

Miljökonsekvensbedömningar som rättsligt verktyg för hållbar utveckling

"Inventas vitam iuvat excolussie per artes" - Låt oss förädla livet med vetenskapen och konsten.

Miljökonsekvensbedömningar som rättsligt verktyg för hållbar utveckling

Christina Hörnberg Lindgren

Juridiska institutionen
Umeå Universitet

Abstract

Hörnberg Lindgren, Christina. Miljökonsekvensbedömningar som rättsligt verktyg för hållbar utveckling. Environmental impact assessment as a legal tool for sustainable development. Skrifter från juridiska institutionen vid Umeå Universitet. Doctoral dissertation. Swedish text with summary in English. ISBN 91-975348-2-X.

The aim of this thesis is to analyse the legal notion of Environmental Impact Assessment (EIA) in order to provide, on a scientific basis, increased understanding and knowledge of the different components of this legal notion and each component's importance for the whole. The objective is to specify what EIA is at present and what it is intended to be. This thesis analyses the legal tool, shows what the rules are in a few selected countries and goes on to discuss how it could be developed in order best to fulfil its function of promoting sustainable development. The question asked throughout this thesis is how the EIA rules should be designed in terms of their content and construction in order to function as a legal tool to promote sustainable development.

Key words: environmental impact assessment, criteria, principles, sustainable development, environmental law.

Christina Hörnberg Lindgren, Department of legal Science, Umeå University, S-901 87 Umeå, Sweden.

Juridiska institutionen skriftserie, no 10/2005.

ISBN 91-975348-2-X. ISSN 1404-9198.

Nyckelord: Miljökonsekvensbedömning, kriterier, principer, hållbar utveckling, miljö rätt.

Beställningar:

Juridiska institutionen

Umeå Universitet

SE-901 87 UMEÅ

juridik@jus.umu.se

www.jus.umu.se

Att mångfaldiga innehållet i denna bok, helt eller delvis, utan medgivande från författaren är förbjudet enligt lagen (1960:729) om upphovsrätt till litterära verk. Förbudet gäller varje form av mångfaldigande, såsom tryckning, kopiering, bandinspelning etc.

© 2005 Författaren.

FÖRORD

Miljörätten erbjuder många intressanta och engagerande frågeställningar. Det har därför varit en givande tid att skriva denna avhandling. Jag är också tacksam för att jag har haft möjlighet att arbeta vetenskapligt med frågor som jag anser vara mycket angelägna. Forskningsarbetet har för mig varit händelserikt och spännande och jag ser det som en resa i kunskap och förståelse. Det påminner mig också i spänning och utmaning om de resor som jag för tjugo år sedan, med anledning av mitt idrottsutövande, företog världen över.

Forskningsrådsnämnden (FRN) har tillsammans med juridiska institutionen vid Umeå Universitet finansierat arbetet. Juridiska fakulteten vid Uppsala Universitet har finansierat forskningsvistelsen på Nya Zeeland och jag vill framföra ett stort tack för att jag haft förmånen att få genomföra detta arbete med stöd av denna finansiering.

Det är många som på olika sätt bidragit till projektets genomförande. Jag vill först och främst rikta ett stort och varmt tack till min handledare docent Annika Nilsson i Lund för hennes mycket goda handledarskap. Våra samtal i ämnet har varit alltigenom berikande och utvecklande. Min bitr. handledare i Umeå, Juris doktor Catharina Calleman vill jag också tacka stort för mycket värdefulla synpunkter under arbetets gång och en orubblig tilltro och uppmuntran. Jag riktar även ett varmt tack till professor Staffan Westerlund för att han till en början under min forskning bistod med många intressanta och lärarika infallsvinklar och på ett förträffligt sätt, såsom opponent, bringade klarhet i samband med mitt slutseminarium. Samtidigt vill jag tacka alla i den miljörättsvetenskapliga forskargruppen, med bl.a. docent Jan Darpö, juris doktor Jonas Christensen, docent Inga Carlman, professor Jonas Ebbesson, juris doktor Lena Gipperth, Gunilla Högberg Björk, juris doktor Marie-Louise Larsson, professor Gabriel Michanek, juris doktor Charlotta Zetterberg, Henrik Sandberg, Marianne Sillén, Kaj Mannheimer och Ahmed Mafuz Kahn, som bidragit till arbetet genom det vetenskapliga samtal som förts.

I övrigt vill jag tacka Kerstin Asplund, juris doktor Viola Boström, juris licentiat Maria Eklund, Maria Pontén och Kajsa Henning Mäki, Ragna Ihrelius, filosofie doktor Henric Stenmark, fil licentiat Erik Lindberg för kollegial och vänskaplig värme och vetenskaplig diskussion. Jag vill även framföra ett tack till bitr. chefsåklagare Stefan Karlmark samt advokat Björn Rosengren för intressant och för avhandlingen berikande samarbete. Till kulturgeograf Bertil Hammarberg filosofie doktor Sten Markgren, och filosofie doktor Karl-Arne Gustafsson vill jag rikta ett tack för korrekturläsning, givande diskussioner och uppbackning. Samtidigt vill jag tacka hela korridorgänget, Per Wrethén, Lars-Erik Lauritz, Nisse Wedman, Kenneth Sundström, Jan Åström, Sanny Hansson, Katarina Wrethén, Eva-Marie Hiili Sandberg, Elisabeth Åström, Inger Rehnström, Håkan Fuhrman, Staffan Sehlin, Mikael Lundberg, Fedrico Luna, och Conny Tärnklev med flera, för alla livgivande samtal i fikarummet.

Arbetet med avhandlingen har också kommit att berikas av mitt samarbete med Västerbottens ornitologiska förening samt övriga aktörer som deltagit i beslutsprocessen kring Botniabanan. Jag vill därför rikta ett stort tack till Per Hansson, Ulf Skyllberg, Per Bernhardtsson, John Zakrisson, Göran Osterman, Ulf Bäcklund och Mats Falk för att ni med ert engagemang och gedigna kunskaper har skänkt värdefulla infallsvinklar på förfarandet med miljökonsekvensbedömningar.

Jag vill även tacka docent Prue Taylor och professor Klaus Bosselmann vid Aukland Law Faculty för deras varma mottagande vid min forskningsvistelse på Nya Zeeland och för fortsatt värdefullt samarbete.

Johan Segerbäck har på ett utmärkt sätt språkgranskat avhandlingen och bistått med ovärderlig hjälp i slutkorrigeringen. Jag är mycket tacksam för ditt arbete och vill rikta ett riktigt stort tack till dig. Tack Johan!

Sist men allra mest vill jag tacka mina vänner och min familj. Ni är alla betydelsefulla, underbart tålmodiga och stödjande. Min man Peter har backat upp väl. Mina barn har skänkt kraft och glädje. Mina svärföräldrar Henny och Rune Lindgren har utgjort ett värdefullt stöd. Ett särskilt stort tack går till min mor Ingeborg Hörnberg för att hon delat med sig av sin fantastiska klarsynthet, visdom och kärlek. Och till min far Eilert Hörnberg för att han alltjämnt varit och är så härligt inspirerande. Tack! Min resa i livet fortsätter nu med en färdigskriven avhandling i bagaget och handen på hjärtat - det känns riktigt riktigt bra!

"Gaudeamus igitur!"- låt oss alltså glädjas.

Kära söner nu tar vi en helledig sommar! Vem blir först på surfingbrädan?

Umeå den 7 april 2005
Christina Hörnberg Lindgren

FÖRKORTNINGAR	8
DEL I – AVHANDLINGENS ÄMNE OCH TEORI	11
1 EN AVHANDLING OM MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNINGAR SOM RÄTTSLIGT VERKTYG	13
1.1 MILJÖPROBLEMET OCH HÅLLBAR UTVECKLING	13
1.1.1 <i>Människans påverkan skapar miljöproblem</i>	13
1.1.2 <i>En internationell ambition om hållbar utveckling</i>	14
1.1.3 <i>Sveriges angreppssätt</i>	16
1.2 BEDÖMNING AV MILJÖPÅVERKAN	18
1.2.1 <i>Kunskap före handling och medvetna beslut</i>	18
1.2.1.1 Internationell enighet	18
1.2.1.2 USA som föregångsland	20
1.2.1.3 En världsomfattande spridning av reglerna	21
1.2.1.4 Riktlinjer från UNEP, Världsbanken och FN	23
1.2.2 <i>Miljökonsekvensbedömningens kännetecken</i>	24
1.2.2.1 Regler om beslutsunderlag	24
1.2.2.2 Syftet med en miljökonsekvensbedömning	25
1.2.2.3 Förfarande och dokumentation	26
1.2.2.4 En helhetsbild	27
1.2.2.5 Beslut som främjar hållbar utveckling	27
1.2.2.6 Kriterier som definierar	28
1.3 BEDÖMNINGAR AV PLANER – STRATEGISK MILJÖBEDÖMNING	30
1.4 ANDRA NÄRALIGGANDE ANALYSMETODER	33
2 AVHANDLINGEN	35
2.1 SYFTE OCH PROBLEMSTÄLLNINGAR	35
2.2 METOD, MATERIAL OCH AVGRÄNSNINGAR	36
2.3 DET AKTUELLA FORSKNINGSLÄGET	40
2.4 DISPOSITION	42
3 TEORETISKA UTGÅNGSPUNKTER	43
3.1 HÅLLBAR UTVECKLING OCH MILJÖRÄTTLIGA PRINCIPER	43
3.1.1 <i>Ekologiskt hållbar utveckling</i>	43
3.1.2 <i>Begreppet "hållbar utveckling" i studien</i>	46
3.1.3 <i>Miljörättsprinciperna</i>	48
3.1.3.1 Inledning	48

3.1.3.2	Principen om kommande generationers rättigheter.....	48
3.1.3.3	Försiktighetsprincipen.....	49
3.1.3.4	Principen att förorenaren skall betala.....	50
3.1.3.5	Principen om allmänhetens deltagande.....	52
3.2	DE MILJÖRÄTTSLIGA PRINCIPERNA SOM VÄRDEGRUND.....	54
3.3	PROPORTIONALITETSPRINCIPEN SOM RAM.....	57
3.4	KRITERIERNA SOM IDENTIFIERING.....	58
3.5	IAIA:S PRINCIPER SOM PRECISERING.....	61
3.6	HÅLLBARHETS Variabler som kontrollpunkter.....	67
DEL II – EN ANALYS AV DET RÄTTSLIGA VERKTYGET		
MILJÖBESLUTSUNDERLAG.....		73
4	BESLUTSUNDERLAGSKRITERIET	75
4.1	KRITERIETS HUVUDSAKLIGA INNEHÅLL	75
4.2	SKÅLEN TILL ATT UTARBETA ETT BESLUTSUNDERLAG	76
4.3	TILLKOMSTEN AV BESLUTSUNDERLAGET	77
4.3.1	<i>Beslutsunderlag för betydande miljöpåverkan.....</i>	<i>77</i>
4.3.2	<i>Saklighet och objektivitet</i>	<i>78</i>
4.3.3	<i>Reella och formella beslut.....</i>	<i>79</i>
4.3.4	<i>Tydliga formkrav och klara tidsramar.....</i>	<i>80</i>
4.4	INNEHÅLLET OCH OMFATTNINGEN AV BESLUTSUNDERLAGET	81
4.4.1	<i>Ekologiskt helhetsperspektiv</i>	<i>81</i>
4.4.2	<i>Tydlig och tillräcklig.....</i>	<i>82</i>
4.4.3	<i>Objektiv</i>	<i>84</i>
4.5	BEAKTANDET AV BESLUTSUNDERLAGET.....	85
4.5.1	<i>Väga in och motivera sitt beslut.....</i>	<i>85</i>
4.5.2	<i>Hänsyn till vetenskaplig osäkerhet</i>	<i>86</i>
4.6	SAMMANFATTNING	86
5	SYFTESKRITERIET	89
5.1	KRITERIETS HUVUDSAKLIGA INNEHÅLL	89
5.2	SKÅLEN TILL ETT PRECISERAT SYFTE	90
5.2.1	<i>Gemensam plattform och utgångspunkt.....</i>	<i>90</i>
5.2.2	<i>En öppen diskussion kring frågor av betydelse.....</i>	<i>91</i>
5.3	TILLKOMSTEN AV PRECISERINGEN	92
5.3.1	<i>Tillvägagångssätt.....</i>	<i>92</i>
5.3.2	<i>Tidsram</i>	<i>92</i>
5.4	PRECISERINGENS INNEBÖRD.....	93
5.4.1	<i>Avsikten med projektet</i>	<i>93</i>

5.4.1.1	Syftet bakom det föreslagna projektet.....	93
5.4.1.2	Primära och sekundära syften	94
5.4.1.3	Jämbördiga syften	94
5.4.2	<i>Nyttan och behovet</i>	95
5.4.2.1	Nyttan nära knutet till syftet med projektet.....	95
5.4.2.2	En parallell behandling	96
5.5	SAMMANFATTNING	96
6	ALTERNATIVKRITERIET	99
6.1	KRITERIETS HUVUDSAKLIGA INNEHÅLL	99
6.2	SKÅLEN TILL ATT FORMULERA ALTERNATIV	100
6.2.1	<i>Engagera allmänheten och vidga perspektiv</i>	100
6.2.2	<i>Lägga en grund för jämförelser</i>	101
6.3	ALTERNATIVFORMULERINGENS TILLKOMST	103
6.3.1	<i>Tillvägagångssätt</i>	103
6.3.2	<i>Tidsram</i>	103
6.4	ALTERNATIVENS OMFATTNING	104
6.4.1	<i>Rimliga alternativ i rimligt antal</i>	104
6.4.2	<i>Offentlig eller privat verksamhet</i>	105
6.4.3	<i>Alternativa platser och utformningar</i>	107
6.4.4	<i>Alternativet att inte genomföra projektet</i>	108
6.5	SAMMANFATTNING	109
7	MILJÖKONSEKVENSKRITERIET	111
7.1	KRITERIETS HUVUDSAKLIGA INNEHÅLL	111
7.2	SKÅL TILL ATT BEDÖMA MILJÖKONSEKVENSERNA	112
7.2.1	<i>Miljökompetens och miljöanpassning</i>	112
7.2.2	<i>Kunskap om ekologiska gränser</i>	113
7.3	TILLVÄGAGÅNGSSÄTT	114
7.4	MILJÖKONSEKVENSERNAS ART	115
7.5	MILJÖKONSEKVENSERNAS KARAKTÄR.....	115
7.6	KONSEKVENSBEDÖMNINGENS OMFATTNING	118
7.6.1	<i>Betydande konsekvenser och olika intressen</i>	118
7.6.2	<i>Rimlighet och proportionalitet</i>	119
7.7	MILJÖMÅL OCH MILJÖKVALITETSNORMER	120
7.7.1	<i>En jämförelse med relevanta miljömål</i>	120
7.7.2	<i>En jämförelse med miljökvalitetsnormer</i>	121
7.8	SAMMANFATTNING	122
8	JÄMFÖRBARHETSKRITERIET	123

8.1	KRITERIETS HUVUDSAKLIGA INNEHÅLL	123
8.2	SKÄLEN TILL ATT ÅSTADKOMMA JÄMFÖRBARHET	124
8.3	JÄMFÖRELSEVARIABLER	124
8.4	SAMMANFATTNING	125
9	ÖPPENHETSKRITERIET	127
9.1	KRITERIETS HUVUDSAKLIGA INNEHÅLL	127
9.2	SKÄLEN TILL ETT ÖPPET FÖRFARANDE	128
9.2.1	<i>Tillföra kunskaper</i>	<i>128</i>
9.2.2	<i>Tillföra andra infallsvinklar och synsätt.....</i>	<i>129</i>
9.2.3	<i>Möta motstånd och etablera acceptans</i>	<i>129</i>
9.3	FORM FÖR ÖPPENHET	131
9.3.1	<i>Öppenhet i förfarandets alla faser</i>	<i>131</i>
9.3.2	<i>Samråd</i>	<i>132</i>
9.3.3	<i>Medverkande aktörer</i>	<i>133</i>
9.4	ÖPPENHETENS OMFATTNING	134
9.5	SAMMANFATTNING	134
10	GRANSKNINGSKRITERIET	137
10.1	KRITERIETS HUVUDSAKLIGA INNEHÅLL	137
10.2	SKÄLEN TILL GRANSKNING OCH KONTROLL	138
10.2.1	<i>Motverka sena kompletteringar</i>	<i>138</i>
10.2.2	<i>Stärka allmänhetens engagemang</i>	<i>138</i>
10.2.3	<i>Öka effektiviteten.....</i>	<i>139</i>
10.3	INNEBÖRDEN AV GRANSKNING OCH KONTROLL	141
10.3.1	<i>Granskning.....</i>	<i>141</i>
10.3.2	<i>Kontroll</i>	<i>142</i>
10.4	TILLVÄGAGÅNGSSÄTT FÖR GRANSKNING OCH KONTROLL	145
10.5	SAMMANFATTNING	145
11	SYNTES	147
11.1	INLEDNING	147
11.2	REGELVERKTYGETS CENTRALA DELAR	147
DEL III – REGLER OM MILJÖBESLUTSUNDERLAG I OLIKA LÄNDER SAMT EN JÄMFÖRANDE ANALYS.....		151
12	KONSEKVENSBEDÖMNINGSKRAV I DEN AMERIKANSKA LAGEN NEPA.....	153
12.1	INLEDNING	153

12.1.1	<i>Allmänt</i>	153
12.1.2	<i>Huvuddragen i NEPA</i>	154
12.2	EIA-REGLERNA.....	156
12.2.1	<i>Syfte och tillämpningsområde</i>	156
12.2.2	<i>NEPA-förfarandet</i>	158
12.2.2.1	<i>Inledning</i>	158
12.2.2.2	<i>NEPA-förfarandets första fas: en EIA</i>	158
12.2.2.3	<i>NEPA-förfarandets andra fas: en EIS</i>	159
12.2.2.4	<i>Allmänhetens deltagande</i>	161
12.2.3	<i>Innehåll i EIS</i>	162
12.2.4	<i>Domstolarnas tolkning av EIS</i>	163
13	MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNINGSKRAV I DEN INTERNATIONELLA RÄTTEN: ESBOKONVENTIONEN	167
13.1	<i>INLEDNING</i>	167
13.2	EIA-REGLERNA.....	168
13.2.1	<i>Syfte och tillämpningsområde</i>	168
13.2.2	<i>EIA-förfarandet</i>	170
13.2.3	<i>Innehåll</i>	171
14	MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNINGSKRAV I EG-RÄTTEN 173	
14.1	<i>INLEDNING</i>	173
14.1.1	<i>EG-miljörätten</i>	173
14.1.2	<i>Framväxten av miljökonsekvensbedömningskrav</i>	174
14.1.2.1	<i>Inledning</i>	174
14.1.2.2	<i>Direktiv 85/337/EEG</i>	175
14.1.2.3	<i>Direktiv 97/11/EG</i>	175
14.1.2.4	<i>Direktiv 2003/35/EG</i>	177
14.2	EIA-REGLERNA.....	178
14.2.1	<i>Syfte och tillämpningsområde</i>	178
14.2.2	<i>Miljökonsekvensbedömningsförfarandet</i>	181
14.2.2.1	<i>Inledning</i>	181
14.2.2.2	<i>Yttrande från ansvarig myndighet</i>	183
14.2.2.3	<i>Förfarandets olika faser</i>	183
14.2.3	<i>Innehåll</i>	184
14.2.4	<i>EG-domstolens avgöranden</i>	186
15	MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNINGSKRAV I DEN SVENSKA MILJÖBALKEN	191

15.1	INLEDNING	191
15.1.1	<i>Miljöbalken</i>	191
15.1.2	<i>Framväxten av regelinstrumentet i svensk rätt</i>	192
15.1.2.1	Begreppet introduceras	192
15.2	REGLERNA OM MILJÖKONSEKVENSBESKRIVNING	194
15.2.1	<i>Syfte och tillämpningsområde</i>	194
15.2.2	<i>Miljökonsekvensbeskrivningsförfarandet</i>	195
15.2.2.1	Inledning	195
15.2.2.2	Tidigt och utökat samråd	196
15.2.2.3	Godkännande av miljökonsekvensbeskrivningen	200
15.2.3	<i>Innehåll</i>	202
15.2.4	<i>Formulering av alternativ</i>	204
15.2.5	<i>Praxis</i>	205
16	MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNINGSKRAV I DEN NYZEELÄNDSKA MILJÖRÄTTEN.....	209
16.1	INLEDNING	209
16.1.1	<i>Allmänt</i>	209
16.1.2	<i>Resource Management Act</i>	210
16.1.2.1	Inledning	210
16.1.2.2	Strukturen och de rättsliga instrumenten	211
16.1.2.3	Lagens syfte och principer	213
16.1.2.4	Lagens genomförande	214
16.2	AEE-REGLERNA	216
16.2.1	<i>Syfte och tillämpningsområde</i>	216
16.2.2	<i>AEE-förfarandet</i>	218
16.2.3	<i>Innehåll</i>	219
16.2.4	<i>Miljödomstolarnas tolkning av AEE-kraven</i>	221
17	JÄMFÖRANDE ANALYS AV RÄTTSAKTERNA.....	225
17.1	INLEDNING	225
17.2	BESLUTSUNDERLAGSKRITERIET	225
17.2.1	<i>Projektens storlek</i>	225
17.2.2	<i>Ett objektiva miljöbeslutsunderlag</i>	227
17.2.3	<i>En rimlig omfattning</i>	228
17.2.4	<i>Beaktande av miljöbeslutsunderlaget</i>	230
17.3	SYFTESKRITERIET	232
17.3.1	<i>Endast NEPA och Esbokonventionen reglerar syfte</i>	232
17.3.2	<i>Ett strategiskt viktigt krav</i>	232

17.4	ALTERNATIVKRITERIET	234
17.4.1	<i>Rimliga alternativ och ett nollalternativ</i>	234
17.4.2	<i>Allmänhetens medverkan i formuleringen</i>	235
17.4.3	<i>Omfattningen</i>	235
17.4.4	<i>Tidpunkt för formulering</i>	236
17.5	MILJÖKONSEKVENSKRITERIET	236
17.5.1	<i>Samtliga rättsakter har utförliga krav</i>	236
17.5.2	<i>Redovisning av mätningar och avsaknad av kunskap</i>	237
17.5.3	<i>Miljökonsekvensernas omfattning</i>	237
17.5.4	<i>Checklistor för miljökonsekvenserna</i>	238
17.6	JÄMFÖRBARHETSKRITERIET	239
17.7	ÖPPENHETSKRITERIET	240
17.7.1	<i>NEPA har de mest långtgående kraven</i>	240
17.7.2	<i>Samråd i linje med rättstradition och kultur</i>	241
17.8	GRANSKNINGSKRITERIET	242
DEL IV – DET RÄTTSLIGA VERKTYGETS POTENTIAL UR ETT HÅLLBART PERSPEKTIV		247
18 MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNING SOM RÄTTSLIGT VERKTYG FÖR HÅLLBAR UTVECKLING		249
18.1	INLEDNING	249
18.2	VAD MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNINGEN BÖR FÖRMEDLA	251
18.3	FÖRFARANDET MED MILJÖKONSEKVENSBEDÖMNING	252
18.4	UTTRYCK FÖR MILJÖRÄTTSLIGA PRINCIPER.....	255
18.5	VIKTEN AV KONKRETA KRAV	258
18.6	TÄNKBARA INSLAG I REGLERNA	259
18.6.1	<i>Ett helhetsperspektiv</i>	259
18.6.2	<i>Öppenhet och etablerad kommunikation</i>	261
18.6.3	<i>Löpande granskning och kontroll</i>	262
18.6.3.1	Granskningsmyndigheter	262
18.6.3.2	Kontrollmyndighet	263
18.6.3.3	Beaktande och överklagande.....	264
ENGLISH SUMMARY		267

Förkortningar

AEE	Assessment of Environmental Effects
CBA	cost-benefit-analys
CEQ	Council of Environmental Quality
CSD	Commission on Sustainable Development (FN)
EEG	Europeiska ekonomiska gemenskapen
EG	Europeiska gemenskapen/gemenskaperna
EIA	Environmental Impact Assessment
EIS	Environmental Impact Statement
EPA	Environmental Protection Agency (USA)
EU	Europeiska unionen
FN	Förenta nationerna
FONSI	finding of no significant impacts
IAIA	International Association for Impact Assessment

IPPC	integrated pollution prevention and control
LCA	livscykelanalys
MB	Miljöbalken
MB	Miljödomstolen
MKB	miljökonsekvensbeskrivning/miljökonsekvensbedömning
MÖD	Miljööverdomstolen (Sverige)
NEPA	National Environmental Policy Act (USA)
OECD	Organisation for Economic Cooperation and Development
RA	riskanalys
RMA	Resource Management Act (Nya Zeeland)
ROD	record of decision
RRV	Riksrevisionsverket (Sverige)
Sida	Swedish International Development Cooperation Agency (Styrelsen för internationellt utvecklingssamarbete)
SOU	Statens offentliga utredningar
UNEP	United Nations Environment Programme (FN)
USA	Amerikas förenta stater

DEL I – Avhandlingens ämne och teori

1 En avhandling om miljökonsekvensbedömningar som rättsligt verktyg

1.1 Miljöproblemet och hållbar utveckling

1.1.1 Människans påverkan skapar miljöproblem

Samhällets utveckling har de senaste tvåhundra åren givit upphov till en mängd olika mer eller mindre allvarliga miljöproblem. Studier har visat att den negativa miljöpåverkan av mer betydande omfattning dessförinnan var tämligen lokal och också begränsad. Ser man människans utveckling som ett enda år, har den negativa miljösituationen faktiskt bara upptagit en minut. Detta betyder att det har skett en mycket kraftig acceleration av miljöproblemen under senare tid. Vår historia vittnar också om en inställning till naturen som har varit snedvriden och som har bidragit till ett ohållbart förhållningssätt. Alltsedan slutet av 1700-talet har mänskligheten uppvisat en självpåtagen dominans över miljön, styrd av ideal om vetenskapligt förnuft och ett synsätt där naturen betraktas som en ”ickebesjälad mekaniskt sammanbunden maskin”.¹ Industrialismens framväxt var också till kraftig nackdel för miljön, eftersom den snabba ekonomiska tillväxten medförde både sociala och miljömässiga problem. Under 1900-talets senare hälft har emellertid miljöfrågorna på allvar kommit att engagera både allmänhet och beslutsfattare på alla nivåer.

¹ Wright, *Myten om framsteget*, 1994, s. 153.

Under en förhållandevis kort tid har miljöproblemen både ökat (och delvis också minskat) och fått en mer global karaktär (t.ex. klimateffekten). Kunskaperna om miljöns reaktioner och begränsningar har samtidigt tydligt förbättrats och allmänhetens medvetenhet och engagemang har fått ett allt större genomslag i politiken. Vi har blivit mer medvetna om värdet av att förhindra miljöproblem och också reparera de problem som har uppstått, inte minst för att tillgodose människors önskan om en ren och hälsosam miljö. Boken *Silent Spring* som skrevs av Rachel Carson 1962 (svensk titel: *Tyst vår*)² har av många omnämnts som en väckarklocka i sammanhanget, och det är rimligt att utgå från att bokens budskap om en vår utan fågelsång som konsekvens av samhällets kemikalieanvändning också starkt bidragit till att miljön vunnit erkännande både som begrepp och som politikområde.

Trots den pågående attitydförändringen fortsätter miljön att ta skada. Utfiskningen av fiskebestånden fortsätter, liksom förlusten av den biologiska mångfalden. Klimatförändringarnas negativa effekter är redan uppenbara och naturkatastrofer med alltmer förödande konsekvenser inträffar allt oftare. Allt fler bördiga områden försvinner som en följd av öknarnas utbredning, och utvecklingsländerna blir allt mer sårbara. Föroreningen av luft, vatten och hav fortsätter att ta ifrån miljontals människor möjligheten till ett anständigt liv.³

1.1.2 En internationell ambition om hållbar utveckling

Insikten om behovet av miljöskydd ledde så småningom till att en första miljökonferens i FN:s regi hölls i Stockholm. Året var 1972 och ämnet för diskussionen var världens miljösituation och de miljöproblem som det var nödvändigt att ta itu med. Sedan Stockholmskonferensen har två uppföljande världstoppmöten med koppling till denna hållits. Det andra mötet hölls

² Carson, *Silent Spring*, 1962. – Boken visade på hur nya biocider skulle kunna utgöra ett hot mot mänskligheten i nivå med ett kärnvapenkrig, och den bidrog till en mycket omfattande debatt om människan och miljön.

³ Johannesburgdeklarationen, 2002, punkt 13.

1992 i Rio de Janeiro och det tredje 2002 i Johannesburg.⁴ En rad konventioner, deklARATIONER och institutioner har antagits och etablerats som led i strävanden att vända trenden med nedbrytning av miljön och i stället finna en utveckling i samklang med miljön.⁵ Ett viktigt steg i utvecklingen utgjordes av rapporten *Our Common Future*, som utarbetades av en kommission under ledning av Gro Harlem Brundtland och publicerades 1987.⁶ Där beskrevs begreppet ”hållbar utveckling” tydligt. I samband med världstoppmötet i Rio antogs en deklARATION om hållbar utveckling, den så kallade RiodeklARATIONEN.⁷ Denna innehåller 27 grundläggande principer för miljö- och utvecklingsarbete. I Johannesburg tio år senare uttalades att en hållbar utveckling förutsätter ett långsiktigt perspektiv och ett brett deltagande både i utformningen av politiken, i beslutsfattandet och i genomförandet på alla nivåer.⁸ Mötet antog en politisk deklARATION och en genomförandeplan. I deklARATIONEN anges att hållbar utveckling skall främjas i alla led.⁹ Den politiska deklARATIONEN och genomförandeplanen skall enligt den svenska regering-

⁴ Världstoppmötet om hållbar utveckling i Johannesburg år 2002 innebar en samlad uppföljning av genomförandet av Agenda 21 (ett handlingsprogram för miljö- och utvecklingsarbete) och övriga åtaganden från Rio 1992. Begreppet ”hållbar utveckling” med sin ekonomiska, sociala och miljömässiga dimension blev definitivt erkänt i Rio, och det tillkom en rad nya mål som kompletterade de tidigare uppsatta målen.

⁵ Bland annat har det upprättats en kommission i FN:s regi för hållbar utveckling (Commission on Sustainable Development, CSD) som ett resultat av världskonferensen om miljö och utveckling i Rio 1992. CSD fick till uppgift att vara det centrala organet inom FN för uppföljning av resultaten från mötet. År 2003 hölls det första mötet i CSD sedan världstoppmötet om hållbar utveckling i Johannesburg. Vid detta möte fattade CSD beslut om en ny arbetsplan för hur CSD skall följa upp mötet i Johannesburg under åren 2004–2017. Planen innehåller bl.a. arbetsprogram samt uppgifter om mötesstruktur och arbetsformer, samverkan med internationella institutioner och medverkan av viktiga samhällsgrupper.

⁶ WCED, *Our Common Future*, 1987.

⁷ I RiodeklARATIONEN tillkännages 27 principer med det övergripande målet att etablera en ny och rättvis gemenskap genom att skapa nya former för samarbete mellan stater, mellan samhällets viktigaste sektorer och mellan olika folk. Principerna skall vidare främja internationella överenskommelser som respekterar allas intressen, som skyddar okränkbarheten hos det globala utvecklings- och miljösystemet och som erkänner jordens – vårt hems – odelbarhet och allas beroende av varandra.

⁸ JohannesburgdeklARATIONEN, 2002, punkt 26; Regeringens skr. 2002/03:29, bilaga 1.

⁹ JohannesburgdeklARATIONEN, 2002.

ingen också ses som ett komplement till Riodeklarationen och utgöra en specificering av vad som skall göras nationellt.¹⁰ Världens länder har i dessa deklamationer öppet förklarat att de samarbetar för att skydda och förbättra miljön och därmed också människors livskvalitet. Viktiga organ för detta samarbete är FN¹¹ och EU.¹²

1.1.3 Sveriges angreppssätt

I Sverige har målet om en hållbar utveckling givit upphov till ett större antal rapporter och utredningar samt propositioner.¹³ Hållbar utveckling skall enligt regeringen ses som ett övergripande mål för dess politik. Målet skall gälla för alla politikområden. I en skrivelse 2003 redovisade regeringen en revidering av den nationella strategi för hållbar utveckling som lades fram 2002. Där framhöll regeringen att strategin omfattar alla dimensioner av hållbar utveckling, dvs. den ekonomiska, den sociala och den miljömässiga. I strategin för hållbar utveckling redovisar regeringen sin vision för hållbar utveckling i ett längre tidsperspektiv. Strategins tre utgångspunkter är att en hållbar utveckling i Sverige endast kan uppnås inom ramen för globalt och regionalt samarbete, att hållbar utveckling måste integreras i alla politikområden och att ytterligare nationella insatser krävs för att långsiktigt värna de resurser som utgör basen för den hållbara utvecklingen.

Riksdagen har bl.a. i linje med ambitionen om hållbar utveckling fastställt 15 miljö kvalitetsmål.¹⁴ Genom proposition 2000/01:130 vidareutvecklades också miljömålsstrukturen med ett samlat förslag till delmål, åtgärder och strategier för att nå de uppsatta kvalitetsmålen. Miljö kvalitetsmålet anger det

¹⁰ Regeringens skr. 2002/03:29, s. 8.

¹¹ <http://www.un.org/esa/sustdev/> (15.12 2004)

¹² <http://europa.eu.int/comm/environment/eussd/> (15.12 2004)

¹³ Bl.a. regeringens skr. 2001/02:172; bet. 2001/02: MJU 16; rskr. 2001/02:315; regeringens skr. 2003/04:129; SOU 2003:31.

¹⁴ Prop. 1997/98:145. Beslutet i bet. 1989/99: MJU6, rskr. 1998/99:183.

tillstånd som miljöarbetet skall sikta mot. Delmålen anger inriktning och tidsperspektiv.¹⁵

Regeringen har uttalat att det som avhandlades i Johannesburg skall få bestående effekter i den svenska politiken för global utveckling, i den svenska inrikespolitiken och i det svenska samhället:

All utveckling skall vara hållbar utveckling. Omställningen är omfattande från en epok då människor och naturresurser var förbrukningsvaror i industrialiseringen till ett system där all utveckling sker inom gränserna för ekosystemens bärkraft och där social utveckling ställs i centrum.¹⁶

Detta betyder att regeringen förbinder sig att aktivt verka för att de överenskommelser som gjordes i Johannesburg skall genomföras i Sverige, i det europeiska samarbetet och internationellt. Princip 5 i Johannesburgdeklarationen lyder som följer:

Accordingly, we assume a collective responsibility to advance and strengthen the interdependent and mutually reinforcing pillars of sustainable development – economic development, social development and environmental protection – at the local, national, regional and global levels.

Det krävs åtgärder på alla nivåer, dvs. både lokalt, regionalt, nationellt och internationellt, för att de 15 nationella miljö kvalitetsmålen skall kunna uppnås. Sverige driver också ett aktivt arbete med miljöfrågor globalt; som exempel kan nämnas det arbete som pågår inom FN och OECD¹⁷ på grundval av insikten att en ekologiskt hållbar utveckling kan åstadkommas endast genom global (internationell) samverkan.¹⁸

¹⁵ Prop. 2000/01:130, s. 1–2.

¹⁶ Regeringens skr. 2002/03:29, s. 58.

¹⁷ <http://www.oecd.org/>

¹⁸ Se vidare webbplatsen för Statens institut för ekologisk hållbarhet, <http://www.ieh.se/>

Sedan FN:s första miljökonferens 1972, som hölls i Stockholm på Sveriges initiativ, har Sverige haft en viktig roll i FN:s miljöprogram, UNEP.¹⁹ Sverige deltar också aktivt i strävan att med stöd av internationell rätt, såsom olika konventioner till skydd för miljön, bl.a. förhindra klimatförändringar, skydda den biologiska mångfalden och avskaffa farliga kemikalier. Även inom Norden pågår ett nära miljösamarbete. Nordiska ministerrådet har utarbetat ett miljöhandlingsprogram och har en strategi för en hållbar utveckling i Norden och närområdena.²⁰

1.2 Bedömning av miljöpåverkan

1.2.1 Kunskap före handling och medvetna beslut

1.2.1.1 Internationell enighet

Det finns sedan åtminstone 20 år tillbaka en tydlig enighet, både internationellt och nationellt, om värdet av väl underbyggda beslut i miljöärenden.²¹ Den gemensamma uppfattningen att det är viktigt att bedöma ett projekts miljöpåverkan inför beslut om olika åtgärder har utgjort grogrund för ett internationellt erkännande. I samband med FN:s miljömöte i Rio kom detta till tydligt uttryck – princip 17 i Riodeklarationen lyder:

Environmental impact assessment, as a national instrument, shall be undertaken for proposed activities that are likely to have a significant adverse im-

¹⁹ United Nations Environment Programme, <http://www.unep.org/> (15.12 2004).

²⁰ En hel del arbete pågår inom Nordiska ministerrådet; se: <http://www.norden.org/pub/ovrigt/baeredygtig/sk/index.asp>; <http://www.regeringen.se/sb/d/980/a/9872>; Nordisk ministerråd, *Bæredygtig udvikling: En ny kurs for Norden*, 2001; Nordisk ministerråd, *Bæredygtig udvikling: Når vi målet?*, 2002.

²¹ Se WCED, *Our Common Future*, 1987.

pact on the environment and are subject to a decision of a competent national authority.²²

Grundtanken är att projekts och åtgärders miljöpåverkan skall utredas, dvs. bedömas, värderas och beskrivas. Detta skall ske i öppna, demokratiska former. Syftet är att ge beslutsfattarna en så klar bild av den miljöpåverkan som projekteringen medför att de utifrån denna bild kan fatta beslut som främjar en hållbar utveckling.

Environmental issues are best handled with the participation of all concerned citizens, at the relevant level. At the national level, each individual shall have appropriate access to information concerning the environment that is held by public authorities, including information on hazardous materials and activities in their communities, and the opportunity to participate in decision-making processes. States shall facilitate and encourage public awareness and participation by making information widely available. Effective access to judicial and administrative proceedings, including redress and remedy, shall be provided.²³

Man kan, enligt Sadler, få en bild av de mest centrala delarna i framväxten av det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömning genom att utgå från reglernas olika utvecklingssteg.²⁴ Det första steget är uppkomsten av miljökonsekvensbedömning i USA 1969. Det andra steget omfattar den utveckling av reglerna som skedde i takt med deras tillämpning, och det tredje steget utgörs av den alltjämt pågående diskussionen om och analysen av reglernas funktion och utvecklingsmöjligheter när det gäller att uppnå målet om

²² Riodeklarationen, 1992, princip 17.

²³ Riodeklarationen, 1992, princip 10.

²⁴ Sadler menar att utvecklingen av miljökonsekvensbedömningar har varit speciell; vid en tillbakablick är det framför allt tre perioder eller linjer som man kan urskilja: "the adoption of EA [environmental assessment] world-wide from its US origins; the innovations in law, method and procedure that have driven the development of the process; and the expansion in the scope of assessment in response to new challenges and issues" (Sadler, *International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment*, 1996 s. 24 ff.).

hållbar utveckling. En fråga som fått mycket uppmärksamhet är t.ex. hur reglerna skall utformas med avseende på öppenhet och deltagande för att på bästa sätt tillgodose ambitionerna i Johannesburgdeklarationen, dvs. transparens och hållbart beslutsfattande. Det betonas allt oftare att samverkan och delaktighet är viktiga förutsättningar för att det skall kunna byggas upp kunskap och förmedlas information om hållbar utveckling. I Johannesburgdeklarationen anges också att Riodeklarationens principer 10 och 17 om deltagande och miljökonsekvensbedömningar skall ligga till grund för arbetet med hållbar utveckling.

1.2.1.2 USA som föregångsland

De första reglerna om miljökonsekvensbedömning infördes genom den amerikanska lagen National Environmental Policy Act (NEPA).²⁵ Denna lag innebar en klar förbättring av miljölagstiftningen. I jämförelse med lagstiftningen i andra länder världen över var NEPA med sina tydliga krav på miljökonsekvensbedömning unik. Detta var t.ex. första gången som skyddet av miljön på ett så omfattande och tydligt sätt formulerades i lag. NEPA gavs också stor tyngd i domstolarna. Enskilda personer tillerkändes en rätt att överklaga kvaliteten i bedömningarna, vilket ledde till att miljökonsekvensbedömningar ofta blev föremål för en rättslig granskning. Domstolarna kunde utan större besvär granska bedömningarna på både materiella och formella grunder. De behövde inte använda sig av experter av olika slag, och inte heller göra svåra avvägningar mellan nytta och skada eller mellan olika intressen. I stället kunde de granska bedömningarna utifrån precist angivna bedömningsgrunder både för processen och för rapporteringen.²⁶ Genom NEPA ålades alla federala myndigheter att anpassa sin verksamhet till la-

²⁵ De beslutsunderlagsregler som fördes in i lagen benämndes Environmental Impact Assessment (EIA) och Environmental Impact Statement (EIS). EIA betecknar den successiva bedömningen av miljöpåverkan under förfarandets gång och EIS betecknar den slutgiltiga rapport som överlämnas till beslutsfattaren.

²⁶ ELA, *NEPA Deskbook*, 1989, s. 18; Sadler, *International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment*, 1996, s. 27.

gens övergripande målsättning om förbättrad miljö kvalitet och hushållande med naturresurser.²⁷

Syftet med reglerna var att ”sätta press” på myndigheterna att verkligen uppnå NEPA:s mål. I lagens tillämpningsföreskrifter (policy regulations) från Council of Environmental Quality (CEQ) anges detta uttryckligen:

The National Environmental Policy Act (NEPA) is our basic national charter for protection of the environment. It establishes policy, sets goals (section 101), and provides means (section 102) for carrying out the policy. Section 102(2) contains ”action-forcing” provisions to make sure that federal agencies act according to the letter and spirit of the Act. The regulations that follow implement section 102(2). Their purpose is to tell federal agencies what they must do to comply with the procedures and achieve the goals of the Act. The President, the federal agencies, and the courts share responsibility for enforcing the Act so as to achieve the substantive requirements of section 101.²⁸

Av dessa tillämpningsföreskrifter framgår tydligt att idén bakom och själva meningen med miljökonsekvensbedömningar var att miljömässigt hållbara beslut skulle fattas, inte bara att det skulle skapas en formell beslutsprocedur som var fristående från de efterföljande beslutens innehåll.

1.2.1.3 En världsomfattande spridning av reglerna

Efter några års amerikansk domstolspraxis, där tillämpning och tolkning av NEPA i betydande grad höjt kvaliteten på underlagen för miljöbeslut och

²⁷ ”NEPA’s purpose is not to generate paperwork – even excellent paperwork – but to foster excellent action.” (Glasson, Therivel & Chadwick, *Introduction to Environmental Impact Assessment*, 1995, s. 8); ”The NEPA process is intended to help public officials make decisions that are based on understanding of environmental consequences, and take actions that protect, restore, and enhance the environment. These regulations provide the direction to achieve this purpose.” (CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1500.1(c)).

²⁸ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1500.1.

påtagligt ökat delaktigheten bland allmänheten²⁹, fick miljökonsekvensbedömningar en alltmer framskjuten roll. I många länder väcktes intresse för den ”amerikanska modellen”.³⁰ En del länder införde nya separata regler i sina rättsliga system. Andra länder, oftast sådana som redan hade en väl etablerad miljölagstiftning, förde in reglerna i sina befintliga tillstånds- och planförfaranden.³¹ I Sverige framhölls att fördelen med att integrera processen med miljökonsekvensbedömningar i de befintliga strukturerna var att det skulle krävas mindre omställningar i systemet.³² Som en nackdel framhölls den överhängande risken att proceduren inte fullt ut skulle kunna anpassas till att stödja de syften som verkligen bör prioriteras, dvs. att alla relevanta frågor skall utredas och att det därigenom skall åstadkommas ett miljömässigt relevant miljöbeslutsunderlag. Det ansågs att en separat och självgående process skulle garantera att miljöbeslutsunderlaget upprättas med syftet att utreda miljökonsekvenserna och därigenom indirekt förbättrar projektet i miljöhänseende. Genom en separat procedur skulle också möjligheterna att få en enhetlig överblick över praxis bli större. Däremot ansågs det att man med en separat procedur riskerade att miljökonsekvensbedömningen skulle komma att inledas för sent, vilket skulle minska möjligheterna att påverka projektet i miljömässigt positiv riktning. Vidare skulle möjligen förfarandet kunna bli administrativt tungt och oflexibelt.

I dag förefaller de allra flesta demokratiska länder ha en nationell form av miljökonsekvensbedömning.³³

²⁹ Se bl.a. Anderson & Daniels, *NEPA in the Courts*, 1973; Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999; www.imir.com

³⁰ Gilpin, *Environmental Impact Assessment (EIA)*, 1995; Sadler, *International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment*, 1996, s. 24.

³¹ Gilpin, *Environmental Impact Assessment (EIA)*, 1995.

³² Boverket & Statens naturvårdsverk, *Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) i det svenska planerings- och beslutssystemet*, 1990.

³³ Se bl.a. Sadler, *International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment*, 1996; Glasson, Therivel & Chadwick, *Introduction to Environmental Impact Assessment*, 1995; Wathern, *Environmental Impact Assessment*, 1992. Se vidare *EIA Legislation Year around the World*, <http://www.casa.ucl.ac.uk/muki/eiaworld.htm>; Robinson, *International*

1.2.1.4 Riktlinjer från UNEP, Världsbanken och FN

Utvecklingsbanker och bilaterala hjälporganisationer har genom åren också kommit att bidra till utvecklingen av miljökonsekvensbedömningar. Mot slutet av 1980-talet och i början av 1990-talet antog t.ex. Världsbanken riktlinjer som innebar att miljökonsekvensbedömning blev ett standardiserat förfarande i samband med alla investeringsprojekt som banken övervägde att stödja.³⁴ Dessa riktlinjer bidrog också till att sprida regleringen och genomförandet av miljökonsekvensbedömningar till utvecklingsländer.³⁵ Andra större organisationer som FN och OECD utvecklade också egna riktlinjer. Dessa riktlinjer innebär att organisationernas låntagare är skyldiga att upprätta en miljökonsekvensbedömning för att över huvud taget kunna komma i fråga för finansiering av olika projekt.³⁶ Sverige har i samarbete med Sida också ställt samman riktlinjer för det svenska biståndsarbetet. FN:s miljöprogram UNEP utformade i början av 1990-talet mål och riktlinjer för miljöbeslutsunderlag. Syftet med dessa riktlinjer är att förbättra beslutsunderlaget och visa att allmänhetens medverkan utgör en del i processen.³⁷ I allt större utsträckning har olika sidor av reglerna kommit att analy-

Trends in Environmental Assessment, 1992; Kanada: Canadian Environmental Assessment Act, http://www.ceaa.gc.ca/013/001/index_e.htm (9.2 2005); Nya Zeeland: Resource Management Act, <http://www.mfe.govt.nz/laws/rma/amendments.html> (9.2 2005);

Australien: <http://www.environment.gov.au/portfolio/epg/eianet/eia.html> (9.2 2005);

Hongkong: <http://www.info.gov.hk/epd/eia/index.htm> (8.2 2005);

Europeiska kommissionen: <http://www.fast.mi.it/eng/netw.htm> (9.2 2005).

³⁴ Mahony, "The World Bank's Policies and Practice in Environmental Impact Assessment", 1995; Goodland & Edmundson, *Environmental Assessment and Development*, 1994.

³⁵ Det är dock värt att poängtera att Världsbanken också varit inblandad i ett antal mindre miljövänliga projekt genom åren; dess medverkan skall därför inte ses som någon garanti för hållbar utveckling. Icke desto mindre har banken uppvisat en ansats och också i någon form kanaliserat miljökonsekvensbedömning till utvecklingsländer.

³⁶ Goodman & Mercier, *The Evolution of Environmental Assessment in the World Bank*, 1999.

³⁷ "EIA means an examination, analysis and assessment of planned activities with a view to ensuring environmentally sound and sustainable development" (UNEP, *Environmental Law Guidelines and Principles* 9, 1987). – I samma UNEP-dokument anges följande syfte med

seras (dock med bibehållet helhetsperspektiv), bl.a. relationen till andra former av beslutsunderlag och relationen till mer övergripande strategiska beslutsunderlag.

1.2.2 Miljökonsekvensbedömningens kännetecken

1.2.2.1 Regler om beslutsunderlag

Regler för miljökonsekvensbedömningar är typiska miljöbeslutsunderlagsregler. Miljöbeslutsunderlagsregler anger vem som bär ansvar för utredningens genomförande och vetenskaplighet samt hur man kan påverka utredningens innehåll.

Dessa slags regler innehåller materiella bestämmelser (om att skyddsåtgärder ska vidtas), samtidigt som där anges vem som har bevisbördan avseende behovet av skyddsåtgärder och andra försiktighetsmått i det enskilda fallet.³⁸

Reglerna anger även hur beslutsunderlaget ska tas till vara i besluten, dvs. dess roll i beslutsprocessen, miljöbeslutsunderlagets innehåll osv.³⁹ Regler för miljökonsekvensbedömningar är i dag explicit uttryckta och syftet är som sagt att åstadkomma miljömässigt välgenomtänkta och riktiga beslut. Beslutsunderlagsregler kan även vara inbyggda. Ett materiellt krav om att t.ex. bästa tänkbara plats skall väljas medför en skyldighet att innan tillstånd ges, styrka att det inte skulle vara möjligt att med rimliga insatser finna bättre alternativ.⁴⁰

EIA: ”To establish that before decisions are taken by the competent authority to undertake or to authorize activities that are likely to significantly affect the environment, the environmental effects of those activities should be taken fully into account.”

³⁸ Westerlund, *Miljörättsliga grundfrågor*, 2003, s.295.

³⁹ Westerlund, *Miljörättsliga grundfrågor*, 2003, kap. 22.

⁴⁰ Westerlund, *Miljörättsliga grundfrågor*, 2003, s. 297.

Liksom i sedvanliga bevissammanhang är det på miljöområdet en typisk fråga hur omfattande utredningar som ska krävas. Även här kan slutsatserna åtminstone delvis dras ur tillåtlighetsreglerna som sådana. Den enkla principen är ju att utredningen ska vara tillräcklig för att tillåtligheten ska kunna bedömas. Detta innebär att utredningen endast behöver täcka sådant som kan ha betydelse för tillåtlighetsbedömningen. Observera dock att vi här än så länge bara talar om tillåtlighetsutredningar. I de fall där det därutöver finns ett krav på vad som i Sverige kallar miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) kan mer behöva utredas.⁴¹

1.2.2.2 Syftet med en miljökonsekvensbedömning

I detta arbete förstås det huvudsakliga syftet med en miljökonsekvensbedömning vara dels att åstadkomma ett miljöbeslutsunderlag som har sådana kvaliteter att det tillhandahåller den kunskap som behövs för att de beslut som fattas skall vara miljömässigt riktiga i ett långsiktigt perspektiv, dels att se till att denna kunskap också används som underlag för besluten. Carlman och Westerlund framhåller att beslutsfattarna skall göras medvetna om vilka effekter ett beslut får för den omgivande miljön innan besluten fattas. Miljökonsekvensbedömningen skall ge ett tillfredställande beslutsunderlag för beslut med betydelse för miljön.⁴²

Miljöbeslutsunderlagsreglerna syftar alltså till att få fram förutsägelser av tänkbara miljökonsekvenser och ge kunskaper som möjliggör klokare val mellan alternativa handlingssätt.⁴³ Den internationella organisationen för miljökonsekvensbedömningar⁴⁴ anger detta i sin definition av ”miljökonsekvensbedömning” (environmental impact assessment), som har följande lydelse:

⁴¹ Westerlund, *Miljörättsliga grundfrågor*, 2003, s. 299.

⁴² Carlman, Westerlund m.fl., *Miljökonsekvensbeskrivningar ur ett forsknings- och utvecklingsperspektiv*, 1994.

⁴³ ”Impact assessment, simply defined, is the process of identifying the future consequences of a current or proposed action” (IAIA, <http://www.iaia.org/> (27/1 2005))

⁴⁴ International Association of Impact Assessment (IAIA), en organisation som samlar forskare och praktiker som arbetar näst intill dagligen med miljökonsekvensbedömning.

The process of identifying, predicting, evaluating and mitigating the biophysical, social, and other relevant effects of development proposals prior to major decisions being taken and commitments made.⁴⁵

1.2.2.3 Förfarande och dokumentation

Ett förfarande med miljökonsekvensbedömning innebär en tidig systematisering av projektets huvudfrågor. Tanken är att intressenterna skall kunna mötas i ett så tidigt skede att det fortfarande går att påverka utformningen av projektet. Synpunkter som tas med tidigt kan utveckla projektet i stället för att ses som hinder och fördröjningar.⁴⁶ Bedömningen av miljöpåverkan skall ske stegvis, och även frågor som inte genast är uppenbara och som tillförs utredningen relativt sent skall kunna ingå i bedömningen. Detta betyder att alla för projektet relevanta frågor skall ges utrymme och att de val och prioriteringar som gjorts i processen skall framgå också för dem som inte löpande deltar i processen.

Miljökonsekvensbedömningen utgörs följaktligen av en process och en rapport. Processen skall vara sådan att de olika myndigheter och industrier som påverkas av förslaget, den intresserade allmänheten och övriga aktörer bereds möjlighet att medverka i processen och bidra till denna. Miljökonsekvensbedömningsprocessen skall innefatta följande:

- En initial studie med en problemorientering och en formulering av alternativ.
- En gedigen bedömning av miljöpåverkan.

⁴⁵ IAIA, *Principles*, 1999.

⁴⁶ Erfarenheten visar att en öppen process många gånger leder till lösningar på problem som tidigare uppfattats som omöjliga att finna lösningar på (Petts, "Public Participation and Environmental Impact Assessment", 1999).

- En redogörelse för skadeförebyggande åtgärder.

Miljökonsekvensbedömningen skall ligga till grund för beslut, dvs. den skall beaktas. Efter beslutet skall det göras en uppföljning för kontroll av att villkoren i beslutet följs och för värdering av effektiviteten hos de förebyggande (skademinimerande) åtgärderna, så att lärdomar kan dras inför kommande miljökonsekvensbedömningar.⁴⁷

1.2.2.4 En helhetsbild

Miljöbeslutsunderlaget skall inte sammanblandas med tillåtlighetsprövningen, även om det ska ligga till grund för denna. Tillåtlighetsprövningen av verksamheten sker utifrån de rättsliga krav som lagen uppställer, och miljökonsekvensbedömningen skall inte avgränsas till att enbart ge information som är anpassad till denna prövning. Miljökonsekvensbedömningen är en vidare bedömning av projektets miljökonsekvenser, och den skall därför omfatta alla slags miljökonsekvenser i rimlig omfattning. Blandar man ihop proceduren för och dokumentationen av miljökonsekvensbedömningen med den efterföljande tillåtlighetsprövningen, löper man risk att förminska miljöbeslutsunderlagets olika funktioner. Framförallt funktionen att ge en samansatt helhetsbild av projektets samtliga miljökonsekvenser inte enbart de miljökonsekvenser som primärt rör tillståndsfrågan.

1.2.2.5 Beslut som främjar hållbar utveckling

En viktig funktion hos det rättsliga verktyget är att miljökonsekvensbedömningen skall medföra att besluten bidrar till att hållbar utveckling främjas.⁴⁸

⁴⁷ IAIA, *Principles*, 1999.

⁴⁸ ”EIA [should be used] as a system for producing knowledge, not only as a means to make informed planning decisions, but also as a source of directing the development of social values. In this manner it is a crucial tool for promoting sustainable development.” (Wilkins, ”The Need for Subjectivity in EIA”, 2003, s. 401–414).

Miljökonsekvensbedömningen skall därför visa på projektets syfte, på alternativa lösningar, på dess utnyttjande av mark, vatten och andra resurser, på dess alstrande av avfall, föroreningar och störningar och på risken för olyckor.⁴⁹ Miljökonsekvensbedömningen skall bl.a. inrymma uppgifter om det planerade projektets lokalisering och den aktuella miljöns känslighet, om nuvarande markanvändning och om markens, vattnets och andra resurser förekomst, kvalitet och förnyelseförmåga samt om effekternas karaktär – deras omfattning, deras gränsöverskridande karaktär, deras betydelse och komplexitet, deras sannolikhet och varaktighet och deras reversibilitet.⁵⁰

1.2.2.6 Kriterier som definierar

Med stöd av ett antal kriterier – syfteskriteriet, alternativkriteriet, miljökonsekvenskriteriet, jämförbarhetskriteriet, öppenheitskriteriet, granskningskriteriet och beslutsunderlagskriteriet – kan man precisera vad det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömning innebär.⁵¹ Dessa kriterier anger samtidigt de olika moment som både i praktiken och i teorin tillsammans (inte var för sig) har visat sig bidra till att syftet med detta rättsliga verktyg kan uppfyllas. Carlman framhåller att verktygets funktion är enkel att beskriva:

Den är att skapa ett 'fullgott' beslutsunderlag, så att beslutsfattare görs medvetna om vilka miljökonsekvenser beslutet i fråga kan medföra och vilka handlingsvägar som finns. Detta förutsätter att vissa kriterier är uppfyllda.

⁴⁹ Jämför med MB 6:4 som anger vad som ska ligga till grund för länsstyrelsens bedömning. EG-direktiv 97/11 har i bilaga III angivit bedömningskriterier för betydande miljöpåverkan, detsamma gäller för NEPA där procedurens första fas utmynnar i en bedömning som om den innebär att betydande miljöpåverkan ej anses trolig går under en speciell benämning: "FONSI" Finding of no significant effects.

⁵⁰ Jfr förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar, bilaga 2; se även Boverket, Naturvårdsverket & Riksantikvarieämbetet, *Boken om MKB*, 1996.

⁵¹ Westerlund, *Miljöeffektbeskrivningar*, 1981, Del 1: Reglerna och tillämpningen i USA; Westerlund, *Genuine Environmental Impact Assessment (EIA) and the Genuine EIA Concept*, 1995; Carlman, Westerlund m.fl., *Miljökonsekvensbeskrivningar ur ett forsknings- och utvecklingsperspektiv*, 1994; Basse & Anker, *Miljökonsekvensvärdering i et retligt perspektiv*, 1996, s. 19..

Förutsättningslöshet är ett nyckelord när hushållning med naturresurser och miljöhänsyn ska ges vederbörligt utrymme.⁵²

Kriterierna ger uttryck för att en miljökonsekvensbedömning skall ses som ett förfarande grundat på en integrerande ansats utifrån ett holistiskt synsätt. Förfarandet skall vara öppet. Det skall ge enskilda, allmänhet och myndigheter utrymme att utöva insyn och medverka. Kriterierna visar vidare att miljökonsekvensbedömningen är ett beslutsunderlag och att den skall omfatta en analys av miljöeffekterna av alternativa sätt att genomföra projektet.⁵³

Grundkraven på miljökonsekvensbedömningen är sålunda att denna skall komma till under demokratiska former, förmedla miljömässigt korrekt kunskap och garantera att denna kunskap också används som beslutsunderlag.⁵⁴

För att något ska fungera bra som ett beslutsunderlag, måste konstruktionen av reglerna om underlaget uppmärksammas. Vissa element måste ingå i konstruktionen för att syftet ska nås. Elementen kallar jag kriterier för en miljökonsekvensbeskrivning. Jag ska nu ta fram dessa kriterier. Då utgår jag från de funktioner, som sannolikt väckt intresset för miljökonsekvensbeskrivningar. På detta sätt kan vi bl.a. fritt jämföra olika rättssystem med varandra på ett relevant sätt. Genom en inriktning på *funktion* gör det t.ex. detsamma huruvida i ett bestämt land en miljökonsekvensbeskrivning är en del i en annan procedur eller en egen procedur.⁵⁵

⁵² Carlman, ”Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige”, 1995, s.43-73.

⁵³ ”För att kunna fungera som beslutsunderlag, måste naturligtvis materialet finnas färdigt före det att beslutsfattandet sker. Den viktiga *funktionen* är ju att materialet ska kunna beaktas vid beslutsfattandet.” (Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s. 19).

⁵⁴ ”Yet the purpose of NEPA is not just to assess impacts and complete an EIS; rather, it is to improve the quality of decisions. The hope is that the EIA process will provide environmental information that will help agencies to take actions that ‘protect, restore, and enhance the environment’ ” (Steinmann, ”Improving Alternatives for Environmental Impact Assessment”, 2001, s. 21). Se även Lindgren, ”Kommentarer till en MKB-avhandling”, 1995, s. 26.

⁵⁵ Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s. 18.

Kriterierna har på ett flertal sätt vidareutvecklats inom ramen för avhandlingen; ett kriterium har också tillkommit och ett kriterium har givits en annan benämning. De frågor som rör samverkan mellan olika aktörer och de som rör kontrollen av förfarande och rapportering har här givits var sitt kriterium. Tidigare var båda frågorna samlade inom ett kriterium, men i avhandlingen har samverkansfrågorna brutits ut ur granskningskriteriet. Det nytillkomna kriteriet benämns öppenhetskriteriet. Resultatkriteriet har ändrats till syfteskriteriet för att betona ändamålet med verksamheten och inte vilseledas till att associera till det fysiska resultatet av projektet. Jag har funnit det nödvändigt att vidareutveckla de enskilda kriterierna för att de skall kunna tillgodose den alltmer komplexa situation, i fråga om både erfarenheter och institutionella strukturer, som råder i dag jämfört med för 20 år sedan, då kriterierna ursprungligen formulerades.

Av *syfteskriteriet* framgår att syftet med verksamheten skall preciseras i ett tidigt skede, dvs. innan man går vidare med det fortsatta miljökonsekvensbedömningsförfarandet. Enligt *alternativkriteriet* skall rimliga alternativ formuleras utifrån det preciserade syftet. *Miljökonsekvenskriteriet* innebär att man skall utreda miljökonsekvenserna av de formulerade alternativen. Enligt *jämförelsekriteriet* skall miljökonsekvenserna utredas och redovisas på ett sådant sätt att en jämförbar helhetsbild av de olika alternativens miljökonsekvenser framträder. Enligt *öppenhetskriteriet* skall alla led i förfarandet omfattas av krav på öppenhet i form av insyn och deltagande. *Granskningskriteriet* innebär att förfarandet löpande skall kontrolleras och godkännas av olika berörda myndigheter. *Beslutsunderlagskriteriet* belyser slutligen att miljökonsekvensbedömningen skall beaktas i besluten och därför också finnas till hands hos beslutsfattaren i god tid innan besluten tas. Nedan ges något mer utförliga beskrivningar av de enskilda kriterierna; ingående analyser av dem redovisas i kapitel 5–11.

1.3 Bedömningar av planer – strategisk miljöbedömning

För planer och program har man de senaste åren strävat efter att finna former som liknar miljökonsekvensbedömningar, men som är mer anpassade för den övergripande planeringen. Betydelsen av att miljöbedömningar inte görs enbart för konkreta projekt utan även i initiala strategiska skeden har

tidigt uppmärksammas, men det är först på senare tid som detta har utmynnat i rättsliga krav på strategiska miljöbedömningar. De strategiska miljöbedömningarna har också betydelse när det gäller att bredda beslutsunderlaget för planer och program. Det är viktigt att i ett tidigt skede, innan tänkbara lösningar i en eller annan riktning uppstår, få en samlad och övergripande bild av vad en plan eller ett program kommer att innebära i miljöhänseende. För att på bästa sätt möjliggöra miljömedvetenhet inför beslut på strategisk nivå bör en strategisk miljöbedömning göras i samband med utarbetandet av strategier, utredningar, planer eller program som skall vara underlag för olika övergripande beslut, exempelvis kommunala översiktsplaner, bostadsförsörjningsprogram, regionala utvecklingsplaner eller en utredning om den framtida transportpolitiken.

Miljöbedömningar på övergripande nivå skiljer sig på flera sätt från de miljökonsekvensbedömningar som avser enskilda projekt. Den strategiska bedömningen görs i ett tidigare skede av beslutsprocessen och processen är bredare på så sätt att de involverade intresseföreträdarna är fler och alternativen skall ha större spännvidd. Det kan dock vara svårt att dra en gräns mellan konsekvensbedömningar för projekt och miljöbedömningar på övergripande nivå, och i vissa fall kan man också se att de båda kategorierna går in i varandra. Tanken med den strategiska miljöbedömningen är att planer och program skall kunna miljöbedömas på ett mer systematiskt och formaliserat sätt. Med hjälp av denna tidiga miljöbedömning skall kompassriktningen för den hållbara utvecklingen kunna tas ut på ett mer övergripande plan. Miljökonsekvensbedömningskraven fungerar däremot som beslutsunderlagsinstrument för ett mer begränsat och projektspecifikt utredningsmaterial.

Det finns ett flertal faktorer bakom vidareutvecklingen av miljökonsekvensbedömningar i riktning mot mer strategiska miljöbedömningar, bl.a. en större medvetenhet om de begränsningar som projektspecifika miljökonsekvensbedömningar innebär samt ökade resurser och ökat stöd till strävan att på olika – och framför allt mer övergripande – sätt främja en hållbar utveckling. Här kan den strategiska miljöbedömningen ses som en metod för att slå fast viktiga hållbarhetsaspekter och ge dessa konkret uttryck. Vidare kan den strategiska miljöbedömningen ses som ett försök att tillgodose behovet av en förbättrad beslutsprocedur och behovet av bättre beredskap inför de frågor som aktualiseras i samband med strävan att förverkliga hållbarhets-

målet.⁵⁶ Även om miljökonsekvensbedömningskrav och krav på strategiska miljöbedömningar har liknande syfte och mål, skiljer de sig åt genom att de fungerar på olika plan. Miljökonsekvensbedömningar genomförs vanligen först efter det att en plan eller ett program har beslutats, och ramen för strategiska miljöbedömningar är dessutom betydligt vidare.

Det har antagits ett EG-direktiv (2001/42/EG om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan) som ställer krav på miljöbedömning av vissa planer och program som reglerar markanvändning.⁵⁷ Direktivet syftar till att sörja för en god kvalitet på miljöhänsynen och till att integrera miljöaspekter i planer och program så att en hållbar utveckling kan främjas. Direktivet gäller för både planer och program som medför ”betydande miljöpåverkan”, och de allra flesta sektorer omfattas av dess krav. De berörda planerna och programmen är sådana som upprättas och antas av myndigheter. Direktivet är ett minimidirektiv. I Sverige är det framför allt den kommunala fysiska planeringen och infrastrukturplaneringen som berörs av direktivets krav.⁵⁸ Genom proposition 2003/04:116, Miljöbedömning av planer och program, föreslog regeringen hur direktivet skulle införas i svensk lagstiftning. Riksdagen har antagit denna proposition, vilket innebär att det har införts bestämmelser i miljöbalken.⁵⁹

⁵⁶ Jfr Naturvårdsverket, *Strategiska miljöbedömningar*, 2000; Partidário, ”Strategic Environmental Assessment: Principles and Potential”, 1999; Fischer, ”Strategic Environmental Assessment in Post-Modern Times”, 2003; Partidário, ”Strategic Environmental Assessment”, 1996, s. 31-55; Dalkmann, Herrera & Bongardt, ”Analytical Strategic Environmental Assessment (ANSEA)”, 2004.

⁵⁷ Europeiska gemenskapernas kommission, *Genomförande av direktiv 2001/42 om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan*, 2003.

⁵⁸ Se bl.a. Naturvårdsverkets arbete med strategisk miljöbedömning: <http://www.naturvardsverket.se/> (under ”dokument/hallbar/planer/samsmer/a.htm#a1”).

