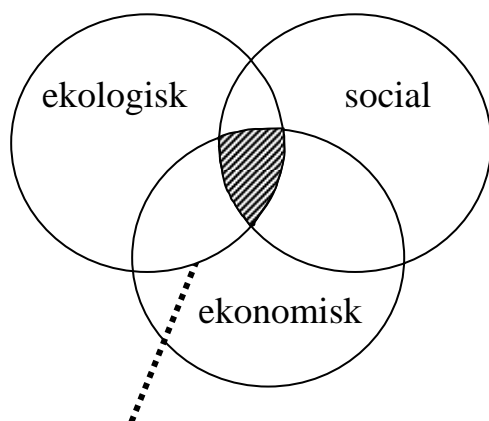
<sup>7</sup> Marten Hajers karaktäristik av Brundtlandkommissionen och ”ekologisk modernitet” dvs. den reflexiva, korrigerande natur som viss statsvetenskaplig miljöforskning tillskriver en ny miljöpolitik: det självkorrigerande, ekologiska elementet i en ny version av det moderna projektet (Hajer, M. (1996): *Ecological Modernisation as Cultural Politics*. Pp 246 – 268 i Lash, S., Szerszynski, B., & Wynne, B. [eds] (1996): *Risk, Environment & Modernity*. Theory, Culture & Society /Sage Publications. En alternativ och enligt vår mening betydligt rimligare syn är att ”hållbar utveckling” är en direkt och logisk utveckling av den nordiska välfärdsstatens modell snarare än ett nytt paradigm för att förena miljö och tillväxt.

<sup>8</sup> Likheter och olikheter med hanteringen av begreppet ”demokrati” är slående. Om demokrati finns en levande debatt där forskningen belyser olika möjliga innebörder men knappast får avgöra vilken form som anses önskvärd medan någon egentlig debatt om hållbarhet ännu är relativt rudimentär. En strid om den relativa betydelsen av de tre komponenterna ekologisk, social och ekonomisk växer men kan knappast ses som särskilt intellektuellt spänstig eller forskningsmässigt belyst.

<sup>9</sup> Emmelin, L. (1997): Global hållbar utveckling ? i Andersson, H.E.B. (1997): *Trafik och miljö*. Forskare skriver om kunskapsläge och forskningsbehov. Studentlitteratur/KFB.

nitet eller när miljösektorn får uttolka det sammanvägda hållbarhetsbegreppet blir det lika uppenbart orimligt; vi berör detta kort i avsnittet om miljömål.

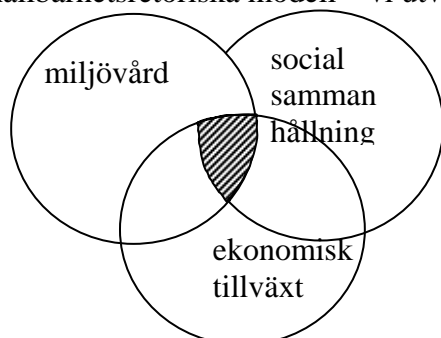
*Brundtlandkommissionens modell.* Hållbar utveckling definieras som en samtidighet av ekologisk, social och ekonomisk utveckling. Att skärningsmängden mellan de tre existerar är en utgångspunkt snarare än ett empiriskt visat förhållande – det bygger på tanken att det finns win-win lösningar av motsättningen mellan de tre. Hållbarhetsdiskussioner har gärna detta som utgångspunkt på den allmänna policynivån: miljömålen synes till exempel utgå från en problemfri möjlighet att kombinera aspekterna även när den ekologiska hållbarheten definieras separat.



**Figur 2.1** Brundtlandmodellen av hållbar utveckling

När alla tre villkoren samtidigt uppfylls föreligger hållbar utveckling – hållbarheten uppnås i skärningsmängden. Konflikten mellan ”ekonomi och ekologi” är löst; målen förutsätts vara inneboende förenliga. När PBL-kommittén hävdar att plan- och bygglagen är förenlig med hållbar utveckling synes det vara en avvägning av tre likvärda områden som avses – utan att detta sägs ut eller förklaras hur det skall gå till.

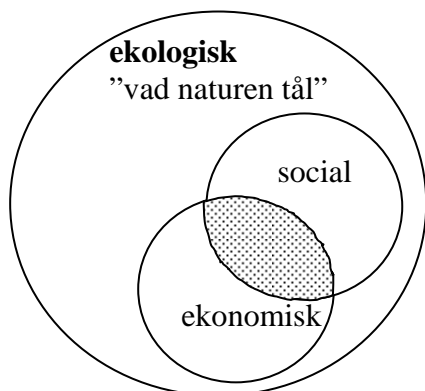
*Hållbar utveckling - EU retorikens modell.* Den icke-subtila skillnaden ligger i synen på ”tillväxt”. Medan Brundtlandmodellen förefaller ifrågasätta att all ekonomisk tillväxt är förenlig med social och ekologisk hållbarhet förefaller så inte vara fallet med EU-modellen.<sup>10</sup> Det som betecknas som hållbar utveckling i EU-retoriken kan ibland förefalla vara enbart miljövård. Modellen är dock långt ifrån entydig. Den som illustreras i figuren är snarast EUs hållbarhetsretoriska modell – vi utvecklar detta nedan.



**Figur 2.2** EU-retorikens hållbarhetsmodell

<sup>10</sup> Det kan vara värt att notera att EU-varianten på social hållbarhet, ”social sammanhållning” i grunden står i konflikt med det som anses vara motorn i ekonomisk hållbarhet eller ”hållbar tillväxt: ”innovativa regioner”. Social sammanhållning förutsätter upphävande av skillnader, ”innovativa regioner” förstärkning av dem.

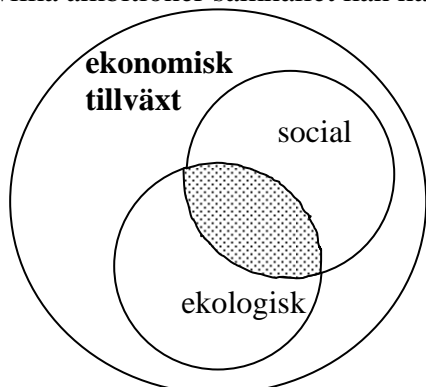
*Ramar för hållbarhet1: den ekologiska modellen.* Tanken är här att miljön eller naturen sätter ramar eller gränser för det mänskliga samhällets frihetsgrader. Ofta uttrycks det i motsättningen mellan ”naturens gränser” och ”socio-ekonomisk utveckling”. Som påpekat ovan är detta den egentliga idémässiga bakgrunden till hållbarhetsbegreppet, särskilt på global nivå.



**Figur 2.3** Ekologisk hållbarhet som ram

Modellen dominerar “miljöparadigmet” och det kan förefalla som om miljömålen snarare är uttryck för denna syn på hållbar utveckling än den där de tre komponenterna är likvärda.

*Ramar för hållbarhet2: en ekonomistisk modell.* Föreställningen att ekonomisk tillväxt är en betingelse för hållbar utveckling utvidgas ofta till en modell där ekonomin sätter gränser för vilka ambitioner samhället kan ha när det gäller miljövard och välfärd.

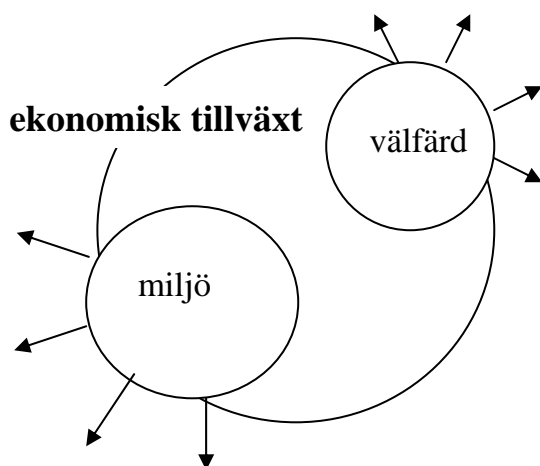


**Figur 2.4** En ekonomistisk modell

*Ekonomin som dimensionerande för samhällets möjligheter att driva miljövard och välfärds-politik.*

Det som i andra modeller ses som ekologiska gränser eller betingelser ses i denna modell snarare som en av flera sektorer.

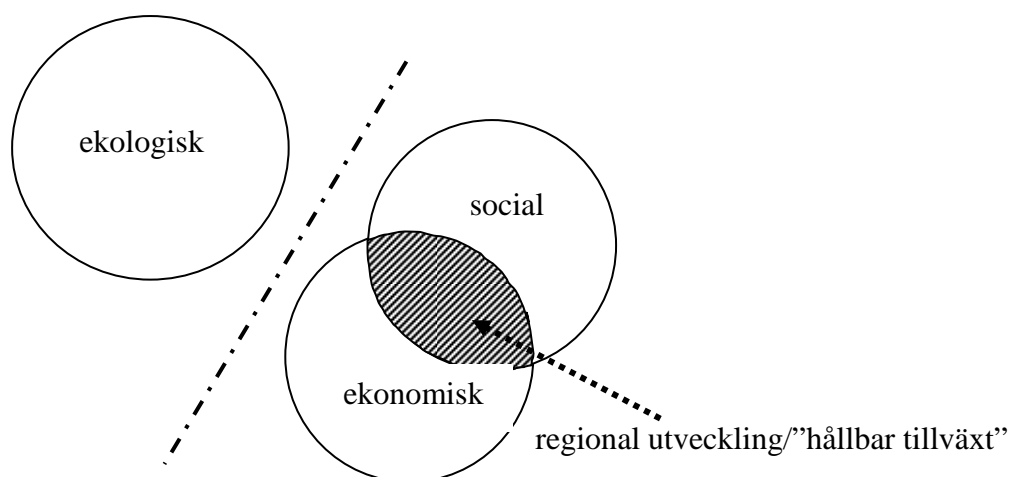
”EU-praktikens” modell med sektoriserad policy där tillväxten sätter ramarna men de sociala och ekologiska problemen hotar att spränga dessa. ”Miljövard” är i denna en mera adekvat beteckning än ”ekologisk hållbarhet”. Det finns en dubbelhet i synen på den ekologiska hållbarheten. Miljöhänsyn ses som potentiellt hot mot fri rörlighet samtidigt som vissa stora miljöhot ses som potentiella hot mot tillväxt. Bilden är därför en *metafor för EU:s hållbarhetsstrategi*. Hot mot Lissabonstrategin kommer från miljö, hälsa och andra faktorer – t.ex. åldrande befolkning, infrastrukturens problem, föroreningar och klimatförändring som anses medföra hot mot förmågan att upprätthålla välfärdsmodellen.



**Figur 2.5 EU-praktikens hållbarhetsmodell**

*Miljöproblemen och välfärden spränger tillväxtens förmåga - en metafor för hållbarhetsstrategin.*

*Den upplevda klyftan mellan miljövärd och socio-ekonomisk utveckling:* en bild av relationen mellan ekologiska hållbarhetskriterier och regional tillväxt. Ekologisk hållbarhet i form av miljöhänsyn och miljöprövning av projekt saknas i praktiken ofta i det regionala tillväxtarbetet. Hållbarhet finns på programnivå men saknas i stor grad i praktiken – se avsnitt xx. Ett problem är när kriterierna för ekologisk hållbarhet sätts självständigt och utan kontakt eller förhandling runt social och ekonomisk dvs. utan undersökning av om en skärningsmängd går att finna. Utgångspunkten är då gärna tankefiguren om naturen som gränssättande: att den ekologiska dimensionen definierar utrymmet för de övriga två dvs. den som illustreras i figur 2.3. Figur 2.6 visar en upplevelse av bristande samband och samspel.



**Figur 2.6 Klyfta mellan miljövärd och socio-ekonomisk utveckling**

*En upplevd klyfta mellan ekologisk hållbarhet och regional utveckling när relationen mellan de tre dimensionerna inte är avvägd.*

På den ena sidan kan företrädare för miljövärd se det regionala utvecklingsarbetet som ohållbart eftersom den ekologiska dimensionen i ringa grad påverkar praktiken. På den andra sidan kan företrädare för lokal och regional utveckling se de nationellt satta målen för den ekologiska dimensionen och skapande av nationalparker och naturreservat som centrala. När de ekologiska indikatorerna består av mer eller mindre tids- och kulturbundna värderingar dvs. har en

politisk grund snarare än en vetenskaplig blir det svårt att hävda att den ekologiska dimensionen verkligen uttrycker ”vad naturen tål”. Det är snarare olika gruppers önskemål – tystnad, bevarande av en viss fauna och flora osv. som ges uttryck. Flera av delmålen för ”landscapsmålen” i miljömålsstrukturen är av denna karaktär. (Se avsnitt 5.2.4) Lokala intressen i t.ex. fjäll- eller skärgårdskommuner eller motstående intressen som turismnäringen upplever att den ekologiska dimensionen definierats så att den socio-ekonomiska utveckling man önskar är svår eller omöjlig.<sup>11</sup>

Sammanfattningsvis har vi velat peka på några ofta förbisedda egenskaper hos begreppet hållbar utveckling:

- Hållbar utveckling är ett viktigt överordnat, visionärt begrepp av politisk karaktär.
- Hållbar utveckling är i grunden negativt definierat: av att en ohållbar situation kan förutsägas och beskrivas följer inte ett entydigt svar på hur en hållbar utveckling ser ut. Det finns flera vägar till hållbarhet inom ramen för ”vad naturen tål”.
- Hållbar utveckling är inte ett entydigt vetenskapligt begrepp som kan överlåtas åt experter att operationalisera.
- Många av komponenterna eller indikatorerna på ekologisk hållbarhet t.ex. i miljömålsstrukturen är av politisk natur och behöver avvägas, förhandlas eller förankras i dialog mot social och ekonomisk om man gör anspråk på att företräda synen att hållbar utveckling är skärningen mellan tre någorlunda likvärdiga dimensioner.
- Alla komponenter av ekologisk hållbarhet har inte samma karaktär och de kan inte förhandlas eller avvägas på samma sätt – expert- och politikerrollerna är olika för olika indikatorer. Att inkludera allt inom samma begreppsram kan trivialisera de viktigaste; urholka anspråken på ”vad naturen tål”.
- Miljöparadigmet tenderar att se hållbar utveckling ett tillstånd och sträva mot att fastställa indikatorer på detta tillstånd. Planparadigmet ser det som en pågående avvägningsprocess.
- Miljömålsstrukturen representerar inte en enhetlig syn på hållbar utveckling: delmål och indikatorer är en blandning av försök att fastställa vad naturen och människors hälsa långsiktigt tål och tids- och kulturbundna värderingar av estetisk och moralisk art.
- Vilka intressen som gagnas av olika hållbarhetsbegrepp är inte självklart. Begreppet ger olika aktörer möjlighet att relativt godtyckligt och efter egna intressen välja vilka aspekter som betonas. Även om många aktörer kan uppleva att miljövården flyttat fram positionerna inom och med hjälp av hållbarhetsbegreppet så finns till exempel inom den internationella debatten om miljöbedömning tydliga tecken på att social och ekonomisk hållbarhet används för att pressa tillbaka miljösidan.
- Tanken att enighet om överordnade, mångtydiga begrepp leder till konsensus om syn på samhällsproblem och deras lösning och också om konkreta åtgärder är viktig i hållbarhetsretoriken men saknar både teoretisk och empirisk förankring.

---

<sup>11</sup> Figuren beskriver därmed en klyfta mellan två parter som i någon mening båda ser sig själva som förlorare!

För Ansvarskommittén är de viktigaste slutsatserna av resonemangen:

- Hållbar utveckling måste avvägas och förhandlas i processer som griper över sektorer men också går genom administrativa nivåer från övernationellt till lokalt om viktiga faktorer i ekologisk hållbarhet skall få genomslag.
- Hur relationen mellan regional utveckling och nationella intressen inom miljövard, hälsa, naturvard, turism och friluftsliv organiseras blir avgörande för hur hållbarhetsfrågorna hanteras men också mera grundläggande för hur de konstrueras och definieras.
- Organisationsformerna på regional nivå och samspelet mellan politiskt beslutsfattande och expertorgan och expertkunskap är avgörande för hur avvägningar mellan hållbarhetsdimensionerna i praktiken kommer att göras.
- Hållbarhetsbegreppet som sådant ger föga ledning för vilken organisation som är funktionell. Snarare är organisationsformen en funktion av hur maktfördelningen mellan dimensionerna önskas.

### 3. NÅGRA NEDSLAG I STYRSYSTEMEN

Vi skall här göra ett antal nedslag i systemen för styrning av mark och miljö. Dels skall vi diskutera ett antal principiella problem dels tar vi upp integration av miljöhänsyn i regionalt tillväxtarbete och verktyget ”miljöbedömning” som två konkreta exempel med stor bäring på Ansvarskommitténs arbete.

#### 3.1 Några viktiga begreppspar

I relationen mellan miljövard och planering är det några begrepp som kan vara viktiga att hålla i minnet. Vi diskuterar dem här som par eller dikotomier.

##### 3.1.1 Verkningsfull eller effektiv

En planering eller styrning kan vara ”verkningsfull” i meningen att den uppnår sina mål utan att för den skall vara ”effektiv” i meningen att målen uppnås med minsta möjliga insats av tid eller resurser. Exemplet B4 – B9 illustrerar på olika sätt problemen med att få processer som är både verkningsfulla och effektiva.

När det gäller demokratiaspekter i planeringen finns en inneboende motsättning mellan dessa och effektivitet i meningen beslut som tas snabbt och med liten resursåtgång. Mot det begränsade effektivitetsargumentet står då att demokratiskt underbyggda och fattade beslut genom att ha hög legitimitet kan vara mera verkningsfulla. Detta brukar betraktas som ”demokratis pris”. Det har emellertid i samband med kommunal planering och infrastrukturplanering rests spörsmål om effektivitetsförlusterna motsvaras av demokrativinster. Och detta inte enbart av motstående exploateringsintressen utan bl.a. av RRV och bostadsutskottet.<sup>12</sup> Återkommande samråd (B6) och MKB-systemets fragmentering och sektorisering (A8 och B8) är exempel på brister som påverkar effektivitet men sannolikt också verkningsfullhet.

När Banverkets generaldirektör klagar på att det är ineffektivt att Botniabanan delats upp i 400 tillståndsärenden/MKB så väljer han samtidigt att utelämna den taktiska aspekten att denna uppdelning kan vara ett kostsamt men verkningsfullt sätt att få genom projektet. (B9) Ingen övergripande miljöbedömning görs som t.ex. kan ställas mot de olika utredningar som räknat hem de samhällsekonomiska vinsterna av projektet. Utbyggnaden av 3G (B11) ger ett liknande exempel där operatörerna och staten klagat över ineffektivitet i prövningen. Samtidigt är det uppenbart ett verkningsfullt medel för att flytta fokus från de finansiella problemen som egentligen ligger bakom den långsamma utbyggnaden till en påstådd ineffektiv byråkrati. Motståndarna å andra sidan hävdar att prövningen i stor grad är verkningslös: strålningsfrågan eller allmänhetens oro för strålning hanteras inte, operatörerna påstås trumfa igenom sina lokaliseringar – bl.a. med hänvisningen till utbyggnaden som nationellt intresse se avsnitt 3.3.3 om ”virtuellt riksintresse”.

Ett fungerande samspel mellan nivåer i planering och miljöprövning är också en förutsättning för att system skall vara verkningsfulla och effektiva. B4 och B6 illustrerar problemen.

<sup>12</sup> RRV: 2004/05:RRS21 och 2004/05:RRS24, 2005/06:MJU3

### **3.1.2 Styrning av rummet och styrning av funktioner**

Den fysiska planen innebär enbart en plan för hur stadsrummet eller landskapet skall disponeras: fördelning av bostadsområden och verksamhetsområden, reglering av utformningen av infrastruktur och bebyggelsens utformning osv. Det är ett vanligt felslut att planerare och politiker därmed tror sig ha reglerat eller styrt långt mer än vad som faktiskt är fallet. I debatten om miljonprogrammet finns ofta detta felslut: problemen skylls på enbart den tekniska utformningen av bostadsområdena, som om detta i sig skulle förklara social segregation, invandrarproblem osv.

En del av motsättningen mellan de två paradigmen ”miljö” och ”plan” har sin upprinnelse i problemet med styrning av rummet kontra styrning av verksamheter och funktioner.

Man kan se ”åtgärdsprogram” (A3) som ett verktyg för att försöka öka planeringen av verksamheter och åtgärder. Samspelet mellan åtgärdsprogram och kommunal fysisk planering hör till de många oklarheter som gör att samspelet fortfarande är oklart även om den funktionella aspekten på markanvändning och miljö stärks. Också Natura 2000 (A6) är ett uttryck för att med naturen som utgångspunkt anlägga ett mera funktionellt perspektiv på skydd jämfört med de strikt områdesavgränsade skydd som reservat ger.

### **3.1.3 Omvänd bevisbörda och försiktighetsprincipen**

”Försiktighetsprincipen” skall vara vägledande i miljöarbetet. Det innebär en förskjutning i relationen mellan ”att väga och att våga” och upplevs som ett klart framsteg för miljövärden. Tidigare har bevisbördan som miljövärden upplevt det alltid legat på den som önskar ifrågasätta eller stoppa åtgärder. Kraven på konkretisering har dessutom ofta upplevts som orimliga. I debatten om omfattande planering med en främmande art ”contortatall” framfördes det starkt erfarenhetsbaserade argumentet att storskalig introduktion av främmande arter i så gott som alla fall medfört oönskade eller ibland katastrofala följder. Det empiriska underlaget får betraktas som så stort att det närmast kan beskrivas som en ”ekologisk lag”. Farhågorna var således både att införandet inte skulle ge de önskade effekterna och att angrepp av parasiter skulle motivera ökad användning av bekämpningsmedel. I de stora skogspolitiska utredningarna kan man se hur sådana farhågor tonas ned med motiveringen att hoten inte kan anges specifikt. Mot en bakgrund av sådana erfarenheter är det uppenbart att miljövärden betraktar försiktighetsprincipen och krav på omvänd bevisbörda, liknande kraven i läkemedelslagstiftningen, som stora framsteg. Att den som skall göra ett ingrepp skall bevisa dess ofarlighet snarare än att miljövärden måste bevisa dess farlighet utgör ett stort framsteg. I styrningen av mark och miljö kan man dock konstatera dels att försiktighetsprincipen inte förefaller omsättas i handling dels att kravet på att bevisa ofarlighet kan vara problematiskt. B3 ger ett exempel på problemen att visa ofarlighet i en situation där skyddsvärde inte har hävdats dvs. också ett exempel på problemet med konsistent information. I 3G-utbyggnaden liksom i utbyggnaden av GSM-nätet har försiktighetsprincipen avvisats när kommuner försökt tillämpa den.

### **3.1.4 Avvägning: sammanvägning eller avgörande**

Begreppet ”avvägning” är väsentligt i båda paradigmen och såväl i miljöbalken som i plan- och bygglagen. Emellertid kan man nog se en nyansskillnad i hur begreppen i praktiken uppfattas. Denna nyansskillnad fångas av ”sammanvägning eller avgörande”. Om en avvägning görs i enlighet med kalkylerande rationalitet handlar det inte sällan om ”avgörande” i meningen att till exempel kostnader vägs mot nytta; i sin tydligaste teknokratiska form görs detta av ekonomer i kostnadsnyttokalkyler.

När avvägning mellan de tre hållbarhetskategorierna är aktuell kan det – som diskuteras i kapitel 2 – vara högeligen osäkert om en sammanvägning avses (figur 2.1) eller ett ”avgörande” till exempel av vad naturen tål och möjligen därefter en sammanvägning av ekonomisk och social hållbarhet inom den ramen (figur 2.3). I det förra fallet kan man säga att ett relativt fritt deliberativt vägande av faktorer är möjligt. I det senare finns en normerad spelplan på vilken avvägningen kan göras. När PBL-kommittén hävdar att plan- och bygglagen i princip är förenlig med hållbar utveckling är det därför något oklart vad man egentligen menar. Kommittén accepterar uppenbarligen miljömålen, som gör anspråk på att ge ramar för ”vad naturen tål”.

Avvägning av olika typ kan också vara nivåbetingat. Äkta miljö kvalitetsnormer innehåller avvägningar av risk, osäkerhet i kunskap osv. men skall i princip vara fria från vägningar av kostnader eller ”realismen” dvs. ekonomiska eller andra möjligheter att faktiskt leva upp till dem. Normer liksom målstyrning skall däremot ge underliggande nivåer att välja effektiva medel och åtgärder för att klara att hålla sig inom normen dvs. en annan typ av avvägning.

Ett bekymmer med miljömålsstrukturen är just att den kan förefalla ha denna egenskap. Som diskuteras i kap 5 har emellertid olika aktörer stora möjligheter att godtyckligt välja i strukturen och därmed göra avvägningar av målkonflikter utan någon yttre gräns – förutsatt att ingen äkta miljö kvalitetsnorm överskrids.

Generellt kan sägas att oklarheten både om vad som menas med avvägning och hur spelplanen och frihetsgraderna skall definieras återspeglar de två paradigmen. Man kan, som miljö-rättsexperten Staffan Westerlund<sup>13</sup> hävda att miljöbalken skall definiera utrymmet inom vilket planeringen får hålla sig. Eller man kan som Boverket hävda att planeringen har ett helhetsperspektiv inom vilket sedan miljöbalken fäller avgöranden om projekts tillåtlighet. Boverket hävdar indirekt politikens rätt att sammanväga intressen som ram och hävdar att miljöbalken är inriktad på projekt. Westerlund hävdar å andra sidan implicit experternas möjlighet att avgöra ramarna för politikens handlingsfrihet.

### 3.2 Några noteringar om den fysiska planeringens utveckling

Även om vi avser att ägna betydligt mindre utrymme åt utvecklingen inom planeringsparadigmet, som nämnts inledningsvis, bör några påpekanden göras. För det första att utvecklingen av miljöregler i stor grad påverkar planeringen och innebär förskjutningar av ansvar mellan miljövard och planering. I så måtto diskuterar vi direkt och indirekt planeringens situation rakt igenom rapporten även om fokus ligger på miljöregler, styrmedel och verktyg. Mycket handlar om instrument som gör direkt anspråk på att ta över funktioner som planeringen hanterat eller på olika sätt direkt eller indirekt gör det i lite varierande grad.

För det andra har det i perioden runt och efter plan- och bygglagens tillkomst skett en utveckling där några förhållanden är särskilt viktiga för relationen ”plan – miljö”:

- Intentionerna från den fysiska riksplaneringen om en löpande dialog mellan systemets nivåer från Riksdag till kommun – den så kallade riksplaneormen – om hanteringen av allmänna intressen har avsomnat eller i vart fall mattats av betydligt.
- Regional planering har i stort sett inte utvecklats vare sig enligt plan- och bygglagens bokstav eller intentioner med undantag för i Stockholmsregionen och möjligen Göteborgsregionen.

<sup>13</sup> Föredrag ”MKB-dagen” SLU Ultuna april 2005.

- Översiktsplaneringen, som var en förutsättning för delegeringen av makten över markanvändningen enligt plan- och bygglagen, har i många kommuner gått i stå. Många kommuner har enbart gjort en första generation av översiktsplaner för att därefter göra mer eller mindre substantiella eller rituella aktualitetsförklaringar.
- Översiktsplaneringen har i alltför stor grad tappat eller aldrig fått den karaktär av strategisk planering, som den var tänkt att ha. Orsakerna är flera bl.a. önskemålen om frihetsgrader och därmed önskemål i direkt strid med den strategiska tanken att tydligt visa kommunens intentioner för markanvändningen. Ytterligare skäl kan vara att en första generations översiktsplaner i åtskilliga kommuner fick en detaljerad och gestaltande utformning som snabbt blev överspelad. Att översiktsplanen är något annat än en ”luddig detaljplan för hela kommunen” uppfattades inte alltid.
- Flera faktorer har medfört att detaljplaneringen i stor grad flyttat över från kommunerna till byggherrar och exploatörer och fått en karaktär av ”frimärksplaner” dvs. planer för en begränsad exploatering.
- Översiktsplaneringen har i vissa fall fått en oklar form av allmän vision för kommunens utveckling med oklar koppling mellan markanvändning och annan utveckling.
- Länsstyrelsernas resurser för att på ett konstruktivt sätt medverka till kommunernas planering har försvagats. MKB-systemet kan nog anses medverka till en roll- eller tyngdpunktsförändring (A8).
- Vissa ambitiösa kommuner har kombinerat översiktsplanering av mera strategisk art med ett kreativt användande av verktyget ”strategisk miljöbedömning” för att verkligen undersöka alternativa utvecklingar t.ex. utbyggnad av olika mindre samhällen, kommunikationer, regionförstorings effekter etc.
- Utvecklingen i ”glappet mellan detaljplan och översiktsplan” har medfört ett ökat intresse för en form av ”stadsbyggnadsplaner” som PBL-kommittén tillgodoser.
- En olycklig utveckling av möjligheten att det uppstår ”bygglov som inte är bygglov” har skett. Vi exemplifierar det för 3G (B11) men andra mekanismer än konkurrens mellan bygglovsprövning och miljöprövning finns. Också detta lämnar PBL-kommittén förslag till lösning på.

### 3.3 Sektorssamordning och samspel mellan nivåer

Detta problem är naturligtvis själva grunden för vårt uppdrag. Rapporten i sin helhet är ett försök att belysa dessa problem. Bristande samordning och samspel mellan stat och kommun, mellan sektorer och mellan kommuner behöver knappast diskuteras eller exemplifieras allmänt av oss till Ansvarskommittén. ”Stuprörssamhällets problem” torde vara uppenbara för kommittén. En särskilt studie i frågan har initierats av kommittén.

Inom ramen för nuvarande organisation och regelverk är det naturligt att många av sektoriseringsproblemet på detta område fokuseras till den regionala nivån. Länsstyrelserna har ett uppdrag att fungera sektorssamordnande i relation till kommunernas planering. Hur en regional förvaltningsorganisation utformas blir därmed avgörande för centrala frågor inom markanvändning och miljö. Det får återverkningar på vilka krav som måste ställas på den centrala nivån. Behovet av den funktion som den urspårade regeringsprövningen (A9) ursprungligen hade i den fysiska riksplaneringens efterföljd kan till exempel komma att accentueras vilket inte förefaller beaktat.

Till samspelsproblem inom området hör:

- Hur internationella, nationella och regionala mål och intressen kan få genomslag i lokalt beslutsfattande och vägas mot eller stå över lokala intressen. Detta belyser vi i ett speciellt avsnitt om miljömålen – se kap 5.
- Hur summan av lokalt beslutsfattande skall samordnas genom gemensamma mål eller restriktioner till fungerande helheter.
- Hur vetenskaplig kunskap skall samspela med värderingsbaserade politiska beslut.
- Hur lokal och regional utveckling skall harmoniseras med nationella och internationella bevarandointressen.

### **3.3.1 Avsaknaden av en regional planeringsnivå**

Regional planering av markanvändningen kan i teorin göras inom ramen för plan- och bygglagen. I praktiken sker detta inte. Den planering som sker inom ramen för Stockholms regionplanering är det exempel där intentionerna i plan- och bygglagen förverkligas (B10). I många länder i EU sker emellertid olika former av regional planering i olika former.

Problemet med att argumentera runt regional planering är att själva planbegreppet ger starka men inte nödvändigtvis relevanta associationer hos många. Det är inte en bindande markanvändningsplanering som finns anledning att diskutera.

Den viktigaste funktionen hos en regional planering – oavsett vem som utför den – är att skapa en samlad överblick och samordning av alla de sektorer som med åtgärder, program, strategier, restriktioner, subsidier osv. gör anspråk på mark och miljö.

Tanken med en regional planering är principiellt den samma som för kommunal översiktlig planering: behovet av en samlad överblick över territoriet och andra aktörers behov av att känna kommunens intentioner för markanvändningen. Mot en regional översiktlig planering kan naturligtvis samma invändningar resas som mot en kommunal. Möjligheterna illustreras i B10.

Fem sammanhängande funktioner på regional nivå framstår som speciellt viktiga när det gäller styrningen av mark och miljö.

- Samordning av statens olika sektorer i en ”lagom” skala dvs. i en balans mellan överblick och närhet.
- Samspelet mellan regional utveckling och styrningen av mark och miljö.
- Förhandlingsarena för olika målkonflikter – inte minst regionalt utvecklingsstöd och hänsyn till miljö.
- Samlad bild av anspråk och intentioner när det gäller mark- och miljö.
- Kunskapsförsörjning för kommunal planering.

Dessa måste klaras av en regional organisation oavsett varifrån den har sitt mandat och hur den administrativt och geografiskt är utformad.