⁵⁹ MB 6 kap. 11–22 §§.

1.4 Andra näraliggande analysmetoder

Miljökonsekvensbedömning ligger nära andra analysmetoder som används för att visa på miljökonsekvenser, t.ex. nyttokostnadsanalys (cost-benefit-analys, CBA), livscykelanalys (LCA) och riskanalys (RA).⁶⁰ Dessa analysmetoder har kommit att användas för att visa på miljökonsekvenser i strikt mening och är inriktade på att ta fram vissa typer av fakta och att analysera dessa. Det som skiljer dessa andra analysmetoder från miljökonsekvensbedömningen är att de är mer avgränsade. En riskanalys är t.ex. inte en metod för att redovisa alternativ och heller inte en metod för att genom samråd med berörda intressenter diskutera fram olika lösningar. Däremot kan en riskanalys eller en livscykelanalys fungera som utomordentligt bra instrument för själva bedömningen av miljökonsekvenserna: det krävs t.ex. kunskap om en produkts hela livscykel för att kunna redogöra för dess konsekvenser i en miljökonsekvensbedömning. Vidare krävs det att man företar en riskanalys för att förse miljöbeslutsunderlaget med relevant information om vilka risker som är förenade med produktens användning osv.⁶¹ Min uppfattning är att miljökonsekvensbedömningen som process med fördel kan inrymma t.ex. en riskanalys och en substansflödesanalys i den bemärkelsen att dessa mer specifika verktyg fungerar som delar av miljökonsekvensbedömningen.⁶²

⁶⁰ Se Moberg m.fl., *Miljösystematiska verktyg*, 1999; Brorsson, K.-Å., *Metodutveckling av positionsanalysen genom tillämpning på Assjö kvarn*, 1995.

⁶¹ Tukker, "Life Cycle Assessment As a Tool in Environmental Impact Assessment", 2000.

⁶² Se bl.a. Petts, "Environmental Impact Assessment Versus Other Environmental Management Decision Tools", 1999, s. 33 ff; Andrews, "Environmental Impact Assessment and Risk Assessment", 1999, s. 85 ff; Tukker, "Life Cycle Assessment As a Tool in Environmental Impact Assessment", 2000, s. 435–456.

2 Avhandlingen

2.1 Syfte och problemställningar

Syftet med avhandlingen är att med utgångspunkt i teoribildningen kring hållbar utveckling samt miljökonsekvensbedömning som rättsligt verktyg analysera och diskutera det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömning. Min ambition är att bidra till en vetenskapligt grundad ökad förståelse för och kunskap om regelverktygets olika delar och delarnas betydelse för helheten. Avsikten är med andra ord att precisera och analysera vad miljökonsekvensbedömning som rättsligt verktyg är och hur det kan vidareutvecklas.

Föremål för mitt intresse är att undersöka och diskutera regelverktyget som sådant. Vilka är regelverktygets olika delar och vilken betydelse har delarna för verktyget som helhet? Vad är det t.ex. som talar för att reglerna är ett bra rättsligt verktyg för hållbar utveckling? Finns det speciella komponenter i reglerna som är särskilt viktiga och vilka är då de? Hur regleras verktyget i olika länder och på olika rättsliga nivåer idag och vilka slutsatser kan man dra av dessa regler ställt mot vikten av välunderbyggda beslut och regelverktygets olika delar. Slutligen, om och i så fall hur kunskapen om miljökonsekvensbedömning som regelverktyg kan bidra till en ökad förståelse för hur reglerna bör vidareutvecklas för att på ett än bättre sätt ”återspegla” (genomföra) den ekologiska dimensionen i hållbar utveckling.

Terminologin kring miljökonsekvensbedömningar har kännetecknats av oklarhet och termsammanblandning, och jag vill därför klargöra hur jag försökt att förhålla mig till detta. Jag har eftersträvat att finna en så neutral terminologi som möjligt. Den term som jag genomgående använder mig av är *miljökonsekvensbedömning*. Avsikten är att möjliggöra en neutral hantering av de frågor som granskningen och analysen för med sig. Det är t.ex. olämpligt att stå alltför nära den nationella svenska termen, *miljökonsekvensbeskrivning (MKB)*, eftersom dess konkreta manifestation inte motsvarar den ideala miljökonsekvensbedömningen. Det hade varit möjligt att an-

vända sig av termen *environmental impact assessment (EIA)*. Jag anser det dock olämpligt att använda ett engelskt begrepp som samlingsterm i en svensk avhandling (och dessutom är detta – förutom den generiska termen på engelska – även den nationella termen i USA), och har därför funnit att termen *miljökonsekvensbedömning* lämpar sig bäst. I samband med utredningen av olika rättsordningars reglering av miljökonsekvensbedömningar kommer respektive rättsordnings terminologi att användas.

2.2 Metod, material och avgränsningar

Metoden är miljörättslig, vilket innebär ett erkännande av att det i miljöproblematiken ligger ett förändringskrav på rättsvetenskapen och att regelverket därför måste analyseras och tolkas i belysning av den ekologiska dimensionen i det övergripande målet om hållbar utveckling.⁶³ Det centrala i metoden är att utgångspunkten för analysen är det faktiska miljöproblemet inte tidigare tänkesätt och tidsbundna etablerade lösningar som juridiken presenterar. Den ekologiska dimensionen och med den det långsiktiga tidsperspektivet har således en framträdande betydelse för hur olika frågor hanteras i utredningen och analysen. De frågor som kretsar kring dessa aspekter har metodiskt och återkommandelyfts upp i analysen av regelverket. För precisering av begreppet ”hållbar utveckling” har jag använt Riodeklarationens principer om miljö och utveckling, vilka visar på rätten till ett hälsosamt och rikt liv i samklang med naturen, det nödvändiga i en rättvis fördelning mellan nu levande och kommande generationer och behovet av ett globalt samförstånd i strävan att bevara, skydda och garantera hälsa och okränkbarhet för jordens ekosystem. Till grund för detta val har legat det faktum att Johannesburgdeklarationen ger tydligt uttryck för att dessa principer fortsätter att vara centrala. Miljöproblemet är, som inledningsvis anfördes, det förhållandet att miljön försämras, något som delvis beror på att vi inte fullt ut förmår överblicka de miljökonsekvenser som följer av olika exploateringsingrepp och inte heller klarar att ta det fulla ansvaret för att förhindra eller motverka dessa konsekvenser. Den ekologiska dimensionen i

⁶³ Se Westerlund, *Miljörättens grundfrågor*, 2003, s.12 ff.

hållbar utveckling har således i studien utgjort värdegrund för diskussionen om hur reglerna bör formuleras för att fungera som ett verktyg för hållbar utveckling.

Tillvägagångssättet har, inom ramen för den miljörättsliga analys som studien avser att genomföra, utgjorts av olika steg. Det första steget har varit att identifiera det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömning på ett mer övergripande plan. Bestämning av vad regelverktyget är, både i allmän mening och som rättsligt verktyg har baserats på litteraturstudier samt deltagande vid internationella möten genom organisationen International Association for Impact Assessment (IAIA).⁶⁴ En miljörettsvetenskaplig studie av det som förts fram om regelverktyget i en något vidare mening har med andra ord fungerat som metod i denna inledande del. Det andra steget har bestått av en miljörettsvetenskaplig analys och diskussion av regelverktyget med utgångspunkt i kriterierna och med stöd av hållbarhetsteorin samt erkända principer för miljökonsekvensbedömningar. Här har jag med utgångspunkt i kriterierna tagit upp miljörättsliga frågor av vikt och betydelse (knutna till verktyget) och diskuterat dessa utifrån den teoretiska ramen samt med stöd av generella och operationella principer som ställts upp för regelverktyget.⁶⁵ Jag har även använt mig av en rad hållbarhetsvariabler som jag låtit fungera som kontrollpunkter för diskussionen. Parallellt med denna diskussion har en utredning av reglerverktygets reglering på olika rättsliga nivåer genomförts för att få en djupare förståelse för verktyget både i dess teoretiska och materiella form. Jag har för detta ändamål vistats tre månader på Nya Zeeland och där studerat lagstiftningen på nära håll. Utredningen har utmynnat i en jämförande analys mellan de utredda rättsakterna med stöd av kriterierna och det som analysen av regelverktyget har visat. Utredning av rättsakterna har skett i enlighet med sedvanlig juridisk metod såsom en studie av reglernas syfte och ändamål, dess formulerade krav, både ur materiellt och formellt hänseende och dess tillämpning, dvs. rättspraxis, baserad på rättvetenskapligt källmaterial. En vid sidan om liggande del har utgjorts av en översiktlig genomgång av ett begränsat antal utförda

⁶⁴ <http://www.iaia.org/> (26.1 2005).

⁶⁵ IAIA, Principles of Environmental Impact Assessment best practice, <http://www.iaia.org>

miljökonsekvensbedömningar. Det har varit värdefullt att granska genomförda miljökonsekvensbedömningar (om än inte genom en empirisk studie) för en mer allmän förståelse. Jag har också nära följt en domstolsprocess där den svenska regleringen har varit en del av tillåtlighets och tillståndsprövningen.⁶⁶ För att än mer klarlägga innebörden hos verktyget miljökonsekvensbedömning har jag som ovan nämnts, deltagit i det internationella forskar- och praktikernätverket IAIA. Det tredje och avslutande steget i den miljörättsliga metoden har bestått av ett resonemang de lege ferenda nära knutet till målet om hållbar utveckling. Den kunskap om instrumentet som analysen av regelverktyget samt utredningen av de olika rättsakterna har givit har möjliggjort ett resonemang kring hur reglerna kan och rimligen också bör vidareutvecklas för att så långt möjligt fungera som verktyg för hållbar utveckling. Denna del har således bestått av ett resonemang och en diskussion, med utgångspunkt i den teoretiska ramen, analysen och de olika ländernas reglering, om hur det rättsliga verktyget bör formuleras för att fungera som verktyg för hållbar utveckling.

Till föremål för utredningen av hur miljökonsekvensbedömning har reglerats i olika länder har jag valt den amerikanska lagen National Environmental Policy Act (NEPA), EG:s direktiv 85/337/EEG med ändringsdirektivet 97/11/EG, Esbokonventionen om miljökonsekvensbeskrivningar i ett gränsöverskridande sammanhang, Nya Zeelands Resource Management Act (RMA) och den svenska miljöbalken (MB). Valet av dessa rättsakter vid sidan av de svenska reglerna har vägletts av ett flertal samverkande faktorer. Valet är gjort med omsorg och avsikten har varit att åstadkomma en belysning av reglerna både till formen och till innehållet. Jag har även haft ambitionen att i denna belysning av olika regler för miljökonsekvensbedömning spegla olika rättsliga nivåer, dvs. både nationell nivå, EU-nivå och internationell nivå. Skälen till att t.ex. Nederländerna (som har förhållandevis utförliga och välgenomarbetade krav) inte har utgjort en självständig del i jämförelsen är att landet tillhör EU och därför omfattas av direktivet. Sverige tillhör förvisso också EU, men värdet av en utredning av de svenska reg-

⁶⁶ Regeringens tillåtlighetsprövning av Botniabanan. Beslut den 12 juni 2003. Miljödomstolens tillståndsprövning av Botniabanan intrång i Natura 2000 områden, Mål nr M 3094-03.

lerna är stort och torde kunna uppväga denna strukturella avvikelse, särskilt med tanke på att avhandlingens läsare till stor del lär vara svenskar. De amerikanska reglerna har för många länder och internationella organ fungerat som ett rättesnöre, och de har därför haft en given plats i urvalet av länder. Motiveringen till valet av de nyzeeländska reglerna är att den nyzeeländska lagen när den antogs 1991 ansågs bra och delvis banbrytande i förhållande till äldre miljölagstiftning. Lagens konstruktion och landets allmänt sett höga ”miljömoral” låg till grund för detta val. Valet av EU och Esbo-konventionen motiveras slutligen av rättsakternas aktualitet för medlemsländerna respektive konventionens internationella status.

Miljökonsekvensbedömning (miljökonsekvensbeskrivning) regleras i ett flertal svenska lagar. Dessa lagar är över lag kopplade till miljöbalken. De regler som inte på något sätt omfattas av miljöbalkens krav ligger utanför den utredning som görs i denna avhandling, vars fokus är balkens sjätte kapitel I viss mån kommer dock lagar utanför miljöbalken att utöva inflytande över analysen. Det är t.ex. intressant att notera möjligheten att ställa högre krav på redovisning av alternativ för större infrastrukturella projekt än för mindre, privata verksamheter. Ett sådant resonemang gäller t.ex. luftfartslagen (1957:297), lagen (1995:1649) om byggande av järnväg, väglagen (1971:948) och lagen (1983:293) om inrättande, utvidgning och avlysning av allmän farled och allmän hamn. Utredningen omfattar inte reglernas ställning i miljöskyddsarbetet i mer systematisk mening, dvs. frågan om hur de samverkar med provningssystemet i stort.

Att tro att det miljöproblem som nämndes i inledningen kan lösas uteslutande med hjälp av regler om miljökonsekvensbedömning innebär en övertro på rättsreglernas genomslagskraft. Även en välformulerad lag som antas i en tid när den politiska andan och den gängse uppfattningen inte överensstämmer tillräckligt väl med lagens syfte och krav har vanligtvis stora svårigheter att få den förväntade effekt som lagstiftaren avsett. Detta innebär att det finns en mängd olika faktorer som påverkar i vilken utsträckning rätten kan

fungera som styrmedel.⁶⁷ Regleringen av miljökonsekvensbedömning innehåller emellertid moment och delar som är avsedda att delvis motverka och ”mjuka upp” de förhärskande strukturerna i samhället. Tron på att allmänhetens medverkan är en faktor som kan bidra till att bryta sönder starka strukturer genomsyrar t.ex. Århuskonventionen (om öppenhet i miljöfrågor).

2.3 Det aktuella forskningsläget

Samlad kunskap om hur man rent praktiskt utreder och redovisar olika projekts miljöpåverkan står företrädesvis att finna inom forskningsdiscipliner som är tekniskt och naturvetenskapligt orienterade.⁶⁸ Denna kunskap ger en väsentlig förståelse för de möjligheter och svårigheter som är förenade med utredning och bedömning av miljöpåverkan. Kunskap om hur bedömningen i övrigt kommer till, om vilka aktörer som samverkar och om vad som – utöver uppgifter om miljökonsekvenser – skall finnas med i bedömningen står att finna i såväl kulturgeografiskt som samhällsvetenskapligt orienterad forskning.⁶⁹ Bedömningens tillkomst och dess innehåll styrs av rättsregler, och kunskap om reglernas struktur, innehåll och kravnivå återfinns främst inom den miljörettsvetenskapliga forskningen.⁷⁰ Internationellt finns det

⁶⁷ I en avhandling där tunnelbygget genom Hallandsåsen analyserats ur ett normteoretiskt perspektiv framkommer dock relativt tydligt att det finns en mängd olika faktorer som påverkar rättsreglernas genomslag (Baier, *Norm och Rättsregel*, 2003).

⁶⁸ Jfr http://water.usgs.gov/eap/env_data.html (16/12 2004).

⁶⁹ Jfr <http://www-mkb.slu.se/> (16/12 2004).

⁷⁰ Westerlund, *Miljöeffektbeskrivningar*, 1981, Del 1: Reglerna och tillämpningen i USA; Westerlund, *Genuine Environmental Impact Assessment (EIA) and the Genuine EIA Concept*, 1995; Carlman & Westerlund, ”Miljökonsekvensbeskrivningar: forskning och utveckling”, 1994, s. 201; Basse & Anker, *Miljökonsekvensvärdering i et retligt perspektiv*, 1996, s. 19 Jfr IAIA

(<http://www.iaia.org/learnexch.html#Environmental%20Law%20and%20Regulations>).

olika forskningsinstitut som ägnar sig åt de rättsliga aspekterna. Dessa institut är vanligtvis inte rent juridiskt inriktade.⁷¹

I litteraturen behandlas miljökonsekvensbedömning med en liknande uppdelning.⁷² De vetenskapliga iakttagelserna rör t.ex. miljökonsekvensbedömningen som beslutsredskap i jämförelse med andra beslutsredskap som livscykelanalys, riskanalys och nyttokostnadsanalys. Miljökonsekvensbedömningen har också jämförts med bedömningar på ett mer övergripande plan, dvs. strategiska miljöbedömningar. I en del litteratur görs jämförelser mellan olika länders miljökonsekvensbedömningar, med avseende både på regleringen och på praktiskt genomförda bedömningar.⁷³ Det som i dagsläget förefaller väcka störst vetenskapligt intresse i form av reflexioner och studier är miljökonsekvensbedömningens hållbarhetsrelevans och teoribildning.⁷⁴

The role of science in EIA has received considerable attention since NEPA was enacted in 1970, primarily as a component of a broader debate on improving the effects and effectiveness of EIA. Yet it has been suggested that the EIA community remains divided on the purposes of EIA and the importance of 'good science' (or more objectively, the type and form of science) within it. This is not unexpected given the range of disciplines on which EIA draws, the variety of socio-cultural and geopolitical environments in which it is used, and the diversity of philosophies of science. One consequence of such a multifaceted plurality, in addition to the speed at which EIA emerged

⁷¹ Jfr EIA Centre i Manchester, som har bidragit till rättslig forskning om miljökonsekvensbedömning (<http://www.art.man.ac.uk/EIA/research/currentresearch.htm> (16.12 2004)) och IAIA

(<http://www.iaia.org/learnexch.html#Environmental%20Law%20and%20Regulations> (16.12 2004)).

⁷² Glasson, Therivel & Chadwick, *Introduction to Environmental Impact Assessment*, 1995; Munn, *Environmental Impact Assessment*, 1979; Pearce, *Towards Sustainable Development through Environmental Assessment*, 1992; Wathern, *Environmental Impact Assessment*, 1988; Petts, *Handbook of Environmental Impact Assessment*, 1999; Sadler, *International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment*, kapitel 2 "Definitions", 1996.

⁷³ Jfr Stærdahl m.fl., *Environmental Impact Assessment in Thailand, Malaysia, South Africa and Denmark*, 2003; Wood, *Environmental Impact Assessment*, 2003.

⁷⁴ Se Pope, Annandale and Saunders, "Conceptualising sustainability assessment", 2004.

and spread globally, is that EIA theory is inadequately developed and detailed, and based on an unstable mixture of theoretical concepts primarily borrowed from the numerous disciplines this decision tool encompasses.⁷⁵

2.4 Disposition

I del I förklaras det rättsliga verktyget i mer övergripande mening med en teoretisk inramning. Del II utgörs av en diskussion kring centrala aspekter av varje kriterium. Därefter följer en redogörelse för olika rättsakter som reglerar miljökonsekvensbedömningar och en jämförande analys av dessa rättsakter, i del III. Här redogörs för det i lag uttalade syftet med reglerna, följt av dess krav om förstudie, probleminventering, alternativformulering, bedömning av miljökonsekvenser, öppenhet samt kvalitetsmässiga granskning och rätt till överklagande. Analysen med stöd av analysinstrumentet utmynnar slutligen i en diskussion de lege ferenda kring hur reglerna bör formuleras för att de på bästa sätt skall kunna fungera som verktyg för hållbar utveckling, del IV.

⁷⁵ Cashmore, “The role of science in environmental impact assessment: process and procedure versus purpose in the development of theory”, 2004.

3 Teoretiska utgångspunkter

3.1 Hållbar utveckling och miljörättsliga principer

3.1.1 Ekologiskt hållbar utveckling

Den teoretiska utgångspunkten för avhandlingen är hållbar utveckling. Strävan efter en hållbar utveckling legitimeras av det helt nödvändiga i att åstadkomma en bättre balans mellan människa och miljö för att återskapa respektive bibehålla förutsättningarna för mänsklighetens existens. Begreppet ”hållbar utveckling” utgörs av tre ömsesidigt beroende delar: ekologisk hållbarhet, social hållbarhet och ekonomisk hållbarhet. De miljö kvalitetsmål som den svenska regeringen har uppställt tydliggör den ekologiska dimensionen i begreppet hållbar utveckling. Regeringen har också preciserat fem grundläggande värden: främja människors hälsa; värna den biologiska mångfalden; ta tillvara de kulturhistoriska värdena; bevara ekosystemens långsiktiga produktionsförmåga; och trygga en god hushållning med naturresurser.⁷⁶

I begreppet kan urskiljas vissa grundelement nämligen

- att man anlägger ett långt tidsperspektiv och bl.a. tar ansvar för kommande generationers rätt till en ren och hälsosam miljö med behövliga naturtillgångar,
- att miljömässiga, sociala och ekonomiska aspekter skall vägas in (integreras) i alla beslut och

⁷⁶ Prop. 2000/01:130.

- att miljön inte skall ses som en oändlig resurs, utan vi måste inse att det finns begränsningar och måste hitta former att rätta oss efter dessa.⁷⁷

I ”hållbar utveckling” finns också olika etiska dimensioner, bl.a. en rättvis fördelning av naturresurserna mellan rika och fattiga och mellan dagens generation och kommande generationer. I begreppet accentueras vidare förhållandet mellan människa och miljö med avseende på när och hur vi skall ha rätt att exploatera olika naturresurser och hur vi skall hantera den naturvetenskapliga osäkerheten i samband med möjligheterna att förutspå de konsekvenser som följer av exploateringen.⁷⁸

Enligt den etablerade uppfattningen, härledd från Brundtlandkommissionens rapport *Our Common Future*⁷⁹, är hållbar utveckling en utveckling som tillfredsställer dagens behov utan att äventyra kommande generationers möjligheter att tillfredsställa sina behov. Brundtlandkommissionens definition lyder:

Sustainable development is development that meets the needs of the present without compromising the ability of future generations to meet their own needs. It contains within two key concepts: The concept of 'needs', in particular the essential needs of the world's poor, to which overriding priority should be given; and the idea of limitations imposed by the state of technology and social organization on the environment's ability to meet the present and future needs.

Kommissionens definition har ofta citerats och har även kommit att dominera diskussionen om miljöskydd och utveckling. Idén är att hållbar utveckling

⁷⁷ Jfr Reid, *Sustainable Development*, 1995; Pearce, *Towards Sustainable Development through Environmental Assessment*, 1992; Smith, *Impact Assessment and Sustainable Resource Management*, 1997; Neumayer, *Weak versus Strong Sustainability*, 1999.

⁷⁸ Bugge, ”The Ethics of Sustainable Development”, 1995, s. 331 ff.

⁷⁹ WCED, *Our Common Future*, 1987.

skall förverkligas både på det internationella planet, inom EU och på det nationella planet (även lokalt). Samhällsutvecklingen får inte ske på bekostnad av fattiga länders och framtida generationers behov. Naturresurserna skall fördelas mellan alla världens länder och resursutnyttjandet skall beakta de ekologiska gränserna.

Alla ansluter sig emellertid inte till Brundtlandkommissionens definition. Kommissionen har framför allt kritiserats för att ha lagt alltför stor tonvikt vid utvecklingen och alltför lite betoning på de ekologiska grundförutsättningarna. Jacobs anser att definitionen i sin kontext inte ger något svar på hur tillväxten skall hanteras och att den inte heller framhåller behovet av att se på utvecklingen som något som står i beroendeställning till de ekologiska grundförutsättningarna.⁸⁰

Skillnaderna i tolkningen av begreppet beror vanligen på att de olika delarna ges olika stor tyngd. Vissa anser att en hållbar utveckling innebär att miljöns gränser alltid skall ha företräde. Andra menar att det enda sättet att nå en önskad balans mellan samhällsutveckling och miljöhänsyn är genom ekonomisk tillväxt. Sättet att se på hållbar utveckling skiljer sig också, generellt sett, mellan rika och fattiga länder. I utvecklingsländer lägger man vanligtvis större tonvikt vid den ekonomiska hållbarheten. Den svenska regeringen har, i sin tur, visat att den tolkar ”hållbar utveckling” som att en bättre balans mellan den ekonomiska, den sociala och den ekologiska dimensionen måste åstadkommas. Regeringen framhåller att de ekonomiska och sociala politikområdena genom åren har haft högre prioritet än miljöområdet. Detta har inneburit att ekonomisk tillväxt och social trygghet har prioriterats framför en god miljö. Med den kunskap vi har i dag om det negativa sambandet mellan snabb ekonomisk tillväxt och allvarliga miljöproblem måste vi där-

⁸⁰ Jacobs, ”Sustainable Development As a Contested Concept”, 1999, s. 14.

för agera för att skapa jämvikt mellan tillväxt, sysselsättning, trygghet och en god miljö.⁸¹

Många frivilligorganisationer har arbetat för att ge begreppet ”hållbar utveckling” en större social innebörd och betoning. Enligt dem kan man inte ta itu med miljöskyddsfrågor förrän människors sociala sammanhang fungerar. De hävdar att det inte är rimligt att främja kommande generationer på bekostnad av dem som i dag står utan mat för dagen. Den tidsmässiga dimensionen hos rättvisefrågan är således problemfylld, eftersom det i dag inte ens går att åstadkomma en balans mellan de rika och de fattiga delarna av världen, särskilt med tanke på den överkonsumtion som råder i de rika länderna.⁸² Gemensamt för alla tolkningar är emellertid att delarna är ömsesidigt beroende och att det är helheten som är avgörande.

3.1.2 Begreppet ”hållbar utveckling” i studien

Hållbar utveckling bör inte, enligt mitt sätt att se saken, betraktas som ett definierbart mål. Begreppet bör inte heller uppfattas som ett fixt tillstånd, utan snarare som en process i ständig förändring inom vilken resursutnyttjande, inriktningen på investeringarna, den teknologiska utvecklingens inriktning och institutionella förändringar skall ske i samklang med såväl dagens som morgondagens behov.

Jag uppfattar hållbar utveckling som en ambition vilken anger en gemensam grund för hur vi vill och också har bestämt oss för att gå vidare i samhällsutvecklingen. I begreppet ”hållbar utveckling” anser jag att man kan se ett uttryck för ett hållbarhetsparadigm som anger en riktning och som fungerar som bas för olika val av mer eller mindre avgörande betydelse för utvecklingen.

⁸¹ Prop. 2000/01:130, s. 11.

⁸² Jfr Ebbesson, ”Från Stockholm till Rio de Janeiro. De globala miljöhoten och nord-sydkonflikten” 1992, s. 163-185.

Hållbar utveckling bör alltså inte oreserverat ses som ett avgränsat, definierat mål. Det kommer ständigt att ske förändringar både i kunskapsläget och i uppfattningen om olika lösningar för hur man bäst utnyttjar resurser, vilken inriktning man skall ha på investeringarna, vad den teknologiska utvecklingen bör vara inriktad på och vilka institutionella förändringar som är nödvändiga osv. Hållbar utveckling är därmed, som jag betraktar det, något som vi skall eftersträva att främja i alla situationer, fullt medvetna om att allt som människan gör på ett eller annat sätt alltid kommer att påverka miljön – oavsett om påverkan sker nu eller om tio eller hundra år. Jag anser därför att det är lämpligt att i rimlig omfattning undvika att tala om hållbar utveckling som om det endast vore ett mål, inriktat på ett definierbart tillstånd. Vi vet t.ex. inte vad som skulle känneteckna ett sådant tillstånd, och vi bör undvika att vilseleda oss själva att tro att så är fallet.

Trots detta anser jag att man ändå – inte minst av pedagogiska skäl – kan tala om hållbar utveckling som ett mål. Det är nämligen förenat med vissa svårigheter att tala om hållbar utveckling utan att se begreppet som ett uttryck för ett eftersträvansvärt tillstånd, och när vi talar om något vi eftersträvar använder vid vanligtvis ”mål” som term för detta. Att tala i termer av mål underlättar också diskussionen, även om detta alltså inte är helt igenom korrekt.

I studien kommer hållbar utveckling att förstås som en ständigt pågående process av justering och förändring. I de fall där hållbar utveckling betecknas som ett mål avser jag framför allt ett visionärt mål som inte går att till fullo definiera. Där hållbar utveckling omtalas som ett eftersträvansvärt tillstånd avser jag inte ett statiskt, alltigenom mätbart tillstånd utan ett tillstånd som snarast kan liknas vid ett ekosystem, dvs. ett sammanhang där det hela tiden råder rörelse och förändring. Riodeklarationens principer och de fem grundläggande intressen som angivits av den svenska regeringen fungerar som ”kompass” för diskussionen om det rättsliga verktygets olika funktioner. Det är framför allt principerna 8–17 i deklarationen som diskuteras och som påverkar formuleringen av analysinstrumentet. Målet hållbar utveckling legitimerar en ekologiskt grundad förståelse för hur olika frågor bäst bör besvaras och därmed hur olika aspekter av kriterierna skall behandlas. I varje frågeställning som tas upp skall denna bild av hållbar utveckling ses som ram för det resonemang som förs.

3.1.3 Miljörättsprinciperna

3.1.3.1 Inledning

En rad olika internationellt erkända miljörättsliga principer bistår också med normer för hållbar utveckling (med ”princip” avser man vanligtvis normer som är vagare och mer generella än rättsregler.⁸³): bl.a. principen att förorenaren skall betala, försiktighetsprincipen, principen att man i alla situationer skall eftersträva att använda bästa tillgängliga teknik (t.ex. reningsteknik), principen om bevisbördans placering (dvs. att det är förorenaren och inte den som möjligen utsätts för förorening som skall bevisa att skada – utöver vad samhället anser vara acceptabelt – inte uppstår), substitutionsprincipen (i korthet att skadliga kemiska produkter där så är möjligt skall bytas ut mot mindre skadliga produkter⁸⁴), principen om allmänhetens deltagande, lokaliseringsprincipen (att envar ska ha rätt att medverka i beslutsprocesser och att bästa tänkbara plats ur miljöhänseende ska väljas) och principen om kommande generationers rättigheter. Det finns dock även andra viktiga principer som jag inte tar upp här, vilket innebär att uppräkningsprincipen inte skall ses som uttömmande. De uppräknade principerna är exempel på principer som är av betydelse för hållbar utveckling och för tolkning och analys av reglerna om miljökonsekvensbedömning.⁸⁵ Nedan ges något utförligare kommentarer till fyra av principerna.

3.1.3.2 Principen om kommande generationers rättigheter

Principen om kommande generationers rättigheter är ett uttryck för den grundläggande värderingen att vi måste skydda miljön åt ännu inte levande människor. Detta bygger på att vi tillerkänner dem samma rätt till naturresurser och biologisk mångfald osv. som vi har i dag. Framtida generationer skall tillförsäkras rätten till god hälsa, biologisk mångfald och ekologisk

⁸³ Eckhoff & Sundby, *Rettsystemer*, 1991, s. 117.

⁸⁴ Se bl.a. Nilsson, *Att byta ut skadliga kemikalier*, 1997.

⁸⁵ Jfr Bugge, *Forurensningsansvaret*, 1999, s. 54; Basse, *Miljøret*, 1999, s. 20 ff; Backer, *Innføring i naturresurs- og miljørett*, 1999, kap. 3.

integritet och produktivitet. Dessa grundläggande rättigheter får inte fråntas dem. Principens betydelse är odiskutabel, men samtidigt aktualiserar den många svåra frågor. Det är t.ex. mycket svårt att i dag med säkerhet fastslå vad framtida generationer kommer att värdera, vilken livsstil de kommer att ha och vilka deras preferenser kommer att vara. Grundläggande är dock att även framtida generationer kommer att vara beroende av ren luft, rent vatten och bördig jord, en giftfri miljö och en skyddande atmosfär som gör att de kan leva tryggt.

Principen om kommande generationers rättigheter ses som en fundamental del av begreppet ”hållbar utveckling”, och den ger detta begrepp en framtidsdimension.⁸⁶ En betydelsefull utgångspunkt är att samhällsekonomisk effektivitet har svårt att tillgodose denna princip, eftersom samhällsekonomins preferenser är inriktade på nutid.

3.1.3.3 Försiktighetsprincipen

Försiktighetsprincipen kan definieras och preciseras på många olika sätt.⁸⁷ Det finns ett tydligt internationellt stöd för principen, men dess innebörd har diskuterats och den tolkas på olika sätt. Den oftast förekommande tolkningslinjen (vilken jag också finner mest rimlig) är att principen ger uttryck för ett förhållningssätt som präglas av försiktighet, dvs. att man i alla led av beslutsfattande osv. skall iaktta försiktighet, framför allt där det råder osäkerhet. Principen kan också ses som ett filosofiskt uttryck för en allmän försiktighet.⁸⁸ Den innebär inte passiv försiktighet utan aktiv försiktighet, dvs.

⁸⁶ ”Recognizing the need to give the environment and future generations a much stronger legal position, the important question is how these values and interests should be granted a fair trial and due process. How can they be represented in our legal system? How can we within the framework of administrative and legal procedures ensure a better balance between the voices of today and those of tomorrow, and between material and immaterial values?” (Bugge, ”The Ethics of Sustainable Development”, 1995, s. 37).

⁸⁷ Utvecklingen av försiktighetsprincipen: Hohmann, *Precutionary Legal Duties and Principles of Modern International Environmental Law*, 1994.

⁸⁸ SOU 1994:133.

att man agerar för att förhindra skada. Man vidtar försiktighetsåtgärder för att försäkra sig om att man förhindrar eller mildrar skador på miljön.

Principen innebär, för många uttolkare, en beredskap att tillgodose behovet av ekologiska säkerhetsmarginaler, en större medvetenhet med avseende på hänsyn till framtida generationer och ett erkännande av ansvar för ekologiska skulder.⁸⁹ Med principen följer också en beredskap att agera innan det finns formella bevis samt tanken att motåtgärderna skall stå i proportion till risken och skadan.⁹⁰ Man kan också identifiera olika mer praktiskt inriktade tolkningslinjer för principen. En strikt tolkningsform förespråkar en begränsning till vad som är möjligt att utföra utan att förorsaka irreversibla effekter. Enligt denna tolkningslinje får utsläpp ske endast om det har visats att detta inte vare sig skadar ekosystem, påverkar miljön negativt eller försämrar dennas kvalitet. En annan linje och tolkning innebär utgångspunkten att farliga verksamheter måste använda bästa tänkbara teknik och dessutom tillämpa en försiktighetsmarginal. Den tredje tolkningen innebär att bästa teknik skall användas när detta inte är alltför ekonomiskt betungande.⁹¹

3.1.3.4 Principen att förorenaren skall betala

Principen att förorenaren skall betala kom för första gången till officiellt uttryck i början av 1970-talet.⁹² Den finns numera också väl uttalad i EGRätten.⁹³ I den svenska miljöbalken återfinns den i andra kapitlet.

⁹⁰ Nilsson, ”Man ska vara försiktig”, 2002, s. 407–423.

⁹¹ Basse, ”Beviskrav och konsekvensvurderingar inden for miljøretten”, 1993, s. 53.

⁹² Principen sattes första gången på pränt i OECD:s riktlinjer för de aspekter av miljöpolitiken som rör den internationella ekonomin (OECD, *Guiding Principles concerning International Economic Aspects of Environmental Policies*, 1972). Därefter har den uttryckts i bl.a. Helsingforskonventionen (1992) och Pariskonventionen (1992). OECD-medlemsländerna diskuterade i början av 1970-talet former för hur de ökade miljöföroreningarna skulle tacklas. I samband med dessa samtal sökte man svar på frågan hur de ökade kraven på industrin skulle bli så rättvisa som möjligt. Bakgrunden till att OECD:s riktlinjer och principer antogs

I rekommendationen från OECD definieras principen på följande sätt:

This principle means that the polluter should bear the expenses of carrying out the above mentioned measures decided by public authorities to ensure that the environment is in an acceptable state. In other words, the cost of these measures should be reflected in the cost of goods and services which cause pollution in production and/or consumption. Such measures should not be accompanied by subsidies that would create significant distortion in international trade and investment⁹⁴

Rekommendationen baseras på att varje land självt får bestämma sin ambitionsnivå. Principen går ut på att förorenaren skall bära kostnaden för det han/hon åläggs att göra.⁹⁵ Här sägs inget om hur stränga åtgärder som kan eller skall krävas och inte heller något om hur länderna skall handla för att uppnå en samhällsekonomiskt optimal föroreningsnivå.⁹⁶ Däremot står det helt klart att det är exploatören som bär huvudansvaret för de kostnader som uppstår i samband med t.ex. utredningar och redovisning av skadeförebyggande åtgärder.

Till sin kärna är principen relativt klar och entydig. Att den som föreläggs att vidta försiktighetsåtgärder skall bära kostnaderna för dessa framstår som ganska okomplicerat. Bugge visar emellertid på en mängd svårigheter i samband med tillämpningen av principen, bl.a. att den är så vid att man kan tala om ”flera principer”: principen kan ses dels som en ekonomisk effektivitetsprincip, dels som en rättslig princip för rimlig eller rättvis fördelning

kan därmed sägas vara OECD:s vilja att förhindra att miljöskyddsarbetet skulle medföra störningar i den internationella handeln.

⁹³ Pagh, *EU miljøret*, 1996, s. 67–79.

⁹⁴ OECD, *Guiding Principles concerning International Economic Aspects of Environmental Policies*, 1972, punkt 4.

⁹⁵ ”I min tolkning betyder detta att var och en som utövar en verksamhet, vidtar en åtgärd eller har något i sin vård som kan medföra skador på människors eller i miljön, ska vidta de skyddsåtgärder som behövs för att skydda dagens och morgondagens generationer och miljö. Om skada har inträffat, åligger det i första hand förorenaren själv att vidta nödvändig

⁹⁶ Bugge, *Forurensningsansvaret*, 1999, s. 177.

av kostnader och dels som en internationell harmoniseringsprincip syftande till att motverka konkurrenshinder.⁹⁷ Även Darpö talar om principen som i viss mån otydlig och framhåller:

I min tolkning betyder detta att var och en som utövar en verksamhet, vidtar en åtgärd eller har något i sin vård som kan medföra skador på människors eller i miljön, ska vidta de skyddsåtgärder som behövs för att skydda dagens och morgondagens generationer och miljö. Om skada har inträffat, åligger det i första hand förorenaren själv att vidta nödvändig efterbehandling. I de skyldigheter som åligger honom ingår även att vidta de undersökningar som behövs för att utröna verkningarna av aktiviteterna eller förhållandena. Vid bedömning av vad som behövs i form av skyddsåtgärder, undersökningar och efterbehandlingar ska försiktighetsprincipen tillämpas.⁹⁸

3.1.3.5 Principen om allmänhetens deltagande

Sedan slutet av 1990-talet har det funnits en stark internationellt förankrad politisk vilja att ge enskilda, allmänheten och icke-statliga aktörer ett allt större rättsligt utrymme att företräda egna och allmänna intressen.⁹⁹ Principen om allmänhetens deltagande är ett exempel på detta. Denna princip grundar sig på en tankegång om ett öppet beslutsförfarande och är ett uttryck för att förfarandet inte enbart angår exploitören och de myndigheter som skall fatta beslut i tillståndsfrågan; även allmänheten, andra myndigheter, miljöorganisationer m.fl. skall ha rätt att påverka. En öppen beslutsprocess som ger människor möjlighet att utöva insyn och – om de så önskar – aktivt delta utgör principens kärna. Deltagandet anses öka möjligheterna att få till stånd demokratiskt bättre förankrade beslut samtidigt som allmänheten kan tillföra information och på ett konstruktivt sätt ifrågasätta föreslagna handlingsalternativ. Dessutom underlättas förverkligandet av projekten om berörda och allmänhet har deltagit i beslutsprocessen.

⁹⁷ Bugge, *Forurensningsansvaret*, 1999, s. 181.

⁹⁸ Darpö, *Eftertanke och förutseende*, 2001, s. 31.

⁹⁹ Ebbesson, ”Svenska miljöbeslutsprocesser i ljuset av internationell rätt”, 1999/2000, s. 844; Grandell, *Allmänhetens deltagande i MKB-processen i de nordiska länderna*, 1996.

Visserligen är det först på senare år som öppenhetens betydelse har framhållits i mer betydande grad, men principen om allmänhetens deltagande i beslutsprocesser går att härleda till början av 1970-talet. Två konventioner som undertecknades 1972 visar på detta. Den ena griper in i det nationella beslutsprocessförfarandet och innebär i praktiken att länderna måste inrätta nationella tillståndsförfaranden.¹⁰⁰ Den andra konventionen¹⁰¹ får processuella återverkningar på bl.a. talerätten¹⁰² och innebär att nationella domstolar och myndigheter inte får diskriminera utländsk miljö eller utländska rättssubjekt som kan komma att drabbas av miljöskadlig verksamhet när verksamhetens tillåtlighet provas.

Genom Riodeklarationen¹⁰³ lyftes frågan om allmänhetens deltagande på ett tydligt sätt fram i ett globalt sammanhang.¹⁰⁴ Detta har förstärkt utvecklingen mot ett alltmer omfattande stöd för betydelsen av allmänhetens deltagande. Principen om allmänhetens deltagande har också i praktiken utgjort en stark drivkraft. Det har nämligen många gånger varit allmänheten som har lyft fram de mest centrala och samtidigt på tvärs gående frågorna, något som också har bidragit till en mer ingående belysning av olika ingrepps miljöpåverkan.¹⁰⁵

¹⁰⁰ 1974 års konvention om förhindrande av havsförorening från landbaserade källor, artikel 4.

¹⁰¹ Nordiska miljöskyddskonventionen.

¹⁰² Ebbesson, ”Svenska miljöbeslutsprocesser i ljuset av internationell rätt”, 1999/2000, s. 5.

¹⁰³ FN-konferensen ”Earth Summit” i Rio de Janeiro 1992, som anordnades bl.a. för att uppmärksamma 20-årsjubileet av Stockholmskonferensen, behandlade globala miljö- och utvecklingsfrågor av stor betydelse. Det som särskilt utmärkte konferensen var dess breda ämnesområde och det faktum att man knöt samman miljö- och utvecklingsfrågorna. Vid konferensen antogs tre grundläggande dokument: Riodeklarationen om miljö och utveckling, Agenda 21 och Skogsprinciperna. Målet om en hållbar utveckling tillerkändes högsta prioritet. Detta mål har sedan dess belysts både internationellt och nationellt, inte bara från natur- och miljövetenskapligt perspektiv utan även ur politisk och rättslig synvinkel.

¹⁰⁴ Riodeklarationen, princip 10.

¹⁰⁵ Det har visat sig att just allmänhetens medverkan har bidragit till en mer fullständig belysning av projektets olika effekter samt möjliga lösningar. Se bl.a. Carlman, *Att acceptera*

Århuskonventionen¹⁰⁶ är en i sammanhanget viktig konvention. Den bygger på att miljöarbetet skall vara förankrat hos allmänheten, vilket förutsätter att allmänheten har kunskap om tillståndet i miljön och har tillgång till särskilt angivna fora för att medverka i beslut som har betydelse för miljön. Konventionen syftar till att allmänheten skall ha tillgång till fakta om miljön och medel att påverka myndigheters beslut. Bland de rättigheter som stärks genom konventionen återfinns även rätten att få information från offentliga myndigheter, rätten att delta i beslutsprocesser och rätten till rättslig prövning. Konventionen är, enligt min mening, mycket betydelsefull och i vissa avseenden också unik genom att den slår fast att möjligheterna för allmänheten att påverka sin livsmiljö grundar sig på tillgången till de ovan nämnda rättigheterna och utövandet av dessa.

3.2 De miljörättsliga principerna som värdegrund

De miljörättsliga principerna fungerar som separata och delvis överlappande normer som preciserar vad hållbar utveckling är. De fungerar också som en värdefull grund när man skall slå fast vad som bör vara avgörande i olika problem med koppling till miljökonsekvensbedömning. Detta gäller både konkreta och mer hypotetiskt framställda problem. Dessutom ger principerna värdefull vägledning i hur reglerna om miljökonsekvensbedömning bör tillämpas: dels anger de en gemensam värdegrund som skall genomsyra tolkningen och formuleringen av analysinstrumentet, dels utgör de en ram

ra eller inte acceptera, 1992, där författaren visar på intressekonflikter och oenighet vid miljöpåverkande energiverksamheter. Att de fora som står till buds för den engagerade allmänheten är bristfälliga går som en röd tråd genom hela boken och utgör ett utmärkt exempel på hur allmänheten ställs utanför och på betydelsen av att låta dem som vill vara med och delta i beslutsprocessen göra detta. Se vidare Århuskonventionen, 1998.

¹⁰⁶ Vid det tredje ministermötet om Europas miljö i Sofia 1995 undertecknades principer och rekommendationer om rätten att få information, om allmänhetens deltagande i miljöbeslutsprocesser och om rätten att föra talan i miljöärenden. Vid det fjärde ministermötet, i Århus 1998, utmynnade detta sedan i en konvention, Århuskonventionen om allmänhetens tillgång till miljöinformation och deltagande i beslutsfattande på miljöområdet samt rättslig prövning av miljöfrågor.

för den fortsatta diskussionen om en vidareutveckling av miljökonsekvensbedömningar som rättsligt verktyg för hållbar utveckling. I en diskussion om miljökonsekvensbedömningens omfattning utgör t.ex. försiktighetsprincipen en grund för ett resonemang kring i vilken utsträckning okunskap om rådande förhållanden och risknivå skall redovisas.

Principen om kommande generationers rättigheter sätter en intressant prägel på diskussionen av miljökonsekvensbedömningar. Den aktualiserar många frågor som är svåra att förhålla sig till och besvara. Det är t.ex. svårt att veta vad de kommande generationerna värderar och vilka deras preferenser kommer att vara. Helt klart är dock att principen innebär att framtidsrelaterade frågor knutna till den nuvarande generationens förvaltaransvar skall tas med i miljökonsekvensbedömningen. De frågor som rör kommande generationers rättigheter skall följaktligen diskuteras och redovisas. Principen ger en substantiell koppling till den framtidsdimension som ligger i målet hållbar utveckling och det är därför mycket värdefullt att applicera den på miljökonsekvensbedömningen.

Försiktighetsprincipen har en speciell koppling till det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömning. Om reglerna kan formuleras på ett sådant sätt att miljökonsekvensbedömningen konkretiserar det försiktighetstänkande som inryms i principen, möjliggörs en ökad förståelse för var gränserna går för människans handlingsutrymme. Principen ger stöd för att säga att en miljökonsekvensbedömning skall redovisa nivån av beredskap för att t.ex. tillgodose behovet av ekologiska säkerhetsmarginaler. Man kan med åberopande av principen hävda att miljöbeslutsunderlagen skall förmedla klarhet i fråga om fakta, kausalsamband och risker. EU-kommissionen har angivit att beslutsfattare måste vara medvetna om den grad av osäkerhet som föreligger vid utvärderingen av tillgänglig vetenskaplig information. Försiktighetsprincipens allmänna tillämpningsprinciper enligt kommissionen är proportionalitet, icke-diskriminering, konsekvens, analys av de fördelar och kostnader som blir följden av insatsen eller frånvaron av insatsen och en analys av den vetenskapliga utvecklingen.¹⁰⁷ Ställt i detta perspektiv är det uppenbart att

¹⁰⁷ KOM (2000) 1 slutlig.

principen som sådan bidrar substantiellt till att besvara frågan vad som bör återfinnas i miljökonsekvensbedömningen.

Försiktighetsprincipens innehåll spelar en viktig roll i diskussionen om hur miljökonsekvensbedömningsverktyget bör vidareutvecklas för att fungera som ett bra verktyg för hållbar utveckling.¹⁰⁸ Mycket av det som sagts om försiktighetsprincipen stämmer också tydligt överens med syftet för detta rättsliga verktyg.¹⁰⁹ Detta betyder att principen kan förstärka miljökonsekvensbedömningen och legitimera värdet av att processen liksom dokumentationen visar på den osäkerhet som föreligger.

Principen att förorenaren skall betala är ännu en viktig princip i sammanhanget. Det är rimligt att utgå från att tolkningen och vidareutvecklingen av principens innebörd har inverkan på exploatörens ansvar att bära kostnaderna för miljökonsekvensbedömningen. Om man inom ramen för principen urskiljer en skyldighet att bära kostnadsansvaret för en potentiell risk, bör detta för miljökonsekvensbedömningens del innebära att det inte skall betraktas som alltför betungande att kräva av exploatören att denne skall utreda risken och visa på sin beredskap för att förhindra att risken förverkligas. Principen har således relevans för reglerna om miljöbeslutsunderlag i så måtto att kraven är resurskrävande och väcker frågor om hur långt exploatörens ansvar sträcker sig.

¹⁰⁸ Jfr Pope, Annandale & Morrison-Saunders, ”Conceptualising Sustainability Assessment”, 2004, s. 595–616.

¹⁰⁹ ”Frågan om när och hur man skall tillämpa försiktighetsprincipen har, både inom Europeiska unionen och internationellt, gett upphov till mycket diskussion och blandade och ibland motstridiga åsikter. Beslutsfattare står hela tiden inför dilemmat att väga enskilda människors, industrins och organisationers friheter och rättigheter mot behovet att minska risken för skadliga effekter på miljö eller människors, djurs eller växters hälsa. För att man skall uppnå den rätta jämvikten krävs att proportionella, icke-diskriminerande, genomblickbara och konsekventa insatser kan göras med hjälp av en strukturerad beslutsprocess med detaljerad vetenskaplig information och övrig saklig information.” (, KOM (2000) 1 slutlig, punkt 1).

Principen om allmänhetens deltagande bekräftar rätten att delta och påverka. Rätten att delta i förfarandet handlar bl.a. om att få att få vetskap om de miljörisker som är förenade med olika projekt. Principen är betydelsefull eftersom den förstärker och ger legitimitet åt strävan att söka vidareutveckla möjligheterna att åstadkomma en öppen process. Med stöd i principen och med utgångspunkt i Århuskonventionen kan man diskutera öppenhetens olika delmoment, t.ex. avgränsningsfrågor med avseende på berörd allmänhet.¹¹⁰ Rätten till insyn och deltagande har, som tidigare påpekats, fått ett allt större miljörettsligt utrymme på alla nivåer, inte minst på grund av att deltagandet anses kunna bidra till ett ökat skydd för de allmänna miljöintressena och förbättra kvaliteten på de olika miljöbesluten. De statliga och kommunala myndigheternas exklusiva kompetens att utifrån sina perspektiv handla till förmån för miljöskyddet kan genom deltagandet få en motvikt som gör att frågorna får en mer allsidig behandling.

3.3 Proportionalitetsprincipen som ram

Proportionalitetsprincipen har givit stadga och vägledning åt analysinstrumentet bl.a. av det skälet att kraven på miljökonsekvensbedömningen rent allmänt bör stå i proportion till den information som beslutet kräver. Principen innebär att ett krav, för att uppnå sitt syfte, inte får vara mer betungande eller långtgående för den enskilde än vad som kan anses nödvändigt.¹¹¹ Den ställer krav på att balans skall råda mellan mål och medel och på att man skall undersöka hur olika intressen påverkas av medlet.¹¹² I allmänna termer kan man konstatera att miljökonsekvensbedömningen bör stå i proportion till graden av miljöpåverkan: ett projekt som medför stor negativ miljöpåverkan under lång tid bör, relativt sett, inrymma ett mer omfattande sam-

¹¹⁰ Jfr Stookes, "Getting to the Real EIA", 2003 s. 142.

¹¹¹ Till principen hänförs tre underliggande principer, nämligen principen om nödvändighet (är åtgärden nödvändig för att uppnå syftet?), principen om lämplighet (kan åtgärden uppnå syftet?) och principen om proportionalitet i strikt mening (står åtgärden i skäligen proportion till syftet med åtgärden?).

¹¹² Sterzel, "Proportionalitetsprincipen", 2002; Strömberg, *Allmän förvaltningsrätt*, 2000; Gydal, *Proportionalitetsprincipen*, 1997.

rådsförfarande, en bättre genomarbetad beslutsstruktur där de olika frågorna tas upp och en mer genomgripande och noggrant verifierad analys och bedömning av konsekvenserna i sig. Miljökonsekvensbedömningen bör vidare innehålla sådan information som identifierar de olika intressen mellan vilka det skall ske en lagenlig och rättvis avvägning.¹¹³ Tillämpningen av reglerna får inte innebära att den enskildes utredningsansvar blir opropotionerligt betungande. Den enskilde bör också i skäligen grad kunna förutse hur omfattande miljökonsekvensbedömningen kommer att bli.

3.4 Kriterierna som identifiering

Med stöd av ovan nämnda kriterier – syfteskriteriet, alternativkriteriet, miljökonsekvenskriteriet, jämförbarhetskriteriet, öppenhetskriteriet, granskningskriteriet och beslutsunderlagskriteriet – kan regelverket preciseras med hänsyn till vad det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömning faktiskt innebär.¹¹⁴ Kriterierna fungerar i studien som stöd för analysen av regelverket. Här återges kortfattat kriteriernas innehåll och skäl på det sätt de förstås inom ramen för avhandlingen.

Syfteskriteriet: Syftet med verksamheten skall preciseras och redovisas.¹¹⁵ En precisering av syftet är väsentlig för att man skall kunna bedöma rele-

¹¹³ Jfr EU:s riktlinjer om kontroll av miljöinformation, där kontrollen av miljöinformationen definieras på följande sätt: ”förfarandet för fastställandet av huruvida den miljöinformation som lämnats in till en behörig myndighet av en exploatör som ett led i MKB-förfarandet är tillräckligt som underlag för ett beslut om exploateringstillstånd” (Europeiska gemenskapernas kommission, *Guidance on EIA: EIS Review*, 2001; citerat och (sannolikt) översatt från engelska i: KOM (2003) 334 slutlig).

¹¹⁴ Westerlund, *Miljöeffektbeskrivningar*, 1981, Del 1: Reglerna och tillämpningen i USA; Westerlund, *Genuine Environmental Impact Assessment (EIA) and the Genuine EIA Concept*, 1995; Carlman, Westerlund m.fl., *Miljökonsekvensbeskrivningar ur ett forsknings- och utvecklingsperspektiv*, 1994; Basse & Anker, *Miljökonsekvensvurdering i et retligt perspektiv*, 1996, s. 19..

¹¹⁵ ”Resultatkriteriet” (Westerlund, *Miljöeffektbeskrivningar*, 1981; Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999).

vansen hos olika alternativ, eftersom alternativen är olika tänkbara sätt att uppfylla syftet. Syftet med en väg kan t.ex. vara att skapa framkomlighet (om inte någon väg finns sedan tidigare) eller att minska transporttiden (om det redan finns förbindelser). Syftet eller syftena skall kopplas till de behov som finns.

Alternativkriteriet: Alternativa sätt att uppfylla verksamhetens syfte skall formuleras och redovisas. Formuleringen och utredningen av alternativa sätt att uppfylla projektets syfte spelar en väsentlig roll för möjligheten att bedöma situationen ur ett helhetsperspektiv. Den beslutsfattare som t.ex. har att ta ställning till lokaliseringen av en väg har ett alltför begränsat beslutsunderlag om miljökonsekvensbedömningen inte inrymmer alternativa vägsträckningar (lokaliseringar).

Miljökonsekvenskriteriet: Miljökonsekvenserna av verksamheten skall utredas och redovisas. Miljöns kvalitet och kvantitet och människors hälsa utgör enligt detta kriterium utgångspunkten för en bedömning av direkta, indirekta och kumulativa effekter för nu levande och kommande generationer. De direkta och kortsiktiga miljökonsekvenserna är oftast enklare att redovisa än de indirekta och mer långsiktiga konsekvenserna. Det är dock väsentligt att det i miljöbeslutsunderlaget visas hur exploateringen kommer eller kan komma att påverka miljön såväl i ett kortsiktigt som i ett långsiktigt perspektiv.

Jämförbarhetskriteriet: Alla utredningar som görs och allt material som tillförs miljöbeslutsunderlaget skall struktureras på ett sådant sätt att de förekommande miljökonsekvenserna kan jämföras sinsemellan.¹¹⁶ Beslutsfattaren skall kunna förstå vilka för- och nackdelar de olika alternativen uppvisar i förhållande till varandra. Miljökonsekvensbedömningen ligger till grund för intresseavvägningar, och den skall i största möjliga utsträckning anpassas för detta ändamål. I miljökonsekvensbedömningen ingår också att

¹¹⁶ ”Viktningsskriteriet” (Westerlund, *Miljöeffektbeskrivningar*, 1981; Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999).

man fastställer hur projektet står sig i förhållande till olika miljömål och om det stämmer överens med det övergripande målet om en hållbar utveckling.

Öppenheitskriteriet: De frågor som rör verksamhetens eller åtgärdens syfte, alternativen och miljökonsekvenserna skall öppet diskuteras med allmänheten och olika myndigheter.¹¹⁷ Öppenheten är en viktig aspekt av förfarandet. Allmänhetens deltagande är tänkt att bidra till ett ökat skydd för allmänna miljöintressen och dessutom höja kvaliteten på miljöbesluten. Deltagandet skall vidare medföra att statliga och kommunala myndigheter inte har exklusiv kompetens som uttolkare av det allmänna miljöskyddsintresset.

Granskningskriteriet: Alla föreskrivna led i förfarandet skall granskas av berörda myndigheter, och miljöbeslutsunderlagets kvalitet skall kunna överklagas.¹¹⁸ Det är värdefullt för efterlevnaden av reglerna att myndigheter utövar kontroll, och dessutom påverkas människors engagemang i beslutsprocessen negativt om undermåliga miljökonsekvensbedömningar och förfaranden inte stoppas utan får ligga till grund för beslut. Utöver kontroll av miljöbeslutsunderlagets kvalitet syftar granskningskriteriet således även till att främja allmänhetens vilja att delta genom utövande av rätten att överklaga beslut.

Beslutsunderlagskriteriet: Det skall framställas ett miljöbeslutsunderlag, och detta skall dels tillhandahålla den kunskap som behövs för att de beslut som fattas skall vara miljömässigt riktiga, dels garantera att denna kunskap används som beslutsunderlag innan beslut fattas. Beaktandet är möjligen den fas som är mest svårhanterlig: det är problematiskt att mäta och kontrollera om ett miljöbeslutsunderlag har beaktats.

¹¹⁷ Detta kriterium ingår i det ”granskningskriterium” som nämns i Westerlund, *Miljöeffektbeskrivningar*, 1981, och i Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999.

¹¹⁸ Detta kriterium har i avhandlingen avgränsats så att det omfattar en företrädesvis kontrollerande funktion.

3.5 IAIA:s principer som precisering

IAIA:s principer för miljökonsekvensbedömningar¹¹⁹ är av två slag: grundläggande principer och operationella principer (arbetsprinciper). De grundläggande principerna skall vara tillämpbara på samtliga faser i förfarandet med miljökonsekvensbedömningar. Avsikten är att de skall tillämpas som en enhet, eftersom de är beroende av varandra och vissa av dem även står i konflikt med varandra, t.ex. noggrannhet och effektivitet.

De generella principerna anger att en miljökonsekvensbedömning skall vara följande:¹²⁰

Ändamålsenlig – processen ska ge tillräcklig information till beslutsfattare och visa på vilken grad av hänsynstagande till miljön och samhällets behov som behövs..

(Purposive—the process should inform decision making and result in appropriate levels of environmental protection and community well-being.)

Noggrann – processen ska tillämpa ”god vetenskaplig sed” och därvid använda lämpliga metoder och tekniker för att hantera de problem som undersöks.

(Rigorous- the process should apply 'best practicable' science, employing methodologies and techniques appropriate to address the problems being investigated.)

¹¹⁹ IAIA, *Principles*, 1999.

¹²⁰ Den svenska översättningen är gjord av MKB-centrum, SLU: ”God MKB-sed – principer för bästa tillämpning av miljökonsekvensbeskrivning”, <http://www-mkb.slu.se/mkb/God-MKB-sed2003.pdf>

Praktisk – processen ska resultera i information och utdata som underlättar en problemlösning, samt som är acceptabla för och möjliga att implementeras av verksamhetsutövaren.

(Practical-the process should result in information and outputs which assist with problem solving and are acceptable to and able to be implemented by proponents.)

Relevant – processen ska förse planeringsprocessen och beslutsfattandet med tillräcklig, pålitlig och användbar information.

(Relevant-the process should provide sufficient, reliable and usable information for development planning and decisionmaking.)

Kostnadseffektiv – processen ska nå miljökonsekvensbedömningens mål inom begränsningsramarna tillgänglig information, tid, resurser och metoder.

(Cost-effective-the process should impose the minimum cost burdens in terms of time and finance on proponents and participants consistent with meeting accepted requirements and objectives of EIA.)

Effektiv – processen ska åsamka verksamhetsutövaren och övriga medverkande så låga kostnader i form av tid och pengar som möjligt, samtidigt som de krav och mål skall uppnås, som ingår i konceptet ”god miljökonsekvensbedömningssed” eller som accepteras i arbetsbeskrivningen för miljökonsekvensbedömningsuppdraget.

(Efficient-the process should impose the minimum cost burdens in terms of time and finance on proponents and participants consistent with meeting accepted requirements and objectives of EIA.)

Fokuserad – processen ska koncentreras på betydande miljökonsekvenser och nyckelfrågor exempelvis de frågor som måste tas med i samband med beslutsfattandet.

(Focused-the process should concentrate on significant environmental effects and key issues; i.e., the matters that need to be taken into account in making decisions.)

Anpassad – processen ska vara anpassad till de realiteter, frågor och förhållanden som gäller för de granskade förslagen, utan att processens integritet påverkas. Processen skall även kunna upprepas, varvid erfarenheter tas tillvara och integreras genom hela projektets livscykel.

(Adaptive-the process should be adjusted to the realities, issues and circumstances of the proposals under review without compromising the integrity of the process, and be iterative, incorporating lessons learned throughout the proposal's life cycle.)

Deltagande – processen ska erbjuda rimliga möjligheter att informera och involvera den intresserade och påverkade allmänheten, vilkas bidrag och angelägenheter tydligt skall hanteras i dokumentation och beslutsfattande.

(Participative-the process should provide appropriate opportunities to inform and involve the interested and affected publics, and their inputs and concerns should be addressed explicitly in the documentation and decision making.)

Interdisciplinär – processen ska säkerställa att lämplig teknik och lämpliga experter i relevanta biofysiska och socioekonomiska discipliner används, inkluderande nyttjandet av traditionell kunskap i de fall den är relevant.

(Interdisciplinary-the process should ensure that the appropriate techniques and experts in the relevant bio-physical and socio-economic disciplines are employed, including use of traditional knowledge as relevant.)

Trovärdig – processen ska genomföras professionellt, noggrant, rättvist, objektivt, opartiskt och balanserat, samt vara föremål för regelbundna kontroller och verifieringar.

(Credible- the process should be carried out with professionalism, rigor, fairness, objectivity, impartiality and balance, and be subject to independent checks and verification.)

Integrerad – processen ska hantera interaktionerna mellan sociala, ekonomiska och biofysiska aspekter.

(Integrated-the process should address the interrelationships of social, economic and bio-physical aspects.)

Transparent – processen ska ha tydliga, lättförståeliga krav vad gäller innehållet i miljökonsekvensbedömningsdokumentet; säkra allmänhetens tillgång till information; identifiera de faktorer som beslutsfattare skall ta hänsyn till; samt erkänna begränsningar och svårigheter.

(Transparent-the process should have clear, easily understood requirements for the EIA content; ensure public access to information; identify the factors that are to be taken into account in decision making; and acknowledge limitations and difficulties.)

Systematisk – processen ska resultera i att full hänsyn tas till all relevant information om den påverkade miljön, till föreslagna alternativ och deras påverkan, samt till de åtgärder som är nödvändiga för att övervaka och utreda kvarstående konsekvenser.

(Systematic-the process should result in full consideration of all relevant information on the affected environment, of proposed alternatives and their impacts, and of the measures necessary to monitor and investigate residual effects.)

De operationella principerna är en precisering av de generella principerna och är kopplade till de olika faser som förfarandet genomgår. IAIA framhåller också uttryckligen i inledningen till avsnittet om operationella principer att miljökonsekvensbedömningsförfarandet skall påbörjas så tidigt som möjligt i beslutsprocessen och i ”livscykeln” för det föreslagna projektet. Vidare skall miljökonsekvensbedömningar göras för alla projekt som kan medföra betydande miljöpåverkan, och bedömningen skall omfatta biofysiska konsekvenser och relevanta socioekonomiska faktorer (t.ex. hälsa, kultur, kön, ålder och livsstil) och kumulativa konsekvenser i överensstämmelse med idén om hållbar utveckling. Processen skall tillgodose kravet på deltagande och ge utrymme för bidrag från olika myndigheter, från de industrier som påverkas av förslaget och från den intresserade allmänheten. I mer konkret mening innebär detta enligt IAIA att förfarandet skall innefatta en förstudie, en problemorientering och en formulering av alternativ. Den inledande fasen skall följas av en analys av miljöpåverkan och skadeförebyggande åtgärder.

gärder samt en värdering av sådan skada som inte kan förhindras.¹²¹ Förfarandet skall utmynna i en dokumentation, som skall kvalitetsgranskas och slutligen (om den håller tillräckligt god kvalitet som miljöbeslutsunderlag) ligga till grund för beslut. Efter beslutet skall en uppföljning göras med syftet att kontrollera att villkoren i beslutet följs och att värdera effektiviteten hos de förebyggande (skademinimerande) åtgärderna, så att lärdomar kan dras inför kommande miljökonsekvensbedömningsförfaranden. IAIA:s ovan beskrivna operationella principer har följande lydelse:¹²²

Behovsbedömning – för att fastställa huruvida MKB ska göras av ett projektförslag och om så är fallet, vilken detaljeringsgrad MKB ska ha.

(Screening – to determine whether or not a proposal should be subject to EIA and, if so, at what level of detail.)

Projektavgränsning – för att identifiera de frågor och konsekvenser som förmodas vara viktiga då MKB upprättas.

(Scoping – to identify the issues and impacts that are likely to be important and to establish terms of reference for EIA.)

Alternativutredning – för att fastställa det prefererade eller miljömässigt bästa och gynnsamma valet för att nå förslagets mål.

(Examination of alternatives – to establish the preferred or most environmentally sound and benign option for achieving proposal objectives.)

¹²¹ Europeiska gemenskapernas kommission, *Guidance on EIA: Scoping*, 2001.

¹²² Den svenska översättningen är gjord av MKB-centrum, SLU: ”God MKB-sed – principer för bästa tillämpning av miljökonsekvensbeskrivning”, <http://www-mkb.slu.se/mkb/God-MKB-sed2003.pdf>

Konsekvensanalys – för att identifiera och förutse troliga miljömässiga och sociala konsekvenser, liksom övriga relaterade konsekvenser av förslaget.

(Impact analysis – to identify and predict the likely environmental, social and other related effects of the proposal.)

Mildrande åtgärder samt hantering av konsekvenser – för att fastställa de åtgärder som är nödvändiga för att undvika, minimera eller kompensera för de förutsedda negativa konsekvenserna samt, om det är lämpligt, inkludera åtgärderna i en miljöledningsplan eller ett miljöledningssystem.

(Mitigation and impact management – to establish the measures that are necessary to avoid, minimize or offset predicted adverse impacts and, where appropriate, to incorporate these into an environmental management plan or system.)

Utvärdering av konsekvensernas betydelse – för att fastställa den relativa vikten av och acceptansen för irreversibla konsekvenser (dvs. konsekvenser som inte kan förebyggas eller begränsas).

(Evaluation of significance – to determine the relative importance and acceptability of residual impacts (i.e., impacts that cannot be mitigated).)

Framtagande av MKB- dokument eller -rapport – för att tydligt och opartiskt dokumentera konsekvenserna av förslaget; de föreslagna skademildrande åtgärderna; konsekvensernas betydelse; samt den intresserade allmänhetens och de påverkade samhällenas intressen.

(Preparation of environmental impact statement (EIS) or report – to document clearly and impartially impacts of the proposal, the proposed measures for mitigation, the significance of effects, and the concerns of the interested public and the communities affected by the proposal.)

Granskning av MKB – för att fastställa huruvida rapporten uppfyller ställda villkor, lämnar en tillräckligt bra beskrivning av förslaget/förslagen, samt innehåller den information som krävs för att fatta ett bra beslut.

(Review of the EIS – to determine whether the report meet its terms of reference, provides a satisfactory assessment of the proposal(s) and contains the information required for decision making.)

Beslutsfattande – för att tillstyrka eller avslå förslaget och att fastställa villkor för ett eventuellt genomförande.

(Decision making – to approve or reject the proposal and to establish the terms and conditions for its implementation.)

Uppföljning – för att säkerställa att de villkor som ställs för tillstånd är uppfyllda; för att övervaka konsekvenserna av exploateringen och de skademildrande åtgärdernas effektivitet; för att stärka framtida tillämpningar av MKB och skademildrande åtgärder; samt, om det krävs, för att genomföra en miljörevision och/eller en utvärdering av processen för att genom detta kunna optimera miljövårdande insatser. Närhelst det är möjligt är det önskvärt att övervakning, utvärdering och projektindikatorer är utformade så att de även bidrar till lokal, nationell och global övervakning av miljön och en hållbar utveckling.

(Follow up – to ensure that the terms and condition of approval are met; to monitor the impacts of development and the effectiveness of mitigation measures; to strengthen future EIA applications and mitigation measures; and, where required, to undertake environmental audit and process evaluation to optimize environmental management.)

3.6 Hållbarhetsvariabler som kontrollpunkter

De hållbarhetsvariabler som diskuteras i det följande är framtagna vid ett center för miljökonsekvensbedömningar i Manchester (EIA Centre, University of Manchester). Vid detta center har det bedrivits forskning om miljökonsekvensbedömningar i ett tiotal år, och denna forskning har ett gott anseende bland forskare över hela världen. En av forskarna vid centret, Clive George, har tagit upp ett antal hållbarhetsindikatorer och kriterier som bör

beaktas i miljökonsekvensbedömningar för att dessa skall innehålla för hållbarhetsmålet relevant information.¹²³ Med utgångspunkt i Brundtlandkommissionens definition av vad som menas med hållbar utveckling anger George 18 variabler.

De variabler som George har angivit – i form av frågor – har för mig varit värdefulla när det gäller att förstå hur miljökonsekvensbedömningskraven kan och bör vidareutvecklas för att bättre tillgodose behovet av relevant information. Jag har därför valt att använda mig av variablerna i sin helhet. För att undvika sammanblandning med de kriterier som utgör övergripande utgångspunkt för analysen, kommer jag här att kalla det som George själv benämner kriterier för hållbarhetsvariabler. Listan över variabler är enligt min mening inte fullständigt uttömmande, men variablerna kommer likafullt att användas som kontrollpunkter för analysen eftersom denna inte är tänkt att vara heltäckande med avseende på vilka frågor som aktualiseras i samband med genomförandet av en miljökonsekvensbedömning.

Nedan återges min översättning samt den engelska lydelsen.¹²⁴:

1. Har alla grupper eller individer som påverkas av projektet identifierats och har påverkan på dessa bedömts genom en fullständig bedömning av sociala konsekvenser?

(“Have all groups or individuals affected by the project been identified, and have the impacts on them been assessed, using a full social, impact assessemnt where appropriate?”)

¹²³ ”Unless sustainable development criteria are included specifically among those used in the assessment, EIA is not necessarily a tool for sustainable development. However, such criteria can, if desired, be incorporated quite easily.” (George, ”Testing for Sustainable Development through Environmental Assessment”, 1999).

¹²⁴ Bedömningsvariabler för hållbar utveckling i industrialiserade länder (”Assessment Criteria for Sustainable Development in Industrial Countries”) (George, ”Testing for Sustainable Development through Environmental Assessment”, 1999).

2. Kommer miljökonsekvensbedömningen att publiceras och göras tillgänglig för allmänheten?

(“Will the EIA report be published and made readily available to all members of the public?”)

3. Kommer allmänheten att kunna kommentera de förslag som ingår i miljökonsekvensbedömningen och kommer deras synpunkter att tas in i miljökonsekvensbedömningen innan beslut fattas?

(“Will all members of the public have the opportunity to comment on the proposals, and will their views be taken into account before a decision is made?”)

4. Om ursprungsbefolkningar eller andra minoritetsbefolkningsgrupper påverkas av projektet – har dessa då erbjudits passande former för att delta och påverka innehållet i projektrelaterade beslut?

(“If indigenous people or other minority groups are affected, have suitable provisions been made for their participation in project decisions?”)

5. Har den gränsöverskridande miljöpåverkan blivit tillräckligt bedömd där så behövs och har den berörda allmänheten givits möjlighet att medverka?

(“Have transboundary impacts been properly assessed where appropriate, with the participation of the affected public?”)

6. Har det identifierats några faktorer för potentiellt kritiska ekosystem som kan påverkas?

(“Have any potentially critical ecosystem factors that may be affected been identified?”)

7. Har risken för allvarliga eller irreversibla skador orsakade av dessa konsekvenser blivit tillräckligt utredd, med användning av riksanalysteknik där så anses nödvändigt?

(“Has the risk of serious or irreversible damage arising from any such impact been satisfactorily assessed, using risk assessment techniques if appropriate?”)

8. Om risken för allvarlig irreversibel påverkan är betydande eller om projektet innebär att en redan befintlig betydande risk ökar, kommer då påverkan att fullt ut motverkas genom motsvarande åtgärder, så att den återstående påverkan blir obefintlig?

(“If the risk of serious or irreversible damage is significant, or if the project adds to a risk that is already significant, will the impact be fully mitigated, in kind, such that there will be zero adverse residual impact?”)

9. Har specifika grupper eller individer som påverkas negativt av projektet uttryckt tillfredsställelse med erbjuden kompensation eller har eventuella tvister lösts på tillfredställande sätt?

(“Have any specific groups or individuals adversely affected by an impact expressed satisfaction with the compensation offered, or has any dispute been satisfactorily arbitrated?”)

10. Har det naturkapital som projektet kommer att omvandla till annat kapital identifierats?

(“Has the natural capital that the project will convert into other forms of capital been identified?”)

11. Har en lämplig socioekonomisk värdering genomförts?

(“Has an appropriate socio-economic appraisal been carried out?”)

12. Visar den socioekonomiska värderingen den totala mängd kapital som kommer att bevaras?

(“Does this socio-economic appraisal demonstrate that total capital will be conserved?”)

13. Har all potentiell global påverkan övervägts?

(“Have all potential global impacts been considered?”)

14. Visar miljökonsekvensbedömningen på något habitat med artskydds betydelse som kommer att gå förlorat?

(“Does the assessment quantify any natural habitat that will be lost which is important for species conservation?”)

15. Har ett likvärdigt område avsatts för ersättning/föryngring?

(“Is an equivalent area set aside for replacement/regeneration?”)

16. Har förlusten av habitatområdet på ett tillfredställande sätt, som motsvarar den totala förlusten av ett likvärdigt område, ersatts i sådan mån att arten kan överleva?

(“Has a satisfactory justification been made for the habitat area lost through the project, as a proportion of the total area of this type of habitat, in such a way that the overall rate of loss will not exceed the equilibrium regeneration rate?”)

17. Om projektet producerar växthusgaser – har man då visat hur man bidrar med lämpliga åtgärder för att reducera utsläppen i överensstämmelse med Kyotoavtalet?

(“If the project produces greenhouse gas emissions, is it shown to make an appropriate contribution to reducing emissions in accordance with the Kyoto agreement?”)

18. Har tillfredställande rättfärdigande gjorts för en förbättring för den globala miljösituationen?

(“Has a satisfactory justification been made for any other global impact, in terms of a compensating global benefit that is globally acceptable?”)

DEL II – En analys av det rättsliga verktyget miljöbeslutsunderlag

4 Beslutsunderlagskriteriet

4.1 Kriteriets huvudsakliga innehåll

Grundtanken är att beslutsfattare redan när de ska gå till beslut ska veta vilka konsekvenserna blir för miljön av det projekt eller program som övervägs. De ska alltså tvingas 'tänka efter före'. Detta är beslutsunderlagsfunktionen.¹²⁵

Miljökonsekvensbedömningen ska användas som ett underlag för beslut och den ska få beslutsfattare att tänka efter före. Beslutsunderlagsfunktionen innebär att miljökonsekvensbedömningen måste sammanställas före de beslut som den ska fungera som underlag för och att beslutsfattaren måste väga in det kunskapsinnehåll som miljökonsekvensbedömningen förmedlar.

En undersökning i efterhand, en inventering av ett område efter beslutet etc., är därmed inte en MKB. Att ge tillstånd till något, eller att bestämma att det är 'tillåtligt' och att sålunda exploitören kan sätta igång, med motiveringen att miljökonsekvenserna får utredas senare, innebär därmed att ingen MKB har gjorts.¹²⁶

Avsikten med att tänka efter före är att höja medvetandenivån hos dem som ska fatta besluten. De ska genom miljökonsekvensbedömningen få ökad kunskap om vilka miljökonsekvenser projektet kommer att medföra. Tanken är att de också skall använda denna kunskap när de väl tar sina beslut. Av detta följer att de ska väga in och beakta innehållet i miljökonsekvensbedömningen.

¹²⁵ Westerlund, *Miljörättsliga Grundfrågor 2.0*, 2003, s. 303.

¹²⁶ Westerlund, *Miljörättsliga grundfrågor 2.0*, 2003, s. 303.

Av beslutsunderlagsfunktionen följer att det framförallt är projekt med betydande miljöpåverkan som omfattas av skyldigheten att utreda projektets miljökonsekvenser i form av en miljökonsekvensbedömning. Det är inte försvarbart, vare sig utifrån ekologiskt hållbar utveckling eller mer avgränsad samhällsekonomi, att alla tänkbara projekt (stora som små) ska genomgå ett förfarande med miljökonsekvensbedömning.

Implicit i beslutsunderlagskriteriet ligger dess koppling till övriga kriterier – öppenhetskriteriet, miljökonsekvenskriteriet osv. Ett beslutsunderlag som ska sammanställas för att få beslutsfattare och även andra att *tänka efter före* måste komma till på ett visst sätt (t.ex. genom öppenhet såsom öppenhetskriteriet visar) och det måste föras med ett visst innehåll (t.ex. irreversibla effekter såsom miljökonsekvenskriteriet anger) Samtliga kriterier avser således att gemensamt tillgodose det rättsliga verktygets syften.¹²⁷

4.2 Skälen till att utarbeta ett beslutsunderlag

Beslutsunderlagskriteriet motiveras av att beslutsfattaren måste ha kunskap om och förståelse för ett projekts alternativa lösningar och miljökonsekvenser innan beslut fattas om tillstånd eller liknande. Beslut som inte grundas på gjorda iakttagelser och insamlade fakta m.m. kan förvisso med lite tur falla ut väl, men risken är överhängande att så inte sker utan att sådana beslut i stället på längre sikt mer eller mindre direkt motverkar en hållbar utveckling. I en lokal fråga föreligger t.ex. många gånger en oförmåga (eller möjligen ren ovilja) att sätta konsekvensen i ett globalt sammanhang. Beslut som tas utan underlag om hur t.ex. utsläppen tillsammans med den globala föroreningssituationen kommer att påverka människors hälsa och miljön,

¹²⁷ ”The main reason for carrying out an EIA is to inform decision-makers and the public of the likely significant impacts of a proposed development on the environment, based on the polluter pays and the precautionary principle.” (Stookes, ”Getting to the real EIA”, 2003, s. 142).

löper därmed en risk att främja andra kortsiktiga och möjligen lokala samhällsekonomiska intressen. Många sådana beslut leder rimligen inte utvecklingen mot en hållbar utveckling.

Kunskap om miljöns komplexa reaktionsmönster, som följer givna naturlagar, och respekt för de värden som finns inneboende i miljön eller som vi själva tillskriver denna innebär inte i sig någon garanti för miljömässigt bra beslut. Behovet av att förutse miljökonsekvenserna av olika projekt har emellertid utpekats som ett väsentligt led i vår strävan att nå de uppsatta målen om hållbar utveckling. Sannolikt är ett kunskapsbaserat och konsekvensmedvetet beslutsfattande dessutom en förutsättning för att delmål och övergripande mål skall kunna förverkligas. Med stöd av miljökonsekvensbedömningen möjliggör man trots allt för beslutsfattaren att ta beslut som är grundade på en kunskap om hur man i den aktuella situationen bör handla för att t.ex. främja människors hälsa, värna den biologiska mångfalden, ta tillvara de kulturhistoriska värdena, bevara ekosystemen och trygga en god hushållning med naturresurser.¹²⁸ Detta diskuteras vidare i det kapitel som behandlar miljökonsekvenskriteriet (kapitel 8).

4.3 Tillkomsten av beslutsunderlaget

4.3.1 Beslutsunderlag för betydande miljöpåverkan

Det är som tidigare anförts fullt rimligt att kraven framför allt skall omfatta de verksamheter som medför en större påverkan på miljön. Om miljökonsekvensbedömningar skall göras för en alltför stor mängd projekt, uppstår tröghet i systemet. Bördan för den enskilde blir dessutom orimligt tung.¹²⁹ Samtidigt är det väsentligt att man verkligen genomför miljökonsekvensbedömningar av de projekt som kan vålla betydande miljöpåverkan och därför bör en initial bedömning göras i ett inledande skede av projektutvecklingen i

¹²⁸ Jfr Hållbar utveckling som kompass, avsnitt 4.1.1.1.

¹²⁹ Jfr proportionalitetsprincipen, avsnitt 4.1.1.3.

syfte att klarlägga graden av påverkan. Denna initiala bedömning är förenad med vissa svårigheter: det är inte helt okomplicerat att klarlägga när en verksamhet får ringa eller betydande miljöpåverkan, och även en sådan initial bedömning måste bygga på ett visst mått av information.¹³⁰ Inför den initiala bedömningen av påverkan bör situationen således grovavläsas, dvs. man bör göra en grovbedömning av tänkbara miljökonsekvenser och utifrån denna grovskiss fatta beslut om huruvida en formell miljökonsekvensbedömning skall genomföras eller inte. I IAIA:s operationella principer benämns detta *screening*. Detta är en mycket värdefull fas, och den bör följas av en preliminär bedömning av de huvudfrågor som man bör utreda genom miljökonsekvensbedömningen. Detta led kallas *scoping*.¹³¹ De uppgifter som skäligen bör införskaffas är projektets karakteristika, (dess omfattning och förening med andra projekt, dess utnyttjande av mark, vatten och andra resurser, dess alstrande av avfall, föroreningar och störningar, risken för olyckor osv.).

Gränsdragningen mellan verksamheter som medför betydande miljöpåverkan och verksamheter som inte anses göra detta bör ske antingen med hjälp av en lista eller med stöd av bedömningskriterier. Av de studerade rättsakterna (se nedan kapitel 13–18) framgår att det vanligaste är att man i en förteckning anger typer av större miljöstörande projekt och infrastrukturella åtgärder, samtidigt som man ger utrymme för individuella prövningar med stöd av granskningskriterier för projekt av typer som inte finns upptagna i förteckningen.

4.3.2 Saklighet och objektivitet

Förfarandet bör vägledas av en saklighet och vetenskaplighet som gör att det utmynnar i en objektiv redogörelse för projektets olika alternativa lösningar och de miljökonsekvenser som följer av dessa. Objektiviteten måste kunna utläsas i det sätt på vilket verksamhetsutövaren valt att utreda olika förhål-

¹³⁰ IAIA, *Principles*, 1999, operationella principer: ”screening”.

¹³¹ IAIA, *Principles*, 1999, operationella principer: ”scoping”.

landen. De mätningar som görs får inte baseras på bristfälliga metoder som ger en subjektivt vinklad bild och följaktligen gynnar verksamhetsutövarens intressen snarare än att objektivt återge den rådande situationen. Vetenskapligheten går att granska, och om verksamhetsutövaren inte upprätthåller en god vetenskaplig nivå i sina undersökningar bör miljökonsekvensbedömningen kunna ifrågasättas med avseende på sin objektivitet.

4.3.3 Reella och formella beslut

Westerlund framhåller att tillkomsten av ett projekt ofta bygger på en serie beslut (utstäckt över tiden) på olika nivåer, t.ex. övergripande eller detaljmässiga frågor, generella eller preciserade frågor. De beslut som fattas före det beslut som enligt författningskrav ska tas är reella beslut. De reella besluten är beslut som påverkar eller bestämmer vad som sedan ska ske. Det formella besluten är de som tas för att de är föreskrivna procedurkrav. När reella beslut och formella beslut inte sammanfaller framhåller Westerlund att det vanligaste är att det reella beslutet har fattats i förväg. På så sätt binder tjänstemän och politiker upp sig inför kommande formella beslut.¹³² Miljökonsekvensbedömningen måste därför så tidigt som möjligt ta upp de centrala frågorna. Den bör redan från start utgöra en informationskanal (som inte är statisk till sitt innehåll) med avseende på bl.a. tänkbara och diskuterade alternativa lösningar, fastställda eller befarade miljökonsekvenser och framförda allmänna och enskilda intressen. Detta innebär att miljökonsekvensbedömningen, för att reella beslut inte ska ta över och obemärkt styra proceduren och för att objektiviteten skall kunna upprätthållas, lämpligen påbörjas innan olika bindningar sker i en eller annan riktning. Den måste motverka att beslut i ett tidigt skede av utredningsförfarandet fattas på grundval av bristfälligt utredda uppgifter.

¹³² Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s. 20.

4.3.4 Tydliga formkrav och klara tidsramar

Formerna för bedömningen av projektets miljöpåverkan bör vara förutbestämda. De måste rimligen kunna varieras, men vissa grundmoment bör återkomma med jämna tidsintervall. Det är väsentligt att sakfrågorna ges en fastställd form. Formkraven bör ange i vilken ordning de frågor som följer av miljökonsekvensbedömningen skall behandlas. Inom ramen för frågornas ordningsföljd bör även ansvarsfördelningen preciseras. Samråd, granskning och kontroll måste t.ex. vara formlunda delmoment.¹³³ Samråd kan ske vid ett eller flera tillfällen, granskning likaså. Kontrollen av kvaliteten kan ske antingen löpande med jämna intervall eller vid ett tillfälle, rimligen i slutskedet. Dessa frågor har en naturlig inramning genom beslutsunderlagskriteriet men de preciseras genom respektive kriterium.

Ett förfarande som inleds när idén till ett projekt just har väckts har relativt goda förutsättningar att åstadkomma en öppen process med välfungerande samverkan mellan olika aktörer. Ett förfarande som påbörjas i ett sent skede av projekteringsplanerna kan däremot få svårt att ”fånga upp” de frågor och infallsvinklar som t.ex. allmänheten aktualiserar i samband med samråd och liknande. Dessutom är risken stor att ett förfarande som bjuder in allmänheten i ett alltför sent skede blir ett spel för gallerierna. Allmänhetens synpunkter kan visserligen komma att redovisas i miljöbeslutsunderlaget, men deras möjligheter att verkligen påverka beslutet är då närmast obefintliga.

Slutprodukten bör vara tillgänglig för beslutsfattarna i så god tid före det formella beslutet (vanligtvis tillåtlighetsprövningen) att dessa verkligen har möjlighet att tillgodogöra sig dess innehåll.

¹³³ Se öppenheitskriteriet, avsnitt 10.3 samt granskningskriteriet, avsnitt 11.5.

4.4 Innehållet och omfattningen av beslutsunderlaget

4.4.1 Ekologiskt helhetsperspektiv

Miljökonsekvensbedömningens innehåll och omfattning bör slås fast mot bakgrund av behovet av en helhetsbedömning. Detta betyder att miljökonsekvensbedömningen måste renodlas och att information som inte är direkt relevant måste skalas bort. Det är viktigt att reglerna anger hur en sådan renodling skall gå till utan att materialet ”förminkas” och utan att viktig information går förlorad. Det är t.ex. inte relevant att återge alla utredda konsekvenser som har visat sig vara av liten betydelse för bedömningen, utan det är de påvisade och tänkbara förändringarna i miljön som måste redovisas. Kravet på att ett miljöbeslutsunderlag bör ge kunskap om projektets helhet är väsentligt för möjligheterna att åstadkomma en sammansatt bild av de delar som miljökonsekvensbedömningen utgörs av.¹³⁴ Om t.ex. miljökonsekvensbedömningen omfattar effekter på fågellivet, bör fåglarnas rörelsemönster och beteende styra beskrivningen av konsekvenserna. Administrativa gränser för t.ex. befintliga fågelskyddsområden bör inte begränsa bedömningen. En redan fastställd gräns, t.ex. för ett Natura 2000-område, hindrar inte att man ser till fåglarnas verkliga dagsaktuella behov av området i dess helhet som rast-, födo- och häckningsplats. En helhetsbild av de konsekvenser som vållas av ett intrång (t.ex. i en biotop med betydelse för fågellivet) får man först när bedömningen tar sin utgångspunkt i miljöns kvalitet, inte i projektörens intressen av att ta området i anspråk. Det är givetvis också värdefullt att förse miljöbeslutsunderlaget med sådan information som ger en beskrivning av projektet, dvs. dess karaktär och storlek. Även tänkbara verksamheter och exploateringar som längre fram kan komma att följa av det aktuella projektet bör därför redovisas, så att alla omständigheter kan klarläggas och så att den viktiga helhetsbilden blir mer fullständig.

¹³⁴ Se hållbar utveckling som kompass, avsnitt 4.1.1.1. och miljörättsliga principer som värdegrund, avsnitt 4.1.1.5.

För att projektet skall kunna sättas in i ett större sammanhang måste miljökonsekvensbedömningen innehålla mer konkreta uppgifter om hur projektet står sig mot bakgrund av målet om en hållbar utveckling.¹³⁵ I miljökonsekvenskriteriet (kapitel 8) preciseras mer ingående vad miljökonsekvensbedömningen bör innehålla.

4.4.2 Tydlig och tillräcklig

Miljökonsekvensbedömningen bör inte bestå av en alltför stor mängd detaljinformation.¹³⁶ Den måste i egenskap av beslutsunderlag vara begriplig, och den måste vara så tydlig att beslutsfattaren verkligen förstår dess innehåll. Tydlighet uppnås bl.a. genom en fokuserad inriktning av förfarandet och en fokuserad framställning i redovisningen.¹³⁷ Förfarandet bör därför i möjligaste mån även anpassas efter vad utredningen visar. Detta betyder att projektutformningen och miljökonsekvensbedömningen bör ta intryck av vad utredningen visar i miljöhänseende.¹³⁸ Att en omfattande utredning har genomförts men inte kan användas fullt ut berättigar inte att dess resultat helt förbigås i miljökonsekvensbedömningen, men de frågor som har behandlats i en sådan utredning bör inte ges en central placering. En miljökonsekvensbedömning får inte skapa konstlad legitimitet genom att innehålla fakta som inte är relevanta. Däremot kännetecknas en tillförlitlig miljökonsekvensbedömning med hög ambitionsnivå av att olika aspekter av projekteringen har blivit föremål för en gedigen utredning.¹³⁹

Miljökonsekvensbedömningen bör anses vara tillräcklig när den verkligen kan fungera som miljöbeslutsunderlag. En samling rådata är t.ex. inte tillräckligt. Avgörande för miljökonsekvensbedömningens tillräcklighet ska vara att den fullt ut kan tjäna som underlag för det avsedda beslutet. Konse-

¹³⁵ Se hållbarhetsvariablerna i avsnitt 4.1.1.5.

¹³⁶ Jfr IAIA, *Principles*, 1999, generella principer: ”purposive”.

¹³⁷ Jfr IAIA, *Principles*, 1999, generella principer: ”focused”.

¹³⁸ Jfr IAIA, *Principles*, 1999, generella principer, ”adaptive”.

¹³⁹ Jfr IAIA, *Principles*, 1999, generella principer: ”credible”.

kvensernas art (inte enbart exploitörens vilja eller förmåga att bedöma miljöpåverkan) bör vara vägledande för miljökonsekvensbedömningens omfattning: ju större negativa konsekvenser, desto större krav på att presteras en utförlig utredning som i rimlig utsträckning redogör för dessa konsekvenser.¹⁴⁰

För att kunna förstås och i förlängningen beaktas måste miljökonsekvensbedömningen vara fokuserad och relevant. Detsamma gäller för att materialet skall kunna granskas. Informationen bör därför vara förhållandevis lättillgänglig, adekvat och tillförlitlig, och dessutom inriktad på väsentliga frågor.¹⁴¹ Miljökonsekvensbedömningen bör således bl.a. inrymma uppgifter om det planerade projektets lokalisering och den aktuella miljös känslighet, uppgifter om nuvarande markanvändning och om förekomst, kvalitet och förnyelseförmåga för mark, vatten och andra resurser och uppgifter om effekternas karakteristik, bl.a. deras omfattning, gränsöverskridande karaktär, betydelse och komplexitet, sannolikhet och varaktighet samt reversibilitet.¹⁴²

I de fall där miljökonsekvensbedömningen inte är tillräcklig som beslutsunderlag måste det finnas möjlighet att komplettera med ytterligare material. Den myndighet som använder miljökonsekvensbedömningen som beslutsunderlag bör vid behov begära in de uppgifter som saknas. Om samråd inte har hållits uppstår dock problem med komplettering. Det är nämligen inte möjligt att inleda en dialog långt efter det att väsentliga beslut i förfarandet har fattats och miljökonsekvensbedömningen färdigställts. Svensk praxis visar att uteblivet samråd betraktats som en så allvarlig brist att en ansökan avvisats.¹⁴³

¹⁴⁰ Westerlund, *Miljörättsliga grundfrågor 2.0*, 2003, s.311.

¹⁴¹ Jfr IAIA, *Principles*, 1999, generella principer: ”relevant”.

¹⁴² Jfr IAIA, *Principles*, 1999, generella principer: ”systematic”.

¹⁴³ Miljööverdomstolen har konstaterat att en upprättad miljökonsekvensbeskrivning utgör en processförutsättning och har fastställt beslut från miljödomstolar som varit bristfälliga. I

4.4.3 Objektiv

Tanken med miljöbeslutsunderlaget är att det skall förmedla objektiv information och inte vara en partsinlaga som reflekterar verksamhetsutövarnas förutbestämda uppfattningar om hur projektet bäst skall genomföras. Miljökonsekvensbedömningens innehåll varierar också (utöver de rent faktamässiga delarna) beroende på de utgångspunkter och perspektiv som ligger till grund för bedömningen. Det sätt som miljön beskrivs på är också mer eller mindre resultatet av ett val av perspektiv. Antingen tar man utgångspunkt i hur miljön är beskaffad eller utifrån hur man först och främst vill genomföra projektet och vilka möjligheter man har att dels utreda konsekvenserna, dels justera projektet för att motverka skada på miljön. I detta sammanhang kan även olika värderingar komma till uttryck i det språkbruk som används i beskrivningarna. Ett exempel är att exploatören i sitt utredningsmaterial kan ge en väg ett nytt men till synes fullt rimligt namn: ”Sandvägen” kan döpas om till ”Sommarstugevägen”. Detta namnbyte antyder att de som bor i området och nyttjar vägen framför allt är sommarstugeägare, medan namnet ”Sandvägen” däremot lika gärna kan betyda att det i området finns bofasta året runt. Ett område med sommarstugeägare nyttjas vanligtvis endast 3–4 månader per år. Därför kan man förledas att tro att ingreppen i området är mindre allvarliga än vad de faktiskt är om det i själva verket är så att människor bor där året om. En sådan glidning gör att miljöbeslutsunderlaget blir svårtytt och värdeladdat på ett mer subtilt plan. Ett värdeladdat språk kan dessutom lätt missbrukas om det framställs som objektivt och värdeneutralt. Beslutsfattaren lockas att tro att han eller hon har fått objektiv information om rådande förhållanden, vilket i linje med det nyss anförda inte alltid är så säkert.¹⁴⁴

Om ett miljöbeslutsunderlag är uppbyggt av beskrivningar där språkbruket förstärker vissa värderingar, kan andra aktörer som medverkar i förfarandet

målet MÖD, SM 4, den 13 februari 2002, bestod bristen i att utökad samråd inte hade genomförts enligt anvisningar från länsstyrelsen..

¹⁴⁴ Exemplet med Sandvägen/Sommarstugevägen är hämtat från de utredningar som gjorts med anknytning till Botniabanan

välja att tillgripa samma medel. En sådan situation kan lätt utvecklas till en psykologisk dragkamp snarare än en fruktsam diskussion, och då finns det en risk att de mest dominerande och självförstärkande beskrivningarna avgår med segern utan att de egentliga frågorna har diskuterats och utretts på ett korrekt sätt.

4.5 Beaktandet av beslutsunderlaget

4.5.1 Väga in och motivera sitt beslut

Kravet att miljökonsekvensbedömningen skall beaktas är en väsentlig del av beslutsunderlagskriteriet. Det ligger emellertid i sakens natur att miljökonsekvensbedömningen måste beaktas, och beaktandet av miljökonsekvensbedömningen är inte någon kontroversiell fråga. Svårigheten är hur man skall mäta i vilken mån den har beaktats. Det är t.ex. inte rimligt att beslutsfattaren skall vara skyldig att följa det som föreslås i miljöbeslutsunderlaget. Ansvaret för miljökonsekvensbedömningen ligger i de allra flesta fall på exploatören, och man bör därför utgå från att bedömningen är subjektivt färgad i vissa avseenden. Att beakta en miljökonsekvensbedömning betyder inte att man nödvändigtvis följer de förslag som exploatören lägger fram i utredningen. Beaktandet innebär att man, med utgångspunkt från miljökonsekvensbedömningen, beslutar på så sätt att hållbar utveckling främjas. Det kan t.ex. innebära att man väljer ett annat alternativ än det exploatören föreslagit.

Beslut som kräver beaktande av en miljökonsekvensbedömning bör för att motverka att miljökonsekvensbedömningen inte fullt ut beaktas, motiveras. Beslutsfattaren måste öppet deklarerat vad i miljökonsekvensbedömningen som legat till grund för beslutet. Som tidigare framhållits är det mycket betydelsefullt att det ställs rättsliga krav på en skriftlig motivering som redovisar tankegångarna bakom beslutet och dettas överensstämmelse med miljöbeslutsunderlagets innehåll. En skriftlig motivering medför dessutom bättre möjligheter att föra talan mot beslutet med åberopande av bristfälligt beaktande. I motiveringen kan en eventuell klagande finna stöd för motargument.

En förstärkning av denna funktion kan göras genom att i lag införa en *motiveringsplikt* som är kopplad till MKB:n. Även här finns en förebild i USA. MKB-plikt innebär ju inte att man måste besluta på ett eller annat sätt- vad ett beslut ska innehålla eller gå ut på bestäms istället av tillämpliga lagars materiella regler (tillåtlighetsregler). Ja, i vissa länder används MKB också inför politiska beslut och då är det en politisk fråga vad som ska diktera beslutet.. Däremot är det inte en politisk fråga huruvida politikerna (eller andra beslutsfattare) ska begripa vilka konsekvenserna kan bli. I en del EIA-länder är det då bestämt att de måste ha tillgång till en MKB som de dessutom måste beakta.¹⁴⁵

4.5.2 Hänsyn till vetenskaplig osäkerhet

Osäkerhet i utredningen måste vägas in och ytterst noga beaktas. Utredningen bör därför åtföljas av uppgifter om alla tänkbara varianter för dess utförande samt dessas tänkbara konsekvenser, t.ex. en redovisning av de svårigheter som är förenade med att förutsäga hur projektet på lång sikt eller indirekt kommer att påverka omgivningen. Det kan vidare handla om effektiviteten hos de föreslagna förebyggande åtgärderna mot miljöskador. Viktigt är också att utredningen anger den osäkerhet som gäller i fråga om den framtida utvecklingen. Om kunskaperna har brister, t.ex. om det saknas relevanta uppgifter om lokala klimatförutsättningar, bör detta framgå.¹⁴⁶ Data som ”lånats” från närliggande miljöer eller närliggande situationer bör inte användas okritiskt och framställas som utredarens egna uppgifter.

4.6 Sammanfattning

Det rättsliga verktyget bör innehålla följande:

¹⁴⁵ Westerlund, *Miljörättsliga Grundfrågor 2.3*, 2003, s.303-304.

¹⁴⁶ Jfr försiktighetsprincipen, avsnitt 3.2.3.

- Tydliga tidsangivelser för tillkomsten av miljökonsekvensbedömningen, dvs. initierandet och det fortsatta förfarandet fram till den färdiga produkten.
- Formella krav på vem som gör vad i vilket skede.
- Krav som endast gäller verksamheter som medför betydande miljöpåverkan.
- Föreskrifter om löpande granskning och kontroll av miljökonsekvensbedömningens objektivitet.
- Preciserade krav på hur miljökonsekvensbedömningen skall utformas och vad den skall innehålla för att ge information om projektets miljöpåverkan ur ett hållbarhetsperspektiv.
- Krav som anger hur miljökonsekvensbedömningen skall beaktas i besluten samt att en skriftlig motivering skall åtfölja beslut som grundar sig på ett sådant beaktande.

5 Syfteskriteriet

5.1 Kriteriets huvudsakliga innehåll

För att kunna välja mellan alternativ, ja redan för att kunna avgränsa vilka alternativ som är relevanta och vilka som ligger utanför ramen för vad som krävs i en MKB, måste man fråga sig vad som krävs av ett alternativ för att detta ska behöva beaktas. Svaret är knutet till ett mycket viktigt begrepp, nämligen *det bakomliggande syftet* med programmet eller projektet.¹⁴⁷

Syfteskriteriet¹⁴⁸ anger att projektets syfte bör preciseras.¹⁴⁹ Detta betyder att avsikten bör fastställas och redovisas. Av kriteriet följer även en skyldighet att klarlägga den enskilda och allmänna nyttan med projektet. Det preciserade syftet bör styra miljökonsekvensbedömningens inriktning. Det är därför väsentligt att preciseringen verkligen görs och att detta sker i förfarandets initiala fas. Carlman framhåller att själva poängen med att ta fram syftet med projektet är att klargöra behovet av projektet och att fungera som underlag för framtagande av alternativ.¹⁵⁰ Med utgångspunkt i vad man vill åstadkomma med projekteringen, t.ex. en ökad mängd energi, bör miljökonsekvensbedömningen styras in på de frågor som är relevanta för detta ändamål. Att öka mängden energi kan t.ex. ske genom förnybar energi som vindkraft eller med hjälp av fossila bränslen som olja. Är det preciserade

¹⁴⁷ Westerlund, *Miljörättsliga Grundfrågor 2.0*, 2003, s. 307.

¹⁴⁸ Westerlund har i sin skrift *Miljörättsliga grundfrågor* vald att benämna kriteriet ändamålskriteriet. Tidigare har Westerlund även benämnt kriteriet resultatkriteriet. Kriteriets innehåll ska dock inte anses ha fått ett annat innehåll.

¹⁴⁹ Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999. Se vidare Carlman & Westerlund, ”Miljökonsekvensbeskrivningar: forskning och utveckling”, 1994; Carlman & Westerlund, ”Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige”, 1995.

¹⁵⁰ Carlman, ”Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige”, 1995, s.59.

syftet att öka energimängden, bör olika alternativa energislag ingå i alternativformuleringen. Är däremot syftet att utvinna just vindkraft, bör de alternativ som formuleras i stället avse alternativa platser och genomföranden.

Man funderar över att bygga en bro till en ö. Varför ska man göra det? Är det därför att man tycker att det är roligt att bygga broar? Eller därför att man har så mycket pengar så att man vill göra av med dem på något viis- och det råkar bli på en bro? Eller är det därför att man vill ha en broförbindelse till just den ön. Men i så fall, *varför* vill man ha broförbindelsen? För kommunikationernas skull? Kan kommunikationssyftet tillgodoses på något annat sätt än genom den föreslagna bron? På någon annan plats?¹⁵¹

Enskilda personer, allmänheten, myndigheter och andra som medverkar i förfarandet bör via preciseringen ges en gemensam och förhoppningsvis samstämmig bild av den planerade verksamheten. Preciseringen bör fungera som underlag för det fortsatta förfarandet. Med stöd i det preciserade syftet bör det vara möjligt att värdera nyttan med projektet i förhållande till de negativa miljökonsekvenser som det medför. Det preciserade syftet bör således ses som själva utgångspunkten för utredningen. Om det saknas preciserat syfte kan miljökonsekvensbedömningen komma att bli ett ofullständigt beslutsunderlag.

5.2 Skälen till ett preciserat syfte

5.2.1 Gemensam plattform och utgångspunkt

Syftespreciseringen motiveras, som sagt, av det strategiskt viktiga i att skapa en gemensam plattform och utgångspunkt för det fortsatta förfarandet.¹⁵² Ett opreciserat syfte innebär att formuleringen av alternativ sker utan egentlig förankring i ändamålet med projektet. Om man dröjer med att fastställa och avgränsa projektets syfte, eller inte gör detta över huvud taget, innebär

¹⁵¹ Westerlund, *Miljörättsliga Grundfrågor 2.0*, 2003, s. 307.

¹⁵² IAIA, *Principles*, 1999, generella principer: ”purposive”.

detta en påtaglig risk för att förfarandet skall fortskrida på bristfälliga grunder. Den kommunikativa process som förfarandet bygger på riskerar att behandla ”fel” frågor. Syftet måste alltså slås fast för att initialt kunna fungera som grund för en diskussion kring nytta och behov. Därefter behövs det även som grund för formuleringen av relevanta alternativa lösningar för genomförandet av projektet. Formuleras inte relevanta alternativ i miljökonsekvensbedömningen, uppfyller denna inte de grundläggande kvalitetskraven.

5.2.2 En öppen diskussion kring frågor av betydelse

Att det ställs krav på precisering av syftet möjliggör en dialog med medverkande aktörer kring betydelsefulla och tänkbart brännbara frågor. Preciseringsbidragen till att frågeställningarna kommer upp till ytan och kan diskuteras. Eventuella politiskt grundade eller andra motsättningar angående projektet blir härigenom synliggjorda. Finns det t.ex. motsatta meningar angående nyttan och allmänna behov, åstadkoms genom preciseringen en värdefull (politisk) dialog. Den öppna dialogen kring de ”svåra frågorna” medför samtidigt att presumerat starka aktörer med starka intressen inte får möjlighet att dominera förfarandet och vinkla utredningen till sin egen fördel. Preciseringsbidragen av syftet rymmer just frågor av stor betydelse för den fortsatta utredningen.

Man vill bygga en helt ny, stor avfallsanläggning vid en gård som heter Nordhall. Därför köper man gården och går sedan in med en ansökan. Någon frågar varför just en deponi? Och vid gården Nordhall? Och exploatören svarar 'Därför att det är en avfallsdeponi vi vill bygga för det är vad vi sysslar med-avfallshantering. Och vid Nordhall, därför att vi redan äger den.' Följdfrågorna låter inte vänta på sig: 'Varför ska man ha en avfallsdeponi utöver att det är vad man brukar syssla med? Det måste väl finnas någon anledning till att man sysslar med sådant?' 'Ja, svarar exploatören, 'avfall'. 'Aha, säger allmänheten, och avfall, det kan man väl hantera på flera sätt och på flera ställen? Eller...?' och den frågan måste exploatören besvara och det kommer att visa sig att avfallsproblemen för en region i och för sig kan lösas på

många fler sätt än just det som exploitören hade tänkt sig. Och därmed har man närmast sig ändamålet med verksamheten,...¹⁵³

5.3 Tillkomsten av preciseringen

5.3.1 Tillvägagångssätt

Preciseringen av syftet (i formell mening) bör ske genom en öppen dialog mellan de medverkande parterna.¹⁵⁴ Avgränsningen av syftet är således inte en fråga enbart för exploitören. All information som rör syftespreciseringen måste förmedlas till berörda parter i god tid innan samråd sker. Frågor kring avgränsningen bör diskuteras och den slutgiltiga preciseringen bör vara gjord i samråd med berörda parter. I preciseringsprocessen ligger även en dialog om nyttan med projektet och om allmänna behov. Denna dialog måste ske under full öppenhet och föregås av information som möjliggör en uttömmande diskussion.¹⁵⁵ De åsikter och fakta som framkommer i samband med preciseringen bör tillföras miljökonsekvensbedömningen. Framför allt är det viktigt att de är en inarbetad del i preciseringen och inte utgör en sidodokumentation. Placeras allmänhetens synpunkter i en separat del av miljökonsekvensbedömningen, finns det en risk att den delen mest fungerar som en allmän redogörelse för vad som har sagts.

5.3.2 Tidsram

Preciseringen bör som sagt ske i ett begynnande skede av konsekvensbedömningsförfarandet. Grunden (plattformen) bör vara lagd innan man bygger vidare med förfarandet. Tidiga beslut påverkar valmöjligheterna och handlingsutrymmet längre fram. Preciseringen av syftet måste därför, för att motverka låsningar åt ett eller annat håll, göras så snart som möjligt. Tid-

¹⁵³ Westerlund, *Miljörettens Grundfrågor*, 2003, s. 307.

¹⁵⁴ Se öppenheitskriteriet, avsnitt 10.3.

¹⁵⁵ Se öppenheitskriteriet 10.3.3.1.

punkten för preciseringen är således central. Det är först när syftet har preciserats som nyttan kan diskuteras och tillgodoseendet av behov kan klarläggas och diskuteras. Det fortsatta förfarandet bör inte ta vid förrän syftet har preciserats.¹⁵⁶

5.4 Preciseringens innebörd

5.4.1 Avsikten med projektet

5.4.1.1 Syftet bakom det föreslagna projektet

Med ”syfte” menas här det som man vill åstadkomma med den planerade verksamheten eller åtgärden. Det är således inte det konkreta resultatet av projektet – t.ex. en grustäkt, en vindkraftspark, en industriell produktion, ett vägbygge eller en avfallshantering – utan det man vill uppnå med grustäkten osv. som här avses med ”projektets syfte”. Man vill tillgodogöra sig grus, energi, produkter, möjliggöra transporter och handskas med avfall. Detta kan ske på olika sätt. Man kan också fråga sig om det alls finns ett behov, vad är nyttan med projektets ändamål?¹⁵⁷

Syftet bör vara väl avgränsat. Det är inte möjligt att åstadkomma en välavvägd och relevant uppsättning alternativ om syftet är för vitt. En syftesprecisering som är för vid tenderar att bli vag och de alternativ som framstår som plausibla uppvisar alltför stor spridning. Syftet bör därför vara så avgränsat att det med tydlighet framgår vad som åsyftas, om det finns primära och sekundära syften osv. Preciseringen av projektets syfte innebär således att man fastställer vad som är den eller de yttersta avsikterna.

¹⁵⁶ Jfr NEPA-processen; IAIA-*principles*, 1999, operationella principer: ”screening”, ”scoping”.

¹⁵⁷ Jfr Carlman, ”Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige”, 1995, s.58.

Resultatkriteriet förutsätter att MKB:n diskuterar, klargör och utgår från det egentliga syftet med projektet/verksamheten/åtgärden. Någon, en kommun, en privatperson, ett bolag etc. överväger ett projekt. I en tillståndsansökan kommer denne att ange vad han vill åstadkomma (resultatet) och hur det enligt honom ska förverkligas. Detta är den sökandes syfte, det *subjektiva* syftet. Men även det bakomliggande syftet måste bestämmas. Det bakomliggande syftet är det som återstår när den sökandes egna speciella idéer, önskemål och värderingar skalats bort.¹⁵⁸

5.4.1.2 Primära och sekundära syften

Ett mindre projekt kan vara en del i ett annat projekt. Det mindre projektets syfte utgör då en del av det större projektets syfte. Dessutom inrymmer ett projekt många gånger ett flertal syften. De olika eller gemensamma syftena kan i relation till varandra vara primära och sekundära. Syftet med en ny väg kan vara att åstadkomma snabbare kommunikationer, men det kan också vara att åstadkomma bättre trafiksäkerhet. Om vägen redan i utgångsläget (utifrån rådande omständigheter) är tillräckligt säker, bör säkerhetsmotivet inte framställas som mer än sekundärt i förhållande till det primära syftet att åstadkomma en tidsvinst. Genom sådana distinktioner kan den yttersta avsikten med projektet fastställas.

5.4.1.3 Jämbördiga syften

För många projekt är det möjligt att se två eller flera syften som ligger på samma nivå och som alla är förhållandevis jämbördiga. Syftet med en järnväg kan t.ex. vara att transportera gods, att transportera människor, att avlasta vägnätet och att göra en viss region mer tillgänglig. Om något av dessa syften har högre prioritet än de andra föreligger över- och underordnade (primära och sekundära) syften. I annat fall bör man se syftena som jämbördiga. Ett projekt som inrymmer ett flertal jämbördiga syften medför högre krav på precision, särskilt då de olika syftena är beroende av varandra. Järn-

¹⁵⁸ Carlman, ”Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige”, 1995, s. 58.

vägens lönsamhet och genomförbarhet kan t.ex. baseras på att transport sker av både människor och gods.

5.4.2 Nyttan och behovet

5.4.2.1 *Nyttan nära knutet till syftet med projektet*

Som ett led i preciseringen av syftet måste nyttan med projektet och de befintliga behoven diskuteras och redovisas. Avsikten är att förse miljökonsekvensbedömningen med information om nytta och behov och samtidigt att i ett tidigt skede ge plats för en diskussion kring dessa frågor. Behoven kan, något förenklat vara av två slag: dels knutna till samhällsliga behov om t.ex. kommunikationer, energi osv., dels ekologiska som t. ex. biologiska mångfald, människors hälsa. Är syftet att producera plastbåtar bör nyttodiskussionen utgå från det allmänna behovet av plastbåtar. Här är det rimligt att marknadsekonomiska variabler som tillgång och efterfrågan måste ge vägledning. Är syftet att bygga om en väg för att förhindra olyckor på befintliga vägavsnitt, måste nyttodiskussionen utgå från det allmänna intresset och behovet av en säkrare väg. Är syftet att minska restiden för persontrafik på järnväg, bör diskussionen kring nytta utgå från det allmänna behovet och intresset av att förkorta restiden. Diskussionen ska omfatta frågor om hur nyttan med projekt och de identifierade behoven ”står sig” mot de grundläggande värdena om att främja människors hälsa, värna den biologiska mångfalden osv. Om projektet medför ett intrång i ett område som i betydande omfattning stör t.ex. viktiga fågelpopulationer, bör ”fåglarnas behov” utredas och redovisas. Det är väsentligt att notera att behovsbedömningen bör omfatta både behovet av projektet och föreliggande behov av att bevara det område som möjligen är tänkt att tas i anspråk för att genomföra projektet.¹⁵⁹ Se vidare kapitlet om miljökonsekvenskriteriet (kapitel 8).

¹⁵⁹ Jfr kommande generationers rättigheter, avsnitt 3.2.2.

5.4.2.2 *En parallell behandling*

Nytta och behov är nära sammanflätade och bör därför hanteras parallellt i diskussionen. Syftet med projektet samt den miljö som påverkas av projektet, bör vara utgångspunkt för valet av de behov som skall vara föremål för diskussionen: det är inte rimligt att föra en diskussion om alla tänkbara befintliga eller framtida behov på alla tänkbara plan, utifrån ett brett spektrum av olika perspektiv, utan diskussionen kring nytta och behov bör vara snäv.¹⁶⁰ Avser t.ex. projektet en järnväg är det behovet av infrastrukturella åtgärder som är relevant att diskutera, inte exempelvis behovet av sysselsättning i det berörda området. Behovsdiskussionen bör alltså inte omfatta behov som ligger utanför projektet. De skyddsbehov eller andra behov som återfinns i den natur som järnvägen är avsedd att förläggas i, ingår i bedömningen. Naturligtvis bör behovet och nyttan jämföras med de miljömål som åberopas i miljökonsekvenskriteriet.¹⁶¹

5.5 Sammanfattning

Det rättsliga verktyget bör innehålla följande:

- Tydliga krav om i vilket tidsskede som syftet skall preciseras samt vem som ansvarar för vad.
- Regler som definierar vad som menas med en verksamhets syfte.
- Regler som innebär att både primära och sekundära samt jämbördiga syften kommer fram i en initial fas av miljökonsekvensbedömningen.

¹⁶⁰ Se proportionalitetsprincipern, avsnitt 4.1.1.3.

¹⁶¹ Se miljökonsekvenskriteriet, avsnitt 8.7.

- Krav som tydliggör att offentliga projekt i större utsträckning än privata projekt skall utreda en bredare bild av alternativa lösningar.
- Föreskrifter om att nyttan med verksamheten skall utredas samtidigt med preciseringen av verksamhetens syfte.

6 Alternativkriteriet

6.1 Kriteriets huvudsakliga innehåll

Den verkliga kulturbräckan och grundbulten i MKB-konceptet är dock *alternativkriteriet*. Beslutsfattaren (och allmänheten) ska kunna få veta huruvida ändamålet med den övervägda åtgärden (eller programmet etc.) kan nås på något annat sätt än det, man ursprungligen tänkt sig. Här kommer funktionen att redovisa och analysera alternativ in.¹⁶²

Alternativkriteriet anger att de alternativ som skall ligga till grund för det fortsatta förfarandet bör formuleras. Det är främst fyra slags alternativ som är aktuella: alternativa metoder/tekniker, alternativa lokaliseringar, alternativa sätt att förverkliga syftet med projektet samt alternativet att inte vidta några åtgärder, dvs. noll-alternativet.¹⁶³ De alternativ som ska bedömas måste vara i någon mening rimliga alternativ.

Formuleringen bör ske i direkt anslutning till preciseringen av syftet, och alternativen bör vara direkt relaterade till denna precisering. Rimliga alternativ, i rimligt antal, bör anges i en inledande fas av miljökonsekvensbedömningsförfarandet. Alternativen bör alltså tydligt knyta an till det preciserade syftet med projektet. Valet av alternativ som förs in i utredningen bör styras av fastställda gränser för god miljö och hälsa, bl.a. behovet av skyddsåtgärder, förbrukningen av råvaror och energi samt användningen av teknik. Alternativen bör även anpassas efter de lokala förhållandena, med hänsyn tagen till övrig planering såsom t.ex. översiktsplaner. När det gäller hur alternativen kan skilja sig från varandra bör man utgå från projektets

¹⁶² Westerlund, *Miljörättsliga grundfrågor 2.0*, 2003, s. 306.

¹⁶³ Carlman, "Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige, 1995, s. 60.

utformning och miljöpåverkan.¹⁶⁴ Formuleringen bör ske öppet. Ett ”nollalternativ” – som innebär att man anger hur den framtida utvecklingen kan komma att se ut om projektet i fråga inte genomförs – bör alltid utredas. Utredningen bör baseras på befintliga störningar och på projektets förmåga att reducera eller förstärka dessa störningar.

6.2 Skälen till att formulera alternativ

6.2.1 Engagera allmänheten och vidga perspektiv

Formuleringen av alternativ är startpunkten för en öppen diskussion om projektet. Alternativformulering engagerar och lämpar sig väl för en diskussion där svåra frågor kan tas upp. Genom att t.ex. ställa frågan om åtgärden alls bör genomföras och hur allt skulle se ut om projektet eller åtgärden inte kom till stånd, lägger man en diskussionsgrund där även nyttan med projektet berörs och där olika perspektiv klarläggs och kan ifrågasättas. När olika perspektiv kommer fram och de värdegrunder dessa vilar på identifieras, är det lättare att förstå varför vissa aktörer vill att projektet skall utformas på än det ena, än det andra sättet. Det är dessutom i de flesta fall enklare att resonera kring alternativ än att föra en diskussion om miljökonsekvenser som kräver expertkunskaper. Detta medför att formuleringen av alternativ har central betydelse för öppenheten i förfarandet. Ett öppet förfarande som ger utrymme för diskussion kring frågor som engagerar är mer öppet än ett förfarande som formellt sett ger insyn och rätt att påverka men där de brännbara frågorna inte tas upp. Genom att tänkbara alternativ diskuteras, tillförs utredningen synpunkter från dem som direkt i sin närmiljö berörs av projektet och från andra som är intresserade av frågan. Synpunkterna är en viktig del i utredningen, eftersom de kan bidra med nya synsätt och ligga till grund för allmänhetens fortsatta engagemang i utredningen. Alternativdiskussionen medför vidare att man kan utbyta viktig information, reda ut missförstånd, få till stånd en bättre förståelse för de relevanta frågorna och

¹⁶⁴ Wood, *Environmental Impact Assessment*, 1997.

på ett tidigt stadium slå fast vilka områden som är kontroversiella ur alternativsynpunkt.¹⁶⁵

Ett rimligt antagande är att målet om hållbar utveckling medför ett behov av nya angreppssätt och av nytänkande. Man bör således söka nya lösningar på gamla problem. Ett miljöbeslutsunderlag som är välfyllt med tekniska data och innehåller utförliga riskscenarier men som inte redovisar alternativa lösningar kan verka gediget och tillräckligt. Har alternativa lösningar inte utretts, kan emellertid miljökonsekvensbedömningen komma att bidra till att legitimera invanda handlingsmönster och fungera som en förstärkning av dessa handlingssätt. Exploatören bör således förmås att se på projektet från andra infallsvinklar än de välbekanta. Ett viktigt skäl till att formulera alternativ är därmed att vidga exploatörens och andra aktörers perspektiv under utredningsfasen. Det finns en risk att man i alltför stor utsträckning söker de lösningar som man brukar använda. Om det inte krävs en alternativdiskussion, kan konsekvensbedömningsförfarandet resultera i att man utreder och redovisar hur man alltid har gjort och hur man avser att göra även i det aktuella projektet.

6.2.2 Lägga en grund för jämförelser

Övervägandet av alternativ måste ses som ett av de första stegen vid planering och utformning av ett projekt. Därför bör också beslutsunderlagen inrymma alternativ som möjliggör en jämförelse. Det finns som sagt en nära koppling mellan olika alternativs relevans och projektens egentliga och mer grundläggande syfte. Naturligtvis är det svårt för en beslutsfattare att försäkra sig om att han eller hon fattar beslut som främjar en hållbar utveckling om det i beslutsunderlaget inte redovisas alternativa handlingssätt. Att det redovisas en beskrivning av alternativ är också många gånger helt avgörande

¹⁶⁵ Petts, "Public Participation and Environmental Impact Assessment", 1999, s. 145 ff.; Steinemann, "Improving Alternatives for Environmental Impact Assessment", 2001, s. 17.

de för beslutsunderlagets faktiska relevans och funktion som beslutsunderlag.¹⁶⁶

Ett beslutsunderlag som redovisar olika alternativ och deras miljökonsekvenser lägger grunden för välavvägda beslut om vilket eller vilka tillvägagångssätt som är lämpligast i miljöhänseende.¹⁶⁷ Om man som beslutsfattare har stöd av ett beslutsunderlag som ger både bredd och djup, ökar sannolikheten att man skall kunna urskilja olika tänkbara möjligheter att uppnå syftet med projektet och välja den ur miljösynpunkt mest fördelaktiga lösningen. Ger miljökonsekvensbedömningen en god bild av de relevanta alternativen kan alltså beslutsfattarna få den kunskap de behöver för att bedöma projektet ur ett hållbarhetsperspektiv. Även nollalternativet – att inte vidta någon åtgärd alls – ger ett viktigt bidrag till en bredare förståelse av projekteringsens många sidor, eftersom det visar ett framtidsscenario utan projektet.¹⁶⁸

¹⁶⁶ ”Arguably the most important part of the EIA process is developing the set of alternatives that become the choice set and the center of analyses.” (Steinemann, ”Improving Alternatives for Environmental Impact Assessment”, 2001, s. 4).

¹⁶⁷ Se bl.a. O’Brien, *Making Better Environmental Decisions*, , 2000. O’Brien klarlägger mycket tydligt värdet av att se alternativen: ”Imagine a woman standing by an icy mountain river, intending to cross to the other side. A team of four risk assessors stands behind her, reviewing her situation. The toxicologist says that she ought to wade across the river because she looks to be young and not already chilled. Her risksof cardiac arrest, therefore, are low. The hydrologist says she ought to wade across the river because he has seen other rivers like this and estimates that this one is not more than 4 feet deep and probably has no whirlpools at this location. Finally, the EPA policy specialist says that the woman ought to wade across the river because, compared to global warming, ozonedepletion, and loss of species diversity, the risks of her crossing are trivial. The woman refuses to wade across. ‘Why?’ the risk assessors ask. They show her their calculations, condescendingly explaining to her that the risk of dying while wading across the river is one of 40 million. Still, the woman refuses to wade across. ‘Why?’ the risk assessors ask again, frustrated by this woman who clearly doesn’t understand the nature of risks. The woman points upstream, and says ‘Because there is a bridge’.” (s. 3).

¹⁶⁸ Jfr Mc Cold and Salusbury, ”Defining the no-action alternative for national environmental policy act analyses of continuing actions”, 1998, s.15-37

6.3 Alternativformuleringens tillkomst

6.3.1 Tillvägagångssätt

Alternativformuleringen bör ske i växelverkan med allmänhetens insyn och medverkan. De alternativ som allmänheten tillför utredningen bör tydligt integreras i processen.¹⁶⁹ De som bor i området och känner till det väl har många gånger lärt sig mycket genom muntlig tradition. Är man direkt berörd av ett projekt kan det framför allt handla om att värja sig mot projektet. Samtidigt bidrar de synpunkter som förs fram till en intressant och kreativ diskussion kring nya lösningar. Allmänhetens bidrag bör, som också öppenhetskriteriet anger, föras in i utredningsmaterialet. Formuleringen av alternativ bör inte ses som en inre angelägenhet för verksamhetsutövaren, utan som en öppen dialog med allmänhet och berörda myndigheter. Verksamhetsutövaren bör därför inte komma med färdiga förslag som allmänheten får ge synpunkter på. Carlman pekar på situationer där det alternativ som berörda markägare har framfört inte tagits med i bedömningen utan snarare avfärdats på vaga och till synes ej objektiva grunder.¹⁷⁰

6.3.2 Tidsram

Formuleringen av alternativ bör, som tidigare sagts, ske i ett inledande skede av förfarandet. Möjligheten att föra in ”helt nya” alternativ bör emellertid finnas genom hela förfarandet. Det kan också under utredningens gång visa sig att ett alternativ som tidigare tagits upp men då inte utretts bör återupptas och infogas i utredningen. Det bör således finnas en möjlighet att i ett relativt sent skede i förfarandet ge utredningsmässigt utrymme för alternativ som ”upptäcks” sent. Alternativ som möjligen inte är fullt ut genomförbara men som väcker viktiga frågor bör också tas med i diskussionen, eftersom detta bidrar till att bibehålla (eller möjligen vidga) ett brett perspektiv.

¹⁶⁹ Jones, ”Screening, Scoping and Consideration of Alternatives”, 1999, s.201-228.

¹⁷⁰ Carlman, ”Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige” 1995 s.61.

6.4 Alternativens omfattning

6.4.1 Rimliga alternativ i rimligt antal

De alternativ som formuleras för fortsatt utredning bör vara rimliga både i fråga om genomförbarhet och i fråga om antal. Rimlighetsprincipen bör därmed fungera som stöd för urvalsbedömningen.¹⁷¹ Det är t.ex. inte rimligt att utreda alternativ som tidigt bedöms som närmast ogenomförbara. Det är även orimligt att utreda ett alltför stort antal alternativ. Försiktighetsprincipen och projektets miljöpåverkan bör vara vägledande vid bedömningen av de olika alternativens rimlighet.¹⁷²

De materiella kraven för formulering av alternativ bör, så långt möjligt, tillgodose rättsordningens krav på förutsebarhet. En verksamhetsutövare bör därmed, åtminstone i viss mån, kunna förutse hur omfattande utredningen kan komma att bli med avseende på mängden alternativ. Verksamhetsutövaren bör alltså kunna förutse de krav som ställs på honom med avseende på utredningens omfattning, men kravet på formell förutsebarhet bör samtidigt inte ges alltför stor tyngd. Rimlighetsbedömningen av tänkbara alternativ och antalet alternativ bör vägas mot behovet av ett gediget och väl sammanfattat beslutsunderlag. De ovan anförda syftena med miljökonsekvensbedömningar kommer sannolikt inte att kunna uppfyllas om kraven på miljöbeslutsunderlagets omfattning i alltför stor utsträckning präglas av formell förutsägbarhet, eftersom detta skulle motverka den flexibilitet som är nödvändig för att hänsyn skall kunna tas till omständigheterna i det enskilda fallet. Den enskildes intressen bör således vägas tungt men ändå inte ges ett presumerat företräde framför behovet av en gedigen miljökonsekvensbedömning. Dessutom bör även proportionalitetsprincipen tillämpas i bedöm-

¹⁷¹ Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA, 1999*, s. 42.

¹⁷² ”Experience has shown that applying precautionary policies through alternatives assessment can lead to win-win economic and environmental health outcomes.” Tickner, “The precautionary principle stimulus for solutions- and alternatives- based environmental policy”, 2004, s.803.

ningen av alternativens rimlighet. Alternativ som innebär en alltför stor inskränkning av det enskilda intresset till förmån för det allmänna intresset kan inte anses rimliga. Detsamma gäller för antalet alternativ: en alltför stor utredningsbörd till följd av ett alltför stort antal alternativ strider också mot proportionalitetsprincipen.¹⁷³

6.4.2 Offentlig eller privat verksamhet

Kraven på mängden och variationen av alternativ bör vara högre för offentliga verksamheter än för privata näringsidkare.¹⁷⁴ Ett behov att förbättra kommunikationerna inom en region kan t.ex. tillgodoses på ett flertal förhållandevis olika sätt. Detta gör att alternativen kan vara relativt skiftande. Som alternativ kan t.ex. medräknas olika transportsätt. Av detta följer att alternativkravet kan antingen röra en precisering av alternativa lokaliseringar/tekniker eller alternativa sätt att förverkliga syftet med projektet. För offentliga projekt bör det i samtliga projekt föreligga en skyldighet att formulera och bedöma alternativa sätt att genomföra projektet knutet till det bakomliggande syftet med detsamma.

Att offentliga projekts syfte ligger på en mer övergripande politisk nivå innebär att de tänkbara alternativen uppvisar en större spännvidd.¹⁷⁵ För syftet att åstadkomma en förbindelse mellan olika platser kan t.ex. både väg, järnväg, flyg och andra jämförbara sätt bli aktuella att utreda. I propositionen till den svenska miljöbalken sägs följande med avseende på jämförbara sätt att nå samma syfte:

¹⁷³ Jfr Steineman, "Improving alternatives for environmental impact assessment", 2001, s. 3-21.

¹⁷⁴ "Så när en åtgärd ingår i en samordnad plan för att lösa ett brett problem, bör även ramen för relevanta alternativ vara vid." (Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s. 44).

¹⁷⁵ Jfr Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s. 25.

andra möjliga alternativ till den planerade verksamheten, t.ex. andra möjligheter att utvinna energi eller att välja en annan typ av kommunikationsmedel, t.ex. en utbyggd järnväg för höghastighetståg i stället för en flygplats för inrikesflyg.¹⁷⁶

För syftet att framställa en viss produkt kan däremot formuleringen av alternativ företrädesvis handla om lokaliseringen och utformningen av produkten (projektet), t.ex. skyddsåtgärder, förbrukningen av råvaror och energi samt användningen av teknik.¹⁷⁷

Om projektet däremot är privat, är syftet inte lika politiskt förankrat. Projektet grundar sig inte på ett politiskt beslut om att tillgodose ett allmänt behov. Den privata näringsidkaren arbetar snarare utifrån utbud och efterfrågan samt egna mer ekonomiskt grundade bedömningar och intressen. Låt oss säga att en privat näringsidkare vill producera kaminer i täljsten. Att för denna projektering kräva en formulering av andra energikällor i vidare bemärkelse är inte rimligt. Om näringsidkarens utgångspunkt är att han eller hon vill använda endast täljsten som material, kan det emellertid vara skäligt att kräva en redogörelse för tillverkning av järnkaminer. För att miljökonsekvensbedömningen skall kunna åstadkomma en helhetsbedömning av alternativa lösningar när det gäller produktion av täljstenskaminer bör den bl.a. förmedla information om tillgång på täljsten, om material som kan ersätta täljsten och om alternativa sätt att minimera användningen av täljsten i produktionen och ändå nå önskat resultat. I denna situation är det skäligt att exploitören åläggs formulera alternativa lokaliseringar, metoder/tekniker samt ett noll alternativ. Exploatören bör inte vara skyldig att precisera alternativa (dvs. även helt annorlunda) sätt att förverkliga ändamålet med sin verksamhet.¹⁷⁸

¹⁷⁶ Prop. 1997/98:45, del 2, s. 64.

¹⁷⁷ Se kapitlet om syfteskriteriet, avsnitt 6.4.2.

¹⁷⁸ Se alternativkriteriet, avsnitt 7.4.4.

6.4.3 Alternativa platser och utformningar

Med alternativ avses för offentliga projekt, som sagt, alternativa sätt att uppnå syftet på ett mer övergripande plan. För privata projektörer bör alternativen spegla syftet med nära anknytning till den aktuella verksamhetsgrenen eller produktionen. De alternativa lokaliseringarna bör skapa möjlighet att välja mellan olika platser, medan de alternativa utformningarna bör ge information om hur projektet kan utformas på olika sätt. En park av vindkraftverk kan t.ex. byggas på olika platser. Formuleringen av alternativ bör åskådliggöra dessa olika valmöjligheter. Exploateringen kan också ges olika utformningar. Man kan t.ex. tänka sig en park om 15, 30 eller 60 aggregat. Alternativen bör återge sådana varianter av projekteringen.

Rättsfallet NRDC v. Morton, som nämndes tidigare, och som handlade om EIS-kravet, gällde inrikesdepartementets försäljning av koncession för oljeutvinning på vissa områden i Mexikanska golfen. Den som var tvungen att upprätta, och som beslutsunderlag använda, en EIA var alltså detta departement. Men varför skulle över huvud taget oljekoncessioner säljas? Jo, menade domstolen, det var ett led i genomförandet av ett presidentdekret som uppdrog åt de federala organen att göra vad som var möjligt för att säkerställa energiråvaror (främst då olja) för nationen under en tioårsperiod, och bakgrunden till detta var i sin tur den första s.k. oljekrisen. Inrikesdepartementet behandlade olika alternativa sätt att utvinna olja på de platser, som koncessionerna skulle avse, liksom transporter in till land och till raffinaderier etc. Men detta var inte tillräckligt! Domstolen menade att en utpräglad objektiv alternativutvärdering skulle göras och då inkludera även helt andra sätt att till nationen under den nämnda tidsperioden föra motsvarande mängd olja. Departementets påpekande att beslut om andra alternativ låg utanför departementets beslutskompetens underkändes, eftersom det bakomliggande ändamålet, inte departementets möjligheter att handla på alternativa sätt, var vad som skulle gälla.¹⁷⁹

De flesta lagstiftningar medger undantag från skyldigheten att utreda alternativa platser, något som också är skäligt. Sådana undantagsregler måste emellertid tillämpas restriktivt. I de fall där en verksamhet är lägesbunden

¹⁷⁹ Westerlund, *Miljörättsliga grundfrågor 2.0*, 2003, s.364.

kan det t.ex. tänkas vara skäligt att avstå från att ange alternativa lokaliseringar: det kan t.ex. handla om en fyndighet som finns bara på en viss plats. I de fall där en fyndighet kan utvinns på ett flertal olika platser bör undantag emellertid inte medges.¹⁸⁰

6.4.4 Alternativet att inte genomföra projektet

Med kravet att redovisa alternativ följer, som nämnts inledningsvis, en skyldighet att redovisa ett nollalternativ. Med andra ord bör det anges hur den framtida utvecklingen kan komma att se ut om det aktuella projektet inte genomförs. Beskrivningen av nollalternativ bör baseras på de störningar som finns och ge information om i vilken utsträckning projektet kan reducera eller förstärka dessa.¹⁸¹ Ett nollalternativ är således en beskrivning av förhållandena i en tänkbar framtid där projektet inte genomförs, med avseende bl.a. på förändringar i miljön, på hälsa och säkerhet samt på hushållningen med naturresurserna.¹⁸² Ett nollalternativ behövs för att de miljöförändringar som de andra alternativen skulle förorsaka skall kunna ställas i förhållande till ett scenario där inga åtgärder vidtas. I en tätortsutveckling där befolkningmängden växer och trafiken ökar bör ett nollalternativ redogöra för hur situationen ter sig utan de planerade åtgärderna. Ett nollalternativ kan även visa om och i så fall hur länge ett beslut kan skjutas på framtiden, för det fall att oenighet skulle uppstå om valet av handlingsalternativ.