Den produktion av program och strategier som skall ske inom miljömålsarbetet och som en funktion av gällande och kommande EU-direktiv gör behovet av en samlad och samordnad regional bild än större. (A2, 5-7)

### 3.3.2 Finns det en "rätt" nivå för miljöproblem och planering?

Det finns ingen regionindelning som samtidigt kan tillgodose alla krav på region utifrån ett miljö- och markanvändningsperspektiv. Det finns ingen given "geografisk logik" som tillfredställer alla behov. Miljön har många olika territorier som inte nödvändigtvis är kongruenta eller ens grovt sammanfallande: utsläpp och effekt kan fördelas olika i rummet; vattenvården och luftvården har inte nödvändigtvis samma territorier (avrinningsområden och luftvårdens "bubblor" är inte sammanfallande); resurser finns i andra territorier än där de används vilket gör hushållningsplaner för grus baserade på länsindelning lika godtyckliga som om de baserats på förekomst eller efterfrågan. Vattenplaneringens indelning av regioner efter avrinningsområden är ett exempel då den naturvetenskapliga logik som efterhand kommit in i t.ex. EU-direktiv och strukturering av miljöarbete. Indelningen är ändamålsenlig för en viss grupp av frågor men en regionindelning efter en mängd olika sektoriella intressen kommer att minska snarare än öka överblick och helhetssyn. Problemet med "partiella helheter" blir markant. En konklusion av resonemanget är att frågor måste lyftas till eller sändas ner till nivåer efter sin egen logik. Och frågorna har varierande logik.

Eftersom miljöns olika territorier inte är sammanfallande så är sannolikheten liten att större kommuner och regioner skall bli mera heltäckande för alla problemtyper. Det som uppnås är nog snarare färre men starkare parter. Om detta är en fördel i frågor som skär över sådana större och starkare kommuner och regioner förefaller vara en något öppen fråga. Vi har i vart fall inga entydiga svar att ge.

### 3.3.3 Riksintressen

Decentraliserad planering kräver någon form av mekanism för att tillvarata nationella intressen i markanvändningen. I den fysiska riksplaneringen fanns en serie av samråd mellan nivåerna centralt, regional och lokalt, den sk riksplaneormen. Riksdagen var en tydlig motor för men deltog inte i dialogen. Riksintressena beskrivs närmare i A4 och diskussionen konkluderar med frågan om instrumentet har tjänat ut och förlorat sin roll. Eftersom riksintressena i praktisk planering upptar en god del tid och resurser, speciellt i relationen mellan stat och kommun och i relationen mellan sektorer och fysisk planering är frågan viktig för den lokala och regionala nivån. Andra mekanismer för att tillvarata nationella intressen kan vara miljömål, miljö kvalitetsnormer och åtgärdsprogram. Eftersom vi reser tvivel om dessa förefaller en samlad belysning av instrument och mekanismer för att i den fysiska planeringen på lokal nivå tillvarata nationella intressen vara i hög grad påkallad.

I praktisk planering förefaller många missförstånd komplicera hanteringen av riksintressena – se A4. Ett sådant är uppfattningen att staten beslutat om riksintressen som skulle utgöra restriktioner för vad som är tillåtet på lokal nivå. I vägplanering har utvecklats en praxis att "åka slalom" mellan restriktionsområden bl.a. riksintressen i stället för att ställa olika intressen mot varandra i planer och MKB för att ge underlag för den intresseavvägning som skall göras, i sökandet efter en samlat bra lösning.

Många riksintresseområden får sägas vara utlagda med relativt fri hand. Detta blir problematiskt när de betraktas som precisa restriktionsområden snarare än indikationer om var konflikter med nationella intressen måste synliggöras och behandlas. Inte minst riksintressena för friluftsliv får anses utlagda med synnerligen fri hand och på ytterst begränsat kunskapsunderlag. Riksintressenas funktion avhänger av en fungerande kunskapsförsörjning till den kommunala planeringen samt en samlad överblick. För vissa av dem, bland annat just friluftsliv, kan ifrågasättas om detta fungerar; för friluftsliv inte minst med hänsyn till att begreppet för-

skjutits i riktning mot turism där varken länsstyrelser eller kommuner nödvändigtvis har någon kompetens.

*”Virtuella riksintressen”* Förutom de i fysisk planering definierade riksintressena med bakgrund i den fysiska riksplaneringen uppträder ett stort antal nationella intressen med oklar status. De skulle kunna betecknas som ”virtuella” eller ”retoriska” riksintressen eftersom de å ena sidan utgör nationella uppmaningar till den lokala och regionala nivån men å andra sidan inte åtföljs av anvisningar för hur de skall användas och genomföras. Ofta synes de i själva verket sakna status när det kommer till konkret planering och prövning. Den s.k. försiktighetsprincipen formuleras i miljöbalken så att skyddsåtgärder skall vidtas ”så snart det finns skäl att anta att en verksamhet eller åtgärd kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön”.<sup>14</sup> Detta innebär i sig en begränsning av den försiktighetsprincip som t.ex. Brundtlandkommissionen arbetade med. Där talas om att ”osäkerhet” är tillräckligt kriterium för att avstå från handling, vilket ofta torde vara den tolkning som miljöorganisationer, lokala motståndsgupper etc. ger principen. I praktiken begränsas försiktighetsprincipen av att verksamheter definieras som icke-miljöstörande. Så har t.ex. först skett med mobiltelefoni där radioverksamheten, dvs. orsaken till oro för strålning, länge betraktats som icke miljöfarlig verksamhet i miljöbalkens mening.<sup>15</sup> Rättsfall i slutet på 2005 har dock klargjort att det trots att risken för hälsovådliga effekter orsakade av strålningen från mobilmaster är mycket liten ska anses vara miljöfarlig verksamhet vilket pekar på svårigheten att veta vad som är beaktansvärt.<sup>16</sup>

Omvänt kan olika former av exploatering och utbyggnad definieras som nationella angelägenheter som kommuner uppmanas att främja. Så har t.ex. upprepade gånger skett med utbyggnaden av 3G-nätet. På vilket sätt detta nationella intresse skall främjas, till exempel om det skall ges förtur vid samråd och bygglovsprövning samt i så fall hur och på vilka grunder, har aldrig klargjorts. Huruvida kommuner och länsstyrelser verkligen har känt sig bundna av att utbyggnaden anses vara ett nationellt intresse och om detta påverkat prövningen är oklart. Utbyggnaden är ett exempel på en form av ”top down” policy utan instrument för främjande.

”Hållbar tillväxt” är ett annat ”virtuellt riksintresse” som innebär en kombination av retorik i programarbete med att reell prövning av motstående miljöintressen i praktiken kommit till åsidosätts.

Om denna typ av nationella intressen skall få ett rimligt konsistent genomslag i planering krävs att någon form av anvisningar följer med nedåt genom systemet. Former av regional och översiktlig planering är sannolikt nödvändiga för att ge konkretion åt ”virtuella riksintressen” på samma sätt som för de konkretiserade och områdesavgränsade riksintressena.

Miljömålen kan ses i detta perspektiv vilket vi diskuterar i kap 5.

Både formella och mera allmänna nationella intressen medför ett behov dels av mekanismer för att ingripa när sådana skadas och för kunskapsförsörjning till den kommunala planeringen. Risken förefaller betydande att vi som resultat av separat utredande får en okoordinerad flora

<sup>14</sup> Miljöbalken 2 kap 3 §

<sup>15</sup> En komplikation när det gäller allmänhetens förståelse kan vara att det finns en s.k. ”myndigheternas försiktighetsprincip” som gäller hantering av elektromagnetisk strålning från t.ex. kraftledningar dvs. av annan frekvens än radiofrekvent strålning. (se Emmelin & Lerman 2004)

<sup>16</sup> Miljööverdomstolen Svea hovrätt, mål 7485-04.

av instrument och verktyg: riksintressen, översiktsplaner, åtgärdsprogram samt en uppsättning program, strategier osv. med oklar formell status.

### **3.3.4 Korrekt och konsistent information till lägre nivåer och andra aktörer**

Samspel och samordning mellan nivåer kräver som minimum en korrekt och konsistent information till underliggande nivåer. Detta gäller på minst två principiellt olika plan: informationens korrekthet och dess konsistens. Till det första hör att informationen är korrekt i en formell och vetenskaplig mening. Något mera problematiskt men på samma plan gäller att bruk av terminologi bör vara entydig och enhetlig. För det andra och mera komplicerat att information bör vara konsistent, vilket innebär att avvägningar kan behöva göras på central nivå mellan regelverk som är motstridiga eller prioriteringar rörande målkonflikter göras. Detta senare exemplifierar vi på många punkter i denna rapport. Det första skall kort beröras här.

*Entydiga termer och begrepp.* En förutsättning för styrning i ett system med flera nivåer och parallella sektorer är att termer och begrepp är rimligt entydiga. Regelverk och policy på plan- och miljöområdet utmärks i mycket hög grad av motsatsen. Problemet är både att samma term kan användas som beteckning för skilda företeelser men också att olika termer används för identiska eller likartade företeelser. Vi pekar i denna rapport på många sådana exempel. Begreppet MKB täcker både miljöbedömning av konkreta projekt och av planer och program. Att konsekvensanalys av ett konkret projekt inte metodologiskt, vare sig praktiskt eller teoretiskt, är samma sak har varit väl etablerat internationellt. Verksamheterna har ju för övrigt också reglerats med olika direktiv. Begreppet ”åtgärdsprogram” är ytterligare ett sådant oklart använt begrepp (A3). Förutom att åtgärdsprogram förekommer både i lagreglerad bindande form finns också ”åtgärdsprogram” utan denna status i miljömålsstrukturen. Hur dessa ”åtgärdsprogram som inte är åtgärdsprogram” skiljer sig från de ”program” och ”strategier” som också förekommer som delmål är helt oklart.

Styrningen av avfall (A7) illustrerar på ett obehagligt övertydligt sätt detta problem till den grad att samma term i direktivet i olika artiklar fått olika terminologi i svensk översättning. Bristande stringens i termer och begrepp i kombination med bristande flexibilitet kan i avfallsexemplet leda till att i stort sett all svensk basindustri får problem och att enda tillgängliga lösningen för många avfall är export.

En aspekt av ”stuprörssamhället” med centrala, självständiga myndigheter är problemet att det brister beträffande konsistent information och styrsignaler till underliggande nivåer. Tyvärr tycks också den enklare sidan – korrekt information – kunna brista. Till korrekthet hör också att information om en fråga är rimligt uttömmande.

*Motstridig och felaktig information.* Att informationen rörande vilka regler som gäller för prövning och planering skall vara korrekt men också rimligt uttömmande för att styrning skall fungera är uppenbart. Att så inte alltid är fallet är också uppenbart. 3G-exemplet belyser flera sidor av detta (se B11). Svårigheterna att lämna uttömmande information tycks också illustreras av de problem som småföretagare har med att veta om de lämnat erforderliga uppgifter till olika myndigheter bl.a. i förhållande till kraven på miljöanmälan.

”Nya fakta”. För att olika aktörer skall kunna planera krävs att kunskapsförsörjningen från plan- och miljömyndigheter är rimligt aktuell och dessutom någorlunda stabil. Om ”nya fakta” introduceras när en exploatering hotar blir möjligheterna för andra aktörer att förutse mil-

jövårdens agerande och positioner lidande. B3 kan sägas exemplifiera både detta och problemen med omvänd bevisbörda.

*”Reaktion i tid”*. Miljövården måste ha förmågan att genom övervakning och uppföljning reagera i tid på hot. Vi avser då här inte det stora och komplexa problemet att upptäcka nya miljöproblem utan att reagera i rätt tid i förhållande till exploateringar och tillståndsärenden. B5 illustrerar detta problem.

### **3.3.5 Regional statlig uppföljning och övervakning**

Det kan argumenteras för att tillsyn av kommunal verksamhet just inom miljö och markanvändning behövs i rimlig geografisk närhet och med rimlig överblick och lokal kunskap, dvs. på regional nivå snarare än nationellt. Detta gäller till exempel övervakningen av att riksintressen inte skadas av kommunal planering.

Ett av behoven i ett reformerat MKB-system är fungerande avgränsning av bedömningen samt kvalitetskontroll. Att avgöra om ”betydande miljöpåverkan” uppstår och om kvaliteten på process och dokument är tillfredsställande kan inte överlåtas åt verksamhetsutövaren oavsett om det är ett företag eller en kommun. Mera fundamentalt är kanske att motsättningen mellan planeringstänkande och konsekvenstänkande kan behöva återspeglas i en rollfördelning mellan planering och konsekvensanalys och granskning.

Vi skall här inte fördjupa oss i tillsynsfrågorna utan enbart konstatera att det förefaller finnas både principiella och empiriskt grundade skäl att fundera över regional organisation av tillsynen inom mark- och miljöområdet, oavsett frågan om jävssituationer som tidigare belysts i olika utredningar. Konsekvensanalys av god kvalitet behövs för att med Sagers uttryck ”kontrollera riskblinda entreprenörer och myndigheter” (se avsnitt 3.5). Fall av otillbörlig politisk påverkan på kommunal tillsyn inom miljöområdet har också uppmärksamats. Att integration av miljöhänsyn i regional utveckling vid fördelning av projektmedel från strukturfonderna inte har fungerat diskuterar vi nedan.

En arbetsdelning mellan en planerande och utvecklande politisk organisation och en statlig organisation som förvaltar restriktioner, utöver tillsyn, bevakar riksintressen och andra nationella intressen kan förefalla attraktiv av principiella skäl. Frågan är dels om en sådan organisation får en politiskt/psykologiskt besvärlig position men kanske viktigare att dess funktioner kräver någon form av regional strategi och regional planering för att skapa sektorssamordning. En ren ”restriktions- och tillsynsfunktion” kan komma att förstärka stuprörssamhället. I kombination med regionalisering av funktioner som ansvar för infrastruktur, vattenplanering och olika åtgärdsprogram samt program och strategier av mera oklar formell status kan motsättningar och motsägelser, målkonflikter och inkonsistent agerande av staten på regional nivå komma att öka.

Ett principiellt enkelt problem att åtgärda när det gäller tillsynen är resursbrist. En genomsnittlig länsstyrelse uppges idag sakna ca elva tjänster för tillsynsarbetet. En kultur av att inte rapportera brister medför att många länsstyrelser verkar att trots detta ge sken av att verksamheten fungerar.

### 3.4 Regional utveckling och styrningen av mark och miljö

Vi skall här göra några påpekanden rörande samspelet mellan styrningen av mark och miljö och regionalt utvecklings- eller tillväxtarbete. Utgångspunkten är det ömsesidiga sambandet mellan mark och miljö och regional utveckling. Tillväxtarbetet, särskilt projekt finansierade av strukturfondsmedel, kan ha påverkan på mark och miljö. En annan aspekt är föreställningarna om mark och miljö som viktiga resurser för regional tillväxt. Sättet på vilket miljöhänsyn tas och miljön görs till resurs är bland annat en funktion av samspelet så som det formas av organisation, ansvarsdelning, relation mellan expertkunskap och politik osv. Tillväxtarbetet möter miljö- och planparadigmen och mycket tyder på att detta är ett triangeldrama som skulle behöva hanteras bättre. I tillväxtarbetet fokuseras också flera av sektoriseringens regionala problem. Ett ökat inflytande över infrastrukturplaneringen kommer till exempel att kunna få olika miljöpåverkan och integrerad miljöhänsyn beroende på hur samspelet mellan infrastrukturansvar, fysisk planering och miljövard organiseras lokalt och regionalt.

Regionalt utvecklingsarbete sker i stor grad genom projektstöd. Mark och miljö riskerar då att komma in på ett sent stadium som restriktioner på genomförande. I sämsta fall leder bristen på miljö- och lokaliseringsprövning till att staten ger ekonomiskt stöd till verksamheter som i senare prövning visar sig olämpliga, otillåtna eller olagliga. Sektoriseringen ger också möjlighet till ren utpressning där statligt stöd används som argument för att åsidosätta andra hänsyn. En regional planering skulle kunna fungera både som en arena för diskussion och förhandling om målkonflikter mellan regional utveckling och som en tydlig spelplan.

#### 3.4.1 Två bilder av strukturfondsarbetet och miljön

Det förefaller finnas två verklighetsbilder beträffande samspelet mellan regionalt utvecklingsarbete och mark och miljö. Den ena är att en planering mot hållbarhet sker eller kommer att ske. HUT modellen är Brundtlandfigurens med tre likvärdiga områden (fig 2.1). Genom samordning och genom att finna win-win lösningar upphävs motsättningen ”ekologi – ekonomi” och ”hållbar tillväxt” uppnås. Denna bild förefaller bortse från både teoretiska och praktiska problem: existensen av ”verkliga målkonflikter”, sektorsrationalitet. Den synes också bygga på en tro på miljömålets samordnande och styrande möjlighet. Den bygger dessutom på föreställningen att de regionala utvecklingsprojekten sammantaget förmår skapa en bestående regional utveckling och tillväxt. Denna verklighetsbild finns starkt representerad på programnivån och kan betecknas som den utopiska utvecklingsbilden.

Mot denna bild kan ställas den som växer fram ur olika utvärderingar av det konkreta arbetet. Dels kan då konstateras att det framkommer en stark skepsis till om ett omfattande men tämligen ad hoc betonat stöd i form av projektmedel faktiskt förmår åstadkomma en bestående utvecklingseffekt, en hållbar tillväxt i begränsad ekonomisk mening.<sup>17</sup> Dels visar en genomgång av hur miljöfrågorna konkret har integrerats i bedömningen av projektstöd en entydigt negativ bild.<sup>18</sup>

<sup>17</sup> ITPS (2004) Effektutvärdering av de geografiska målprogrammen inom EG:s strukturfonder. Publikation A2004:009.

<sup>18</sup> Nilsson J-E, Emmelin L (in prep) Practice and rhetoric in integration of environmental considerations in structural fund decisions: a case study. Kommer som BTH Research report. Karlskrona: Blekinge Institute of Technology

### 3.4.2 En icke fungerande integration av miljöhänsyn?

I ett projekt inom forskningsprogrammet Miljöstrategiska verktyg har undersökts hur det horisontella målet uthållig utveckling/miljö behandlas i programdokument samt hur detta kriterium följs upp i lokala projekt med finansiering från EU:s strukturfonder.

I de samlade programdokumenten och tillväxtavtalen finns en stor dos av hållbarhetsretoriken. Texten återger fraser som präglar den politiska retoriken. Med detta följer att den konkreta innebörden av orden blir oklar och några fall förvirrande. I några fall används hållbar utveckling som ett samlat begrepp för social, ekonomisk och ekologisk hållbarhet. Lite längre fram i samma dokument används begreppet som synonym till det horisontella målet miljö utan att det sker någon problematisering av vad detta innebär.

Denna sammanblandning illustrerar att osäkerheten om hur miljöaspekterna skall beaktas ökar i takt med att uppgiften skall konkretiseras. Det förefaller råda stor osäkerhet om vad som skall beaktas inom ramen för det horisontella kriteriet miljö och det saknas i allmänhet indikatorer för att mäta uppfyllandet av detta kriterium.

Den bristfälliga konkretiseringen av det horisontella målet miljö i programdokumenten innebär att det ställs stora krav på de handläggare som skall bedöma i vilken grad miljömålet uppfylls i olika projekt. Handläggarna har också fått utbildning i hur de horisontella kriterierna skall bedömas. Miljöaspekterna ägnades mindre intresse i denna utbildning än övriga horisontella mål.

Hur bedömningen av miljöaspekterna görs varierar mellan regionerna. I vissa regioner ombeds experter inom miljöområdet (exempelvis länsexperter inom miljövard) komma med utlåtande om hur miljöaspekten beaktas i projektansökningar. I andra regioner görs denna bedömning av ordinarie handläggare som i många fall inte besitter någon expertkompetens inom miljö.

Miljöbedömningen av projekt skall sammanfattas genom att bedömaren sätter ett kryss i ruta för att projektet bidrar till att förbättra miljö, är miljömässigt neutralt eller bidrar till att försämra miljön. Betygen sätts utan att någon analys lämnas av hur det aktuella projektet påverkar miljön. I många fall är kopplingen mellan projektet och miljöeffekter komplex. Vilka effekter som uppstår beror på en rad mellanliggande variabler varför det är svårt att i förväg fastlägga vilka de blir. I sådana fall skulle man önska att experten pekade på vad handläggaren bör hålla ögonen på under genomförandet för att främja de positiva miljöeffekterna alternativt för att förhindra negativa miljöeffekter. Det hör till undantagen att detta görs.

I de fall uttalade miljökrav ställs på projekt har detta ofta formen av rekommendationer av typen ”om ni gör på detta sätt kan den förväntade miljöeffekten förändras från miljöneutralt till miljöpositivt”. Sådana rekommendationer upplevs sällan som bindande och de följs vanligen inte upp under uppföljningen.

Under projekttiden skall projektledningen redovisa lägesrapporter och i samband med projektets avslutning skall en slutrapport inlämnas. I slutrapporten förväntas att det lämnas en beskrivning av hur de horisontella målen uppfyllts. I allmänhet ägnas miljömålen liten uppmärksamhet i slutrapporten. I vissa fall behandlas inte frågan alls, i andra fall konstateras att målen uppnåtts eller inte uppnåtts. Det kan tilläggas att i många fall inlämnas aldrig någon slutrapport.

Den bild som genomgången av ett stort antal projekt ger kan sammanfattas på följande sätt. Genom strukturfonderna får utvalda regioner tillgång till en summa pengar som får användas för vissa ändamål i projekt som skall vara utformade på ett visst sätt. I utgångspunkten finns det inte så många projekt som uppfyller de ställda kraven. Stora insatser måste därför göras för att marknadsföra möjligheten och att inspirera relevanta aktörer för att förmå dem att formulera ett projekt. Störst respons möter denna mobilisering bland grupper av aktörer som redan har inlett en diskussion om en gemensam aktivitet. För att komma i åtnjutande av EU-medel måste projektansökan anpassa till de krav som ställs. Man tvingas använda den retorik som efterfrågas i underlaget för ansökningar.

Bristen på relevanta projekt gör att kvalitetskraven på inlämnade projektansökningar blir svag. Huvuduppgiften blir att få till stånd tillräckligt många projekt så att de medel EU avsatt för ändamålet förbrukas. Av samma skäl finns det svaga incitament till att följa upp projekt sedan de slutförts. En sådan uppföljning som visar att projekten endast i begränsad utsträckning uppnått de horisontella målen skulle ju knappast stärka Sveriges position i kampen med andra medlemsländer om framtida bidrag från strukturfonderna.

I en situation där den överordnade uppgiften i praktiken är att förbruka tilldelade medel tenderar det att vara ett underskott på relevanta program/projekt. Skall i en sådan situation medlen förbrukas är möjligheterna att ställa krav på programmen/projekten begränsade. Slutsatsen blir således att den detaljerade kravspecifikation som ligger till grund för strukturfondsprogram är dysfunktionell utifrån hur programmen används i praktiken.

Den dystopiska bilden blir om denna studie i kombination med utvärderingar av utvecklings-effekten tas på allvar, att betydande medel med ringa utvecklingseffekt fördelas på ett sätt som mycket väl kan innebära påtagliga negativa miljöeffekter. Samt att programnivåns retorik döljer bristen på reell prövning.

### **3.4.3 Ansvarsuppdelning: utveckling - restriktioner**

Ett sätt att hantera miljöhänsyn i regionalt tillväxtarbete är att se miljöfrågorna som en restriktion snarare än som en av många otydliga målsättningar som på ett icke angivet sätt skall kombineras. Då erkänns målkonflikter mellan miljö och tillväxtprojekt. Hur rollfördelningen görs mellan tillväxtbefrämjande och miljöprövande är avgörande för funktionen. För en tydlig rolluppdelning talar förutom just intressekonflikterna och kraven på att miljöbedömning skall vara oberoende också ett maktbalansargument. Mot en tydlig uppdelning talar bland annat risken för ofruktbara motsättningsförhållanden. Hur uppdelningen görs påverkas av och påverkar relationen mellan "expertkunskap och politik". En regional planering som på ett strategiskt, planmässigt och genomskinligt sätt använder restriktioner, miljöprövning samt uppföljning och tillsyn är sannolikt ett villkor för att en funktionsuppdelning skall fungera och att samspelet mellan expertkunskap och politiskt beslutsfattande skall bli tydligt.

Strandskyddet kan tjäna som exempel på möjligheterna att hantera restriktioner på ett strategiskt sätt. För närvarande görs strandskyddet till en nationell fråga i meningen att Naturvårdsverkets tillsyn och rätt att överklaga skapar en nationell standard. Om målet är biotopskydd så ligger strandskyddet inom "miljöparadigmet" och en tillsyn och övervakning nationellt kan vara befogat. Målet är då att kvalitetssäkra expertbedömningar av när dispenser kan ges utan skada. Men om målet är allmänhetens tillgång till stränder och skall ställas mot möjligheten att utnyttja strandresursen för turism, attraktivt boende osv. är avgörandena av "plankaraktär". Överprövning av kommunernas sätt att hantera strandskyddet blir då likartat med andra planfrågor: en fråga om tillsyn av respekten för riksintressen av olika slag. Om ändamålet är en

blandning av biotopskydd och naturutnyttjande blir strandskyddet en fråga om avvägningar där kunskapsunderlaget för biotopskyddet är en expertfråga som naturvärden idag har medan kunskapsunderlaget för markanvändningskonflikterna är en annan typ av expertkunskap som idag ofta saknas eller är mera osystematiskt baserad på enskilda tjänstemäns lokalkunskap.

Ytterligare ett exempel skall anföras. I avsnittet om miljö kvalitetsnormer diskuterade vi kortfattat problemet med normer som hänför sig till arealbruk över stora arealer: problemet att disaggregera en aggregerad norm av typen ”högst x % av arealen får vara påverkad – störd – skadad – hårdgjord”.

Tillgången på lätt tillgänglig mark, strand, vattenområde osv. lokalt och regionalt är en annan fråga än det nationella intresset av stora sammanhängande skogs- eller fjällområden, större obebbyggda och ostörda skärgårdsområden etc. Den förra typen av nyttighet är i större eller mindre grad en lägesbunden resurs och det aggregerade måttet kan sakna mening eller i vart fall behöva vara mera nyanserade. Tillgången till rekreationsområden inom visst avstånd från bostaden och den andel av befolkningen som saknar sådan tillgång är bättre indikatorer. Men åtgärder för att förbättra situationen blir ändå lokala och regionala. En regional överblick och ett regionalt beslutsfattande skulle kunna hantera problemen med fördelning av olika störningar och kvaliteter på ett sätt som nationell planering knappast förmår. Och samtidigt säkerställa att helheten inte kompromissas och plottras bort lokalt.

### 3.5. Miljöbedömningssystemet

Avsikten med miljöbedömning är att införa ett konsekvenstänkande i projektering och planering, att söka alternativa lösningar, att avslöja oväntade och oönskade sidoeffekter av verksamheter. Härigenom skall negativa miljökonsekvenser upptäckas och kunna väljas bort eller åtminstone minskas genom skadeförebyggande åtgärder. Som den norske transportforskaren Tore Sager uttrycker saken är ett viktigt mål att skapa en motvikt till ”riskblinda sektorsförvaltningar och exploatörer”.<sup>19</sup>

Den etiska dimensionen av konsekvensanalys betonas sällan. Ytterst har den sin utgångspunkt i en konsekvensetik, som ålägger den som handlar att förstå konsekvenserna av sina handlingar och att avstå om konsekvenserna är orimliga eller otillåtliga i förhållande till någon norm.

Skälet för att speciellt ta upp miljöbedömning – det som med översättning av internationell terminologi betecknas som miljökonsekvensbedömning (MKB<sup>20</sup>) respektive strategisk miljöbedömning (SMB) – är att denna verksamhet blivit en arena för samspel mellan plan- och miljöparadigmen. Den särpräglade utformning som miljöbedömning fått i Sverige tar fram kontraproduktiva drag och förstärker spänningarna men utnyttjar verktyget dåligt för samspel. Detta gäller både dess potential som sektorsövergripande verktyg och som verktyg för vertikal integration från nationell nivå (med beaktande också av globala frågor) till lokal. Bristerna i systemet påverkar i hög grad relationerna mellan stat och kommun, inte minst på regional nivå och det påverkar i hög grad andra sektoriella verksamheter som kan vara aktuella för regionalisering till exempel infrastrukturplanering. Systemet förutsätter nämligen att länsstyrelserna skall ha en viktig roll både i avgörande om behov av s.k. stor MKB och omfattning av både stor och liten MKB och för att säkra kvaliteten. Systemets utformning gör att länssty-

<sup>19</sup> Sager, T (2001) A planning theory perspective on the EIA, Hilding-Rydevik, T [ed] (2001) EIA, large development projects and decision-making in the Nordic countries. Nordregio Report 2001:6

<sup>20</sup> I svensk lagstiftning används begreppet miljökonsekvensbeskrivning (MKB) för både bedömning och dokumentation.

relserna i många fall har stora svårigheter att på ett produktivt sätt använda verktyget. Relationen mellan expertkunskap och politiskt beslutsfattande i konsekvensanalys medför att miljöbedömning starkt kan komma att påverka funktionen på den regionala nivån.

### 3.5.1 Bakgrund

Planeringens manifesta oförmåga att ta adekvat hänsyn till långsiktiga negativa miljökonsekvenser är ett viktigt motiv för konsekvensanalys av planer och program. Ett annat, som framförallt gäller miljöbedömning av projekt, är att få ett verktyg för att skapa beslutsunderlag för allsidig prövning där alternativa sätt att nå ett mål – tekniska alternativ, lokaliseringsalternativ osv. – belyses liksom också ”nollalternativ” dvs. verkningarna av att avstå från en åtgärd, exploatering etc.<sup>21</sup> Konsekvensanalys har sin grund i rationalistisk planering. Dock finns inslag av kommunikativ planering eller medborgardeltagande. När det gäller miljöbedömning av nationella eller regionala program och planer är medborgardeltagandets relation till den representativa, parlamentarisk demokratin ofta högeligen oklart.

Utvecklingen av miljöbedömning har inneburit att två typer av miljökonsekvensanalys efterhand utvecklats. Miljöbedömning av projekt har som mål att avgöra om projekten med hänsyn till sina långsiktiga miljökonsekvenser bör komma till stånd. Den internationella termen ”environmental impact assessment”, EIA, svarar mot den svenska miljökonsekvensbedömning. En MKB för projekt utförs således på relativt väldefinierade verksamheter, som har en tydlig lokalisering. Förutsägelse av effekter och konsekvenser kan baseras på någorlunda precisa uppgifter om verksamhetens natur och denna kan dessutom läggas fast i tillstånd. Projektets omgivning och därmed många av de viktiga miljöegenskaperna som bestämmer de direkta effekterna av projektet är kända eller kan tas fram. Denna MKB görs för beslutsfattande i ett tydligt motsatsförhållande mellan en verksamhetsutövare och en tillståndsmyndighet, oftast i domstol eller domstolsliknande former.

Som komplement till projekt-MKB växte miljöbedömning av ”policy, planer och program” fram. Något inadekvat fick detta benämningen ”strategic environmental assessment”, SEA eller på svenska strategisk miljöbedömning. Internationellt råder det idag betydande enighet om att SMB både praktiskt och teoretiskt är något annat än MKB. Konsekvenserna av ”policy, planer och program” kan inte förutsägas med den precision som trots allt är möjlig för projekt. Och miljöbedömningen görs ofta av den som formulerar planer och program. Beslutssituationen innebär normalt inte samma tydliga motsatsförhållande mellan en sökande och en tillståndsgivande. Beslutsfattande och miljöbedömning görs inom samma administrativa ramar och beslut fattas ofta politiskt. SMB kan utvecklas till ett verktyg för integration av miljöfrågor i planering eller till ett parallellt verktyg som mer eller mindre dubblar eller konkurrerar med planeringen.

De två formerna av miljöbedömning regleras av olika direktiv som dock inte är särskilt tydliga i fråga om skillnader mellan MKB och SMB. Sverige har i lagstiftning och terminologi valt att bortse från eller förneka de praktiska, teoretiska och metodologiska skillnaderna.

Utvecklingen internationellt, liksom i Sverige, har varit att miljöbedömning och planering utvecklats parallellt. Hanteringen av miljöbedömning som en slags parallell och konkurrerande planeringsform är ett av många praktiska och teoretiska problem som i Sverige knappast

---

<sup>21</sup> Nollalternativ ger utgångspunkter för att bedöma (isolera) vilka verkningar som projekt eller plan kan leda till, med grundtanken att det oavsett projektet sker förändringar.

fått någon genomtänkt lösning. MKB-systemet karaktäriseras kortfattat i A8 och en speciell och problematisk aspekt - sektoriseringen – diskuteras i B8-B9.