Noll-alternativet är ett valt perspektiv på den framtida utvecklingen. Det kan finnas flera tänkbara och troliga framtidsbilder. Ibland är det lämpligt att välja det mest troliga som noll-alternativ, men ibland kan spännvidden mellan framtidsbilderna behöva visas, som en osäkerhetsfaktor inför bedömningen av projektets konsekvenser. I mera omfattande projekt kan exempelvis utvecklingen av scenarier ge stöd för att precisera tänkbara noll-alternativ.¹⁸³

¹⁸⁰ Jfr prop. 1997/98:45;45, del 2, s. 63.

¹⁸¹ Jfr O'Brien, *Making Better Environmental Decisions*, 2000, s. 237.

¹⁸² Boverket, *Boken om MKB*, 1996, del I, s.34-35.

¹⁸³ Boverket, *Boken om MKB*, 1996, del I, s. 35.

6.5 Sammanfattning

Det rättsliga verktyget bör innehålla följande:

- Tydliga krav om när alternativen ska formuleras och att även sent tillkomna alternativ ska kunna tillföras utredningen.
- Regler som definierar att med alternativ avses, alternativa metoder/tekniker, alternativa lokaliseringar, alternativa sätt att förverkliga syftet med projektet och ett nollalternativ.
- Klara direktiv om hur allmänhetens föreslagna alternativ ska hanteras.
- Föreskrifter för hur man ska bedöma omfattningen av rimliga alternativ.
- Krav som innebär att för offentliga projekt krävs en bredare alternativformulering.
- Krav om att åberopade kompensationsåtgärder ska åtföljas av en tydlig genomförandeplan som ska kostnadsberäknas.

7 Miljökonsekvenskriteriet

7.1 Kriteriets huvudsakliga innehåll

Att miljöeffekterna, eller snarare alla konsekvenserna av olika miljöeffekter, ska redovisas är självklart (alltså även indirekta miljökonsekvenser men också konsekvenser i andra hänseenden, som dock är beroende av miljön). Det ligger i själva begreppet. En utredning utan redovisning av dessa slags konsekvenser kan inte ha avsedd funktion. Men i kriteriet ligger också inbyggt detta med *helheten*. Det är alltså inte bara utvalda, eller vissa slags, miljökonsekvenser som ska redovisas. MKB:n ska heller inte begränsas till sådana slags miljökonsekvenser som t.ex. den beslutsfattande myndigheten har 'ansvar' för. *Hela* påverkan på miljön ska redovisas, och därmed också sambandet mellan olika miljöförhållanden och hur de kan påverkas. Att detta var meningen framgår glasklart ur miljörättshistorien - det var en *holistisk* bild av miljökonsekvenserna som skulle komma fram.¹⁸⁴

Miljökonsekvenskriteriet anger att de miljökonsekvenser, i ett helhetsperspektiv, som projektet ger upphov till bör bedömas. Med ”miljökonsekvenser” avses enligt kriteriet konsekvenser både för hälsa och för miljö, t.ex. konsekvenser för människors hälsotillstånd, skador på växt- och djurliv, intrång i kulturmiljöer och rekreationsområden, anspråkstagande av markareal, förorening av vatten och luft m.m.¹⁸⁵ Miljökonsekvensbedömningen bör som beslutsunderlag förmedla en helhetsbild av projektets miljökonsekvenser och samtidigt ange hur det är möjligt att motverka eller förhindra olägenheter. Helhetsbilden är central för en djupare förståelse och för

¹⁸⁴ Westerlund, *Miljörättsliga Grundfrågor 2.0*, 2003, s. 306.

¹⁸⁵ Westerlund, *Miljöeffektbeskrivningar*, 1981, Del 1: Reglerna och tillämpningen i USA, s.24-25.

möjligheten att se på projektet ur ett hållbarhetsperspektiv.¹⁸⁶ För att en helhetsbild skall kunna åstadkommas bör både projektet i sig och de åtgärder som är nödvändiga för dess genomförande tas med i miljökonsekvensbedömningen. Detta innebär att miljöbedömningen även bör omfatta transporter, råvaror, produkter, energi osv. Samtidigt bör olika miljömål fastställas och integreras i bedömningen. En viktig del i varje verksamhet är vidare energihushållning: en energieffektiv produktion är ett led i en anpassning till hållbar utveckling. Även denna aspekt bör finnas med i miljökonsekvensbedömningen.

Ambitionsnivån för vad konsekvensbedömningen ska innehålla är att bedömningen ska ge tydlig och tillräcklig samt objektiv information om hur projektet ”står sig” i förhållande till olika principer och ytterst hållbar utveckling. Vare sig här eller i reglerna bör man i detalj ange hur långt man ska gå i olika händelsekedjor när man kartlägger och bedömer miljökonsekvenserna.

7.2 Skäl till att bedöma miljökonsekvenserna

7.2.1 Miljökompetens och miljöanpassning

Genom att utreda miljökonsekvenserna kan man bygga miljökompetens. Under hela den tid som utredningen av projektets miljökonsekvenser pågår, ökar rimligen kunskaperna om projektets för- och nackdelar i miljöhänseende. Detta innebär dels att en bild framträder av projektet ur miljösynpunkt, dels att denna bild kan ligga till grund för löpande beslut om hur man bäst miljöanpassar projektet. Om projektet trots att det har anpassats till förhållandena så långt som möjligt medför stora negativa miljökonsekvenser, är detta en indikator på att alternativet inte är rimligt i miljöhänseende. Det samma gäller för de fall där man kan förhindra skada men där det krävs väl-

¹⁸⁶ Jfr, Westerlund, ”Miljörättsliga mikrotoser”, Tes 1, www.imir.com/pdf-filer/mikrotos.pdf. (5.2 2005)

digt stora resurser för att göra detta. Förebyggande åtgärder som skyddszo-
ner, bulleravskärmningar, kalkning, viltövergångar, återplanteringar, igen-
fyllnader, uppbyggnad av våtmarker och utsättning av fisk får inte bli för
kostsamma i relation till principen om energihushållning och återvinning.
Genom att man låter projektutvecklingen formas av de kunskaper man får
av att utreda konsekvenserna, sker automatiskt en miljöanpassning av pro-
jektet.

7.2.2 Kunskap om ekologiska gränser

För att få kunskap om de ekologiska systemen och om hur dessa reagerar på
olika utsläpp och andra störningar måste man utreda och bedöma de förhål-
landen som har anknytning därtill. De ekologiska gränserna är riktpunkter
för hållbar utveckling. I de ekologiska systemen råder ett dynamiskt tillstånd
och ett icke-linjärt reaktionsmönster. Detta betyder att det inte med säkerhet
går att klarlägga var enskilda gränser går. Väger man emellertid samman
den totala mängden av analysprover och mätningar som gjorts för ett områ-
de, kan man genom en miljöbedömning åstadkomma en relativt säker bild
av hur ekosystemen kan komma att reagera. Visar en utredning att projek-
tets miljökonsekvenser innebär så stor belastning på området att ekosyste-
men tar stor skada, bör man dra slutsatsen att projektet inte överensstämmer
med hållbar utveckling. För att åstadkomma en ökad förståelse för var de
ekologiska gränserna för en hållbar utveckling ligger, måste man redovisa
uppgifter om resursens omfattning både nationellt och globalt, bl.a. genom
att besvara frågor som följande: Är detta en resurs som vi har ont om, har i
överflöd, bör spara eller kan använda utan större utarmning? För vilka arter
utgör området en biotop? Hur ser de geologiska och hydrologiska förhållan-
dena ut? Bedömningen av olika projekts miljökonsekvenser ökar kunska-
perna om var de ekologiska gränserna ligger, även i allmän bemärkelse, hos
den deltagande allmänheten, myndigheter och exploatörer.

7.3 Tillvägagångssätt

Ett översiktligt fastställande av tänkbara miljökonsekvenser bör ske i samband med att alternativen diskuteras. När väl alternativen formulerats bör utredningen av miljökonsekvenser fördjupas i de delar där konsekvenserna är betydande.¹⁸⁷ De metoder som används bör vara vetenskapligt beprövade. Miljökonsekvensbedömningen bör redogöra för hur mätningarna har gått till och på vilka fakta som de gjorda prognoserna vilar. I de fall där prognoserna inte är tillräckligt väl underbyggda bör detta uttryckligen anges. Eventuell osäkerhet i utredningen bör alltså tydligt gå att utläsa.¹⁸⁸ Miljökonsekvensbedömningen får inte innehålla ”lånade data” från andra miljökonsekvensbedömningar utan att detta tydligt framgår. Vill man i en miljökonsekvensbedömning ta med ”lånade data”, bör dessa uppgifter inte okritiskt användas som grund för den fortsatta utredningen och inte heller framstå som uppgifter vilka egenhändigt framtagits för den aktuella miljökonsekvensbedömningen. En löpande kontroll av utredningen bör ske genom insyn och deltagande av både allmänhet och andra myndigheter.¹⁸⁹

¹⁸⁷ Detta kan jämföras med vad som står i förarbetena till miljöbalken: ”Avisikten är att en miljökonsekvensbeskrivning skall ge ett så bra beslutsunderlag som möjligt från miljösynpunkt. Arbetet med att beskriva miljökonsekvenserna skall ingå som en integrerad del redan från inledningen av den projektutveckling som avses leda fram till en ansökan om att exempelvis få bedriva en verksamhet, bygga en anläggning eller vidta en åtgärd. Arbetet med miljökonsekvensbeskrivningen skall medverka till att kunskapsluckor upptäcks liksom till en ökad kunskap och insikt om miljö, hälso- och naturresursfrågor i det enskilda ärendet. Vidare skall en miljökonsekvensbeskrivning bidra till att en viss verksamhet, om den får komma till stånd, får så lite negativ miljöpåverkan som möjligt. Allmänhetens medverkan och möjlighet att påverka miljökonsekvensbeskrivningen och den planerade verksamheten i ett tidigt skede är en viktig del i sammanhanget.” (Prop. 1997/98:45, s. 56).

¹⁸⁸ Jfr försiktighetsprincipen, avsnitt 3.2.3.

¹⁸⁹ Se granskningskriteriet, avsnitt 11.4.

7.4 Miljökonsekvensernas art

Miljökonsekvenserna är en del i en väv av samband inom och mellan olika ekosystem. En optimal lösning för utredandet av olika åtgärders miljökonsekvenser vore att fullt ut följa konsekvensernas flöden i de ekologiska systemen, men i dagens kunskapsläge ter sig en mer schematisk bild nödvändig. Med stöd av en kategorisering av miljökonsekvensers art kan miljökonsekvensbedömningens omfattning begränsas och därmed bringas i överensstämmelse med kraven på rimlighet och proportionalitet. Sannolikt kommer indelningen av miljökonsekvensernas art och karaktär (se nästa avsnitt) att successivt frångås, men detta kan inte ske förrän vi har fått bättre kunskaper om hur påverkan på miljön fungerar på en mer komplex nivå.

- Skador och olägenheter på hälsa och miljön
- Försämring av värdefulla natur- och kulturmiljöer
- Försämring av den biologiska mångfalden¹⁹⁰
- Förminskning av naturresurser
- Utnyttjande av energi och råvaror

7.5 Miljökonsekvensernas karaktär

Miljökonsekvensernas karaktär kan tydligare än konsekvensernas art kategoriseras i fyra grupper. Uppdelningen utifrån miljökonsekvensernas karak-

¹⁹⁰ Jfr Artikel 14 i konventionen i Rio de Janeiro om biologisk mångfald föreskriver att varje konventionspart skall införa lämpliga procedurer med krav på miljökonsekvensbedömningar av de projekt som sannolikt kommer att ha betydande skadliga effekter på biologisk mångfald.

tär framgår som exempel av lagstiftningen, bl.a. miljöbalken 6 kap. 3 § och direktivet 97/11/EG, bilaga 4, punkt 5.¹⁹¹

- Direkta och indirekta konsekvenser.
- Kumulativa konsekvenser.
- Synergistiska konsekvenser.
- Irreversibla och irreparabla konsekvenser.

Miljökonsekvenserna kan vara både direkta och indirekta. En väg innebär t.ex. ett ingrepp i miljön. Det fysiska intrånget medför en rad konsekvenser; bl.a. kan en art slås ut om området är en biotop för just denna art. Utslagningen av den arten är följaktligen en direkt konsekvens av den påverkan som vägen medför. De indirekta konsekvenserna uppstår som en indirekt följd av projektets påverkan. Indirekta effekter utgörs av effekter som är ett led av den påverkan som är föremål för bedömning. Om miljökonsekvensbedömningen avser de miljökonsekvenser som följer av en flygplats, är de direkta konsekvenserna t.ex. buller, ianspråkstagande av markareal och intrång i skyddsvärda områden av betydelse för olika arter. De indirekta effekterna är bl.a. den mark som behövs för att bygga flygplanen och de resurser som går åt för att åstadkomma den tekniska utrustning som krävs för flygplatsen. De indirekta konsekvenserna behöver inte vara kopplade till den aktuella platsen och kan många gånger till och med uppstå i andra länder.

Med kumulativa konsekvenser avses, mycket förenklat, de miljöeffekter som individuellt sett är acceptabla men som framträder som helt oacceptabla när de studeras utifrån ett helhetsperspektiv.¹⁹² Kumulativa konsekvenser

¹⁹¹ Listan är inte uttömmande utan skall ses som exemplifierande.

¹⁹²”The assessment of the impact on the environment which results from the incremental impacts of an action when added to other past, present or reasonably foreseeable actions

beror på ackumulation, även över geografiska gränser och över tiden, av förändringar i miljön som framkallats av människan. Sådana konsekvenser kan uppkomma genom en ökning av en viss belastning eller genom en växelverkan mellan ett flertal faktorer.¹⁹³ De kumulativa konsekvenserna utgörs således av den kombinerade effekten av olika projekt med långsiktig skadeverkan på miljön.¹⁹⁴ En kumulativ konsekvens uppkommer när ett område eller en organism fortlöpande eller återkommande utsätts för en belastning eller en exponering för ett ämne, och området eller organismen därigenom antingen successivt försvagas eller ackumulerar ämnet. Ett flertal tungmetaller, bl.a. kvicksilver och kadmium, ackumuleras i många organismer, inklusive människan. Ackumulation uppstår således när en mindre, eller åtminstone inte direkt alarmerande, belastning sker vid upprepade tillfällen under loppet av många år i så täta intervaller att miljön dels inte kan återhämta sig och på så sätt försvagas, dels ”samlar på sig” och ackumulerar ämnen som är skadliga. De kumulativa effekterna kan vidare härröra från en mängd olika källor och ingå i en komplex väv av spridningseffekter. Det är därför betydelsefullt att se effekterna dels som rent adderade effekter, dels som en växelverkande process.¹⁹⁵

regardless of what agency or person undertakes such actions. Cumulative impacts can result from individually minor but collectively significant actions taking place over a period of time.” (CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1500–1508).

¹⁹³”I andra områden har marken kapacitet att ta emot stora mängder sura ämnen, men det finns alltid en gräns för hur mycket marken tål innan tröskeleffekter uppstår. Egentligen känner vi alla till exempel eller bilder för detta, såsom droppen som får bägaren att rinna över och halmstrået som knäcker kamelens rygg.” (Westerlund, ”Miljörätten och dess verklighet”, 1994, s. 46).

¹⁹⁴ Se vidare Canter, “Cumulative Effects Assessment”, 1999, s. 405-435.; Europeiska gemenskapernas kommission, *Study on the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions*, 1999.

¹⁹⁵”The impact on the environment which results from the incremental impact of the action when added to other past, present, and reasonably foreseeable future actions regardless of what agency (federal or nonfederal) or person undertakes such other actions” (CEQ, *Considering Cumulative Effects under the National Environmental Policy Act*, 1997).

De synergistiska miljökonsekvenserna utgörs av konsekvenser som uppstår till följd av samverkande faktorer. Synergistiska konsekvenser är en del av de kumulativa konsekvenserna, förutsatt att samverkan mellan störningsfaktorerna har pågått under en viss tid och skapat en sammanlagd effekt.¹⁹⁶ En synergistisk konsekvens kännetecknas av att två eller flera faktorer som uppträder samtidigt förorsakar konsekvenser som är större eller av annan typ än summan av de enskilda faktorernas effekter när de uppträder var för sig. Genom att faktorerna föreligger samtidigt och på samma plats, uppstår det konsekvenser som annars inte skulle uppstå.¹⁹⁷

7.6 Konsekvensbedömningens omfattning

7.6.1 Betydande konsekvenser och olika intressen

Konsekvenserna bör utredas och beskrivas utifrån hur betydande de är i miljöhänseende, på grundval av naturvetenskapliga fakta inklusive de intressen som påverkas.¹⁹⁸ Miljökonsekvensbedömningen bör ge en helhetsbild av konsekvensernas art och karaktär och av deras påverkan på olika intressen. En del konsekvenser handlar om kvalitetsförsämring, t.ex. i fråga om vattenkvalitet, luftkvalitet, ljudkvalitet och markkvalitet. Andra handlar om kvantitet, t.ex. mineralresurser och landarealer. Områden kan vara riksintressanta på grund av höga natur- och kulturvärden. De kan också klassas som riksintressanta för att de lämpar sig särskilt väl för förnybar och kretsloppsanpassad energiproduktion. Detta innebär att med ”konsekvenser” avses inte enbart de ekologiska konsekvenserna som sådana utan även hur

¹⁹⁶ EPA, *Consideration of Cumulative Impacts in EPA Review of NEPA Documents*, 1999, s. 2.

¹⁹⁷ Westerlund, ”Miljörätten och dess verklighet”, 1994, s. 41.

¹⁹⁸ Jfr Harrop, ”Air Quality Assessment”, 1999, s.252-271; Atkinson, ”Water Impact Assessment”, 1999, s.273-296; Vanclay, ”Socail Impact Assessment”, 1999, s.301-323; Wathern, ”Ecological Impact Assessment”, 1999, s. 327-345; Hankinson, ”Landscape and Visual Impact Assessment”, 1999, s. 347-372; Edljee, ”Risk Assessment”, 1999, s. 374-396; Canter, ”Cumulative Effects Assessment”, 1999, s. 405-435.

olika intressen knutna till naturmiljön påverkas, t.ex. rekreationsområden och estetiska värden.¹⁹⁹

Bedömningen av miljökonsekvenserna styrs således av den påverkan som uppstår samt av områdets skyddsvärde ur ett intresseperspektiv. När det gäller vad som avses med intresse kan man t.ex. konstatera att en visuell effekt kan sträcka sig väldigt långt och därför komma att innebära negativ inverkan för ett större antal människor. Förutsatt att det är ett viktigt intresse som berörs bör den typen av påverkan och miljökonsekvens ingå i bedömningen. Däremot kan en sådan konsekvens anses som mindre väsentlig om förändringen i landskapsbilden förvisso berör ett stort antal människor, men landskapsbilden sedan tidigare är bruten.²⁰⁰ Det är, som ovan påpekats, olämpligt att stanna vid administrativa gränser, t.ex. gränserna för olika planer eller kommungränser. Det är mer berättigat att följa naturliga gränser för t.ex. avrinningsområden, landskapstyper och biotoper. Även det sätt på vilket ett område används av människor kan vara avgörande (t.ex. om det gäller ett strövområde som är viktigt för ett stort antal människor som bor långt från området), liksom den visuella effekten när det gäller stora projekt som syns på långt avstånd.

7.6.2 Rimlighet och proportionalitet

De miljökonsekvenser som kan tänkas följa av verksamheten bör utredas i rimlig omfattning. Betydelsen av ”rimlig” bör fastställas mot bakgrund av de aktuella miljökonsekvenserna. Medför projekteringen stora negativa miljökonsekvenser, är det rimligt att utredningen är mer omfattande än för en projektering med mindre miljöpåverkan. En risk för förorening av grundvattnen innebär särskilt stränga krav på en utförlig utredning. Tidsmässiga och geografiska aspekter av de beräknade miljökonsekvenserna är ytterligare

¹⁹⁹ Se de Jong, Oscarsson & Lundmark, *Analys av hur biologisk mångfald behandlas i MKB*, 2004. Studien visar på stora brister när det gäller underlagsdata, referenser, objektivitet och kritisk granskning av olika alternativ. Det är enligt författarna oftast helt omöjligt att bedöma effekter på biologisk mångfald med de befintliga MKB dokumenten.

²⁰⁰ Jfr King, ”What Should Be the ’Cultural Resources’ Element of an EIA”, 2000, s. 6.

faktorer som mot bakgrund av regelinstrumentets syfte bör vägas in i bedömningen av hur ingående konsekvenserna skall utredas. Projekt som innebär stor geografisk spridning, visuella konsekvenser eller ianspråkstagande av större markområden ställer också särskilda krav på utredningens omfattning. En anläggning som är synlig på mycket långt håll kan, som just nämnts, komma att medföra konsekvenser för de boende inom ett långt större geografiskt område än förväntat. Då är det skäligt att låta även allmänhetens inställning och den reella geografiska spridningen (dvs. att anläggningen syns på långt håll) påverka bedömningen av miljökonsekvensernas omfattning. Utöver allmänhetens eller enskildas uppfattning av hur de påverkas bör naturliga gränser, t.ex. för avrinningsområden, landskapstyper och biotoper, också fungera som ram för bedömningen av hur omfattande konsekvenserna rimligen kan anses vara.

7.7 Miljömål och miljö kvalitetsnormer

7.7.1 En jämförelse med relevanta miljömål

De miljökonsekvenser som följer av ett projekt kan te sig rimliga med hänsyn tagen till bl.a. den tekniska nivån på reningsutrustningen och markens lämplighet mot bakgrund av de föreliggande behoven. Trots detta kan projektet innebära att tidigare uppställda miljömål inte uppnås om projektet genomförs. Det är därför väsentligt att projektets miljökonsekvenser jämförs med olika miljömål. Konsekvensernas art, karaktär och omfattning bör vara utgångspunkt för fastställandet av de mål som projektet skall jämföras med.²⁰¹

Inom ramen för hållbar utveckling finns det delmål och riktlinjer på ett flertal olika nivåer. Ligger projektet inom ett våtmarksområde bör det jämföras med de mål som avser att skydda våtmarker. Eftersom våtmarker är områden som är särskilt viktiga och kraftigt minskar i areal globalt sett är det

201

skäligt att jämföra med både nationella och globala miljömål. Ur svenskt perspektiv är de nationella miljömålen en relevant utgångspunkt. Dessa miljömål finns formulerade i delmål på både regional och lokal nivå. Varje kommun har vidare en skyldighet att upprätta en översiktsplan, och även där ingår vanligtvis en precisering av de miljömål som kommunen har att rätta sig efter och hur den avser att göra detta. Med stöd i dessa handlingar är det möjligt att utan alltför omfattande efterforskningar slå fast hur projektets miljökonsekvenser skiljer sig från eller överensstämmer med olika miljömål.

Miljömålen bör vara så konkreta som möjligt med avseende på faktorer som miljö kvalitet och skydds nivå, t.ex. att man inom ett visst område skall vidta åtgärder för att sänka bullret till en viss nivå senast ett visst år. Ett sådant mål om sänkt bullernivå är ett konkret mål som kan användas i utredningen. Ett flertal verksamhetsrelaterade miljömål som verksamhetsutövare uppställer kan visserligen härledas till hållbar utveckling, och även t.ex. infrastrukturella utvecklingsmål kan sägas vara miljömål, men i detta sammanhang är sådana mål inte att betrakta som miljömål. Miljömålen bör återspegla tillståndet i miljön, inte olika åtgärder inom ramen för olika verksamhetsfält. Ett projekt om att bygga järnväg grundar sig framför allt på syftet att tillgodose behoven av goda kommunikationer och att få till stånd väl fungerande transporter till och från olika platser eller orter. I jämförelse med att bygga vägar för att tillgodose samma syfte kan järnvägen förvisso sägas vara mer miljövänlig, men mål som avser genomförande av järnvägsprojekt är inte miljömål i den bemärkelse som avses här.

7.7.2 En jämförelse med miljö kvalitetsnormer

Miljökonsekvensbedömningen bör genomgående relatera olika utsläpp, andra former av påverkan och andra konsekvenser till uppsatta miljö kvalitetsnormer samt ange om dessa överskrids. Det kan röra sig om kvalitetsnormer för t.ex. koldioxid, kväveoxider, svaveldioxid och flyktiga organiska ämnen. Det är möjligt att koppla ihop miljömål med kvalitetsnormerna för

att på så sätt ge en sammansatt helhetsbild. I situationer där en miljökvalitetsnorm kan komma att överträdas bör miljökonsekvensbedömningen innehålla en redogörelse för hur detta skall förhindras.²⁰²

7.8 Sammanfattning

Det rättsliga verktyget bör innehålla följande:

- Regler som definierar vad som avses med miljökonsekvenser både med avseende på dess art och karaktär.
- Regler som anger kriterier för utredningen av miljökonsekvenser med hänsyn till vetenskaplighet, objektivitet, tydlighet och tillräcklighet.
- Detaljerade krav som anger bedömningsgrunder för hur omfattade utredningen av miljökonsekvenser skall vara.
- Krav som innebär att avsaknad av kunskap och risker med projekteringen tydligt framgår av miljökonsekvensbedömningen.
- Regler som anger kriterier för hur bedömningen ska genomföras för att den ska fungera som en hållbarhetsbedömning.
- Krav som klarlägger vilka hållbarhetsvariabler som måste vara införda och värderade i miljökonsekvensbedömningen.

²⁰² ”För att gränsvärden ska kunna bli rättsligt gällande, måste de operationaliseras så långt, att regler gäller för enskilda som är tillräckliga för att hålla verkningarna av det sammanlagda mänskliga beteendet innanför gränserna även när förhållandena och resurserna påverkas av annat än sådant beteende.” (Miljörättsliga mikroteser, tes 46), <http://www.imir.com/pdf-filer/mikroteser.pdf>. (5.2 2005).

8 Jämförbarhetskriteriet

8.1 Kriteriets huvudsakliga innehåll

Det som redovisas i och kommer fram i en MKB ska vara sådant, att det på ett meningsfullt sätt kan placeras in i ett större sammanhang, samt att olika alternativs effekter kan *vägas* mot varandra.²⁰³

Jämförbarhetskriteriet handlar om det skall gå att jämföra de olika alternativ som förekommer i utredningen. Miljöbeslutsunderlaget ligger oftast till grund för en intresseavvägning och bör därför i största möjliga utsträckning anpassas till detta förhållande. Kriteriet betonar således vikten av att beslutsfattaren skall kunna förstå de fördelar och nackdelar i miljöhänseende som följer av respektive alternativ. Resultaten av utredningen bör framställas på ett sådant sätt att de möjliggör en jämförelse mellan de olika alternativens miljökonsekvenser. Genom att exempelvis schematiskt och på ett likartat sätt visa på samtliga alternativs påverkan på vatten utifrån vissa gemensamma variabler, kan man illustrera och skapa förståelse för hur de enskilda alternativen kommer att förändra vattenmiljön jämfört med varandra. Det är framför allt projektets art och omfattning samt dess tänkta lokalisering, med miljöförhållanden och kolliderande intressen på den aktuella platsen, som bör ligga till grund för formuleringen av de jämförelsevariabler som väljs. Rent praktiskt innebär detta att miljökonsekvensbedömningen kan komma att redovisa även andra – icke-miljörelaterade – effekter av den tilltänkta åtgärden som gör konsekvenserna jämförbara.²⁰⁴

²⁰³ Westerlund, *Miljörättsliga Grundfrågor*, 2003, s. 308.

²⁰⁴ Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s. 27.

8.2 Skälen till att åstadkomma jämförbarhet

Jämförbarheten är till för att förhindra att beslutsfattaren beslutar utan att egentligen fullt ut ha förstått likheterna och skillnaderna (alternativt behöver anlita en expert) samt deras för- och nackdelar ur ett hållbart perspektiv. Det bör därför enligt jämförbarhetskriteriet åvila den som utarbetar miljöbeslutsunderlaget att beskriva de miljökonsekvenser som följer av respektive alternativ, på ett sådant sätt att de i ett senare led kan jämföras. Jämförelsen bör därutöver inte inskränkas till en allmän jämförelse, utan jämförelsen bör utgå från vad som är mest hållbart. Beslutsfattaren är trots allt inte expert, och det är många gånger mycket svårt att begripa de relativa för- och nackdelarna med olika alternativ, särskilt om de olika alternativen medför förhållandevis olikartade miljökonsekvenser.

8.3 Jämförelsevariabler

För att beslutsfattaren skall kunna jämföra de olika alternativen sinsemellan bör, i överensstämmelse med vad som sagts ovan, miljökonsekvenserna beskrivas på ett sådant sätt att de verkligen kan jämföras. Om det i ett projekt har utmejslats fyra olika alternativ med delvis överlappande, delvis skilda och t.ex. för just den berörda marktypen specifika konsekvenser, kan det för beslutsfattaren vara svårt att göra relevanta jämförelser och se vad som egentligen är bättre och sämre ur miljöperspektiv.

Ett annat viktigt skäl till jämförbarhet är att det genom kravet på jämförbarhet skapas jämförelsevariabler. Om beslutsunderlaget anger variabler för vad som är mått på hållbarhet i varje alternativ, kan detta utgöra riktmärken för beslutsfattaren. Om sådana hållbarhetsmått anges för varje enskilt alternativ, kan beslutsfattaren ganska snart se vilka alternativ som åtminstone inledningsvis ter sig som mer eller mindre hållbara.

En jämförelsevariabel skulle kunna vara marktypens skyddsvärde. Om t.ex. ett alternativ innebär att myrmark tas i anspråk, bör det i miljöbeslutsunderlaget också framgå hur skyddsvärd denna marktyp är ur ett nationellt och globalt perspektiv. En annan variabel skulle kunna vara buller och behovet av en så bullerfri miljö som möjligt. Beslutsunderlaget bör då ange hur be-

høvet av att skapa så bullerfria miljøer som møjligt står sig i förhållande till økad bullerbelastning i t.ex. en tätort eller en skyddsvärd naturmiljø med høga rekreatjonsvärden.

8.4 Sammanfattning

Det rättsliga verktyget bör innehålla följande:

- Krav som definierar vad som avses med jämförbarhet.
- Regler som anger hur utredningen ska genomföras för att jämförbarhet ska uppnås.
- Tydliga kriterier/variabler för hur miljökonsekvensbedömningen i sin helhet ska formuleras för att förmedla en helhetsbild som samtidigt inrymmer delar som är sinsemellan jämförbara.

9 Öppenhetskriteriet

9.1 Kriteriets huvudsakliga innehåll

Ett medel för sådan, som ibland har rönt en uppskattning lika mycket för sin egen skull som för ändamålsenlighetens skull, är allmänhetens medverkan. I början av MKB-historien var det inte minst detta med 'public participation' som väckte mångas intresse för det nya som kom i och med NEPA.²⁰⁵

Öppenhetskriteriet anger att miljökonsekvensbedömningsförfarandet i alla led bör vara transparent, dvs. öppet för insyn, deltagande och möjlighet att påverka.²⁰⁶ De som önskar bör kunna utöva insyn genom att begära uppgifter om utredningen och närvara vid samrådsmöten. Den som vill delta aktivt i förfarandet bör också kunna göra det och på så sätt påverka utredningen.²⁰⁷ Öppenheten bör omfatta de frågor som rör miljökonsekvensbedömningen, framför allt de frågor som är förenade med projektets syfte, alternativ och

²⁰⁵ Westerlund, *Miljörättsliga Grundfrågor 2.0*, 2003, s. 306-307.

²⁰⁶ Kriteriet är en del av det granskningskriterium som nämns i Westerlund, *Miljöeffektbeskrivningar*, 1981 och i Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999. Det ursprungliga granskningskriteriet kommer att behandlas i nästföljande kapitel. Skälet till att bryta ut denna del är att man i allt högre grad, genom internationella konventioner och annat, har framhållit betydelsen av insyn och deltagande, vilket inte enbart innebär granskning utan även medverkan och möjlighet att påverka. Se bl.a. UNCED, *Agenda 21*, 1992; WCED, *Our Common Future*, 1987; Riodeklarationen 1992; Århuskonventionen, 1998; Johannesburgdeklarationen, 2002.

²⁰⁷ "Effective public participation in EIA requires processes that can combine technical expertise and rational decisionmaking with public values and preferences" (Petts, *Handbook of Environmental Impact Assessment*, 1999, s. 145); se Glasson, Therivel & Chadwick, *Introduction to Environmental Impact Assessment*, 1999, s. 91; Shepherd & Bowler, "Beyond the Requirements", 1997;

miljökonsekvenser.²⁰⁸ Principen om allmänhetens deltagande utgör inramning för kriteriet och för förståelsen av öppenhetens omfattning och betydelse i miljökonsekvensbedömningsförfarandet.²⁰⁹

9.2 Skälen till ett öppet förfarande

9.2.1 Tillföra kunskaper

Allmänheten och ideella organisationer samt myndigheter har kunskaper om rådande förhållanden som bör ”fångas upp” och tillföras miljökonsekvensbedömningen.²¹⁰ Ideella organisationer har vanligtvis en hög kompetens med avseende på biotoper, biologisk mångfald, skyddsvärda fågelområden osv., och värdet av att dessa aktörer medverkar och ges möjlighet att påverka är därmed mycket stort. En ornitologisk förening kan t.ex. komma att bistå med kunskaper baserade på gjorda inventeringar för olika områden och möjligen även kommentera förutsättningarna att genomföra kompensationsåtgärder om betydande miljöpåverkan uppstår. Kunskapsutbytet kan då leda till en ökad medvetenhet. Den ideella föreningens uppmärksamhet kan också bidra till att man tidigt i utredningen undviker ett visst område, dvs. inte ser intrång i detta område som ett tänkbart alternativ för genomförande av projektet, på grund av att området är ett globalt sett högprioriterat skyddsområde för fågellivet.

²⁰⁸ Det faller sig naturligt att det är dessa frågor som framför allt bör diskuteras, eftersom det är de som är relaterade till uppfyllandet av reglernas syfte. Det är inte rimligt att öppet debattera allt inom en miljökonsekvensbedömning, eftersom det skulle försvåra för exploatören och inte kan anses utgöra ett fokuserat och effektivt förfarande. Jfr. IAIA, *Principles*, 1998, generella principer: ”efficient”, ”focused”, ”credible”.

²⁰⁹ Ett exempel på principens spännvidd ges av den internationella organisationen för allmänhetens medverkan: <http://www.iap2.org/>

²¹⁰ ”The role of public consultation and participation in the EIA process is to assure the quality, comprehensiveness, and effectiveness of the EIA, as well as to ensure that the public’s views are adequately taken into consideration in the decision-making process” (Glasson, Therivel & Chadwick, *Introduction to Environmental Impact Assessment*, 1994, s. 142).

9.2.2 Tillföra andra infallsvinklar och synsätt

Den medverkande allmänheten och de ideella föreningarna bidrar med frågeställningar och infallsvinklar som breddar förfarandet och skapar fler infallsvinklar och synsätt. Exploatören ser företrädesvis, som tidigare påpekats, på projekteringen från sitt perspektiv. Aktörer som inte är direkt knutna till projekteringen har vanligtvis ett mer kritiskt förhållningssätt, vilket gynnar en fullständig utredning. Det kan bl.a. bidra till att frågor som är besvärliga inte läggs åt sidan. Formuleringen av alternativ kan t.ex. komma att utmyнна i alternativa lösningar som exploatören normalt inte skulle se som möjliga men som i den nya belysningen uppfattas som fullt genomförbara. Det råder en internationell samstämmighet om värdet av att ge plats för olika aktörer att aktivt påverka förfarandet, inte minst med hänsyn tagen till det allt större erkännandet av de nya synsättens betydelse för förändring och omställning till hållbar utveckling.²¹¹ Den bild som tecknas i miljökonsekvensbedömningen antas således genom ett öppet förfarande bli mer sammansatt och följaktligen förmedla mer komplex information om projektets alternativa lösningar och deras miljökonsekvenser. De varierande infallsvinklarna på ett projekts genomförande kan också komma att bidra till lösningar som är banbrytande, dvs. avviker från ett mer traditionellt sätt att genomföra ett projekt. Variationerna i genomförandet kan samtidigt bidra till förbättringar i miljöhänsende.

9.2.3 Möta motstånd och etablera acceptans

Det transparenta förfarandet möjliggör en ökad förståelse för projektet och dess för- och nackdelar i miljöhänsende. Erfarenheten har visat att möjlig-

²¹¹ Se bl.a. Riodeklarationen, 1992; UNCED, *Agenda 21*, 1992; Johannesburgdeklarationen, 2002; Århuskonventionen, 1998; Konventionen om biologisk mångfald, 1992; WCED, *Our Common Future*, 1987; och principen om allmänhetens deltagande m.fl. källor som åberopats ovan.

heterna att påverka också bidrar till en ökad acceptans.²¹² Förverkligandet av projektet underlättas därför om berörda och allmänhet har givits möjlighet att aktivt delta i beslutsprocessen. Allmänheten kan också bidra till att bredda diskussionen kring behovet av projektet.²¹³ Det kan t.ex. förekomma att allmänheten har svårt att se projektet som en lösning på de behov som exploatören anger. Detta kan bero på att exploatören är några steg före allmänheten i sitt sätt att analysera utvecklingen, men det kan också bero på att projektet kanske inte behövs. Även det motsatta förhållandet kan tänkas förekomma, dvs. att allmänheten är några steg före och att det är exploatören som har stannat kvar i värderingar och lösningar som hör till det förflutna. Exploatören och allmänheten behöver inte komma till konsensus, men de eventuella åsikts- och synsättsskillnaderna dem emellan bör tillföras miljökonsekvensbeskrivningen. Många gånger leder detta alltså till en ökad acceptans.

För att öppenheten verkligen skall bidra till ett gott samtalsklimat och en större acceptans ställs relativt höga krav på exploatörens förmåga att lyssna på och faktiskt beakta det som framkommer vid t.ex. samråd. Oförmåga att kommunicera på ett sätt som gör att parterna uppfattar situationen som en öppen och förutsättningslös diskussion kan medföra att det i stället väcks ett kraftigt motstånd mot projektet. Motståndet kan då komma att handla framför allt om exploatörens tillvägagångssätt. Ett sådant motstånd kan komma att utmyнна i låsta positioner där t.ex. allmänheten bildar grupper och utslutande arbetar mot projektet. Detta får dock inte tolkas som att ett tillstånd av starkt motstånd och bristande kommunikation enbart behöver vara ett uttryck för exploatörens oförmåga. I kontroversiella projekt är det många

²¹² Kimber "Understanding access to environmental information: the european experience", 1998, s. 139-160.

²¹³ "Rationalization function: more rational and scientific decisions can be reached by the inclusion of all the additional perspectives and knowledge of the general public." (Kimber "Understanding access to environmental information: the european experience" 1998, s. 142.)

faktorer som påverkar hur förfarandet och projektutvecklingen kan komma att uppfattas av de olika aktörerna.²¹⁴

9.3 Form för öppenhet

9.3.1 Öppenhet i förfarandets alla faser

I samband med att idén till projektet väcks och exploitören bestämt sig för att söka tillstånd, bör ett miljökonsekvensbedömningsförfarande inledas. Öppenheten bör genomsyra förfarandets samtliga faser, från ”screening” till färdig produkt. Hela förfarandet från projekttid till fördjupning av miljökonsekvenser, från bedömning till sammanställning bör således vara transparent. Full öppenhet bör råda och öppenheten bör gälla samtliga intresserade aktörer. Skyldigheten att förmedla information sträcker sig emellertid till dem som anses berörda, dvs. berörd allmänhet, berörda enskilda och berörda ideella organisationer och myndigheter.²¹⁵

Ett öppet förfarande innebär transparens, dvs. det bör gå att se hur besluten fattas och vad de innehåller. Envar som är intresserad bör kunna utöva insyn och därmed få önskvärd information om projektet.²¹⁶ Det bör således vara möjligt att se in i förfarandet både med avseende på de frågor som har beretts och – i rimlig utsträckning – de frågor som kommer att beredas. Det bör gå att utläsa vilka aktörer som deltagit eller deltar i förfarandet och vad

²¹⁴ Carlman, *Att acceptera eller inte acceptera*, 1992.

²¹⁵ Petts, ”Public Participation and Environmental Impact Assessment”, 1999, s. 145 ff. – Vid det tredje ministermötet, i Sofia 1995, om Europas miljö undertecknades principer och rekommendationer om rätten till att få information, allmänhetens deltagande i miljöbeslutsprocesser samt rätten att föra talan i miljöärenden (UNECE, *ECE Guidelines on Access to Environmental Information and Public Participation in Environmental Decision-Making*, Decision III/8, 26-27 februari 1001.). Detta utmynnade vid det fjärde ministermötet i Århus 1998 i en konvention, Århuskonventionen om allmänhetens tillgång till miljöinformation och deltagande i beslutsfattande på miljöområdet samt rättslig prövning av miljöfrågor.

²¹⁶ Hilty, ”Sustainable Development and Information Technology”, 2002.

som har beslutas, och det bör även vara möjligt att få kännedom om när beslutet har fattats och vem eller vilka som har fattat dem.²¹⁷ Av kravet på ett öppet förfarande följer en rätt för de olika aktörerna att delta och påverka miljökonsekvensbeskrivningens inriktning och slutliga innehåll.

9.3.2 Samråd

Med skyldigheten att upprätthålla öppenhet i förfarandet följer även en förpliktelse att arrangera en mötesplats där frågorna kan diskuteras. Den i Sverige kända termen för detta är samråd. Samråden bör genomföras med berörda myndigheter, enskilda som berörs, allmänheten och ideella organisationer. De bör omfatta relevanta frågor och ge utrymme för en tvåvägskommunikation där bl.a. de synpunkter som framförts i rimlig omfattning bör föras in i utredningen. Projektets art, omfattning och miljökonsekvenser bör ligga till grund för bedömningen av vilka som inför samråden skall tillhandahållas nödvändig information. Ett projekt med stor geografisk spridning med avseende på buller gör t.ex. att de enskilda som berörs kan komma att utgöra en större grupp än för ett projekt vars spridningseffekter i fråga om buller är mindre. Miljöbalkens förarbeten anger att förfarandet med miljökonsekvensbedömning för att kunna fylla sin funktion måste inledas parallellt med planeringen av tekniska och ekonomiska frågor. Bedömningen måste påbörjas innan exploatören har fattat beslut om inriktningen i stort av verksamheten och innan låsningar har uppstått beträffande lokalisering och utformning eller projektet i övrigt fått en mera bestämd utformning. Detta innebär följaktligen att samrådet bör ske i god tid innan ansökan och miljökonsekvensbedömningen upprättas.

Exploatören bör se till att den som har rätt att vara med på samråd också kan utöva sin rätt. Detta innebär att exploatören ansvarar för att information om samråd förmedlas på ett korrekt sätt och för att uppgifter av vikt för samrådets innehåll distribueras till de berörda. Allmänheten kan informeras ge-

²¹⁷ Saarikoski, "Environmental Impact Assessment (EIA) as a Collaborative Learning Process", 2000.

nom lokalpress och internet.²¹⁸ Enskilda som berörs samt berörd allmänhet, ideella organisationer och myndigheter bör dock få sig tillsända uppgifter av vikt för samrådets innehåll. Denna information måste komma i så god tid före samrådet att parterna hinner sätta sig in i materialet och formulera egna frågeställningar osv.

Frågor som tas upp av andra aktörer än exploitören bör tas in i utredningen och miljökonsekvensbedömningen i den utsträckning som detta är lämpligt och rimligt. Det betyder att det bör finnas en möjlighet att avvisa ovidkommande frågor som inte är av relevans för miljökonsekvensbedömningen. Bedömningen av frågornas relevans måste vara noggrann och genomgripande, eftersom de annars kan avfärdas med åberopande framför allt av att de är kostsamma att utreda. Om frågorna är miljömässigt relevanta och om de utifrån rättsliga principer och materiella krav kan anses rimliga att utreda, får de inte avvisas. Ett flertal myndigheter i Sverige påpekar också att det i många fall föreligger en mycket bristfällig redogörelse för vad som framkommit under samråden. Ofta saknas dessutom bemötanden av inkomna synpunkter.

9.3.3 Medverkande aktörer

Som nämnts ovan bör förfarandet vara öppet för dem som önskar utöva insyn eller delta. Exploatören är en given aktör inom ramen för miljökonsekvensbedömningen. Andra aktörer är experter, t.ex. biologer, limnologer, marinbiologer, meteorologer, räddningschefer, akustiker, antikvarier, arkitekter, landskapsarkitekter, samhällsmedicinare och natur- och kulturgeografer. En annan aktör är regionala myndigheter, som har olika roller med avseende på service, yttrande (behovsbedömning), beslut (miljöprövning), godkännande och tillsyn. Regionala myndigheter bör i samrådet särskilt beakta frågor som rör allmänna intressen, riksintressen och miljö kvalitets-

²¹⁸ Jfr <http://ceq.oh.doe.gov/nepa/nepanet.htm>, <http://es.inel.gov/oeca/ofa/index.html>, (2.2 2005).

normer samt regionala frågor. Kommunen är också en aktör i förfarandet, och detsamma gäller slutligen allmänheten och ideella föreningar.²¹⁹

9.4 Öppenhetens omfattning

De olika frågeställningar som följer av preciseringen av syftet, formulering-
en av alternativ och utredandet av miljökonsekvenser bör i rimlig utsträck-
ning beredas öppet. De i avsnitt 4.1.1.5 ovan redovisade hållbarhetsvariab-
lerna bör ligga till grund för valet av de frågor som skall bli föremål för öp-
pen diskussion och öppet meningsutbyte. Andra frågor att ta upp kan vara
t.ex. följande: Minskar projektet energianvändningen? Ökar naturens mång-
fald och produktionsförmåga? Sluts kretsloppen? Löser projektet fler och
allvarligare problem än det skapar? Tillämpas försiktighetsprincipen?²²⁰

9.5 Sammanfattning

Det rättsliga verktyget bör innehålla följande:

- Krav som definierar vad som avses med samråd.
- Regler som anger hur samråd ska gå till , dvs. vem som ansvarar för vad.
- Krav som anger hur exploitörens ska handskas med de synpunkter och förslag som allmänheten och andra aktörer önskar tillföra utredningen.

²¹⁹ Centrala statliga myndigheter kan beröras, t.ex. Naturvårdsverket, Boverket, Kammar-
kollegiet, Närings- och teknikutvecklingsverket, Riksantikvarieämbetet, Sjöfartsverket,
Fiskeriverket, Skogsstyrelsen och Statens jordbruksverk, framför allt när det handlar om
verksamheter eller åtgärder av mycket stor omfattning.

²²⁰ Jfr hållbarhetsvariabler, avsnitt 4.1.1.5.

- Regler som ger tydliga tidsramar och tidsintervaller för när samråd ska ske samt hur ofta.
- Regler som klarlägger hur medverkande aktörer ska förse med information innan samråd och mellan samråd.
- Krav som innebär att förfarandet sker med fullständig transparens.

10 Granskningskriteriet

10.1 Kriteriets huvudsakliga innehåll

En viktig funktion av betydelse för miljökonsekvensbeskrivningar är möjligheten för envar att granska innehållet och utvärderingen i MKB:n. Detta kallar vi granskningskriteriet. Denna funktion har två huvuddelar. Den ena är en granskning av MKB:n som sådan som ett led i själva *proceduren*. Den andra är det slags granskning som kan komma till stånd vid en *rättslig överprövning* av själva MKB:n som sådan (skilj alltså mellan en överprövning av en MKB, och en överprövning av ett beslut om det projekt för vilket en MKB har upprättats). En offentlig granskning, exempelvis i förhørsform ('*hearing*'), kan bidra till att lögner, halvsanningar, felaktigheter och oklarheter kan komma i dagen och rättas till. Därigenom höjs kvaliteten på MKB:n som beslutsunderlag.²²¹

Granskningskriteriet anger att förfarandet och miljökonsekvensbedömningen bör granskas och kontrolleras på objektiva och vetenskapliga grunder. Granskning och kontroll innebär att olika medverkande myndigheter ser över att allt går rätt till i framarbetandet av miljökonsekvensbedömningen och att en särskilt utsedd kontrollmyndighet kontrollerar att reglerna efterlevs. De granskande myndigheterna är myndigheter som medverkar i förfarandet och på så sätt utövar löpande insyn och som dessutom har kontakt med andra medverkande myndigheter. Granskningen är lösare i sin form medan kontrollen bör vara handfast och tydligt förutsägbar. Den kontrollerande myndigheten bör följa uppställda regler för tillkomsten av och innehållet i miljökonsekvensbedömningen. Kontrollen innebär ett godkännande eller underkännande, och den bör ske vid tydligt angivna faser i miljökonsekvensbedömningsförfarandet eller (vilket inte är att föredra ur effektivitets-

²²¹ Westerlund, *Miljörättsliga Grundfrågor 2.0*, 2003, s. 306.

synpunkt) när miljökonsekvensbedömningen är genomförd och sammanställd.

10.2 Skälen till granskning och kontroll

10.2.1 Motverka sena kompletteringar

Ett skäl till att granska och kontrollera förfarandet och miljökonsekvensbedömningen är att man därigenom kan komma att öka efterlevnaden av reglerna. Vetskap om att de deltagande myndigheterna har ett granskningsansvar samt att en viss myndighet också kontrollerar att allt sått säga går rätt till kan göra exploitören mer benägen att uppfylla de krav som lagen uppställer. Tydliga krav och kommunikation mellan myndigheten och exploitören gör att exploitören inte behöver oroa sig för att inte uppfylla kraven och riskera att senare hamna i ett läge där kostsamma kompletteringar är nödvändiga. Ett viktigt skäl till att bedriva tidig och fortlöpande granskning samt kontroll är således att man kan motverka att påkostade utredningar inte håller tillräckligt hög kvalitet och underkänns strax innan projektet skall tillståndsprövas. Det kan uppfattas som fullt tillräckligt att myndigheter utövar insyn och också medverkar i förfarandet genom samråd. Internationella erfarenheter har emellertid visat att det är viktigt även med granskning och kontroll.

10.2.2 Stärka allmänhetens engagemang

Ytterligare ett skäl till att granska och kontrollera miljökonsekvensbedömningen är att allmänhetens engagemang stärks. Allmänheten har en svag position i jämförelse med exploitören, och granskningen och kontrollen kan bidra till att ge större tyngd åt allmänhetens rätt att delta och påverka miljökonsekvensbedömningen. Granskningen och kontrollen innebär att allmänheten kan räkna med att exploitören kan åläggas att agera i överensstäm-

melse med vad kraven föreskriver och att utredningen är trovärdig.²²² Detta ger trygghet och bidrar till att bibehålla ett engagemang hos allmänheten för de frågor som behandlas. I de fall där allmänheten t.ex. ser att förfarandet styrs av starkt subjektiva intressen och att liten vikt fästs vid de aspekter på utredningen som allmänheten tillför, bör det vara möjligt att anmäla misstroende mot utredningen. Finns inte denna möjlighet riskerar man att förlora en deltagande allmänhet, eftersom denna då kan uppfatta förfarandet som förutbestämt²²³ och som ett spel för gallerierna där den ingår som en del i ett mer eller mindre arrangerat scenario.²²⁴

10.2.3 Öka effektiviteten

Utöver vad som sagts ovan bidrar granskningen och kontrollen – om att de genomförs inom skäligen tidsramar – till en ökad effektivitet i förfarandet, förutsatt att exploatören vägleds att ”göra rätt” redan från början.²²⁵ Granskningen och kontrollen kan också garantera kvaliteten på förfarandet och miljökonsekvensbedömningen. En uppmärksam myndighet kan t.ex. upptäcka både formella och materiella felaktigheter på ett tidigt stadium: en formell felaktighet kan vara att samråd inte har hållits med berörda, och en materiell felaktighet kan vara att relevanta frågor inte har behandlats. Ett förfarande utan löpande kontroll kan också, även om exploatören inte är medveten om det, glida in på ett felaktigt spår. Detta leder till att miljökonsekvensbedömningen inte förses med relevant information. Ett förfarande med stora brister leder ovillkorligen till behov av omfattande komplettering

²²² Jfr IAIA, *Principles*, 1999, generella principer: ”credible”.

²²³ Förutbestämda lösningar där exploatören driver igenom sin vilja snarare än samråder med allmänheten påminner om Lindbloms teori om ”muddling through” (Lindblom, ”The Science of Muddling Through”, 1959). Se även Baier, *Norm och rättsregel*, 2003, som tar upp exploatörens benägenhet att se en viss lösning på projektet och att också företrädesvis driva projektet i den riktningen även när sakkunniga visar på problem och betydande negativa miljökonsekvenser.

²²⁴ Carlman, *Att acceptera eller inte acceptera*, 1992; Carlman, *Tänkom*, 1993; Carlman & Westerlund, ”Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige”, 1995.

²²⁵ Jfr IAIA, *Principles*, 1999, generella principer: ”cost-effective”.

eller ett underkännande av miljökonsekvensbedömningen. Ju tidigare felaktigheterna uppdagas desto bättre. Från det att det uppstår felaktigheter i förfarandet till dess att miljökonsekvensbedömningen är färdig kan det gå lång tid och stora resurser kan ha satsats på att genomföra miljökonsekvensbedömningen. Ett underkännande av miljökonsekvensbedömningen medför ofta en ekonomiskt svår situation för exploitören. Granskande och kontrollerande myndigheter

De myndigheter som har en naturlig koppling till förfarandet, t.ex. de som medverkar i samrådsförfarandet, bör fungera som gransknings-myndigheter. De bör vara särskilt observanta på att förfarandet har gått rätt till. I Sverige kan dessa myndigheter utgöras av kommuner, länsstyrelser, Räddningsverket, Fiskeriverket, Riksantikvarieämbetet, Energimyndigheten m.fl. Dessutom bör ett flertal myndigheter samverka för att åstadkomma en så tvärsektorieell löpande granskning som möjligt av förfarandet. Man bör därför undvika att se varje myndighet som en enskild observatör; snarare bör observationerna ske i samverkan med andra medverkande myndigheter. För granskning krävs kompetens, och denna finns vanligtvis inte inom en enda myndighet.

Kontrollen bör däremot utföras av en särskild myndighet som bär ansvar för att vid större projekteringar utöva löpande kontroll och genom en slutavvägning bedöma kvaliteten i miljökonsekvensbedömningen. Stöd för en sådan tolkning av granskningskriteriet återfinns i de nederländska kraven.²²⁶ I Nederländerna har man inrättat en speciell miljökonsekvensbedömningskommission: ett av staten oberoende organ som lämnar råd beträffande miljökonsekvensbeskrivningar till tillståndsmyndigheten. Kommissionen lämnar råd vid två olika tillfällen under själva prövningsprocessen, nämligen före och efter det att miljökonsekvensbedömningen upprättats.²²⁷ När miljö-

²²⁶ The texts of Regulations on environmental impact assessment in the Netherlands, March 2000, Ministry of Housing, Spatial Planning and the Environment, the Netherlands. Environmental Management Act.

²²⁷ <http://www.eia.nl/os/commission/index.htm>

konsekvensbedömningen är färdig granskas den, och kommissionen lämnar råd om hur tillståndsmyndigheten skall bedöma dess kvalitet.

10.3 Innebörden av granskning och kontroll

10.3.1 Granskning

Den granskande myndigheten bör alltså inledningsvis granska om preciseringen av syftet tillgodoser de materiella krav som ryms inom syfteskriteriet, bl.a. i fråga om avgränsning, nytta och behov. Granskningen bör vara så genomgripande som möjligt, med tanke på att preciseringen av syftet är en så strategiskt viktig del i hela utredningsförfarandet. Möjligheten att bedöma huruvida de verkliga behoven har klarlagts faller också tillbaka på de materiella krav som ställts upp inom ramen för syfteskriteriet. Avgörande för granskningen är därmed att det finns tydliga riktlinjer för vad som är att betrakta som behov och att exploatören på ett korrekt sätt har klarlagt dessa behov.

Granskningen av syftespreciseringen innebär en översyn av att syftet är korrekt avgränsat. Granskningen av alternativformuleringen omfattar dels hur exploatören förhåller sig till olika alternativa lösningar och vilken beredskap han har att utreda dessa, dels i vilken utsträckning han tillgodoser allmänhetens rätt att delta i formuleringen.²²⁸ Miljökonsekvensutredningen bör i möjligaste mån inbegripa en översyn av de vetenskapliga källor som utredningen använder sig av. De granskande myndigheterna bör också vara uppmärksamma på att miljökonsekvenserna av varje alternativ utreds på ett likvärdigt sätt. Myndighetens granskning av de formulerade alternativens riktighet bör härledas till de materiella kraven i alternativkriteriet. Utifrån dessa kan alternativens rimlighet och omfattning bedömas. Här bör också en granskning ske av i vilken utsträckning allmänhetens föreslagna alternativ har tillgodosetts och förts in i utredningen; vilken utsträckning som är att betrakta

²²⁸ Lee & Colley, "Reviewing the Quality of Environmental Statements", 1991.

som skälig styrs dock av de materiella kraven, som bör vara baserade på rimlighet och proportionalitet. Utgångspunkten för myndighetens granskning av hur alternativen tillgodoser de klarlagda behoven bör vara en bedömning av behoven och projektets syfte. Myndigheten bör granska alternativens relevans och ställa frågan om behoven möjligen kan tillgodoses på andra miljömässigt mer fördelaktiga sätt än de alternativ som har formulerats. Granskningen bör givetvis även inrymma en kontroll av de utredda miljökonsekvenserna. Den bör i denna del ta särskild hänsyn till vad som är proportionerligt sett rimligt med hänsyn tagen till verksamhetens art och omfattning och till regelinstrumentets syfte. Kraven bör formuleras på ett sådant sätt att granskningen innebär en bedömning av de beskrivna förändringar av omgivningen som uppstår genom projektet samt de miljökonsekvenser som följer av dessa förändringar. Man bör fästa särskilt avseende vid vilka metoder som har använts för att bedöma miljökonsekvenserna, vid hur tillförlitliga uppgifterna är och vid i vilken utsträckning exploitören uppger att teknisk eller annan viktig kunskap saknas, där detta förefaller vara en brist i utredningen. Granskningen av hur väl miljökonsekvenserna har kommit att utredas är en mycket central del i granskningen. Utredningens omfattning och de utgångspunkter som använts vid kategorisering och liknande måste synas, så att miljöbeslutsunderlaget på dessa punkter upprätthåller en hög vetenskaplig signifikans och trovärdighet. Trovärdigheten i materialet kan inte jämkas på samma sätt som utredningens omfattning. De data som åberopas måste vara korrekta, och där full klarhet om vissa förhållanden inte råder måste detta klart och tydligt framgå i miljöbeslutsunderlaget.

De ovan redovisade utgångspunkterna bör inte ses som en uttömmande förteckning av vad myndigheten bör se närmare på. Utöver kontrollen av olika konsekvenser i mer faktisk mening bör myndigheten också se till hur väl dessa belysts utifrån olika perspektiv, bl.a. tids-, samhälls-, hälso- och miljöperspektiv.

10.3.2 Kontroll

Kontrollen innebär en noggrann genomlysning av huruvida projektets syfte och nyttan med projektet tydliggörs och en kontroll av att det inte finns dolda syften. Myndigheten bör även kontrollera att exploitören i samverkan med berörda parter och allmänheten i rimlig omfattning visar på olika lös-

ningar för att genomföra projektet. Kontrollen bör följa en relativt strikt mall för vad som skall vara uppfyllt, så att det är möjligt för exploatören att i förväg uppskatta vilka krav som kommer att ställas på miljökonsekvensbedömningen. De frågor som kan ligga till grund för kontrollen av de formulerade alternativen skulle kunna formuleras på följande vis:

- Har ett rimligt antal alternativ formulerats?
- Är skälen till de föreslagna alternativen angivna?
- Är de realistiska och uppriktiga?
- Redovisas nollalternativ?
- Finns det möjligen andra, miljömässigt mer fördelaktiga, sätt än de formulerade alternativen att förverkliga projektets syfte och tillgodose de fastställda behoven?
- I vilken utsträckning har allmänhetens föreslagna alternativ tillgodosetts och förts in i utredningen?

Utgångspunkten för kontrollen av hur alternativen tillgodoser de klarlagda behoven bör vara en ur miljösynpunkt hållbarhetsanpassad bedömning av de fastställda behoven och syftet med projektet. Kontrollen av förfarandet och dokumentationen bör också inrymma en granskning av hur öppenheten har tillgodosetts. Den kontrollerande myndigheten bör här granska om de enskilda frågorna har beretts genom en öppen dialog och om synpunkter osv. på ett riktigt sätt har återgivits och redovisats i miljöbeslutsunderlaget. Kontrollen av hur väl miljökonsekvenserna har kommit att utredas och beskrivas är en central och viktig del i kontrollen av miljökonsekvensbedömningen. De data som åberopas måste vara korrekta och också vetenskapligt signifikanta. Frågor av vikt att söka svar på är följande:

- Hur väl redovisas områdets beskaffenhet (känslighet osv.), dess nuvarande användning och dess framtida planerade användning?

- Hur väl har man utrett projektets markanspråk, dess resursbehov i fråga om t.ex. energi och material och dess huvudsakliga utsläpp i luft, vatten eller mark?
- Hur beskrivs miljökonsekvenserna – anges positiva och negativa, direkta och indirekta, kumulativa, synergistiska, irreparabla, irreversibla konsekvenser sett utifrån projektets hela livscykel?
- Hur har man redovisat den omgivningspåverkan som kan komma att uppstå i form av buller, vibrationer och/eller avfall?
- Ger miljökonsekvensbedömningen information och kunskap om risken för olyckor och om hur eventuella olyckor är tänkta att hanteras?
- Anges det hur miljökonsekvenserna påverkar olika miljömål, internationella gränsvärden osv.?
- Anges det om det finns kunskapsluckor i materialet, och hur har sådana i så fall behandlats?

Därutöver bör kontrollmyndigheten se till att miljökonsekvensbedömningen på lämpligt sätt ger en beskrivning av omgivningen och att det finns en nulägesbeskrivning som gör det möjligt att förstå miljökonsekvenserna, utifrån de förhållanden som råder i dagsläget. De åtgärder som har övervägts för att minimera negativa verkningar av projektet bör liksom dessa åtgärders effektivitet också kontrolleras – finns det t.ex. kontrollprogram? Avslutningsvis bör myndigheten kontrollera att de hållbarhetsrelaterade frågorna har behandlats och redovisats på ett rimligt sätt. Myndigheten bör därmed kontrollera, mot bakgrund av den information som står eller bör stå till dess förfogande, om projektet i sitt genomförande – utifrån redovisade förhållanden och den diskussion som har förts med allmänheten – kan anses uppfylla de krav som kan ställas på det utifrån ett hållbart perspektiv. Myndigheten bör således bedöma dels om det preciserade syftet är miljömässigt hållbart, dels om de klarlagda behoven är miljömässigt relevanta och hållbara, dels om de formulerade alternativen är miljömässigt hållbara, dels om alternativen innebär ett miljömässigt hållbart tillgodoseende av de klarlagda behoven, dels

om miljökonsekvenserna ur ett miljömässigt hållbarhetsperspektiv kan anses vara acceptabla och dels om projektets miljökonsekvenser överensstämmer med de aktuella miljömålen.

10.4 Tillvägagångssätt för granskning och kontroll

Granskningen och kontrollen bör, som anförts ovan, omfatta de frågor som hör ihop med förfarandets olika delar. Granskningen bör ske löpande i alla moment. Kontrollen bör däremot ske framför allt vid tre preciserade tillfällen. Valet av tidpunkt för att kontrollera förfarandet bör styras av de olika skeden som förfarandet genomgår. Det första skedet är preciseringen av syftet, klarläggandet av projektets nytta och formuleringen av alternativ. Det andra skedet är utredningen av miljökonsekvenser och det tredje är sammanställningen av miljökonsekvensbedömningen. I varje skede bör en kontroll ske, och först när denna är klar bör förfarandet fortsätta respektive miljökonsekvensbedömningen läggas till grund för beslut.

De granskande myndigheterna bör, i de fall där de ifrågasätter förfarandets inriktning och omfattning, underrätta exploitören om sin kritik och samtidigt ge den kontrollerande myndigheten information om sina iakttagelser. Den myndighet som kontrollerar förfarandet och också genomför en avslutande kontroll av miljökonsekvensbedömningen bör till skillnad från de gemensamt granskande myndigheterna (som företrädesvis agerar utifrån sitt eget kompetens- och ansvarsområde) införskaffa den expertis som krävs för att de självständigt skall kunna kontrollera både riktigheten i förfarandet och miljökonsekvensbedömningen. Denna myndighet bör också ges rätt att underkänna miljökonsekvensbedömningen och bör även kunna kräva att rättelse skall ske för att den skall kunna accepteras. De myndigheter som medverkar i samråd eller på annat sätt, utöver insyn, och som kommunicerar med verksamhetsutövaren bör granska förfarandet med utgångspunkt framför allt i sin specialistkompetens.

10.5 Sammanfattning

Det rättsliga verktyget bör innehålla följande:

- Regler som preciserar granskningsfunktion och kontrollfunktion.
- Krav som innebär ett inrättande av en kontrollmyndighet.
- Krav om att kontrollen ska ske inom viss utsatt tid.
- Regler som innebär en rätt för exploitören att få riktlinjer till förfarandet och till miljökonsekvensbedömningens innehåll.
- Regler som klarlägger vilken myndighet som ger riktlinjer.

11 Syntes

11.1 Inledning

Analysen av det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömning visar att det går att med utgångspunkt i kriterierna, identifiera delar som är väsentliga för det rättsliga verktygets kapacitet att fungera som rättsligt verktyg för hållbar utveckling. Varje kriterium omfattar en rad frågeställningar. Dessa har kommit att belysas och diskuteras. Diskussionen har visat att det med stöd av kriterierna och de komponenter som fungerar som infallsvinklar och värdegrund, (och den teoretiska ramen) går att preciserade krav som regelverktyget (bland möjligen även andra krav), bör innehålla. I anslutning till varje kapitel har detta gjorts i form av en sammanfattning i punktform..

11.2 Regelverktygets centrala delar

Gemensamt för kriterierna är det väsentliga i att definiera begrepp och led i förfarandet samt att ange tydliga tidsramar för t.ex. kommunikation och kontroll. Det är samtidigt, i enlighet med alla kriterier, väsentligt att ange vem som ansvarar för vad, i hur stor omfattning samt hur sakfrågorna skall behandlas

Beslutsunderlagskriteriet visar på vikten av att göra en åtskillnad mellan projekt med betydande miljöpåverkan och projekt som endast medför mindre miljöpåverkan. Kriteriet klarlägger vidare att förfarandet med miljökonsekvensbedömningen måste inledas så snart som möjligt, då det redan tidigt fattas reella beslut som kan i alltför stor utsträckning komma att styra det fortsatta förfarande och t.ex. försämra förutsättningarna att åstadkomma en objektiv utredning. Kriteriet visar även att beaktandet av miljökonsekvensbedömningen innebär att både miljökonsekvenserna och allmänhetens synpunkter ska tas med i slutavvägningen. En väsentlig del i beaktandet för att öka insyn och åstadkomma förståelse är en skyldighet att motivera hur miljökonsekvensbedömningen har beaktats i besluten.

Syftesskriteriet klarlägger att preciseringen av syftet, klarläggandet av projektets nytta och behovet av projektet är strategiskt mycket viktigt för att åstadkomma ett beslutsunderlag som är relevant och objektivt. I detta skede av förfarandet läggs grunden för bredden på alternativformulering. Preciseringsen klarlägger om det är ett offentligt projekt som avser att tillgodose politiskt uttalade behov. I så fall skall en bredare bild av alternativ redovisas. Syfteskriteriet visar även att projekt ska behandlas i sin helhet och i sitt sammanhang och att man ska undvika att segmentera i delar där det ena projektet blir beroende av det andra och där man mer eller mindre successivt bygger fast sig.

Alternativkriteriet visar att det rättsliga verktygets funktion för hållbar utveckling i mycket vilar på skyldigheten att visa på alternativ. Med alternativ förstås för större offentliga projekt även alternativa sätt att nå samma syfte (ändamål), dvs. som ovan just sagts, en bredare alternativredovisning. För mindre projekt av mer privat karaktär handlar det snarast om alternativ lokalisering och alternativa metoder, tekniker och produkter. Alternativkriteriet har klarlagt att beslutsunderlagsfunktionen är närmast helt beroende av att det i underlaget presenteras alternativ. Den alternativ som innebär att man inte vidtar den planerade åtgärden (noll-alternativet) fungerar som en tidsmässig referensram.

Miljökonsekvenskriteriet visar att med konsekvenser följer inte enbart de direkta konsekvenserna. Bedömningen av projektets miljökonsekvenser bör omfatta både direkta, indirekta, synergistiska och kumulativa konsekvenser. Bedömningen bör även omfatta en bedömning av följdverksamheter. En annan viktig del är irreversibel effekt. Kriteriet klarlägger vidare med all tydlighet att det bör ställas krav på vetenskaplighet i bedömningen.

Jämförelsekriteriet klarlägger vikten av att i alla led eftersträva att åstadkomma en miljökonsekvensbedömning som gör det möjligt för beslutsfattare att jämföra t.ex. olika alternativs för och nackdelar ur miljöhänseende.

Öppenhetskriteriet klarlägger betydelsen av transparens genom förfarandet och insyn i dokumentationen. De samtal och erfarenhetsutbyte som sker med allmänheten eller andra medverkande aktörer bör inarbetas i miljökon-

sekvensbedömningen och som minimum redovisas i form av en samrådsredogörelse.

Granskningskriteriet klarlägger att det är nödvändigt med löpande myndighetsinsyn och rimligen även en mer formstyrd kontroll i olika skeden av förfarandet. Kriteriet visar även på värdet av att kunna överklaga miljökonsekvensbedömningen.

DEL III – Regler om miljöbesluts- underlag i olika länder samt en jämförande analys

12 Konsekvensbedömningskrav i den amerikanska lagen NEPA

12.1 Inledning

12.1.1 Allmänt

En ny typ av miljölagstiftning sjuösattes när den amerikanska miljölagen, National Environmental Policy Act (NEPA), antogs 1969. Lagen var mer allmänt övergripande och samtidigt mer konkret handlingsinriktad än tidigare lagstiftning. I NEPA formulerades ett förhållandevis tydligt mål och en miljöpolicy. Lagen föreskrev former för måluppfyllelse och introducerade i detta syfte regler för miljöbeslutsunderlag. Dessa regler utgjordes av tydliga riktlinjer för hur miljöbeslutsunderlagen skulle tas fram och vad de skulle innehålla.²²⁹ Reglernas genomslagskraft var i många avseenden häpnadsväckande. Till en början kom till och med lagstiftarna att överraskas av reglernas genomslag. Den utveckling som följt därefter har visat att reglerna är lika gångbara i dag som för 30 år sedan. Genom NEPA lyckades man åstadkomma mer genomarbetade beslutsunderlag.²³⁰ Tillsammans med den sektors- och skyddsspecifika lagstiftningen bildade således NEPA en miljö rätt som saknade motstycke i något annat land. Den amerikanska regleringen av miljöbeslutsunderlag bör ses som startpunkten för den numera använda typen av målorienterad lagstiftning med genomföranderegler i form av explicita rättsliga regler för beslutsunderlag.

²²⁹ Fogelman, *Guide to National Environmental Policy Act*, 1990, s. 1.

²³⁰ Sadler, Canadian Environmental Assessment Agency m.fl., *Environmental Assessment in a Changing World*, 1996.

Lagen innehöll krav som syftade till att driva igenom lagens mål och miljöpolicy. Kraven var av procedurmässig karaktär med både formella och materiella krav på beslutsunderlag.

NEPA was the crucial first step toward a comprehensive national policy integrating environmental, economic, and social concerns. With the passage of NEPA, agencies began to take a hard look at the environmental consequences of their actions before they made a final decision. They began to consult with the public on what they were proposing to do, accept public views on their proposals, and respond to those views. NEPA also called for agencies to consult with state, local, and tribal governments concerning their plans, and provided agencies with a mechanism to coordinate overlapping jurisdictional responsibilities.²³¹

De amerikanska benämningarna på miljöbeslutsunderlagskraven är Environmental Impact Assessment (EIA) och Environmental Impact Statement (EIS).²³² EIA avser bedömningen och EIS den slutgiltiga rapporten. Systemet är uppbyggt på så sätt att man först gör en miljökonsekvensbedömning (EIA) och därefter utarbetar en miljökonsekvensbeskrivning (EIS). EIS är den rapport som lämnas över till beslutsfattaren i samband med att projektet skall tillåtlighetsprövas.

12.1.2 Huvuddragen i NEPA

NEPA är en konkret och utförlig lag. Viktiga aspekter av lagens genomförande och effektivitet är strategisk planering, allmänhetens deltagande, ett tvärvetenskapligt arbetssätt, samarbete mellan myndigheter och vetenskapligt baserade och flexibla angreppssätt.²³³ NEPA är också innehållsmässigt

²³¹ CEQ, *The National Environmental Policy Act*, 1997, s. 7.

²³² ”’Environmental impact statement’ means a detailed written statement as required by section 102(2)(C) of the Act” (CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1508.11, ”Terminology and Index”).

²³³ Sadler, *International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment*, 1996, s. ix.

omfattande och har ett brett tillämpningsområde.²³⁴ Lagens första del består av en nationell miljöpolicy samt handlingsdirektiv.²³⁵ Den andra delen utgörs av regler om införande av ett miljö kvalitetsråd, Council of Environmental Quality (CEQ).²³⁶ Lagens övergripande syfte är att utifrån den angivna miljöpolicyen stimulera till harmoni mellan människa och miljö. NEPA föreskriver i enlighet med detta syfte en skyldighet för myndigheter att ge medborgare och andra berörda myndigheter tillgång till behövlig information innan beslut fattas och åtgärder vidtas.²³⁷ Försämrade miljö kvaliteten skall återställas och den miljö som inte redan har försämrats skall skyddas. Den federala regeringen skall använda alla tänkbara tillvägagångssätt i överensstämmelse med andra nationella mål för att utveckla och samordna federala planer, funktioner och program samt resurser på ett sätt som gör det möjligt att tillgodose lagens miljödeklaration.²³⁸

The purposes of this act are: To declare a national policy which will encourage productive and enjoyable harmony between man and his environment; to promote efforts which will prevent or eliminate damage to the environment and biosphere and stimulate the health and welfare of man; to enrich the understanding of the ecological systems and natural resources important to the Nation; and to establish a Council of Environmental Quality.²³⁹

Miljö kvalitetsrådet (CEQ) skall samordna det federala miljöarbetet och ha ett nära samarbete med de federala myndigheterna och Vita Huset. CEQ skall varje år avge en miljörapport där man redogör för miljö tillståndet och ger en översikt över hur de federala myndigheterna har tillämpat och genomfört NEPA. CEQ har sedan 1970 utfärdat en stor mängd detaljerade

²³⁴ Canter, *Environmental Impact Assessment*, 1995.

²³⁵ NEPA, Title I, Sec. 101–105, "Congressional Declaration of National Environmental Policy"

²³⁶ NEPA, Title II, Sec. 201–209, "Council on Environmental Quality"; CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1500.1, "Purpose".

²³⁷ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1501, "NEPA and Agency Planning".

²³⁸ NEPA, Sec. 101(b).

²³⁹ NEPA, Sec. 2.

bindande regler för lagens genomförande. I CEQ:s detaljerade bestämmelser om NEPA:s syfte, policy, mandat osv. anges med full tydlighet att NEPA skall ses som den grundläggande nationella lagen för skyddet av miljön.²⁴⁰

En speciell sida hos NEPA (framför allt med hänsyn tagen till att lagen antogs redan 1969) är dess framtidsorienterade krav.²⁴¹ Lagens mål kan jämföras med målet om hållbar utveckling.²⁴²

12.2 EIA-reglerna

12.2.1 Syfte och tillämpningsområde

Syftet med EIA-reglerna är att få till stånd beslut som stämmer överens med den nationella miljöpolicyen. Det finns, som nyss nämnts, således en koppling mellan EIA/EIS och kravet på att beslutsfattarna skall beakta lagens mål.²⁴³

Ultimately, of course, it is not better documents but better decisions that count. NEPA's purpose is not to generate paperwork – even excellent paperwork – but to foster excellent action. The NEPA process is intended to help public officials make decisions that are based on understanding of environmental consequences, and take actions that protect, restore, and enhance the environment. These regulations provide the direction to achieve this purpose.²⁴⁴

²⁴⁰ NEPA, Sec. 101(a).

²⁴¹ Yost & Environmental Law Institute, *NEPA Deskbook*, 1995.

²⁴² CEQ, *The National Environmental Policy Act*, 1997, s. 2; PCSD, *Sustainable America*, 1996, s. 12–13.

²⁴³ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502, "Environmental Impact Assessment".

²⁴⁴ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1500.1(c), "NEPA and Agency Planning"

NEPA kräver att EIS skall färdigställas för större federala verksamheter som medför betydande miljöpåverkan.²⁴⁵ Det är i första hand federala åtgärder som omfattas av NEPA:s regler, men även andra aktiviteter fångas indirekt upp. Exempelvis är många privata projekt federalt finansierade och omfattas därför av reglerna. I begreppet ”större federala åtgärder” ingår även antagandet av de flesta officiellaplaner och program samt tillståndsprövningar.²⁴⁶ Innebörden i begreppen ”betydande miljöpåverkan” och ”större federal åtgärd” har även kommit att definieras genom rättspraxis.²⁴⁷

To separate the consideration of the magnitude of federal action from its impact on the environment does little to foster the purposes of the Act, *i.e.*, to ”attain the widest range of beneficial uses of the environment without degradation, risk to health and safety, or other undesirable and unintended consequences.” By bifurcating the statutory language, it would be possible to speak of a ”minor federal action significantly affecting the quality of the human environment,” and to hold NEPA inapplicable to such an action [...] the activities of federal agencies cannot be isolated from their impact on the environment.²⁴⁸

Varje myndighet undantar vissa typer av verksamheter när erfarenheterna visat att dessa inte medför betydande miljöpåverkan. I alla andra fall skall den ledande myndigheten inom området utarbeta en EIA/EIS genom att följa ett visst tillvägagångssätt med avgränsning av huvudfrågor, problemställningar, alternativ osv. I praktiken är det framför allt projekt som motorvägar, vattenresursutveckling och energiproduktion, dvs. ”public land management”, som omfattas av reglerna. Ett flertal större icke-federala verksamheter, t.ex. riskfyllda industriella inrättningar där den enda inblandningen

²⁴⁵ NEPA, Sec. 4334.2(c).

²⁴⁶ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1508.18.

²⁴⁷ *Hanley v. Kleindienst*, 471 F. 2d 823 (2d Cir.1972), cert. Denied; 412 U.S. 908 (1973), *Hiram Clarke Civic Club v. Lynn*, 476 F. 2d 421 (5th Cir. 1973); *Catron County Board of Commissioners v. U.S. Fish and Wildlife Service*, 75 F 3d 1429 (10th Cir. 1996); *Friends of Fiery Gizzard v. Farmers Home Administration*, 61 F.3d 501 (6th Cir.1995).

²⁴⁸ *Minnesota Public Interest Research Group v. Butz*, 498 F. 2d 1314 (8th Cir. 1974).

från staten består av tillståndsprövningen, är undantagna från kraven på EIA.

12.2.2 NEPA-förfarandet

12.2.2.1 Inledning

Myndigheterna skall införa en procedur som garanterar att beslut som omfattas av NEPA:s krav på en beslutsunderlagsprocess överensstämmer med lagens miljöpolicy och syfte.²⁴⁹ Reglerna för hur detta skall ske är utförliga. Proceduren skall inledas så tidigt som möjligt och vara ”analytisk” snarare än ”encyklopedisk”. Det står uttryckligen i reglerna att förfarandet inte får utgöra en legitimering av redan på förhand fattade beslut.²⁵⁰ Effekterna skall diskuteras i proportion till sin betydelse.²⁵¹ Dokumentationen skall vara koncis och inte längre än vad som är absolut nödvändigt.²⁵²

12.2.2.2 NEPA-förfarandets första fas: en EIA

NEPA-förfarandet inleds i samband med att en exploatör föreslår en större federal åtgärd.²⁵³ Ansvarig för förfarandet är en ”lead agency”, i det följande kallad ”myndigheten”.²⁵⁴ I den EIA som genomförs skall bl.a. behovet av den planerade åtgärden och tänkbara alternativ visas. EIA skall ligga till grund för ett beslut om huruvida NEPA-förfarandet skall fortsätta. Med stöd i EIA beslutas om verksamheten anses medföra betydande miljöpåverkan eller inte (negativt beslut kallas ”finding of no significant impacts”, FON-

²⁴⁹ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1508.21, ”Terminology and Index”.

²⁵⁰ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.2(a), ”Environmental Impact Assessment”.

²⁵¹ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.2(b), ”Environmental Impact Assessment”.

²⁵² CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.2(c), ”Environmental Impact Assessment”.

²⁵³ Steinemann, ”Improving Alternatives for Environmental Impact Assessment”, 2001, s. 5; CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1508.23.

²⁵⁴ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1501.5(c).

SI).²⁵⁵ I EIA skall även projektets syfte och behovet av projektet samt rimliga alternativ och ett nollalternativ redovisas.²⁵⁶

The [EIS] shall briefly specify the underlying purpose and need to which the agency is responding in proposing the alternatives including the proposed action.²⁵⁷

Det är myndigheten som i förekommande fall skall se till att FONSI-dokumentet sammanställs. Motiveringen till beslutet skall redovisas öppet. I dokumentet skall ingå en sammanfattning av EIA; i vissa fall hela EIA.²⁵⁸ Om projektet befins medföra betydande miljöpåverkan inleds däremot nästa fas i förfarandet.

12.2.2.3 NEPA-förfarandets andra fas: en EIS

En "notice of intent" skall sammanställas om projektet anses få betydande miljöpåverkan:

As soon as practicable after its decision to prepare an environmental impact statement and before the scoping process the lead agency shall publish a no-

²⁵⁵ " 'Finding of no significant impact' means a document by a Federal agency briefly presenting the reasons why an action, not otherwise excluded (Sec. 1508.4), will not have a significant effect on the human environment and for which an environmental impact statement therefore will not be prepared. It shall include the environmental assessment or a summary of it and shall note any other environmental documents related to it (Sec. 1501.7(a)(5)). If the assessment is included, the finding need not repeat any of the discussion in the assessment but may incorporate it by reference" (CEQ, *Regulations on EIA*, Section 1508.13, "Finding of no significant impact").

²⁵⁶ Steinemann, "Improving Alternatives for Environmental Impact Assessment", 2001, s. 8; Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s. 42.

²⁵⁷ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.13, "Environmental Impact Assessment".

²⁵⁸ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1508.13.

tice of intent (Sec. 1508.22) in the Federal Register except as provided in Sec. 1507.3(e).²⁵⁹

I detta dokument skall redovisas (utöver beskrivningen av projektet och alternativa sätt att genomföra detta) hur den fortsatta processen skall avgränsas till att behandla de mest relevanta frågorna. Omfattningen av miljökonsekvensbedömningen (EIS) skall därefter preciseras genom en avgränsning ("scoping"). I denna scoping skall olika intressenter ges möjlighet att delta.²⁶⁰

There shall be an early and open process for determining the scope of issues to be addressed and for identifying the significant issues related to a proposed action. This process shall be termed scoping.²⁶¹

När EIS är i det närmaste klar, skall den skickas ut på remiss. Varje EIS skall i samband med detta granskas av Environmental Protection Agency (EPA).²⁶² Efter granskningen är verksamhetsutövaren skyldig att ge respons på kommentarer, inklusive allmänhetens synpunkter. Där så är rimligt skall alternativen och den föreslagna åtgärden modifieras, nya alternativ utvecklas och värderas, och faktiska korrigeringar göras.²⁶³

När granskningstiden är slut skall ett formbundet beslut fattas: "record of decision" (ROD). I detta beslut motiveras den föreslagna åtgärden. Det föreslagna alternativet behöver inte vara det miljömässigt mest gynnsamma.

²⁵⁹ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1501.4(e).

²⁶⁰ "As part of the scoping process the lead agency shall: Invite the participation of affected Federal, State, and local agencies, any affected Indian tribe, the proponent of the action, and other interested persons (including those who might not be in accord with the action on environmental grounds), unless there is a limited exception under Sec. 1507.3(c). An agency may give notice in accordance with Sec. 1506.6." (CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1501.7(a), "NEPA and Agency Planning").

²⁶¹ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1501.7.

²⁶² CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1504.1(b).

²⁶³ NEPA, Sec. 4332.2; CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1503.4 a.

Dock krävs en motivering om det miljömässigt mest gynnsamma alternativet inte har valts.²⁶⁴ Det slutgiltiga beslutsunderlagsdokumentet upprättas efter ROD. Beslutsunderlaget överlämnas till EPA, där det diarieförs och publiceras i ett federalt register.²⁶⁵ Först 30 dagar efter denna publicering får åtgärden vidtas eller tillstånd meddelas.²⁶⁶

12.2.2.4 Allmänhetens deltagande

Allmänhetens deltagande utgör en betydelsefull del i NEPA-förfarandet. Aktiv medverkan av allmänheten ses mer eller mindre som en avgörande förutsättning för ett fungerande förfarande. Öppenheten är reglerad så tillvida att i stort sett varje skede inbegriper deltagande eller publicering.²⁶⁷ Möjlighet att delta erbjuds emellertid framför allt vid tre tillfällen. Det första tillfället är under NEPA-processens inledande och andra fas, dvs. ”screening” och ”scoping”.²⁶⁸ Det andra tillfället är under processens tredje fas, dvs. när den preliminära EIS (”draft EIS”) skickas ut på remiss.²⁶⁹ Det tredje tillfället är i samband med en eventuell efterföljande domstolsprövning.²⁷⁰

Den inledande fasen i förfarandet, då det bedöms om projektet kan antas få betydande miljöpåverkan (”screening”), innebär en skyldighet att underrätta den berörda allmänheten. Innan avgränsningen av beslutsunderlagets omfattning påbörjas måste allmänheten informeras om att en EIS kommer att utföras.²⁷¹ Genom hela processen skall den berörda allmänheten och övriga myndigheter ges full insyn i den dokumentation som processen genererar.

²⁶⁴ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1505.2.

²⁶⁵ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1506.9.

²⁶⁶ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1506.10 b; Part 1506.10(c)–(d); Part 1506.10(b)(2).

²⁶⁷ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1500–1508, särskilt Part 1506.6, ”Public Involvement”.

²⁶⁸ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1501.7.

²⁶⁹ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.9.

²⁷⁰ Fogelman, *Guide to National Environmental Policy Act*, 1990, s. 137 ff; Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s. 62 ff; Anderson & Daniels, *NEPA in the Courts*, 1973, s. 287 ff.

²⁷¹ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1501.7; CEQ, *Memorandum: Scoping Guidance*, 1981.

Även intresserade personer och organisationer skall ges tillfälle att lämna synpunkter på miljökonsekvensbedömningen.

12.2.3 Innehåll i EIS

EIS skall ge en så fullständig och rättvisande bild som möjligt av de betydande konsekvenserna för miljön. Miljökonsekvenserna skall beskrivas och diskuteras i proportion till sin betydelse, och endast en kortfattad diskussion av annat än betydande effekter behöver (skall) ingå.²⁷² Omfattningen skall styras av de miljöeffekter som projektet kan ge upphov till, inte av projektets storlek i sig. EIS skall även visa hur de utredda alternativen bidrar till respektive motverkar uppfyllandet av lagens mål och efterlevnaden av andra miljölagar och miljöpolicies.²⁷³

Miljökonsekvenserna av den föreslagna åtgärden och den miljöpåverkan som inte kan förhindras skall redovisas. Vidare skall EIS redogöra för relationen mellan de kortsiktiga lokala behoven av att miljöns resurser tas i anspråk å ena sidan och möjligheten att upprätthålla och höja den långsiktiga produktiviteten å den andra sidan. Direkta och indirekta effekter, irreversibla och irreparabla effekter, kumulativa effekter samt alternativ till den föreslagna åtgärden och möjligheterna att mildra/dämpa miljöskada skall också redovisas.²⁷⁴ I NEPA definieras ”direkta effekter” som de effekter som uppstår direkt och samtidigt med att åtgärden vidtas. ”Indirekta effekter” är effekter som uppstår i ett senare tidsskede eller på ett visst geografiskt avstånd från verksamheten.²⁷⁵ ”Kumulativa effekter” definieras som effekter som

²⁷² CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.

²⁷³ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.2(d).

²⁷⁴ NEPA, Sec. 4332(c), Sec. 4332.2(c)(iii).

²⁷⁵ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1508.8(a).

uppstår till följd av stegvis ökande påverkan av verksamheten med hänsyn tagen till tidigare, nuvarande eller förutsebara framtida verksamheter.²⁷⁶

Därtill skall det av EIS framgå hur projektet inverkar på eventuella markanvändningsplaner och andra planer och program i det aktuella området. Projektets energibehov skall redovisas, liksom möjligheten att genom olika alternativ skydda miljön och vidta skyddande åtgärder. I EIS skall också redovisas hur historiska och kulturella värden påverkas.²⁷⁷

Av reglerna framgår att det i beslutsunderlaget skall finnas bevis för att man genomfört de analyser som varit nödvändiga. Underlaget skall också visa på lämpliga åtgärder för att dämpa negativ påverkan. Det finns inte något tvång för exploatören att vidta de försiktighetsåtgärder som redovisas, om det inte är så att dessa anges i ett tillstånd. Exploatören måste emellertid redovisa vilka försiktighetsåtgärder som bör vidtas och i förekommande fall motivera valet att inte vidta de försiktighetsåtgärder som har förts fram i utredningen.²⁷⁸ EIS skall också ange om det föreligger okunskap om rådande förhållanden.²⁷⁹

12.2.4 Domstolarnas tolkning av EIS

De amerikanska domstolarna har tolkat NEPA strängt efter dess lydelse.²⁸⁰ Domstolen har ställt höga krav på innehållet i EIS och förfarandet med EIA. Målet *Calvert Cliff's*²⁸¹ visar att myndigheterna som genomför EIA/EIS

²⁷⁶ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1508.7.; se vidare CEQ, *Considering Cumulative Effects*, 1997; EPA, *Consideration of Cumulative Impacts in EPA Review of NEPA Documents*, 1999.

²⁷⁷ *Robertson v. Methow Valley Citizens Council*, 109 S. Ct. 1835, 1847 (1989).

²⁷⁸ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.14(f), Part 1505.2(c), Part 1503.3.

²⁷⁹ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.22.

²⁸⁰ Jfr Westerlund, *Mur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s.40 ff.

²⁸¹ *Calvert Cliff's Coordinated Committee v. Atomic Energy Commission*, 449 F.2d 1109 (D.C.Cir.1971), cert denied, 404 U.S. 942 (1972).

måte rätta sig fullständigt efter lagen ”to fullest extent possible”. I målen Natural Defense Council v. Morton,²⁸² Natural Resources Defence Council v. Callaway,²⁸³ Marble Mountain Audubon v. Rice²⁸⁴ och Citizens Against Burlington²⁸⁵ preciseras ”reasonable alternatives”. Målet Morton visar bl.a. att EIS ska utgöra bas för bedömning av projektets fördelar i skenet av de miljörisker som det medför. EIS ska därför klarlägga alternativa lösningar för att möjliggöra en bedömning. Myndigheten måste titta på rimliga alternativ och med detta menas mer än de möjliga lösningar som myndigheten själv kan genomföra. När den föreslagna åtgärden är en del av en större plan för att åtgärda ett större problem måste alternativbilden dessutom breddas.

The discussion of alternatives need not be exhaustive. What is required is information sufficient to permit a reasoned choice of alternatives so far as environmental aspects are concerned, including alternatives not within the scope of authority of the responsible agency. Nor is it appropriate to disregard alternatives merely because they do not offer a complete solution to the problem.²⁸⁶

I Målet Defence Council v. Callaway kan man se att urval och omfattning av alternativ vilar på den föreslagna åtgärden. Alternativen ska inte vara ogenomförbara.

Mål som anses vara riktgivande för att definiera betydande miljöpåverkan ”significance” är Hanley v. Kleindienst²⁸⁷, Douglas County v. Babbitt²⁸⁸,

²⁸² Natural Defense Council v. Morton, 458 F.2d 827 (D.C.Cir.1972).

²⁸³ Natural Resources Defence Council v. Callaway, 524 F.2d 79 (2d Cir. 1975).

²⁸⁴ Marble Mountain Audubon Society v. Rice, 914 F. 2d 179 (9th Cir. 1990).

²⁸⁵ Citizens Against Burlington v. Busey, 938 F 2d 190 (D.C. Cir 1991) cert. Denied, 502 U.S. 994, 112 S. Ct 616 (1992).

²⁸⁶ Swartz, “Major Cases Interpreting the national Environmental Policy Act”, <http://www.naep.org/NEPAWG/majorcas.htm>, (8.2 2005).

²⁸⁷ Hanley v. Kleindienst, 471 F 2d 823 (2d Cir. 1972), cert. Denied, 412 U.S 908.

²⁸⁸ Douglas County v. Babbitt, 48 F.3d 1495(9th Cir. 1995), cert. Denied, 116 S.Ct. 698 (1996).

Catron County Board Commissioners v. U.S. Fish and Wildlife Service²⁸⁹ och Friends of Fiery Gizzard v. Farmers Home administration.²⁹⁰ I målet Hanley v. Kleindienst framhöll domstolen att med betydande menas just mer än en mer allmän påverkan och att EIS skall sammanställas där konsekvenserna är kontroversiella med hänsyn till projektets storlek och typ samt effekterna som sådana. När bedömningen av huruvida åtgärden medför betydande miljöpåverkan ska hänsyn också tas till befintliga verksamheter och kumulativa konsekvenser. I situationer där edet råder tveksamhet bör myndigheten genomföra EIA/EIS för att minimera risken för tidskrävande överklaganden.

Tolkningen av kumulativa konsekvenser återfinns bl.a. i målen Fritiofson v. Alexander²⁹¹ och National Wildlife Federation v. Federal Energy Regulatory Commission.²⁹² Målen visar att både kumulativa verksamheter samt konsekvenser ska tas med i bedömningen.

If proceeding with one project will, because of functional or economic dependence, foreclose options or irretrievably commit resources to future projects, the environmental consequences of the projects should be evaluated together.²⁹³

Domstolen fann i målet Fritjofson v. Alexander att kommande åtgärder måste vara rimligt förutsebara ”reasonable foreseeable” och de får heller inte vara spekulativa eller långt fram i tiden. Kumulativa konsekvenser måste enligt domen innehålla området som påverkas av projektet, konsekvenserna som sådana, andra tidigare, nuvarande eller rimligen förutsebara projekt som påverkar eller kommer att påverka området och miljökonsekvenserna av

²⁸⁹ Catron County Board Commissioners v. U.S. Fish and Wildlife Service, 75 F. 3d 1429 (10th Cir. 1996).

²⁹⁰ Friends of Fiery Gizzard v. Farmers Home Administration, 61 F.3d 501 (6th Cir.1995)

²⁹¹ Fritiofson v. Alexander, 772 F 2d 1225 (5th Cir. 1985)

²⁹² National Wildlife Federation v. Federal Energy Regulatory Commission, 912 F.2d 1471 (D.C.Cir.1990)

²⁹³ Fritiofson v. Alexander.

dessa verksamheter. Bedömningen skall även innehålla en ”overall impact that can be expected if the individual impacts are allowed to accumulate”.

Sammanfattningsvis kan sägas att de federala åtgärderna skall vara större och orsaka betydande miljökonsekvenser. Domstolarna har visat att segmentering inte accepteras, dvs. projekten verkligen ska bedömas utifrån det sammanhang som det ingår i. Alternativen skall vara rimliga och för större åtgärder som hör till en mer övergripande plan skall en bredare bild av alternativ presenteras. I andra fall ska alternativen vara nära kopplade till typen av projekt. De kumulativa konsekvenserna skall bedömas med avseende på andra tidigare, befintliga eller rimligen förutsebara projekt och de miljökonsekvenser som följer av dessa tillsammans med de direkta, indirekta och kumulativa konsekvenser av den föreslagna åtgärden.

13 Miljökonsekvensbedömningskrav i den internationella rätten: Esbokkonventionen

13.1 Inledning

De nationella beslutsprocesserna har tidigare betraktats som en del av staternas *domaine réservé*. Senare tids internationella rättsutveckling visar emellertid att även dessa frågor har kommit att regleras genom olika konventioner. I dag finns det således internationella krav både avseende rätten att i mer generell mening delta i framtagandet av miljökonsekvensbedömningar och avseende rätten att i juridisk mening vara part i miljöbeslutsprocesser. Den internationella regleringen av nationella beslutsprocesser i miljöärenden har alltså kommit att utgöra en del av den internationella miljörätten.²⁹⁴

Esbokonventionen²⁹⁵ är en internationell norm för nationella beslutsprocesser. Konventionen består av 20 artiklar och 7 bilagor. Inledningsvis²⁹⁶ utta-

²⁹⁴ Ebbesson, ”Svenska miljöbeslutsprocesser i ljuset av internationell rätt”, 1999/2000, Del I, s. 4.

²⁹⁵ Esbokkonventionen om miljökonsekvensbeskrivningar i ett gränsöverskridande sammanhang, 1991.

²⁹⁶ Konventionens preambel lyder: ”Aware of the interrelationship between economic activities and their environmental consequences, Affirming the need to ensure environmentally sound and sustainable development, Determined to enhance international co-operation in assessing environmental impact in particular in a transboundary context, Mindful of the need and importance to develop anticipatory policies and of preventing, mitigating and

las de allmänna grunderna för konventionen, bl.a. värdet av att fastställa och erkänna sambandet mellan ekonomisk verksamhet och negativa miljökonsekvenser samt behovet av att beakta miljöfaktorerna i ett tidigt skede av beslutsprocessen. I artikel 1 definieras de termer och begrepp som förekommer i konventionen. Med ”påverkan” avses t.ex. varje inverkan som en föreslagen verksamhet vållar på miljön, inklusive människors hälsa och säkerhet, flora, fauna, mark, luft, vatten, klimat, landskap och historiska monument eller andra materiella tillgångar, eller på samspelet mellan dessa faktorer. Även sådan inverkan på kulturarv eller samhällsekonomiska förhållanden som uppstår till följd av förändringar av de nämnda faktorerna ingår i begreppet. Ett allmänt villkor i konventionen är att betydande skadlig gränsöverskridande miljöpåverkan skall förebyggas, minskas och kontrolleras. De skyldigheter som följer av konventionen är att införa ett rättsligt och administrativt (eller liknande) system som möjliggör ett miljökonsekvensbedömningsförfarande. I de följande avsnitten kommer konventionens (engelska) terminologi att användas.

13.2 EIA-reglerna

13.2.1 Syfte och tillämpningsområde

Konventionen anger att EIA²⁹⁷ skall utgöra en del av förfarandet på alla administrativa nivåer i syfte att förhindra, minska och kontrollera betydande gränsöverskridande miljöpåverkan som härrör från olika verksamheter. Konventionens huvudsakliga syfte är att länderna genom att upprätta ett EIA-förfarande skall vidta alla lämpliga och effektiva åtgärder för att för-

monitoring significant adverse environmental impact in general and more specifically in a transboundary context, [...]”.

²⁹⁷ Artikel 1 i Esbokonventionen definierar ”EIA” som följer: ”Environmental impact assessment means a national procedure for evaluating the likely impact of a proposed activity on the environment.”

hindra, minska och kontrollera betydande gränsöverskridande miljöpåverkan av olika verksamheter.²⁹⁸

Konventionens parter skall se till att EIA upprättas för de verksamheter som kan medföra betydande gränsöverskridande miljöpåverkan. Definitionen torde innebära att inte enbart gränsnära projekt omfattas.²⁹⁹ Med ”gränsöverskridande miljöpåverkan” (transboundary impact) avses enligt konventionens definition:

any impact, not exclusively of a global nature, within an area under the jurisdiction of a Party caused by a proposed activity the physical origin of which is situated wholly or in part within the area under the jurisdiction of another Party³⁰⁰

I konventionen görs en uppdelning av verksamheter i två kategorier. Den ena kategorin omfattar verksamheter som genomgående (utan individuell bedömning) anses medföra gränsöverskridande miljöpåverkan.³⁰¹ Den andra kategorin omfattar verksamheter som bedöms i varje enskilt fall.

De verksamheter som alltid anses medföra gränsöverskridande miljöpåverkan är bl.a. råoljeraffinaderier, värmekraftverk, kärnkraftverk, flygplatser och motorvägar. Den andra kategorin bedöms med utgångspunkt i ett antal kriterier. Dessa kriterier är relativt generella och återfinns i bilaga III.³⁰²

²⁹⁸ Ebbesson, *Gränsoverskridande miljövirkningar i lys av Espoo-konvensjonen*, 1999.

²⁹⁹ EG-domstolen fastslog i mål C-186/91, kommissionen mot Belgien, att skyldigheten att samråda i enlighet med artikel 7 i direktiv 85/337/EEG inte endast gäller projekt belägna i regioner med gränser mot andra länder. Termen ”gränsöverskridande” skall liksom tolkningen av direktivet i dess helhet ges en vid innebörd.

³⁰⁰ Esbokonventionen, artikel 1(viii).

³⁰¹ Esbokonventionen, bilaga I, artikel 2.2.

³⁰² Bilaga III anger att projektets storlek och lokalisering samt de miljökonsekvenser som projektet medför skall vara vägledande vid denna bedömning. Vad som avses med effekter preciseras som följer: ”proposed activities with particularly complex and potentially adverse effects, including those giving rise to serious effects on humans or on valued species

Utöver denna kategorisering innehåller Esbokkonventionen också en uppmaning om att staterna skall ingå bilaterala eller multilaterala avtal för att nå ytterligare överenskommelser om miljökonsekvensbedömning.³⁰³

13.2.2 EIA-förfarandet

Enligt artikel 2 skall varje land se till att ett EIA-förfarande inleds för projekt som medför betydande gränsöverskridande miljöpåverkan.³⁰⁴ När en verksamhet bedöms få betydande gränsöverskridande miljöpåverkan skall allmänheten i de berörda grannländerna informeras.³⁰⁵ Berörda personer, både juridiska och fysiska, skall ges möjlighet att delta i det nationella EIA-förfarandet. I konventionen föreskrivs enbart en rätt för olika aktörer att delta i respektive lands förfarande, vilket innebär att själva förfarandet inte regleras närmare genom konventionen. Konventionen föreskriver emellertid att de stater som är parter i konventionen skall se till att vederbörlig myndighet vid sitt beslutsfattande beaktar EIA. Denna myndighet skall ta hänsyn såväl till resultatet av EIA-förfarandet, dvs. inbegripet resultatet av de samråd som hållits, som till EIA-dokumentationen. Varje konventionspart får också inrätta ett förfarande med en efterföljande analys. Närmare anvisningar för en sådan efterföljande analys ges i bilaga V.³⁰⁶

or organisms, those which threaten the existing or potential use of an affected area and those causing additional loading which cannot be sustained by the carrying capacity of the environment.”

³⁰³ Esbokkonventionen, artikel 8.

³⁰⁴ Artikel 2.2 i Esbokkonventionen har följande lydelse: ”Each Party shall take the necessary legal, administrative or other measures to implement the provisions of this Convention, including, with respect to proposed activities listed in Appendix I that are likely to cause significant adverse transboundary impact, the establishment of an environmental impact assessment procedure that permits public participation and preparation of the environmental impact assessment documentation described in Appendix II.”

³⁰⁵ Esbokkonventionen, artikel 3.

³⁰⁶ Se Furman, ”Assessment across Borders”, 2000.

13.2.3 Innehåll

En EIA skall enligt konventionen innehålla en beskrivning av verksamheten och dess syfte. Detta innebär att EIA skall ge information om verksamheten både med avseende på utformning, processanvändning m.m. och med avseende på vad verksamheten syftar till. Där så anses lämpligt skall det redovisas en beskrivning av rimliga alternativ för t.ex. lokalisering eller teknisk utformning samt alternativet att inte vidta någon åtgärd, dvs. nollalternativet.

I EIA skall vidare redovisas den miljö som berörs av verksamheten. Verksamhetens miljöpåverkan skall visas, och tillsammans med denna beskrivning och bedömning skall tänkbara åtgärder för att minimera den skadliga miljöpåverkan anges. I EIA skall det tydligt redovisas vilka prognosmetoder och relevanta miljödata som har använts i utredningen. Det skall vara möjligt att utläsa i vilken omfattning och på vilket sätt underlagen för de gjorda bedömningarna inte är säkra, dvs. om det saknas teknisk kunskap och om mätresultat är ofullständiga eller rent av missvisande i olika avseenden. Där så anses lämpligt skall ett förslag till övervaknings- och driftsprogram samt planer med efterföljande analys presenteras. I EIA skall därtill återges vad som framkommit under samråd, och det skall finnas en icke-teknisk sammanfattning.

14 Miljökonsekvensbedömningskrav i EG-rätten

14.1 Inledning

14.1.1 EG-miljörätten

Den sekundära miljörätten inom gemenskapen består av en större mängd rättsakter.³⁰⁷ Det rör sig om förordningar, direktiv, beslut och ett flertal olika mer eller mindre ingripande principer³⁰⁸ samt en omfattande rättspraxis.³⁰⁹ I målet C-435/97³¹⁰ uttalade t.ex. EG-domstolen att enskilda kan åberopa bestämmelserna om miljökonsekvensbedömning i nationell domstol.

Reglerna för miljökonsekvensbedömningar återfinns i direktiv 85/337/EEG (i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG), som behandlar ”bedömning av inverkan på miljön”.³¹¹ Detta direktiv speglar den utveckling som har skett inom EU de senaste åren.³¹² Dess regler om miljö-

³⁰⁷ Pagh, *EU miljö rätt*, 1996.

³⁰⁸ Jfr bl.a. Decleris, *The Law of Sustainable Development*, 2000.

³⁰⁹ Bland annat har EG-domstolen behandlat direktivet om miljökonsekvensbedömning (85/337/EEG) i ett flertal uppmärksammade domar (Mahmoudi, ”The EC Court Practice Relating to Environmental Impact Assessment”, 2002.

³¹⁰ EG-domstolens dom av den 16 september 1999 i mål C-435/97, World Wildlife Fund (WWF) m.fl. mot Autonome Provinz Bozen m.fl., REG 1999, s. I-5613.

³¹¹ Rådets direktiv 85/337/EEG om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt, i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG.

³¹² Jfr Wathern, ”The EIA Directive of the European Community”, 1988, s. 192; Jans, *European Environmental Law*, 2000; Wood, *Environmental Impact Assessment*, 2003; en mer övergripande strategisk planering har utvecklats bl.a. genom direktiv 2003/35/EG.

konsekvensbedömning framhålls som några av de viktigaste reglerna i gemenskapens miljölagstiftning i dag.³¹³ Två av gemenskapens grundläggande miljöprinciper kommer till uttryck genom miljökonsekvensbedömningskraven, nämligen principen om förebyggande åtgärder och principen om att miljöförstöring företrädesvis skall hejdas vid källan.³¹⁴ Tillämpningen har också resulterat i intressant praxis i EG-domstolen.³¹⁵

14.1.2 Framväxten av miljökonsekvensbedömningskrav

14.1.2.1 Inledning

Utvecklingen av en rättslig reglering av miljöbeslutsunderlag genom miljökonsekvensbedömningar har varit tidsmässigt relativt utdragen. Från det att man i de första miljöhandlingsprogrammen påtalade betydelsen av att göra fullgoda utredningar av miljökonsekvenserna vid större projekt dröjde det mer än tio år innan diskussionen resulterade i ett direktiv. Direktivförslaget lades fram 1980, men det dröjde på grund av ovilja och motstånd från medlemsländerna fem år innan direktivet antogs.³¹⁶ Ambitionen var att etablera en bred procedur för värdering av miljökonsekvenser av större projekt.³¹⁷ Bland skälen till att lagstiftningsförfarandet blev så utdraget märks svårigheterna att komma överens om fördelningen mellan exploitörens och den ansvariga myndighetens ansvar, tillvägagångssättet vid gränsöverskridande miljöförening, allmänhetens medverkan, förhållandet till traditionella administrativa procedurer, uppdelningen mellan verksamheter som omfattas direkt av kraven och sådana som först utifrån individuell prövning omfattas

³¹³ Europeiska gemenskapernas kommission, *Guidance on EIA: Screening*, 2001.

³¹⁴ Mahmoudi, *EU:s miljö rätt*, 2003, s. 128.

³¹⁵ ”List of the leading cases and judgements of the ECJ on environment: Case C-431/92, Case C-133/94, Case C-72/95, Case C-81/96, Case C-392/96, Case C-435/97” (http://europa.eu.int/comm/environment/law/cases_judgements.htm). (6.2 2005)

³¹⁶ Mahmoudi, *EU:s miljö rätt*, 2003, s. 128.

³¹⁷ Basse, *Environmental Impact Assessment (EIA)*, 1994, s. 13; Mahmoudi, *EU:s miljö rätt*, 2003, s. 128 ff.; Michanek & Zetterberg, *Den svenska miljö rätten*, 2004, kap.11; Jans, *European Environmental Law*, 2000, s. 321 ff.

av dessa, och bedömningens omfattning.³¹⁸ Dessa frågor var också aktuella i samband med att direktivet skärptes genom ett ändringsdirektiv 1997.

14.1.2.2 Direktiv 85/337/EEG

År 1985 antogs det första miljökonsekvensbedömningsdirektivet inom gemenskapen. Direktiv 85/337/EEG om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt, grundade sig på Romfördragets artiklar 100 och 235. Valet av rättslig grund för direktivet hade föregåtts av en diskussion där rådet till skillnad från både kommissionen och parlamentet ansåg att direktivets rättsliga grund borde vara enbart artikel 235. Det slutliga valet av artikel 100 motiverades dock med vikten av att harmonisera ländernas lagstiftning. Direktivet har ändrats och kompletterats genom direktiv från år 1997 och 2003.

Direktivet, som ställer krav på medlemsstaterna att bedöma miljökonsekvenserna av vissa typer av projekt och som innehåller krav på förfarandet vid bedömningen och på underlagets innehåll, har haft stor inverkan på utvecklingen av medlemsländernas nationella regler. En kort tid efter det att direktivet antagits ökade antalet gjorda miljökonsekvensbedömningar avsevärt. En översyn av direktivets effektivitet visade dock att tillämpningen inte hade varit konsekvent.³¹⁹ Några domar i EG-domstolen visar också att ett antal medlemsstater hade underlåtit att genomföra direktivet i dess helhet.³²⁰

14.1.2.3 Direktiv 97/11/EG

Direktiv 85/337/EEG ändrades 1997 genom direktiv 97/11/EG. Skälet till ändringarna i direktivet var behovet av tydligare krav. Vid en översyn av

³¹⁸ Europaparlamentets yttrande (ej på svenska), OJ C 66, 15.3.1982, s. 89; Ekonomiska och sociala kommitténs yttrande (ej på svenska), OJ C 185, 27.7.1981.

³¹⁹ KOM (93) 28 slutlig.

³²⁰ Målen C-392/96, C-150/97 och C-287/98.

direktivets efterlevnad³²¹ hade det konstaterats att de formella kraven enligt direktivet i stort sett gällde i alla medlemsländer. Senare uppmärksammades emellertid att det förekom många nationella varianter av miljökonsekvensbedömning inom EU. I flertalet länder hade t.ex. direktivets miljökonsekvensbedömningskrav införts i befintliga system. En konsekvens av detta och av oklarheter i direktivet var att det uppstod problem i tillämpningen eftersom ett flertal länder kommit att bl.a. kategoriskt utesluta verksamheter som borde genomgått individuell bedömning, vilket medfört att ingen miljökonsekvensbedömning gjorts av verksamheter som borde ha blivit föremål för en sådan. De förbättringar som eftersträvades genom direktiv 97/11/EG, bl.a. att minska skillnaderna mellan medlemsstaterna i fråga om tillämpningen av direktiv 85/337/EEG, var därmed ett försök att åtgärda de tillämpningsproblem som vållats av det direktivet och som bl.a. uppmärksammats genom mål i EG-domstolen.³²²

Bland nyheterna i direktiv 97/11/EG kan nämnas att 14 typer av verksamheter fördes upp i direktivets bilaga I, som omfattar de projekttyper för vilka miljökonsekvensbedömning är obligatorisk. Dessutom tillkom tydligare krav på formulering av alternativ, och samrådsförfarandet stärktes genom införande av krav på att det i besluten skall tas hänsyn till vad som framkommit under samråden och på att skälen till besluten skall anges. Direktivet kompletterades samtidigt med tydligare regler för förfarandet genom att man i bilaga III angav urvalskriterierna för prövningen enligt bilaga II.³²³

Direktiv 97/11/EG innebar också en tydligare skrivning om att kraven i Esbokonventionen skall tillgodoses. Ändringarna i direktivet innebar att de medlemsstater som utsätts för gränsöverskridande påverkan måste få den information som de begär minst lika tidigt som allmänheten informeras i den stat där projektet är lokaliserat. De av konventionen berörda parterna

³²¹ KOM (93) 28 slutlig.

³²² Se t.ex. mål C-431/92 ("Grosskrotzenburgmålet"); mål C-133/94 ("kommissionen mot Belgien-målet"); mål C-72/95 ("Dutch Dykes-målet"); mål C-392/96 ("kommissionen mot Irland-målet").

³²³ KOM (2003) 334 slutlig.

har också upprättat bi- eller multilaterala överenskommelser för att lösa de problem som uppstår mellan de berörda länderna vad gäller procedurfrågor, samordning mellan flera inblandade länder osv.³²⁴

En översyn av hur direktivet har införts och tillämpats visar emellertid att medlemsstaterna ännu inte har genomfört alla de nya åtgärder som föreskrivs i direktiv 97/11/EG.³²⁵ Detta förhållande är anmärkningsvärt med tanke på den betydelse som både kommissionen och många medlemsländer tillmäter miljökonsekvensbedömning som ett instrument för genomförandet av en mer långsiktig *miljöpolitik*.³²⁶

14.1.2.4 Direktiv 2003/35/EG

Ändringar i direktiv 85/337/EEG tillkom även i samband med införandet av direktiv 2003/35/EG om åtgärder för allmänhetens deltagande i utarbetandet av vissa planer och program avseende miljön och om ändring, med avseende på allmänhetens deltagande och rätt till rättslig prövning. Genom ändringen har definitioner för vad som ska anses vara *allmänhet* samt *berörd allmänhet* tillkommit. Artikel 6.2 och 6.3 ersätts med regler om att allmänheten ska informeras om det som är väsentligt att känna till med avseende på den pågående processen med miljökonsekvensbedömningen.

allmänheten skall, genom offentliga meddelanden eller på annat lämpligt sätt, t.ex. med hjälp av elektroniska medier när sådana är tillgängliga, informeras om följande på ett tidigt stadium under de beslutsprocesser på miljöområdet som avses i artikel 2.2, och senast så snart som information rimligen kan ges.³²⁷

³²⁴ KOM (2003) 334 slutlig, s. 86.

³²⁵ KOM (2003) 334 slutlig, s. 3.

³²⁶ KOM (2003) 334 slutlig, s. 10.

³²⁷ Direktiv 2003/35/EG.

Diektivet föreskriver att allmänheten på detta sätt ska få kännedom om ansökan om tillstånd, uppgift om att ett projekt omfattas av en miljökonsekvensbedömning, uppgifter om vilka myndigheter som är behöriga att fatta beslut och till vilka myndigheter som allmänheten kan lämna synpunkter osv. Det anges dessutom i tillägget till direktivet (ny artikel 6.6) att det ska fastställas lämpliga tidsramar:

För de olika etapperna skall det fastställas rimliga tidsramar som ger tillräckligt med tid för att informera allmänheten och den för den berörda allmänheten att förbereda sig och på ett effektivt sätt delta i beslutsprocessen på miljöområdet, i enlighet med bestämmelserna i denna artikel.

Ändringen genom direktiv 2003/35/EG innebär även att artikel 9.1 ersätts med krav om att beslutsfattaren (myndigheten) skall ge allmänheten information om de huvudsakliga skäl och överväganden som beslutet grundar sig på. Ändringen innebär vidare att medlemmar av den berörda allmänheten som har ett tillräckligt intresse eller som hävdar att en rättighet har kränkts, har rätt att få sin fråga prövad i domstol eller annat oberoende och opartiskt organ som inrättats genom lag (artikel 10 a)

Genom direktiv om strategiska miljöbedömningar (direktiv 2001/42/EG om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan) utvidgades kraven på bedömning av miljökonsekvenser till att även gälla vissa planer och program. Det återfinns även krav i andra EG-direktiv om att konsekvensbedöma planer och projekt. Sevesodirektivet (direktiv 96/82/EG) ställer t.ex. krav på säkerhetsrapporter från utövare av verksamheter där det förekommer farliga ämnen. Enligt fågelskyddsdirektivet (direktiv 79/409/EEG) och habitatdirektivet (direktiv 92/43/EEG) skall planer och projekt som kan påverka Natura 2000-områden på lämpligt sätt bedömas med avseende på vilka konsekvenser de kan ha för målsättningen med bevarandet av området.

14.2 EIA-reglerna

14.2.1 Syfte och tillämpningsområde

Syftet med direktivet är att varje medlemsland ska anordna lämpliga former (procedurer) för att bedöma projekt för att skydda människors hälsa, garan-

tera den biologiska mångfalden och förbättra miljön i största allmänhet. Direktivet betraktas som ett av de viktigaste inslagen i EU:s miljölagstiftning.³²⁸

Det främsta syftet med miljökonsekvensbedömningarna (MKB) är att identifiera varje form av betydande miljöpåverkan som ett större exploateringsprojekt kan åstadkomma innan projektillstånd lämnas, och att om möjligt utforma åtgärder som kan minska eller avhjälpa sådan påverkan. Som hjälpmedel vid beslutsfattandet betraktas miljökonsekvensbedömningen allmänt som en förebyggande miljösäkerhetsåtgärd som tillsammans med allmänhetens deltagande och samråd kan bidra till att uppfylla EU:s övergripande miljösträvanden och politiska principer.³²⁹

Direktivet gäller för offentliga och privata projekt som medför betydande miljöpåverkan. Direktivet riktar sig således enbart till större verksamheter. De projekt som omfattas är olika byggnads- och anläggningsarbeten, t.ex. infrastrukturella åtgärder och andra exploateringsföretag som bl.a. miljöfarliga verksamheter, vattenverksamheter, täkter, kärnkraftsanläggningar, järnvägar och vägar. Till direktivet hör fyra bilagor. Vissa projekt, som räknas upp i bilaga I, omfattas automatiskt av kraven i direktivet och skall alltid föregås av en miljökonsekvensbedömning. För övriga projekt som inte automatiskt omfattas görs en individuell bedömning från fall till fall; medlemsstaterna kan också fastställa gränsvärden för när en miljökonsekvensbedömning skall genomföras. De projekt som skall vara föremål för en sådan bedömning eller sådana gränsvärden anges i bilaga II.³³⁰

³²⁸ KOM (2003) 334 slutlig, s. 10.

³²⁹ KOM (2203) 334 slutlig, s. 10.

³³⁰ I samband med ändringen genom direktiv 97/11/EG tillfördes ett flertal projekttyper till denna lista. Vid en utvärdering av direktivets genomförande och effekt hade man funnit att alltför många projekt kommit att ställas utanför kraven. Bilaga I utökades därför, och bilaga II försågs med ett antal bedömningskriterier som är avsedda att motverka att projekt utesluts annat än på adekvata grunder. Bilaga III anger de bedömningskriterier som används vid tillämpning av bilaga II. I den sista bilagan, bilaga IV, uppställs minimikrav på vad miljöbeslutsunderlaget skall innehålla. Det är endast större projekt, inte planer och program, som omfattas av direktivet; här finns en skillnad jämfört med NEPA.

I direktivets bilaga III anges kriterier för denna bedömning. Dessa kriterier omfattar projektets karakteristiska egenskaper, dvs. dess storlek, förening med andra projekt, användning av naturresursmaterial, produktion av avfall, skaderisker och förorening, verksamhetens lokalisering och typen av miljöpåverkan, t.ex. omfattningen av påverkan, den gränsöverskridande verkan, betydelsen, komplexiteten, sannolikheten, varaktigheten, frekvensen och återställbarheten.

Whereas development consent for public and private projects which are likely to have significant effects on the environment should be granted only after prior assessment of the likely significant environmental effects of these projects has been carried out; whereas this assessment must be conducted on the basis of the appropriate information supplied by the developer, which may be supplemented by the authorities and by the people who may be concerned by the project in question.³³¹

I kriterierna för urvalet av projekt (bilaga III) ingår kriteriet ”risken för olyckor, i synnerhet vad beträffar de ämnen och tekniker som har använts”. Risker behandlas emellertid på många olika sätt och variationen är dessutom stor beroende på beslutsnivån inom EU. Detta beror delvis på att de geografiska, geologiska och klimatologiska förutsättningarna är olika, men också på att riskbedömningen har kommit att få en särställning i många länder och därför inte heller kommit att på ett naturligt sätt utgöra en del av miljökonsekvensbedömningen. Att göra en bedömning av risker uppfattas av många medlemsländer som något som är skilt från miljökonsekvensbedömningen.³³²

Miljökonsekvensbedömningen skall genomföras innan tillstånd ges och slutbedömningen kan samordnas med andra direktiv, t.ex. IPPC-direktivet och habitatdirektivet.³³³ Enligt direktivets artikel 2a kan medlemsländerna

³³¹ Direktiv 85/337/EEG.

³³² KOM (2003) 334 slutlig.

³³³ Direktiven 96/61/EG respektive 92/43/EEG (artikel 6).

miljökonsekvensbedöma projekt genom ett särskilt förfarande.³³⁴ Om en medlemsstat är medveten om att ett projekt rimligen kommer att medföra betydande gränsöverskridande miljöpåverkan, skall berörda länder ges information om projektet.³³⁵ Detta krav grundar sig på Esbokonventionen om gränsöverskridande miljöförorening.

Enligt artikel 1.5 skall de projekt som tidigare fått ett särskilt tillstånd i överensstämmelse med den nationella lagstiftningen undantas från direktivets krav om miljökonsekvensbedömning.³³⁶ Undantag görs vidare för de projekt där medlemsstaten i enlighet med artikel 2.3 före beslutet har ansökt om rätt att frångå kraven. Möjligheten att genom undantag enligt artiklarna 1.5 och 2.3 frångå kraven är emellertid klart begränsade och det är bara i ett mycket litet antal fall som reglerna har kommit att tillämpas i positiv riktning, dvs. där undantag accepterats.³³⁷

14.2.2 Miljökonsekvensbedömningsförfarandet

14.2.2.1 Inledning

För projekt vars miljöpåverkan enligt artikel 4 skall bli föremål för en miljökonsekvensbedömning i enlighet med artiklarna 5–10 skall medlemssta-

³³⁴ ”Medlemsstaterna får föreskriva ett enda förfarande för att uppfylla kraven i detta direktiv och kraven i rådets direktiv 96/61/EG av den 24 september 1996 om samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar.”

³³⁵ Direktiv 85/337/EEG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, artikel 7.

³³⁶ Undantaget bygger på att den nationella lagen skall ställa i stort sett samma krav som direktivet.

³³⁷ Se bl.a. EG-domstolens dom i mål C-435/97 (Bozen-målet), där artikel 1.4, som rör totalförsvaret, behandlades. EG-domstolen kom här fram till att undantag i samband med dubbla användningsområden (en både militär och civil flygplats) inte skulle medges, då artikel 1.4 är tillämplig endast på projekt som huvudsakligen avser det nationella försvaret. Domstolen ansåg därmed att miljökonsekvensbedömningsdirektivet trots allt var tillämpligt eftersom målet gällde dubbla användningsområden.

terna vidta de åtgärder som är nödvändiga för att se till att exploatören på lämpligt sätt lämnar de uppgifter som anges i bilaga IV.³³⁸ Medlemsländerna skall se till att projekten på lämpligt sätt identifieras, beskrivs och bedöms beträffande både de direkta och de indirekta effekterna på människor, fauna och flora, mark, vatten, luft, klimat och landskap, materiella tillgångar och kulturarv samt samspelet mellan dessa faktorer.³³⁹

Direktivet ger medlemsländerna ett visst utrymme för en nationell anpassning av miljökonsekvensbedömningsreglerna.³⁴⁰ Allmänhetens medverkan är sedan tillägg genom direktiv 2003/35/EG mer rättsligt styrd än tidigare. Direktivet reglerar hur informationen skall hanteras. Berörda nationella myndigheter skall få tillgång till information och skall också ges möjlighet att yttra sig både över denna information och över tillståndsansökan. Informationen skall vidare göras tillgänglig för allmänheten i så pass god tid att de personer som så önskar har möjlighet att framföra sina synpunkter innan tillstånd beviljas.³⁴¹

I förlängningen av den öppenhet som är tänkt att känneteckna beslutsprocessen följer ett krav på myndigheten att denna när tillstånd ges skall informera allmänheten om tillståndets innehåll och villkor. Myndigheten skall vidare motivera beslutet och om den anser detta nödvändigt också beskriva hur den avser att motverka, minska och om möjligt helt undvika större skada.³⁴²

³³⁸ Direktiv 85/337/EEG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, artikel 5.

³³⁹ Direktiv 85/337/EEG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, artikel 3.

³⁴⁰ Direktiv 85/337/EEG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, artikel 6

³⁴¹ Direktiv 85/337/EEG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, artikel 6.

³⁴² Direktiv 85/337/EEG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, artikel 9.1.

14.2.2.2 Yttrande från ansvarig myndighet

Den som ansöker om tillstånd skall enligt artikel 5.2, kunna begära ett yttrande från ansvarig myndighet (innan tillståndsansökan lämnas in) om vilka uppgifter som skall ingå i miljökonsekvensbeskrivningen. I samband med att en mynighet avger ett sådant yttrande skall den samråda med andra miljömyndigheter och även med sökanden. Yttrande hindrar dock inte myndigheten att i ett senare skede kräva ytterligare uppgifter. När väl ansökan och miljökonsekvensbedömningen har lämnats till myndigheten skall, enligt artikel 6.1, de myndigheter som genom sitt miljöansvar kan bli berörda av projektet ges möjlighet att yttra sig över både ansökan och miljökonsekvensbedömningen. I det slutliga beslutet skall myndigheten enligt artiklarna 8 och 9.1, beakta resultaten av samråden med miljömyndigheter och allmänheten och den ansvariga myndigheten ska informera allmänheten om beslutets innehåll samt göra detta tillgängligt för allmänheten.

14.2.2.3 Förfarandets olika faser

Förfarandet skall enligt de riktlinjer som EU kommissionen har givit ut följa stegen med "screening"(urval), "scoping" (avgränsning), "environmental studies" (miljöutredning), "review" (granskning) och "decision" (beslut).³⁴³ I det inledande förfarandet genom vilket man beslutar om det ska krävas en miljökonsekvensbedömning eller inte styrs främst genom artikel 4. Det förfarande som tar vid med att bestämma innehållet i och omfattningen av miljökonsekvensbedömningen är inte obligatoriskt. Exploatören har emellertid rätt att kunna få yttranden från den ansvariga myndigheten om t.ex. hur miljökonsekvensbeskrivningen kan avgränsas. När urval och avgränsning är gjort inträder fasen med miljöbedömning. Den vägleds av vad som ska ingå i miljökonsekvensbedömningen enligt bilaga IV. Förfarandet med att granska miljökonsekvensbedömningen och bedöma om den kan godtas som beslutsunderlag för ett tillståndsbeslut är inte formaliserad enligt direktivet. Kommissionen framhåller dock i sina guidelines att det är lämpligt med en granskning. Direktivet reglerar slutligen genom artiklarna 6-9

³⁴³ Europeiska gemenskapernas kommission, Guidance on EIA, 2001.

vilka samråd som krävs samt att miljökonsekvensbedömningen ska beaktas och så även resultatet av samråden.

14.2.3 Innehåll

Miljökonsekvensbedömningen ska enligt artikel 3 innehålla en gjord identifiering, beskrivning och bedömning av de direkta och indirekta effekterna av ett projekt när det gäller människor, fauna och flora: mark, vatten, luft, klimat och landskap: materiella tillgångar och kulturarv och samspelet mellan dessa faktorer.³⁴⁴ Innehållet specificeras närmare i artikel 5.1 och 5.3 samt bilaga IV. Miljökonsekvensbedömningen skall innehålla följande:

- en beskrivning av projektet med uppgifter om lokalisering, utformning och omfattning,
- en beskrivning av planerade åtgärder för att undvika, minska och om möjligt avhjälpa betydande skadliga verkningar,
- de data som krävs för att påvisa och bedöma den huvudsakliga inverkan på miljön som projektet kan antas medföra,
- en översiktlig redovisning av de huvudalternativ som exploitören övervägt och de viktigaste orsakerna till den valda lösningen med beaktande av miljöeffekterna,
- en icke-teknisk sammanfattning av de redovisade uppgifterna.

³⁴⁴ Begreppet ”biologisk mångfald” definieras i 1992 års konvention om biologisk mångfald, artikel 2, som ”variationsrikedom bland levande organismer av alla ursprung, inklusive från bland annat landbaserade, marina och andra akvatiska ekosystem och de ekologiska komplex i vilka dessa organismer ingår; detta innefattar mångfald inom arter, mellan arter och av ekosystem.”

Till kravet i artikel 5 hör, som ovan nämnts, mer utförliga innehållskrav i bilaga IV. Här ställs krav på en beskrivning av de svårigheter i arbetet som uppstått i samband med fastställandet av miljökonsekvenser, t.ex. tekniska brister eller avsaknad av kunskap i övrigt. Beskrivningen/bedömningen enligt bilaga IV skall enligt kraven innehålla en redovisning av direkta effekter samt indirekta, sekundära, kumulativa, kortsiktiga, långsiktiga, temporära, positiva och negativa effekter.³⁴⁵ Med dessa utgångspunkter skall projektets existens belysas, dess användning av naturresurser bedömas osv.³⁴⁶

De kumulativa effekterna uppmärksammas något olika i de olika medlemsstaterna. Vissa länder tar hänsyn till kumulation endast i de fall där förslag om olika projekt lämnas och behandlas samtidigt. Andra länder behandlar kumulativa effekter när projektet är avsett att lokaliseras nära ett annat pågående projekt. I vissa fall bedöms kumulation om det handlar om likartade verksamheter som är närbelägna, och ytterligare en lösning är att utgå från ”funktionella samband”.³⁴⁷ De olika medlemsländerna har uppmärksammat de problem som följer av kravet på bedömning av kumulativa effekter. Många åtgärder har därför vidtagits, men ändå saknas tydliga och fullständiga vägledningar, t.ex. avseende gränserna för det område som skall bedömas och behovet av samverkan mellan exploitörer och andra parter i syfte att öka informationens tillgänglighet.

³⁴⁵ Europeiska gemenskapernas kommission, Guidelines for the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions, 1999.

³⁴⁶ ”En beskrivning av de troliga, mer betydande miljöeffekterna av projektet som helhet, utnyttjandet av naturresurser, utsläppen av föroreningar, uppkomsten av andra störningar samt bortskaffandet av avfall, och exploitörens beskrivning av de metoder som använts för att i förväg bedöma miljöeffekterna.” (Direktiv 85/337/EEG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, bilaga IV, punkt 4).

³⁴⁷ KOM (2003) 334 slutlig, s. 77.

Översynen av direktivet visar att få länder uppmärksammar hälsoeffekter. I Nederländerna beaktar man emellertid det nära sambandet mellan riskbedömning och bedömning av inverkan på hälsan.³⁴⁸

Direktivet föreskriver att miljökonsekvenserna skall återges så, att en helhetsbild av rådande förhållanden är möjlig att utläsa. Vidare kräver direktivet att man skall redogöra för eventuell avsaknad av teknisk kunskap. Det förhållandet att beslutsfattaren bl.a. skall ges information om den vetenskapliga utgångspunkten och om undersökningens signifikans ökar utsikterna för ett medvetet och väl underbyggt beslut högst väsentligt – till skillnad från vad som kan bli fallet med ett beslutsunderlag som ser mycket vederhäftigt ut men som vid en granskning visar sig dölja många osäkerhetsfaktorer. Inte minst om man ser till försiktighetsprincipen är det av betydelse att beslutunderlaget speglar alla sidor, framför allt de svaga länkarna.

14.2.4 EG-domstolens avgöranden

Tolkningen och tillämpningen av miljökonsekvensbeskrivningsdirektivet har varit föremål för avgöranden i EG-domstolen.³⁴⁹ Målen har framför allt gällt medlemsstaternas genomförande av direktiven 85/337/EEG och 97/11/EG. Ett antal mål har också rört tolkningen av direktiven i enskilda fall. Dessutom kan några mål utpekas som särskilt viktiga för de skärpningar av kraven som infördes genom direktiv 97/11/EG. Närmast följer en kortfattad genomgång av de frågor (behandlade i EG-domstolen) som är av särskild betydelse för utvecklingen på området miljökonsekvensbedömning och för förståelsen för de krav som EU ställer.

³⁴⁸ KOM (2003) 334 slutlig, s. 96.

³⁴⁹ ”List of the leading EIA-cases and judgements of the ECJ on environment”, http://europa.eu.int/comm/environment/law/cases_judgements.htm; Mahmoudi, ”The EC Court Practice Relating to Environmental Impact Assessment”, 2002.