### 3.5.2 Miljöbedömningssystemet och styrning

Konsekvensanalys utgår från en rationalistisk tanke där tydliga mål och medel är planeringens förutsättningar, alternativ kan sökas och undersökas och konsekvenserna av alternativ utredas. Val av alternativ kan göras genom metoder för sammanvägning. Uttryckt på ett annat sätt: konsekvensanalys är metodik som lämpar sig för avgränsade projekt med tydliga mål och tydliga kriterier för tillåtlighet. När tänkandet skall tillämpas inom program och planer och integrerat i verksamheter och avgörandena fattas politiskt är det uppenbart att problem kommer att uppstå. Några av dessa är av fundamental natur.

*Strategiskt beslutsfattande: mellan att våga och att väga.* Allt strategiskt beslutsfattande äger rum i spänningsfältet ”mellan att våga och att väga”; mellan politiskt mod och handlingskraft på den ena sidan och eftertanke och utredande på den andra. Beslut fattas på intuitiv grund eller genom att legitimitet för ett alternativ uppnås genom allianser eller deliberativt. Utrymmet för systematiskt vägande för och emot kan vara begränsat av tid, akut behov av att handla. Ett överskott av dristighet slår lätt över i dumdristighet; ett överskott av vägande i handlingsförslamning. Inom miljöområdet kan man iaktta en speciell variant av dilemman. Kunskapsbristen är där ofta fundamental. Mot detta står en hållning att i brist på säker kunskap om alternativ och konsekvenser reflexmässigt säga nej till all förändring. ”Försiktighetsprincipen” kan leda till att många dumheter undviks men också till att icke önskvärda tillstånd bibehålls. Socialpsykologen Johan Asplund har gett namnet ”prekär ovetenhet” åt den situation i vilken mycket politiskt beslutsfattande sker: upplevelsen av ett överhängande behov av handling i kombination med fundamental brist på kunskapsunderlag.<sup>22</sup>

Diskussionen om regeringsprövning (A9) kan här ställas mot 3G (B11). I det förra fallet verkar olika former av prövning ha urartat till ”detaljplanering på fel nivå” som hindrar eller omöjliggör strategiska beslut. Hanteringen av 3G-systemet å andra sidan visar problemen med avsaknaden av konsekvensanalys på den strategiska beslutsnivån. Bristen på tidig eftertanke leder till senare förvirring och system och planerings- och prövningsprocesser som är dåliga ur många synpunkter. Man behöver inte vara konspiratoriskt lagd för att se den totala bristen på överväganden om plan- och miljöfrågor på den strategiska beslutsnivån i 3G-fallet som uttryck för hållningen att miljösidan måste hållas utanför om tillväxt och regional utveckling skall främjas.

*Att göra rätt saker eller att göra saker rätt – vilka anspråk skall konsekvensanalys på planer göra.* Det finns en distinktion när det gäller beslutsfattande och konsekvensanalys som kan uttryckas i spänningen mellan ”att göra rätt saker” och ”att göra saker rätt”. Denna distinktion uttrycker på ett enkelt sätt en viktig skillnad i anspråk som kan göras för konsekvensanalys.

”Att göra rätt saker” handlar i grunden om strategiska val. Är Öresundsbron bra för regionens utveckling; medverkar en snabb utbyggnad av fyra parallella mobiltelefonisystem till att bibehålla Sveriges ställning som ledande IT-nation; är en tunnel genom Hallandsåsen viktig för utvecklingen av järnvägstrafiken på västkusten. Ofta är det först i historiens efterkloket som

<sup>22</sup> Asplund, J. 1979: Teorier om framtiden. Kontenta/Liber. Stockholm.

beslut framstår som kloka eller mindre kloka.<sup>23</sup> Spänningen mellan väga och våga blir ovanligt tydlig i denna typ av beslut.

I motsats till detta finns den mera måttfulla ambitionen ”att göra saker rätt” – och helst från början. Här är frågeställningen t.ex. ”är Öresundsbron hydrodynamiskt rätt utformad så att vattenutbytet med Östersjön inte hindras”, ”har miljöfrågorna fått en bra behandling i utformning av 3G-systemet så att miljökonflikterna minimeras t.ex. genom krav på samarbete mellan operatörerna, krav på ordentligt planeringsunderlag” osv.

Det kan synas som om det är en alltför låg ambitionsgrad att bara inrikta miljöbedömning på att ”göra saker rätt – och helst från början”. Men dels är en noggrann belysning av konsekvenser och möjligheter till miljömässigt bästa utformning ofta det enda som är öppet för staten eftersom aktörerna för samhälls- och landskapsförändring inte är samhället utan enskilda och företag. Det är restriktioner och den ”frånstyrande” planeringen som är öppen för staten. Dels innebär en noggrann belysning också den säkraste möjligheten att belysa om ett projekt faktiskt är av den karaktär att någon miljömässigt acceptabel lösning eller utformning inte finns. Det är hållbarhetens negativa karaktär som kan vara möjlig att på ett tillräckligt konkret och rättssäkert sätt belysa. Frågan: ”är detta hållbart?” ersätts av ”finns uppenbart ohållbara inslag?” och ”kan dessa avhjälpas?” Om så inte är fallet kanske verksamheten inte bör komma till stånd.

Det är således helt olika dignitet på anspråken som görs om konsekvensanalysen skall svara på frågan om ”rätt och fel” jämfört med frågan om en miljömässigt acceptabel utformning av projekt eller planer. Kraven på att miljöbedömning skall avgöra om en plan leder till hållbarhet – dvs. ta upp alla hållbarhetsdimensioner och avgöra vad som är rätt – innebär att miljöbedömningen ges en roll i planeringen, som inte står i proportion till kompetens eller möjligheter. En sådan miljöbedömning konkurrerar på ett oklart sätt med och inkräktar på både planeringsprocessen och på det politiska beslutsfattandets domän. Hållbarhetsfrågorna skall belysas av det samlade underlag som planering och miljöbedömning ger. Skälen att ge miljöbedömning en särställning blir då bara goda om bedömningen begränsas till sådana stora frågor som planeringen inte hanterar: långsiktiga, globala, irreversibla eller oönskade sidoeffekter. Att en god miljöbedömning också kan resa andra frågor när den integreras i planeringsprocesserna är en annan sak. Den ”miljörapport” som skall produceras för planer borde enligt detta synsätt begränsas till att verkligen skärskåda de sidor av en plan som kan vara kritiska och negativa. Att en sådan tydlig miljörapport inte alltid kommer att tilltala beslutsfattare eller underlätta politiskt beslutsfattande är klart.

*Goda intentioner och goda resultat.* Tanken att goda intentioner leder till goda resultat pekar på två helt olika förhållningssätt:

- *konsekvenstänkande* där planer och projekt granskas för att avslöja om de medför långsiktiga, icke önskade negativa effekter.
- *måltänkande* där fokus är på att uppnå bestämda mål genom policy, program, planer och projekt.

På den ena sidan en skepsis fotad i miljöparadigmet och en insikt i att målkonflikter ofta föreligger både inom och mellan sektorer, som tar sig uttryck i önskan om konsekvensanalys. På den andra en form av idealism som innebär att initiativ för att förbättra miljön automatiskt

---

<sup>23</sup> Till exempel: Södra stambanan som en viktig faktor för ekonomisk utveckling. Eller dragningen av norra stambanan utanför räckvidden av dåtidens fartygsartilleri som problematisk.

anses leda till enbart goda resultat. Konsekvensanalys behövs inte. ”Projekt som avser att förbättra miljön” står i en klass för sig när det gäller strukturfondsmedel, se avsnitt 3.4.1.

Konsekvensanalys ses dessutom ofta av företrädare för planeringsparadigmet som ett reaktivt förhållningssätt. Poängen är att dessa två tänkesätt aldrig kan ersätta varandra. Bakom kritiken av konsekvensanalys som ”reaktiv” ligger två felslut. Dels bortser man från att samhället ofta inte är aktör i förändringsprocesser eller ingrepp som påverkar miljön. Kontrollfunktionen är då nödvändig för ett verkningsfullt och effektivt användande av restriktionsinstrument som normer, utsläppstillstånd osv. Dels synes tankefiguren att ”goda planer leder till goda resultat” ligga bakom kritiken. Vi har i andra sammanhang utvecklat argumenten mot att konsekvensanalys ersätts med ”måluppfyllelseanalys”. Sammanfattningsvis är dessa:

- risken för aspektblindhet – planeraren förälskar sig i sin plan,
- bristen på överblick över alternativ,
- måluppfyllelseanalys förstärker tendensen att argumentera för planen i stället för att granska den.

*Föreställningar om en konsistent och konsekvent hierarki.* SMB bygger ursprungligen på en tanke att det föreligger ett tydligt, konsekvent och konsistent samband uppifrån och ned genom kedjan av policy, program, planer till projekt. När SMB möter verkligheten uppstår uppenbara problem. Försöken att utforma ett verktyg som skall fungera i en mera komplex verklighet, men som ändå skall bidra till en viss konsekvens och konsistens mellan nivåer präglar SMB. Problemen i relation till det svenska plansystemet är uppenbara: andra mekanismer måste ersätta planer på nationell och regional nivå. Det är bland annat i det perspektivet som kritiken mot miljömålen skall ses.

*Konsekvensanalys och politiskt beslutsfattande.* Att tydligt ta fram intressekonflikter och problem liksom att peka på alternativ underlättar inte politiskt beslutsfattande. Aversionen mot att peka på målkonflikter, som följer av en konsensusideologi, liksom önskan om att bibehålla största möjliga handlingsfrihet medför att konsekvensanalys kan ses som kontraproduktivt i politiskt beslutsfattande. Att peka på konkreta problem och målkonflikter blir lättare om MKB ses som ett beslutsunderlag för avvägningar än om MKB betraktas som ett styrmedel där miljö ges någon form av absolut företräde. Föreställningen att MKB skall peka ut det miljömässigt bästa alternativet och att beslutsfattarna skall följa rekommendationen finns både i den ideella miljövården och inom miljöförvaltningarnas rationalistiska kultur.<sup>24</sup> Det är inte orimligt att tänka sig att denna hållning bidrar till urvattnade MKB. Både beslutsfattare och verksamhetsutövare skall göra avvägningar mellan miljö och andra faktorer och MKB är till för att underlätta detta, inte för att diktera vilka avvägningar som skall göras.<sup>25</sup>

### **3.5.3 Det svenska systemet för miljöbedömning – ett havererat system**

I en utförlig genomgång av det svenska systemet för miljöbedömning konkluderar vi: Brister i både regelverk och praxis beträffande miljökonsekvensbedömning är idag så stora att en genomgripande förändring, närmast av karaktären nystart, framstår som nödvändig. Riv och bygg nytt är den slutsats vi kommer fram till av en kombination av analys av regelverkets

<sup>24</sup> För en diskussion av det senare se Emmelin, L. (2000): Nordisk miljöförvaltnings professionskultur och några aktuella frågeställningar i miljöpolitiken. Pp 486 - 517 i Tidskrift för samfunnsforskning 41:3.

<sup>25</sup> En MKB kan mycket väl belysa sådant som en avvägning visar inte är rimligt, kanske inte ens tillåtet, att kräva.

inneboende brister och jämförelse med internationell praxis. Påståendet att systemet har havererat i Sverige bygger sammanfattningsvis på följande observationer.<sup>26</sup>

*Miljöbedömning av allt.* En bärande princip för MKB är att enbart projekt med betydande miljökonsekvenser skall bedömas. En väl genomförd MKB är så pass resurskrävande att verktyget bör reserveras för verkligt betydelsefulla projekt. Principen i Sverige är den motsatta: allt bör bedömas och motivet är bl. a. att man först sedan en bedömning är gjord kan veta om den behövs. Den stora mängden bedömningar medför brister i alla moment från avgränsning till uppföljning.

*Avgränsning av innehållet i en MKB* görs inte på ett systematiskt sätt. ”Scoping” dvs. att bestämma vilka frågor som skall tas upp i en MKB, vilka frågor som är viktiga men också vilka som inte behöver utredas, är en väsentlig process för att MKB skall vara både verkningsfull och effektiv. Reglerna om miljöbedömning för planer och program är dock tydligare i detta än projekt-MKB.

*Kvalitetskontroll saknas.* MKB-systemen i flera andra länder har olika former av kvalitetsgranskning eller mekanismer för kvalitetssäkring. Granskning av förslag till MKB innan den sammanställs till ett slutligt dokument är en metod. Idag tillämpas i Sverige istället ett system med kompletteringar, efter det att ansökan eller motsvarande har slutförts, vilket ger aktörerna ringa möjlighet att få gehör respektive ta till sig behovet av förändring. Andra mekanismer för granskning kan vara noggrann planering och avgränsning av innehållet i en MKB, fastställd genom en kombination av förhandling och myndighetsavgörande, som är en bärande princip i många internationella system. Länsstyrelsens roll i kvalitetskontrollen har i praktiken motverkats av att länsstyrelserna dels har fördelat ut MKB-ansvaret på olika enheter (och därvid valt olika slags enheter som t.ex. miljö, natur, kommunikation, plan), dels allvarligt tyngts av antalet MKB-fall och därför inte förmått vara aktiv i alla skeden av alla ärenden. Utan en sådan både bred och sammanhållande funktion riskerar emellertid praxis att spreta betänkligt och kraven bli olika fokuserade på olika miljöintressen och olika tunga i olika delar av landet.

*Systemet är inte lärande.* Bristen på kvalitetskontroll och uppföljning innebär minimal återkoppling till utförare – kommunala planerare, konsulter, länsstyrelsetjänstemän etc. – eller till utbildning.

Att MKB skall göras på stort och smått innebär brist på respekt för stora projekt och planer. Det är ett felslutet att MKB på en mängd mindre projekt och verksamheter skulle fånga upp den sammanlagda effekten av dessa dvs. klara problemet med kumulativa effekter. Jfr t.ex. 3G-utbyggnaden (B11) och den individuella prövningen av varje enskild mast som illustrerar att en prövning i ett ”bottom up” system inte i sig medför att en optimal helhet skapas.

*Sektoriseringen av MKB-systemet (B8)* som medför dubbleringar, oklarheter om termer och begrepp etc.

---

<sup>26</sup> Emmelin, L. & Lerman, P. (2004): ”Miljöregler – hinder för utveckling och god miljö?” BTH Research Reports 2004:09. (kan hämtas som pdf-fil på [www.bth.se/fou](http://www.bth.se/fou)) Att det svenska systemet uppvisar brister är vi ingalunda ensamma om att anse. EU kommissionen har ifrågasatt om och hur Sverige implementerar MKB-direktivet 85/337/EEG. Länsstyrelsen i Stockholm påpekar bl.a.: ”Länsstyrelsen vill understryka det nödvändiga i att det samlade regelsystemet utformas så att det blir begripligt för såväl myndigheter som allmänhet. Det svenska MKB-systemet innehåller betydligt fler brister än de som Europeiska kommissionen påpekat.”

Införandet av MKB har i Sverige präglats av en paradoxal kombination av ambition att göra miljöbedömningar av stort och smått samtidigt som MKB inte av kommuner eller företag får upplevas som ”byråkratiskt hinder. MKB är därför i alltför hög grad, speciellt MKB på kommunala detaljplaner, en rituell byråkratisk verksamhet. Ett dokument benämnt MKB skall finnas med, men dess innehåll kontrolleras av ingen. MKB:n bearbetas inte efter inkomna synpunkter till ett samlat dokument och därmed saknas en samlad överblick över de långsiktiga miljöeffekter som ett beslut kan komma att leda till.

Sammantaget kan MKB-systemet i Sverige inte sägas vara effektivt (se B8) och sannolikt inte heller särskilt verkningsfullt dvs. att miljönyttan är starkt begränsad.

### 3.5.4 ”Strategisk miljöbedömning”

Ur ansvarskommitténs perspektiv är kanske ”strategisk miljöbedömning” (SMB) viktigast. Den grundläggande tanken med SMB är att det finns en rimligt konsistent hierarki från en översta nivå av ”policy” via program och planer till de konkreta projekten. Vi har i annat sammanhang diskuterat det minimalistiska införandet av SMB i svenskt regelverk.<sup>27</sup> Vi skall här bara sammanfattningsvis peka på några av de problem som föreligger:

- oklarheter om vad SMB egentligen skall tjäna för syfte,<sup>28</sup> vilket bl.a. medför att centrala anvisningar saknas fyra och ett halvt år efter direktivet beslutades och två år efter svenska regeländringar beslutades,
- oklarhet om metodik osv. för miljöbedömning av planer, vilket medför att både MKB och SMB upplevs som krånglig byråkrati,
- förstärkning av plansystemets ovilja till konsekvenstänkande,
- sektoriseringen som i MKB fortsätter och förstärks,
- bristen på själva förutsättningen för SMB i många sektorer dvs. en hierarki av policy, program och planer,
- risken att kraven på SMB medför att program och planer upprättas informellt, under andra beteckningar för att undgå att träffas av regelverket,
- risken att kravet på SMB ytterligare försvagar intresset för översiktlig planering och regional strategisk planering.

Problemen med SMB påverkar relationerna mellan kommuner och länsstyrelser och mellan olika nivåer i sektorerna. SMB skulle kunna vara ett kraftfullt redskap för den regionala sektorssamordningen. Utformningen i Sverige synes starkt medverka till motsatsen.

Omvänt gäller att utformningen av den regionala nivån och balansen mellan expertkunskap och politiskt beslutsfattande kommer att höra till de avgörande faktorerna när det gäller att göra SMB till ett verkningsfullt och effektivt redskap för att väga intressen mot varandra.

<sup>27</sup> Se not 24 samt Emmelin, L. & Lerman, P (2004): ”The problems of a minimalist approach – the case of Sweden” in Michael Schmidt, Elsa João and Lothar Knopp (eds.) ”Implementing Strategic Environmental Assessment (SEA)” Berlin, Springer-Verlag.

<sup>28</sup> En grundläggande diskussion som fortfarande pågår inom centraladministrationen är t.ex. huruvida kravet på SMB inte bara ska utlösas vid betydande negativa miljöeffekter utan också om planen antas medföra betydande positiva effekter. Detta är betydande för att miljöbedömning tenderar att utvecklas till en parallell verksamhet till planeringen snarare än komplement. Samt bristen på skärpa och återhållsamhet i användningen av verktyget. Risken att SMB utvecklas till en tom ritual är större än för projekt-MKB, där en tillståndsprocess trots allt upprätthåller en viss kvalitet.

Det kanske överordnade problemet med SMB är att det förefaller saknas en tydlig politisk vilja beträffande redskapet. En politisk vilja som emellertid kan komma att vakna till när de praktiska konsekvenserna av att miljöbedömningssystemet är i färd med att bli än mera komplext, överskådligt, svårbegripligt. Och framförallt riskera att vara ett byråkratiskt hinder utan att någon påvisbar miljönytta svarar mot olägenheterna.

### ***3.5.5 En konklusion för Ansvarskommittén***

De spänningar som finns mellan politiskt beslutsfattande och MKB/SMB, i kombination med systemets kontraproduktiva utformning i Sverige, medför att miljöbedömning är en viktig del av styrningen av mark och miljö som måste hanteras i flera dimensioner: mellan expertavgöranden och politiskt beslutsfattande, mellan stat och kommun, i kedjan från nationellt via regionalt till lokalt. Liksom tillsynsverksamhet förutsätter MKB/SMB en ansvars och maktindelning. Utvecklingen av miljöbedömning på detaljplaner inger oro för vad som händer när planering och konsekvensanalys utan tillsyn och kvalitetskontroll överläts åt samma organisation.

## 4. MILJÖN SOM UTGÅNGSPUNKT FÖR STYRNINGEN

Om ”planering” har förändring och avvägning mellan olika intressen för att uppnå ett icke förutbestämt resultat så kan ”miljövård” sägas ha som utgångspunkt att bevara tillstånd i miljön som betraktas som ”hälsosamma”, ”naturliga” eller ibland på mera oklara grunder som allmänt önskvärda. Under de senaste decennierna har det pågått en förskjutning i riktning mot att ta utgångspunkt i miljöns tillstånd. Exempel på detta är försöken att fastställa miljö kvalitetsnormer och precisera miljö kvalitetsmål som uttryck för önskade respektive önskvärda framtida tillstånd. Miljöskyddslagen hade i stor grad sin utgångspunkt i att begränsa utsläpp och påverkan så långt tekniskt och ekonomiskt möjligt eller rimligt. Miljöbalken ger på ett annat sätt uttryck för miljön som utgångspunkt snarare än vad olika verksamheter kan anses bära. Hänsynsreglernas kravnivå på ett visst företag beror visserligen primärt på vad branschen vanligen klarar men kombineras med miljö kvalitetsnormernas yttersta gräns för vad omgivningen anses tåla, oavsett vad branscher kan klara. Miljöbalksutredningen föreslår mer nyanserad tillämpning, så att det inte är slumpmässigt vilket företag som drabbas av normen, utan man kan plocka den viktigaste dvs. mest störande, mest verkningsfulla.

### 4.1 EU-direktiv med naturen som utgångspunkt

#### 4.1.1 Vattendirektivet

Vattendirektivet (se A5) utgår från dels att målet för arbete med vattenförvaltning är ”naturlighet” dels från att förvaltningen geografiskt skall ske i avrinningsområdena dvs. förvaltningen måste inrättas efter naturen. Avrinningsområdena klassificeras i delområden efter sin grad av påverkan och åtgärdsprogram upprättas för att nå till förutbestämd kvalitet, som i grunden utgår från någon form av bedömning av ”naturlighet”. Denna måste dock balanseras mot andra kriterier t.ex. hälsokriterier eftersom långt ifrån alla naturliga vatten är speciellt hälsosamma som vattentäkt för långvarig konsumtion – naturligt vatten kan vara alltför metallhaltigt, surt och korrosivt osv. i naturtillstånd.

Att förvalta vatten efter en indelning i avrinningsområden framstår ”ur vattnets logik” som rimligt. En överblick över ett helt vattensystem är t.ex. nödvändigt för att göra åtgärdsprogram där samspelet mellan verksamheter uppströms och möjligheter nedströms sammanvägs och samordnas.<sup>29</sup> Det är enkelt att finna praktiska exempel på hur bristen på helhetssyn över ett vattendrag kan vara problematiskt. När väg 29 från Karlshamn till Tingsryd behövde byggas om för att få undan lastbilstrafik från ådalen och därmed skydda Karlshamns vattentäkt mot olyckor förelåg på andra sidan gränsen mellan Blekinge och Kronobergs län uppenbart inte samma prioritering av vilka vägar som behövde byggas om eller ut.

Problemet är att mark- och vattenanvändning i ett modernt samhälle är tätt sammankopplad. En separat vattenmyndighet som gör åtgärdsprogram som är bindande för kommuner men också för företag och enskilda kommer att ha god överblick över vattenproblematiken men kan mycket väl bidra till att förvärpa sektoriseringen i stort. I exemplet med väg 29 ovan är det uppenbart att problemet med infrastrukturplaneringens regioner mycket väl kan kvarstå även

<sup>29</sup> Det finns en belysande anekdot från en tidigare vattenlagsutredning. En av utredningens politiker hävdade i en diskussion om att inskränka uppströmskommuners rätt att det kommunala självbestämmandet är överordnat. På vilket en av utredningens vattenexperter replikerade: Då får Riksdagen ta ett beslut där man upphäver tyngdlagen annars inskränks automatiskt nedströmskommunernas självbestämmande av åtgärder uppströms.

om en samlad överblick över vattenområdet föreligger; samma intressekonflikt rörande prioritering av vägaslagen kan alltså kvarstå. Den naturvetenskapliga utgångspunkten för indelning i administrativa regioner riskerar att bli ett exempel på det vi påtalat ovan/nedan: problemet med ”partiella helheter”. Behovet av en samordnad interkommunal, regional och interregional planering upphävs inte av att vissa sektorer får en bättre helhetssyn på sin egen verksamhet och att kunskapsförsörjning och beslutsunderlag förbättras.

Som påpekas i A5 är maktfördelningen öppen mellan den statliga vattenmyndigheten, centrala verk och kommunen när det gäller planering för mark- och vattenområden. Riskerna för såväl dubbelkommando som bortfall av frågor är påtaglig. Också vattenplaneringen är en fråga där det behövs ett samlat grepp på den regionala organisationen och utformningen av instrument och verktyg.

Införandet av vattendirektivet är sannolikt också ett exempel på de problem som uppstår med den svenska tendensen till minimalistisk implementering av EU-direktiv.<sup>30</sup> Ambitionen att göra minsta möjliga förändring av existerande svenskt regelverk medför att inkonsistenser inte åtgärdas, kanske inte ens upptäcks i samband med införande utan först vid produktionen av myndighetsråd eller i tillämpningen. Olika mer eller mindre kompatibla system lagras mekaniskt ovanpå varandra.

#### **4.1.2 Natura 2000**

Ur naturvårdens perspektiv kan Natura 2000 (se A6) framstå som en betydelsefull framflyttning av positionerna av flera skäl. Det ger en möjlighet att förhindra eller påverka ingrepp även utanför ett fredat område om de hotar skyddsvärdena, dvs. ett funktionellt ekologiskt snarare än ett rent territoriellt perspektiv på skydd. Frågan får hög status genom att beslut om ingrepp lyfts till nationell och EU-nivå. Reglerna förutsätter kompensationsåtgärder som villkor för skada men skada godtas aldrig om det finns alternativa lösningar. Genom krav på MKB och prövning inför *alla* typer av åtgärder och verksamheter som påverkar det skyddsvärda, oavsett om det i övrigt finns krav på myndighetsprövning, sprids och fördjupas kunskapen om värden och möjliggörs ökat hänsynstagande.

Problemen ligger i bl.a. följande. Underlag för denna statushöjning av ett visst område kan vara bristfälligt, med risk för att områdets värde inte sakligt motiverar högsta skyddsstatus eller för att alternativt område kunde ha fungerat bättre även i ett samhällsperspektiv. En mycket hastig utpekandeprocédur var ett skäl till dessa brister och innebar dessutom att kommuner och andra intressen i landskapet kan anse sig vara överkörda. Det ger i sig en risk för motstånd mot även välgrundande skydd av områden. Naturvården synes uppfatta att förbuden mot skada ger områdena en status som motsvarar en absolut vetorätt i förhållande till varje ingrepp vid ett område; bedömningen av vad som ska anses som skada kan då bli absurd. Förutsägbarheten för andra intressen i landskapet minskar kraftigt, eventuellt till den punkt där man upplever att rättsäkerheten kränks.

De naturgivna behoven för fauna och flora ska visa hur nätverket av skyddade områden över Europa behöver se ut, för att arter och naturtyper ska finnas kvar på sikt. Dessa behov ska avgöra hur många områden som behövs och var de behöver ligga. I Sverige gäller det ungefär 4000 områden om sex miljoner hektar. Alla medlemsländernas förslag till skyddsområden bedöms, på naturvetenskapliga grunder, gemensamt för EG. Skyddet består av två huvudsakliga komponenter: ett statligt ansvar för områdenas kvalitétéer samt styrning av människans aktivi-

<sup>30</sup> Se Emmelin & Lerman 2005a & b

teter i omgivningarna. Staternas ekonomiska möjligheter att ta hand om områdena är emellertid inte en del av motivet för att peka ut ett visst område; den ekonomiska diskussionen om kostnaden för skötsel ska komma efteråt, inte före. Människans aktiviteter styrs genom utrednings- och prövningsplikter, kombinerade med förbud mot skadande åtgärder och krav på kompensation. Område kan tas ur nätverket bara om ett motsvarande område, som fyller samma funktion som ”nod” i nätet, skyddas i stället. Under 2003 gjordes på begäran av kommissionen komplettering med ytterligare områden, för att fylla luckorna så att det hållbara nätverket skapas. Det konstateras av kommissionen att medlemsländerna i stor grad ligger efter, så målet att nätverket ska vara komplett år 2004 kommer inte att nås. Skälen anges bl.a. vara lokalt motstånd och farhågor att Natura 2000 ska hindra ekonomisk utveckling genom t.ex. turism.<sup>31</sup>

Natura 2000 har fått osedvanligt starka skyddsregler i svenskt lagsystem jämfört med t.ex. hälsa, kulturmiljöer och landskap med både bild och tidsdjup, friluftsliv eller andra intressen som skyddas av huvudsakligen miljöbalken men även plan- och bygglagen. Även kravet på beslutsunderlag är strikt reglerat. Vid risk för betydande påverkan på miljön inom området ska (utöver ordinarie MKB för övrig tillståndsprövning) göras en för naturen specialiserad konsekvensanalys (även den betecknad MKB) samt av beslutanden en separat bedömning av skada. Det skydd som ges en art, en biotop etc. är inte begränsat till det geografiskt utpekade området, utan gäller hot från nya åtgärder eller pågående markanvändning även utanför gränsen. Om det kan bli skada, eller bevarandet på ett betydande sätt kan försvåras på annat sätt, ska som regel den störande aktiviteten hindras. I strikt reglerade undantagsfall, då alternativ helt saknas och det finns starka allmänna intressen som talar för aktiviteten, kan skada godtas av regeringen, ibland efter hörande av kommissionen.

Sammanfattningsvis kan problemen sägas ligga i:

- Avsaknaden av procedur för utpekande av områden, men delvis också för prövning av förändringar, där bristande förankring ger en risk för minskat engagemang.
- Skyddets nivå, vars strikthet har få motsvarigheter för annat slag av intresse, vilket vid en bristande förankring kan riskera att ge onödigt motstånd mot nödvändigt naturskydd.
- Kunskapsmässiga problem när det gäller möjligheten att rent faktiskt förutse vilka åtgärder som kan skada vilka värden på vilket avstånd, med risk för slumpmässig och felaktig eller orättvis behandling.

Problem med att avgöra omfattningen av skydd när systemet som i Natura 2000 är funktionellt snarare än tydligt geografiskt avgränsat illustreras i exemplen B 1 – 3.

## 4.2 Miljökvalitetsnormer

Styrning av miljöns tillstånd med miljökvalitetsnormer innebär framförallt att fokus ligger på miljön snarare än på tekniska och ekonomiska förutsättningar att klara vissa utsläppsnivåer. Miljökvalitetsnormer är därför en naturlig del i utvecklingen av miljövärdens fokus från stora punktkällor till effekter av många olika utsläpp och mot kumulativa effekter av många små källor. Införande av miljökvalitetsnormer är alltså en del av paradigmskiftet mot att ta utgångspunkt i tillståndet i miljön. Så länge normer är klara gränsvärden som skall uppnås eller inte får överskridas utgör de en kvantifiering av gränsen för det godtagbara. Det är då principiellt möjligt att utvärdera om målsättningen att klara detta acceptabla tillstånd i miljön uppnås eller är i fara. Begreppet utvecklas i A2.

<sup>31</sup> Institute of European Environmental Policy hemsida om projektet “*Promoting the Benefits of Nature 2000*”.

#### 4.2.1 Principer för normstyrning

Normstyrning medför principiellt liksom målstyrning en möjlighet till lokal anpassning och för olika aktörer att välja medel för att klara normen. Detta förutsätter emellertid dels en kompetens att utforma lämpliga medel dels övervakning och möjlighet och förmåga att ingripa. En norm för partikelhalten i luft kan till exempel användas för att styra enskild vedeldning så att de lokala meteorologiska förhållandena vägs in. Vedeldning i tätbebyggelse i Lycksele och Karlskrona har olika förutsättningar. Ett generellt nationellt förbud mot vedeldning kan kanske motiveras med tillståndet vintertid i Lycksele men inte lika självklart i Karlskrona. Om det är halten partiklar i luften som är intressant ur hälsosynpunkt så kan helt olika regler behöva tillämpas. Att förbud mot vedeldning under långvariga perioder med sträng kyla och vindstilla kan behövas för att klara partikelnormer i Lycksele innebär knappast att det skulle finnas accept för tillfälliga förbud under just dessa perioder.

Styrning med miljö kvalitetsnormer innebär också ett principiellt sätt att hantera motsättningen mellan miljöparadigmet och planparadigmet. Normerna sätter en lägsta acceptabla kvalitet eller högsta tillåtna nivå på någon viktig miljöparameter och definierar därmed planeringens frihetsgrader och handlingsutrymme. I praktiken kan detta vara nog så problematiskt som bland annat visas av problemen i Stockholms innerstad där överskridande av luftkvalitetsnormer medför problem att överhuvudtaget planera för nya bostäder eller verksamheter som kan öka trafikmängderna dvs. planera för något som teoretiskt skulle kunna medföra att luftkvalitetsnorm (ytterligare) överskrids. (B12)

Miljö kvalitetsnormer i denna tämligen strikta mening kan se vetenskapliga ut men innehåller en mängd invägda värderingar. Exempel på sådana är vilka säkerhetsmarginaler till skada som byggs in, vilken hänsyn till speciellt känsliga grupper som tas. Också till synes tekniska aspekter kan innehålla värderingar eller få oönskade effekter. Den höjd över marken som luftföroreningar mäts på påverkar t.ex. i vilken grad en norm förmår ta hänsyn till barns exponering. Inte minst gäller detta exponering för utsläpp från bilar som sker på låg höjd och där vissa ämnen relativt snabbt blandas ut i omgivningsluften. Val av mätmetoder är också avgörande på andra sätt. Normens giltighetsområde geografisk innebär också en värdering. Normer gäller inte i vissa tunnlar, oaktat att människor vistas där, men gäller vid tunnelmynningar där människor sällan vistas.