<i>Dom</i>	<i>Behandlade frågor</i>
Dom den 11 augusti 1995, C-431/92, Kommissionen mot Tyskland (Grosskrotzenburgmålet)	Miljöbedömning vid utökningar av bilaga I-projekt
Dom den 2 maj 1996, C-133/94, kommissionen mot Belgien	Urvalsförfarande för bilaga II-projekt.
Dom den 24 oktober 1996, C-72/95, begäran om förhandsavgörande i målet Burgemeester en wethouders van Haarlemmerliede en Spaarnwoude m.fl. mot Gedeputeerde Staten van Zuid-Holland (Dutch Dykes-målet)	Urvalsförfarande för bilaga II-projekt. Bestämmelser med direkt effekt
Dom den 18 juni 1998, C-81/96, begäran om förhandsavgörande i målet Burgemeester en wethouders van Haarlemmerliede en Spaarnwoude m.fl. mot Gedeputeerde Staten van Noord-Holland	Miljöprövning vid förnyat tillstånd
Dom den 22 oktober 1998, C-301/95, kommissionen mot Tyskland	Urvalsförfarande för bilaga II-projekt
Dom den 16 september 1999, C-435/97, förhandsavgörande i målet WWF m.fl. mot Autonome Provinz Bozen m.fl.	Miljöbedömning av projekt som delvis är militärt, delvis komersiellt. Urvalsförfarande för bilaga II-projekt. Bestämmelser med direkt effekt
Dom den 21 september 1999, C-392/96, kommissionen mot Irland	Uppdelning av projekt för att kringgå stroleksbegränsningar ("salamitaktik")
Dom den 19 september 2000, C-237/98, förhandsavgörande i målet Luxemburg mot parterna Linster	Förhållande mellan nationell lagstiftning och MKB-direktivet
Dom den 14 juni 2001, C-230/00, kommissionen mot belgien	System med underförstådda tillstånd
Dom den 13 juni 2002, C-474/99, kommissionen mot Spanien	Urvalsförfarande för bilaga II-projekt
Dom den 7 november 2002, C-348/01, kommissionen mot Frankrike.	Införlivande av artikel 5.2 om samråd på begäran av exploitören

Tabell från SOU 2203:124, s. 69.

Direktivet skall ges stor räckvidd. Domstolen har genomgående slagit fast att direktivet har ett omfattande syfte och därför skall tolkas på ett sådant sätt att det ges en stor räckvidd. När de enskilda medlemsländerna tillämpar direktivet bör de inte försöka begränsa detta syfte.

I **målet kommissionen mot Belgien (C-133/94)** klargör domstolen att de egna avgöranden som direktivet medger inte får användas till att sänka de allmänna kraven i artikel 2.1 i direktivet. De projekt som står upptagna i bilaga II och som kan antas medföra betydande miljöpåverkan skall omfattas av direktivets krav. Direktivets urvalsförfarande innebär en prövning utifrån fastställda gränsvärden eller efter en granskning från fall till fall. Belgien hade infört en procedur som innebar att man uteslöt hela klasser av en viss typ av projekt som återfanns i bilaga II från skyldigheten att utföra en miljökonsekvensbedömning. Domstolen fann att Belgien handlat i strid med direktivet. Härvidlag framhöll domstolen att direktivets bilaga II skall utgöra grund för en mer individuell prövning, inte en sådan på förhand schabloniserad bedömning som Belgien använt sig av. Domstolen fastställde i målet att medlemsstaterna har rätt att välja mellan gränsvärden och in casu-bedömning så länge miljökonsekvensbedömningsdirektivets syfte uppfylls, dvs. så länge gränsvärdena inte läggs på en sådan nivå att hela grupper av projekt undantas från bedömning utan det garanteras att de projekt som undgår bedömning aldrig har betydande miljöpåverkan.³⁵⁰ Domstolen visade i målet kommissionen mot Irland (C-392/96) att kriterierna eller gränsvärdena vid urvalet inte får begränsas till att avse enbart projektens storlek; även projektens art och lokalisering måste beaktas. I samma mål klargjorde domstolen att gränsvärden eller kriterier inte heller får sättas på så höga nivåer att syftet med direktivet kringgås.

Resonemanget vidareutvecklades och preciserades i **"Dutch Dykes" -målet (C-72/95)**. Domstolen fann att artikel 4.2 gav medlemsländerna utrymme för en självständig bedömning, men att eventuella gränser för huruvida projekt skulle omfattas av kravet på miljökonsekvensbedömning eller inte måste stå

³⁵⁰ Se även målen C-72/95 ("Dutch Dykes") och C-431/92 ("Grosskrotzenburg").

i direkt överensstämmelse med artikel 2.1. I det aktuella fallet konstaterade domstolen att bilaga II förvisso hade följts, men att de uppsatta kriterierna var sådana att en större grupp verksamheter helt föll utanför kraven.

Av de ovannämnda målen kan man dra slutsatsen att det finns ett nationellt handlingsutrymme men att detta inte får innebära vare sig att tillämpningen baseras på schabloner eller att verksamheter med betydande miljöpåverkan undantas. Medlemsländerna har ett visst utrymme att bestämma kriterier för de verksamheter som finns uppräknade i bilaga II, men dessa kriterier får inte innebära att verksamheter som medför betydande miljöpåverkan enligt artikel 2.1 undantas.

Projekt i förening med andra projekt. Av ett antal mål framgår också att EG-domstolen inte godtar medlemsstaternas försök att undanta projekt från miljökonsekvensbedömningsdirektivets krav med åberopande av att det handlat om projekt som stått i förening med andra projekt eller som endast utgjort ändringar och utvidgningar av befintliga projekt. Undantag från kravet på miljökonsekvensbedömning får ske endast när direktivets övergripande syfte ändå tillgodoses. Inget projekt som kan antas medföra betydande miljöpåverkan, i den mening som avses i direktivet, får undantas från kraven. EG-domstolens domar visar att medlemsstaterna bör tillämpa en vid tolkning av begreppen ”ändring eller utvidgning”, ”sammanläggning med andra projekt” och ”direkta och indirekta effekter”. Detsamma gäller för utvecklingsprogram bestående av många enskilda projekt som vart för sig ligger under gränsvärdena för miljökonsekvensbedömning men som tillsammans kommer att leda till betydande miljöpåverkan.³⁵¹ Undantag från kravet på miljökonsekvensbedömning för tillbyggnad till en befintlig värmeanläggning tilläts inte.³⁵² Tillägg till eller utvidgningar av befintliga pro-

³⁵¹ I målet kommissionen mot Irland (C-392/96) visade domstolen att den inte godtar försök från medlemsländerna att undvika miljökonsekvensbedömningsdirektivets krav genom att ta hänsyn till de enskilda delarna av ett projekt i stället för att se på projektet i dess helhet.

³⁵² Målet kommissionen mot Tyskland (C-431/92, Grosskrotzenburgmålet). – I direktivet anges att värmekraftverk med en produktion av minst 300 MW omfattas av ett obligatoriskt

jekt skall enligt domstolen således göras till föremål för bedömning om storleken, omfattningen eller andra omständigheter uppfyller kraven på miljökonsekvensbedömning för ett nytt projekt av samma typ.

Rätten att åberopa direktivet när nationell lag saknas. Möjligheten att i länder där ingen nationell lag om miljökonsekvensbedömning har införts härleda krav på nationell nivå från miljökonsekvensbedömningsdirektivet har också varit föremål för EG-domstolens prövning. I det ovannämnda målet om det tyska värmekraftverket (Mål C-431/92 ("Grosskrotzenburg")) diskuterades vilka krav som kan ställas på innehållet i en miljökonsekvensbedömning när nationella regler inte har antagits. Domstolens bedömning var att direktivet skall tillämpas även i dessa situationer, eftersom det är så klart och tydligt skrivet att det otvetydigt utpekar en konkret skyldighet och därmed har direkt effekt.

Direktivet anger riktlinjer för vad bedömningen skall innehålla och vilka faktorer som skall beaktas. Varje enskilt medlemsland har dock möjlighet att välja hur det skall utföra bedömningen i varje enskilt fall. Domstolen menade med andra ord att medlemsländerna skall se till att bedömningen får ett visst innehåll men samtidigt har rätt att välja sättet att utföra bedömningen på. Domstolen har hittills inte kommit att pröva kvaliteten på utförda miljökonsekvensbeskrivningar eller brister i beaktandet därav, eftersom kommissionen inte velat föra sådana klagomål vidare beroende på att direktivet inte anses vara tillräckligt utförligt för att kunna ligga till grund för en bedömning av kvaliteten.³⁵³

krav på miljökonsekvensbedömning. Tyskland åberopade att anläggningen var en utbyggnad och att det obligatoriska kravet inte gällde eftersom en utbyggnad med 500 MW av ett värmekraftverk skulle vara att betrakta som en ändring av en befintlig anläggning.

³⁵³ KOM (2003) 334 slutlig, s. 9.

15 Miljökonsekvensbedömningskrav i den svenska miljöbalken

15.1 Inledning

15.1.1 Miljöbalken

Den svenska miljölagstiftningen har sedan början av 1970-talet genomgått en rad förändringar.³⁵⁴ Sedan Sveriges inträde i EU skall svenska miljölagar även tolkas i ljuset av EG-rättens lagstiftning, dvs. ges en fördragskonform tolkning.

Den mest omfattande reformeringen av miljölagstiftningen kom genom miljöbalken år 1999.³⁵⁵ Miljöbalken syftar till att främja en hållbar utveckling som innebär att nuvarande och kommande generationer tillförsäkras en hälsosam och god miljö. Utvecklingen skall bygga på insikten om naturens skyddsvärde och människans förvaltaransvar. Balken är tillämplig på verksamheter och åtgärder som kan medföra miljöpåverkan. Den skall tillämpas på ett sådant sätt att människors hälsa och miljön skyddas mot skador och olägenheter, oavsett om dessa orsakas av föroreningar eller annan påverkan, och vidare på ett sådant sätt att värdefulla natur- och kulturmiljöer skyddas och vårdas, att den biologiska mångfalden bevaras, att mark, vatten och fysisk miljö i övrigt används så, att en från ekologisk, social, kulturell och

³⁵⁴ Westerlund, *Miljöskyddslagstiftning och välfärden*, 1971; Westerlund, *Kort om svensk miljölagstiftning*, 1983; Westerlund & Nordiska ministerrådet, *Miljörättsliga grundfrågor*, 1987; Michanek, *Svensk miljö rätt*, 1997.

³⁵⁵ SFS 1998:808 och SFS 1998:811, utfärdade den 11 juni 1998; Miljöbalksutredningen, *Miljöbalken*, 1996; Miljöbalksutredningen, *Förordningar till miljöbalken*, 1998.

samhällsekonomisk synpunkt långsiktigt god hushållning tryggas, och att återanvändning och återvinning liksom annan hushållning med material, råvaror och energi främjas, så att ett kretslopp uppnås. En grundtanke är att vi som lever nu inte får ägna oss åt en livsföring som skadar miljön och utarmar naturresurserna. Det är inte endast vi som lever nu, utan även kommande generationer av människor, som skall tillförsäkras en hälsosam och god miljö. Naturen utgör inte bara livsmiljö för människan utan har dessutom, enligt lagens förarbeten, ett eget skyddsvärde. Livsbetingelserna för det biologiska livet skall upprätthållas till gagn för framtidens värld.

De nationella målen skall preciseras genom regionala mål och lokalt anpassade samt sektorsinriktade mål. De allmänna hänsynsreglerna är gemensamma för alla verksamheter. Den inledande paragrafen i balkens andra kapitel anger att bevisbördan ligger på ”verksamhetsutövaren”. Det är därmed den som söker tillstånd enligt miljöbalken som har att visa att verksamheten i fråga kan bedrivas på ett miljömässigt godtagbart sätt i förhållande till kravreglerna. Bevisbördans placering skall gälla vid prövning av tillstånd och villkor samt vid tillsyn.

Reglerna om miljökonsekvensbedömning (”miljökonsekvensbeskrivning”) återfinns i balkens inledande del (kap. 6).

15.1.2 Framväxten av regelinstrumentet i svensk rätt

15.1.2.1 Begreppet introduceras

Miljökonsekvensbeskrivning som begrepp introducerades i Sverige i slutet av 1970-talet. Under senare delen av 1980-talet utredde Boverket och Naturvårdsverket, på uppdrag av regeringen, förutsättningarna och formerna för en mer systematisk användning av miljökonsekvensbeskrivningar. De båda verken redovisade 1990 ett förslag till en lag om miljökonsekvensbeskrivning.

Den lag som föreslås gör det möjligt att stegvis införa mer preciserade krav på miljökonsekvensbeskrivningar, på grundval av successivt vunna erfarenheter. Därigenom undviks den risk för en onödigt omfattande formalisering, som är förknippad med införandet av preciserade krav på miljökonsekvensbeskrivningar i ett stort antal lagar på en gång.³⁵⁶

Trots att verken således förordade en särskild lag om miljökonsekvensbeskrivning föreslog regeringen att regler om miljökonsekvensbeskrivning skulle införas i befintlig lagstiftning. Regeringen ansåg nämligen att kravet på miljökonsekvensbeskrivning därigenom skulle få bäst spridning. De krav på miljökonsekvensbeskrivning som infördes var emellertid allmänt hållna, och det saknades krav på formulering av alternativ. Med andra ord var det oklart hur omfattande förfarandet och rapporten inom ramen för miljökonsekvensbeskrivningen skulle vara. Det fanns inte heller några närmare anvisningar om hur allmänheten skulle medverka i utarbetandet av miljökonsekvensbeskrivningen eller om vad beskrivningen skulle innehålla. Regeringen anförde, trots de brister som reglerna uppvisade, att miljökonsekvensbeskrivningen var ett led i arbetet med att värna miljön, hushålla med naturresurserna och komma till rätta med den pågående miljöförstörelsen. En miljöanpassad beslutsteknik skulle därför utvecklas och tillämpas i ökad utsträckning, på grundval av en strävan att miljökonsekvenserna av föreslagna åtgärder skulle få en fullgod genomlysning.³⁵⁷ Tanken att integrera en miljökonsekvensbeskrivning i alla berörda prövningsprocedurer var lovvärd, men resultatet blev förödande eftersom reglerna vållade stora tillämpningsproblem, något som påvisades av Riksrevisionsverket (RRV) i en studie av hur reglerna hade kommit att efterlevas och fungera.³⁵⁸ Reglerna hade då funnits i lagen (1987:12) om hushållning med naturresurser i fyra år. Syftet med RRV:s utredning var att granska om miljökonsekvensbeskrivning fungerat som det miljöpolitiska instrument som statsmakterna avsett. Utredningen visade vad många hade befarat, nämligen att reglerna om miljökon-

³⁵⁶ Boverket & Statens naturvårdsverk, *Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) i det svenska planerings- och beslutssystemet*, 1990.

³⁵⁷ Prop. 1990/91:90.

³⁵⁸ Riksrevisionsverket, *Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) i praktiken*, 1996.

sekvensbeskrivning inte hade givit det resultat man önskade när kraven infördes i lagstiftningen.

15.2 Reglerna om miljökonsekvensbeskrivning

15.2.1 Syfte och tillämpningsområde

Syftet med en miljökonsekvensbeskrivning enligt MB 6 kap. 3 § är att identifiera och beskriva de direkta och indirekta effekter som en planerad verksamhet eller åtgärd orsakar på människor, djur, växter, mark, vatten, luft, klimat, landskap och kulturmiljö. Miljökonsekvensbeskrivningen skall även redovisa de direkta och indirekta effekterna på hushållningen med mark, vatten och den fysiska miljön i övrigt samt på annan hushållning med material, varor och energi. Samspelet mellan dessa faktorer skall dessutom beskrivas.

Som en förklaring till syftet i MB 6 kap. 3 § anger förarbetena att miljökonsekvensbeskrivningen syftar till att lyfta fram frågor om påverkan på miljön i ett så tidigt skede som möjligt. Vidare framhålls att frågorna skall ingå i beslutsunderlaget under hela processen fram till tillståndsbeslutet.³⁵⁹ Miljökonsekvensbeskrivningsförfarandet och dokumentationen därav skall medverka till att kunskapsluckor upptäcks och till att en ökad kunskap och insikt om miljö-, hälso- och naturresursfrågor uppnås i det enskilda fallet. Förfarandet skall dessutom bidra till att den negativa miljöpåverkan minimeras och till att allmänheten ges möjlighet att medverka. Det är också meningen att allmänheten skall kunna utnyttja sina möjligheter att påverka och utöva inflytande på ett tidigt stadium.³⁶⁰

³⁵⁹ Prop. 1997/98:45, del I, s. 272.

³⁶⁰ Prop. 1997/98:45, del I, s. 282.

Miljökonsekvensbeskrivningen skall ligga till grund för tillståndsbeslut.³⁶¹ Den skall utgöra en integrerande del av projektutvecklingen och ingå i alla ansökningar om tillstånd enligt balken utom sådana som avser genetiskt modifierade organismer enligt 13 kap. och sådana som avser tillstånd eller godkännande av kemiska produkter eller biotekniska organismer enligt 14 kap. (för dessa båda kategorier finns specifika krav på miljö- och hälsoutredning).

En miljökonsekvensbeskrivning skall ingå i ansökan om tillstånd angående miljöfarlig verksamhet (9 kap.), hälsoskydd (9 kap.), vattenverksamhet (11 kap.) och täkt och vilthägn (12 kap.) samt vid regeringens tillåtlighetsprövning enligt 17 kap. Regeringen kan vidare meddela särskilda föreskrifter om att en miljökonsekvensbeskrivning skall upprättas vid prövning av dispensärenden eller andra ärenden enligt balken. Detta kan gälla strandskyddsdispenser av olika slag eller vissa typer av anmälningsärenden för vilka det inte föreligger ett obligatoriskt krav på miljökonsekvensbeskrivning. Därtill kan regeringen föreskriva om undantag från krav på miljökonsekvensbeskrivning, dock endast i de fall där verksamhetens miljöpåverkan antas bli mindre betydande. Sådana undantag kan även avse verksamheter som formellt kräver tillstånd men där beskaffenheten på verksamheten gör att det saknas anledning att kräva en miljökonsekvensbeskrivning. Även i andra fall, där de ovan angivna förutsättningarna inte föreligger, kan regeringen föreskriva att en miljökonsekvensbeskrivning skall göras om detta behövs för att bedöma miljöpåverkan, t.ex. i samband med ett tillsynsärende.³⁶²

15.2.2 Miljökonsekvensbeskrivningsförfarandet

15.2.2.1 Inledning

Miljöbalken föreskriver att miljökonsekvensbeskrivningsförfarandet skall inledas tidigt. Allmänheten skall ges möjlighet att medverka i de fall där

³⁶¹ Prop. 1997/98:45, del II, s. 56.

³⁶² Prop. 1997/98:45, del II, s. 55.

verksamheten antas medföra betydande miljöpåverkan. För övriga verksamheter omfattar öppenheten i förfarandet dem som antas bli särskilt berörda. Förfarandet skall ske i åtminstone två steg. Det skall inledas med ett tidigt samråd, vilket om verksamheten befinns medföra betydande miljöpåverkan skall följas av ett utökat samråd. Syftet är att man på ett tidigt stadium skall klarlägga olika problemställningar, överväga alternativa lösningar och ge enskilda personer möjlighet att påverka, så att man därigenom åstadkommer en relevant avgränsning av sakfrågorna. Samrådet framhålls som en viktig del av den process som skall leda fram till beslut i tillståndsfrågan.³⁶³ Miljöbalkskommittén föreslår dock (enklare förfarande för miljökonsekvensbeskrivning och tillståndsprövning) att förfarandet bör omfatta färre samråd samtidigt som kommittén efterlyser bättre beslutsunderlag tidigt i processen med färre sena kkompletteringar. Kommittén lägger även förslag på hur man ska kunna åstadkomma ett enklare förfarande med färre beslut om betydande miljöpåverkan samt ett förenklat förfarande vid ändringar och utökningar av miljöfarliga verksamheter genom ett påbyggnadstillstånd.³⁶⁴ Se följande avsnitt.

15.2.2.2 Tidigt och utökat samråd

Det tidiga samrådet avser att samla enskilda som kan antas bli särskilt berörda och länsstyrelsen. Verksamhetsutövaren är ansvarig för att samrådet genomförs. Med kravet om att företa ett tidigt samråd följer också skyldigheten att informera dem som har rätt att delta i samrådet.³⁶⁵ Med enskilda som kan antas bli särskilt berörda avses framför allt närboende, eventuella sakägare och andra som, t.ex. beroende på verksamhetens art, geografiska läge och omfattning, kan bli särskilt berörda.

Det är viktigt att dessa kommer in på ett inledande stadium i processen och får möjlighet att påverka även om verksamheten senare inte bedöms ha bety-

³⁶³ Prop. 1997/98:45, del II, s. 57.

³⁶⁴ SOU 2003:124, s. 135 ff.

³⁶⁵ Prop. 1997/98:45, del II, s. 57. – I SOU 2003:124 föreslås dock att ett av samråden slopas.

dande miljöpåverkan. Hur omfattande samråd som behövs i varje enskilt fall samt hur detta skall utformas blir beroende av den planerade verksamhetens art och omfattning.³⁶⁶

Verksamhetsutövaren skall i god tid före samrådet redovisa uppgifter om den planerade åtgärden eller verksamheten för dem som kallas till samrådet. Av de redovisade uppgifterna skall framgå vilken lokalisering som avses, verksamhetens omfattning samt utformning och den förutsedda miljöpåverkan.³⁶⁷

Länsstyrelsen skall, när samrådet är genomfört, bedöma verksamheten utifrån vad som framkommit med utgångspunkt i projektets karakteristiska egenskaper, bl.a. dess omfattning, förening med andra projekt och utnyttjande av mark och vatten. Därtill skall länsstyrelsen granska projektets lokalisering, särskilt med avseende på miljöns känslighet. Vidare skall länsstyrelsen bedöma projektet utifrån de möjliga effekternas karakteristiska egenskaper, särskilt med avseende på projektets möjliga påverkan av betydelse i förhållande till kriterierna i punkt 1 och 2 i bilagan till förordningen. när det gäller effekternas omfattning (geografiskt område och den berörda befolkningens storlek), effekternas gränsöverskridande karaktär, effekternas betydelse och komplexitet med särskild hänsyn tagen till allmänhetens behov av information, effekternas sannolikhet och effekternas varaktighet, vanlighet och uppträdande³⁶⁸ Utifrån dessa variabler skall länsstyrelsen besluta om verksamheten medför betydande miljöpåverkan eller ej. I bilaga 1 till miljökonsekvensbeskrivningsförordningen uppräknas de verksamheter som alltid skall anses medföra betydande miljöpåverkan. Det handlar bl.a. om verksamheter inom jordbrukssektorn, vattenbruk, malm, mineral, kol, torv, olja, textilvaror, trävaror och kemikaliehantering. Länsstyrelsens beslut om att

³⁶⁶ Prop. 1997/98:45, del II, s. 57.

³⁶⁷ MB 6 kap. 4 §.

³⁶⁸ Förordning (1998:905) om miljökonsekvenser, bilaga 2, kriterier som avses i 3 § 2 st.

verksamheten antas få betydande miljöpåverkan eller ej kan inte överklagas.³⁶⁹

Miljöbalkskommitten föreslår ett förfarande som innebär färre beslut om betydande miljöpåverkan. Förslaget innebär kort att länsstyrelsen inte ska behöva fatta något beslut om betydande miljöpåverkan för de verksamheter som redan genom att de är upptagna på bilaga 1 till förordningen har bedömts kunna medföra sådan påverkan. Man framhåller att en sådan ändring skulle kraftigt minska antalet formella beslut och därmed i många fall även förkorta tiden för miljöprövningen.³⁷⁰

För verksamheter med betydande miljöpåverkan har verksamhetsutövaren en skyldighet att vidta utökat samråd och inleda en miljökonsekvensbeskrivning. I samband med beslutet om att miljöpåverkan befinns vara betydande skall verksamhetsutövaren få besked om vilka krav som miljökonsekvensbeskrivningen måste uppfylla.³⁷¹ Det utökade samrådet innebär att en större grupp kallas, bl.a. övriga statliga myndigheter samt de kommuner, den allmänhet och de organisationer som *kan antas bli berörda* (min kursivering).³⁷² Samrådet skall utöver projektets lokalisering, omfattning och utformning även avse dess miljöpåverkan samt miljökonsekvensbeskrivningens innehåll och utformning.³⁷³

Förfarandet med miljökonsekvensbeskrivning är avsett att leda till att den planerade verksamhetens eller åtgärdens miljöpåverkan blir fullgott utredd och klarlagd samt att organisationer, allmänhet och övriga statliga myndigheter m.fl. verkligen kan påverka. I de fall där verksamheten innebär omfattande ingrepp i miljön och flera alternativ växer fram under processens

³⁶⁹ MB 6 kap. 4 § 3 st. – En rättsprövning är möjlig tänkbar (Warnling-Nerep, *Rättsprövning & rätten till domstolsprövning*, 2002).

³⁷⁰ SOU 2003:124, s. 132-134.

³⁷¹ MB 6 kap. 5 §; Prop. 1997/98:45, del II, s. 58.

³⁷² Prop. 1997/98:45, del II, s. 60.

³⁷³ Prop. 1997/98:45, del II, s. 59.

gång, bör samrådet upprepas eller ske i etapper. I mån av behov bör, enligt lagens förarbeten, samrådsförfarandet förenas med annan typ av löpande information eller samrådsförfarande enligt plan- och bygglagen. Även i de situationer där verksamheten inte innebär omfattande ingrepp i miljön kan det vara lämpligt att genomföra ett samrådsförfarande vid flera tillfällen, så att de som omfattas av samrådet verkligen kan påverka.³⁷⁴

Om verksamheten kan antas medföra en betydande miljöpåverkan i ett annat land, skall det landets ansvariga myndigheter informeras om den planerade verksamheten; samtidigt skall den berörda staten (inklusive den allmänhet som berörs) beredas möjlighet att delta i samrådsförfarandet.³⁷⁵

Miljöbalkskommittén föreslår att samråden skall begränsas. Kommittén hävdar att det inte behövs mer än ett samråd innan miljökonsekvensbeskrivningen och ansökan upprättas. De formella kraven bör enligt kommittén begränsas till att omfatta endast ett samråd. Det skall dock vara möjligt att hålla fler samråd om detta är lämpligt. Kommittén anser samtidigt att om samrådet gäller verksamhet som har fått en stor lokal uppmärksamhet eller om projektet har en miljöpåverkan som gränsar till att vara betydande, är det viktigt att samrådet ger myndigheter, organisationer och allmänheten goda möjligheter till insyn och påverkan. Gäller däremot samrådet en verksamhet som är av mindre intresse för omgivningen kan man begränsa samrådskretsen; då kan det vara tillräckligt att samråda med länsstyrelsen. Samrådet för de verksamheter som medför en betydande miljöpåverkan bör ske på ett tidigt stadium, innan miljökonsekvensbeskrivningen är slutligt utformad, och inbegripa länsstyrelsen samt de övriga statliga myndigheter, de kommuner, den allmänhet och de organisationer som kan antas bli berörda. Samrådet i övriga fall bör också ske tidigt och inbegripa länsstyrelsen, medan omständigheterna i det enskilda fallet bör vara vägledande för i vilken om-

³⁷⁴ Prop. 1997/98:45, del II, s. 60.

³⁷⁵ Detta krav kan härledas till Esbokonventionen. Enligt förordningen (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar 4 § är Naturvårdsverket "ansvarig myndighet" i konventionens mening.

fattning övriga statliga myndigheter, kommuner, allmänhet och organisationer skall delta.³⁷⁶

Kommittén föreslår även att en verksamhetsutövare som söker ett tillstånd skall kunna få besked från länsstyrelsen om inriktning och omfattning av miljökonsekvensbeskrivningen.³⁷⁷ Kommittén föreslår även att innan ansökan och kungörelsen av miljökonsekvensbeskrivningen sker ska yttranden inhämtas från myndigheter och allmänhet. Naturvårdsverket, länsstyrelsen, den kommunala miljönämnden och kammarkollegiet (för vattenverksamheter) ska på så sätt få tillfälle att granska om underlaget kan anses vara tillräckligt eller om det ska kompletteras.³⁷⁸

15.2.2.3 Godkännande av miljökonsekvensbeskrivningen

Den myndighet som har att bedöma verksamhetens eller åtgärdens tillåtlighet skall också godkänna miljökonsekvensbeskrivningen.³⁷⁹ Bedömningen skall göras fristående från själva tillåtlighetsprövningen, och beslutet om att godkänna beskrivningen skall enligt förarbetena (dock ej uttalat i lag) motiveras.³⁸⁰ Detta beslut kan inte överklagas som sådant; däremot kan beslutet om att godkänna en miljökonsekvensbeskrivning överklagas i samband med överklagande av det mål eller ärende som beskrivningen hör samman med, dvs. utgör beslutsunderlag för.

³⁷⁶ SOU 2003:124, 135-138.

³⁷⁷ Jfr ändringen av direktiv 85/337/EEG genom direktiv 97/11/EG, artikel 5.2.

³⁷⁸ SOU 2003:124, s. 139.

³⁷⁹ MB 6 kap. 9 § – Noteras bör att miljöbalkskommittén föreslår att det formella godkännandet skall slopas (SOU 2003:124).

³⁸⁰ Prop. 1997/98:45.

Det viktiga är att särskild bedömning görs av miljökonsekvensbeskrivningen och att den är fristående från prövningen av ansökan samt att ställningstagandet motiveras.³⁸¹

Om myndigheten finner att miljökonsekvensbeskrivningen inte uppfyller de rättsliga krav som MB ställer, kan den begära in kompletteringar av beskrivningen. Om miljödomstolen finner att en miljökonsekvensbeskrivning är otillräcklig, skall sökanden föreläggas att avhjälpa bristen t.ex. genom kompletterade uppgifter.³⁸² Om begärda kompletteringar uteblir eller är så otillräckliga att miljökonsekvensbeskrivningen inte är kvalitetsmässigt godtagbar, kan hela ansökan komma att avvisas.³⁸³

Om en konsekvensbeskrivning är bristfällig och sökanden inte kompletterar beskrivningen, kan konsekvensen bli att ansökan lämnas utan bifall därför att konsekvenserna för miljön är oklara och försiktighetsprincipen som uttrycks i de allmänna hänsynsreglerna i 2 kap. tillämpas. Det är alltid den sökande eller motsvarande som skall ansvara för innehållet i och bekosta att en miljökonsekvensbeskrivning upprättas och eventuellt kompletteras så att den uppfyller kraven.³⁸⁴

Det är endast den som har rätt att överklaga tillståndsbeslutet som har rätt att i samband med ett sådant överklagande föra talan även mot miljökonsekvensbeskrivningen.³⁸⁵

Svenska myndigheter anser att miljökonsekvensbeskrivningarna i många fall håller en alltför låg kvalitet och att detta leder till omfattande krav på

³⁸¹ Prop. 1997/98:45, del II, s. 65.

³⁸² MB 22 kap. 2 § 2 st.

³⁸³ Av MB 22 kap. 1 och 2 §§ framgår att en miljökonsekvensbeskrivning är en processföresättning. Se bl.a. Miljööverdomstolens beslut 2002-02-13, SM 4 Mål nr M 4563-01, Avvisad ansökan om tillstånd enligt miljöbalken.

³⁸⁴ Prop. 1997/98:45, del I, s. 294.

³⁸⁵ MB 6 kap. 9 §.

kompletteringar.³⁸⁶ Myndigheterna antyder att orsaken kan vara att kraven är otydliga, och Naturvårdsverket framhåller att det är skäligt att i större utsträckning underkänna miljökonsekvensbeskrivningar med tanke på att stora kompletteringar inte sällan erfordras för att miljökonsekvensbedömningarna skall kunna godkännas. Enligt Naturvårdsverket skulle en sådan praxis kunna leda till att kvaliteten höjs. Ett flertal myndigheter framhåller att den många gånger bristfälliga kvaliteten i beslutsunderlaget även beror på ett överflöd av irrelevant information. Man anser att sådan information gör miljökonsekvensbeskrivningarna svårgenomträngliga och avleder uppmärksamheten från de väsentliga frågorna. Detta resonemang stämmer väl överens med den amerikanska utvecklingen, där det finns exempel på omfattande miljökonsekvensbedömningar med ett icke-relevant innehåll, något som föranlett CEQ att utfärda tydliga anvisningar för hur miljökonsekvensbedömningen skall genomföras i syfte att motverka alltför detaljerad och svårbegriplig information.³⁸⁷ Översynen av de svenska miljökonsekvensbedömningskraven i miljöprövningen uttrycker på olika sätt att den nuvarande ordningen med ett sent godkännande av miljökonsekvensbedömningen inte fyller den avsedda funktionen, att åstadkomma en god kvalitet på beslutsunderlaget. I utredningen föreslås därför att det nuvarande kravet på godkännande skall tas bort och ersättas med krav på att tillståndsmyndigheterna i ett tidigt stadium av tillståndsprövningen, före kungörandet, skall ta ställning till om ansökan bör avvisas på grund av att bristerna i ansökningshandlingarna är så stora att dessa inte kan ligga till grund för en prövning.³⁸⁸

15.2.3 Innehåll

Miljökonsekvensbeskrivningens omfattning skall stå i proportion till projektets, åtgärdens eller verksamhetens miljöpåverkan. Innehållet i miljökonsekvensbeskrivningen skall alltid ställas i relation till syftet med miljökonsekvensbedömningskraven. Arten, styrkan och räckvidden av de störningar

³⁸⁶ SOU 2003:124, s. 139 ff.

³⁸⁷ Alton & Underwood, "Let Us Make Impact Assessment More Accessible", 2003.

³⁸⁸ SOU 2003:124, s. 139 ff.

som projektets osv. inverkan kan medföra skall vara utgångspunkt vid fastställandet av miljökonsekvensbeskrivningens omfattning.³⁸⁹

Miljökonsekvensbeskrivningen skall enligt MB 6 kap. 7 § innehålla bl.a.

- en beskrivning av verksamheten eller åtgärden med uppgifter om lokalisering, utformning och omfattning,
- en beskrivning av de åtgärder som planeras för att skadliga verkningar skall undvikas, minskas eller avhjälpas, t.ex. hur det skall undvikas att verksamheten eller åtgärden medverkar till att en miljökvalitetsnorm enligt 5 kap. överträds,
- de uppgifter som krävs för att påvisa och bedöma den huvudsakliga inverkan på människors hälsa, miljön och hushållningen med mark och vatten samt andra resurser som verksamheten eller åtgärden kan antas medföra,
- en redovisning av alternativa platser, om sådana är möjliga, samt alternativa utformningar tillsammans med dels en motivering varför ett visst alternativ har valts, dels en beskrivning av konsekvenserna av att verksamheten eller åtgärden inte kommer till stånd, och
- en icke-teknisk sammanfattning av de uppgifter som anges i de fyra punkterna ovan.

Uppgifterna skall vara så uttömmande att de både påvisar konsekvensernas inverkan på människa, miljö och naturresurshushållning och gör det möjligt att bedöma denna inverkan. Det räcker inte att redovisa miljökonsekvenserna utifrån tekniska variabler, utan de uppgifter som redovisas skall möjliggöra en helhetsmässig bedömning, vilket med andra ord innebär ett krav på att på tvärs gående frågor skall vävas in i beslutsunderlaget.³⁹⁰

³⁸⁹ Prop. 1997/98:45, del II, s. 62.

³⁹⁰ MB 6 kap. 7 §.

I förarbetena till miljöbalken sägs att en verksamhets eller åtgärds inverkan skall bedömas utifrån verksamhetens art och räckvidden av de störningar som verksamheten kan medföra. Därtill skall alla de konsekvenser i övrigt av vikt för hälsan och miljön som verksamheten eller åtgärden kan antas medföra utredas och redovisas. Med ”konsekvenser i övrigt” avses, även vad verksamheten eller åtgärden kommer att generera utöver direkt omgivningspåverkan, t.ex. ytterligare biltrafik i det område där verksamheten skall etableras, liksom inverkan på hushållningen med mark och vatten och andra resurser.³⁹¹

15.2.4 Formulering av alternativ

Kraven på alternativ avser både i fråga om lokalisering och i fråga om utförande. Miljökonsekvensbeskrivningen skall således redovisa alternativa platser, om sådana är möjliga, och alternativa utformningar tillsammans med dels en motivering till att ett visst alternativ har valts, dels en beskrivning av konsekvenserna av att verksamheten eller åtgärden inte kommer till stånd. Alternativa platser behöver inte redovisas om projektet är sådant att det t.ex. på grund av sin särskilda karaktär geografiskt sett hör samman med en viss plats och det inte är rimligt att förlägga verksamheten på en annan plats. Det kan exempelvis handla om en fyndighet på en viss plats eller en fors i vilken sökanden vill bygga ett kraftverk. Beslutet om huruvida sökanden får underlåta att redovisa alternativ fattas av tillståndsmyndigheten. Har en redovisning av alternativ inte gjorts när en ansökan kommer in till en tillståndsprövande myndighet, är myndigheten skyldig att kräva att så skall ske. Om sökanden vägrar att komplettera ansökan och redovisa alternativ trots att realistiska sådana finns, bör ansökan avvisas.³⁹²

Av de rättsliga kraven kan man däremot inte härleda någon skyldighet att redovisa alternativ i fråga om projektets syfte. Som ovan anförts föreskrivs det inte i reglerna att projektets syfte skall preciseras, vilket får inverkan på

³⁹¹ Prop. 1997/98:46, s. 62.

³⁹² MB 22 kap. 2 §.

alternativformuleringen: miljökonsekvensbeskrivningen kan komma att ge information endast om hur olika alternativa lokaliseringar och utföranden förhåller sig till varandra, men däremot inte om hur olika sätt att uppnå syftet med projektet står sig i miljöhänseende. Man kan heller inte med stöd i reglerna kräva att ett visst antal alternativ skall utredas, utan bara att alternativen skall utredas på ett förhållandevis likvärdigt sätt och redovisas på ett sådant sätt att alla alternativ kan ställas mot varandra i bedömningen.

Verksamhetsutövaren har även en skyldighet att redovisa varför ett visst alternativ har valts, men detta betyder inte att det finns utrymme för verksamhetsutövaren att utreda ett alternativ mer utförligt än något annat alternativ. De svenska reglerna är dessutom tydliga med avseende på nollalternativredovisning: även nollalternativet skall utredas likvärdigt med de andra alternativen. Reglerna ger inte anvisningar om hur alternativen skall formuleras och ger inte heller någon vägledning om i vilken utsträckning allmänheten skall medverka i alternativformuleringen. Vidare saknas styrning av hur allmänhetens tillskott till utredningen skall hanteras, dvs. om endast sådana av allmänheten formulerade alternativ som är miljömässigt bättre skall tas med (och därmed kräva en utförlig utredning från verksamhetsutövarens sida) eller om bedömningen av relevansen hos de föreslagna alternativen skall baseras på andra kriterier.

15.2.5 Praxis

Miljööverdomstolen har givit vägledning för tillämpningen av bestämmelserna om miljökonsekvensbeskrivningar i ett antal mål. Här kommer inte samtliga av dessa mål att anges. Det centrala för förståelsen av reglernas tillämpning är att miljööverdomstolen har visat att en upprättad miljökonsekvensbeskrivning är en processförutsättning samt att de måste hålla en viss kvalitet för att kunna ligga till grund för prövning. Miljökonsekvensbeskrivningen måste således ha genomgått samråd och den måste innehålla relevant information. Miljööverdomstolen ger dock visst utrymme för en möjlighet att komplettera bristfälligt genomföra eller ej genomföra samråd. Denna bedömning skall ske utifrån omständigheterna i det enskilda fallet.

I fallet (MÖD, M 4563-01, den 13 februari 2002) om tillstånd till vindkraftverk ansåg domstolen att miljökonsekvensbeskrivningen varit så bristfällig att den inte kunnat legat till grund för prövning då ett utökat samråd inte ge-

nomförts i överensstämmelse med länsstyrelsens anvisningar. Miljödomstolen hade tidigare avvisat ansökan, (MD M-241-00).

I målet (MÖD, M 3136-01, den 22 maj 2002) fann miljööverdomstolen att miljödomstolen genom föreläggande borde ha försökt få till stånd en godtagbar miljökonsekvensbeskrivning. Miljödomstolen (MD, M 472-99) ansåg att en MKB skall ingå som en integrerad del redan från början av projektet. Domstolen framhöll att en korrekt upprättad MKB är en processföretsättning i ett ansökningsmål. Domstolen avvisade därför ansökan på grund av rättegångshinder med stöd av rättegångsbalken 42 kap 4 § 2 st. Miljööverdomstolen fann dock att det ska vara möjligt att komplettera en ansökan med ett tidigt samråd och en godtagbar MKB. Möjligheten att i efterhand läka en brist om ett uteblivet eller ofullständigt samråd ska avgöras utifrån omständigheterna i det enskilda fallet. Då verksamheten medför endast mindre miljöpåverkan och att länsstyrelsen inte har haft några invändningar ska samrådet kunna genomföras i efterhand. Det uteblivna samrådet utgör enligt domstolen inte skäl att avvisa ansökan utan verksamheteutövaren bör först ges tillfälle att komplettera med ett tidigt samråd.

I ett senare mål (MÖD M 84-03, den 18 september 2003) fann miljööverdomstolen att ett bristande tidigt samråd inte kan avhjälpas i efterhand. Miljödomstolen ansåg att den grustäkt för vilken tillstånd söktes för, var av sådan blygsam omfattning att samrådsförfarandet kunde godtas. Miljööverdomstolen klarlade att något tidigt samråd ej genomförts. Att långt efter ansökan kontakta enskilda som kan antas bli berörda är inte tillräckligt. Den aktuella verksamheten är förvisso av begränsad omfattning med täktverksamhet är typiskt sett av ingripande natur. De allvarliga bristerna i samrådsförfarandet går inte att komplettera i efterhand.

I målet (MÖD, beslut den 31 mars 2003) saknades en miljökonsekvensbeskrivning trots att sökanden hade förelagt företaget att komplettera handlingarna med en sådan. Detta ansågs vara ett processhinder. Miljööverdomstolen har fastslagit att det inte krävs miljökonsekvensbeskrivning eller uppgift om samråd i en ansökan om villkorsändring (MÖD, M 9006-01, den 29 april 2002).

Innehållet i miljökonsekvensbeskrivningen har varit föremål för prövning. I målet (MÖD, DM 15, den 28 februari 2002) framhållit att beskrivningen skall kunna tjäna som ett fullgott beslutsunderlag. I bedömningen har domstolen även vägt in kostnaderna för en utredning i förhållande till nyttan. Miljööverdomstolen har även funnit i ett annat mål (MÖD, M 4880-01, den 15 november 2002) att 0-alternativet var otillräckligt samt att de lämnade uppgifterna om inverkan på ett Natura 2000-område var otillräckliga för att bedöma verksamhetens inverkan.³⁹³

³⁹³ Se även mål MÖD M 1727-03, den 30 december 2003.

16 Miljökonsekvensbedömningskrav i den nyzeeländska miljörätten

16.1 Inledning

16.1.1 Allmänt

Nya Zeeland är ett av de länder som tagit ett mycket brett grepp på sin miljölagstiftning. Man har valt att samla och utforma en mängd regler i en gemensam lag, Resource Management Act (RMA), som antogs 1991 och reviderades två år senare.³⁹⁴ Landet har väckt uppmärksamhet bl.a. när det gäller hur planering används inom miljövårdens ram och hur miljökonsekvenser bedöms.

If New Zealand cannot make sustainability work, the chances for less favourably placed countries achieving it are even slimmer.³⁹⁵

Vissa delar i RMA är särskilt relevanta för de framtida utvecklingslinjerna. Lagens systematik inrymmer ett flertal intressanta delar, inte minst de verktyg/metoder (procedurer) som den anger för strävan att nå målet. Ett centralt verktyg är miljöbeslutsunderlagskrav, som i RMA benämns Assessment of Environmental Effects (AEE).

³⁹⁴ Williams, *Environmental and Resource Management Law in New Zealand*, 1997, s. 55.

³⁹⁵ Palmer, *Environment*, 1995, s. 147.

16.1.2 Resource Management Act

16.1.2.1 Inledning

Liksom i många andra länder hade man i Nya Zeeland under senare delen av 1980-talet arbetat med att skapa en mer enhetlig och samlad miljölagstiftning. Avsikten med RMA var att byta ut den befintliga ”uncoordinated, unintegrated hotch-potch”-lagstiftningen mot ett regelverk som bättre kunde tillgodose behovet av hållbarhet.³⁹⁶ Före RMA saknades vissa allmänna principer, bl.a. försiktighetsprincipen och principen att förorenaren betalar. Genomförandereglererna bidrog inte heller med någon enhetlig konfliktlösningssmodell. I stället förelåg en snart sagt oändlig variation i den rättsliga hanteringen av miljöproblemen. En förändring av det befintliga systemet var därför nödvändig, och resultatet – ”a single system which promotes ’the sustainable management of all natural and human resources’ ”³⁹⁷ – har också medfört en omvandling av den nyzeeländska miljörätten.

RMA utgjorde ett led i en stor omorganisation av statens administration och av de lokala myndigheterna, utifrån idén om marknadskrafternas förmåga att skapa incitament till förändringar. De olika reformerna kom härigenom att utgöra olika bitar i ett stort pussel – ”sustainable management” – där marknadskrafterna och ett decentraliserat beslutsfattande utgjorde ramar för konceptet.³⁹⁸ Reformeringen bidrog till att många små och dåligt samverkande organ togs bort och till att nya organ bildades – bl.a. en miljömyndighet (Department for Conservation), ett miljödepartement och en parlamentärisk miljökommission.

³⁹⁶ Palmer, *Environment*, 1995, s. 150.

³⁹⁷ Palmer, *Environment*, 1995, s. 145.

³⁹⁸ Bartlett & Bührs, *Environmental Policy in New Zealand*, 1993, s. 113 och 120–121.

16.1.2.2 *Strukturen och de rättsliga instrumenten*

RMA är ett målorienterat ramverk och innehåller ett flertal olika instrument för måluppfyllelse. De mest framträdande instrumenten är planer och policies. Dessa är hierarkiskt ordnade; tanken är att de nationella miljömålen skall förankras i regional och lokal planläggning samt i samband med större projekteringar. Lagens huvudsakliga inspirationskälla är Brundtlandkommissionens rapport *Our Common Future*.³⁹⁹ Den nyzeeländska lagen använder dock i stället för ”sustainable development” begreppet ”sustainable management”, vilket enligt artikel 5 i RMA avser styrning av bruket av naturresurser samt utveckling och skydd av naturliga och fysiska resurser.

Lagen består av femton delar, som kan liknas vid kapitel. De första kapitlen rör tolkningen och tillämpningen av lagen samt dennas syfte och principer. Utmärkande för lagen är just inledningen, med definitioner av olika termer och begrepp och med målformuleringen i artikel 5. Definitionerna är tämligen omfattande, men dock inte heltäckande: det ges inte någon förklaring till vad som avses med ”integration”, en av lagens hörnstenar. De definitioner som ges är emellertid ovanligt många och ingående i jämförelse med t.ex. svensk rätt, där betydelsen av en formulering, om den ens går att klarlägga, framför allt måste eftersökas i förarbetena.⁴⁰⁰

I kapitel 3 återfinns restriktioner för markanvändning, användning av havskusten och användning av floder och sjöar samt restriktioner avseende vatten i övrigt. Därtill följer skyldigheter att undvika buller, negativa miljöeffekter, avfall osv. I lagens övriga kapitel uppställs regler för institutionella organ och deras funktioner, standarder, policydeklarationer och planer.⁴⁰¹

³⁹⁹ ”The Brundtland report came out just at the time that New Zealand was setting about a fundamental revamp of its resource-management laws. The principle of sustainable development, naturally enough, became a core concept for consideration.” (Palmer, *Environment*, 1995, s. 149).

⁴⁰⁰ Williams, *Environmental and Resource Management Law in New Zealand*, 1997.

⁴⁰¹ Jfr. Westerlunds redogörelse för Nya Zeelands lagreform (SOU 1996:103, del II, bilaga 2., s. 13–17).

Lagen anges vara effektinriktad. Med det menas att utgångspunkten för prövningen är verksamhetens effekter som sådana, inte själva verksamhetstypen. Om det t.ex. är en småbåtshamn som skall anläggas, ser man till alla miljöeffekter som hamnen kan medföra. Jämfört med en specifikt verksamhetsrelaterad utredning, där endast vissa verksamhetstypiska miljöeffekter beaktas, anses det effektbaserade angreppssättet stämma bättre överens med lagens mål.⁴⁰²

Miljöeffekterna av de tilltänkta åtgärderna och verksamheterna avgör vilken tillståndsprövningsprocedur som tillämpas i den aktuella situationen.⁴⁰³ Lagen bygger på tanken att det som inte är förbjudet inte nödvändigtvis är tillåtet. All användning av mark, luft och vatten är förbjuden intill dess att tillstånd har givits (tillståndet kan dock vara indirekt i så måtto att det kan finnas en godkänd plan som tillåter verksamheten).⁴⁰⁴ I definitionen av begreppet ”effekt” framgår att här inryms i stort sett allt från positiva och negativa effekter, temporära och permanenta effekter, tidigare och nuvarande eller framtida effekter till kumulativa effekter. Effekterna skall vidare betraktas oavsett intensitet, varaktighet och frekvens. Dessutom skall alla potentiella effekter med hög sannolikhet samt alla effekter med låg sannolikhet men med en betydande potentiell påverkan betraktas som effekter i lagens mening. Detta betyder således bl.a. att en utredning av miljöeffekter skall ta upp effekter med låg sannolikhet.

Den övergripande systematiken innebär att alla verksamheter skall behandlas inom ramen för samma tillståndsprövningsprocedur, som skall vara inriktad på de miljöeffekter som verksamhetstypen medför.⁴⁰⁵ Den hierarki av planeringsinstrument och processer som har etablerats genom lagen skall

⁴⁰² RMA, artiklarna 32 och 17; Fisher, *The Resource Management Legislation of 1991*, 1991, s. 11.

⁴⁰³ Milne, *Handbook of Environmental Law*, 1992, s. 69.

⁴⁰⁴ RMA, artiklarna 9–15 och 87–150.

⁴⁰⁵ ”A key feature of the legal regime established by the RM Act is the focus placed upon the effects of activities rather than upon the activities themselves.” (Milne, *Handbook of Environmental Law*, 1992, s. 34).

integreras i besluten. Nationella policydeklarationer och miljöstandarder skall tillämpas i varje beslut, och föreskrifter för vattenskydd och Nya Zeelands kustpolicydeklaration,⁴⁰⁶ regionala policydeklarationer och regionala planer, distriktsplaner och distriktsregler⁴⁰⁷ skall likaså integreras i den effektbaserade tillståndsprövningen och i andra miljörelaterade beslut.⁴⁰⁸

16.1.2.3 Lagens syfte och principer

Lagens syfte skall förverkligas genom antagande av planer och policies samt genom tillståndsprövning i konkreta fall. Lagens principer kommer till uttryck i artiklarna 6–8⁴⁰⁹, som handlar om nationella angelägenheter och Waitangi Treaty, en överenskommelse med den maoriska befolkningen. De nationella angelägenheterna, bl.a. bevarandet av kusternas naturliga karaktär, bevarandet av våtmarker samt andra vattenområden och skyddet av dessa mot otillbörligt utnyttjande, redovisas här samlat i tre artiklar. Det man sätter värde på och det som man anser angeläget att bevara och skydda räknas upp. Lagens principer är underordnade lagens mål och får inte tillämpas på ett sådant sätt att de motverkar målet.⁴¹⁰

Principerna skall verka genom att de beaktas bl.a. i samband med att planer upprättas och verksamheter bedöms. I inledningen till de tre artiklarna uttalar att målet skall uppnås genom att alla personer som tillämpar lagen eller på annat sätt gör något som faller inom ramen för denna skall eftersträva att tillgodose kravet på ett uthålligt resursutnyttjande och ta hänsyn till de värden som preciseras i artiklarna 6–8. Med ”alla personer” avses enligt artikel

⁴⁰⁶ ”National Policy Statements”, ”National Environmental Standards”, ”Water Conservation Orders”, ”New Zealand Coastal Policy Statement”.

⁴⁰⁷ ”Regional Policy Statements”, ”Regional Plans”, ”District Plans” och ”District Rules”.

⁴⁰⁸ Fisher, *The Resource Management Legislation of 1991*, 1991, s. 7. Jfr Bartlett & Bührs, *Environmental Policy in New Zealand*, 1993, s. 125.

⁴⁰⁹ ”In achieving the purpose of this Act, all persons exercising functions and powers under it, in relation to managing the use, development and protection of natural and physical resources, shall [...]” (RMA, artiklarna 6–8).

⁴¹⁰ Fisher, *The Resource Management Legislation of 1991*, 1991, s. 19.

2 "the Crown, a corporation sole, and also a body of persons, whether corporate or unincorporate". Liksom en myndighet har att beakta lagen vid t.ex. tillståndsprövning, har den enskilde sökanden således en skyldighet att visa både sin avsikt och sin förmåga att främja lagens mål vid ansökan. De allmänna intressen (artikel 6) som skall beaktas är bevarande av kustområdenas naturliga karaktär, skydd av framträdande natur- och landskapsvärden mot olämplig fastighetsindelning, användning och bebyggande, biotopskydd, bibehållande och förbättring av allmänhetens tillträde till alla slags strandområden samt maoriefolkets förhållande till sina fädernesområden och betydelsefulla platser. Av artikel 7 framgår en skyldighet att tillgodose "kaitiakitanga", i enlighet med lagens definition: "the ethic stewardship based on the nature of the resource itself".

16.1.2.4 Lagens genomförande

Förverkligandet av lagens mål skall ske genom ovan nämnda policies, planer och beslut. Formerna för framtagandet av beslutsunderlaget och för bedömningen av t.ex. miljöfarliga verksamheter är centrala och utgör en länk mellan mål och genomförande. Det framhålls att AEE har en nyckelfunktion i "sustainable management":

[AAE is] a process by which the consequences for the environment of a proposal or policy are identified early in the decision-making process, so that these can be taken into account in the design, approval and management of a proposal.⁴¹¹

RMA delar in verksamheter i fem olika slag utifrån hur verksamheterna behandlas i regionalplan eller distriktsplan. Indelningen är följande (min översättning):

⁴¹¹ Ministry for the Environment, *Principles and Issues Concerning the Assessment of Environmental Effects*, 1992.

- Permitted activities – tillåtna verksamheter
- Controlled activities – reglerade verksamheter
- Discretionary activities – diskretionära verksamheter
- Non-complying activities – planstridiga verksamheter
- Prohibited activities – förbjudna aktiviteter.

Huvudregeln är, som ovan nämnts, att i stort sett all mark-, luft- och vattenanvändning är förbjuden intill det att tillstånd erhållits⁴¹² (eventuellt indirekt genom att det finns en bestämmelse i en plan som tillåter verksamheten).⁴¹³ Tillåtna och reglerade verksamheter måste redovisas i sådana planer. Tillståndsmyndigheten kan tillföra särskilda villkor för de verksamheter som klassats som reglerade. Villkoren måste emellertid rymmas inom ramen för planen. De verksamheter som alltid skall tillståndsprövas, dvs. reglerade, diskretionära och planstridiga verksamheter, bedöms av tillståndsmyndigheten. För de verksamheter som strider mot planen kommer tillstånd att ges endast om miljöeffekterna är lindriga eller om verksamheten inte motverkar planens mål och policy. Det enda sättet att få tillstånd för en förbjuden verksamhet är att ansöka om en ändring av planen. Typen av tillstånd som söks varierar utifrån den avsedda verksamheten. I vissa fall, särskilt för större verksamheter, behövs flera tillstånd för en verksamhet. City Councils och District Councils meddelar ”consents” och Regional Councils meddelar ”permits”. I praktiken finns det dock ingen skillnad, utan samtliga tillståndstyper faller inom ramen för samma procedur. De fem typer av tillstånd som kan erhållas är följande:

- Land use consent
- Subdivision consent

⁴¹² RMA, artiklarna 9–15.

⁴¹³ RMA, artiklarna 87–150.

- Coastal permit
- Water permit
- Discharge permit

De tilltänkta åtgärdernas och verksamheternas miljöeffekter avgör vilken tillståndsprövningsprocedur som tillämpas i det enskilda fallet. Om verksamheten innebär att betydande skador (significant impact) uppstår eller att en stor grupp människor påverkas negativt, skall tillståndsproceduren offentliggöras och ett offentligt möte hållas.

Instrumenten för ”resource management” verkar således på fyra olika nivåer. Den första nivån är målet i artikel 5 och deklARATIONERNA i artiklarna 6–8. Den andra nivån inrymmer tre instrument: National Environmental Standards, National Policy Statements och New Zealand Coastal Policy Statements. Nivå tre utgörs av regionplaner och Regional Coastal Plans. Den fjärde och sista nivån är slutligen distriktsplaner. På varje nivå och i allt beslutsfattande skall man arbeta mot målet.

16.2 AEE-reglerna

16.2.1 Syfte och tillämpningsområde

AEE är avsett att fungera som ett verktyg för att tillgodose lagens mål. AEE är beslutsunderlag för myndigheten vid bedömning av verksamheten med beaktande av de regler som uppställts i distrikts- och regionplaner, de policies och mål som uttalats i den regionala policydeklarationen och andra frågor som preciseras i artikel 104.⁴¹⁴

⁴¹⁴ Se RMA, artikel 104, ”Matters to be considered in decisions”, t.ex. 104.1: ”Subject to Part II, when considering an application for a resource consent and any submissions re-

Tillstånd skall sökas för de verksamheter som antingen har reglerats nationellt eller som (enligt den lokala myndighetens avgörande) skall granskas från fall till fall samt för verksamheter som ligger utanför det som framgår av planen för området.⁴¹⁵ De verksamhetsutövare som söker tillstånd för sina projekt skall, liksom enskilda som föreslår eller vill åstadkomma ändringar i en plan, genomföra en AEE avseende de åtgärder de föreslår.⁴¹⁶ Lagen föreskriver, som nämndes inledningsvis, att regionala myndigheter och distriktsmyndigheter skall upprätta en AEE där de visar på miljöeffekterna av de policies och metoder som de tidigare har antagit.

AEE-reglerna har utvecklats under inflytande av framför allt de amerikanska reglerna om EIA/EIS i NEPA.⁴¹⁷ Reglerna är huvudsakligen knutna till tillståndsprövningar (resource consents), men även planer omfattas i viss utsträckning. För de AEE som utförs inom ramen för tillståndsprövning krävs en fullständig utredning, medan det i vissa andra fall finns begränsningar av vad utredningen behöver omfatta. Detta styrs dels genom myndigheternas beslut om att begränsa sina befogenheter, dels genom lagreglering.

Till den rättsligt bindande artikel 88 hör icke-bindande riktlinjer för hur miljöbeslutsunderlaget skall tas fram och vad det skall innehålla.⁴¹⁸ Trots att dessa riktlinjer inte är bindande har det visat sig att man i praktiken fäster

ceived, the consent authority shall have regard to (a) Any actual and potential effects on the environment of allowing the activity [...]”.

⁴¹⁵ När det gäller reglerade och diskretionära verksamheter styrs innehållet av vad planen eller den kommande planen omfattar. För de diskretionära verksamheterna kan kraven komma att begränsas till det som myndigheten har kontroll över.

⁴¹⁶ RMA, artiklarna 64 och 73.

⁴¹⁷ Smith, ”The Role of Assessment of Environmental Effects under the Resource Management Act 1991”, 1996, s. 83

⁴¹⁸ RMA, bilaga 4 (Fourth Schedule).

stor vikt vid dem. Tanken är att de skall ge en ”general guidance” som kan/skall förstärkas genom olika planer.⁴¹⁹

The requirement to provide (such) an assessment is mandatory in terms of s 88 and although the wording of the Fourth Schedule is itself not mandatory we would consider that substantial compliance with it is a necessary requisite to the lodging of a proper application.⁴²⁰

Utredningen skall utgöra underlag för myndigheten i dess beslut om ”notification”, dvs. om huruvida verksamheten medför så betydande miljöpåverkan att ett öppet samrådsförfarande (”hearing”) skall inledas. Utredningen är samtidigt beslutsunderlag för myndigheten vid bedömning av verksamheten med beaktande av de regler som uppställts i distrikts- och regionplaner, de policies och mål som uttalats i den regionala policydeklarationen och andra frågor som preciseras i artikel 104.

16.2.2 AEE-förfarandet

Samrådet ses som en viktig del i AEE-förfarandet. Detta går att utläsa ur olika policydokument samt domstolspraxis. Reglerna om allmänhetens deltagande är emellertid inte bindande. Parlamentets miljökommission har tagit aktiv ställning för samrådets betydelse: ”The simplest way to establish ’potential significance’ is by consultation”.⁴²¹ Värdet av allmänhetens deltagande har framhållits i ett flertal promemorior från bl.a. miljödepartementet,

⁴¹⁹ ”Subject to the provisions of any policy statement or plan” (RMA, bilaga 4 (Fourth Schedule)).

⁴²⁰ Judge Treadwell, *Scott B & Others v New Plymouth District Council* (W91/93, 21/10/1993).

⁴²¹ Office of the Parliamentary Commissioner for the Environment, *Assessment of Environmental Effects*, 1995, s. 49–62.

vilket är ett tecken på att man tar samrådsförfarandet på allvar och samtidigt att det ligger ett problem i att samråd inte har gjorts till ett rättsligt krav.⁴²²

Exploatören skall redovisa de samråd som gjorts i utredningen.⁴²³ Av detta krav framgår indirekt att någon form av samråd skall ha skett för att en sådan redogörelse över huvud taget skall kunna komma till stånd.⁴²⁴ Samrådet måste bestå av mer än ren information från exploatören. Ett utbyte av erfarenheter och synpunkter måste komma till stånd mellan allmänheten och de projektansvariga.

Myndigheternas möjlighet att begära in ytterligare upplysningar förstärker också det indirekta kravet på samråd. Kravet enligt artikel 92 på att ge ytterligare information kan även utformas på ett sådant sätt att uppgifterna måste inhämtas genom samråd. På så sätt kan riktlinjerna för samråd förstärkas genom bindande lag.⁴²⁵ I de fall där maoriernas intressen påverkas måste samråd alltid ske. Det är då inte exploatören som ansvarar för detta, utan det sker genom myndighetens försorg.

16.2.3 Innehåll

Det är inte problemfritt att närmare precisera kraven på innehållet i en AEE. I mer allmänna termer kan emellertid vissa hållpunkter ges. Lagens flexibilitet, som syftar till att motverka rigida former, gör det svårare att på förhand klarlägga vad som skall redovisas i AEE. Det är dock tydligt att en ansökan skall innehålla en värdering av de faktiska eller potentiella effekter som verksamheten får på miljön samt uppgifter om hur dessa effekter skall lindras. Till detta bindande krav hör, vilket tidigare framkommit, en bilaga

⁴²² Office of the Parliamentary Commissioner for the Environment, *Public Participation under the Resource Management Act 1991*, 1996.

⁴²³ ”Should be included” (RMA, bilaga 4 (Fourth Shedule)).

⁴²⁴ *Air New Zealand v Wellington International Airport Ltd* (HC Wellington CP 403/91 6/1 1992 NZLR 671).

⁴²⁵ *Greensill v Waikato Regional Council* W17/95, Judge Treadwell, 6/3/95.

(Fourth Schedule) som redogör för proceduren och innehållet men som inte är rättsligt bindande. Praxis har emellertid visat att stor vikt läggs vid Fourth Schedule.

Den AEE som bifogas en ansökan skall innehålla en "[...] assessment of any actual or potential effects that the activity may have on the environment, and the ways in which any adverse effects may be mitigated".⁴²⁶ Den AEE som bifogas ansökan skall vara så utförlig att beskrivningen står innehållsmässigt i proportion till storleken och betydelsen av de verkliga eller potentiella effekter på miljön som verksamheten kan komma att förorsaka.⁴²⁷ Anser myndigheten att det behövs mer allmän information om projektet innan tillstånd ges, kan sådan information begäras från exploatören i enlighet med artikel 92.1. Myndigheten kan också begära in mer upplysningar om alternativa lokaliseringar och utformningar (metoder), om den finner att verksamheten kommer att medföra betydande effekter på miljön.⁴²⁸ Tillståndsmyndigheten skall även förse sökanden med information om vilka slags upplysningar som förväntas av denne.⁴²⁹

Ett praktiskt problem är dock att avgöra när effekterna på miljön är att betrakta som faktiska eller potentiella. För tolkningen ges viss vägledning i "Environmental Protection and Enhancement Procedures".⁴³⁰ Tillämpningen av dessa har genererat en praxis som visar att med "betydande miljöpåver-

⁴²⁶ RMA, artikel 88.4(b).

⁴²⁷ "(a) Shall be in such detail as corresponds with the scale and significance of the actual or potential effects that the activity may have on the environment; (b) Shall be prepared in accordance with the Fourth Schedule." (RMA, artikel 88.6(a)–(b)).

⁴²⁸ En sådan befogenhet måste regleras genom en plan; se RMA, artiklarna 67.1(f) och 75.1(f).

⁴²⁹ RMA, artiklarna 67.1(f) och 75.1(f).

⁴³⁰ "Environmental Protection and Enhancement Procedures" (EIR) infördes 1973 och var en kompromiss härledd ur den amerikanska EIA. Införandet skedde genom en form av regeringsskrivelse (cabinet minute), vilket innebär att systemet inte hade någon lagstadgad bas (Smith, "The Role of Assessment of Environmental Effects under the Resource Management Act 1991", 1986, s. 83).

kan” avser man bl.a. ”notable”, ”weighty” och ”more than ordinary”. En sådan tolkning har dock uppfattats som alltför långtgående i de fall där AEE skall ligga till grund för bedömningen av tillstånd för olika projekt. Detta beror på att både stora och små tillståndsansökningar omfattas av AEE-kraven.⁴³¹

Den definition av ”effekt” som återfinns i lagens inledning är vid, och med hänsyn tagen till att även definitionen av ”miljö” är vid finns det en solid rättslig grund för att miljöbeslutsunderlaget skall vara uttömmande i detta hänseende. Kritik kan dock möjligen riktas mot att det endast är betydande effekter som skall redovisas.⁴³² Av definitionen av ”effekt” framgår att även kumulativa effekter ingår. Det råder alltså visst tvivel om hur man skall förhålla sig till konsekvenser som var för sig inte är betydande men som tillsammans med de befintliga föroreningskällorna i området innebär stora negativa verkningar. I de fall där en effekt är mindre och marginell men ändå medför allvarliga kumulativa återverkningar i miljön, blir det svårt att förut säga innehållet i utredningskravet.⁴³³ Risken är att kumulativa effekter vägs in endast när den enskilda effekt som studeras är betydande i sig. Till synes är reglerna således något motsägelsefulla.

16.2.4 Miljödömsstolarnas tolkning av AEE-kraven

Innan en AEE får ligga till grund för en tillståndsprövning, skall den granskas av myndigheten.⁴³⁴ Anses informationen inte vara tillräcklig kan, som visats ovan, ytterligare upplysningar begäras in. En sådan begäran kan göras om detta anses nödvändigt för att myndigheten bättre skall kunna förstå

⁴³¹ Williams, *Environmental and Resource Management Law in New Zealand*, 1997, s. 531

⁴³² ”An assessment of the actual or potential effect on the environment of the proposed activity” (RMA, bilaga 4 (Fourth Schedule), 1(d)).

⁴³³ ”Any cumulative effect which arises over time or in combination with other effects” (RMA, artikel 3(d)).