Normstyrning har också den principiella fördelen att de svåra övervägandena såväl av vetenskaplig som av politisk art kan göras samlad, centralt med gott underlag. Åt regionala och lokala nivåer överläts då åtgärder och uppföljning och tillsyn. Normer kan i detta perspektiv ses som en lämplig kompetensfördelning mellan nivåer.

Poängen med att normer tar sin utgångspunkt i miljön och i bedömningar av vad människors hälsa och miljöns tillstånd anses tåla är principiellt uppenbar. Kompromisser med dessa bedömningar kan förefalla undgå. Det är inte vare sig teoretiskt eller praktiskt givet att ett system med ett större antal normer som fastställts var för sig blir effektivt eller verkningsfullt. De i alla gränsvärden inbyggda värderingarna behöver belysas och en konsekvensanalys göras av att normer sätts till en viss nivå. Målkonflikter eller möjlig samverkan mellan normer behöver också belysas. Normstyrningen riskerar annars att i stor grad bli ett uttryck för och en ytterligare förstärkning av "stuprörssamhället".

Resonemangen ovan understryker att det är väsentligt att normer utformas noggrant och att utformningen av mätmetoder, avvägningar rörande risk osv. är möjliga att förstå. Felaktigt

utformade normer riskerar både att medföra falsk trygghet eller verkningslösa och ineffektiva ingrepp.

Normstyrning får således en god del implikationer för relationerna mellan stat och kommun, mellan central expertis och lokal planering. I vårt perspektiv är emellertid även en annan fråga problematisk. Normbegreppet har efterhand utvidgats till att omfatta vad som med en eufemism av Miljöbalkskommittén betecknats som ”normer av målsättningskaraktär. Vi skall här behandla detta under den kanske pedagogiskt tydligare beteckningen ”pseudonormer”.

#### **4.2.1 Pseudonormer**

Tre egenskaper hos normer i en sträng mening förefaller ligga bakom önskan om en utvidgning av begreppet. För det första normers överordnade karaktär. Om normer fungerar som stopp och spärr och sätter avvägning mellan olika intressen ur spel så är normstyrning ett sätt att flytta fram positionerna för miljövården; miljövården definierar handlingsutrymmet för alla andra aktörer. För det andra att normer i den strikta meningen definierar en minsta godtagbara nivå snarare än ett önskvärt tillstånd. Om högre målsättningar kan ges normerande karaktär skulle det vara ett sätt att höja ambitionen. För det tredje själva den principiella styrkan och entydigheten i normstyrning. Områden som upplever svaghet eller svårighet att styra önskar formulera normer för att komma i åtnjutande av normstyrningens fördelar.<sup>32</sup>

En problematisk sida av normer av målsättningskaraktär illustreras av att för buller ”skall... eftersträvas att omgivningsbuller inte medför skadliga effekter på människors hälsa.” (se A2) Normen här är alltså egentligen inte ett tillstånd utan ett förhållningssätt hos den som kartlägger samt upprättar åtgärdsprogram.

Denna typ av pseudonormer innebär flera problem. För det första att själva poängen med normer som styrmedel – att dess beslutsform representerar ett bästa möjliga ställningstagande – inte garanteras. Pseudonormer hänskjuter ansvar för att de facto utarbeta normer till en ospecificerad aktör. I bullerfallet är det dessutom oklart om det som avses är bindande åtgärdsprogram enligt miljöbalken eller någon av alla dessa strategier, program eller ”åtgärdsprogram som inte är åtgärdsprogram” (se A3). Om motsvarande osäkerhet föreligger också för andra pseudonormer uppstår den oklarhet som vi diskuterar i 5.2.1. Med ett lösligt användande av normbegreppet, som hänskjuter makten att göra avgörande till olika aktörer, kommer förvirringen om vilka normer, som egentligen gäller och vilka som har en mera allmän karaktär att bli mycket stor.

En annan sida av pseudonormer är sådana målsättningar som hänför sig till arealbruk över stora arealer: ”högst x % av arealen får vara påverkad/störd/skadad/hårdgjord”. Man kan känna viss tveksamhet inför om sådana normer är funktionella på nationell nivå. För det första uppstår problemet att allvarliga lokala och regionala problem inte nödvändigtvis får något genomslag på en nationell indikator. Andelen allemansrättsligt tillgänglig mark, tillgänglig strand, tillgången på någorlunda ostörda områden för rekreation osv. kommer under överskådlig tid att vara stor på nationell nivå. En indikator på obebbyggd strand för landet som helhet kommer knappast att påverkas synligt om all lätt tillgänglig strand i rimlig närhet av t.ex.

<sup>32</sup> En anekdotisk men väl belagd exemplifiering av detta är förslagen från bevarandemyndigheter i arbetet med Kommunikationskommittén. En norm att högst x % av landets yta får hårdgöras föreslogs för att ge en kvantitativ norm när det gäller landskapets omvandling. Något förslag till hur en sådan norm skulle tillämpas över landet fanns inte. Hårdgöring finns som en av många problemindikatorer hos EUs miljöbyrå, EEA. Kanske inte förvånande har Malta de största problemen medan Sverige ligger bra till. Frågan är vad det säger!

Stockholm försvinner. För det andra uppstår ett problem med fördelningen av resursen över landet: hur och med vilka kriterier skall de 10 % av nationalparksarealen som får vara störd av flygbuller portioneras ut. Eller om normen är överskriden: var skall inskränkningarna göras och på vilka kriterier. Ur Ansvarskommitténs perspektiv är naturligtvis en intressant fråga vem som får eller bör få makten över denna fördelning. Samt hur den faktiskt skall utformas: som en centralstyrd planeringsprocess eller som handel med rättigheter att störa.

Vi reser i avsnittet om miljömålen frågan om huruvida och på vilket sätt målen egentligen gäller. Osäkerheten runt många delmål som är formulerade som ”normer av målsättningskarakterär” är uppenbar. I A1 illustreras hur delmål under ”Ren luft” är formulerade som om de vore miljö kvalitetsnormer oavsett vilken status de faktiskt har. Det illustrerar bland annat problemet med språkbruk när politiska målformuleringar möter den juridiskt administrativa praktiken. Mål formuleras gärna slagkraftigt. Således blir ordet ”skall” naturligt att använda: ”miljön skall vara giftfri”, utsläppen skall vara nere på en viss nivå”, ”miljöproblemen skall vara lösta till nästa generation” etc. I formell text betyder emellertid ”skall” att ett bindande beslut har fattats och en nivå måste uppnås eller får inte överskridas. Förare av motorfordon skall ha lägre halt av alkohol i blodet än 0,2 promille. Bruket av ”skall” i miljömålssammanhang kan bidra till föreställningen att Riksdagen har fattat beslut som är bindande och att miljömålen har något slags status som normer i formell mening. Förändringen av definitionen av normbegreppet (A2) så att normer också kan vara nivåer som bör hållas eller målsättningar som man önskar uppnå bidrar rimligen till denna oklarhet och förvirring. Å andra sidan är det uppenbart att det ur språklig och retorisk synvinkel blir föga slagkraftigt om nationella mål formuleras med det språkbruk som formellt anvisas för myndigheters råd; bör.

Sammanfattningsvis menar vi att pseudonormer allvarligt äventyrar effektiviteten i den normstyrning som kan och bör ske på miljöområdet. De måste skapa betydande osäkerhet om vad som faktiskt gäller. Hur pseudonormer hanteras blir ett uppenbart relationsproblem mellan stat och kommun inte minst på regional nivå.

### 4.3 Åtgärdsprogram

Åtgärdsprogram i den formella meningen regleras av miljöbalken och kan vara av två slag: obligatoriska för vattenplanering eller utlösta av att en miljö kvalitetsnorm inte klaras (A3). Eftersom såväl miljöbalksutredningen som en särskild utredning om åtgärdsprogram utvecklat analysen om åtgärdsprogram och fört fram förslag är det bara några frågor vi vill peka på.

Den grundläggande tanken med åtgärdsprogram är att producera en strategisk plan som samordnar en mängd åtgärder för att lösa ett problem eller uppnå mål. Liksom för miljö kvalitetsnormer är det miljöns tillstånd som är den principiella utgångspunkten. En första oklarhet gäller om funktionen som strategisk plan skall bibehållas eller om åtgärdsprogram skall utvecklas till detaljerade planer för restriktioner och konkreta åtgärder och därmed ett relativt starkt styrmedel för länsstyrelserna. Förarbetena karakteriserar uttryckligen åtgärdsprogram som strategisk plan men uppger samtidigt att de är bindande. Det synes vara två oförenliga uppgifter.

Bindande åtgärdsprogram utgör ett synnerligen starkt styrmedel. Den erfarenhet som hittills finns av åtgärdsprogram gör att deras styrförmåga kan ifrågasättas. De av regeringen fastställda åtgärderna är inte särskilt omfattande och vaga i högre grad än de underliggande förslagen från länsstyrelserna. De beslutade åtgärderna är uppenbarligen inte tillräckliga för att normer ska klaras. De samlade förslagen bedömdes dock tänkbart kunna klara normerna. Delvis åter-

förvisas uppgiften till länsstyrelserna att utveckla flera åtgärder, oaktat att länsstyrelserna klargjort att verkningsfulla åtgärder utöver de lämnade förslagen saknas. Detta kan spegla såväl svårigheterna att faktiskt förutse effekter av åtgärder som en mera allmän ovilja hos kommuner och andra berörda aktörer att göra bindande och långtgående konkreta utfästelser samt den politiska svårigheten att då tillämpa åtgärdsprogram som ett tvångsmedel. Åtgärdsprogrammen löper samma risk som många översiktsplaner att bli relativt verkningslösa. Dessutom beror möjligheterna till konkreta åtgärdsprogram av hur miljö kvalitetsnormer utformas. Om en norm utformas utan klara gränsvärden är det inte enkelt att föreslå verkningsfulla åtgärder (A2).

Hur reglerna om åtgärdsprogram utformas får stor betydelse för samspelet stat – kommun, speciellt för relationen kommun – länsstyrelse. Man kan fråga sig om den ambitionsgrad som ÅP-utredningen föreslår svarar mot en kompetens och tillgängliga resurser som medför att förslagen verkligen genomförs. Mycket beror av hur många åtgärdsprogram som faktiskt blir aktuella, vilket i sin tur bland annat beror på hur många miljö kvalitetsnormer som efterhand formuleras. Frågan är om ambitionerna kommer att vara större än kapaciteten att utföra arbetet, som varit fallet med MKB i Sverige (se A8). Involveringen av centrala verk och regeringen innebär också att processerna är relativt komplexa. Erfarenheterna av utvecklingen av regeringens tillåtlighetsprövning (A9) bör mana till en viss återhållsamhet när det gäller komplex och kapacitetskrävande planering med hög ambition när det gäller konkretisering.

Åtgärdsprogram dras också med ett principiellt problem inom bevarande: om verkningsfulla åtgärder sett från motstående intressens sida framstår som rimliga och proportionella. För att t.ex. bevara flodpärlmussla kan mycket omfattande restriktioner på avverkning uppströms behöva införas. Att åtgärdsprogram utarbetas utan krav på samråd inför förslag, men samtidigt i en komplex relation mellan stat och kommun med regionala och centrala myndigheter inblandade, inger kanske en viss betänksamhet. Detta intryck förstärks då Miljöbalkskommittén framför att åtgärdsprogram inte behöver upprättas med miljöbedömning, eftersom de i sig själva utgör en konsekvensanalys. Miljöbedömning i arbetet med programmet hade annars kunnat ge tillfälle till samråd med enskilda i tidiga skeden såväl som en bredare konfliktanalys och underlag för samlad bedömning till beslut.

Relationen mellan åtgärdsprogram och kommunal översiktsplan framstår också som oklar. Översiktsplanen är sektorsövergripande men fokuserad på fysisk planering medan åtgärdsprogrammen fokuserar ett problem i taget men är inte begränsade till fysisk planering eller en kommun. Båda är nödvändiga kunskapsunderlag för beslutsfattare i miljöbalkssystemet, och därigenom för varandra, men åtgärdsprogrammen skall till skillnad från översiktsplanen vara bindande, var och en för sig.

Det förefaller uppenbart att åtgärdsprogram kan utvecklas till serier av okoordinerade planer där olika sektorer och intressen tar ”partiella helhetsgrepp”. En god regional överblick och kompetens är nödvändig. Men än viktigare förefaller klarhet i relationen mellan olika aktörer, främst stat och kommun, vara.

## 5. MILJÖMÅLEN - FÖRNYELSE AV MILJÖPOLITIKENS RETORISKA DRÄKT ELLER MÅLSTYRNINGSSYSTEM

Det viktigaste skälet att här uppmärksamma miljömålen är att de presenteras som en struktur för överordnad målstyrning av miljöområdet. Av Riksdagen givna, överordnade mål skall samordna en mängd olika aktörer – offentliga som privata – på olika nivåer. Den funktion som miljömålen förutsätts kunna fylla är central för Ansvarskommittén: skapa konsistens och konsekvens nedåt genom administrativa och geografiska nivåer, överbrygga motsättningen mellan ”miljöparadigmet” och ”planparadigmet” mer eller mindre outtalat genom en gemensam överordnad målstruktur att styra mot i samband med planering och prövning. I retoriken förutsätts de också fungera visionärt dvs. få offentliga och privata aktörer på olika nivåer att frivilligt arbeta mot gemensamma mål.

Om miljömålen skulle kunna fylla denna funktion blir de organisatoriska förutsättningarna för styrning av mark och miljö enklare och mindre avhängiga av sektorisering och bristande regional sektorssamordning. Därför är en diskussion av möjligheterna viktig.

### 5.1 Bakgrund

De av Riksdagen antagna miljö kvalitetsmålen<sup>33</sup> – vanligen benämnda miljömålen<sup>34</sup> – har en mycket allmän och övergripande karaktär (A1). Miljömålen skall innebära att Sverige inom en generation skall ha uppnått hållbarhet, på så sätt att ett samhälle där de viktigaste miljöproblemen är lösta skall överlämnas till nästa generation. Miljömålsstrukturen består av sexton miljö kvalitetsmål samt ett stort antal, uppåt hundra, mera konkreta, tidsatta och ofta kvantifierade delmål. Delmålen kan alltså sägas uttrycka de egentliga målen för miljöarbetet. Till detta hör ett system av indikatorer, bortemot 150 st, som skall göra det möjligt att följa i vilken grad och i vilken takt målen uppfylls.

Arbetet med att följa och utvärdera miljömålen vilar dels på ett särskilt inrättat Miljömålsråd dels på ett antal särskilt utpekade sektorsmyndigheter som har ett målansvar samt på Naturvårdsverket med ett samordnings- och övervakningsansvar. Miljömålen skall emellertid inte bara vara dessa myndigheters ansvar men skall på ett genomgripande sätt påverka all samhällsutveckling och bl.a. genom sektorsintegration vara styrande för alla myndigheter, för kommunernas planering och miljöarbete osv.

De sexton miljömålen (se faktaruta nedan) ger en miljöpolitisk och retorisk struktur åt delmålen. De kan indelas i två grupper: ”de vetenskapliga” och ”landskapsmål”. Samtliga har en positiv formulering. Framförallt de ”vetenskapliga” målen är uppenbart miljöproblem i positiv språkdräkt eller om man så vill ”inverterade problem”. ”Giftfri miljö”, ”skyddande ozonskikt” eller ”säker strålningsmiljö” utgår från att det finns problem i form av gifter, ozonnedbrytande ämnen eller strålningsnivåer som kan vara skadliga. Ser man på delmålen blir det uppenbart att de ”vetenskapliga miljömålen” inte ger uttryck för allmänt goda miljö tillstånd

<sup>33</sup> Svenska miljömål. Miljöpolitik för ett hållbart Sverige, prop. 1997/98:145.

<sup>34</sup> Formellt är beteckningen ”miljö kvalitetsmål”. De omtalas emellertid oftast som miljömål t.ex. i miljömålsrådets logotyp, i Naturvårdsverkets skriftserie, i skrifter om de lokala miljö kvalitetsmålen. Vi har följt denna praxis här. Att en företeelse har en officiell beteckning som i stort sett inte används ens i förhållandevis formella sammanhang är ett exempel på den terminologiska slapphet som tyvärr vidlåder miljösektorn: olika termer används för samma sak, samma term används för olika saker.

utan för frånvaro av ett antal specifika problem. Något liknande gäller för ”landskapsmålen” dvs. de definieras i praktiken av ett antal delmål som är uttryck för specifika problem och hot.

De nationella miljö kvalitetsmålen	
1. Begränsad klimatpåverkan	9. Grundvatten av god kvalitet
2. Frisk luft	10. Hav i balans, levande kust och skärgård
3. Bara naturlig försurning	11. Myllrande våtmarker
4. Giftfri miljö	12. Levande skogar
5 Skyddande ozonskikt	13. Ett rikt odlingslandskap
6. Säker strålningsmiljö	14. Storslagen fjällmiljö
7. Ingen övergödning	15. God bebyggd miljö
8. Levande sjöar och vattendrag	16. Ett rikt växt- och djurliv
	Antogs av Riksdagen 2005-11-25

**Figur 5.1 De 16 nationella miljömålen**

Delmålen kan grovt sorteras in i några grupper (exempel i A1). Ett tiotal utgörs av konkreta utsläppsmål. Andra utgörs av mål för halter av ämnen. En grupp delmål består i att åtgärdsprogram eller strategier för verksamheter skall finnas vid en viss tidpunkt. Ungefär hälften av delmålen utgörs av allmänna beskrivningar av önskvärda tillstånd i miljön eller ger uttryck för att verksamheter skall genomföras på ett miljövänligt sätt. Denna stora grupp delmål innebär i allmänhet att olika former av planer eller program skall tas fram.

Valet av indikatorer är avgörande för om målen ser ut att uppnås eller inte. Om biologisk mångfald i praktiken i stor grad är skydd av hotade arter och särskilt värdefulla miljöer är det fullt möjligt att det ser ut att gå i rätt riktning samtidigt som en utarmning av ”vardagslandskapet” fortgår.

Dessa problem delar miljömålsarbetet med andra former av miljöarbete: om ett mål nås, ett problem löses eller ett hot är avvärvat beror på hur det beskrivs och mäts. Hur man adderar samman indikatorer är lika problematiskt i alla tre fallen. Vad vi velat påpeka är att det är ett betydande problem att avgöra om man når målen eller ens är på väg i riktning mot dem. Riksrevisionen har nyligen pekat på att rapporteringen uppvisar betydande brister.<sup>35</sup>

I miljömålsstrukturen och rapporteringen om måluppfyllelse finns det dock två saker att uppmärksamma. Den första är det ovan påpekade att ett betydande antal mål utgörs av att strategier och program skall tas fram av olika myndigheter. Att en strategi finns innebär naturligtvis inte att resurser avsatts eller att olika aktörer faktiskt följer den.

Riksdagen beslöt emellertid inte bara om de övergripande miljömålen utan också att uppdraga åt regeringen att återkomma med konkreta delmål. Detta som resultat av starka krav från oppositionen. Några principiella invändningar mot själva tanken på en struktur av miljömål förefaller inte ha funnits. Tvärtom var det Riksdagen som ställde kravet att de visionära miljömålen skulle åtföljas av en samlad, konkret uppsättning delmål.

<sup>35</sup> Miljömålsrapporteringen – för mycket och för lite, RiR 2005:1.

Miljömålsstrukturen så som den kom att utvecklas illustrerar att strategi ofta är en kodifiering av de handlingar som redan utförts och utförs, en rationalisering som skapar mening och sammanhang åt det som görs snarare än en överordnad principiell vägledning för handling i framtiden.<sup>36</sup> De 16 målen kan möjligen med god vilja ses som en form av mycket övergripande och lös vision, men delmålen är en uppräknig av de problem som miljövärderna redan arbetade med samt en beställning på ytterligare strategier eller ”åtgärdsprogram”.

Det bör kanske inledningsvis understrykas att en förnuftig användning av miljömålen är möjlig dels så som det synes ha varit tänkt ursprungligen till en förnyad dräkt åt miljöfrågorna och som redskap för att ge en viss pedagogisk struktur åt miljöfrågorna, dels för att få till stånd dialog på regional nivå.

## 5.2 Målstyrning med miljömålen

Ett målstyrningssystem skulle teoretiskt kunna vara ett verktyg för att åstadkomma en samordning både vertikalt inom sektorer och mellan sektorerna. Målstyrningens grundprincip är att aktörer på olika nivåer skall sträva mot samma mål men har frihet att välja medel efter egen bedömning av vad som är ändamålsenligt. Målstyrning bygger således på samma tanke som ”visioner”: att aktörer med vitt skilda egna mål skall effektivt och med stor grad av frivillighet marschera mot gemensamma överordnade mål.

Målstyrning som generell metod för att styra myndigheter har varit föremål för forskning och debatt under lång tid. Vår diskussion har en enkel utgångspunkt: om man antar att målstyrning faktiskt fungerar hur förhåller sig då miljömålen till målstyrningens förutsättningar och grundprinciper. Det kan kanske dock finnas skäl att erinra om att själva förutsättningen att målstyrning fungerar ens i relationen mellan lagstiftare och myndigheter eller mellan regering och myndigheter är ifrågasatt. Statskontoret har till exempel formulerat denna skepsis: ”Målformulerandets välsignelse är övervärderad ..... Vi hävdar att förutsättningarna för renodlad målstyrning ofta saknas i förvaltningen.....” Det är enligt denna diskussion ofta mera fruktbart att söka klargöra: viktiga problem som skall lösas, prioriterade uppgifter, relation till olika intressenter och arbetssätt.<sup>37</sup>

En annan viktig aspekt av miljömålens funktion är naturligtvis deras formella status – se avsnitt 5.2.2.

### 5.2.1 Villkor för målstyrning

Målstyrning utgår från att det är möjligt att operationalisera målen i termer – oftast kvantitativa – som är möjliga att integrera med en sektors verksamhet. Målformulering innebär en kraftig förenkling av en komplex verklighet. Målstyrning fungerar bäst i en konsistent hierarkisk struktur med ett klart och entydigt operationaliserbar översta mål. Det är uppenbart att detta inte kan gälla för miljömålen. Dels kan målen vara i konflikt med andra samhällsmål dels kan konflikter mellan de olika miljömålen uppstå. En komplex målstruktur ger därmed dåliga anvisningar om prioritering och om vilka problem som bedöms som viktigast. Allmänt kan sägas att miljömålens konstruktion strider mot i stort sett alla på implementationsforskning grundade rekommendationer om hur målstyrning skall utformas.

<sup>36</sup> Denna bild av strategi finns såväl i den militärteoretiska litteraturen som är den egentliga grunden för allt strategiskt teoretiserande som i modern management litteratur; se t.ex. Mintzberg Rise and fall of strategic planning.

<sup>37</sup> ”Om planering vid statliga myndigheter” Statskontoret 1977.

För att målstyrning skall fungera krävs att några villkor är uppfyllda i rimlig grad. När det gäller aktörer som skall tillämpa målen skall åtminstone fyra villkor vara uppfyllda i rimlig grad. Det skall det vara möjligt för aktörerna att:

- Förstå målen.
- Acceptera mål och delmål.
- Förstå & acceptera konsekvenserna av mål.
- Vilja tillämpa målen.

För att dessa förutsättningar skall föreligga kan man ställa ett antal krav på utformningen av mål och en målstruktur. Mål skall vara:

- Tillämpbara – enkla, tolkbara.
- Konsistenta – målkonflikter utklarade.
- Mätbara – indikatorer som används för att mäta måluppfyllelse skall vara mera precisa men ändå spegla målens helhet på ett rimligt sätt.
- Formellt bindande eller visionära övertygande.
- Stabila över tid men samtidigt möjliga att justera efter erfarenhet och ändrade omvärldsförhållanden.

Miljömålen är till sin natur sådana att de medger mycket vida tolkningar. På en djupare nivå kan man också invända mot retoriken i vissa mål t.ex. giftfri miljö. Miljömålen kan förstås på många olika sätt. Operationaliseringen av målen görs därför genom delmålsstrukturen och indikatorerna. Delmålen följer inte logiskt och nödvändigt av målens formulering utan summan av delmålen blir istället en indikation på vad beslutsfattaren menar med målet. Preciseringsringarna av förståelse sker genom delmålen och genom indikatorerna till delmålen. Relationen mellan delmål och mål kan te sig svårförståelig – jfr till exempel delmålen till ”god bebyggd miljö” som enbart tar upp vissa aspekter av ”ekologiskt hållbar bebyggd miljö”. Delmålen förmedlar knappast en bild som svarar mot en intuitiv förståelse av ”god bebyggd miljö”. Om delmål och indikatorer framstår som partiella och enbart aspekter på målen blir rimligen viljan att tillämpa målen mera begränsad.<sup>38</sup>

Att *målkonflikter* inom målstrukturen inte är utklarade är uppenbart. Mål- och delmålsstrukturen återspeglar miljövardens sektorisering och den bakomliggande kunskapens uppdelning på ämnen och discipliner.

Problemen med delmål och indikatorer kan nog delvis förklaras med strukturens tillkomsthistoria: om delmålen och indikatorerna snabbt skulle fram på grund av Riksdagens beställning är det inte förvånande om strukturen är ojämn. Skåpmat är sällan en balanserad kost.

Målens möjlighet att fungera som visionärt samordnande på frivillig bas är beroende av om de kan förstås och accepteras. En god vision måste beskriva ett problem som upplevs som viktig och anvisa både en önskvärd framtidsbild och en rimligt trovärdig väg att nå denna för att fungera mobiliserande och samordnande.<sup>39</sup>

---

<sup>38</sup> Riksrevisionen pekar på flera förståelseproblem bl.a. just relationen mellan mycket precisa och partiella indikatorer och mera övergripande mål där det kan vara svårt att förstå hur indikatorn speglar måluppfyllelse. Detta är ett generellt problem för indikatorer: avvägningen mellan precision/mätbarhet och relevans.

<sup>39</sup> För en utförligare diskussion se bl.a. Emmelin & Lerman 2005.

I konflikt med en sektors primära mål, regleringsbrevets uppdrag, professionella normer osv. är det inte självklart ens att sektorsmyndigheter ser tillämpningen av målen som en överordnad uppgift. Delmålen är i de flesta fall inte förankrade hos viktiga aktörer som skall använda dem.

*Stabilitet i målstrukturen.* Om målen inte upplevs som stabila över tid är risken stor att aktörer som är skeptiska eller negativa ger dem låg prioritet i sitt arbete. Tillkomsten av ett sextonde mål – biologisk mångfald som dessutom är delmål under flera av de ursprungliga femton – skedde ungefär när de flesta länsstyrelser genomfört arbetet med att ta fram, publicera och med kommunerna diskutera den ursprungliga uppsättningen mål och delmål. I målstyrning ingår att mål och delmål kan justeras men då baserat på erfarenheter. En förändring av mål och delmål utan samband med åiterrapportering av erfarenheter från underliggande nivåer är inte önskvärd.

*Enighet om mål innebär inte enighet om åtgärder.* En del av föreställningarna om miljömålen synes vila på föreställningen att enighet om mål också med automatik innebär enighet om prioriteringar och om åtgärder. Tanken har varit bärande i den nordiska välfärdsstaten. Utifrån en överordnad konsensus om mål och principer har genomförandet uppfattats som en fråga om i huvudsak kunskaper och tekniskt genomförande. Något liknande förefaller vara för handen inom miljöområdet. Studier av professionskulturen inom miljöförvaltningar i Norden pekar i den riktningen samtidigt som jämförelser mellan miljöförvaltningarnas kärna och olika sektorsförvaltningar visar att stor enighet om överordnade mål inte medför enighet om vare sig problemsyn eller synen på angelägna åtgärder.<sup>40</sup> Enighet om överordnade mål innebär alltså inte i sig en garanti för sektorsintegration av problemsyn eller prioritering av åtgärder.

*Målkonflikter och sektorsrationalitet.* Att målkonflikter inte är identifierade och utklarade eller principer för hantering anvisade medför rent principiellt att en flermålsstruktur har svårt att fungera styrande på underliggande nivåer, eftersom aktörer kan välja mål och prioritera efter sina egna preferenser. Målstyrningens princip att målen tvingar aktörer i en viss huvudriktning, men ger dem möjlighet att välja effektiva medel, uppnås knappast. I stället blir det möjligt att använda mål för att legitimera åtgärder som föredras av helt andra skäl. Miljömålen ger stora möjligheter till *ohörsamhet*<sup>41</sup> och *rituell tillämpning*.

Möjligheten att ganska fritt välja vilket miljömål man vill betona till exempel i en kommunal plan är då ett problem. Om planen kan påstås bidra till att något eller några mål uppnås medan målkonflikter med andra mål förtigs är chansen stor att en plan som ur andra synvinklar framstår som önskvärd kommer att antas. Den bristande kvaliteten i konsekvensanalys av detaljplan<sup>42</sup> medför en betydande risk att målkonflikterna inte uppmärksammas om det inte ligger i någon grupperings intresse att rikta uppmärksamhet på dem. Risken att denna godtycklighet förstärks om konsekvensanalys ersätts med ”måluppfyllelseanalys” är påtaglig. Aktiva miljö-

---

<sup>40</sup> Emmelin, L. & Kleven, T. (1999): A paradigm of Environmental Bureaucracy ? Attitudes, thought styles, and world views in the Norwegian environmental administration. NIBR's Pluss Series 5-99 och Emmelin, L. (2000): Nordisk miljöförvaltnings professionskultur och några aktuella frågeställningar i miljöpolitiken. Pp 486 - 517 in Tidskrift for samfunnsforskning

<sup>41</sup> Det kan naturligtvis diskuteras om det ens är möjligt att tala om ohörsamhet om överordnade intentioner är tillräckligt vagt och mångtydigt formulerade.

<sup>42</sup> Oscarsson, A., Olausson, I., Heiter, Å., Holm, H., & Palm, I. (2003). MKB för detaljplan - användning och kvalitet. Boverket & MKB-Centrum SLU (Kan hämtas från MKB-Centrums hemsida via [www.slu.se](http://www.slu.se))

organisationer, öppen och genomskiktig information, fungerande participatoriska mekanismer i planeringen är tänkbara men osystematiska korrektiv.

### **5.2.2 Gäller miljömålen?**

Miljömålen har fått ett betydande genomslag i all möjlig offentlig text. Direktiven för revision av såväl miljöbalken som plan- och bygglagen anger att lagstiftningen skall medverka till att miljömålen uppnås. Miljömålsrådet hävdar att miljömålen används av länsstyrelser och kommuner i prövning av tillstånd dock oklart hur. Det kan vara ett uttryck för att målen faktiskt uppfattas som ett självständigt styrmedel i prövningsbeslut. Eftersom synsättet inte har lagstöd, bidrar en sådan oklarhet till oklarhet även i ansvarsfördelningen. Vilka regelverk ska medverka till att miljömål nås och på vilket sätt i förhållande till andra samhällsmål? Vilka aktörer ska i vilka situationer formulera mål respektive använda dem och hur, i all synnerhet i förhållande till myndighetsutövning mot enskild?

Ett problem när politiska målformuleringar möter den juridisk/administrativa praktiken är som nämnts språkbruket. Mål formuleras gärna slagkraftigt. Således blir ordet "skall" naturligt att använda: "miljön skall vara giftfri", utsläppen skall vara nere på en viss nivå", "miljöproblemen skall vara lösta" etc. I formell text betyder emellertid "skall" att ett bindande beslut har fattats och en nivå måste uppnås eller får inte överskridas. Bruket av "skall" i formuleringen av miljömål kan bidra till föreställningen att Riksdagen har fattat beslut som är bindande och att miljömålen har något slags status som normer i formell mening. Vi vill även i detta sammanhang peka på riskerna med den förändring som skett av definitionen av normbegreppet (se A2) från "skall" till "bör" eller till målsättningar som man önskar uppnå, vilket gör båda styrmedlen otjänster genom oklarhet och förvirring. Å andra sidan blir den formellt korrekta formuleringen föga slagkraftig: "miljökvalitéer bör främjas" eller "vi skulle vilja överlämna ett samhälle där miljöproblemen kan vara lösta till nästa generation".

Svenska Naturskyddsföreningen uttrycker i ett uttalande sin besvikelse över PBL-kommitténs låga ambitionsgrad när det gäller att införa tvingande regler för att den kommunala planeringen skall uppnå hållbar utveckling. Bland annat föreslår man att "Länsstyrelsen skall vara skyldig att ingripa ...när planeringen sker i strid med miljömålen". Ett sådant krav måste bottenas dels i en föreställning att miljömålen faktiskt i någon mening skulle vara bindande för kommunerna dels i en föreställning om miljömålen som en form av vetenskapligt grundade normer utan allvarligare inbördes målkonflikter. Eller alternativt en helt oreflekterad hållning till rättssäkerhet och behovet av avvägning mellan olika aspekter på hållbarhet.

Missförstånd rörande miljömålens faktiska formella status kan vara en orsak till tilltron till att en stor uppsättning mål faktiskt skulle kunna fungera styrande. Om miljömålen skulle "gälla" i en formell mening dvs. är att se som normer som kan föranleda ingripanden, överprövning etc. och som kunde användas för formell prövning i tillståndsärenden så blir målstyrningens principer om aktörernas vilja att tillämpa och acceptera konsekvenserna mindre väsentliga.

### **5.2.3 Produktionen av strategier och "åtgärdsprogram"**

Principen om aktörernas frihet att välja medel krockar i ett stort antal fall inom styrningen av mark och miljö med regelverk som preciserar vilka medel som skall användas. Också miljömålsstrukturen innehåller minst en allvarlig sådan konflikt: åtgärdsprogram som skall få olika aktörer att vidta konkreta åtgärder samordnat.

Åtgärdsprogrammen kan ses som ett uttryck för insikten om behovet av överblick och samordning av olika insatser inom ett område. Inom ett avrinningsområde finns behov av att samordna olika åtgärder så att de samverkar – eller i vart fall inte motverkar varandra. Risken är emellertid uppenbar att olika sektoriella program är okoordinerade och ökar sektoriseringens problem. Detta förvärras av att det finns olika slag av åtgärdsprogram i miljöområdet, med två huvudgrupper. Åtgärdsprogram som bygger på lag är mer eller mindre bindande, medan de som hör till målen bygger på aktörernas enighet. Därtill finns i delmålen ”program” och ”strategier”. Denna oklarhet är ägnad att skapa förvirring. De formella åtgärdsprogrammen i miljöbalken diskuterades i avsnitt 4.3.

Allt flera ”partiella helheter” lagras på varandra i samma område: program som tar ”helhetsgrepp” på vattenfrågorna men är skilda från markanvändningens planering, vägprogram som inte är koordinerade med vare sig vatten eller annan markanvändning.

”Åtgärdsprogram” i den formella mening som miljöbalken innebär har en status som styrande, även om den är så oklar att flera utredningen behandlat frågan i syfte att få klarhet i styrningen. En sådan status kan i och för sig vara tveksam eller rent av tvivelaktig, som när ett åtgärdsprogram från en vattenmyndighet binder en kommuns rätt att disponera sin budget. I detta sammanhang är angeläget att ställa sig frågan vilken status ”åtgärdsprogram som inte är åtgärdsprogram”, ”program” och ”strategier” har i planering och miljöprövning.

*Kan icke bindande åtgärdsprogram ha någon funktion?* En sådan skulle kunna vara att samordna statens agerande i förhållande till kommunerna, inte minst inom länsstyrelsernas ramar. Förutsättningen är då att programmen har sådan status och är utarbetade på sådant sätt att de verkligen fungerar samordnande mellan de statliga sektorerna. Det måste då fungera rimligt bindande för sektorerna och framstå som trovärdigt i förhållande till kommunerna. Det finns anledning att ifrågasätta båda dessa. Program för hållbar utveckling i skärgårdarna skall göras av Riksantikvarieämbetet. Frågan är i vilken grad ett sådant program kommer att uppfattas som vägledande av kommunerna och som ett samordnat statligt ställningstagande – ens av övriga bevarandemyndigheter.

### 5.3 Miljömålsrådets roll

Miljömålsrådet är en myndighet sammansatt av i huvudsak generaldirektörerna för de myndigheter som har störst ansvar inom miljömålsarbetet.<sup>43</sup> Rådets uppgift är att svara för rapporteringen om hur arbetet mot målen fortskrider. Rådet ger ut en årlig översiktlig publikation där läget för varje mål och delmål sammanfattas med glada och ledsna gubbar, ”smileys”. Dessutom görs fördjupade analyser inom vissa områden. Riksrevisionens rapport riktar relativt omfattande kritik mot rapporteringen och pekar på ett antal förhållanden som gör rapporteringen principiellt och praktiskt svår och möjligen mindre meningsfull.

Ett väsentligt problem med en målstruktur som innehåller många mål är de inneboende målkonflikterna. Att miljömålen dessutom kommer i konflikt med andra samhällsmål och med olika sektors mål är uppenbart. Miljömålsrådets uppgift skulle enligt propositionen vara bl.a. att klara ut målkonflikter. Hur rådet skulle ta sig an målkonflikter är oklart. Som riksrevisionen påpekar finns uppgiften emellertid inte med i rådets instruktion. Detta skulle kunna

<sup>43</sup> Principiellt kan man kanske känna tveksamhet inför en myndighet som leds av dem vars arbete utvärderas. Möjligen kan två motsatta behov hos de närmast ansvariga myndigheterna balansera varandra. På den ena sidan önskan om att uppvisa framgång i arbetet och på den andra önskan om att framhålla behovet av resurser för att intensifiera arbete mot mål som inte uppnås.

vara ett förbiseende men speglar sannolikt snarare en insikt. Målkonflikter inom strukturen och i ännu högre grad mellan miljömålen och andra sektorers mål är naturligtvis en fråga om maktrelationer i ett sektoriserat samhälle och mellan självständiga sektorsmyndigheter.

Att Miljömålsrådet inte skulle ges mandatet att klara ut grundläggande målkonflikter i meningen avgöra dem eller ens ange principer för hur de skall avgöras är kanske rimligt. Men att Riksdag och regering, som skall göra det, behöver någon form av sakkunnig beredning som kan identifiera och belysa målkonflikter samt analysera konsekvenser av olika avgöranden är en annan sak. Om Miljömålsrådet är en lämplig organisation på nationell nivå kan kanske diskuteras. En förebild för en alternativ konstruktion skulle New Zealands Parliamentary Commissioner for the Environment kunna vara. Framförallt har PCE utmärkt sig för analyser av hela system oavsett sektor. Till exempel har man sett på hela livsmedelskedjan från jordbruk och dess insatsvaror till konsument.<sup>44</sup> Detta har bl.a. gett möjlighet att se just på målkonflikter rörande miljöåtgärder i olika led t.ex. närproduktion kontra storskalighet, biologisk odling osv.<sup>45</sup>

En intressant tänkbar uppgift för rådet i sin nuvarande konstruktion kunde vara att fungera som ett forum för de närmast ansvariga generaldirektörerna att skapa gemensamma ståndpunkter när målkonflikter uppstår inom miljöarbetet och mellan miljö och vissa sektorer. Det kan visserligen invändas att avvägningar av målkonflikter är en politisk uppgift och därför skall ske på departements och regeringsnivå. Två argument skulle kunna tala för en form av gemensam plattform. Dels skulle den politiska nivån kunna få ett bättre sammanvägt underlag för beslut. Dels skulle ”stuprörseffekten” nedåt kunna minska så att länsstyrelserna blev mindre utlämnade åt okoordinerade signaler. Teoretiskt skulle den regionala sektorssamordnande rollen kunna förenklas och förbättras. Staten skulle understundom kunna tala med något mindre kluven tunga.

## 5.4 Sammanfattning

Diskussionen ovan skulle kunna sammanfattas i att det föreligger minst fyra viktiga problem med miljömålen:

- Enighet om mål innebär inte enighet om åtgärder.
- Målkonflikter och sektorsrationalitet begränsar verkan av målen.
- Möjligheterna till ohörsamhet och symboliskt uppfyllande.
- Produktionen av strategier och ”åtgärdsprogram” riskerar att förstärka sektorisering och förvärra ”stuprörssamhällets” problem på regional och lokal nivå.

Målen konkreta roll för samordning av olika administrativa och geografiska nivåer riskerar att bli starkt begränsad samtidigt som arbetet med målen binder resurser.

En inriktning på analys av måluppfyllelse snarare än oönskade konsekvenser av projekt och planer riskerar att ytterligare uttunna MKB-systemets funktion.

<sup>44</sup> PCE Creating our future, Sustainable Development for New Zealand, 2002.

<sup>45</sup> Personligt meddelande Dr Morgan Williams, PCE.

## 6. KONKLUSIONER - DISKUSSION AV SLUTSATSER

Avslutningsvis skall vi sammanfatta diskussionen och kort dra några slutsatser som vi menar är relevanta för Ansvarskommitténs uppdrag.

De problemen vi diskuterar i denna rapport är en funktion av nio delvis sammanhängande och överlappande faktorer.

*Stuprörssamhället.* Detta är det mest uppmärksammade problemet: de negativa effekterna av sektoriseringen som i sig är en (delvis) nödvändig funktion av specialisering. Dess effekt förstärks av starka nationella myndigheter, svag regional sektorssamordning och avsaknad av planeringssystem ovanför det kommunala. Men också av en tendens hos sektorer att hålla frågorna borta (jämför B11).

*"Miljö" & "plan" två paradig.* Styrningen sker inom ramen för två olika paradig som konkurrerar och som befästs genom olika lagstiftning (i princip miljöbalken vs plan- och bygglagen), utbildning, professions- och förvaltningskultur. Man kan tala om 2 diskurser: en bevarandeariktad miljödiskurs och en förändringsinriktad planeringsdiskurs.

Utgångspunkten för "miljö" är ett naturvetenskapligt förhållningssätt till beslut om miljön. Tanken att det på vetenskaplig grund går att avgöra vad som är "hälsosamt", "vad naturen tål" är central. Expertkunskap och central överblick över ett kunskapsområde är avgörande för "korrekta" beslut. "Plan"-tanken är att styrning av förändring av mark- och miljö skall vila på avvägningar mellan olika legitima men inte nödvändigtvis förenliga intressen. Ett beslut är gott och legitimt om det uppnåts i en process där intressena fått komma till tals och avvägningen ytterst vilar på en representativ demokratisk församlings beslut.

Båda paradigmen är legitima och nödvändiga vilket medför behov av harmonisering och ansvarsdelning, inte konkurrens. Men detta förutsätter konfliktlösning och maktdelning på flera punkter.

*Välfärdsstatens modell: konsensus om vaga begrepp.* Välfärdsstatens modell som bygger på konsensustanken går igen i styrningen av mark och miljö. Begreppet hållbar utveckling, men också miljömålen, används för att försöka skapa en överordnad konsensus om samhällets utveckling. Tanken är att konsensus om mål förenklar problemen till en fråga om att ta fram kunskap för att därefter vidta åtgärder. Problemet med "hållbar utveckling" som konsensus-skapande begrepp är att det är så mångtydigt att konsensus om hållbar utveckling inte innebär konsensus om vare sig problemens karaktär eller än mindre om konkreta åtgärder. Integration av "hållbar utveckling" på programnivån förutsätts medföra att genomförandet leder till hållbarhet till exempel i arbetet med regional tillväxt.

Innehållet i "hållbar utveckling" behöver diskuteras och förhandlas i en politisk debatt där politik samspelar med vetenskap. I stället överläts "hållbar utveckling" åt experters uttydande och operationaliserande; som efterträdare till den "sociala ingenjörskonsten" växer en "miljö-ingenjörskonst" fram.

Miljömålen kan förstås i detta perspektiv. En uppsättning relativt allmänt formulerade, positiva mål skulle skapa konsensus och efterhand fyllas med innehåll av regering och förvaltning. Riksdagen beställde tidsatta och mätbara delmål och en uppsättning delmål och indikatorer togs fram ur centrala verk. Som miljöpolitisk förnyelse hade det kunnat fylla en funktion. Som struktur för målstyrning och verktyg för frivillig sektorssamordning har det fundamentala brister och problem. Delmålen formella status är betydligt svagare än vad som tycks förutsättas.

*En oklar gräns mellan politik och administration.* Olika typer av beslutsfattande blandas bl.a. på grund av oklar uppfattning om:

- problemtyper och relationen expertkunskap och politik (jfr exemplet klimat – strandskydd i avsnitt 1.4.3);
- relationen mellan beslutsunderlag och beslutsfattande (MKB betecknas som ”styrmedel” snarare än ett underlag bland andra för avvägning av intressen t.ex. mellan hållbarhetens tre pelare; föreställningar om att beslutsfattare är eller bör vara bundna av MKB; miljökvalitetsnormer och åtgärdsprogram binder politiskt beslutsfattande)

Relationen mellan strategiskt beslutsfattande och administrativ och legal prövning – mellan ”att väga och att våga” – löses upp av den svåra gränsen mellan att avgöra vad som är rätt saker resp. att göra saker rätt. (Jfr t.ex. att regeringsprövning urartat till detaljplanering på fel nivå – se B9)

*Det politiska systemets behov av frihetsgrader.* Rationalistiskt beslutsfattande förutsätter att målkonflikter identifieras, alternativ undersöks, hierarkisk konsistens upprättas (s.k. ”tiering” som bindning: riksintressen – regionala program – översiktsplan – bindande plan)

Exempelvis:

- frihetsgrader för ”det möjligas konst”; vaga översiktsplaner och åtgärdsprogram kan vara en funktion av ovilja eller oförmåga att göra långtgående och långsiktiga bindningar.
- allsidigt underlag t.ex. MKB/SMB som belyser fördelar och nackdelar och tar fram olika alternativ kan stå i direkt motsatsställning till politiskt beslutsfattande baserat på allianser och konsensus.

*”Åtgärdssamhället”.* Synen att problem har en teknisk, specifik och avgränsad lösning – ”en åtgärd” – dominerar över tanken att miljöproblem i olika form är ständiga följeslagare, att hållbar utveckling är en process snarare än ett tillstånd och att många problem kräver strukturförändringar, attitydförändring eller livsstilsförändringar (synsättet medför/förstärker tendensen till sektorsvis revision av regelverk och organisation). Strategier, program, och ”åtgärdsprogram som inte är åtgärdsprogram” produceras.

”Åtgärder i stället för strukturförändringar” – tydligt i regionalt tillväxtarbete; projekten har liten bestående verkan eftersom tillväxt beror av strukturer men kan ha påtaglig miljöeffekt. Konsekvensanalys kan upplevas som hot mot åtgärder eftersom den visar alternativ och negativa verkningar; jfr tanken att åtgärder och program för att förbättra miljön inte behöver få sina miljöeffekter belysta. (felslutet att ”goda intentioner medför goda resultat”)

Problemlösning genom sektorsvisa åtgärdsprogram. Bindande åtgärdsprogram:

- förstärker sektoriseringen,
- försvagar möjlighet till regional sektorssamordning,
- krockar med kommunala självbestämmandet.

*Tilltro till samordnande instrument.* Stuprörssamhällets problem förutsätts kunna lösas genom en samordnande effekt hos instrument/verktyg/styrmedel som inte kan ha denna funktion av principiella skäl (målstyrning mot 16 mål & ca 100 delmål & partiella indikatorer) eller pga. inkompetent utformning (t.ex. MKB-systemet ger inte lst möjlighet att styra upp kommunal planering; regeringsprövningen; ”normer av målsättningskaraktär”). Miljömålen, miljökvalitetsnormer osv. fyller inte heller denna funktion väl.

*Spänningen mellan svenskt regelverk och EU-direktiv.* Införande av EU-direktiv i svensk lag dras med (minst) fyra problem:

- minimalistiskt införande – i stället för intentionalistiskt eller ”aktivistiskt” (generell term för vårt ”environmentalist” beträffande SMB-direktivet),
- skillnader i strukturer där direktiven ofta tar utgångspunkt i en regional nivå som saknas i Sverige (en nivå med bindande planer etc.) och svagare kommuner,
- ”paradigmproblemet miljö – plan” oklart, oidentifierat eller oavklarat – jfr ”utgångspunkt i naturen” hos Natura 2000 & Vattendirektivet,
- inkompetens – felöversättningar, terminologisk/begreppslig oklarhet. Samma term täcker olika företeelser; olika termer betecknar samma/likartade: t.ex. MKB/SMB; ”åtgärdsprogram”, ”miljökvalitetsnorm”.

*Sektorsvisa revisioner – ”allt annat lika”.* Revisioner av lagstiftning och utredning om styrmedel görs sektorsvis eller punktvis: miljöbalken & plan- och bygglagen; utredningar om åtgärdsprogram & miljökvalitetsnormer vs miljöbalken. Revision av lagstiftning håller organisationsstrukturen som konstant. Organisationsutredningar håller lagstiftningen konstant. Vad gör utredning om strukturen? Kanske värst problem i relationen miljöbalken – plan- och bygglagen, pga att paradigmskillnaderna aldrig beaktas/behandlas.

Beror detta av:

- God tro pga. tilltro till att samordningen sker med andra mekanismer (mål, normer, andra verktyg) och genom politiken?
- Oklara eller begränsade mandat och politiskt bestämd ”tidsbrist”?
- Ovilja att förändra?
- Teknisk inkompetens?

*Styrningen av mark och miljö kännetecknas därför sammanfattningsvis av:*

- sektoriell fragmentering – överblick saknas på alla nivåer från nationellt till lokalt (om än i varierande grad),
- inkonsistens mellan nivåer: nationellt – regionalt – lokalt,
- målkonflikter döljs eller förnekas för att underlätta administration och beslutsfattande,
- regelverk och organisation behöver samspela men utreds och reformeras separat.

Det finns en fara att storslagna visioner leder till omfattande symbolpolitik i stället för pragmatisk handling inriktad mot konkreta problem. Den ”ekologiska moderniteten” – välfärdsstatens förlängning där det moderna projektet skulle reformeras – fungerar inte reflexivt och självkorrigerande utan retoriskt döljande för problemen. Men kostnaderna för detta är höga i form av både låg miljönytta av regleringarna och betydande motstånd

*En övergripande slutsats* är då att det grundläggande problemet är att organisation och regelverk skulle behöva reformeras samlat.

*Om organisationen skall förändras separat måste förutsättningar skapas för:*

- ansvarsfördelning mellan förändring (plan/tillväxt) och bevarande dvs. bland annat ”paradigmen miljö och plan”,
- fungerande relation mellan tillsyn – utförande,
- en planering som sätter spelplanen för regional utveckling genom att tydligt formulera sektorsvisa anspråk, peka på eller göra avvägningar, klargöra frihetsgrader och handlingsutrymme,
- regional sektorssamordning,
- nivåkonsistens dvs. samordning mellan nivåer och avgränsning av lokalt självbestämmande.

## **BILAGOR A - KORT BESKRIVNING AV STYRMEDEL M.M.**

Denna bilaga A sammanfattar utgångspunkter i främst regler och förarbeten. Syftet är att ge en överblick för icke-expert, med ett urval som tydliggör styrnings- och ansvarsfrågor. Det handlar om komplexa regelverk och en så kort redovisning innebär med nödvändighet en vinkling. De utvecklade och enligt vår bedömning utmärkta beskrivningar av rättsläget som gjorts inom ramen för miljöbalkskommittén, PBL-utredningen och utredningen om åtgärdsprogram, ger sådana mera fullödiga beskrivningar av respektive instrument som givetvis är nödvändiga för att kunna utvärdera lämpliga förändringar.

I bilaga B beskrivs exempel på tillämpning av några styrmedel.

- A 1 Miljö kvalitetsmål
- A 2 Miljö kvalitetsnormer
- A 3 Åtgärdsprogram
- A 4 Riksintresse
- A 5 Ramdirektivet för vatten
- A 6 Natura 2000
- A 7 Avfallshantering
- A 8 Miljökonsekvensanalys
- A 9 Regeringens tillåtlighetsprövning

## A 1. Mål för hållbar utveckling

**Översikt** **Miljökvalitetsmål** är av övergripande karaktär och definierar ett tillstånd i miljön som miljöarbetet ska sikta mot. Delmål ska ange inriktning och tidsperspektiv i det konkreta miljöarbetet, dvs. ge underlag för miljöpolitiska åtgärder och prioriteringar inom olika samhällssektorer.

**Formulering** av nationella miljökvalitetsmål sker huvudsakligen av regering och centrala verk. **Beslut** om 16 övergripande mål och ca 70 delmål har fattats av Riksdagen. Riksdagen tog beslut om delmålen på eget initiativ, med motivet att Riksdagen ska fatta konkreta och överskådliga beslut om såväl miljöpolitikens mål som medel. För regional nivå har länsstyrelserna uppdraget att formulera miljömålen. Kommuner kan formulera lokala miljömål på olika sätt, t.ex. i formella sammanhang som den fysiska planeringen eller informellt i samband med Agenda 21 eller särskilda miljöstrategier.

**Uppföljning** och utvärdering av miljökvalitetsmål samordnas av Miljömålsrådet, knutet till Naturvårdsverket, och genomförs huvudsakligen av centrala verk och länsstyrelser. Rapporteringen är ett centralt beslutsunderlag för riksdagens miljöpolitiska ställningstaganden. Rapporteringen har granskats 2005 av Riksrevisionen. Brister anges vara otillräcklig beskrivning av orsaker till miljöproblem, av åtgärders effekter samt av målkonflikter. Slutsatsen är att bristerna delvis beror på ansvarsfördelning och rådets ställning.

**Sociala** och **ekonomiska** mål har inte motsvarande rutiner. PBL-kommittén fäster uppmärksamhet på detta. Formulering av detta slag av mål finns t.ex. i propositioner om folkhälsa och om strategier för hållbar utveckling.

**Formell funktion** Det finns ingen rättslig grund för att **tillämpa** mål om miljö kvalitet eller om sociala eller ekonomiska förhållanden, exempelvis som en form av gränsvärde eller hänsynskrav. Bristande måloppfyllelse är därmed inte ensamt tillräckligt för att neka tillstånd, planläggning etc., utan beslutet måste bygga på krav i respektive regelverk. Miljöbalkens hänsynsregler är det huvudsakliga instrumentet där miljökvalitetsmål kan ge avvägningstöd.

Miljökvalitetsmål – men inte sociala eller ekonomiska mål – är avsedda att ge **ledning** vid miljöbalkens tillämpning, enligt förarbetena. Tillämpningen av regler bygger på bedömningar, såsom avvägning mellan konkurrerande intressen eller bedömning huruvida visst kriterium uppfyllts. Målen kan ge stöd för de bedömningarna, men användbarheten beror på vad som ska bedömas och hur målen är formulerade.

Miljökvalitetsmål ska användas som instrument för **prioriteringar** i myndigheters löpande arbete. Denna styrning framgår av t.ex. verksinstruktioner, regleringsbrev och uppdrag från regeringen.

Miljökvalitetsmålen huvudsakliga funktion är således **beslutsunderlag** som visar politiska prioriteringar i miljöarbetet. PBL-kommittén bedömer att PBL i stort sett tillgodoser de krav som kan ställas för att miljömålen ska **beaktas** vid beslutandet. Miljöbalkens hänsynsregler ska dock inte tillämpas i PBL.

**Exem-** De övergripande miljökvalitetsmålen är delvis visionära, delvis konkreta. Delmålen är

pel av olika karaktär. Huvudsakligen anger de en ambitionsnivå i form av kvalitéer eller egenskaper, med halter, andel minskning eller liknande. Ungefär 15 % av delmålen består av förväntan om kunskapsunderlag eller åtgärdsprogram. De regionaliserade målen är delvis kopior av de nationella delmålen, men till viss del preciseringar efter regionala förhållanden.

Mål 2. Frisk luft med delmål (eventuella miljö kvalitetsnormer är understrukna, se även A2). ”Luften skall vara så ren att människors hälsa samt djur, växter och kulturvärden inte skadas.”

1. Halten 5 mikrogram/m<sup>3</sup> för svaveldioxid som årsmedelvärde skall vara uppnådd i samtliga kommuner år 2005. (MKN finns för tim- o dygnsvärden)

2. Halterna 60 (90) mikrogram/m<sup>3</sup> som timmedelvärde och 20 (40) mikrogram/m<sup>3</sup> som årsmedelvärde för kvävedioxid skall i huvudsak underskridas år 2010 (2005). Timmedelvärdet får överskridas högst 175 timmar per år.

3. Halten marknära ozon skall inte överskrida 120 mikrogram/m<sup>3</sup> som åtta timmars medelvärde år 2010. (samma som MKN?)

4. År 2010 skall utsläppen av flyktiga organiska ämnen (VOC) i Sverige, exklusive metan, ha minskat till 241 000 ton. (ej MKN)

5. Halterna 35 (50) mikrogram/m<sup>3</sup> som dygnsmedelvärde och 20 (40) mikrogram/m<sup>3</sup> som årsmedelvärde för partiklar (PM10) skall underskridas år 2015. Dygnsmedelvärdet får överskridas högst 37 (35) dygn per år.

Halterna 20 mikrogram/m<sup>3</sup> som dygnsmedelvärde och 12 mikrogram/m<sup>3</sup> som årsmedelvärde för partiklar (PM2,5) skall underskridas år 2015. (ej MKN) Dygnsmedelvärdet får överskridas högst 37 dygn per år.

6. Halten 0,3 nanogram/m<sup>3</sup> som årsmedelvärde för benso(a)pyren skall i huvudsak underskridas år 2015. (ej MKN)

Mål 14. Storslagen fjällmiljö med delmål

”Fjällen skall ha en hög grad av ursprunglighet vad gäller biologisk mångfald, upplevelsevärden samt natur- och kulturvärden. Verksamheter i fjällen skall bedrivas med hänsyn till dessa värden och så att en hållbar utveckling främjas. Särskilt värdefulla områden skall skyddas mot ingrepp och andra störningar.”

1. Skador på mark och vegetation orsakade av mänsklig verksamhet skall vara försumbara senast år 2010.

2. Buller i fjällen från motordrivna fordon i terräng och luftfartyg skall minska och uppfylla följande specifikation, nämligen att – minst 60 % av terrängskotrar i trafik senast år 2015 skall uppfylla högt ställda bullerkrav (lägre än 73 dBA) – buller från luftfartyg senast år 2010 skall vara försumbart både inom regleringsområde klass A enligt terrängkörningsförordningen (1978:594) och inom minst 90 % av nationalparksarealen.

3. Senast år 2010 skall merparten av områden med representativa höga natur- och kulturvärden i fjällområdet ha ett långsiktigt skydd som vid behov omfattar skötsel och restaurering.

4. Senast år 2005 skall åtgärdsprogram finnas och ha inletts för de hotade arter som har behov av riktade åtgärder.

Frågor Hållbar utveckling som politiskt styrmedel bygger på avvägning mellan de tre kategorierna av mål. Bara en av dem har utvecklade kunskapsförsörjning, vilket kan göra den samlade bedömningen svårare. PBL bygger på avvägningar mellan alla tre målområdena, och PBL-kommittén föreslår förtydliganden i denna del. Denna funktion är emellertid otydligare i miljöbalken och dessutom omtvistad. Naturvårdsverket, huvudansvarigt verk för MB, arbetar uttryckligen inom ekologiskt hållbar utveckling. Verksamheter behöver ofta beslut enligt både PBL och MB/sectorslagar. Kommunal fysisk planering är inte kopplad till miljöbalkens hänsynsregler och miljömålsstrukturen. Kommunens samlade bedömningar i planeringen av långsiktig hållbarhet får mindre betydelse i tillståndsprovning då utgångspunkterna skiljer sig åt. Planeringens funktion av förberedelse och samlande kunskapsunderlag minskar. PBL-kommittén föreslår flera ändringar för att tydliggöra det kommunala ansvaret – och makten – när det gäller att synliggöra målkonflikter och ta ställning genom avvägningar.

En grund för att använda mål av olika slag är formuleringen av hänsynsreglerna. Kommittén föreslår flera förändringar i de allmänna hänsynsreglerna i PBL, men inte en generell hänvisning till miljöbalkens hänsynskrav. En jämförande analys av respektive block av hänsynsregler kan ge en grund för att bedöma ytterligare möjligheter till samordning av processer och beslut.

Målen uppfattas ibland av aktörer som bindande krav. Dess formulering med ”skall” förstärker den missuppfattningen. Formulering i enlighet med vad som gäller för myndigheters råd respektive föreskrifter (bör/kan respektive skall) kan underlätta aktörernas förståelse av målens roll.

Målen formuleras i hög grad av experter. Länsstyrelsen i Blekinge har utvecklat stöd för kommunernas användning av målen som stöd för fysisk planering. Målen användbarhet kunde ökas med bredare deltagande i formuleringen av dem.

## A 2. Miljökvalitetsnormer

**Översikt** Miljöbalkens miljökvalitetsnormer (MKN) anger vilken **lägsta kvalitet** som godtas när det gäller mark, luft, vatten eller miljön i övrigt. Åtgärdsprogram är det samlande instrumentet om kvalitén inte klaras (se A3). Gränsen ska inte gå under vad naturen kan anses tåla. Jämför miljökvalitetsmål (A1) som istället anger den goda kvalitén.

MKN reglerar inte källorna som stör, dvs. sätter inte som tillståndsbeslut villkor för utsläpp, utan drar en gräns för det samlade resultatet i omgivningen. De båda styrmedlen – prövning av verksamheter och kvalitetsnormer – kompletterar således varandra.

Normen anger kvalitetsvärden (t.ex. mätbara halter), skyddsobjekt (t.ex. hälsa eller naturvärde), geografisk avgränsning och tid när kvalitén ska klaras. Den ska sättas oberoende av ekonomiska, sociala eller (konkurrerande) miljömässiga konsekvenser. **Beslut** om MKN sker i form av författning (lag, förordning, myndighetsföreskrift, i princip endast statliga myndigheter). Det finns normer för luftkvalité, t.ex. kväveoxider och partiklar, och fiskevatten. Kommuner kan i detaljplan meddela vissa föreskrifter om kvalitén i planområdet, vilket kan liknas vid de statliga normerna. Denna möjlighet finns kvar i PBL-kommitténs förslag.

Ursprungligen formulerades MKN enbart som **gränsvärden**. I samband med vattendirektivet (se A5) möjliggjordes även MKN av mjukare karaktär. Miljöbalkskommittén använder beteckningen normer av **målsättningskaraktär**, till skillnad från gränsvärdesnormer. Kommitténs tidigare förslag, att termen miljökvalitetsnorm skulle reserveras för bindande gränsvärden, godtogs inte av lagstiftaren.

Kommuner har **mätansvar** och om kvalitetsnivån inte klaras, ska anmälan göras till Naturvårdsverket. Beslut om uppdrag att upprätta förslag till åtgärdsprogram kan då tas, hittills av regeringen.

**Formell funktion** **Beslut** om tillstånd, tillsyn etc. enligt miljöbalken och anknutna lagar, av myndigheter och av kommuner, ska bidra till att MKN klaras. Om normen inte klaras kan det utgöra hinder mot tillstånd eller grund för tillsynsinskrivande (stoppregel). Miljöbalkskommittén föreslår modifiering av miljöbalken, så att det bara är fall som verkligen har bety-

delse för normöverskridandet som ska fångas upp och få skärpta krav på sin verksamhet. Utredningen om ÅP föreslår förtydligande och skärpning med ett försämringsförbud, vid risk för ytterligare belastning.

Under vissa förutsättningar kan verksamhet **undantagsvis** släppas fram trots överskridanden, huvudsakligen om åtgärder vidtas så att situationen samlat förbättras. Miljöbalkskommittén föreslår liknande undantag för planering och planläggning.

På liknande sätt ska MKN iakttas i **planering** och planläggning. Planeringen av ett visst område kan vara beroende av störningar och korrigerande åtgärder långt från planområdet och utom kommunens makt, varvid normer får funktionen av ”**pausknapp**”. Miljöbalkskommittén konstaterar stora oklarheter när det gäller tillämpningen i PBL, men lämnar inte förslag till ändring i den delen. PBL-kommittén bekräftar att redskap inom EU begränsar kommunernas handlingsfrihet och ger nya förutsättningar för PBL:s grundläggande syfte att decentralisera beslut. Utredningen om ÅP föreslår förtydligandet att planeringen inte får leda till att norm överträds. Boverkets handledning om MKN väcker bl.a. frågan hur ÅP kan möjliggöra undantag från stoppregeln.

Funktionen hos MKN att **aktivera** åtgärdsprogram är beroende av ställningstagande av regeringen, eller myndighet eller kommun som getts sådant uppdrag, dvs. följer inte automatiskt av överskridanden. Utredningen om åtgärdsprogram (se A3) föreslår att överskridande ska göra åtgärdsprogram obligatoriskt.