⁴³⁴ RMA, artiklarna 93–94.

verksamhetens natur, dess miljöeffekter och de sätt på vilka exploatören har tänkt sig att mildra de negativa miljöeffekterna

I ett mål som avgjordes 1994 fann domstolen att en AEE som minimum skulle möjliggöra en bedömning utan att expertis skulle behöva tillkallas:

Good resource management practice requires that sufficient particulars are given with an application to enable those who might wish to make submissions on it to be able to assess the effects on the environment and on their own interest of the proposed activity. Advisers to consent authorities and would-be submitters should not themselves have to engage in detailed investigations to enable them to assess the effects. It is an applicant's responsibility to provide all the details and information about the proposal that are necessary to enable that to be done.⁴³⁵

Det är således exploatörens skyldighet att verkligen se till att myndigheten har all den information som den behöver för bedömningen. Myndigheten kan i de fall där utredningen är otillräcklig antingen begära in mer information eller helt enkelt avslå ansökan.⁴³⁶ Domstolen har även betonat att kraven på AEE är allvarligt menade.⁴³⁷ I ett mål uttalades bl.a. att den redovisade AEE var så bristfällig att domstolen inte kunde avgöra målet.⁴³⁸ I detta mål sägs mycket tydligt att AEE måste hålla en viss kvalitet.

I ett annat mål framkom att AEE bör underkännas om den är ”seriously deficient or deliberately misleading”. Domstolarna har tidigare visat ett visst motstånd mot att pröva kvaliteten hos beslutsunderlag. RMA har dock öpp-

⁴³⁵ AFFCO NZ Ltd v Far North DC (No2) (1994).

⁴³⁶ Mc Farland v Naiper City Council (1993).

⁴³⁷ Den domstol som tidigare benämndes Planning Tribunal heter numera Environmental Court. Där överklagas beslut om ”resource consent”, dvs. tillståndsbeslut (RMA, artiklarna 120 och 121).

⁴³⁸ ”Council, at first instance had no jurisdiction to hear the matter” (Scott B and Others v New Plymouth District Council (W091/93,21/10/1993)).

nat för möjligheten att göra en rättsprövning av utredningens förenlighet med de rättsliga kraven.

När en AEE granskas genom en rättsprövning läggs tonvikten på faktorer som fullständighet, tillgänglighet och exakthet:

The overarching principles therefore, are that the documentation is complete, accurate, understandable, and contains only issues that are relevant to the proposal or its effects, so that it does not become a shopping basket for a range of irrelevant issues.⁴³⁹

Frågan om huruvida en illa utförd AEE kan göra tillståndsansökan ogiltig har varit föremål för prövning. Domstolen kom fram till att myndighetens möjlighet att begära in mer information gör att ansökan kan tillbakavisas men att det då inte handlar om ett ogiltigförklarande.

Den beslutande myndigheten har det fulla ansvaret att avgöra vilka som påverkas av den föreslagna åtgärden. Detta innebär att om exploatören inte har kontaktat samtliga berörda, kan myndigheten beordra denne att omedelbart göra så. Genom en rättsprövning kom avvägningen att prövas av miljödomstolen år 1994.⁴⁴⁰ Den fråga som domstolen hade att pröva var om en myndighet hade varit försumlig när den fastställde vilka personer som var berörda, och domstolen fann att myndigheten måste ha en liberal utgångspunkt när gruppen av berörda skall avgränsas. I ett annat mål fann domstolen, även här i rättsprövning, att det åligger klagandena att visa att myndigheten har agerat irrationellt när den har begränsat gruppens omfattning.⁴⁴¹

I båda fallen av rättsprövning hade klagandena inte utpekats som berörda men hävdade att de var berörda. Av rättsläget att döma förefaller det inte

⁴³⁹ Williams, *Environmental and Resource Management Law in New Zealand*, 1997, s. 530.

⁴⁴⁰ Quarantine Waste (NZ) Ltd v Waste Resources Ltd (1994) NZRMA 529.

⁴⁴¹ Charter v North Shore City Council (M1112/93, Anderson J, HC Auckland, 10/5/94).

finns några hinder för rättslig överprövning.⁴⁴² Domstolen uttalade i målet Carter att en person inte kan anses vara berörd enbart på den grunden att verksamheten är stor. Inte heller ansågs ekonomiska förluster utgöra behörighetsgrund.⁴⁴³

⁴⁴² Ministry for the Environment, *The Assessment of Environmental Effects*, 1996, s. 8.

⁴⁴³ Ministry for the Environment, *The Assessment of Environmental Effects*, 1996, s. 8.

17 Jämförande analys av rättsakterna

17.1 Inledning

Den närmast följande analysen av rättsakterna skall ses som en tillämpning av det analysinstrument som jag har formulerat i Del II. Analysen är jämförande och värderande samt följer de olika kriterierna.

17.2 Beslutsunderlagskriteriet

17.2.1 Projektens storlek

Samtliga rättsakter har krav som är inriktade på verksamheter som medför betydande miljöpåverkan. Miljöbalken kräver förvisso miljökonsekvensbeskrivningar även för verksamheter som inte medför betydande miljöpåverkan, men kraven om miljökonsekvensbedömning och ett bredare samråd inträder först när verksamhetens miljökonsekvenser anses vara betydande. En miljökonsekvensbeskrivning skall ingå i alla ansökningar om tillstånd enligt balken utom sådana som avser genetiskt modifierade organismer enligt 13 kap. eller tillstånd eller godkännande av kemiska produkter eller biotekniska organismer enligt 14 kap.

Miljökonsekvensbedömningar skall enligt NEPA utföras för större federala åtgärder med betydande miljöpåverkan.⁴⁴⁴ Med ”större federala åtgärder”

⁴⁴⁴ NEPA, Sec. 4334(2)(c).

åsyftas de flesta officiella policier, planer och program samt tillståndsprövning.⁴⁴⁵ Kraven omfattar en bred grupp verksamheter som är federala. Till skillnad från NEPA gäller samtliga övriga studerade rättsakter både för privata och offentliga projekt. Helt naturligt gäller kraven enligt Esbokkonventionen för de verksamheter som får betydande gränsöverskridande miljöpåverkan. Esbokkonventionen anger att varje påverkan, inte enbart av global natur, inom ett område under en parts jurisdiktion (som orsakas av en föreslagen verksamhet vars källa är belägen helt eller delvis inom ett område under en annan parts jurisdiktion) skall ge rätt att medverka i ett förfarande för miljökonsekvensbedömning i det land där källan är belägen.

NEPA anger inte kategorier för vilka verksamheter som skall anses medföra betydande miljöpåverkan. Det ligger dock i sakens natur att projekten är stora då det handlar om federala åtgärder. De nyzeeländska kraven uppvisar samma form i detta avseende. Den nyzeeländska lagstiftningen anger krav på miljökonsekvensbedömningar vid ansökan om tillstånd. De som söker tillstånd för sina projekt och de enskilda personer som föreslår ändringar av en plan måste redovisa en miljökonsekvensbedömning tillsammans med de åtgärder som de föreslår.⁴⁴⁶ Regionala myndigheter och distriktsmyndigheter är skyldiga att genomföra en miljökonsekvensbedömning där de visar på miljöeffekterna av de policier och metoder som de fattat beslut om.⁴⁴⁷

Övriga rättsakter följer ett system där man gör en uppdelning mellan verksamheter som alltid skall omfattas av kraven och andra som omfattas först efter en individuell bedömning. Den ena kategorin omfattar således verksamheter som genomgående (utan individuell bedömning) anses medföra betydande miljöpåverkan och den andra omfattar verksamheter som skall bedömas var för sig (från fall till fall). Bilaga III till EG-direktivet anger t.ex. som kriterier för bedömning av betydande miljöpåverkan bl.a. projek-

⁴⁴⁵ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1508.18.

⁴⁴⁶ RMA, Appendix I, Part II., artiklarna 64–73.

⁴⁴⁷ ”Assess the environmental results anticipated from the implementation of their policies and methods” (James, *The Legal Context of AEE*, år 2, s. 2).

tets karakteristika, dvs. storlek, kumulation med andra projekt, användning av naturresursmaterial, produktion av avfall, skaderisker, förorening och reversibilitet.

En tydlig indelning och klara kriterier för bedömning av de verksamheter som skall omfattas av kraven måste ses som positivt. Det är olämpligt att ställa krav på omfattande utredningar av miljökonsekvensbedömningar med samrådsförfaranden i de fall där miljökonsekvenserna är begränsade. Ser man till de mål som uppställts för det rättsliga verktyget är detta grundläggande. IAIA anger bl.a. att ett av målen med miljökonsekvensbedömningar är att förutse och undvika, minimera eller kompensera betydande negativa biofysiska, sociala eller övriga relevanta konsekvenser av ett exploateringsföretag.⁴⁴⁸

17.2.2 Ett objektiva miljöbeslutsunderlag

Kravet att miljökonsekvensbedömningen skall vara objektiv följer av alla rättsakterna. NEPA är emellertid i särklass mest tydlig i sina krav. Där betonas att objektivitet skall präglade såväl utredningen som dokumentationen. Man får t.ex. enligt NEPA inte använda resurser med avsikten att förstärka ett önskvärdt alternativ före det slutgiltiga beslutet. Miljökonsekvensbedömningen skall utgöra ett objektiva underlag, inte endast ett rättfärdigande av en förutbestämmd lösning, något som också uttryckligen sägs i reglerna.⁴⁴⁹ Detta är viktigt att notera. I övriga rättsakter är objektiviteten inte explicit uttryckt, även om det ligger i t.ex. den svenska utredningstraditionen att en utredning där vetenskapliga fakta osv. åberopas skall kännetecknas av objektivitet och saklighet.

Ser man till vikten av att beslutsunderlaget är objektiva torde den amerikanska modellen vara att föredra, eftersom det ligger nära till hands att ex-

⁴⁴⁸ ”To anticipate and avoid, minimize or offset the adverse significant biophysical, social and other relevant effects of development proposals” (IAIA, *Principles*, 1999, ”Aims”).

⁴⁴⁹ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.2(a).

plaatören vill framställa projektet på ett sätt som gynnar hans intressen. Enligt IAIA:s generella principer skall miljökonsekvensbedömningen vara objektiv och trovärdig. Att ge uttryck för detta i lagen är väsentligt för att motverka utredningar i syfte att legitimera egna intressen.⁴⁵⁰

17.2.3 En rimlig omfattning

Av de studerade rättsakterna är det NEPA som innehåller de mest utförliga kraven på miljökonsekvensbedömningens omfattning, och NEPA:s regler skulle också med fördel kunna fungera som riktmärke för andra länder i fråga om rättslig kravnivå. Miljökonsekvensbedömningens omfattning skall t.ex. bestämmas av de miljöeffekter som projektet ger upphov till. Ingen annan rättsakt är lika utförlig som NEPA på denna punkt. En princip om rimlighet skall också enligt lagen ge vägledning för miljökonsekvensbedömningens omfattning.⁴⁵¹ Detta är möjligen implicit uttryckt i övriga rättsakter. Dokumentationen skall enligt NEPA vara koncis och inte längre än vad som är absolut nödvändigt.⁴⁵² Detta krav ligger indirekt i övriga rättsakter. I miljökonsekvensbedömningen skall det enligt NEPA finnas bevis för att man genomfört nödvändiga provtagningar. Endast EG-direktivet ligger i närheten av de amerikanska kraven på denna punkt. Enligt direktivet skall verksamhetens miljöpåverkan visas, och en bedömning av tänkbara åtgärder för att minimera den skadliga miljöpåverkan skall redovisas. Till dessa minimikrav kommer mer utförliga innehållskrav som anges i direktivets bilaga IV.⁴⁵³ Enligt NEPA skall det dessutom framgå vem som utfört provtagning-

⁴⁵⁰ ”Credible – the process should be carried out with professionalism, rigor, fairness, objectivity, impartiality and balance, and be subject to independent checks and verification” (IAIA, *Principles*, 1999).

⁴⁵¹ Se kapitel 13 ovan.

⁴⁵² CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.2(c), Part 1502.2.

⁴⁵³ ”En beskrivning av de troliga, mer betydande miljöeffekterna av projektet som helhet, utnyttjandet av naturresurser, utsläppen av föroreningar, uppkomsten av andra störningar samt bortskaffandet av avfall, och exploitörens beskrivning av de metoder som använts för att i förväg bedöma miljöeffekterna.” (Direktiv 85/337/EEG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, bilaga IV, punkt 4).

arna och hur detta skett. Även detta krav är otydligt uttryckt i övriga rättsakter.

Det som utmärker NEPA och gör dess kravnivå hög är, utöver vad som ovan anförts, vidare skyldigheten att visa på irreversibla och irreparabla konsekvenser samt att redogöra för förhållandet mellan kortsiktiga och långsiktiga behov av att ta miljöns resurser i anspråk⁴⁵⁴; någon motsvarighet till dessa krav finns inte i de andra rättsakterna. NEPA-reglerna anger dessutom att miljökonsekvensbedömningen skall visa hur projektet inverkar på eventuella markanvändningsplaner och andra planer och program för det aktuella området.

Esbokonventionens krav på miljökonsekvensbedömningens omfattning påminner om de amerikanska. Som tidigare nämnts krävs det t.ex. en precisering och redovisning av projektets syfte: miljökonsekvensbedömningen skall visa verksamhetens utformning, processanvändning m.m. samt dess syfte. De svenska kraven överensstämmer i stor utsträckning med de övriga icke-amerikanska rättsakternas krav och ligger nära formuleringarna i EG-direktivet. Till skillnad från både NEPA och Esbokonventionen (men i likhet med EG-direktivet och RMA) föreligger inget krav om att precisera syftet. Inte heller eventuell avsaknad av teknisk kunskap behöver anges. Målet enligt MB 1 kap. 1 § skall fungera som en ram för vad miljökonsekvensbedömningen skall omfatta. Då lagen anger att man i alla beslut skall främja lagens mål, är det rimligt att anta att miljökonsekvensbeskrivningen skall vara så omfattande att detta är möjligt. Enligt 6 kap. skall dessutom miljökonsekvensbeskrivningen uppvisa ett sådant innehåll att den motsvarar syftet med de krav som anges i 6 kap. 3 §. Som jämförelse kan nämnas att miljökonsekvensbedömningen enligt den nyzeeländska lagstiftningen skall in-

⁴⁵⁴ NEPA, Sec. 4332(c), Sec. 4332(2)(c)(iii).

nehålla uppgifter som gör det möjligt att värdera de faktiska eller potentiella effekter på miljön som verksamheten medför.⁴⁵⁵

Som framgått är det NEPA som är mest utförlig i de rättsliga kraven på miljökonsekvensbedömningens omfattning. Man torde kunna anse att andra rättsakter genom reglernas syfte osv. håller samma kravnivå. Explicita krav rörande omfattning och innehåll är emellertid en god försäkran dels om att miljökonsekvensbedömningen är ändamålsenlig⁴⁵⁶, dels om att omfattningen är förutsebar för exploatören.

17.2.4 Beaktande av miljöbeslutsunderlaget

I de olika rättsakterna – utom i NEPA – är kravnivån när det gäller beaktandet av miljöbeslutsunderlaget relativt låg. Det går förvisso att utläsa att ett beaktande skall ske, men däremot ger varken praxis, doktrin eller andra dokument eller riktlinjer mer substans till vad detta beaktande i realiteten skall innebära. Det vanligaste är att resonemanget utmynnar i en hänvisning till att miljöbeslutsunderlaget inte är rättsligt bindande: det är möjligt för den berörda myndigheten att sedan den tagit del av miljöbeslutsunderlaget bestämma något som i miljöhänseende strider mot vad detta visar. EG-direktivet har emellertid skärpts upp betydligt genom direktiv 2003/35/EG. Genom direktivet ställs krav på att redogöra för de huvudsakliga skäl och överväganden som beslutet grundar sig på och artikel 8 samt 9 ställer förhållandevis preciserade krav på beaktande av miljökonsekvensbedömningen både vad avser dess innehåll och resultat av samråd. Dessa ändringar innebär att EG-direktivet är klart mer utförligt än t.ex. miljöbalken. Noteras kan

⁴⁵⁵ "Shall be in such detail as corresponds with the scale and significance of the actual or potential effects that the activity may have on the environment" (RMA, artikel 88(6)(a)); "Shall be prepared in accordance with the Fourth Schedule" (RMA, artikel 88(6)(b)).

⁴⁵⁶ "Purposeful – the process should inform decision making and result in appropriate levels of environmental protection and community wellbeing" (IAIA, *Principles*, 1999).

dock att miljöbalkskommittén föreslår en ändring som innebär att den svenska lagstiftningen följer samma linje.⁴⁵⁷

Vid vilken tidpunkt miljökonsekvensbedömningen skall överlämnas till myndigheten och hur beaktandet skall gå till framgår endast av NEPA.⁴⁵⁸ EG-direktivet kräver att miljökonsekvensbedömningen skall genomföras och färdigställas innan beslut fattas. Detta innebär dock att direktivets krav uppfylls även om bedömningen överlämnas till beslutsfattaren i ett mycket sent skede av projektplaneringen, och direktivet ger således stort manöverutrymme i fråga om när miljökonsekvensbedömningen skall vara tillgänglig. Miljöbalken föreskriver att miljökonsekvensbeskrivningen skall följa med ansökan och godkännas antingen före eller samtidigt med beslutet i tillståndsfrågan. Studier av de nyzeeländska reglernas tillämpning har visat att de flesta miljöbeslutsunderlag som färdigställts har överlämnats till beslutsfattarna i ett alltför sent skede, något som vållat dessa stora svårigheter att ta del av materialet på ett fullgott sätt. I samma studie kunde man visa att förfarandet oftast initierats för sent, vanligen när projektet redan givits en viss utformning. Psykologiska ”bindningar” vid vissa lösningar uppges bl.a. av detta skäl ha uppstått tidigt.⁴⁵⁹

Det moment som avser beaktandet av miljökonsekvensbedömningen är väsentligt för det rättsliga verktygets genomslagskraft. Krav på beaktande åtföljt av en skriftlig motivering bör vara en lägsta kravnivå. Jämförelsen visar att det är endast NEPA som föreskriver att beslutet skall innehålla en motivering till hur man har beaktat miljökonsekvensbedömningen.

⁴⁵⁷ Se avsnitt 16.2.2..

⁴⁵⁸ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1506.10(b), Part 1506.10(b)(2), Part 1506.10(c) och Part 1506.10(d).

⁴⁵⁹ Office of the Parliamentary Commissioner for the Environment, *Assessments of Environmental Effects*, 1995.

17.3 Syfteskriteriet

17.3.1 Endast NEPA och Esbokonventionen reglerar syfte

NEPA föreskriver att både syfte och behov skall ligga till grund för den primära miljöbedömningen och den fortsatta miljökonsekvensbedömningen.⁴⁶⁰ Det är endast Esbokonventionen som uttalar lika tydliga krav på denna punkt.⁴⁶¹ Konventionens krav om syftesprecisering framgår mycket tydligt. Ingen av de övriga (här studerade) rättsakterna reglerar precisering av syfte. De svenska kraven har emellertid ett indirekt krav om att precisera syftet: länsstyrelsen har möjlighet att kräva en precisering av syftet i samband med beslutet om betydande miljöpåverkan enligt MB 6 kap. 4 §.

Med tanke på att EG-direktivet är ett minimidirektiv kan dock varje medlemsland kräva att syftet skall preciseras, trots att direktivet inte föreskriver att detta skall ske. Formellt är det ändå endast NEPA och Esbokonventionen som har tydliga krav på att syftet ska preciseras. NEPA kräver dessutom att nyttan med projektet i förhållande till olika miljömål och policier skall visas.

17.3.2 Ett strategiskt viktigt krav

Kravet på att precisera syftet med verksamheten är strategiskt viktigt och utgör stommen för utredningen. Det är därför anmärkningsvärt att detta är ett krav som synes vara ofullständigt tillgodosett i huvudparten av de studerade rättsakterna. I ljuset av principen om kommande generationers rättigheter är värdet av en miljökonsekvensbedömning som klarlägger nyttan och

⁴⁶⁰ ”The statement shall briefly specify the underlying purpose and need to which the agency is responding in proposing the alternatives including the proposed action.” (CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.13).

⁴⁶¹ ”(a) A description of the proposed activity and its purpose” (Esbokonventionen, bilaga II).

behoven med verksamheten ur ett både kortsiktigt och långsiktigt perspektiv väsentligt. Med kravet på syftesprecisering följer enligt den amerikanska lagstiftningen också ett klarläggande av behov. NEPA är därför långt mer tydlig i sina krav än övriga rättsakter.

I samband med avgränsningen av projektets syfte och de därmed följande kraven om att visa på nytta och behov, framträder en många gånger komplex väv av primära, sekundära och jämbördiga syften samt i vissa fall projekt som endast och uteslutande syftar till att främja genomförandet av ett annat projekt. Det är alltså endast NEPA som reglerar skyldigheten att i samband med preciseringen även klarlägga behov. I preciseringen ligger således en mängd olika frågor som det är väsentligt att öppet diskutera för att åstadkomma en interaktion mellan sociala, ekonomiska och biofysiska aspekter. Avgränsningen av syftet är inte reglerad i NEPA, men av kraven går det att utläsa att syftet måste vara snävt. Reglerna innehåller inga bestämmelser om syften på olika nivåer osv. Ett syfte som inte är tillräckligt precist skapar onekligen problem då det ger utrymme för ett alltför stort antal olika handlingsalternativ, vilket i sin tur med stor sannolikhet resulterar i en alltför omfattande utredning. En sådan utredning kan inte förmedla en ändamålsenlig helhetsbild.

Då syftespreciseringen är ett centralt led i förfarandet för att åstadkomma en gedigen konsekvensbedömning, är det rättsläge som studien visar inte bra. Att syftet inte preciseras kan t.ex. medföra inte bara att miljökonsekvensbedömningen blir alltför generellt hållen utan också att den kommer att behandla frågor som inte fyller någon funktion. Miljökonsekvenserna kan alltså vara väl utredda, men om de alternativ som utgör utgångspunkt för konsekvensutredningen inte är relaterade till syftet, kan de likafullt ge en missvisande bild av verksamhetens miljöpåverkan.

En integrerad och holistisk miljökonsekvensbedömning kan svårligen åstadkommas utan regler om att syftet skall preciseras. Oavsett detaljeringsgrad och kravnivå bör övriga regler inte anses kunna väga upp en avsaknad av detta krav. Med stöd av försiktighetsprincipen och målet om hållbar utveckling bör regler som inte innehåller krav om en syftesprecisering starkt ifrågasättas.

17.4 Alternativkriteriet

17.4.1 Rimliga alternativ och ett nollalternativ

Samtliga de studerade rättsakterna reglerar alternativ. Det som skiljer reglerna åt är deras kravnivå, närmare bestämt möjligheterna att på olika grunder frångå kraven på alternativredovisning, och deras grad av utförlighet.

NEPA föreskriver att utredningsmaterialet skall omfatta en likvärdig redovisning och analys av alla rimliga alternativ, inkluderat det förhållandet att ingen åtgärd alls vidtas. Vilket alternativ som föreslås skall tydligt framgå av beslutsunderlaget.⁴⁶² Övervägandet av olika alternativa lösningar har i EU givits en alltmer framträdande roll och fått en allt större betydelse både för miljöpolitiska formuleringar och för lagstiftningen. För vissa medlemsländer intar övervägandet av alternativ en central plats, medan det i andra länder har en mer undanskymd roll. I de allra flesta länder krävs en bedömning av nollalternativ och andra alternativ som kan leda till annat val av lokalisering, förfarande, utformning osv.⁴⁶³ Den skärpning som vidtogs i samband med införandet av direktiv 97/11/EG ligger också helt i linje med det sätt som miljölagstiftningen inom gemenskapen har utvecklats de senaste åren.⁴⁶⁴ I jämförelse med EG-direktivet är de svenska kraven något mer precisa. Kraven innebär en skyldighet att formulera alternativ med avseende på lokalisering och utförande samt nollalternativ. Esbokonventionens regler

⁴⁶² CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1508.25(c).

⁴⁶³ I de flesta medlemsländer finns en lagstadgad skyldighet att överväga alternativ och väga dem mot de förväntade projektmål som tillståndet avser. I några länder, däribland Frankrike, har de alternativ som bedömts inte varit enbart varianter inom projektet utan även helt andra projekttyper som kan leda till samma mål (KOM (2003) 334 slutlig).

⁴⁶⁴ Den tidigare skrivningen om att exploatören ”vid behov” skall göra ”en översiktlig redovisning av de huvudalternativ som exploatören övervägt” (direktiv 85/337/EEG, bilaga III, punkt 2) byttes ut mot en formulering om att en sådan redovisning ”skall” göras (direktiv 85/337/EEG i dess ändrade lydelse enligt direktiv 97/11/EG, artikel 5.3 och bilaga IV, punkt 2). Genom ändringen avsåg man att i direktivet som helhet betona vikten av att överväga alternativ.

håller också en relativt hög kravnivå; både alternativ och nollalternativ skall ingå i miljökonsekvensbedömningen. De nyzeeländska kraven på att formulera och redovisa alternativ är tydliga, men de är emellertid inte rättsligt bindande.⁴⁶⁵

17.4.2 Allmänhetens medverkan i formuleringen

Genomgående för alla rättsakter – utom NEPA – är att allmänhetens medverkan inte (med hänsyn till diskussion och formulering av olika alternativ) regleras närmare. Det saknas t.ex. regler som ger anvisningar om hur allmänhetens ”tillskott beträffande alternativ” skall handhas. Det ges inte någon vägledning om huruvida endast miljömässigt bättre alternativ som föreslås av allmänheten skall föras in i utredningen eller om alla (av allmänheten föreslagna) alternativ skall beaktas. Här ger inte heller NEPA någon vägledning.

17.4.3 Omfattningen

Utförliga krav på alternativa lösningar är en central del i det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömningar. Ett miljöbeslutsunderlag som endast ger beslutsfattaren en handlingsmöjlighet (eller två, om man räknar in alternativet att neka tillstånd) kan svårligen mäta sig med ett beslutsunderlag som förser beslutsfattaren med en mer sammansatt bild av rådande förhållanden, där hänsyn tas till alternativa handlingsvägar. Hur omfattande redogörelsen för alternativ skall vara, bl.a. hur många alternativ som bör tas med och hur utförligt varje alternativ skall utredas, framgår endast av NEPA och av den praxis som är knuten till lagens mångåriga tillämpning. Det finns anledning att ifrågasätta varför man inte ställt krav på att det skall klarläggas hur de olika alternativen står sig i förhållande till försiktighetsprincipen och principen om kommande generationers rättigheter. Om det redovisas tre

⁴⁶⁵ Office of the Parliamentary Commissioner for the Environment, *Assessments of Environmental Effects*, 1995.

alternativ i utredningen, är det ur ett hållbarhetsperspektiv intressant att få klarhet i hur respektive alternativ ter sig i ljuset av dessa principer. Alternativens omfattning kan även (utöver ”rule of reason”) vägledas av principen om att förorenaren betalar.

17.4.4 Tidpunkt för formulering

Att tidpunkten för formuleringen av alternativ anges i reglerna är väsentligt, eftersom det fortsatta förfarandet är helt beroende av att alternativ har utarbetats. Det är nämligen med utgångspunkt i alternativen som miljökonsekvenserna skall utredas. Ett förfarande utan alternativ är närmast irreparabelt, dvs. denna brist går knappast att kompensera i ett slutskede. Trots detta framgår det inte tydligt av någon av de studerade rättsakterna att formuleringen av alternativ skall ske vid en viss tidpunkt. Detta är en brist i de befintliga reglerna.

17.5 Miljökonsekvenskriteriet

17.5.1 Samtliga rättsakter har utförliga krav

Samtliga de studerade rättsakterna ställer krav på att miljökonsekvenserna skall utredas och bedömas. Kraven är förhållandevis likvärdiga. De skillnader som föreligger rör kraven på att redovisa kumulativa och irreversibla konsekvenser. Det är endast NEPA som uppställer bägge dessa krav. Det är väsentligt att miljökonsekvenserna utreds med syftet att skapa en helhetsbild. De svenska kraven har lägst kravnivå med avseende på konsekvensernas karaktär. Det är t.ex. oklart vad som avses med indirekta konsekvenser och det föreligger inte något uttalat krav på att redogöra för och bedöma projektets kumulativa konsekvenser. Kraven på de miljöeffekter som skall framgå enligt den nyzeeländska modellen är omfattande. Den definition av ”effekt” som återfinns i lagens inledning är vid, och eftersom även definitionen av ”miljö” är vid finns det en solid rättslig grund för att miljöbesluts-

underlaget skall vara uttömmande i detta avseende. Av definitionen av ”effekt” framgår att här inräknas även kumulativa effekter.⁴⁶⁶

17.5.2 Redovisning av mätningar och avsaknad av kunskap

Av betydelse för objektiviteten är att det ur miljökonsekvensbedömningen skall gå att utläsa hur mätningarna har gått till och på vilka fakta de gjorda prognoserna vilar samt att det i de fall där iakttagelserna inte är tillräckligt väl underbyggda skall klarläggas vari bristerna består. Av de studerade rättsakterna är det NEPA och EG-direktivet som ställer detta krav. De svenska reglerna innehåller inte några krav på att man i miljökonsekvensbedömningen skall ange analysmetoder, avsaknad av kunskap osv. Detta är en stor brist.

17.5.3 Miljökonsekvensernas omfattning

De frågor som rör miljökonsekvensbedömningens relevans måste bedömas från fall till fall. Genomgående bör emellertid hållbarhetsrelaterade frågeställningar bemötas, t.ex. på vilket sätt projektet bidrar till att skydda miljön. Den bild som tecknas av projektet i ljuset av olika miljömål och kvalitetsnormer ger särskilt värdefull information om projektet ur ett hållbarhetsperspektiv. Det är endast NEPA som reglerar kopplingen till olika miljömål, och ingen av de studerade rättsakterna anger att miljökonsekvensbedömningen skall klarlägga om det finns miljö kvalitetsnormer inom det berörda området. Det finns således allvarliga brister i rättsakterna på denna punkt.

Det sätt på vilket hälsoaspekter utreds är ännu ett mått på miljökonsekvensbedömningens användbarhet. Bedömningen av konsekvenserna för människors hälsa bidrar till en integrerad helhetsbild av konsekvenserna. Påverkan

⁴⁶⁶ ”Any cumulative effect which arises over time or in combination with other effects” (RMA, artikel 3(d)).

på grundvatten och buller är två konkreta exempel på relevanta frågor som skall vara föremål för utredning och bedömning.⁴⁶⁷

17.5.4 Checklistor för miljökonsekvenserna

Många års tillämpning i USA har visat att detaljeringsgraden hos innehållskravet givit ett gott utfall i form av bra miljöbeslutsunderlag, då reglernas tydlighet bidragit till att de kunnat åberopas vid överklagande av ofullständiga miljökonsekvensbedömningar.⁴⁶⁸ Även de övriga rättsakterna ger förhållandevis god information om vad som skall utredas. Det är sannolikt inte lämpligt att formulera krav som i detalj anger exakt vilka aspekter på miljön och människors hälsa som skall utredas och bedömas. Reglerna bör i stället vara så utformade att det finns utrymme för en bedömning från fall till fall. Det är också skäligt att man i varje enskilt fall fastställer vilka konsekvenser som är aktuella. Reglerna bör samtidigt, som t.ex. den amerikanska NEPA, vara tämligen detaljerade med avseende på viktiga komponenter. Det är rimligt att följa ett system med checklistor som innehåller vissa hållpunkter (variabler) för vad miljökonsekvensbedömningen mer konkret bör innehålla. Hållpunkterna bör inte vara ensamt styrande, då detta kan medföra att utredningen inte anpassas efter de förhållanden som råder på den aktuella platsen. De hållbarhetsvariabler som nämnts tidigare i avhandlingen är en bra utgångspunkt för förståelse för hur sådana variabler kan formuleras.

För att man skall kunna uppmärksamma mindre utsläpp som i realiteten medför betydande påverkan, t.ex. om de tillförs en miljö med befintliga föroreningskällor, bör kumulativa och synergistiska effekter ingå i utredningen. Krav på att redovisa kumulativa konsekvenser återfinns i samtliga rättsakter utom Esbokonventionen och miljöbalken.

⁴⁶⁷ Se bl.a. Harrop, *Air Quality Assessment and Management*, 2002, s. 252; Atkinson, *Water Impact Assessment*, 1999, s. 273; Wathern, *Ecological Impact Assessment*, 1999, s. 327; Hankinson, "Landscape and Visual Impact Assessment", 1999, s. 347.

⁴⁶⁸ Se avsnitt 13.2.3 ovan, "Innehåll i EIS".

De sammanlagda och synergistiska konsekvenserna kan förmedla en värdefull helhetsbild av konsekvenserna. Det är därför en allvarlig brist i de svenska kraven att krav på redovisning därav inte föreligger. En redogörelse för kumulativa konsekvenser ter sig som helt nödvändig med utgångspunkt i försiktighetsprincipen och med avseende på miljöbeslutsunderlagets hållbarhetsrelevans. Beslutsfattare som inte får information om projektets mer svårgripbara konsekvenser (de som krävs för en både bredare och djupare förståelse) kommer att vara dåligt rustade att fatta beslut där de skall främja hållbar utveckling.

17.6 Jämförbarhetskriteriet

I merparten av de studerade rättsakterna saknas krav på en redovisning som möjliggör en jämförelse. Det finns ingenting i EG-direktivet som tyder på att de olika alternativens miljökonsekvenser skall beskrivas på ett sådant sätt att de – utan större ansträngningar – kan jämföras, och varken NEPA eller de svenska, de nyzeeländska eller de internationella reglerna innehåller heller tydliga krav på att de miljökonsekvenser som utreds skall framställas och också utredas på ett sådant sätt att de går att jämföra.⁴⁶⁹ Den skyldighet att redovisa konsekvenserna i en icke-teknisk sammanfattning som t.ex. de svenska kraven anger motsvarar inte kravet på jämförbarhet. Denna icke-tekniska sammanfattning skall hjälpa den som inte har möjlighet att grundligt sätta sig in i utredningen att få en generell och överskådlig bild, men den kan inte sägas vara likvärdig med en fullständig utredning av de olika alternativens miljöeffekter, utförd på ett sätt som gör dem sinsemellan jämförbara.

⁴⁶⁹ Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s. 27. – Westerlund anser emellertid att de amerikanska reglerna kräver en avvägning på grund av att besluten skall fattas på ekologiskt grundade premisser.

17.7 Öppenhetskriteriet

17.7.1 NEPA har de mest långtgående kraven

Rättsakterna reglerar öppenheten på något olika sätt. NEPA är mycket tydlig med att förfarandet skall vara öppet, och CEQ har dessutom genom riktlinjer angivit hur mötena skall gå till, var de skall hållas osv. Det anges t.ex. specifikt i NEPA att exploatören måste välja en plats för samråd där allmänheten känner sig väl till mods.⁴⁷⁰ Särskilt intressant är att NEPA föreskriver att planeringen och besluten skall återspegla de olika värden som miljön uppbar och därmed förhindra försening i ett senare skede. Förfarandet skall, som tidigare visats, påbörjas och utföras i ett så tidigt skede att miljökonsekvensbedömningen inte utgör en legitimering av redan i förväg fattade beslut.⁴⁷¹

⁴⁷⁰ De amerikanska reglerna ger goda möjligheter att i olika skeden av förfarandet påverka utredningen. Det första tillfället är i förfarandets inledande fas, dvs. när man skall klarlägga vilka frågor som miljökonsekvensbedömningen skall omfatta (CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1501.7). Det andra är när den preliminära miljökonsekvensbedömningen ”skickas ut på remiss” (CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1502.9), och det tredje är i samband med domstolsprövning (Fogleman, *Guide to the National Environmental Policy Act*, 1990. s. 137 ff.; Westerlund, *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, 1999, s. 62 ff.; Anderson & Daniels, *NEPA in the Courts*, 1973, s. 287 ff.). – I en studie av NEPA:s tillämpning anges följande sammanfattning, av vilken det tydligt framgår att det även för NEPA:s del föreligger ett behov av att finna bättre former för att etablera allmänhetens deltagande: ”Environmental impact assessment has, been successful in the United States in changing the way federal agencies develop projects and, increasingly, how they develop plans and programs [...] Finally, public participation and involvement remain a critical element of the EIA process, and are especially vital if the process is to be utilized to ensure that minority communities and low-income communities are not disproportionately subjected to adverse public health and environmental impacts” (Miller, *Status and Progress of EIA in the United States of America*, u.å.).

⁴⁷¹ CEQ, *Regulations on EIA*, Part 1501.2, Part 1502.5.

17.7.2 Samråd i linje med rättstradition och kultur

EG-direktivet är näst efter NEPA:s de mest utförliga. Miljöbalken bygger på samma öppenhet som NEPA men detaljeringsgraden i reglerna är inte lika höga som i EG-direktivet. Detta gäller framförallt de nya regler som tillkommit genom direktiv 2003/35/EG.⁴⁷² Med direktivet följer bl.a. en skyldighet att ge allmänheten tillgång till information som rör tillståndsprövningen av projektet. Informationen skall ges i rimlig tid innan beslut om tillstånd meddelas.⁴⁷³ Detsamma gäller skyldigheten att förse de myndigheter som berörs av verksamheten med information.⁴⁷⁴ Som en förlängning av beslutsprocessens tänkta öppenhet följer vidare kravet på myndigheten att informera allmänheten om tillståndets innehåll och villkor. EG-direktivet föreskriver även att den allmänhet som berörs skall ges rätt att uttrycka sina åsikter om projektet innan tillstånd ges.⁴⁷⁵ I det nyzeeländska miljökonsekvensbedömningsförfarandet finns inga rättsligt bindande krav om allmän-

⁴⁷² I vissa medlemsländer anordnas emellertid öppna utfrågningar och offentliga sammankomster, särskilda utställningar och information via media. I flertalet länder har man kommit att uppställa krav på allmänt offentliggörande i stället för att frågan avgörs genom brev och mer personliga kontakter. I samband med ”befarat” kontroversiella projekt har åtgärder inom hela EU vidtagits för att underlätta och främja allmänhetens deltagande genom tidigt igångsättande av diskussioner, förlängning av tiden för utfrågningar, tillsättande av en lokal kommitté och anordnande av fler möten för samråd än vad minimikraven i direktivet föreskriver (KOM (2003) 334 slutlig, s. 83).

⁴⁷³ Direktiv 85/337/EG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, artikel 6.2.

⁴⁷⁴ Direktiv 85/337/EG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, artikel 6.1.

⁴⁷⁵ Direktiv 85/337/EG i dess ändrade lydelse enligt direktiven 97/11/EG och 2003/35/EG, artikel 6.2. – Graden av deltagande har i EU-medlemsländerna kommit att påverkas av projektets art, storlek och lokalisering. Deltagandet har även påverkats av hur kontroversiellt projektet har varit och i hur stor utsträckning det har uppmärksammats i media. Många gånger har det visat sig vara icke-statliga organisationer och media som har utgjort den tändande gnistan för allmänhetens engagemang. Motorvägar, vanliga vägar, vattenreningsverk, flygplatser, kraftverk, höghusbebyggelse, stenbrott och stora dammar hör till de projekt som medfört störst engagemang bland allmänheten. Även projekt som påverkar Natura 2000-områden har väckt stort intresse (KOM (2003) 334 slutlig, s. 83).

hetens inflytande och deltagande.⁴⁷⁶ När en verksamhet inte anmäls ställs allmänheten också helt utanför. Vem som helst kan emellertid, när utredningen är klar, invända genom en ”submission”, dvs. utnyttja en individuell rätt att bevaka sitt intresse av en ”ren” miljö i vid mening.⁴⁷⁷ Alla har rätt att föra talan mot miljökonsekvensbedömningen.⁴⁷⁸

17.8 Granskningskriteriet

Samtliga rättsakter reglerar i någon mening kontroll av miljökonsekvensbedömningens innehåll och kvalitet. Reglerna är mest utförliga i NEPA. EG-direktivet har emellertid fått klart förbättrat innehåll genom de ändringar som infördes genom direktiv 2003/35/EG. Direktivet uppställer emellertid inte några direkta krav på granskning av miljökonsekvensbedömningens relevans⁴⁷⁹, även om det ges en möjlighet att neka tillstånd till en verksamhet i de fall där direktivets minimikrav (artikel 5.3) inte är tillgodosedda, dvs. om informationen är ofullständig.⁴⁸⁰ Direktivet föreskriver dels en rätt

⁴⁷⁶ I de fall där maoriernas intressen påverkas måste emellertid samråd alltid ske. Det är då inte exploatören som ombesörjer detta, utan samrådet sker genom myndighetens försorg.

⁴⁷⁷ *Charter v North Shore City Council* (M1112/93, Anderson J, HC Auckland, 10/5/94).

⁴⁷⁸ Nya Zeelands miljökommission har, trots att allmänhetens deltagande inte har fullt stöd i lagen, tagit aktiv ställning för samrådets betydelse, och det råder inga större tvivel om att samråd med allmänheten också företas i betydande omfattning. (Office of the Parliamentary Commissioner for The Environment, *Assessment of Environmental Effects*”, 1995, s. 49–62.

⁴⁷⁹ I EG:s riktlinjer har kontrollen framhållits som ett led i fastställandet av om den miljöinformation som exploatören lämnat till behörig myndighet är tillräcklig som underlag för ett beslut om exploateringstillstånd. Det finns inte några direkta regler i direktivet för hur miljöinformationen skall inlämnas, men flertalet stater förväntar sig (i enlighet med god internationell sed) att denna information inlämnas i form av en separat rapport (KOM (2003) 334 slutlig, s. 60).

⁴⁸⁰ Några av medlemsstaterna har emellertid ett noggrant angivet och reglerat granskningsförfarande, där bl.a. en oberoende utvärdering av miljöbeslutsunderlaget ingår. Detta gäller t.ex. för Nederländerna. Miljöbeslutsunderlaget kontrolleras där först med avseende på hur väl det stämmer överens med de särskilda riktlinjerna för projektet. Är det inte tillfredsställande, måste miljökonsekvensbeskrivningen kompletteras. I samband med ett godkännande

för exploatören att få yttrande om miljökonsekvensbedömningens innehåll (en kontrollfunktion) dels en skyldighet för myndigheten att ange de skäl och överväganden som beslutet grundar sig på, enligt artikel 5.2 och artikel 9.1.

I miljöbalken har den tillståndsprovande myndigheten givits rätt att kontrollera miljökonsekvensbeskrivningen.⁴⁸¹ Granskningen skall enligt MB 6 kap. 9 § ske antingen genom ett särskilt beslut eller i samband med avgörandet av målet eller ärendet. Det är därför först i samband med godkännandet av miljökonsekvensbeskrivningen som den mer genomgripande kontrollen skall ske. I flertalet fall deltar andra myndigheter genom ett remissförfarande. I mål hos miljödomstolen är det t.ex. vanligt att Naturvårdsverket, länsstyrelsen och kommunens miljönämnd yttrar sig i frågan. Finner tillståndsmyndigheten att ansökan är ofullständig, skall sökanden föreläggas att komplettera den inom viss tid.⁴⁸² Följer sökanden inte detta föreläggande kan myndigheten komma att, med stöd i MB 22 kap. 2 § och 19 kap. 5 §, avvisa ansökan.⁴⁸³ Visar det sig i efterhand att sökanden har lämnat oriktiga uppgifter eller att uppgifter har utelämnats som har varit av betydelse för

skall ett yttrande inhämtas från den oberoende kommissionen beträffande underlagets kvalitet och tillräcklighet.

⁴⁸¹ MB 6 kap. 9 §. – Svensk rätt ställer alltså inte krav på löpande kontroll av förfarandet. En ansökan om tillstånd inges till miljöprövningsdelegationen vid länsstyrelsen eller miljödomstolen. Ansökan skall enligt MB 22 kap. 1 § innehålla en miljökonsekvensbeskrivning. Enligt MB 6 kap. 9 § skall den myndighet som är utsedd att pröva ansökan ta ställning till om miljökonsekvensbeskrivningen uppfyller de krav som uppställs i MB 6 kap. och till om materialet är av sådan kvalitet att det kan ligga till grund för prövning.

⁴⁸² En miljökonsekvensbeskrivning som underkänns med anledning av uteblivna samråd har i svensk praxis också inneburit en skyldighet att börja om från början. Uteblivna samråd har betraktas som en så väsentlig brist att det förelegat skäl att avvisa ansökan (Miljööverdomstolen, SM 4, den 13 februari 2002. Allvarliga brister i miljökonsekvensbeskrivningen p.g.a. att ett utökat samråd inte genomförts).

⁴⁸³ ”Det bör i detta sammanhang återigen framhållas och kan inte tillräckligt understrykas att beslutsmyndigheten i enlighet med förvaltningsförfarandets allmänna principer har ett ansvar för att ärendena blir tillfredställande utredda. Därmed har också bl.a. en miljödomstol befogenhet och skyldighet att förordna om de kompletteringar av beslutsunderlaget som den bedömer vara nödvändiga” (Prop. 1997/98:45, s. 294).

tillståndet, kan detta återkallas eller villkoren omprövas enligt MB 24 kap. 3 och 5 §§.⁴⁸⁴ Esbokonventionen ger inga mer utförliga anvisningar för vare sig granskning eller kontroll. I Nya Zeeland gäller att innan en AEE kan läggas till grund för en tillståndsprövning skall den granskas av myndigheten.⁴⁸⁵ Om informationen inte anses vara tillräcklig kan, som visats ovan, ytterligare upplysningar begäras in. En sådan begäran kan göras om detta anses vara nödvändigt för att myndigheten bättre skall kunna förstå verksamhetens natur, dess miljöeffekter och det sätt på vilket exploitören har tänkt sig att mildra de negativa miljöeffekterna. Det är således exploitörens skyldighet att verkligen se till att myndigheten har all den information som den behöver för bedömningen. Myndigheten kan i de fall där utredningen är otillräcklig antingen begära in mer information eller helt enkelt avslå ansökan.⁴⁸⁶ Miljödomstolen⁴⁸⁷ har även betonat att kraven på fullgörande av AEE-skyldigheten är allvarligt menade. Man uttalade bl.a. i ett mål att beslutsunderlaget (AEE) var så bristfälligt att domstolen inte kunde avgöra målet.⁴⁸⁸ Frågan om en illa utförd AEE kan göra tillståndsansökan ogiltig

⁴⁸⁴ Den tidigare rutinen med kompletteringsrunda vid miljöprövning enligt miljöskyddslagen tillämpas även i miljöbalken. Kompletteringsrundan innebär att myndigheten skickar ut ansökan på en ”runda” till vissa myndigheter. I de flesta fall rör det sig om Naturvårdsverket, länsstyrelsen och den kommunala miljönämnden. Myndigheterna får, tillsammans med ansökan, en förfrågan om huruvida det finns behov av att komplettera ansökan. Rutinen med kompletteringsrunda har alltså förts in i miljökonsekvensbeskrivningsförfarandet (trots att det inte finns lagstöd för detta). Möjligheten att krävkompletteringar har, på förfrågan, av flertalet myndigheter bemötts positivt. Många myndigheter framhåller det värdefulla i att de – i samband med samråd och i stort sett under tillståndsprocessens alla steg – kan begära in kompletteringar. En uppfattning som framförts av flera verksamhetsutövare är emellertid att kompletteringskrav som kommer sent i förfarandet försvårar och fördyrar. De framhåller därför att det måste föreligga starka skäl för att få framföra kompletteringskrav efter kompletteringsrundan. Ett grundligt samrådsförfarande av det slag som föreslås anses också minska behovet av kompletteringsrunda (SOU 2003:124, s. 101 ff.).

⁴⁸⁵ RMA, artiklarna 93 och 94.

⁴⁸⁶ *Mc Farland v Naiper City Council* (1993).

⁴⁸⁷ Den domstol som tidigare benämndes Planning Tribunal heter numera Environmental Court. Där överklagas beslut om ”resource consent”, dvs. tillståndsbeslut (RMA, artiklarna 120 och 121).

⁴⁸⁸ ”Council, at first instance had no jurisdiction to hear the matter” (*Scott B and Others v New Plymouth District Council* (W091/93,21/10/1993)).

har varit föremål för prövning. Domstolen har kommit fram till att myndighetens möjlighet att begära in mer information gör att ansökan kan tillbakavisas men att det inte handlar om ett ogiltigförklarande.

Del IV – Det rättsliga verktygets potential ur ett hållbart perspektiv

18 Miljökonsekvensbedömning som rättsligt verktyg för håll- bar utveckling

18.1 Inledning

Huvudsyftet med det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömningar är, som det diskuterats i denna avhandling att åstadkomma beslutsunderlag som har sådana kvaliteter att de tillhandahåller den kunskap som behövs för att de beslut som fattas skall vara miljömässigt riktiga i ett långsiktigt hållbart perspektiv. Det yttersta syftet med det rättsliga verktyget är i detta perspektiv, att bidra till hållbar utveckling. Den återkommande frågan har varit hur verktyget bör se ut (hur det bör vara konstruerat och vad det bör innehålla) för att på bästa sätt fungera som ett verktyg för hållbar utveckling. Pågående forskning visar att det ännu i dag är få regelsystem som uppvisar rättsliga krav på miljökonsekvensbedömningar som innebär att dessa i realiteten blir hållbarhetsbedömningar, ”sustainability assessment”.

Sustainability assessment is being increasingly viewed as an important tool to aid in the shift towards sustainability. However, this is a new and evolving concept and there remain very few examples of effective sustainability assessment processes implemented in the world.⁴⁸⁹

⁴⁸⁹ Pope, Annandale & Morrison-Saunders, ”Conceptualising sustainability assessment”, 2004, s. 595–616.

Diskussionen kring hur det rättsliga verktyget bör formuleras ska inte uppfattas som sista ordet i denna fråga. De aspekter som har lyfts fram är de delar som under utredningen av reglerna och genom analysinstrument har framstått som särskilt betydelsefulla. Det finns säkerligen fler aspekter och andra infallsvinklar på hur verktyget miljökonsekvensbedömning kan diskuteras i ljuset av hållbar utveckling. I det följande kommer jag att – med utgångspunkt i vad utredning har visat – på olika sätt ge en bild av vad miljökonsekvensbedömningen bör förmedla och av hur den bör framarbetas, dvs. miljökonsekvensbedömningsförfarandet. Med stöd av utredningen diskuteras hur det rättsliga verktyget kan och bör vidareutvecklas för att på bästa sätt fungera som verktyg för hållbar utveckling. Jag tar här särskilt fasta på de miljörättsliga principerna och hur innehållet i dessa bör förankras i det rättsliga verktyget.

Den diskussion som jag fört inom ramen för analysen kan tillämpas som en begynnande teoretisk grund för det fortsatta resonemanget om verktygets funktion för hållbar utveckling.⁴⁹⁰ De olika komponenter som sammanförts har lett fram till en sammansatt (om än inte fullständig) bild av de regler som bildar det rättsliga verktyget. Centralt är att delarna tillsammans bildar en helhet, och det är framför allt denna helhet som framträder som avgörande för reglernas genomslagskraft och verktygets funktion för hållbar utveckling. För att få en så hanterlig bild som möjligt av verktygets mest centrala delar (utifrån dess funktion för hållbarhet) har jag valt att peka ut tre delar som jag anser vara särskilt viktiga och som var för sig för vidare till en komplex väv av regler som måste preciseras och samordnas:

- Ett helhetsperspektiv.
- Fullständig öppenhet och etablerad kommunikation.

⁴⁹⁰ Jfr Sandgren, ”Om teoribildning och rättsvetenskap”, SvJT 2004-05:2.;Cashmore, ”The Role of Science in Environmental Impact Assessment”, 2004.

- Löpande granskning och kontroll.

En grundläggande egenskap hos det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömning är att det handlar om ett beslutsunderlag som skall förmedla en helhetsbild av projekts miljöpåverkan. Med ”helhetsbild” menas att den som tar del av miljökonsekvensbedömningen skall kunna se hur miljösituationen förändras totalt sett till följd av den aktuella verksamheten. Den nuvarande situationen ingår i denna bild, liksom den miljösituation som blir följden av att verksamheten inte genomförs. Direkta, indirekta och kumulativa samt irreversibla effekter är exempel på vad som bör ingå i bedömningen. Påverkan på miljön lokalt, nationellt och globalt utgör en annan sida av helheten, samverkan mellan olika faktorer en tredje.

Det ska råda fullständig öppenhet i förfarandet och föreligga en etablerad kommunikation hela vägen fram till dokumentationen. Reglerna skall klarlägga vad öppenheten innebär och dessutom innehålla bestämmelser som anger formerna för den kommunikation som skall fortgå genom hela förfarandet. För att åstadkomma en etablerad kommunikation måste t.ex. exploatören skapa förtroende hos allmänheten och myndigheterna. Regelverktyget bör innehålla krav som möjliggör detta.

Regler om granskning och kontroll avser att främja kvalitet, förhindra att miljökonsekvensbedömningar underkänns i ett sent skede (dvs. strax före tillståndsprövningen) och se till att allmänheten kan lita på att undermåliga miljökonsekvensbedömningar inte ”slipper igenom” och ligger till grund för viktiga beslut.

18.2 Vad miljökonsekvensbedömningen bör förmedla

Miljökonsekvensbedömningen bör förmedla objektiv och för beslutet relevant information.⁴⁹¹ Den bör vara fokuserad, interdisciplinärt täckande, ve-

⁴⁹¹ Jfr Alton & Underwood, ”Let Us Make Impact Assessment More Accessible”, 2003.

tenskapligt signifikant osv.⁴⁹² Den får inte ge uttryck för en redan förutbestämd lösning. Med ”objektiv information” menas vetenskapligt verifierbara fakta som behandlas på ett vetenskapligt tillförlitligt sätt.⁴⁹³ Med ”relevant information” avses information som är av relevans för bedömningen av projektet och som ger rimlig klarhet om hur projektet påverkar miljön ur ett hållbart perspektiv. Att förmedla hur projektet bidrar till eller motverkar hållbar utveckling handlar t.ex. om att visa på risken för allvarlig irreversibel påverkan eller om att för projekt som medför produktion av växthusgaserna visa hur man bidrar med lämpliga åtgärder för att reducera utsläppen. Av miljökonsekvensbedömningen bör det gå att utläsa i vilken utsträckning man inom ramen för projektet avser att vidta åtgärder för att skydda miljön och på vilket sätt detta kan komma att leda till en högre grad av balans mellan olika miljörelaterade komponenter.⁴⁹⁴ Miljökonsekvensbedömningen bör även ge information om i vilken mån projektet står i överensstämmelse med eller strider mot olika miljömål, miljö kvalitetsnormer och miljörettsliga principer, t.ex. på vilket sätt miljökonsekvenserna av projektet bidrar till eller motverkar skyddet av kommande generationers intressen.⁴⁹⁵ Proportionalitetsprincipen och andra förvaltningsrättsliga principer bör ge vägledning i fråga om utredningens omfattning.⁴⁹⁶

18.3 Förfarandet med miljökonsekvensbedömning

För att ett ändamålsenligt integrerat beslutsunderlag skall kunna åstadkommas bör förfarandet med miljökonsekvensbedömning vara tidigt initierat, noggrant, systematiskt och interdisciplinärt.⁴⁹⁷ En interdisciplinär hantering

⁴⁹² IAIA, *Principles*, 1999: ”focused”, ”interdisciplinary”, ”rigorous”.

⁴⁹³ Se kapitlet om beslutsunderlagskriteriet, avsnitt 5.5 och 5.6 ovan.

⁴⁹⁴ Se Clive Georges hållbarhetsvariabler, avsnitt 4.1.5 ovan.

⁴⁹⁵ Se kapitlet om miljökonsekvenskriteriet, avsnitt 8.7 ovan.

⁴⁹⁶ Se kapitlet om miljökonsekvenskriteriet, avsnitt 8.6.3 ovan.

⁴⁹⁷ ”Miljökonsekvensbedömningsprocessen ska tillämpas så tidigt som möjligt och genom den föreslagna aktivitetens hela livscykel” (IAIA, *Principles*, 1999, arbetsprinciper); se

av olika frågor ger en större möjlighet att se projektet ur ett helhetsperspektiv. Förfarandet bör även vara anpassat, trovärdigt och transparent. Då förfarandet utgörs av en rad relativt väl definierade faser är det fullt möjligt och dessutom rimligt att låta dessa styra när samråd skall hållas och när inriktningen skall fastställas för de frågor som skall diskuteras och avhandlas.⁴⁹⁸ Större och kontroversiella projekt bör följa en procedur som innebär bl.a. att frågorna bereds med tätare intervall än när det gäller projekt av mindre kontroversiellt slag.⁴⁹⁹ Utan att det görs avkall på ”god vetenskaplig sed” eller ”god miljökonsekvensbedömningssed” bör förfarandet med miljökonsekvensbedömningen vara effektivt, praktiskt och fokuserat.⁵⁰⁰ I den mån aktuella frågor kan behandlas parallellt bör detta också ske. Miljökonsekvensbedömningen bör komma till under demokratiska och kommunikativa former samt förmedla miljömässigt riktig kunskap.⁵⁰¹ Samtliga medverkande måste få möjlighet att se sin roll i förfarandet i jämförelse med andras olika roller. Bara på så sätt är det möjligt för den enskilde att se helheten i det förfarande som pågår med avseende på medverkan. De frågor som är föremål för samråd och öppen diskussion bör noggrant dokumenteras. För att förhindra att medverkande aktörers synpunkter enbart tas emot och återges utan att integreras i projektutvecklingen och miljökonsekvensbedömningen bör man inte sammanställa dessa synpunkter i en separat del av miljökonsekvensbedömningen. I de fall där så ändå sker, t.ex. i form av ett samrådsyttrande, bör det tydligt framgå hur åsikterna har mottagits och i vilken utsträckning de har kommit att påverka utredningen.⁵⁰²

även IAIA, *Principles*, 1999, grundläggande principer: ”rigorous”, ”systematic”, ”interdisciplinary”.

⁴⁹⁸ Jfr principen om allmänhetens deltagande; se kapitlet om öppenhetskriteriet, avsnitt 10.3 ovan.

⁴⁹⁹ Se kapitlet om öppenhetskriteriet, bl.a. avsnitt 10.2.3 ovan.

⁵⁰⁰ IAIA, *Principles*, 1999, grundläggande principer: ”efficient”, ”practical”, ”focused”.

⁵⁰¹ Jfr Van der Burg, ”The Expressive and Communicative Functions of Law, Especially with Regard to Moral Issues.”, 2001; Habermas, *Between Facts and Norms*, 1996.

⁵⁰² Se kapitlet om öppenhetskriteriet, avsnitt 10.3.3 ovan.

Decleris skriver i sin analys av lagstiftningens omvandling till en hållbar lagstiftning, ”the law of sustainable development”, följande:

Finally, the new law will be an *open system in continual communication with society*. The same cannot be said of the old Law, which was almost closed since no provision at all was made for a feedback mechanism and the assessment of its results. A series of procedural principles will ensure the open character of the new Law system:

- a) *the principle of transparency* will supplement the old principle of the publicity of Law, and will establish the trust of societies in the Law, thereby increasing its prestige,
- b) *the principle of information* will empower participants to take responsible part in the law-making process,
- c) *the principle of popular participation* in defining the structure of public problems will bring about true democracy,
- d) *the principle of accountability* will ensure continuous feedback for the necessary corrections and adaptations of the law.⁵⁰³

Det är intressant att notera hur väl det rättsliga verktyget miljöbeslutsunderlagöverensstämmer med de procedurmässiga principer som Decleris åberopar. Öppenhet anförs som en central del av rättens vidareutveckling till att bli mer anpassad till hållbar utveckling.

Inför införandet av miljökonsekvensbedömningkrav i den svenska rätten skrev regeringen i proposition 1990/91:90 följande:

Det är viktigt att en bedömning av miljökonsekvenserna kommer in i ett tidigt planeringsskede, parallellt med tekniska och ekonomiska frågor, innan

⁵⁰³ Decleris, *The Law of Sustainable Development*, 2000, s. 43.

beslut fattas om viss plan, åtgärd eller ett projekt. Miljökonsekvensbeskrivningar bör integreras i samhällets beslutsprocesser. En ökad systematik vid framtagande av underlag för beslut, som kan antas få betydande verkningar på miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser har många fördelar. Det innebär ett ökat tryck på myndigheter och företag i samband med olika beslut som har stor betydelse för miljön, hälsan och hushållningen med naturresurser och kulturmiljön. Införandet av krav på miljökonsekvensbedömningar kan därför bidra till att främja ett mer miljöinriktat beslutsfattande i samhället.⁵⁰⁴

Öppenheten i förfarandet är avsedd att skapa ökade möjligheter att påverka och syftet med reglerna är att främja ett mer miljöinriktat beslutsfattande i samhället. I dag eftersträvas inte bara mer miljöinriktat beslutsfattande utan även beslut som också i realiteten innebär ett främjande av hållbar utveckling. Reglernas funktion för hållbar utveckling har också inneburit en precisering av målet i sig och av hur bedömningen skall kunna förmedla en bild som ger vägledning om hur vi bör handla för att närma oss detta mål.

18.4 Uttryck för miljörättsliga principer

De miljörättsliga principerna bör med konsekvens och tydlighet göras till en del av regelkonstruktionen. Reglerna bör bestå av preciserade krav som motsvarar principernas ändamål och är formulerade på ett sådant sätt att de resulterar i en utredning som förmedlar en bild av miljösituationen på lång sikt ur ett globalt perspektiv, dvs. relaterad till kommande generationers intressen. I avhandlingen har jag tagit upp ett begränsat antal principer, men naturligtvis kan ett flertal andra miljörättsliga principer också komma att spela en viktig roll. En sådan är lokaliseringsprincipen, som t.ex. ger stöd för att miljökonsekvensbedömningen skall redovisa olika alternativ och vara inriktad på att söka det ur miljösynpunkt lämpligaste alternativet. En annan är principen om produktval (substitution), som legitimerar krav på utförlig utredning kring t.ex. alternativ kemikalieanvändning.

⁵⁰⁴ Prop. 1990/91:90, s. 167–168.

Litteratur och praxis har visat att principerna kan komma på undantag och att de dessutom kan användas i vitt skilda sammanhang med varierade bakomliggande syften. En exploatör kan t.ex. i ett andetag anföra att försiktighetsprincipen är företagets ledstjärna och i nästa kräva tillstånd att i samband med byggnation få grumla vattnet i en för fiskebeståndet känslig vattenmiljö, oavbrutet under flera år, trots att de negativa konsekvenserna lär kunna bli betydande. För att principerna inte skall riskera att användas som legitimering av sådana ingrepp i miljön som de är avsedda att utgöra värn mot, bör reglerna därför ge konkret uttryck för principernas innehåll. I den aktuella situationen skulle det bl.a. kunna ställas krav på att exploatören måste visa om fiskebeståndet består efter två års grumling, vilka risker som föreligger att fiskebeståndet slås ut och hur säkra uppgifter man har om rådande förhållanden.

Ett annat exempel är att en exploatör som vill påla för brofästen i ett sand- och dylandskap (våtmark). Om det föreligger risk för att man i samband med pålningen gräver upp bottenmaterial som innehåller kvicksilver måste en exploatör, med stöd av försiktighetsprincipen (bevisbördan), vara skyldig att utreda och verifiera ett påstående om att de sammanlagt 8 ton kvicksilver som för ett trettiotal år sedan släpptes ut (under loppet av ett visst antal år) nu har förts ut i havet och inte bundits upp i sandbankar nedströms utsläppplatserna. I överensstämmelse med försiktighetsprincipen borde det i den beskrivna situationen ställas mycket höga krav på de mätmetoder som används för att kontrollera om det finns kvicksilver i sandbankarnas dylager, med tanke på att spridning av kvicksilver även i ytterst små mängder är mycket farligt. Om exploatören inte klarar att visa med säkerhet att det inte finns kvicksilver i det sand- och lermaterial (bottensedimenten) som man avser att gräva upp, bör tillstånd inte kunna ges, eftersom det skulle kunna få helt förödande konsekvenser att chansa i en sådan situation. Kviksilver kommer in i näringskedjan, där ackumulering sker, och när människor så småningom påverkas är hälsoriskerna mycket allvarliga.⁵⁰⁵

⁵⁰⁵ Se kapitlet om försiktighetsprincipen, avsnitt 3.2.3 ovan.

Med utgångspunkt i de principer som jag har fört fram i avhandlingen, dvs. principen om kommande generationers rättigheter, försiktighetsprincipen, principen om att förorenaren betalar och principen om allmänhetens deltagande, bör det rättsliga verktyget miljökonsekvensbedömning bl.a. förses med krav om att:

- miljökonsekvenserna skall bedömas över ett med kommande generationers rättigheter förenligt tidsperspektiv,⁵⁰⁶
- exploitören skall visa hur projektet inverkar på den biologiska mångfalden (även globalt),⁵⁰⁷
- miljökonsekvensbedömningen skall visa på genomförbara kompensationsplaner, och kompensation för förlust av habitat skall där så är lämpligt krävas för beviljande,⁵⁰⁸
- kumulativa, synergistiska och eventuella irreversibla effekter skall bedömas och redovisas,⁵⁰⁹
- tänkbara olika reaktionsmönster i miljön som kan innebära att konsekvenserna är svåra att förutsäga skall klarläggas,⁵¹⁰
- exploitören skall redogöra för hur riskbedömningarna gjorts, för vilken kunskap som eventuellt saknas och för hur man fått fram

⁵⁰⁶ Jfr Westerlund, *Miljörättsliga mikrotoser*, 2000, s.5

⁵⁰⁷ Jfr konventionen om biologisk mångfald, artikel 14: ”Konsekvensbedömning och minimering av skadliga effekter”.

⁵⁰⁸ Jfr Westerlund, *Miljörättsliga mikrotoser*, 2000, tes, 15-17.

⁵⁰⁹ Se kapitlet om försiktighetsprincipen, avsnitt 3.2.3 ovan.

⁵¹⁰ Se kapitlet om försiktighetsprincipen, avsnitt 3.2.3 ovan.

sina uppgifter, dvs. vilka mätinstrument och mätmetoder som använts,

- allmänheten skall ges rätt att samverka, och det skall slås fast vad samverkan innebär i sak,⁵¹¹
- exploatören skall ansvara för kunskap och ha bevisbörda.⁵¹²

18.5 Vikten av konkreta krav

Diskussionen har visat att det är väsentligt att åstadkomma utförliga och tydliga krav för samtliga led i förfarandet liksom miljökonsekvensbedömningens innehåll. Det ter sig nödvändigt att ange både tidsangivelser för förfarandet och uppgifter om mängden information i dokumentationen. Vidare bör det finnas preciserade krav på vad miljökonsekvensbedömningen skall innehålla för att ge relevant information om projektets miljöpåverkan ur ett hållbarhetsperspektiv. Dessa krav skulle möjligen inledningsvis kunna schematiseras i form av kontrollpunkter eller checklistor. Det tunga utredningsansvar som följer av skyldigheten att bedöma miljökonsekvenserna innebär att kraven bör ställas enbart på verksamheter med betydande miljöpåverkan.⁵¹³ Det är inte rimligt att ställa så långtgående krav på mindre verksamheter med mindre miljöpåverkan. Ett problem är att även små verksamheter i en hårt belastad miljö kan bli droppen som får bägaren att rinna över och allvarligt försämra miljösituationen i området som helhet. Trots

⁵¹¹ Se kapitlet om principen om allmänhetens deltagande, avsnitt 3.2.5.

⁵¹² Se kapitlet om beslutsunderlagskriteriet, bl.a. avsnitt 5.5 ovan; jfr IAIA, *Principles*, 1999, grundläggande principer: ”rigorous”, ”credible”, ”systematic”.