Den kommunala översiktsplanen ska **synliggöra** vilka områden som omfattas av normer. Kommunen ska även i planen redovisa avsikterna hur MKN ska iakttas, på motsvarande sätt som för riksintressen (se A4).

Beslutsfattare i miljöbalkssystemet är skyldiga att ha såväl översiktsplan som åtgärdsprogram till handa när beslut tas, vilket tydliggör funktionen av **beslutsunderlag**.

Ex på  
normer

MKN kan ange förorenings- eller störningsnivåer som människor kan utsättas för utan fara för olägenheter av betydelse, eller som miljön eller naturen kan belastas med utan fara för påtagliga olägenheter, och som *inte får* över- eller underskridas, dvs. **gränsvärden**:

- Till skydd för människors hälsa får partiklar efter den 31 december 2004 inte förekomma i utomhusluft med mer än --- i genomsnitt 50 mikrogram per kubikmeter luft under ett dygn (dygnsmedelvärde), --- Det värde --- får överskridas 35 gånger per kalenderår (90-percentil).
- Ämnen som påverkar smaken på musslorna. Koncentrationen lägre än vad som kan antas påverka smaken på musslorna.

Normen för musslor uppges i förordningen vara gränsvärde, men formuleringen har inga entydiga värden som gör det möjligt att tillämpa den som en sådan typ av norm.

Vidare kan MKN ange förorenings- eller störningsnivåer som *inte bör* över- eller underskridas, eller som bör *eftersträvas*, dvs. **målsättningskaraktär**. Ett exempel för fiskevatten visar skillnaden:

- För ammoniak anges värde som ska eftersträvas till £ 0,005 mg/l medan gränsvärdet är £ 0,025.

Annorlunda MKN av målsättningskaraktär gäller för buller:

- Genom kartläggning av omgivningsbuller samt upprättande och fastställande av åtgärdsprogram

skall det eftersträvas att omgivningsbuller inte medför skadliga effekter på människors hälsa.

Formuleringen torde utgöra dels en norm, skadliga effekter, dels ett samtidigt krav på en förberedelse för åtgärdsprogram (kartläggning).

Slutligen kan MKN avse förekomst av organismer som kan tjäna *till ledning* för bedömning av tillståndet i miljön, dvs. en slags tumregler eller **tolkningsstöd**. Sådana MKN finns ännu inte.

**Frågor** Normen ska sättas utan hänsyn till behov av viss planläggning eller andra beslut och dess eventuella sociala, ekonomiska eller miljömässiga fördelar. Det är ett uttryck för att det vi tål inte är förhandlingsbart och normens styrfunktion för ekologisk hållbarhet (jämför A1). Normen formuleras av experter på statlig nivå. Åtgärdsprogram (se A3) formuleras i samråd mellan statliga, kommunala och enskilda aktörer. Normens ”pris” i form av konsekvenser för andra delar av hållbar utveckling kommer till uttryck först i samband med eventuellt åtgärdsprogram. En tydligare analys av behovet av åtgärder och ansvarsfördelningen för dessa, redan i samband med förslag till normer kunde öka möjligheterna att klara normerna i tid och underlätta effektiva åtgärdsprogram. Ett bredare deltagande av berörda aktörer vid formuleringen av normer kunde bidra till att målkonflikter och behovet av åtgärder uppdagas tillräckligt tidigt för att undvika de låsningar som nu rapporterats i tillämpningen.

### A 3. Åtgärdsprogram

**Översikt** Miljöbalkens åtgärdsprogram för miljökvalitetsnormer (ÅP) är av två slag. För vattendistrikt (se A5) är ÅP obligatoriskt, medan ÅP i övrigt aktiveras för att komma till rätta med orsakerna att miljökvalitetsnormer (se A2) inte klaras. Dessa ÅP ska skiljas från informella åtgärdsprogram, t.ex. vissa delmål om miljö kvalitet (se A1).

**Behovet** av ÅP anmäls av kommun till Naturvårdsverket, som ger sin rekommendation till regeringen. Hittills har fattats enstaka beslut om ÅP (luftkvalité i Stockholm och Göteborg) men ca 15 ärenden är under beredning och fler ÅP är att vänta under 2006.

ÅP kan omfatta alla slags åtgärder som behövs för att normen ska kunna uppfyllas, även åtgärder utanför det område där normen inte klaras. **Förslag** till ÅP upprättas av den eller de myndigheter eller kommuner som regeringen bestämmer. Det finns inte krav på samråd med berörda under upprättandet. Synpunkter på förslaget kan dock lämnas av myndigheter, kommuner, organisationer, verksamhetsutövare, allmänheten och övriga som berörs. Samrådsredogörelse ska upprättas. Ett omfattande beslutsunderlag ligger bakom dagens ÅP: föroreningsituation, -källor och belastningsfördelning mellan dem, utvärdering av källor med effektivast åtgärder, beräkningar av åtgärders utsläppsreduktion. Miljöbalkskommittén finner att ÅP inte behöver särskild MKB (se A8), eftersom programmet i sig utgör en konsekvensanalys. Utredningen om ÅP föreslår att konkurrens med andra skyldigheter ska klargöras under beslutsprocessen och utgår från att programmet omfattas av krav på MKB.

**Beslut** om ÅP görs i form av fastställelse, av regeringen eller den eller de myndigheter eller kommuner som regeringen bestämmer. I kommun är det fullmäktige som ska besluta. Miljöbalkskommittén klassificerar ÅP som förvaltningsbeslut. Utredningen om ÅP föreslår att programmet ska innehålla föreskrifter, dvs. mera få karaktär av författning.

Formell funktion Planeringsprocessen för ÅP kan **identifiera** orsakssamband och ansvarsförhållanden och kan även utgöra en form av **förhandling** om ansvarsfördelning.

Beslutet om ÅP innebär en **fördelning** av ansvaret mellan berörda aktörer att genomföra åtgärderna. Miljöbalkskommitténs förslag är inriktade på att stärka åtgärdsprogrammets roll och just funktionen som fördelningsinstrument ska framgå tydligt. För tvingande MKN föreslår kommittén att ÅP ska säkerställa att normen kan klaras. Det innebär att det förväntade resultatet av varje åtgärd ska uppskattas och kvantifieras och summan motsvara att normen klaras.

Beslutsfattare i miljöbalkssystemet är skyldiga att ha såväl översiktsplan som ÅP till handa när beslut tas. Dessa utgör dock endast **beslutsunderlag** och styr således inte beslut som innebär myndighetsutövning mot enskild.

Frågan om **styrförmågan** hos ÅP i övrigt är omdiskuterad. Miljöbalkskommittén framför att ÅP, till skillnad mot översiktsplan, innebär en skyldighet för myndigheter och kommuner att agera med intensifierad tillsyn, nya generella föreskrifter etc. ÅP drar dock endast upp riktlinjer för efterföljande beslut, och kan inte reglera resultatet av besluten. Utredningen om ÅP konstaterar att det är otillräcklig bundenhet till resultat och föreslår skärpning, bl.a. att ÅP ska ge även för enskilda bindande föreskrifter. Avsteg från åtgärder ska förutsätta dispens och ÅP ska bryta igenom meddelade tillstånd. Utredningen föreslår starkare koppling till PBL, så att besluten vare sig får överträda norm eller innebära att åtgärdsprogram inte följs. Länsstyrelsen föreslås bli skyldig pröva lov inom områden där ÅP behövs eller finns. Planföreläggande ska kunna användas även för dessa frågor och ska i vissa fall bli en skyldighet för regeringen. Sammanfattningsvis innebär utredningens förslag att ÅP förändras från strategiskt program för planering och beslut till en sammanhållen plan med alla restriktioner och åtgärder som krävs för att normen inte ska överträdas.

Ex åtgärd Åtgärder för att öka utbudet av kollektivtrafik i Göteborgsregionen: Exempel på åtgärder är nya busslinjer, förbättring av fasta anläggningar för kollektivtrafiken såsom plattformar för tågtrafiken och att ett ökat antal spårvagnar tas i drift. Ansvariga för att åtgärder vidtas är Västra Götalandsregionen och kommunerna i Göteborgsregionen.

Frågor Innehållet i de fastställda åtgärdsprogrammen är vagt, skriver Miljöbalkskommittén, och mindre omfattande än länsstyrelsernas förslag. Det är oklart hur omfattande och långtgående åtgärder regeringen menar att de utpekade myndigheterna ska vidta. Det framgår inte när myndigheterna får anses ha uppfyllt kraven, det finns ingen uppskattning av vilka förändringar åtgärderna kan leda till och inte heller diskuteras kostnader och finansiering. Detta gör effektiv styrning svårare. Ett tydliggörande av ansvar för genomförande liksom för finansiering bör vara en del av beslutsprocessen för normer och senast i arbetet med förslag till ÅP, inför samråd med berörda.

#### A 4. Riksintressen

Översikt Hushållningsbestämmelserna är styrmedel mot en samlat lämplig utveckling när det gäller resursanvändningen, enligt nationella politiska bedömningar. Bestämmelserna måste ses mot sin bakgrund av riktlinjer från den fysiska riksplaneringen på 1970-talet och sitt samband med PBL-reformen, och behovet som då fanns av statlig styrning vid decentra-

liseringen av planläggning och den lokala miljön till kommunerna.

Reglerna – idag i miljöbalken – ska styra genom sina gemensamma utgångspunkter för ett stort antal beslutsfattare vid bedömningen om lämplig markanvändning, genom att:

- precisera vilken markanvändning som är av nationell betydelse för framtiden (riksintressen),
- anvisa en modell för hur beslut ska fattas (avvägning mellan konkurrerande intressen och förbud mot viss skada samt bedömning av långsiktiga konsekvenser),
- tillhandahålla en samlande kunskapskälla (översiktsplan), med ett särskilt kunskapsförsörjningssystem och krav på beslutsfattare att redovisa beslutens förhållande till planerna.

Vissa samhällssektorer har genom statliga enheter, främst centrala verk, getts rätt att väcka riksintresseanspråk, t.ex. kulturmiljö, kommunikationer, avfallshantering och försvar. PBL-kommittén lyfter fram missförståndet att staten kan ”besluta” om riskintressen. Kommunens fysiska planering har entydigt uppgiften att (i översiktsplanen) geografiskt peka ut men också analysera och revidera anspråken och prioritera vid konflikter, dvs. ansvarsförhållandena regleras inte i miljöbalken utan i plan- och bygglagen. Olika mening hos stat och kommun ska framgå av översiktsplanen. Enighet innebär ett starkt stöd för den förordade användningen, men endast i form av planläggning (detaljplan eller områdesbestämmelse) kan andra beslutsfattare bindas av kommunens ställningstagande.

Staten genom länsstyrelsen kan upphäva kommunens bindande planer om riksintressen inte tillgodoses, men inte beslut av andra beslutsfattare i miljöbalkens system.

**Formell funktion** Hushållningsreglerna tillämpas endast i vissa beslutssituationer i miljöbalkssystemet. De utgör huvudsakligen en del av **lokaliseringsprövningen**.

Huvudregeln är att intressen ska förenas så långt möjligt. Riksintressen får **skadas** till följd av besluten, upp till en viss i lagen angiven skadenivå. I undantagsfall medges även skador över skadenivån. Riksintressestatus är således inget förbud mot all skada. Om det t.ex. är motstående riksintressen avgör beslutsfattaren prioriteringar och jämkningar och kan då godta totalskada av riksintresse.

Det finns ingen aktivitetsplikt kopplad till riksintressen; de är endast **frånstyrande**.

**Kunskapsförsörjningen** om sektorernas intressen bygger på aktiva centrala verk, som preciserar kriterier för vad som kan utgöra riksintresse och var de kan finnas. Länsstyrelserna kan då precisera områden och utveckla värdegrunderna i samråd med kommuner. För flera sektorer finns emellertid inte längre ansvaret för detta med i verksinstruktioner och i vissa delar är verksamheten bolagiserad.

**Exempel** Riksintressen är av vitt skilda slag och med olika förutsättningar. Mineralutvinningens intressen kan ligga fast i årtusenden medan rennäringen kan behöva nya vandringsleder när gamla försvinner och försvarets område kan tappa i betydelse omgående genom ett politiskt beslut. För näringsliv i form av rennäring, yrkesfiske kan betydelsefulla områden omfattas av riksintresseskydd, men inte jord- och skogsbruk. För näringsliv i form av industriell produktion, energiproduktion, vattenförsörjning, etc. skyddas områden

lämpliga för anläggningar i dessa syften, men inte uttryckligen områden vars egenskaper eller resurser är av betydelse för näringen, t.ex. områden med vattenresurs.

En huvudsaklig skillnad i karaktären finns hos s.k. bevarandebestånden, som natur och kultur, och övriga som t.ex. mineralutvinning och kommunikationsanläggningar (som väg) vilka ibland betecknas exploateringsbestånden. Båda har dock samma grundskydd, att sektorns riksbestånden som huvudregel inte får skadas påtagligt. För natur- och kulturmiljö saknar riksbeståndstatus i princip betydelse när det finns andra starkare skydds-institut, som reservat, Natura 2000, fornminne etc.

**Frågor** Mot bakgrund av dagens system för beslutsfattande kan frågan väckas om hushållningsbestämmelsernas riksbeståndsinstitut generellt kan anses fylla någon funktion. För bevarande finns andra, sannolikt mera effektiva instrument. För exploatering finns sakägarsstatus och hänsynskrav.

Det grundläggande – generella – systemet för riksbestånden när det gäller principer för beslutande och kunskapsförsörjning m.m. har satts ur spel för vissa av riksbeståndena. Det gäller t.ex. Natura 2000 (A6), med separat kunskapsförsörjning och särskilda förbud mot skada och särskilt hinder mot att alls fatta beslut, och nationalstadsparker. Systemet används, men bara delvis, för andra styrmedel som t.ex. miljö kvalitetsnormer (A2) och möjligen även åtgärdsprogram (A3), som en kanal för offentliggörande av beslut dock utan funktionen att precisera eller analysera. Det kan ifrågasättas om ett allmänt system för att redovisa eller koppla styrmedel till olika beslut ska ingå i ett annat, artsiktigt styrsystem som riksbeståndena utgör. I den fysiska planeringen finns numera olika förutsättningar för olika bestånden. Det kan ändra processen funktion från dialog till statlig information och kontroll. PBL-kommittén har flera förslag som renodlar planernas roll att hantera alla giltiga allmänna bestånden, t.ex. stryks normer i redovisningskravet i översiktsplan.

## A 5. Ramdirektiv för vatten

**Översikt** Ramdirektiv för vatten **syftar** till att trygga långsiktig vattenförsörjning. Både vattnets kvalitet (ekologisk och kemisk status) och kvantitet skyddas. Det ska finnas mål och gränsvärden (normer) för vattnet samt åtgärdsprogram för att nå dit. Detta regleras dels genom miljöbalkens generella regler om normer och åtgärdsprogram (jämför A2 och A3), dels av förordning som ändrar eller preciserar miljöbalkens krav.

Dessa vattenfrågor **administreras** utifrån avrinningsområden, genom fem statliga vattenmyndigheter som organisatoriskt hör till länsstyrelserna.

Beslut av vattenmyndigheterna om mål, åtgärdsprogram m.m. utgör delvis en form av **vattenplanering**, med naturvetenskaplig prägel och fokus på vattnet. Vattenplanering är emellertid även en integrerad del av kommunernas fysiska planering för mark och vatten enligt PBL, men i denna form med mera samhällsvetenskaplig prägel. Åtgärdsprogram för vatten ska tas fram i en process med myndigheter och allmänheten som uppvisar stora likheter med den för fysisk planering.

Vattenmyndigheternas arbete med kartläggning och mål pågår. Åtgärdsprogram ska finnas för alla avrinningsområden och vara klara 2009. Åtgärdsprogrammets konsekvenser från allmän och enskild synpunkt ska analyseras, ekonomiska såväl som miljökonse-

kvenser, och i möjligaste mån kvantifieras. De omfattas förmodligen av krav på MKB (se A8). Förarbetena (2003) angav att regeringen skulle ge riktlinjer för hur konsekvensanalysen ska göras, men sådana finns ännu inte.

**Formell funktion** **Mål** för vatten har oklar status, men kan antas ha samma funktion av stöd för bedömningar som miljökvalitetsmål har (se A1).

Miljökvalitetsnormer för vatten kan – likt mål – peka på lämplig utveckling eller – som **gränsvärden** – utgöra hinder för beslut (se A2).

Åtgärdsprogram för vattendistrikt är liksom kommunala översiktsplaner **kunskapsunderlag** som ska ge underlag för olika beslutsfattares analyser av lämplig markanvändning och annan prövning enligt miljöbalken.

Åtgärdsprogram för vatten är avsedda att ha samma styrverkan för myndigheter och kommuner (dvs. även fullmäktige) som övriga formella åtgärdsprogram enligt miljöbalken (se A3).

**Exempel** Det finns ännu inte färdigt material som visar hur mål, normer eller ÅP för vattenområden kan se ut.

**Frågor** Maktfördelningen mellan den statliga vattenmyndigheten, centrala verk och kommunen när det gäller planering för användningen av mark- och vattenområden ligger öppen. Frågan om styrning genom mål, normer och åtgärdsprogram ställs här på sin spets. PBL-kommittén pekar på sektoriseringens risker då en fråga får genomslag på bekostnad av helhetsbedömningar och sammanvägda ställningstaganden. Styrningen kan även bli oklar vid dubbling eller överlappande ansvarsområden. Länsstyrelsens ansvar att ge kommunerna ett samlat besked om statliga intressen, med prioritering vid konkurrens, i förhållande till vattenmyndighetens mandat att formulera bindande normer och göra egen vattenplanering, är ett exempel. Boverket har i olika sammanhang framfört denna fråga.

## A 6. Natura 2000

**Översikt** Ett nätverk av skyddade områden i Europa ska ge långsiktigt, ekologiskt hållbara förutsättningar för hotade eller unika arter och naturtyper. **Utpekandet** av områden bygger på ett urval av länsstyrelsen. Urvalsprocessen genomfördes under tidspress och med få samråd med berörda. Det ställdes inte krav på konsekvensanalys inför regeringens beslut om vilka områden som ska gå vidare i beslutsprocessen. I Sverige finns ca 4000 områden om 6 miljoner hektar. Drygt hälften av områdena omfattas av annat skydd, t.ex. reservat.

**Skyddet** bygger på dels ett statligt aktivt ansvar för områdenas kvalitétéer, dels hinder mot försämring genom styrning av människans aktiviteter i och runt områdena. Aktiviteter långt från det skyddade området kan styras; det är påverkan som avgör. Det är strikt förbud mot skadande aktiviteter. Avvägning mellan skada och nytta är normalt inte tillåten. Vissa mycket viktiga samhällsintressen kan dock tillåtas skada Natura 2000, men endast under förutsättning att inga alternativ finns.

**Beslut** i frågor om skada avgörs på regeringsnivå och EU-kommissionen måste höras om prioriterade arter berörs. En slags sällning av fallen, för att se om områdena berörs nega-

tivt, görs av länsstyrelse eller av miljödomstol i samband med annan prövning.

**Formell funktion** **Klartecken** i förhållande till Natura 2000 behövs oavsett om andra tillstånd redan finns (dubbelprövning). Klartecken är en nödvändig förutsättning för att alls kunna ta beslut om planläggning enligt plan- och bygglagen, väglagen och banlagen, liksom för tillstånd (eller motsvarande) enligt samtliga lagar knutna till miljöbalken.

Natura 2000 klassificeras som **riksintresse** (se A4). Natura 2000 skiljer sig emellertid från övriga riksintressen genom att dess värden och avgränsning inte får ingå i dialogen; de ligger fast. Olikheter finns även när det gäller kunskapsunderlag. För övriga riksintressen ska länsstyrelsen tillhandahålla underlag anpassade till planering. För Natura 2000 är länsstyrelsens primära uppgift att ta fram bevarandeplaner, som inte är avsedda att visa hur värdena kan beaktas i planeringen utan fokuserar ekologiska förhållanden. Vidare ska den MKB som krävs för beslut om Natura 2000 ska inte ta upp intressekonflikter, t.ex. konsekvenser för kultur, utan enbart inverkan på de skyddade ekologiska värdena. Även skadenivåerna skiljer sig åt, och Natura 2000 får anses ligga närmare Nationalstadspark (Haga-Brunnsviken) än andra slags riksintressen, dvs. det är en mycket sträng skadegräns.

**Exempel på regler** De svenska reglerna avviker markant från direktiven i flera avseenden, vilket kan antas påverka förutsättningarna för beslutandet såväl som förutsättningarna för korrekt implementering.

Det övergripande kriteriet för bedömningarna av aktiviteter, att områdets helhet inte kommer att ta skada, finns inte i svenska regler. Det betecknas *integrity* på engelska. Det förhållandet, att kriteriet saknas i den svenska versionen av direktivet, har uppmärksamats av översättaren av kommissionens handledning. Betydelsen av att kriteriet saknas tas inte upp i svenska myndigheters råd.

Vidare blev kriteriet *försämra livsmiljö* istället *skada livsmiljö*. Kriteriet *betydande störning av art mot bakgrund av målen* blev istället *störning som på ett betydande sätt försvarar bevarandet av en art*. Inte heller dessa olikheter behandlas i svensk handledning. Svensk vägledning liksom svenska regler fokuserar begreppet gynnsam bevarandestatus och naturvetenskapliga förhållandena och behandlar inte skillnaderna i övriga kriterier närmare.

**Frågor** Tillräckligt brett (kompetensmässigt) deltagande vid förhandling om direktiv, vid granskning av förslag till översättning av direktiv, vid formuleringen av råd och annan handledning liksom vid utpekandet av områden, bör gynna en korrekt och effektiv tillämpning av detta liksom andra direktiv. Med tanke på att flertalet regler kommer att påverka fysisk planering, får sådan kompetens antas vara värdefull i flertalet av dessa fall. Erfarenheterna pekar dock på att deltagandet är för snävt och att naturvetenskaplig och teknisk kompetens dominerar.

Vid tillämpningen är länsstyrelsens deltagande i planeringsprocessen en fråga. Om länsstyrelsen inte deltar med naturexpertis redan i plansamråd är det risk för att Natura 2000 blir en absolut stoppregel i sent skede och möjligheten att utveckla alternativ kan gå om intet. PBL-kommittén understryker betydelsen av att länsstyrelsens – i och för sig oönskade – roll att företräda och samordna statens intressen renodlas och synliggörs.

PBL-kommittén lyfter fram problemet med motstridiga besked från PBL och miljöbalken liksom att det inte lämnas besked till följd av att prövning kommer att ske enligt andra regelverk. Kommittén föreslår flera möjligheter till samordning och förenkling (se A8). Problemet kan ses som ett uttryck för oklara ansvarsförhållanden, när det gäller vem som ska avgöra användningen av mark och vatten.

## A 7. Avfall

**Översikt** Principerna som präglar avfallshanteringen ska innebära att så lite som möjligt deponeras och så mycket som möjligt används som resurs på olika sätt. Det är vanligt med kommunalt ansvar för avfallshanteringen för hushållsavfall, ibland genom kommunägda bolag, men inte för verksamhetsavfall. Miljötillsynen över verksamheten är kommunal eller statlig, beroende på dess omfattning.

Deponier och övriga avfallsanläggningar för behandling m.m. som inte uppfyller strikta krav på säkerhet mot spridning av föroreningar, ska avslutas senast 2008. Avsikten är att ett mindre antal anläggningar, som uppfyller kraven, regionvis ska klara landets behov.

Omhändertagande av avfall bygger på klassificering av avfall och av deponier – ju farligare desto striktare krav på hantering och prövningar. Mätbara kriterier ska ange vilket avfall som får tas emot vid respektive deponi för farligt avfall, icke-farligt avfall eller inert avfall (som inte bryts ned). Mottagningskriterierna är under utveckling. I miljöbalken finns vissa definitioner men huvuddelen av regelverket består av detaljerade förordningar och myndighetsföreskrifter. Direktiv från EU dominerar innehållet.

**Formell funktion** Avfallsströmmarna styrs huvudsakligen av två instrument: **ansvarsfördelning** av hanteringen, med producentansvar och kommunalt omhändertagande som två grundprinciper, samt **klassificering**, som generella definitioner och kriterier eller specifika analyser av det aktuella fallet. Det innebär att lydelsen av begrepp och tolkningen av dem i tillämpningen av reglerna är av stor betydelse för genomförandet.

För avfallsanläggningar – med behandling och deponering – **regleras** verksamheten bl.a. genom klassificering av anläggning, verksamheter, avfall samt mängder. Avfallet kan klassificeras från några övergripande slag ned till detaljerad sexsiffernivå.

**Exempel begrepp mm** Styrmodeller som bygger på definitioner och klassificering ställer särskilda krav på tydlighet och stabilitet i den delen. Begrepp som används i reglerna för att precisera avfall (art, typ, slag, kategori, kod, fraktion, klass) är till liten del definierade och är delvis överlappande, delvis motstridiga. Innebörden av övergripande begrepp som t.ex. insamling, återvinning och behandling, preciseras löpande och blir delvis överlappande, delvis under- eller överordnade. Regelsystemen har justerats ofta. Förordningen om miljöfarlig verksamhet har t.ex. ändrats nästan 30 gånger på sex år, hälften gäller klassificering av verksamheter. Exempel på begrepps användning i olika bestämmelser: Avfallets art används angående ansökans innehåll och förutsättningarna för deponering: ”ansökan skall innehålla uppgift om”, ”ändra avfallets art eller sammansättning”. Avfallstyp används vid beskrivningen av vad en dom ska innehålla, i inledningen till listor över klassificeringslistorna på 6-siffernivå (EWC koder), och i regler om provning (avfallstyper som ej praktiskt...). Avfallsslag används dels som övergripande begrepp för regler om hantering av specifika sorters avfall som batterier, brännbart, elektrisk, förpackning, kvicksilver, returpapper, skrotbilar m.m., men även i regler om transport och då i vissa fall definierat som sexsiffernivån, dvs motsvarande en av använd-

ningsområdena för ordet typ.

Avfallskategori används i miljöbalken men definieras i avfallsförordningen, med hänvisning till bilaga som preciserar grupper av avfall där t.ex. tiden gått ut, restprodukter etc. I detta sammanhang används även ordet typ, vid beskrivningen av vilka avfall som hör till varje kategori.

Avfallskod används vid karakterisering av avfall.

Avfallsfraktion används vid transport av icke farligt avfall, bl.a. ”material”.

Översättningen av direktivens begrepp, där samma begrepp på engelskan ibland översätts olika i olika artiklar, och dess sedan varierade bruk i olika svenska regelverk, synes dels inte stämma med andra länders och dels synes begreppen delvis ha getts funktioner som inte stämmer med EU-systemets syften och funktion, utan att förarbetena anger att så varit avsikten. Användningen av t.ex. begreppet ”typ” i flera olika sammanhang, utan att begreppet nödvändigtvis avser samma sak, kan exempelvis vara ett skäl att tillståndsbeslut allt oftare regleras med avfallsklassificeringar på sexsiffernivå istället för med övergripande sorters avfall. Det innebär att ett beslut om avfallshantering kan få många sidor med listor över vilket avfall som preciserar vad som får behandlas, deponeras etc. Eftersom avvikelser från tillstånd i princip bygger på särskilda beslut, ger detaljregleringen en stark låsning.

Utvecklingen av systemet med mottagningskriterier, där det inte finns möjlighet till prövning i det enskilda fallet av undantag, jämte formuleringen av mottagningskriterierna för t.ex. salthaltigt avfall synes innebära att det i nuläget saknas möjlighet att inom Sverige ta emot visst avfall från förbränningsanläggningar och från återvinningen av aluminium. Utredning av SGI (efter det att regelsystemet skapats) pekar på att nästan alla basindustrier får problem. Avfallet måste därvid exporteras, men det är oklart vart. Tidigare har saltgruvor i Tyskland framställs som alternativ, men det är oklart om det blir möjligt. I övrigt synes det saknas alternativ inom EU.

Erfarenheter i övrigt av styrsystemet gäller t.ex. länsstyrelsens krav på kunskapsunderlag (s.k. plan) inför beslut om anpassning eller avslutning av befintliga anläggningar, med anledning av de skärpta kraven 2009. Åtgärder för sluttäckning m.m. kan bli aktuell om ett stort antal år – kanske 20 år – och det handlar i stora delar om en mycket översiktlig plan, men det ställs ändå mycket detaljerade krav på redovisningen. Det har lång tid efter slutdatum för planerna inte fattats något beslut och länsstyrelsen synes vara oklar över sin uppgift i styrsystemet. Centralt vägledningsmaterial, som sätter planerna i sitt sammanhang, fanns inte.

Verksamhetsutövarens ansvar ska balanseras av samhällets kontroll, men fördelningen mellan dessa, dvs. styrningen av olika aktörer, synes delvis vara oklar. Inom exemplet avfallshantering finns t.ex. en trend när det gäller prövningen av tillstånd att beslutande myndigheter inte längre begränsar sin prövning och reglering till kontroll av funktionen, utan i ökande grad kontrollerar och styr detaljer i konstruktionslösningar. Det minskar möjligheterna att vid varje tid välja den lämpligaste, ofta nyare, lösningen och det styr indirekt upphandling och konkurrens. Detaljkontrollerna innebär en ökande belastning på beslutsorganisationen, som kan anses vara motiverad i fall där verksamhetsutövare misstros men inte i alla fall. Det innebär inte heller en garant mot fel. Det finns exempel där underlagen varit rätt men beslutandens kontroll av beräkningar varit fel, vilket har lett till fel beslut eller mindre bra beslut. En annan risk med fokus på huvudsakligen detaljer är att väsentliga funktioner och system inte ges tillräckligt utrymme, vilket synes vara tvärt emot miljöbalkens syn på styrning, med samlad bedömning.

Ett annat problem i tillämpningen med detaljregleringen är att krav i besluten utgör hänvisning till statliga råd m.m. som ännu inte finns. Ett exempel är en norm för karaktärisering av lakvatten, som varit under arbete i flera år men ännu inte kommit.

Frågor Utvecklingen av samhällets avfallshantering pekar på behov av flexibilitet. Med detaljerad klassificering pekar trenden i tillståndsbeslut för avfallshantering på motsvarande detaljerad styrning av denna. Detta motsatsförhållande gör det svårare att svara upp mot samhällets behov, t.ex. av behandling av förorenade massor. En fråga är således avvägningen mellan generell styrning genom bestämmelser och löpande styrning av verksamheten genom samråd med tillsynsmyndigheten inom ramen för ett flexibelt tillstånd.

Svenska regler härrör huvudsakligen från direktiv, vilket gör översättning såväl som anpassning till svenska förhållanden särskilt viktig. Deltagande med flera, av tillämpningen berörda, kompetenser i flera av leden, från utveckling av direktiv till formulering av svenska detaljregler, kunde bidra till en mera funktionell och förutsebar tillämpning. Rutiner för test av föreslagna system på verkliga exempel och nationella förhållanden kunde vara en metod för att undvika eller minska konflikter mellan motstående miljöintressen, som nu är fallet med t.ex. aluminiumåtervinningen.

## A 8. Miljökonsekvensanalyser

Översikt Konsekvensanalys är en allmän metod för identifiering och hantering av konflikter, där utvecklingen av alternativ ska göra samlade bättre lösningar möjliga. Utvärderingen av konsekvenser för olika intressen ska ge beslutsfattare insikt om följderna av olika ställningstaganden.

Det formella beslutsredskapet kallas vanligen MKB (miljökonsekvensbeskrivning), men det finns andra beteckningar. MKB utgörs av en **procedur** för samråd om alternativ och om konsekvenser för människor, miljö och hushållning samt **dokumentation** som ska möjliggöra beslutsfattarens samlade bedömning av förslagets inverkan i dessa avseenden.

MKB används i många länder men med olika inriktning. I några länder utgör MKB själva ställningstagandet till verksamheten, i andra som Sverige är det bara ett underlag för beslut. Det övergripande syftet är i allmänhet ökad miljöhänsyn, men det finns även syften som ökad demokrati med genomsiktighet och breddat deltagande i beslutsprocesser, samordning och effektivitet. Vilka syften MKB kommit att ges beror delvis på hur beslutsprocesserna i övrigt har varit och vilket behov av komplettering eller förändring som prioriterats.

MKB används för olika typer av beslut, som brukar karakteriseras med orden policy, program, planer och projekt. I Sverige finns inte MKB för policybeslut. Funktionen hos och reglerna för MKB präglas av vilken beslutstyp som är i fråga. En speciell typ av MKB görs för inverkan på Natura 2000, med ekologisk fokus och där konsekvenser för kulturmiljö, hälsa etc. inte redovisas.

Karakteristiskt för Sverige är sektoriseringen av MKB, som innebär att syften, kraven på procedur och innehåll växlar i de drygt 50 berörda regelverken. Miljöbalken ger en

delvis gemensam grund, men det finns skillnader i både procedur och innehåll även inom miljöbalkssystemet. Exempelvis för väg och järnväg är annorlunda samrådskrets och alternativkrav.

Speciellt för Sverige är att MKB ska tas fram oavsett miljöpåverkans storlek, medan MKB internationellt avser endast aktiviteter med betydande miljöpåverkan. För MKB vid mindre påverkan är proceduren enklare och innehållet mindre strikt reglerat. Det finns inte statistik över antalet MKB, men det är antagligt att det rör sig om flera tusental.

Överlappande regelsystem innebär att fysisk planering berörs av flera olika slag av MKB: konsekvensanalys (ÖP), miljöbedömning (ÖP, DP, infrastrukturplanering), projekt-MKB (DP, infrastrukturplanläggning), Natura 2000 (ÖP, DP, infrastruktur).

Myndigheter ska samordna men har olika roller i olika typer av MKB. För projekt-MKB spelar länsstyrelsen en nyckelroll, som ansvarig för avgörandet om det ska vara stor eller liten MKB (beslut om betydande miljöpåverkan), som granskande remissinstans och, när det gäller infrastruktur, som slutlig kontrollant av kvalitén i beslutsunderlaget (godkännande av MKB). Vid MKB för planer och program har länsstyrelsen ingen speciell roll, utan deltar i proceduren som andra berörda aktörer. Det är istället den beslutande myndigheten eller kommunen som avgör frågor om påverkan och godtar beslutsunderlagets kvalitet.

**Formell funktion** Proceduren för MKB ger en formell ram för **kunskapsutveckling** och **samråd**. Proceduren kan samordnas med en befintliga planerings- och beslutsprocesser. Om sådana saknas, innebär MKB att en **formaliserad procedur** skapas. Proceduren kan omfatta stegen behovsbedömning, avgränsning, granskning (förslag och slutversion), beslutande och uppföljning. Förändringar i reglerna för effektivisering av projekt-MKB 2005 innebär att samråden för behovsbedömning, avgränsning och granskning av förslag slås ihop.

Dokumentationen MKB en enbart **beslutsunderlag** och har ingen bindande verkan på beslutet. Indirekt kan dock underlaget styra, på så sätt att redovisningen av konsekvenser och av alternativa lösningar kan göra ett visst beslut ”omöjligt”.

**Exempel på regler** Samrådskravet för huvuddelen av prövningspliktiga verksamheter i miljöbalken och de tioalet anknutna lagarna lyder (utdrag):

Den som avser att bedriva en verksamhet eller vidta en åtgärd som kräver tillstånd eller beslut om tillåtlighet enligt denna balk eller --- skall samråda med länsstyrelsen, tillsynsmyndigheten och de enskilda som kan antas bli särskilt berörda. Om en verksamhet eller åtgärd --- skall antas medföra en betydande miljöpåverkan, skall samråd ske även med övriga statliga myndigheter, de kommuner, den allmänhet och de organisationer som kan antas bli berörda. Samrådet skall genomföras i god tid och i behövlig omfattning innan en ansökan om tillstånd görs och den miljökonsekvensbeskrivning --- upprättas. Samrådet skall avse verksamhetens eller åtgärdens lokalisering, omfattning, utformning och miljöpåverkan samt miljökonsekvensbeskrivningens innehåll och utformning. Före samrådet skall den som avser att bedriva verksamheten eller vidta åtgärden lämna uppgifter om den planerade verksamhetens eller åtgärdens lokalisering, omfattning och utformning samt dess förutsedda miljöpåverkan. Uppgifterna skall lämnas till länsstyrelsen, tillsynsmyndigheten och de enskilda som särskilt berörs.

**Frågor** Mängden **små MKB** innebär en belastning på administrationen som gör det svårt för länsstyrelsen att fylla rollen av stödjande och samordnande aktör (i samråden) och granskare. Andra aktörer, kommuner, myndigheter och enskilda, har likaså svårigheter

att identifiera prioriterade fall och delta tillräckligt tidigt och omfattande. Det riskerar redskapets både funktion och effektivitet.

Förenklingarna 2005 till ett samlat samråd innebär inte en förenkling för små ärenden, eftersom kravet på samråd kvarstår och samrådskretsen utökas. För fall med betydande påverkan innebär det en risk för kvalitetsförsämring att flera funktioner ska rymmas i samma samråd (avgränsning av utredningen och granskning av förslag). Aktörerna får därmed inte avsedd möjlighet att påverka såväl förutsättningarna för utredningen som det preliminära utfallet av den. Att använda de stegvisa, och för MKB väl passande, **samråden i fysisk planering** för diskussion även om aktuella projekt kan förenkla. Aktörerna kan få tydligare och bredare sammanhang för analys och dialog. PBL-kommittén föreslår förenkling och samordning när det gäller detaljplan och tillstånd för miljöfarlig verksamhet. Sådana principer borde kunna nyttjas även för andra prövningar enligt miljöbalken, t.ex. vattenverksamhet, liksom för andra lagar. Kommittén framför att samordning med infrastruktur behöver ses över närmare, men bedömer att där finns en potential. PBL-kommittén föreslår vidare en förenkling av planprocesserna, men pekar samtidigt på att syftet är att ge stöd för en stegvis samrådsprocess, där kommunen i lämpligast skede kan väcka frågor om strategier och mål, planeringsförutsättningar, analyser och förslag. Det kan ytterligare förstärka användbarheten av MKB i planeringen. Det finns således många möjligheter att effektivisera genom att använda planprocessen som ledprocess i beslutsfattandet. Oaktat att kommunen redan har ett ansvar för markanvändningen, innebär det en betydande maktöverföring från sektorer och specialistorgan till kommun. Överväganden om ansvarsfördelning, t.ex. mellan experter och politiker, och kompetens står då i fokus.

I förarbetena har diskuterats om **MKB ska begränsas**. Regeringen ifrågasatte att konsekvenserna för miljön med anledning av tillståndspliktig åtgärd redovisas endast för vissa projekt. Alternativet vore, skriver förarbetena, att införa en ny term för underlaget för verksamheter utan betydande miljöpåverkan, vilket dock skulle leda tanken fel. Vår bedömning är att denna slutsats synes bygga på att det endast genom redskapet MKB kan visas hänsyn i myndighetsprövningar. Det finns emellertid många sätt att beakta omgivningen i planerings- och prövningsprocesser, och frågan är för vilka av dem som just MKB är effektivast. Ett alternativ är t.ex. att lämplighetsbedömningar i kommunens planering visar vilka fall som har så pass omfattande konflikter eller konsekvenser att en MKB är befogad. Denna möjlighet synes ha förstärkts genom de krav på miljöbedömning i planeringen som gäller sedan 2004. Vår slutsats är att det i fall utan betydande miljöpåverkan istället för MKB går att använda andra, befintliga redskap som hänsynsreglerna med sitt inbyggda alternativkrav, fysisk planering, egenkontrollansvar, miljöledning etc., kan frigöra resurser hos aktörerna utan att det kan antas ge risk för beaktansvärd miljöförsämring. Aktörerna får då större möjlighet att aktivt verka i de betydande fallen. Befintliga redskap har, utan större regeländringar, en betydande potential som emellertid inte används. Som PBL-kommittén framfört används t.ex. inte planinstrumenten i PBL fullt ut och erfarenheterna pekar på att programskedet i detaljplanläggning lagstridigt hoppas över. Detta är ett skede som är särskilt lämpat för att samordna arbetet med MKB och att identifiera möjligheter att verka för hållbar utveckling.

Effektiviteten och funktionen hos redskapet MKB riskeras genom det **sektoriserade** införandet, som innebär att momenten i MKB underordnas befintliga beslutsprocesser. Det anges uttryckligen i förarbetena att detta är en medveten **minimalistisk** grund-

princip. Orsaken kan vara en obenägenhet att ändra i maktförhållandena. Möjligheterna att nå de politiska avsikterna med MKB, lika väl som med andra redskap i området miljö och planering, behöver i så fall analyseras i förhållande till maktfördelningen, så att det blir möjligt att avgöra var det finns hinder. Politikerna får först då möjlighet att ta ställning till vad som ska prioriteras.

Den långt drivna sektoriseringsen i beslutsfattandet om markanvändning har lett till utbredd dubbelprövning och omfattande överlappningar av MKB-krav, liksom andra krav. Möjligheten att för en föreslagen förändring ha **enbart en prövningsprocess** bör utnyttjas. PBL-kommittén har t.ex. föreslagit att lovprocessen ska användas för att pröva även miljöfarlig verksamhet, vilket även innebär att beslutet avgör frågor om inverkan på naturmiljön. Samråd ska ske med miljönämnden (motsvarande). Förslaget innebär en maktförskjutning inom kommunen men även i förhållande till staten, då länsstyrelsen ansvarar för samråd om naturmiljön. PBL-kommitténs förslag att PBL-besluten inte får strida mot vissa beslut enligt miljöbalken visar på möjligheter att motverka att en sådan maktförändring leder till att intressen marginaliseras.

## A 9. Regeringens tillåtlighetsprövning

**Översikt** Regeringen prövar omfattande eller ingripande anläggningar eller verksamheter, för att avgöra om dessa trots sina negativa verkningar **ändå ska tillåtas**. Tillåtlighetsprövningen tillkom 1972 som ett led i genomförandet av den fysiska riksplaneringen (se A4) för att få nationellt politiskt ansvarstagande och tidigt besked vid stora målkonflikter; i angelägna hushållningsfrågor. Tillåtligheten bygger på en avvägning mellan **samtliga relevanta politikområden**, som verksamhetens betydelse för regional utveckling, miljöpåverkan och sysselsättning.

Efter tio års tillämpning konstaterades att omfattande arbete med program och planer i kommuner och inom staten minskat behovet av regeringens prövning, eftersom dessa kunskapsunderlag gav mera tillförlitlig grund för att göra lokaliseringsöverbäganden direkt inom speciallagstiftningen. Regeringsprövningen bibehölls dock i Naturreurslagen, med motiven att det trots allt avsåg kontroversiella etableringar som kunde påverka utvecklingen i en större region samt ha betydande samhällsliga följdinvesteringar, vilket naturligen skulle ha regeringens inflytande och ansvar. Vidare framfördes effektivitetsvinster som motiv, eftersom speciallagstiftningarnas samlade prövningar drog ut på tiden (jämför figur i bilaga B "RUFs").

**Kommunalt veto** gav lokal förankring av besluten.

Miljöbalken skärpte den delen av funktionen hos regeringens beslut som utgörs av **juridisk hindersprövning** av miljöfrågor. Miljöbalken ökade de typer av företeelser som skulle prövas (ca 20) om inte det fanns skäl avstå och den formella hanteringen reglerades närmare. Regeringens prövning kom efter en planeringsprocess med MKB (se A8) och ibland även efter en prövningsprocess hos tillståndsmyndighet. Grunderna för tillåtlighet preciserades för miljöfrågor men inte för övriga politikområden.

Ändringar i miljöbalken 2005 **reducerade prövningskategorierna** till viss kärnteknisk verksamhet och viss infrastruktur. Regeringen kan dock som tidigare förbehålla sig rätten att avgöra tillåtligheten i visst fall, om det är fråga om verksamhet av betydande omfattning eller ingripande slag. På kommunfullmäktiges begäran måste (i

princip) regeringen tillåtlighetspröva verksamhet som tidigare fanns på "listan".

Motivet till reduktionen angavs vara att det ofta visat sig att det inte alltid var motiverat att regeringen ska tillåtlighetspröva övriga verksamheter. Det är dels ovanligt med nyetableringar. Förhållandevis många av regeringens beslut om tillåtlighetsprövning avsåg enbart frågan om regeringen bör avstå från den obligatoriska prövningen. Vidare framfördes att det numera finns en preciserad och omfattande miljöprövning. Genom att ett prövningsmoment försvinner – regeringens tillåtlighetsprövning – förväntas den sammanlagda handläggningstiden bli kortare. En annan stor fördel uppgavs vara den effektivisering som ligger i att regeringen inte längre ägnar resurser åt ärenden som mynnar ut i slutsatsen att regeringen bör avstå från tillåtlighetsprövningen. Det framfördes även att ramarna för regeringens tillåtlighetsprövning var snävare än när den infördes, men att det fortfarande finns ett inte obetydligt utrymme för politiska överväganden.

Formell funktion Tillåtlighetsfrågan ska i **ett sammanhang** avgöras för flera regelverk, där användningen av mark- och vattenområden för olika ändamål är central. Regeringens beslut är en **etableringsprövning** som avgör vilken markanvändning som ska prioriteras – medges – vid konflikter mellan olika intressen. Beslutet  **binder** inom miljöbalkssystemet, vars preciserande tillstånd kompletterar.

Kommunens **vetorätt** finns kvar men reducerades vid ändringarna 2005.

Exempel på verksamheter Listan över verksamheter som tidigare skulle prövas av regeringen, om inte en bedömning av det aktuella fallet gav anledning till annan slutsats, var t.ex. stålverk, massafabriker och annan tung industri, förbränningsanläggningar, gruppstationer för vindkraft, anläggningar för behandling av mer än 10.000 ton farligt avfall årligen, större grundvattentäkter.

Kvar på listan finns nu vissa kärntekniska anläggningar, motorvägar mm med minst fyra körfält och en sträckning av minst tio kilometer, järnvägar för fjärrtrafik och nytt spår minst fem kilometer för befintliga järnvägar för fjärrtrafik, allmänna farleder och flygplatser med en banlängd av minst 2 100 meter.

Frågor Den juridiska hindersanalysen ökar kraven på **detalj kunskap** i allt tidigare planeringsskede. Det ökade antalet ärenden och komplexiteten i ärendena ger en belastning på beslutsorganisationen inom regeringen och utom. Centrala aktörer **deltar inte** i tidiga skeden av planeringsprocessen, utan kommer med allvarliga invändningar först efter flera års planering, t.ex. i samband med regeringens remiss. Det ger problem med oförutsägbar tidsutdräkt och samlat metodmässigt dålig planering för företag, statliga verk, kommuner och enskilda.

## **BILAGA B – TILLÄMPNINGSEXEMPEL**

Här sammanfattas exempel på tillämpning av regelverken. Liksom i bilaga A innebär denna synnerligen korta beskrivning att många frågor lämnas utanför och en nyanserad bild är omöjlig. Det förtar dock inte exemplet dess funktion av illustration till problem som den inledande analysen och bilaga A tagit upp.

- B1. Natura 2000 och bostäder vid havet
- B2. Natura 2000 och bibehållen salthalt i sjöar
- B3. Naturskydd och utökad torvtäkt
- B4. Citytunneln i Malmö
- B5. Scanraff i Lysekil
- B6. Cityspåren i Stockholm
- B7. Utfyllnad för riksintressant infrastruktur
- B8. MKB-systemets sektorisering
- B9. Prövning av stora samhällsutbyggnader
- B10. Regional planering RUFSS
- B11. 3G: Ett system med inbördes konkurrens som dessutom läcker
- B12. Planläggningsexempel

## B1. Natura 2000 och bostäder vid havet

**Bakgrund** Detaljplan avser friliggande villor innerst i en lång havsvik. Strandskydd berörs inte men i passagen ut ur viken finns ett fågelskyddsområde med Natura 2000 status. Fredningen innebär restriktioner mot landstigning på vissa öar. Det finns inte förbud mot passage med båt mellan öarna och inte hastighetsbegränsning för båt. Det är inte tillåtet att ligga still för t.ex. fiske närmare än 50 meter från land.

Detaljplanen kan antas medföra följdexploatering, som ytterligare bryggor eller utbyggnad av den befintliga marinan, med följden ökat båtliv i skärgården.

**Frågor** I planarbetet måste, enligt reglerna för Natura 2000, styrkas antingen att bebyggelsen varken direkt eller indirekt kan ge störningar som skadar betingelserna inom Natura 2000 området eller att åtgärder vidtas som kontrollerar störningen så att den inte ger olovlig skada. Sådana åtgärder skulle kunna vara förbud mot motorbåt, eventuellt av viss storlek eller motorstyrka i vissa områden, eller utökade restriktioner på trafik i omgivningen.

Ett problem att formulera skyddsåtgärder är emellertid att fågelskyddsområdet inte omfattar hela det område som är relevant för arterna som häckar inom området (furageringsområdet). Även åtgärder med störningar långt utanför skyddsområdet skulle kunna påverka arterna negativt, och därmed strida mot skyddssyftet och vara otillåtna. Det är bl.a. därför svårt att klargöra om och i vilken utsträckning just detaljplanen bidrar till ett hot mot långsiktigt bevarande av arterna eller just de föreslagna skyddsåtgärderna kan antas verkningsfulla.

Ett annat problem är att kommunen, som annars är beslutsfattare i planläggningen, inte råder över de skadeförebyggande åtgärderna. Planen kan inte beslutas förrän det är klarlagt att otillåten skada inte kan uppstå. Planläggningen behöver därför skjutas framåt på obestämmd tid, tills besluten om åtgärderna tagits av annan aktör eller skaderisken på annat sätt undanröjts. Det kan i sig vara positivt, eftersom det bidrar till samverkan mellan olika aktörer. Det pekar dock på behovet av en arena för denna samverkan, med ett mera övergripande perspektiv för att se de samlade mest effektiva lösningarna. Frågan är om ett sådant redskap finns. Den kommunala översiktsplaneringen kan tänkas vara ett instrument. En utveckling av denna planform, eller styrmedel liknande åtgärdsprogram är tänkbar.

## B2. Natura 2000 och bibehållen salthalt i sjöar

**Bakgrund** Sjöns skydd som Natura 2000 beror bl.a. på ishavrelikter som lever i vattnet. Tillförseln av salter måste därför uppmärksammas, i pågående verksamheter såväl som vid prövningen av nya aktiviteter i trakten.

I samband med tillståndsprövning av en verksamhet krävdes utredning om bi-dragsandelen salt. Salt kommer till viss del från verksamheter som förbränningsanläggningar och deponier, men i beaktansvärd utsträckning även från vinterväghållning och hushållens saltanvändning. Utredningen visade emellertid att västanvinden förde med sig salt från havet och gav betydande tillskott och präglade med sina stora (naturliga) variationer.

Frågor Skadebedömning för Natura 2000 ska grundas på en försiktighetsprincip som innebär att om det saknas bevis antas det bli otillåten skada. Det är en sträng skadeprincip och bevisningen blir komplicerad eftersom det ofta är många samverkande naturliga och samhällsliga processer. Det behövs någon form av kontext, sammanhang, som visar vad värdena beror av och samspelet dem emellan. Frågan är vilket beslutssammanhang som ska identifiera och prioritera mellan bidragande orsaker. Det inger betänkligheter om valet mellan att boende ska minska på saltet, att Vägverket ska anlägga värmeslingor i de branta backarna runt staden eller miljöstörande verksamheter ska flyttas utanför avrinningsområdet, ska göras i beslutet om det projekt som råkar komma först till en myndighet för prövning.

Det är ett stort antal Natura 2000 i samhällets närhet, och därigenom stort behov av en form för att samlat göra dessa bedömningar, av vad som utgör beaktansvärda hot och vilka aktörer som bör vara ansvariga för vad. Länsstyrelsens bedömningsunderlag (bevarandeplaner) kan inte antas bli det forum där prioriteringar görs. En fråga är om den kommunala översiktsplaneringen kan användas för uppgiften eller om det blir nödvändigt för regeringen att göra prioriteringar i något som liknar åtgärdsprogram.

### **B3. Naturskydd och utökad torvtäkt**

Bakgrund Länsstyrelsen medgav fortsatt/utökad torvtäkt på myren, vilket överklagades av markägare och kommun till miljödomstolen. Miljödomstolen överlämnade ärendet till regeringen för avgörande, eftersom det var fråga om avvägning mellan exploateringsintresse och naturskyddsintressen. Sådan avvägning ska göras av regeringen om det rör konflikter mellan allmänna intressen av synnerlig vikt.

Regeringen medgav inte täkt och framför att det tänkta brytningsområdet ligger utanför men nära (mellan en och fyra kilometer) ett skyddat område med högt värde och flera andra naturskyddade områden. Myren har inte bedömts så värdefull att den förts till något av skyddsområdena. Naturvårdsverket har framhållit att där dock finns biotoper som håller tillräckliga kvaliteter för att kunna hysa 10-14 arter som omfattas av Natura 2000 (fågeldirektivet). Skyddsvärdena bedöms av regeringen som stora på grund av stora lövskogar, dess betydelse för fågelfaunan och förekomsten av flera fågelarter som skyddas enligt Natura 2000. Pressmeddelande om beslutet anger: Bevarandet av de stora sammanhängande lövskogsarealerna inom myren är betydelsefullt i vår strävan att återfå den vitryggiga hackspetten i stabila bestånd.

Sökanden framförde i ärendet följande. Genom att utvinna torv på myren fullföljs riksdagens beslut att minska klimatpåverkan, att öka användningen av biobränslen och att minska användningen av kol och olja. Försörjningstryggheten ökar genom användningen av ett inhemskt bränsle. Täkten betraktas som riksintressant av ansvariga myndigheter. Myren har inte kommit ifråga för någon typ av myndighetsskydd, trots tidigare utredningar. Området är stört av skogsbruk och dikning. Naturvårdsverkets påstående att myren hyser största sammanhängande lövskogsområdet i denna del av landet, med en areal på minst 400 ha, är inte korrekt.

Länsstyrelsen har med stöd av databaser för vegetation funnit att 40 % av täktområdet saknar eller har begränsat inslag av löv och att täktområdet till mer än hälften utgörs av ungskog eller hygge. Av 400 ha lövskog kommer 70 % inte att beröras av torvtäkten. Biotoper av motsvarande slag som inom täktområdet rikligt i trakten. Torvtäktens konsekvenser till följd av biotopförlust ska, liksom övriga störningar, jämföras med ett troligt nollalternativ. När det gäller skogens utveckling är det högst sannolikt att en fortsatt utbredning av gransskog och ett rationellt skogsbruk blir framtiden för det fall täkt inte kommer till stånd. När det gäller vitryggig hackspett finns enligt Sveriges ornitologiska förening inte något stöd för att arten längre häckar i omgivningarna. Det finns inga uppgifter att vitryggig hackspett alls har observerats eller häckat på myren de senaste 20 åren. Naturvårdsverkets yttrande, att den vitryggiga hackspetten troligen häckar eller troligen har häckat där, är därmed inte underbyggt av det material som i övrigt framlagts i ärendet.

Sökandens slutsats var att med så låg ”tröskel” på värde och potential för populationer, skulle betydande delar av landet ligga under ett osynligt och okänt skydds krav, som på ett fullständigt oförutsebart sätt påverkar förutsättningarna för att använda mark och vatten.

**Frågor** Det handlar dels om möjligheten att bevisa att det inte kan bli indirekt skada. Naturvetenskapens förmåga att utveckla tillförlitliga förutsägelsemetoder blir på så sätt en funktion i rättssäkerheten; förutsebarheten av ett skyddsbesluts rättsföljder.

Det handlar även om trovärdigheten i statliga myndigheters agerande vid beslut om att skydda områden. Det aktuella området har inte bedömts ”platsa” i skyddsområdena. Exploatering tusen meter bort har dock bedömts så nära skyddsområdet, att det används som motiv för avslag. Exploateringen brukar med rätta kritiserats för sitt ”knaprande” på skyddade värden, men detta kan betraktas som samma förfarande om skyddade områden ges en oförutsebar och växande skyddszon. Detta kan också uppfattas som en metod för staten att skydda utan att betala för det, dvs. att staten godtar inte ändrad markanvändning men låter ändå inte området ingå i skyddsområde som kan grunda ersättning.

Exemplet illustrerar likaså riksintressenas minskade funktion i beslutsfattande; någon avvägning synes inte ha gjorts.

#### **B4. Citytunneln i Malmö**

**Bakgrund** Citytunneln förbereddes med en formell planeringsprocess på drygt fem år, grundad på ännu längre informell förberedande planering. Den genomsnittliga handläggningstiden i regeringskansliet för detta ärendeslag, ca två år, kunde inte hållas. Kommunalarbetet Ilmar Reepalu säger i en intervju 2003 att beredningen i miljödepartementet dragit ut på tiden bl.a. för att handläggare varit barnlediga eller sjukskrivna. Ytterligare skäl var kompletterande utredningar.

Den utdragna prövningsprocessen har lett till dyrbara fördröjningar utan uppenbar nytta av motsvarande grad för omgivning och projekt.

Frågor Sveriges enda beslutsinstans för särskilt omfattande och komplicerade projekt är alltför sårbar, med detta slag av brister i funktionen redan vid en så pass vanlig och förutsebar frånvaro av handläggare.

Den stegvisa kompletteringen, som även präglat prövningen av Botniabanan och andra stora projekt, illustrerar svårigheten att bedöma i tidigt skede vad som är beslutsrelevant och vad som kan anses vara tillräckligt beslutsunderlag, särskilt i en planeringsprocess för stora projekt som är under ständig utveckling.

En viktig fråga är om kraven på komplettering driver planeringen vidare så långt, att det inte längre blir möjligt att tala om tidiga besked. I så fall är vi tillbaka på ruta ett, före regeringsprövningen, då det inte var möjligt att få ett strategiskt ställningstagande.

## B5. Scanraff i Lysekil

Bakgrund Vid prövning av utökningen av oljeraffinaderiet Scanraff, som funnits i Lysekil ca 35 år, var fråga om Natura 2000 (Gullmarsfjorden) kunde påverkas.

Länsstyrelsen hade under MKB-proceduren godtagit företagets slutsats om påverkan på vattenmiljön, att det uppenbart var försumbart jämfört med övriga källor. Närmare beskrivning av inverkan på Natura 2000 gjordes inte i MKB.. Inte heller fanns alternativ lokalisering med i MKB.

Naturvårdsverket m.fl. framförde dock erinran, men inte i MKB-processen eller vid prövningen i första instans, utan först efter överklagande (av miljöorganisation) till Svea hovrätt, Miljööverdomstolen.

Resultatet blev att delar av MKB-processen fick tas om och prövningen starta om i första instans. Skälet var brister i MKB som beslutsunderlag, då alternativ lokalisering och konsekvenserna för havsmiljön inte redovisats.

Frågor Miljöorganisationer fungerar ofta som en bra ”varningsflagga”, men statens bevakning av riksintressen m.m. behöver självgående rutiner. Myndigheternas faktiska deltagande har stor betydelse för detta liksom prövningens innehåll och processernas längd. Tillräckligt tidigt deltagande är avgörande.

Naturvårdsverket kom i detta fall – liksom i många andra – in så sent i beslutsprocessen att det inte var möjligt att beakta brister genom justeringar, utan ”omstart” var nödvändig. Detta är en prioritering som görs i flera centrala verk, att delta i ett litet antal beslutsprocesser och inte förrän i sent skede. Frågan är om det ur samhällets synpunkt vore bättre med riktigt tidigt deltagande, reserverat för enstaka fall med betydande miljöpåverkan. Viktiga frågor kunde preciseras tidigt och beaktas mera kostnadseffektivt.

Länsstyrelsen har i flertalet sammanhang ansvar för att avge ett samlat statligt besked. I detta fall fick företaget intrycket att planeringen inte innebar hinder. Att särreglering av vissa allmänna intressen, som t.ex. Natura 2000, innebär att detta statens besked kan brytas igenom, påverkar allvarligt trovärdigheten i länsstyrel-

sens agerande. Det är ur det perspektivet ointressant att länsstyrelsens bevakning av MKB och av Natura 2000 i detta fall ledde fel. Det kan finnas många skäl, t.ex. genuint olika bedömningar, bristande deltagande internt i myndigheten, missbedömning av rättslaget vid prövning av befintlig verksamhet, betydelsen av företaget i region, och vi har inte undersökt det närmare.

## B6. Cityspåren i Stockholm

**Bakgrund** Planeringen pågår för Citybanan i Stockholm, som enligt regeringsuppdraget december 2000 ska hantera kapacitetsbristen för spårbunden trafik genom centrala Stockholm. Förstudien med tidiga samråd pågick under 2001, järnvägsutredning med utökade samråd och utställelse har bedrivits under 2002 – 2003, under vintern 2003-2004 genomfördes beredningsremissen inför regeringens prövning av tillåtligheten. Regeringen tillät projektet våren 2004. Samtidigt pågick arbetet med statliga järnvägsplaner och kommunala detaljplaner för tunnlår, stationer m.m., samt beredning av miljödomstolens tillstånd till vattenverksamhet.

Den stegvisa planerings- och prövningsprocessen innebär att samma sakfråga – t.ex. kulturmiljö och säkerhet – återkommer flera gånger men med olika problemställningar. Cityspåren, liksom andra omfattande projekt med flera beslutsskedena, visade att aktörerna väcker krav på detaljerad utredning i tidigt beslutsskede.

**Frågor** När det gäller proceduren kan beträffande samråden följande vara värt att notera. Förslag till lösning av kapacitetsbristen, med ungefärligen samma innehåll, har före regeringens beslut tillhandahållits berörda aktörer vid tre tillfällen och sammanlagt under cirka sju månader. Flera aktörer har reagerat över de återkommande samråden och efterfrågat nästa steg i beslutsprocessen, med ifrågasättande av syftet med ytterligare samråd i, som det uppfattas, samma fråga. Botniabanan har lett till uppåt tusen samråd i samband med planeringsprocesser och prövning.

Syftet med och utformningen av de olika offentlighetskedena behöver utgöra meningsfulla samråd. Beredningsremissen bygger t.ex. på äldre rutiner inom regeringskansliet, som skapades då det varken fanns procedur för järnvägsplaneringen eller en formaliserad samrådsprocess för MKB.

Krav på detaljer pekar på svårigheter att förstå de komplexa beslutsprocesserna liksom att identifiera strategiska frågor över huvudtaget. Regeringsprövningen har tidigare avsett tämligen detaljerade beskrivningar av konkreta projekt, som industrier. Nu avser den en tidig plannivå i huvudsak inom infrastruktur, av något som ännu inte är färdigtänkta verksamheter eller åtgärder. Redovisning med högre detaljeringsgrad i någon sakfråga öppnar dessutom för krav på motsvarande detaljkunskap inom andra sakområden, som inte är motiverat för att avgöra tillåtligheten. Verksamhetsutövare inom den statliga familjen är inte benägna att motsätta sig kraven, möjligen delvis för att kostnaden inte ska betalas av vinster. Statens agerande innebär kostnadsdrivande skärpningar av rutiner, som så småningom utbildas till en praxis som inte tydlig stöds av Riksdagens syften med reglerna.

## B7. Utfyllnad för riksintressant infrastruktur

**Bakgrund** Genom utfyllnad i vattenområde skulle riksintressant och även internationellt utpekad infrastruktur expandera. I omgivningarna finns en mindre fisk, som sedan 70-talet tidvis följts (av privatperson) på grund av sitt speciella beteende vid yngelvård. Frågan om avvikelser även genetiskt har utretts, men inte kunnat klarläggas. Det rör sig om en mycket begränsad population, kanske hundratalet individer. Myndigheter har inte väckt frågan om skydd av det fåtal områden där fisken påträffats.

Domstolen fann anledning tro att kriterier för ny art uppfylls, med slutsatsen att förslaget skulle minska biologisk mångfald. Domstol avslog ansökan med tillämpning av stoppregel som säger att åtgärd som kan befaras ge skada av väsentlig betydelse för miljön får vidtas endast om det finns särskilda skäl. Eftersom förlusten inte gick att kompensera, fann domstolen inga särskilda skäl.

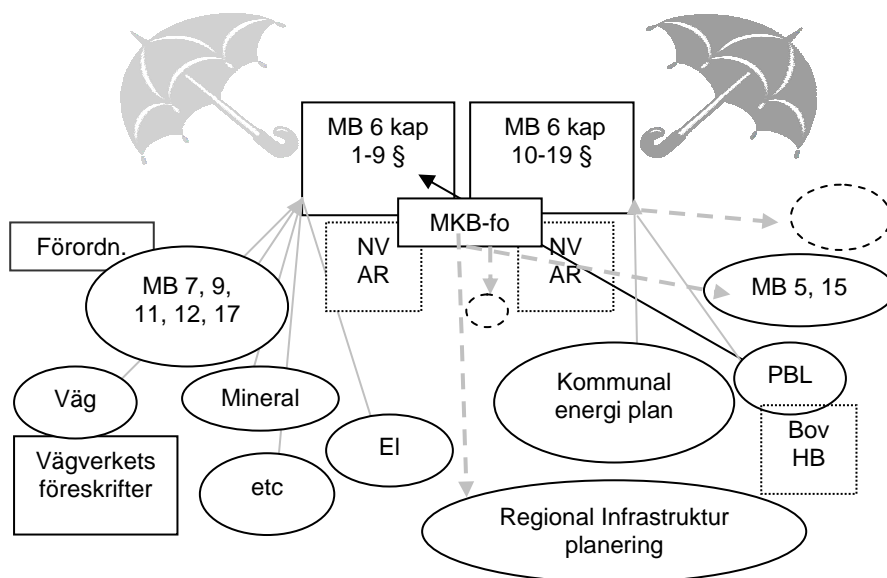
**Frågor** Domstolen gjorde inte en avvägning mellan riksintressena, som naturvärdena får antas vara, och överlämnade inte heller till regeringen att avväga mellan konkurrerande allmänna intressen. Riksintressets status har så att säga satts efter frågan om naturskydd. En tillämpning av riksintressereglerna i fallet kunde t.ex. ha inneburit att frågan om naturskydd bedömts långsiktigt bättre än utbyggnad. Det kan mot bakgrund av detta och liknande fall ifrågasättas om riksintressen har någon funktion i miljöbalkens beslutssystem.

## B8. MKB-systemets sektorisering

Bilden symboliserar tekniken att bygga sektorssystem utifrån exemplet miljökonsekvensbeskrivning. Den visar inte alla berörda lagar (det saknas ett tjugotal), men för att principerna ska synas kan inte allt finnas med.

**Figur B8 MKB-systemet för planering och prövning**

Paraplyerna är de två huvudtyperna av direktiv om MKB – projektdirektiv till vänster och plan-direktiv till höger. Dessa direktiv har Sverige valt att föra in genom bestämmelser dels i miljöbalkens kapitel 6 (första halvan projekt och andra halvan planer och program), dels i MKB-förordningen (där vissa bestämmelser hör till projekt och vissa till planer och



program och vissa till gränsöverskridande MKB, dvs. Esbokonventionen) och slutligen dels i regler från Naturvårdsverket.

Genom hänvisningar till vissa, angivna bestämmelser i 6 kap miljöbalken görs dessa tillämpliga i andra lagar, som om de hade kopierats in där. De heldragna gråa och svarta strecken symboliserar sådana hänvisningar. För projekt gäller det t.ex. minerallagen, ellagen och väglagen, men de finns i många andra sektorslagar som jag utelämnat här. I respektive sektor finns inte bara ”kopierad miljöbalk” utan även ytterligare bestämmelser om MKB, som kan komplettera eller upphäva kraven från miljöbalken. Ett exempel är väglagens komplettering av samrådsprocessen och justering av alternativkrav.

För planer finns hänvisning i PBL och energiplanering. Andra planlagar har emellertid ingen hänvisning. Där får myndigheter och kommuner själva hålla reda på att det finns generella krav i miljöbalken och MKB-förordningen som de kan beröras av (streckade pilar som slutar i tomma, streckade ringar). Vissa av de lagarna är utpekade i MKB-förordningen (t.ex. regional infrastrukturplanering), men inte alla. Det gör systemet flexibelt, eftersom alla nya planlagar automatiskt fångas in av bestämmelserna, men svårförutsebart.

Även inom miljöbalken finns också kopplingar, och ärenden om miljöfarlig eller om vattenverksamhet, täkt eller regeringsprövning (kapitel 9, 11, 12, 17) kräver projekt-MKB enligt 6 kap. Detsamma gäller dispenser etc. från naturskydd (kapitel 7), men där preciseras kravet på MKB i en förordning om områdesskydd. På samma sätt preciseras kravet på MKB för miljöfarlig verksamhet i en annan förordning (obligatorisk för A och B verksamhet men bara vid behov för C-verksamhet).

På motsvarande sätt finns planering inom miljöbalken (t.ex. avfallsplan, åtgärdsprogram), men dessa pekas inte ut direkt i 6 kap, som projekten gör, utan i MKB-förordningen (streckad pil).

Det finns även koppling från planlag till projekt-MKB, nämligen för detaljplan (svart pil).

Utöver de grundläggande reglerna i miljöbalken om procedur och dokument, finns även sådana bestämmelser i MKB-förordningen. Den används med andra ord inte enbart för att peka ut lagar där reglerna ska tillämpas. Där finns kriterier för behovsbedömning och ansvarsfördelning, dels för behovsbedömning och avgränsning, dels för internationella kontakter.

Vidare finns bestämmelser om procedur och innehåll i regler från centrala verk. Dessa är av två huvudtyper. Naturvårdsverket har ansvaret att ge ut generella regler om MKB, kopplat till 6 kap miljöbalken och MKB förordningen. Sådana råd fanns för projekt-MKB, men dessa upphävdes oktober 2005. Arbetet med gemensamt rådsdokument för projekt, planer och program pågår i Naturvårdsverket. Kravet på plan-MKB infördes i miljöbalken 2004, efter tio års arbete med direktivet som beslutades 2001. Oavsett det beklagliga i att praktiskt nyttiga råd har tagits bort, innebär det ett formellt glapp, eftersom Sverige valt att låta delar av direktiven komma till uttryck först på denna tredje nivå i regelsystemet. Den andra huvudtypen av material från centrala verk är sektorsinterna. Det är t.ex. vägverkets föreskrifter (och annat internt giltigt material) om vägplaneringen, Boverkets råd (möjligen handbok, den är under arbete i skrivande stund) om plan-MKB i PBL, Naturvårdsverkets råd om MKB för Natura 2000, för hamnar etc. Regler och råd för en sektor kan givetvis vara användbara och för miljö nyttiga i andra sektorer, men de är inte formellt giltiga.

Det finns inte någon närmare analys, såvitt vi kunnat finna, i vilken utsträckning detta är sinsemellan motstridigt och överlappande när det gäller materiella förhållanden, procedur samt ansvar för dessa två delar av beslutandet.

## **B9. Prövning av stora samhällsutbyggnader**

Banverkets generaldirektör framförde i DN-debatt den 22 maj 2005 ett inlägg om miljölagar som ett hinder för utvecklingen. Den bemöttes av professor Jonas Ebbesson på DN-debatt den 31 maj och repliken från generaldirektören den 7 juni rubriceras Miljöjurister accepterar inte spelreglerna. Artiklarna ger bra illustration av olika synsätt, men ryms inte här. I brev till banverkets generaldirektör kommenterades emellertid kritiken av miljölagarna av Anders Hedlund, Föreståndare för MKB-centrum SLU och tidigare planeringschef för Citybanan i Stockholm, och Peggy Lerman. Några principiella frågor från det brevet summeras här:

”Vi instämmer i det mesta av Bo Bylunds kritik mot lag- och prövningssystemet: det är för många olika prövningar av en och samma åtgärd, det görs för många miljökonsekvensbeskrivningar i förhållande till de miljövärden som står på spel, för många Natura 2000-områden har pekats ut, osv. Samtidigt anser vi att den bild som Bylund förmedlar kan behöva nyanseras. Bland annat menar vi att man måste skilja på lagen å ena sidan och lagens tillämpning i praktiken å den andra sidan. Dålig tillämpning behöver inte alltid betyda att reglerna är dåliga.

Till att börja med vill vi rikta uppmärksamheten på Banverkets egen tillämpning av lagreglerna. Det är ju faktiskt så att svenska miljö- och prövningslagar lägger ett stort ansvar på Banverket och andra verksamhetsutövare. Banverket ska självt ratta sina processer, bedöma miljöpåverkan och ta ansvar för skapa underlag för beslut. Bo Bylund tar i sin artikel bland annat upp Citytunneln i Malmö och Botniabanan som exempel på fall där reglerna motverkat utveckling och miljöanpassning. Vi säger inte emot Bylund, men i båda dessa fall påstår vi att Banverket självt onödigtvis både försvårat och förlängt prövningen. Några exempel:

- De järnvägsutredningar som upprättats för regeringens prövning har uppvisat brister när det gäller att förklara syftet med och förutsättningarna för de aktuella spårutbyggnaderna. Dessa oklarheter har bland annat skapat osäkerhet kring centrala frågor för beslutsfattandet såsom vilka utbyggnadsalternativ som egentligen är möjliga och verkningfulla. Förutom att det försvårar regeringens prövning motverkar det en tydlig praxisutveckling kring miljöbalkens lokaliseringsregel.
- Järnvägsutredningar och andra handlingar som lämnats regeringen har saknat tydliga yrkanden och överväganden. Den helhetssyn på miljöpåverkan som Bylund efterlyser hos prövningsmyndigheter åligger det också Banverket att inför prövningen, som en grund för de egna yrkandena, självt göra en bedömning av. Detta har i hög utsträckning saknats i fallen med Citytunneln och Botniabanan.
- I fallet med Citytunneln har en frivillig prövning enligt miljöbalken av hela spårutbyggnaden initierats av Banverket och andra som står bakom projektet. Detta kan tolkas som att Banverket tycker att den ”egna” processen enligt järnvägslagen inte ger tillräcklig prövning.
- Botniabanan berör många små vattendrag och andra vattenområden och ger därmed upphov till s k vattenverksamhet. Banverket har här haft en mycket generös syn på

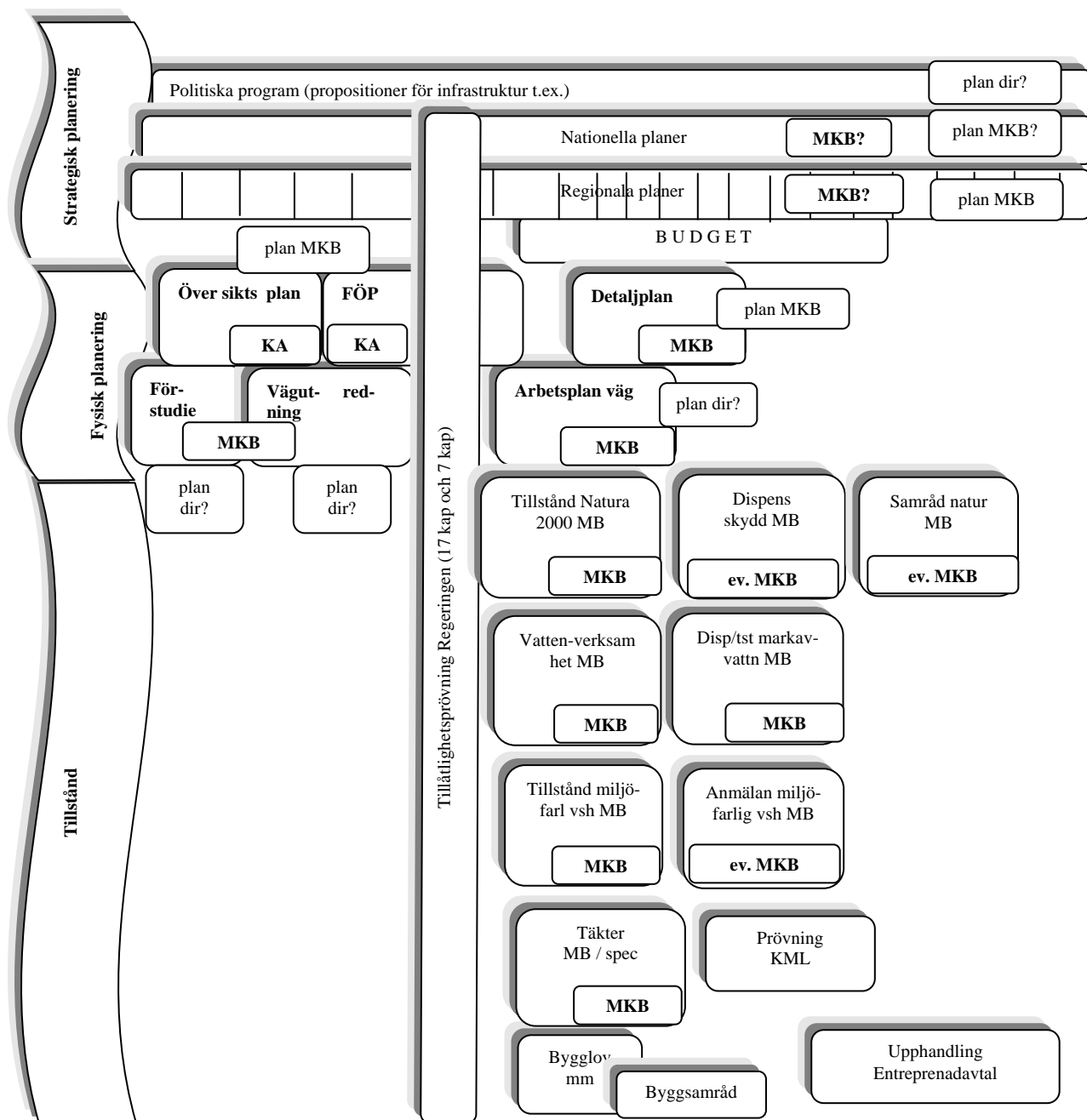
vilka av dessa vattenverksamheter som är att anse som prövningspliktiga. Detta har inneburit ett mycket stort antal ärenden hamnat inför miljödomstolen – många kanske i onödan. Banverkets agerande bidrar också till att en praxis där ribban för när prövning i domstol behövs sänks – till nackdel för Banverket självt när andra spårutbyggnader planeras, och för andra verksamhetsutövare som vill bygga i vattenområden.

En annan sida av tillämpningen av lagreglerna gäller handläggningen hos regeringen, miljödomstol och andra prövningsmyndigheter. Både Citytunneln och Botniabanan har prövats av regeringen. Beredningen i regeringskansliet har varit en långdragen process med många kompletteringsrundor. Regeringens beslut har innehållit detaljerade och delvis svårmotiverade villkor. En förklaring till de långa handläggningstiderna och till kompletteringskraven är, menar vi, brister i de handlingar som Banverket lämnat in. Detta är dock inte hela förklaringen. Det förefaller också som om brist på resurser i regeringskansliet och osäkerheter rörande prövningens omfattning och syfte har inverkat på process och beslut. Detta kan inte enbart avfärdas som systemfel. Prövningen av Citytunneln och Botniabanan hos regeringen reser också frågor om lagtillämpningen när det gäller saker som prövningskompetens och rättssäkerhet.

Vi instämmer alltså i Bylunds kritik av lagsystemet. Samtidigt menar vi att Banverket behöver förändra sin planeringskultur. Planeringen av en spårutbyggnad är ofta ensidigt inriktad på teknikaspekter. Miljöpåverkan och andra samhällseffekter behöver få större plats i planeringsprocessen. Banverket måste i högre utsträckning än hitintills tydliggöra, värdera och argumentera kring de avväganden kring miljö och utveckling som järnvägsplanering faktiskt innebär. På så sätt kan Banverket verka för bästa möjliga förutsättningar för en rimlig process – i avvaktan på eventuella nya prövningsregler!”

Bilden nedan illustrerar typerna av prövning som kan aktualiseras för en större samhällsutbyggnad. I varje ruta kan rymmas ett stort antal beslutsprocesser, t.ex. flera arbetsplaner, detaljplaner, dispenser från strandskydd, tillstånd till markavvattning etc.

PBL-kommittén har påpekat att möjligheterna till samordning mellan t.ex. planering för infrastruktur bör utredas särskilt.



Figur B9 Översikt av beslutssystem för infrastrukt

## B10. Regional planering – RUFs

### REGIONAL UTVECKLING – RUFs FÖR STOCKHOLM

**Bakgrund** Stockholmsregionen tar stöd av såväl fysisk planering (regionplan enligt PBL) som program för regional utveckling i sitt utvecklingsarbete. Planen RUFs 2001 togs fram av Landstingets Region- och Trafikplanekontor i bred samverkan med regionala och lokala aktörer. RUFs används och åberopas i såväl fysisk sektorsplanering (av t.ex. vägverk och banverk) som kommunal fysisk planering och projektprovning, för att t.ex. ge sammanhang och stöd för analys och avvägning. Det finns stor enighet bland aktörerna att det fortsatta arbetet, med eventuell aktualitetsförklaring och/eller revidering till ny RUFs, ska utgå från att utvecklingsplanen är både en regionplan enligt plan- och bygglagen och samtidigt utgör länets regionala utvecklingsprogram. Nyttan av en breddning diskuteras, både vad avser frågor som behöver behandla och den geografiska utsträckningen.

**Frågor** Olika styrmodeller för regioner prövas sedan en tid och det finns olika redskap för styrningen. Se tabellen nedan. Regionala utvecklingsprogram är den formella ramen för styrning mot Riksdagens mål för regional utvecklingspolitik. Regeringen ger en bild över sambanden mellan olika styrmedel:



**Figur B10.1 Samband regionala styrmedel**

Ingen av styrformerna i bilden utgör fysisk planering, men länsplanerna har till en del fysisk koppling. Behovet av planeringsredskap i Stockholmsregionen sträcker sig emellertid utanför den formella ramen. Regionplan PBL är bundet till länet/regionen och primärt till frågor om fysisk planering. Uppgiften att ta fram RUP vilar antingen på länsstyrelse, regionalt självstyrelseorgan eller regionalt samverkansorgan. I Stockholmsregionen finns väl utvecklad regional samverkan, men varken regionalt självstyrelseorgan eller regionalt samverkansorgan i formell mening. Det är därmed entydigt att länsstyrelsen har ansvaret för RUP. Det programarbete som skett och sker inom RTK, med fullt stöd av berörda aktörer, har således inte någon formell status som RUP. Noteras bör att vare sig RUP eller regionplan ska tillämpa miljöbalkens hänsynsregler. Det finns därmed inte heller den – vaga – koppling till miljö kvalitetsmål som dessa hänsynsregler ger.

Detta ger oklar grund för t.ex. arbetet med den formella MKB, som torde behövas för regionplan och utvecklingsprogram som sätter ramar för projekt. Detsamma gäller status och nyttjande av en ny "RUFs 2" för samordning och annan förenkling i beslutssystemet (se figur nedan). Samspelet med kommunal översiktsplanering är en del i detta, i synnerhet vid en breddning av frågor och geografisk omfång. Samspelet med vattenplanering, infrastrukturplanering, beslut om nya mil-

jökvalitetsnormer, åtgärdsprogram och kunskapsunderlag för Natura 2000 är andra exempel. Se figur sist över beslutssystem.

En formell grund för flexibel regional planering, där både frågor av fysisk karaktär och programfrågor av olika art kan behandlas, torde vara en viktig kugge för att hålla samman beslutssystemet såväl som samordna och effektivisera det. Internationellt lyfts just frågan om ”hållbar byråkrati” fram som en viktig del i hållbar utveckling.

**Figur B10.2 Tabell med beslutsredskap**

Beslutstyp	Drivande aktör	Beslutets karaktär
Regionplan Fysisk planering	Regionplaneorgan (RTK landstinget)	Ledning (icke bindande) för kommunal översiktsplanering, detaljplanering och områdesbestämmelser. Kunskapsunderlag: grunddragen i användningen. Prioritering: Rekommendationer om lokalisering av bebyggelse och anläggningar. Styr mot hållbar samhällsutveckling.
Åtgärdsprogram för - Miljökvalitetsnormer - Vattenplanering	Länsstyrelsen i Stockholm resp Vattenmyndigheten Västerås	Juridiskt formell ram (mer eller mindre bindande) för alla samhällsaktörers alla åtgärder. Kunskapsunderlag: Redovisar den faktiska situationen. Prioritering: Anger vilka åtgärder som ska eller bör vidtas. Styr mot ekologiskt hållbar utveckling, med fokus på medicinsk hälsa och naturmiljö. resp ekologiskt god status för vatten.
Regionalt utvecklingsprogram	Länsstyrelse alt samverkansorgan eller regionalt självstyrelseorgan	Politisk ram (målstyrning) för samverkan regionalt/lokalt. Kunskapsunderlag: Tydliggör förutsättningarna för utveckling med fokus på arbetsmarknad och samhällsservice. Prioritering: Pekar ut åtgärder för hållbar regional utveckling. Styr mot hållbar regional utveckling, inkluderande integration, jämställdhet och miljö.
Infrastrukturplanering	Vägverket / Banverket	Fysisk planering för lokalisering. Kunskapsunderlag: synliggör värden i områdena. Prioritering: Avväger mellan motstående intressen. Styr mot hållbar utveckling enligt miljöbalken.
Länsplaner för regional transportinfrastruktur	Länsstyrelsen Stockholm	Investeringsplan. Prioritering: Val av investeringsobjekt med riktlinjer om inriktningen för att nå mål om teknisk standard. Styr mot hållbar utveckling, med beaktande av nationella mål för transportinfrastruktur, människors hälsa, miljön, hushållningen med mark, vatten och andra resurser samt natur- och kulturlandskap.

### **B11. 3G Ett system med inbördes konkurrens som dessutom läcker<sup>46</sup>**

Utbyggnaden av det svenska systemet för tredje generationens mobiltelefoni, 3G eller UMTS, illustrerar flera av problemen i spänningsfältet mellan tillväxtprojekt och miljö. Ytterst handlar utbyggnaden så som den utformades i Sverige om en stark teknikoptimism ställd mot relativt diffusa miljöproblem. Utformningen innebar en våldsamt forcerad utbyggnad av fyra parallella nät med täckning av så gott som hela befolkningen. Tillväxtstimulansen skulle komma genom flera olika funktioner. Själva utbyggnaden skulle ge arbete och försäljning av utrustning. Systemen skulle ge incitament åt utveckling av tjänster för systemet – vilket är det positiva sättet att beskriva avsaknaden av faktiska tjänster och utrustning för 3G när beslutet fattades. Snabb utbyggnad skulle medverka till att bibehålla Sveriges tätposition som IT-land. Och den nästan totala täckningen skulle ge regional utveckling. Beslutet är således ett typiskt strategiskt beslut: osäkert underlag och egentligen möjlighet att först efteråt avgöra riktigheten.

Miljöproblemen kan karaktärisera som diffusa eller svårgripbara. Oron för effekter av radiofrekvent strålning har varit ett viktigt inslag i motståndet mot utbyggnaden. Operatörerna har tagit fasta på att energinivåerna från sändare är mycket låg. Strålskyddsinstitutet konstaterar att det endast är inom någon meter omedelbart framför sändarna som viss risk kan finnas. Riskbedömningarna begränsas emellertid till akuta effekter kopplade till energinivån. Radioverksamheten dvs. den egentliga verksamheten i systemet har definierats som icke miljöstörande. Någon prövning ur hälsosynvinkel skall därför inte göras vid bygglovsprövningen. Vid utbyggnad av GSM-nätet har en praxis utvecklats att själva sändarna inte betraktas som bygglovspliktiga om de monteras på eller i byggnader på sådant sätt att byggnadens utseende inte väsentligen förändras.

Någon analys av miljöproblemen gjordes aldrig i förväg. När debatten tog fart efter att licenserna delats ut för en mycket forcerad utbyggnad fick Boverket i uppdrag att i samarbete med andra myndigheter utreda miljökonsekvenserna. Detta arbete inriktades mera på att försöka begränsa effekterna genom att få fram en begränsning av antalet master och en samplanering mellan operatörerna. Något avtal lyckades man emellertid inte få fram. Antalet master i landskapet uppgavs inledningsvis som mycket stort – siffror på 50 000 – 40 000 förekom seriöst i diskussionerna. För närvarande tycks antalet för färdig utbyggnad av de tre system som är kvar på arenan ligga på uppskattningsvis 8 000 – 12 000.

Operatörerna la upp sin planering utan särskild hänsyn till motstående intressen: ett idealiskt radiosystem var kriteriet och operatörerna har sedan med varierande grad av styrka hävdade att de tekniska egenskaperna är sådana att systemet har stor rigiditet. Enskilda masters placering kan enligt operatörerna endast ändras inom små marginaler utan att ett stort antal andra master måste omprövas.

Prövningen av systemet överläts i stället på två olika processer: kommunernas bygglovsprövning av masterna samt länsstyrelsernas samrådsförfarande rörande masternas effekter på miljö. Det som prövas blir därför varken verksamheten eller infrastruktursystemens helhet. Själva radioverksamheten är som sagt inte betraktad som prövningspliktig.

---

<sup>46</sup> Underlaget för detta avsnitt kommer från Emmelin & Lerman 2005. Vi ger här inga referenser utan hänvisar till underlaget.

Sammantaget blir det så att kommunerna ger bygglov ofta på relativt oklara kriterier. Försöken att ta hänsyn till allmänhetens oro för strålning eller mera specifikt ta hänsyn till påverkan på fastighetsvärde eller hålla skyddsavstånd till elsanerade bostäder och liknande har inte stått sig i prövning. Risken för påverkan på elektronik vid blixtnedslag inom ett område på ca 1 km från en mast har sannolikt inte vägts in i bygglovsprövning eftersom detta problem uppmärksammades först på ett sent stadium av utbyggnaden. Bygglovsprövningen påverkar endast marginellt systemens helhet eller om man genom samordnad planering kunde ha fått en helhet som i mindre grad påverkar landskapet och skapar oro och olägenhet för enskilda. Mer än en tredjedel av landets kommuner rapporterar att ansökningar om placering av master på med mindre än 100 meters avstånd kommit in.

Länsstyrelsernas prövning sker uppenbart med mycket olika kvalitet på underlaget. Många ansökningar till samråd är extremt knapphändiga; mycket långt från de rekommendationer om något som liknade en MKB som Naturvårdsverket utfärdat. Landskapsbild eller möjligen farhågor för effekter på flyttfågel och liknande vägs in. De praktiska möjligheterna att påverka systemet som helhet eller helheten av master mellan operatörerna i ett visst landskap är mycket begränsade.

Av ekonomiska skäl sker emellertid en samordning mellan operatörerna av utbyggnaden i glesbygder. Detta är sannolikt en kompromiss när operatörerna med hänvisning till att systemen blir olönsamma vill slingra sig ur sina åtaganden från licensgivningen. Utformningen av licensgivningen kunde ha gjorts så att infrastrukturen från början planerats både miljömässigt och ekonomiskt bättre. Teknikoptimism och konkurrensideologi tog här helt över vid systemutformningen. Det är svårt att hävda att en miljöbedömning på systemnivå skulle ha kunnat avgöra om 3G-systemet är förenligt med hållbar utveckling. Däremot är det i hög grad rimligt att hävda att en relativt enkel miljöbedömning skulle ha visat på möjligheter att utforma systemet bättre.

Med den terminologi vi använt inledningsvis är 3G ett exempel på svårigheten att avgöra om man gör ”rätt sak” men också på att man inte har gjort försök att ”göra rätt, och helst från början”.

## **B12. Planläggningsexempel**

Ett antal citat från länsstyrelserns yttranden över detaljplaner illustrerar hur tämligen ordinära planer påverkas av miljöbalkens styrmedel.

”Inom det aktuella området är miljö kvalitetsnormen för kvävedioxid redan överskriden. *Höga byggnader* bidrar dessutom till att stoppa vindar och ytterligare öka koncentrationen av bl. a. kvävedioxid. Det är vidare osäkert hur det förhåller sig med mängden partiklar i luften på platsen. Det är inte troligt att trafiken på --- kan minskas i framtiden, men möjligen kan utsläppen från trafikökningen i viss mån kompenseras av bättre motorteknik. Detaljplanens innehåll enligt programmet bedöms inte underlätta att uppnå gällande miljö kvalitetsnormer, då normen för kvävedioxid bedöms bli överskriden. Snarare kan en försämring förväntas. Länsstyrelsen skall därför enligt plan- och bygglagen (PBL) pröva ett antagandebeslut om detaljplanen antas med nu föreslaget innehåll.”

”Avståndet till kollektivtrafik är för långt och det går bara en linje till ---. Större delen av dagen går bussen inte mer än en gång i timmen och för att komma in till centrala --- måste man byta buss i ---. Detta kommer oundvikligen att leda till att de som ska ta sig till och från plan-

området kommer att köra bil. Planförslaget *innehåller inga förslag på åtgärder för att uppmuntra kollektivtrafikresandet*. En viktig åtgärd för att klara miljökvalitetsnormen för kvävedioxid är att planera nya bostäder i lägen där det är möjligt att ordna en god kollektivtrafik samt närhet till service. Permanentboende i ett sådant läge som planområdet medverkar till att normen överskrids. Länsstyrelsen menar att planförslaget inte tillräckligt uppfyller de krav som kan ställas när det gäller miljökvalitetsnormer.”

”Länsstyrelsen kan komma att pröva en detaljplan med det innehåll programmet visar. Sammanfattningsvis anser miljöförvaltningen det nödvändigt att invänta att en kollektivtrafikförsörjning av tillräckligt god kvalitet *etableras innan* bebyggelsen tillkommer. Miljöförvaltningens synpunkter i ärendet är väl värda att beakta och Länsstyrelsen har i princip ingen annorlunda uppfattning.”

”Ärendet har diskuterats med Er på två samrådsmöten ---. Frågor kring exploateringsstäthet, kollektivtrafik, trafikbuller och buller från --- skjutfält fanns på dagordningen. Länsstyrelsen har --- framhållit att området måste kunna visas ingå i den fysiska struktur som arbetas fram för --- samt att därvid *exploateringsgraden* måste motsvara den som i ett sådant sammanhang krävs nära en högklassig kollektivtrafikled. Den exploateringsgrad som programmet visar är inte tillräcklig för att underlätta att genomföra miljökvalitetsnormerna.”

”Länsstyrelsen efterlyste åtgärder och en *strategi från kommunens sida* för hur detta (MKN) skulle uppfyllas med avseende på detaljplanens innehåll och trafikallsträng, särskilt i fråga om ---leden. Vidare efterlystes åtgärder för hur det yttre vägnätet rent praktiskt skulle kunna ta emot de trafikmängder som skulle komma att uppstå. När det gäller markanvändning i området har Ni i x kommun och y kommun tillsammans utarbetat en idéstudie som på ett utmärkt sätt belyser frågor som påverkar möjligheterna att uppfylla miljökvalitetsnormer på lång sikt. Med detta anser Länsstyrelsen att Ni vad gäller trafiken har gjort vad som översiktligt sett är rimligt för att i planeringen iaktta miljökvalitetsnormerna. Det återstår möjligen vissa genomförandeåtgärder utanför detaljplanen såsom att exempelvis ge möjlighet till pendelparkering vid ---leden. Även *genomförandeåtgärder* inom detaljplanerna i fråga som energiförsörjning skulle kunna bidra till minskade utsläpp av kvävedioxid.”

”Konsekvenserna för bl.a. luftföroreningarna – jämför miljökvalitetsnormerna i miljöbalken - av utbyggnader av berggarage inom stadens innerstad är beroende på vilken parkeringsstrategi som väljs. Avser staden att de 125 garageplatserna ska utgöra ett tillskott och på så sätt skapa underlag för ytterligare bilar inom staden kan detta innebära ökade kvävedioxidnivåer som är oförenliga med miljökvalitetsnormerna eller kommer gatuparkeringen minskas med 125 platser så att antalet parkeringsplatser blir konstant. Enligt Länsstyrelsens uppfattning är frågan av sådan strategisk art både från såväl trafik- som miljösynpunkt att *ett övergripande policybeslut* för innerstaden borde fattas. --- Länsstyrelsen gör dock bedömningen att aktuellt projekt inte i sig medverkar till ytterligare överskridanden av miljökvalitetsnormerna.”

”När det gäller underlaget för bedömning av planförslagets påverkan på miljökvalitetsnormerna beträffande kvävedioxider och partiklar (PM 10) är dessa inte entydiga och dessutom motsägelsefulla. Efter genomgång av underlagsmaterialet gör Länsstyrelsens den bedömningen att redan höga värden - såväl kvävedioxid som partiklar – kommer att öka upp till 3 % beroende på att nya byggnader uppförs i området. Med beaktande av redovisade beräkningsresultat, lokala förhållanden i övrigt samt att den övre tröskeln för utvärdering synes överskridas, gör Länsstyrelsen den bedömningen att det finns risk för överskridanden av miljökvalitetsnormen av dygnsmedelvärden för PM 10. Även för kvävedioxiden riskeras över-

skridanden. Det är inte möjligt att nå fullständig klarhet vilken inverkan en bebyggelse kan komma att få på luftkvalitén. Varje bedömning är behäftad med ett stort antal osäkerheter. Mätningar utförs enbart punktvís enligt EG-direktiv. Genom en modelleringsmodell beräknas därefter halterna i olika bebyggelsesituationer. Beräkningarna bygger på ett stort antal antaganden om trafikutveckling, fordonspark och ventilationsförhållandena med mera. Osäkerhetsmarginalen kan uppgå till upp till 30%. För att kunna ta ställning i frågan måste det --- *finnas ett underlag som så tydligt som möjligt* beskriver vilken påverkan en bebyggelse kan komma att ha på halterna av kvävedioxid och partiklar (PM10). Länsstyrelsen finner att det fortfarande inte helt klart visats i den utställda detaljplanen att miljökvalitetsnormerna iakttagits på erforderligt sätt.”