⁵¹³ Se kapitlet om beslutsunderlagskriteriet, avsnitt 5.4 ovan; jfr ett av målen med miljökonsekvensbedömning enligt IAIA, *Principles*, 1999, nämligen ”att förutse och undvika, minimera eller kompensera betydande negativa biofysiska, sociala eller övriga relevanta konsekvenser av ett exploateringsförslag”.

denna problematik har jag emellertid funnit att det är olämpligt att ställa krav avseende miljökonsekvensbedömning på sådana verksamheter.⁵¹⁴

Kraven bör vara så utformade att man på bästa sätt åstadkommer objektivitet. Tydliga krav för att tillgodose objektivitet och rimlig omfattning utgör dessutom en bra grund för kvalitetsgranskning. Reglerna bör, trots min uppfattning om att de skall vara utförliga och ha relativt hög detaljeringsgrad – som t.ex. de amerikanska –, naturligtvis inte innebära att orimliga krav ställs på exploatören. Reglerna måste också formuleras på ett sådant sätt att det är möjligt för exploatören att kunna förutse miljökonsekvensbedömningens omfattning.⁵¹⁵ Det har vidare kunnat visas att det är väsentligt att alla inblandade redan från början (åtminstone översiktligt) känner till hur förfarandet kommer att fortlöpa med avseende på samråd, granskning och utredning av miljökonsekvenser osv. I enlighet med detta tycker jag mig kunna dra slutsatsen att det är väsentligt att tydligt reglera vem som bär ansvar för vad i förfarandet.⁵¹⁶

18.6 Tänkbara inslag i reglerna

18.6.1 Ett helhetsperspektiv

Definitioner: Verktuget bör förses med legaldefinitioner där centrala begrepp definieras. Definitionerna bör ge svar på vad som menas med bl.a. ”bedömning”, ”samråd”, ”verksamhetens syfte”, ”nollalternativ”, ”miljökonsekvens”, ”granskning” och ”kontroll”.⁵¹⁷ Med inledande definitioner

⁵¹⁴ Jfr Carlman, ”Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige”, 1995.

⁵¹⁵ Se kapitlet om proportionalitetsprincipen, avsnitt 4.1.1.3.

⁵¹⁶ Jfr rättsutvecklingen inom EG, senaste ändringar genom direktiv 2003/35/EG.

⁵¹⁷ Den nyzeeländska lagen RMA inleds exempelvis med en lång rad definitioner, bl.a. följande av begreppet ”miljö”: ”Environment includes (a) Ecosystems and their constituent parts, including people and communities; and (b) all natural and physical resources; and (c) amenity values; and (d) the social, economic, aesthetic, and cultural conditions which affect

kan man undvika de problem som annars kan uppstå på grund av att förfarandet är komplext och många olika funktioner skall samverka. Varje del bör fungera väl, och det är enligt min uppfattning en bra lösning att så långt som möjligt definiera vad de olika delarna i strikt mening står för och hur de skall hanteras både i sak och formellt.

Alternativ: Att det redovisas alternativa sätt att förverkliga syftet med projektet är grundläggande för att tillgodose miljökonsekvensbedömningens funktion som beslutsunderlag. Av reglerna skall, i enlighet med denna allmänna och etablerade uppfattning, följa en skyldighet (med mycket små möjligheter till undantag) att redovisa alternativa lösningar.⁵¹⁸ Det bör också uttryckligen anges vad som avses med bl.a. ”alternativa lösningar” och ”nollalternativ”.⁵¹⁹ Analysen av rättsakterna har givit mig stöd för påståendet att betydelsen av väl utredda alternativ kommit att betonas allt mer.⁵²⁰ Min uppfattning är också att miljökonsekvensbedömningar som inte innehåller alternativa lösningar är mycket ofullständiga. Analysen av rättsakterna visar emellertid samtidigt att det är endast NEPA och Esbokonventionen som reglerar en skyldighet att precisera verksamhetens syfte.⁵²¹ Enligt min uppfattning är det just kopplingen till syftet med verksamheten och till nytan eller behovet av denna som lägger grunden för vilka alternativa lösningar som kan formuleras. Om reglerna inte anger en skyldighet att precisera syftet med verksamheten, kan detta således medföra att miljökonsekvensbedömningarna inte förmedlar en bild som är förankrad och relevant.⁵²²

the matters stated in paragraphs (a) to (c) of this definition or which are affected by those matters:”Resource Management Act 1991, part I, interpretation and application.

⁵¹⁸ Jfr Westerlund, *Miljörättsliga grundfrågor*, 2003, kapitel 29.

⁵¹⁹ Se kapitlet om alternativkriteriet, avsnitt 7.4 ovan. Jfr McCold & Saulsbury, ”Defining the No-Action Alternative for National Environmental Policy Act Analyses of Continuing Actions”, 1998.

⁵²⁰ Se den jämförande analysen av alternativkriteriet, avsnitt 18.4 ovan.

⁵²¹ Se avsnitt 18.3.1 ovan.

⁵²² Se kapitlet om syfteskriteriet, avsnitt 6.2 ovan.

Alternativ har en synnerligen stor betydelse i miljöfrågor. Bl.a. finns ju här en *hushållningseffekt*. Om ett projekt eller liknande ska genomföras för att nå ett visst resultat (ändamål, syfte) är det naturligtvis samhällsekonomiskt fördelaktigt om man då väljer det tillvägagångssätt för att nå syftet, som ger totalt sett minst negativ miljöpåverkan, eller minst miljöpåverkan i förhållande till nyttan etc. Följer man en sådan princip, motverkas risken för att onödiga skador orsakas på vägen mot ett avsett resultat.⁵²³

Miljökonsekvenser: Reglerna bör vara utförliga med avseende på bedömningen av miljökonsekvenserna, t.ex. vilka konsekvenser som skall tas med i bedömningen, hur långt dessa konsekvenser skall utredas och i vilken utsträckning följdverksamheter skall tas med i utredningen och bedömningen. Min uppfattning är att analysen av rättsakterna har visat att krav på en gedigen bedömning av konsekvenserna för miljön är etablerad i lagstiftningarna. Min uppfattning är dock att det behövs än tydligare regler för vad miljökonsekvensbedömningen skall omfatta.⁵²⁴ Objektiviteten i bedömningen måste vidmakthållas, och detta sker rimligen bäst genom att lagen är så tydlig som möjligt angående vad som skall ingå i bedömningen, vad som är en acceptabel vetenskaplig nivå och vilka bedömningsgrunder som skall användas när man fastställer utredningens omfattning.

18.6.2 Öppenhet och etablerad kommunikation

Tidsramar: Analysen av de studerade rättsakterna har givit mig uppfattningen att det är väsentligt att i reglerna ange tidsintervall för när de olika leden i förfarandet skall ske och uppgifter om vilken omfattning de skall ha. Det bör t.ex. tydligt framgå när samråd skall ske, även i de fall där det anses

⁵²³ Westerlund, *Miljörättsliga grundfrågor*, 2003, s. 361.

⁵²⁴ Jfr IAIA, *Proposed Conceptual and Procedural Framework for the Integration of Biological Diversity Considerations with National Systems for Impact Assessment*, 2001; CEQ, *Considering Cumulative Effects under the National Environmental Policy Act*, 1997; Cooper & Sheate, "Cumulative Effects Assessment", 2002; Sloodweg & Kolhoff, "A Generic Approach to Integrate Biodiversity Considerations in Screening and Scoping for EIA", 2003; King, "What Should Be the 'Cultural Resources' Element of an Environmental Impact Assessment?", 2000.

nödvändigt med flera samråd.⁵²⁵ Tidsramen är en viktig komponent för det öppna förfarandet. Det är ingen lämplig lösning i detta avseende att bjuda in till samråd inom ramen för en miljökonsekvensbedömning flera månader efter det att förfarandet påbörjats. Samrådsförfarandet kan då förlora i trovärdighet och gå miste om viktig information, synpunkter osv. från allmänheten.⁵²⁶ När det gäller formulering av alternativ skall reglerna, för att ett sådant tänkbart scenario skall kunna undvikas, som sagt ange tidpunkter men också närmare anvisningar för hur allmänhetens föreslagna alternativ skall hanteras i utredningen, bl.a. vad som skall föras in i utredningen och vad som kan lämnas åt sidan.⁵²⁷ Reglerna bör alltså ange inom vilka ramar som de olika medverkande aktörerna skall ha rätt att påverka utredningen både till form och till innehåll. Kraven bör anpassas efter förhållandena, dvs. det bör finnas möjlighet att skapa en särskild rutin för miljökonsekvensbedömningen av det aktuella projektet, förutsatt att vissa grundkrav är uppfyllda, t.ex. att ett visst antal samråd anordnas.

18.6.3 Löpande granskning och kontroll

18.6.3.1 Granskningsmyndigheter

Granskning och kontroll av förfarandet och miljökonsekvensbedömningen anser jag vara en mycket viktig aspekt. En bristfällig reglering är riskabel på ett flertal sätt. Miljökonsekvensbedömningar som har kommit till på ett felaktigt sätt eller som innehåller bristfällig information kan komma att leda till felaktiga beslut. Sker inte granskning från de inblandade myndigheternas sida kan detta dessutom leda till misstro från medverkande, bl.a. allmänhet och ideella organisationer. Tilltron till ett korrekt förfarande och till dokumentationens trovärdighet har mycket stor betydelse för att den avsedda öppenheten skall fungera. Detta resonemang grundas både på iakttagelser av praktisk tillämpning och på utfallet av den jämförande analysen av rättsak-

⁵²⁵ Jfr. kapitlet om miljökonsekvensbedömningskrav i EG-rätten, avsnitt 15.2.2 ovan.

⁵²⁶ Se kapitlet om öppenhetskriteriet, avsnitt 10.3 och 10.4 ovan.

⁵²⁷ Se kapitlet om alternativkriteriet, avsnitt 7.2 och 7.4 ovan.

terna. Granskningen sker rimligen bäst genom de myndigheter som av olika skäl medverkar i förfarandet. När det gäller svenska förhållanden bör länsstyrelsen ha en överordnad roll i detta arbete. Länsstyrelsen kan därmed lämpligen fungera som samordnande myndighet för frågor som berör flera myndigheter och överlappar varandra.

18.6.3.2 Kontrollmyndighet

Kontrollen bör dock ske genom en för ändamålet inrättad särskild myndighet.⁵²⁸ Denna myndighet bör ha uppgiften att utöva kontroll över de miljökonsekvensbedömningar som genomförs för projekt som medför betydande miljöpåverkan. Råd och anvisningar som förmedlas av de granskande myndigheterna bör inte frånta den kontrollerande myndigheten rätten att underkänna miljökonsekvensbedömningen. Oavsett om en granskande myndighet har medverkat i förfarandet bör den kontrollerande myndigheten på rättsliga grunder kunna komma fram till att miljökonsekvensbedömningen inte uppfyller kraven och därmed inte kan ligga till grund för beslut.

Ansvar för utredningen kan möjligen, med syftet att säkra utredningens objektivitet, läggas på olika redan befintliga myndigheter. Ett annat sätt vore att införa regler som innebär att de konsulter som utför uppdragen måste ansöka om godkännande för åberopade uppgifter innan dessa får tillföras miljökonsekvensbedömningen. Det är emellertid skäligt att i dag allvarligt överväga om det inte är nödvändigt med en särskild myndighet som antingen ombesörjer genomförandet av miljökonsekvensbedömningarna eller fungerar som kvalitetssäkrande instans för de miljökonsekvensbedömningar som genomförs. Inrättande av en ny myndighet (liknande den nederländska EIA-kommissionen) vore att föredra framför en förstärkning av granskningsfunktionen hos befintliga tillståndsprövande myndigheter, bl.a. eftersom en sådan myndighet bättre skulle kunna åstadkomma en konsekvent granskning och kontroll där myndigheterna följer samordnade krav och kravnivån inte varierar mellan regioner, vilket också torde både öka efter-

⁵²⁸ Se kapitlet om granskningskriteriet, avsnitt 11.3 och 11.4 ovan.

levnaden av kraven och höja kvaliteten på miljökonsekvensbedömningarna. Min uppfattning är att de granskande myndigheterna inte ska belastas med detta yttersta kontrollansvar. Det är svårt för en myndighet att vara både rådgivande och kontrollerande. Svensk rättshistoria visar på denna problematik, bl.a. regler som innebär att statliga verk tillståndsprövade sina ”egna” projekt.

18.6.3.3 Beaktande och överklagande

En skyldighet att motivera beslutet och att i motiveringen ange hur miljökonsekvensbedömningen har beaktats bör ses som en nödvändig komponent i kravreglerna.⁵²⁹ Genom en skriftlig motivering kan som sagt det aktuella beslutet granskas med hänsyn till graden av beaktande. Det är särskilt viktigt att få klarhet i hur beslutsfattaren resonerat i ett beslut; beaktandet bör tillgodose reglernas syfte om att främja hållbar utveckling, och visa hur allmänhetens synpunkter har vägts in i beslutet.

En annan kontrollerande funktion utgörs av rätten att överklaga miljökonsekvensbedömningen, som enligt t.ex. amerikansk praxis är väsentlig.⁵³⁰ De som har varit delaktiga i förfarandet ges möjlighet att, om de anser att felaktigheter uppstått eller att miljökonsekvensbedömningen är felaktig till sitt innehåll, föra frågorna vidare för ny bedömning i högre instans. De som ges rätt att överklaga ges dessutom större möjligheter att följa projekteringen genom hela tillståndsprövningen. Detta ökar allmänhetens engagemang i och tillit till förfarandet liksom miljökonsekvensbedömningens vikt i sammanhanget. Överklaganderätten medför att myndigheter och domstolar blir

⁵²⁹ Jfr direktiv 85/337/EG artikel 9.

⁵³⁰ ”Litigation by public-interest environmental lawyers has been the most important creative force in developing the US law of environmental impact assessment. The legal doctrines of environmental impact assessment (EIA) in the United States might look like they come from the statute or regulations but most of them originated in court decision.” (Bonine, ”Litigation as a Creative Force for Environmental Impact Assessment”, 1997, s. 76.

benägna att vara så utförliga som möjligt när de förklarar hur de har kommit fram till sitt beslut och hur de har beaktat miljökonsekvensbedömningen.⁵³¹

Den berörda allmänheten och de ideella föreningarna bör ges en rätt att överklaga miljökonsekvensbedömningen redan innan den legat till grund för beslut. En sådan lösning är också fullt genomförbar: man inför som ovan åberopats en (överklagbar) myndighetsgranskning av miljökonsekvensbedömningen innan denna överlämnas till den tillståndsprövande myndigheten.⁵³²

⁵³¹ Se kapitlet om granskningskriteriet, avsnitt 11.2 ovan.

⁵³² Se kapitlet om granskningskriteriet, avsnitt 15.5.2 ovan.

English Summary

The main purpose of this thesis is to analyse the legal notion of Environmental Impact Assessment (EIA) in order to provide, on a scientific basis, increased understanding and knowledge of the different components of this legal notion and each component's importance for the whole. The objective is to specify what EIA is at present and what it is intended to be: this thesis shows what the rules are in a few selected countries and goes on to discuss (drawing on the findings from the analysis) how it could be developed in order best to fulfil its function of promoting sustainable development.

Despite international commitment to sustainable development, the environment continues to suffer damage. Depletion of fish stocks does not cease, nor does loss of biological diversity. The negative effects of global warming are already apparent, and natural disasters with ever more devastating consequences occur at an increasing rate. Fertile land disappears as the deserts grow, and developing countries are becoming ever more vulnerable. Pollution of air, water and the oceans still denies millions of people the possibility of leading decent lives.

There is a clear consensus, both internationally and nationally, that decisions in environmental matters should be based on a solid foundation. General agreement on the importance of assessing the environmental impact of projects and measures has given rise to international recognition of EIA. The question asked throughout this thesis is what the EIA rules should look like in terms of their design and content in order to function as a legal tool to promote sustainable development.

EIA rules are a typical example of rules intended to inform environmental decisions, and they should state who is responsible for carrying out the EIA and ensuring that it is scientifically sound as well as how other interested parties can influence the content of the assessment. Further, the rules should indicate how the EIA is to be taken account of in decisions, e.g. what the role of the EIA should be in the decision-making process and what informa-

tion it should contain. The main purpose of an EIA is twofold: to generate information and knowledge of sufficient quality to enable decisions made to be environmentally sound in the long term, and to ensure that this knowledge is actually used as a basis for decisions. Decision-makers should be made aware of how a decision may affect the environment before that decision is made.

A number of criteria – the purpose criterion, the alternative criterion, the environmental-impact criterion, the comparability criterion, the transparency criterion, the supervision criterion and the decision-basis criterion – make it possible to specify the meaning of EIA. These criteria also indicate the different components which have been shown, in practice as well as in theory, jointly (but not individually) to contribute towards meeting the objective of EIA.

EIAs at an overall level differ in several respects from EIAs of individual projects. Strategic assessments are made at an earlier stage of the decision-making process, and the process is broader in that the interested parties are more numerous and the alternatives should have a wider scope. However, it can be difficult to draw a line between EIAs for projects and overall-level EIAs, and sometimes the two categories overlap. The objective of a strategic EIA is to enable a more systematic and formalised assessment of plans and programmes from an environmental point of view. Such an early assessment is intended to help determining the overall direction to be followed in order to promote sustainable development. EIA rules for individual projects, on the other hand, are intended to inform decisions based on a more limited material specific to the project(s) in question.

The approach followed for the analysis described in this thesis has consisted of several steps. The first step has been to determine and define the legal notion of EIA at a more general level. The second step has been to analyse. Here, using the criteria as a starting-point, issues related to EIA are discussed within the theoretical framework indicated and on the basis of the basic and operational principles of EIA best practice defined by the International Association for Impact Assessment (IAIA). Further, a number of sustainability variables have been defined and used as “checkpoints” for the discussion. The third step has been to investigate the EIA rules of a number of legal systems as well as to make a comparative analysis of these rules

using the analysis tool. The fourth and final step has been to discuss – using the theoretical framework, the analysis tool and the legal rules analysed as points of reference – how EIA rules should be drawn up in order to promote sustainable development.

The legal acts investigated with regard to how EIA has been regulated in different legal systems are the following: the US National Environmental Policy Act (NEPA), the EC Directive 85/337/EEC as modified by Directives 97/11/EC and 2003/35/EC, the Espoo Convention on EIA in a Transboundary Context, the New Zealand Resource Management Act (RMA) and the Swedish Environmental Code. The choice of legal acts in addition to the Swedish Code has been guided by a number of interacting factors. The intention has been to shed light upon the rules as regards both their form and their content as well as to reflect several legal levels – i.e. national level, EU level and international level. The reason why e.g. the Netherlands (whose requirements are relatively comprehensive and well-elaborated) has not been analysed independently is that the Netherlands is an EU member state and as such is covered by the Directive. While it is true that Sweden is also a EU member state, it was felt that an investigation of the Swedish rules would be of great value. This probably justifies this structural deviation, especially as the majority of the readers of the thesis are likely to be Swedes. Given that the American rules have served as a guide for many countries and international organisations, their inclusion was an obvious choice. The inclusion of the New Zealand rules is justified by the fact that the RMA, when it was adopted in 1991, was seen as good and partly ground-breaking compared with older environmental legislation; thus the design of the RMA and the generally high “environmental morals” of the country formed the basis for this decision. Finally, the choice of the EU Directive is justified by its relevance for the member states, and that of the Espoo Convention by its international status.

The theoretical starting-point of the thesis is sustainable development. The goal of sustainable development is justified by the vital necessity of achieving a better balance between humans and their environment in order to recreate or maintain the conditions necessary for the survival of humanity. The environmental-quality objectives set by the Swedish government also clarify the ecological dimension of sustainable development. In this thesis, the Rio Declaration’s principles on the environment and development are used to

specify the notion of “sustainable development”. These principles lay down the right to a healthy and rich life in balance with nature, the necessity of a fair distribution between present and future generations, and the need for a global consensus as regards the efforts to maintain, protect and ensure the good health and inviolability of the Earth’s ecosystems. The rationale behind this choice is that the Johannesburg Declaration clearly expresses the continued relevance of these principles. The “environmental problem” is the fact that the environment is deteriorating, in part because we are not able fully to grasp the environmental impact of various development projects and also incapable of taking full responsibility for preventing or mitigating such impact.

The notion of “sustainable development” can be said to contain the expression of a sustainability paradigm which indicates a direction and serves as a platform for various choices of more or less vital importance for development. In this study, sustainable development is seen as a continuous process of adjustment and change. Where sustainable development is presented as a goal, this refers above all to a visionary goal which cannot be completely defined; and where sustainable development is presented as a state to be striven for, what is meant is not a static and entirely measurable state but rather one which may be likened to an ecosystem, i.e. a situation of constant movement and change. The ecological dimension of sustainable development constitutes the “platform” of values used in the elaboration of the analysis tool and in the discussion of how the rules should be designed so as to promote sustainable development.

The comparative analysis, supported by the analysis tool, of the legal acts studied has shown that EIA is regulated in a relatively uniform manner. NEPA has remained the leading light in terms of design and content, but the EC Directive is making clear progress. All legal acts studied contain requirements aimed at projects with major environmental impact; the Swedish Environmental Code does require assessments to be carried out for projects with a minor impact as well, but the requirement of a proper EIA and broader consultation does not become operative until it has been shown that the environmental impact is likely to be major.

Purpose Criterion: NEPA provides that both the purpose of the project in question and the need for it shall form the basis of the initial environmental

assessment and the continued EIA. Of the other legal acts, only the Espoo Convention has equally clear requirements. None of the other three legal acts regulates the specification of purpose. Given that the EC Directive is a minimum directive, however, any member state may choose to require a specification of project purpose even though there is no such requirement in the Directive. As regards the Swedish rules, however, there is an indirect requirement to specify the purpose: the County Council may request a specification of the purpose in connection with its decision on whether the project is likely to cause major environmental impacts.

Alternative Criterion: All of the legal acts contain provisions on the presentation of alternative ways to implement the project. The differences between them concern the likelihood of being granted an exception from this requirement and its level of detail. NEPA provides that the investigation shall account for and analyse, in an equivalent manner, all reasonable alternatives, including the situation where no action is taken (the “zero” alternative); it must also be clear from the material which alternative is recommended. The consideration of alternatives has been given an increasingly important role in the EU, both in environmental policy and in legislation. In some member states, this is a central aspect of EIA; in others, it has a secondary role. In the vast majority of member states, there is a requirement to consider zero alternatives and other alternatives which may lead to the choice of a different localisation, process, design etc. for the project. The strengthening of requirements by the adoption of Directives 97/11/EC and (later) 2003/35/EC is also well in line with recent developments in EC environmental legislation. Compared with the EC Directive, the Swedish requirements are somewhat more precise, involving a duty to draw up localisation and design alternatives as well as a zero alternative. The Espoo Convention’s rules are also at a relatively high level: both a zero alternative and other alternatives must be included in the EIA. The New Zealand requirements as regards the elaboration and presentation of alternatives are clear, but they are not legally binding.

Transparency Criterion: The legal acts studied regulate transparency in somewhat different ways. NEPA is very clear that the procedure must be transparent, and moreover the Council of Environmental Quality has issued guidelines specifying e.g. how and where meetings should take place. For instance, NEPA states specifically that the developer must choose a place

for consultation where the public will feel comfortable. A particularly interesting aspect is that NEPA provides that planning and decisions must reflect the different values represented by the environment, so as to avoid delays at a later stage. Consultation must be initiated and implemented at such an early stage of the EIA that the EIA does not simply legitimise decisions already taken.

All of the legal acts require that the environmental impacts be investigated and assessed. Their requirements are relatively equivalent; the differences found concern the presentation of cumulative and irreversible impacts. Further, all legal acts regulate, in some sense, checks of the content and quality of EIAs. The most comprehensive such rules are those of NEPA. However, the content of the EC Directive has improved considerably with the amendments introduced by Directive 2003/35/EC. Still, the Directive does not include any direct requirements as regards checking the relevance of the EIA, even though it allows the rejection of an authorisation demand if its minimum requirements are not met, i.e. if the information provided is not complete. The Directive further introduces a right for the developer to receive an opinion on the content of the EIA (a checking function) and an obligation for the authority to state the reasons and considerations on which its decision is based.

Standards for sustainable development are provided by a number of internationally recognised principles of environmental law, including the polluter-pays principle, the precautionary principle, the principle that state-of-the-art technology should always be used, the principle that the burden of proof should be on the polluter, the substitution principle, the principle of public participation, the principle that the best localisation should be chosen, and the principle of future generations' rights. Therefore, these and other principles are important for sustainable development and for the interpretation and analysis of EIA rules.

The analysis performed has shown that such environmental-law principles should be integrated in the design of the EIA rules in a consistent and clear manner. The rules should consist of specific requirements which reflect the purposes of the principles and are worded in such a way that they result in an investigation which provides a picture of the environmental situation in

the long term and from a global perspective, i.e. related to the interests of future generations.

Starting from the principles presented in the thesis – the principle of future generations' rights, the precautionary principle, the polluter-pays principle and the principle of public participation – it can be claimed that the rules on EIA should include the following requirements:

- Environmental impacts must be assessed from a perspective which is consistent with future generations' rights;
- The developer must show the full impact of the project on biological diversity (also globally);
- The EIA must present feasible compensation plans, and compensation for loss of habitats must be a requirement for approval where appropriate;
- Cumulative, synergistic and irreversible impacts, if any, must be assessed and presented;
- Any possible reaction patterns in the environment which may make it difficult to predict impacts must be clarified;
- The developer must account for the implementation of risk assessments, for any knowledge which may be lacking, and for the generation of data, i.e. for the measuring instruments and methods used;
- The public must be given the right to interact, and it must be specified what such interaction amounts to in substance.
- The developer must be responsible for acquiring knowledge and must carry the burden of proof.

From the different aspects of the individual criteria presented and discussed in the thesis, it can be concluded that the EIA rules should be designed so as to ensure that the EIA provides objective information which is relevant to the decision. Objective information here refers to scientifically verifiable

facts treated in a scientifically reliable manner, and relevant information is information which is relevant to the assessment of the project and provides reasonable certainty as to how the project will affect the environment from a sustainability perspective. Information about how a project promotes or counteracts sustainable development may concern e.g. the risk of serious irreversible impacts or the measures planned to reduce discharges of greenhouse gases.

It should be clear from the EIA to what extent measures to protect the environment are planned within the project and in what way this may lead to a better balance between various environmental components. Further, the EIA should provide information about the extent to which the project is consistent or inconsistent with various environmental goals, environmental-quality standards and environmental-law principles, for instance how the environmental impact of the project contributes to or counteracts the protection of future generations' interests.

Moreover, the EIA rules should be exhaustive as regards the assessment of environmental impacts, for instance in terms of the impacts to be included, the degree to which these should be assessed and the extent to which subsequent activities should be investigated and assessed. Judging from what has been found in this thesis, there is a need for even clearer rules as to the content of EIAs. The heavy investigative duties associated with the obligation to assess environmental impacts should be imposed only on projects involving major such impacts; it is not reasonable to impose such far-reaching obligations on minor projects involving minor impacts. However, one problem in this context is that even a minor project in a heavily stressed environment may become the straw that breaks the camel's back, causing serious deterioration of the local environment as a whole. Still, notwithstanding this problem, the conclusion drawn in the thesis is that it is unreasonable to impose such EIA requirements on projects involving only a minor impact.

The presentation of alternative ways to achieve the purpose of the project is fundamental in order for the EIA to fulfil its function of informing decision-making. Thus, according to this general and established view, EIA rules must entail an obligation (with very strict provisions on exceptions) to present options. It has been found in this thesis that the range of possible options is in fact determined by the link with the purpose of the project and

with its benefits or the need for it. If the rules do not impose an obligation to specify the purpose of the project, the consequence may thus be that EIAs do not provide a comprehensive and relevant picture. The proportionality principle and other principles of administrative law should provide guidance as to the scope of the investigation.

The production of an appropriate integrated information material in support of decision-making requires the EIA procedure to be initialised at an early stage and to be thorough, systematic and interdisciplinary. An interdisciplinary approach to various matters facilitates a holistic perspective on the project. The procedure should also be well-adapted, credible and transparent. As the procedure consists of a series of relatively well-defined phases, it is perfectly possible, and reasonable, to let these phases determine when consultation should take place and when the decision should be taken on the focus of the issues to be discussed and treated. Major and controversial projects should use a procedure involving, among other things, more frequent working sessions. Without prejudice to “good scientific practice” and “good EIA practice”, the EIA procedure should be efficient, practical and focused. To the extent that relevant issues can be treated in parallel, this should be the case.

The EIA should be developed in a democratic and communicative manner. All parties involved must be able to see their role in the procedure as compared with other roles. It has been possible to show that it is crucial for all parties to have, already at the beginning, at least a general awareness of how the procedure is going to proceed in terms of consultation, supervision, investigation of environmental impacts, etc. It would seem necessary for the rules to provide indications both of the timing of the different phases and of the amount of information to be provided. For instance, it should be clear when consultation is to take place, even in those cases where several instances of consultation are considered necessary. Time-frames are an important component of a transparent procedure. Thus the rules should indicate how and when each involved party is entitled to influence the investigation in terms of both form and content. The requirements should be adapted to the circumstances: it should be possible to create a special procedure for the EIA of a given project, provided that certain basic requirements are met, such as the organisation of a certain minimum number of consultation ses-

sions. The issues which are the subject of consultation and open discussion should be carefully documented.

One way of promoting relevance, objectivity and consistency is to define central notions. It can be argued that the EIA rules should contain definitions of e.g. “assessment”, “consultation”, “purpose of a project”, “zero option”, “environmental impact”, “supervision” and “checking”. Such definitions can be a way of avoiding problems which may be caused by the complexity of the procedure and the necessary interaction of several functions. Each component should work well, and it can be argued that a good way of achieving this is to define, as far as possible, what the individual parts represent and how they should be managed both substantially and formally.

The analysis has shown the importance of supervision and checking of the EIA procedure and report. EIAs produced in an incorrect manner or containing inadequate information may lead to the wrong decisions being taken. Failure by the authorities involved to supervise the procedure may make participants, including the public and non-governmental organisations, doubt the fairness of the procedure, and confidence in the correctness of the procedure and the credibility of the documentation are vital for the intended transparency to work. Supervision is in all likelihood best ensured by those authorities which, for different reasons, already participate in the procedure. Checks, however, should be the responsibility of an agency specially established for that purpose. The task of this agency should be to check EIAs carried out for projects involving major environmental impacts. Advice and instructions given by participating authorities should not be prejudicial to the power of the checking agency to reject EIAs. Regardless of whether a supervisory authority has participated in the procedure, the checking agency should be able to find, on legal grounds, that the EIA does not meet the requirements and thus could not form the basis for a decision.

It is now reasonable seriously to consider the need to establish a special agency entrusted with the task of either performing EIAs or ensuring quality control of EIAs performed by others. The establishment of a new agency (similar to the Dutch EIA Commission) would be preferable to the reinforcement of the supervisory function of existing licensing authorities, among other reasons because such a new agency could better achieve consistent supervision and checks, ensuring that all authorities apply co-

ordinated requirements and that there are no inter-regional differences in the level of requirements. This would also be likely to improve both the observance of EIA rules and the quality of EIAs. It would seem inappropriate to add to the burden of the supervisory authorities by entrusting them with the responsibility of making the ultimate checks.

An obligation to state the reasons for decisions informed by EIAs, specifying how the EIA has been taken into consideration, should be seen as a necessary component of EIA rules. A written statement of reasons enables the decision to be scrutinised from the viewpoint of the degree of consideration of the EIA. It is particularly important to ascertain the line of argument followed by decision-makers; the consideration of the EIA should be consistent with the purpose of the rules, and it should be clear how the viewpoints of the public have been integrated into the decision.

Another control function is the right to appeal against an EIA. Those who have participated in the procedure are given the right to ensure that a higher court re-examines the issues if they think that errors have been committed or that the content of the EIA is inadequate. This enhances the public's commitment to the procedure and their trust in it, as well as increasing the weight of the EIA. The right to appeal also entails that authorities and courts will tend to be as thorough as they can in explaining how they have reached their decisions and how they have taken the EIA into consideration.

Källförteckning

A. Offentligt tryck

Propositioner

Proposition 1990/91:90, En god livsmiljö.

Proposition 1997/98:45, Miljöbalk, del I och del II.

Proposition 1997/98:145, Svenska miljömål. Miljöpolitik för ett hållbart Sverige.

Proposition 2000/01:130, Svenska miljömål och åtgärdsstrategier.

Proposition 2003/04:116, Miljöbedömning av planer och program.

Annat riksdagstryck

Riksdagsskrivelse 1998/99:183.

Riksdagsskrivelse 2001/02:315.

Betänkanden

1989/99: MJU6.

2001/02: MJU 16.

2003/04: MJU8.

2000/01: UU11.

SOU

SOU 1993:27 Miljöbalk

SOU 1994:133 Miljörättsliga principer.

SOU 1996:103 Miljöbalksutredningens huvudbetänkande.

SOU 2003:31 En hållbar framtid i sikte.

SOU 2003:124 En effektivare miljöprövning.

Regeringens skrivelser

Regeringens skrivelse 2001/02:172, Regeringens nationella strategi för hållbar utveckling.

Regeringens skrivelse 2002/03:29, Johannesburg FN:s världstoppmöte om hållbar utveckling.

Regeringens skrivelse 2003/04:129, En svensk strategi för hållbar utveckling – ekonomisk, social och miljömässig.

Författningar och rättsakter

Svenska

Miljöbalken (1998:809).

Luftfartslagen (1957:297).

Väglagen (1971:948).

Lagen (1983:293) om inrättande, utvidgning och avlysning av allmän farled och allmän hamn.

Plan- och bygglagen (1987:10).

Lagen (1987:12) om hushållning med naturresurser.

Lagen (1995:1649) om byggande av järnväg.

Förordning (1998:905) om miljökonsekvensbeskrivningar.

EG

Direktiv

Rådets direktiv 85/337/EEG av den 27 juni 1985 om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt, EGT L 175, 5.7.1985, s. 40–48 (Svensk specialutgåva, Område 15, Volym 6, s. 226).

Rådets direktiv 92/43/EEG av den 21 maj 1992 om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter, EGT L 206, 22.7.1992, s. 7–50 (Svensk specialutgåva, Område 15, Volym 11, s. 114) ("habitatdirektivet").

Rådets direktiv 96/61/EG av den 24 september 1996 om samordnade åtgärder för att förebygga och begränsa föroreningar, EGT L 257, 10.10.1996, s. 26–40 ("IPPC-direktivet").

Rådets direktiv 97/11/EG av den 3 mars 1997 om ändring av direktiv 85/337/EEG om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt, EGT L 073, 14.3.1997, s. 5–15.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2001/42/EG av den 27 juni 2001 om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan, EGT L 197, 21.7.2001, s. 30–37.

Europaparlamentets och rådets direktiv 2003/35/EG av den 26 maj 2003 om åtgärder för allmänhetens deltagande i utarbetandet av vissa planer och program avseende miljön och om ändring, med avseende på allmänhetens deltagande och rätt till rättslig prövning, av rådets direktiv 85/337/EEG och 96/61/EG, EGT L 156, 25.6.2003, s. 17–25.

Amerikanska

NEPA (The National Environmental Policy Act of 1969), 42 U.S.C. (United States Code).

CEQ (Council on Environmental Quality), *Regulations for implementing NEPA*.

Kanadensiska

Canadian Environmental Assessment Act 1992

Nyzeeländska

RMA (Resource Management Act), 1991

Övriga

Nordiska miljöskyddskonventionen, SÖ 1974:99.

1974 års konvention (Pariskonventionen) om förhindrande av havsförorening från landbaserade källor), SÖ 1976:14, 1986:51.

Esbokonventionen om miljökonsekvensbeskrivningar i ett gränsöverskridande sammanhang, 1991, SÖ 1992:1.

Konvention i Rio de Janeiro om biologisk mångfald, 5 juni 1992, SÖ 1993:77.

Århuskonventionen om allmänhetens tillgång till miljöinformation och deltagande i beslutsfattande på miljöområdet samt rättslig prövning av miljöfrågor, Århus den 25 juni 1998, SÖ

Johannesburgdeklarationen – World Summit on Sustainable Development, *Johannesburg Declaration on Sustainable Development: From Our Origins to the Future*, 2–4 december 2002,

Riodeklarationen – United Nations Conference on Environment and Development, *Report of the United Nations Conference on Environment and Development*, Rio de Janeiro, Brazil, 3–14 June 1992, A/CONF.151/26 (Vol. I), Annex I: ”Rio Declaration on Environment and Development”.

Domar

Sverige

Miljööverdomstolens beslut 2002-02-13, (SM 4), M 4563-01.

Miljööverdomstolens dom 2002-02-28, DM 15.

Miljööverdomstolens beslut 2002-04-29, (SM 6) M 9006-01.

Miljööverdomstolens beslut 2002-05-22, (SM 11) M 3136-01.

Miljööverdomstolens dom 2002-06-25, (DM 59) M 5475-00.

Miljööverdomstolens beslut 2002-11-15, (SM 42) M 4880-01.

Miljööverdomstolens dom 2003-03-31, M 3938-01.

Miljööverdomstolens dom 2003-09-18, M 84-03.

Miljööverdomstolens dom 2003-12-30, M 1727-03.

EG-domstolen

Dom av den 10 March 1993 I mål C-186/91, Europeiska kommissionen mot Konungariket Belgien, REG 1993, s. I-851.

Dom av den 11 augusti 1995 i mål C-431/92, Europeiska kommissionen mot Förbundsrepubliken Tyskland, REG 1995, s. I-2189 ("Grosskrotzenburgmålet").

Dom av den 2 maj 1996 i mål C-133/94, Europeiska kommissionen mot Konungariket Belgien, REG 1996, s. I-2323 ("kommissionen mot Belgien-målet").

Dom av den 24 oktober 1996 i mål C-72/95, Aannemersbedrijf P.K. Kraaijeveld BV e.a. mot Gedeputeerde Staten van Zuid-Holland, REG 1996, s. I-5403

Dom av den 18 juni 1998 i mål C-81/96, Burgemeester en wethouders van Haarlemmerliede en Spaarnwoude m.fl. mot Gedeputeerde Staten van Noord-Holland, REG 1998, s. I-3923.

Dom av den 21 september 1999 i mål C-392/96, Europeiska kommissionen mot Irland, REG 1999, s. I-5901 ("kommissionen mot Irland-målet").

Dom av den 21 januari 1999 i mål C-150/97, Europeiska kommissionen mot Portugisiska republiken, REG 1999, s. I-259.

Dom av den 16 september 1999 i mål C-435/97, World Wildlife Fund (WWF) m.fl. mot Autonome Provinz Bozen m.fl., REG 1999, s. I-5613 ("Bozen-målet").

Dom av den 19 september 2000 i mål C-287/98, Storhertigdömet Luxemburg mot Berthe Linster, Aloyse Linster och Yvonne Linster, REG 2000, s. I-6917.

USA

Calvert Cliffs Coordinated Committee v. Atomic Energy Commission, 449 F.2d 1109 (D.C.Cir.1971), 404 U.S. 942 (1972).

Catron County Board of Commissioners v. U.S. Fish and Wildlife Service, 75 F 3d 1429 (10th Cir. 1996).

Citizens Against Burlington v. Busey, 938 F.2d 190 (D.C. Cir.1991), 502 U.S. 994, 112 S. Ct.616 (1992)

Friends of Fiery Gizzard v. Farmers Home Administration, 61 F.3d 501 (6th Cir.1995).

Hanley v. Kleindienst, 471 F. 2d 823 (2d Cir.1972), 412 U.S. 908 (1973).

Hiram Clarke Civic Club v. Lynn, 476 F. 2d 421 (5th Cir. 1973).

Marble Mountain Audubon Society v. Rice, 914 F. 2d 179 (9th Cir.1990).

Minnesota Public Interest Research Group v. Butz, 498 F. 2d 1314 (8th Cir. 1974).

Natural Resources Defense Council v. Callaway, 524 F.2d 79 (2d Cir. 1975).

Natural Resources Defense Council v. Morton, 458 F.2d 827 (D.C.Cir.1972).

NRDC v. Callaway, 524 F.2d 79, 92 (2d Cir. 1975).

NRDC v. Morton 1972.

Robertson v. Methow Valley Citizens Council, 109 S. Ct. 1835, 1847 (1989).

Nya Zeeland

AFFCO NZ Ltd v Far North DC (No2) (1994).

Air New Zealand v Wellington International Airport Ltd (HC Wellington CP 403/91 6/1 1992 NZLR 671).

Charter v North Shore City Council (M1112/93, Anderson J, HC Auckland, 10/5/94).

Greensill v Waikato Regional Council W17/95, Judge Treadwell, 6/3/95.

Judge Treadwell, Scott B & Others v New Plymouth District Council (W91/93, 21/10/1993).

Mc Farland v Naiper City Council (1993).

Quarantine Waste (NZ) Ltd v Waste Resources Ltd (1994) NZRMA 529.

Scott B and Others v New Plymouth District Council (W091/93,21/10/1993).

Övrigt

Boverket, Naturvårdsverket & Riksantikvarieämbetet: *Boken om MKB*, Karlskrona, Boverket, 1996.

Boverket & Statens naturvårdsverk, *Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) i det svenska planerings- och beslutsystemet*, Solna/Karlskrona, Statens naturvårdsverk/Boverket, 1990.

CEQ (Council on Environmental Quality), *Memorandum: Scoping Guidance*, April 03, 1981.

CEQ (Council on Environmental Quality), *Considering Cumulative Effects under the National Environmental Policy Act*, 1997.

CEQ (Council on Environmental Quality), *The National Environmental Policy Act: A Study of its Effectiveness after Twenty-Five Years*, Executive Office of the President, jan. 1997.

Ekonomiska och sociala kommitténs yttrande (ej på svenska), OJ C 185, 27.7.1981.

EPA (United States Environmental Protection Agency), *Consideration of Cumulative Impacts in EPA Review of NEPA Documents*, [Washington, D.C.?], U.S. Environmental Protection Agency, Office of Federal Activities, 1999.

Europaparlamentets yttrande (ej på svenska), OJ C 66, 15.3.1982, s. 89.

Europeiska gemenskapernas kommission, *Study on the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions*, DGXI Environment, Nuclear Safety & Civil Protection, May 1999.

Europeiska gemenskapernas kommission, *Study on the Assessment of Indirect and Cumulative Impacts as well as Impact Interactions: Volume 1: Background to the Study*, DGXI Environment, Nuclear Safety & Civil Protection, maj 1999.

Europeiska gemenskapernas kommission, *Guidance on EIA: EIS Review*, Bryssel, Byrån för Europeiska gemenskapernas officiella publikationer, juni 2001.

Europeiska gemenskapernas kommission, *Guidance on EIA: Scoping*, Bryssel, Byrån för Europeiska gemenskapernas officiella publikationer, juni 2001.

Europeiska gemenskapernas kommission, *Guidance on EIA: Screening*, Bryssel, Byrån för Europeiska gemenskapernas officiella publikationer, juni 2001.

Europeiska gemenskapernas kommission, *Genomförande av direktiv 2001/42 om bedömning av vissa planers och programs miljöpåverkan*, 2003.

KOM (93) 28 slutlig, *Rapport från kommissionen om genomförandet av direktiv 85/337/EEG om bedömningen av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt med bilagor för de olika medlemsstaterna*,

Europeiska gemenskapernas kommission, Bryssel, Byrån för Europeiska gemenskapernas officiella publikationer, 1993.

KOM (2000) 1 slutlig, *Meddelande från kommissionen om försiktighetsprincipen*, Europeiska gemenskapernas kommission, Bryssel, Byrån för Europeiska gemenskapernas officiella publikationer, 2000.

KOM (2003) 334 slutlig, *Rapport från kommissionen till Europaparlamentet och rådet om tillämpningen av och effektiviteten hos direktivet om bedömning av inverkan på miljön av vissa offentliga och privata projekt (direktiv 85/337/EEG, ändrat genom direktiv 97/11/EG): Hur har direktivet genomförts i medlemsländerna?*, Europeiska gemenskapernas kommission, Bryssel, Byrån för Europeiska gemenskapernas officiella publikationer, 2003.

Miljöbalksutredningen, *Miljöbalken: en skärpt och samordnad miljölagstiftning för en hållbar utveckling: huvudbetänkande*, Stockholm, Fritzes, 1996.

Miljöbalksutredningen, *Förordningar till miljöbalken: slutbetänkande*, Stockholm, Fritzes offentliga publikationer, 1998.

Ministry for the Environment (NZ), *Principles and Issues Concerning the Assessment of Environmental Effects*, information sheet, november 1992.

Ministry for the Environment (NZ), *The Assessment of Environmental Effects: The Legal Context of Environmental Effects*, Working Paper No 4, March 1996.

Naturvårdsverket, *Strategiska miljöbedömningar: ett användbart instrument i miljöarbetet*, rapport 5109, sept. 2000.

Nordisk ministerråd, *Bæredygtig udvikling: En ny kurs for Norden*, Tema Nord 2001:505.

Nordisk ministerråd, *Bæredygtig udvikling: Når vi målet?*, ANP 2002:736.

OECD (Organization for Economic Cooperation and Development), *Guiding Principles concerning International Economic Aspects of Environmental Policies*, Recommendation C (72) 128, 26 maj 1972.

Office of the Parliamentary Commissioner for the Environment (NZ), *Assessment of Environmental Effects: Environmental Management by Local Authorities under The Resource Management Act*, August 1995.

Office of the Parliamentary Commissioner for the Environment (NZ), *Public Participation under the Resource Management Act 1991: The Management of Conflict*, 1996.

PCSD (The President's Council on Sustainable Development), *Sustainable America: A New Consensus*, U.S. Government Printing Office, February 1996.

Riksrevisionsverket, *Miljökonsekvensbeskrivningar (MKB) i praktiken*, Stockholm, Riksrevisionsverket, 1996.

UNCED (United Nations Conference on Environment and Development), *Agenda 21*, Rio de Janeiro, 3–14 June 1992, New York, United Nations, 1992.

UNCED (United Nations Conference on Environment and Development), *Report of the United Nations Conference on Environment and Development*, Rio de Janeiro, Brazil, 3–14 June 1992, New York, United Nations, 1992, A/CONF.151/26 (Vol. I).

UNECE (United Nations Economic Commission for Europe), *ECE Guidelines on Access to Environmental Information and Public Participation in Environmental Decision-Making*, ECE/CEP/24/.

UNEP (United Nations Environmental Programme), *Environmental Law Guidelines and Principles 9: Environmental Impact Assessment*, Decision 14/25 of the Governing Council of UNEP, 17 juni 1987.

WCED (World Commission on Environment and Development), *Our Common Future*, New York, 1987.

WSSD (World Summit on Sustainable Development), *Report of the World Summit on Sustainable Development*, Johannesburg, South Africa, 26 augusti–4 september 2002, New York, 2002, A/CONF.199/20*.

B. Litteratur (böcker, artiklar och rapporter)

Alton, C.C., & Underwood, P.B., "Let Us Make Impact Assessment More Accessible", *Environmental Impact Assessment Review* 23(2), 2003, s. 141–153.

Anderson, F.R., & Daniels, R.H., *NEPA in the Courts: A Legal Analysis of the National Environmental Policy Act*, Washington, Resources for the Future, distributed by the Johns Hopkins University Press, 1973.

Andrews, R.N.L., "Environmental Impact Assessment and Risk Assessment: Learning from Each Other", i: Wathern, P. (red.), *Environmental Impact Assessment: Theory and Practice*, London, Unwin Hyman, 1988.

Anker, H.T., "Internationale og EU-retlige rammer for miljøkonsekvensvurderinger", i: Basse, E.M., & Anker, H.T. (red.), *Miljøkonsekvensvurdering i et retligt perspektiv*, Köpenhamn, Gad Jura, 1996

Atkinson, S., *Water Impact Assessment*, i: Petts, J. (red.), *Handbook of Environmental Impact Assessment: Vol.1 Environmental Impact Assessment: Process, Methods and Potential*, Oxford, Blackwell, 1999.

Backer, I.L., *Innføring i naturresurs- og miljørett*, 3 uppl., Oslo, Ad Notam Gyldendal, 1999.

Baier, M., *Norm och Rättsregel: En undersökning av tunnelbygget genom Hallandsåsen*, Lund, Sociologiska institutionen, 2003.

Bartlett, R.V., & Bührs, T., *Environmental Policy in New Zealand: The politics of Clean and Green?*, Auckland, Oxford University Press, 1993.

Basse, E.M., ”Beviskrav og konsekvensvurderinger inden for miljøretten”, i: Blume, P., & Petersen, H. (red.), *Retlig Polycentri*, Köpenhamn, Akademisk Forlag, 1993.

Basse, E.M., *Environmental Impact Assessment (EIA)*, redovisat vid en konferens om europeisk miljørett i Köpenhamn den 26–27 maj 1994.

Basse, E.M., *Miljøret: samspillet mellem lovgivning og aftalte ordninger*, Köpenhamn, Greens Jura, 1999.

Basse, E.M., & Anker, H.T. (red.), *Miljøkonsekvensvurdering i et retligt perspektiv*. Köpenhamn, Gad Jura, 1996.

Basse, E.M., Ebbesson, J., & Michanek, G. (red.), *Fågelperspektiv på rättsordningen: vänbok till Staffan Westerlund*, Uppsala, Iustus, 2002.

Bernitz, U., & Kjellgren, A., *Europarättens grunder*, Stockholm, Norstedts Juridik, 2002.

Bonine, J.E., ”Litigation as a Creative Force for Environmental Impact Assessment”, i: *International Environmental Impact Assessment: European and Comparative Law and Practical Experience*, London, ELNI, Cameron May, 1997.

Brorsson, K.-Å., *Metodutveckling av positionsanalysen genom tillämpning på Assjö kvarn: hållbar utveckling i relation till miljö och sårbarhet (Methodological development of positional analysis applied to Assjö water-mill: sustainable development in relation to environment and vulnerability)*, Uppsala, Sveriges lantbruksuniversitet, 1995.

Bugge, H.C., ”The Ethics of Sustainable Development: A Challenge to the Legal System”, i: Basse, E.M., & Anker, H.T. (red.), *Bæredyktighet: en retsteoretisk begrepsanalyse*, Köpenhamn, Gad Jura, 1995.

Bugge, H.C., *Forurensningsansvaret: Det økonomiske ansvaret for å forebygge, reparere og ersatte skade ved forurensning*, Oslo, Tano Aschehoug, 1999.

Canter, L.W., *Environmental Impact Assessment*, New York, McGraw-Hill, 1995.

Canter, L.W., "Cumulative Effects", i: Petts, J. (red.), *Handbook of Environmental Impact Assessment: Vol I*, Oxford, Blackwell, 1999.

Carlman, I., *Att acceptera eller inte acceptera: om intressekonflikter och oenighet vid miljöpåverkande energiverksamheter*, IMIR 1992:1, Björklinge, Åmyra, 1992.

Carlman, I., *Tänkom: studier av konflikter i svenska miljöärenden*, IMIR 1993:2, Björklinge, Åmyra, 1993.

Carlman, I., "MKB i Canada: dagsläget och erfarenheter", *Miljörättslig tidskrift* 1993:2.

Carlman, I., "Att bedöma för högradioaktivt avfall: ett canadensiskt exempel", *Miljörättslig tidskrift* 1996:1.

Carlman, I., Westerlund, S., *Miljökonsekvensbeskrivningar ur ett forsknings- och utvecklingsperspektiv*. Björklinge, Inst. för miljörett (IMIR), *Miljörättslig tidskrift* 1994:2.

Carlman, I., "Mycket kom bort när MKB skulle införas i Sverige", *Miljörättslig tidskrift* 1995:1.

Carson, R., *Silent Spring*, Boston, 1962 (svensk översättning: *Tyst vår*, Tiden, Stockholm, 1963).

Cashmore, M., "The Role of Science in Environmental Impact Assessment: Process and Procedure versus Purpose in the Development of Theory", *Environmental Impact Assessment Review* 24(4), 2004, s. 403–426.

Cooper, L.M., & Sheate, W.R., "Cumulative Effects Assessment: A Review of UK Environmental Impact Statements", *Environmental Impact Assessment Review* 22(4), 2002, s. 415–439.

Dalkmann, H.H., Herrera, R.J., & Bongardt, D., "Analytical Strategic Environmental Assessment (ANSEA): Developing a New Approach to SEA", *Environmental Impact Assessment Review* 24(4), 2004, s. 385–402.

Decleris, M., *The Law of Sustainable Development: General Principles*, rapport till Europeiska kommissionen, Luxemburg, Europeiska kommissionen: Generaldirektoratet för miljö, 2000.

Ebbesson, J., "Från Stockholm till Rio de Janeiro: de globala miljöhoten och nord-sydkonflikten", i: Ahlin, P., & Wrangé, P. (red.), *Den eviga freden? Perspektiv på den nya världsordningen*, Stockholm, Juristförlaget, 1992, s. 163–187.

Ebbesson, J., *Grenseoverskridende miljøvirkninger i lys av Espoo-konvensjonen*, Köpenhamn, Nordisk Ministerråd, 1999.

Ebbesson, J., "Svenska miljöbeslutsprocesser i ljuset av internationell rätt: Del 1 och 2", *Juridisk tidskrift*, s. 3–24 och 823–845, 1999/2000.

Eckhoff, T., & Sundby, N.K., *Rettsystemer: Systemteoretisk innføring i rettsfilosofien*, 2 rev. oppl., Oslo, Tano, 1991.

ELA (Environmental Law Institute), *NEPA Deskbook*. Washington, D.C., Environmental Law Institute, 1989.

Fischer, T.B., "Strategic Environmental Assessment in Post-Modern Times", *Environmental Impact Assessment Review* 23(2), 2003, s. 155–170.

Fisher, D.E., "The Resource Management Legislation of 1991: A Judicial Analysis of Its Objectives", i: *Resource Management*, Wellington, Brooker and Friend, 1991, Vol. 1A, Intro 1–30.

Fogleman, V.M., *Guide to the National Environmental Policy Act: Interpretations, Applications, and Compliance*, New York, Quorum Books, 1990.

Furman, E.R., "Assessment across Borders: Experiences from Countries and International Institutions of the Implementation of the Espoo Convention", i: Bjarnadóttir, H. (red.), *Environmental Assessment in the Nordic*

Countries: Experience and Prospects, Proceedings from the 3rd Nordic EIA/SEA Conference, Karlskrona, 22–23 November 1999, Stockholm, Nordregio, 2000, s. 353–58.

George, C., "Testing for Sustainable Development through Environmental Assessment", *Environmental Impact Assessment Review* 19(2), 1999, s. 175–200.

Gilpin, A., *Environmental Impact Assessment (EIA): Cutting Edge for the Twenty-First Century*, Cambridge, New York, Cambridge University Press, 1995.

Glasson, J., Therivel, R., m.fl., *Introduction to Environmental Impact Assessment: Principles and Procedures, Process, Practice and Prospects*, 2 uppl., London, UCL Press, 1999.

Goodland, R., & Edmundson, V. (red.), *Environmental Assessment and Development*, Washington, D.C., World Bank, 1994.

Goodman & Mercier, *The Evolution of Environmental Assessment in the World Bank: From Approval to Results*, Washington, D.C., World Bank, 1999.

Grandell, N., *Allmänhetens deltagande i MKB-processen i de nordiska länderna*, Köpenhamn, Nordiska ministerrådet, 1996.

Habermas, J., *Between Facts and Norms: Contributions to a Discourse Theory of Law and Democracy*, London, Polity, 1996.

Hankinson, M., "Landscape and Visual Impact Assessment", i: Petts, J. (red.), *Handbook of Environmental Assessment: Volume I, Environmental Impact Assessment: Process, Methods, and Potential*, Oxford, Blackwell, 1999.

Harrop, D.O., *Air Quality Assessment and Management: A Practical Guide*, London/New York, Spon Press, 2002.

Hilty, L.M., "Sustainable Development and Information Technology", *Environmental Impact Assessment Review* 22(5), 2002, s. 445–447.

Hohmann, H., *Precautionary Legal Duties and Principles of Modern International Environmental Law*, London, Graham & Trotman, 1994.

IAIA (International Association of Impact Assessment), *Principles of Environmental Impact Assessment Best Practice*, January 1999, <http://www.iaia.org> -> Publications -> Guidelines. (Svensk översättning gjord av MKB-centrum, SLU: "God MKB-sed – principer för bästa tillämpning av miljökonsekvensbeskrivning", <http://www-mkb.slu.se/mkb/God-MKB-sed2003.pdf>)

IAIA (International Association of Impact Assessment), *Proposed Conceptual and Procedural Framework for the Integration of Biological Diversity Considerations with National Systems for Impact Assessment*, Fargo, ND, International Association for Impact Assessment (IAIA) & Netherlands Commission for Impact Assessment, 2001.

Jacobs, M., "Sustainable Development As a Contested Concept", i: Dobson, A. (red.), *Fairness and Futurity: Essays on Environmental Sustainability and Social Justice*, Oxford, OUP, 1999.

Jans, J. H., *European Environmental Law*, Groningen, Europa Law Publishing, 2000.

Jong, J. de, Oscarsson, A., & Lundmark, G., *Hur behandlas biologisk mångfald i MKB?*, CBM:s skriftserie 11, Uppsala, Centrum för biologisk mångfald, 2004.

King, T.F., "What Should Be the 'Cultural Resources' Element of an Environmental Impact Assessment?", *Environmental Impact Assessment Review* 20(1), 2000, s. 5–30.

Lee, N., & Colley, R., "Reviewing the Quality of Environmental Statements: Review Methods and Findings", *Town Planning Review* 62(2), 1991, s. 239–248.

Lindblom, C.E., "The Science of 'Muddling Through' ", *Public Admin Rev* 19, 1959, s. 79–88.

Lindgren, C.H., "Kommentarer till en MKB-avhandling", *Miljörättslig Tidskrift* 1995:1.

Mahmoudi, S., "The EC Court Practice Relating to Environmental Impact Assessment", i: Basse, E.M., Ebbesson, J., & Michanek, G. (red.), *Fågelperspektiv på rättsordningen: vänbok till Staffan Westerlund*, Uppsala, Iustus, 2002, s. 491–504.

Mahmoudi, S., *EU:s miljö rätt*, Stockholm, Norstedts juridik, 2003.

Mahony, S., "The World Bank's Policies and Practice in Environmental Impact Assessment", *Environmental and Planning Law Journal* 12(2), 1995.

McCold, L.N., & Saulsbury, J.W., "Defining the No-Action Alternative for National Environmental Policy Act Analysis of Continuing Actions", *Environmental Impact Assessment Review* 18(1), 1998, s. 15–37.

Michanek, G., *Svensk miljö rätt*, Uppsala, Iustus, 1997.

Michanek, G., & Zetterberg, C., *Den svenska miljö rätten*, Uppsala, Iustus, 2004.

Miller, A., *Status and Progress of EIA in the United States of America*, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Federal Activities, u.å., http://www.ceaa-acee.gc.ca/017/0005/0002/2k_e.htm#1

Milne, C.D.A. (red.), *Handbook of Environmental Law*, Wellington, Royal Forest and Bird Protection Society of New Zealand, 1992.

MKB-centrum, SLU: "God MKB-sed – principer för bästa tillämpning av miljökonsekvensbeskrivning", <http://www-mkb.slu.se/mkb/God-MKB-sed2003.pdf> (se IAIA, 1999).

Moberg, Å., m.fl., *Miljösystematiska verktyg: En introduktion med koppling till beslutssituationer*, Rapport från Naturvårdsverket, 1999.

Munn, R.E. (red.), *Environmental Impact Assessment: Principles and Procedures*, 2 uppl., Chichester, Wiley, 1979.

Neumayer, E., *Weak versus Strong Sustainability: Exploring the Two Opposing Paradigms*, Cheltenham, Edward Elgar Publishing, 1999.

Nilsson, A., *Att byta ut skadliga kemikalier: Substitutionsprincipen – en miljörättslig analys*, Stockholm, Nerenius & Santérus, 1997.

Nilsson, A., ”Man ska vara försiktig”, i: Basse, E.M., Ebbesson, J., & Michanek, G. (red.), *Fågelperspektiv på rättsordningen: vänbok till Staffan Westerlund*, Uppsala, Iustus, 2002.

O’Brien, M., *Making Better Environmental Decisions: An Alternative to Risk Assessment*, Cambridge, Mass., MIT Press, 2000.

Pagh, P., *EU miljøret*, Köpenhamn, Ejlers, 1996.

Palmer, G., *Environment: The International Challenge*, Wellington, Victoria University Press, 1995.

Partidário, M.R., ”Strategic Environmental Assessment: Key Issues Emerging from Recent Practice”, *Environmental Impact Assessment Review* 16(1), 1996, s. 31–55.

Partidário, M.R., ”Strategic Environmental Assessment: Principles and Potential”, i: Petts, J. (red.), *Handbook of Environmental Impact Assessment: Vol. 1. Environmental Impact Assessment: Process, Methods and Potential*, Blackwell, London, 1999, s. 60–73.

Pearce, D., *Towards Sustainable Development through Environmental Assessment*, Working Paper PA 92–11, Norwich: University of East Anglia, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, 1992.

Petts, J., ”Environmental Impact Assessment Versus Other Environmental Management Decision Tools”, i: Petts, J. (red.), *Handbook of Environmental Impact Assessment: Vol. 1 Environmental Impact Assessment: Process, Methods and Potential*, Oxford, Blackwell, 1999.

Petts, J., "Public Participation and Environmental Impact Assessment", i: Petts, J. (red.), *Handbook of Environmental Impact Assessment: Vol I*, Oxford, Blackwell, 1999.

Petts, J. (red.), *Handbook of Environmental Impact Assessment: Vol. I Environmental Impact Assessment: Process, Methods and Potential*, Oxford, Blackwell, 1999.

Pope, J., Annandale, D., & Morrison-Saunders, A., "Conceptualising Sustainability Assessment", *Environmental Impact Assessment Review* 24(6), 2004, s. 595–616.

Reid, D., *Sustainable Development: An Introductory Guide*, London, Earthscan Publications, 1995.

Robinson, N.A., "International Trends in Environmental Assessment", *Boston College Environmental Affairs Law Review* 19(3), 1992.

Saarikoski, H., "Environmental Impact Assessment as Collaborative Learning Process", *Environmental Impact Assessment Review* 20(6), 2000, s. 681–700.

Sadler, B., *International Study of the Effectiveness of Environmental Assessment: Final Report*, Minister of Supply and Services Canada, 1996.

Sadler, B., Canadian Environmental Assessment Agency m.fl., *Environmental Assessment in a Changing World: Evaluating Practice to Improve Performance*, Ottawa, Canadian Environmental Assessment Agency, 1996.

Sandgren, C., "Om teoribildning och rättsvetenskap", *SvJT* 2004–05(2), s. 297.

Schwartz, L.L., *Major Cases Interpreting the National Environmental Policy Act*, prepared by L.L. Swartz, Esq., Battelle Memorial Institute. <http://www.naep.org/NEPAWG/majorcas.htm>

Shepherd, A., & Bowler, C., "Beyond the Requirements: Improving Public Participation in EIA", *J Environ Plann Manage* 40(6), 1997, s. 725–738.

Slootweg, R., & Kolhoff, A., "A Generic Approach to Integrate Biodiversity Considerations in Screening and Scoping for EIA", *Environmental Impact Assessment Review* 23(6), 2003, s. 657–681.

Smith, G., "The Role of Assessment of Environmental Effects under the Resource Management Act 1991", *Environmental and Planning Law Journal*, 1996, s. 84–102.

Smith, L.G., *Impact Assessment and Sustainable Resource Management*, Halow, Addison Wesley Longman, 1997.

Steinemann, A., "Improving Alternatives for Environmental Impact Assessment", *Environmental Impact Assessment Review* 21(1), 2001, s. 3–21.

Sterzel, F., "Proportionalitetsprincipen", i: Basse, E.M., Ebbesson, J., & Michanek, G. (red.), *Fågelperspektiv på rättsordningen: vänbok till Staffan Westerlund*, Uppsala, Iustus, 2002.

Stookes, P., "Getting to the Real EIA", *Journal of Environmental Law* 15(2), 2003.

Strömberg, H., *Allmän förvaltningsrätt*, 20. uppl., Malmö, Liber ekonomi, 2000.

Stærdahl, J., m.fl., *Environmental Impact Assessment in Thailand, Malaysia, South Africa and Denmark*, Working Report, February 2003, <http://www.ruc.dk/upload/application/pdf/9c4d310e/workingpaper1.pdf> (16.12 2004).

Tickner, J.A., & Geiser, K., "The Precautionary Principle: Stimulus for Solutions- and Alternatives-Based Environmental Policy", *Environmental Impact Assessment Review* 24(7–8), 2004, s. 801–824.

Tukker, A., "Life Cycle Assessment As a Tool in Environmental Impact Assessment", *Environmental Impact Assessment Review* 20(4), 2000, s. 435–456.

Van der Burg, W., "The Expressive and Communicative Functions of Law, Especially with Regard to Moral Issues", *Law and Philosophy* 20(1), 2001, s. 31–59.

Warnling-Nerep, W., *Rättsprövning & rätten till domstolsprövning*, Stockholm, JureCLN: Jure distributör, 2002.

Wathern, P., "Ecological Impact Assessment", i: Petts, J. (red.), *Handbook of Environmental Impact Assessment: Vol I*, Oxford, Blackwell, 1999.

Wathern, P. (red.), *Environmental Impact Assessment: Theory and Practice*, London, Unwin Hyman, 1988.

Wathern, P., "The EIA Directive of the European Community", i: Wathern, P. (red.), *Environmental Impact Assessment: Theory and Practice*, London, Unwin Hyman, 1988, s. 192–209.

Westerlund, S., *Miljöeffektbeskrivningar: en undersökning av USA:s och Sveriges rättsregler för beslutsunderlag inför miljöpåverkande beslut*, Stockholm, Naturresurs- och miljökommittén, 1981.

Westerlund, S., "Miljörätten och dess verklighet", i: Basse, E.M. (red.), *Miljørettens grundspørgsmål: Bidrag till en nordisk forskeruddannelse*, Köpenhamn, GAD, 1994.

Westerlund, S., *Genuine Environmental Impact Assessment (EIA) and the Genuine EIA Concept*, Århus, CeSam, 1995.

Westerlund, S., *Hur MKB växte fram och utvecklades i USA*, elektronisk återutgivning, Institutet för miljö rätt (IMIR), 1999, <http://www.imir.com/svenska/mkbhist1.pdf>

Westerlund, S., *Miljörättsliga grundfrågor*, 2 uppl., Björklinge, Åmyra, 2003.

Westerlund, S., & Nordiska ministerrådet, *Miljörättsliga grundfrågor*, Trondheim, Tapir i samarbete med Nordisk ministerråd, 1987.

Wilkins, H., "The Need for Subjectivity in EIA: Discourse As a Tool for Sustainable Development", *Environmental Impact Assessment Review* 23(4), 2003, s. 401–414.

Williams, D.A.R. (red.), *Environmental and Resource Management Law in New Zealand*, 2 uppl., Wellington, Butterworths, 1997.

Wood, C., *Environmental Impact assessment: A Comparative Review*, London, Longman Scientific and Technical, 1997.

Wood, C., *Environmental Impact Assessment: A Comparative Review*, 2. uppl., Edinburgh, Pearson, 2003.

Wright, G.H. von, *Myten om framsteget: tankar 1987–1992: med en intellektuell självbiografi*, Helsingfors, Söderström (Falun, Scandbook), 1993.

Yost, N.C., & Environmental Law Institute, *NEPA Deskbook*, Washington, D.C., Environmental Law Institute, 1995.

I serien Skrifter från juridiska institutionen vid Umeå universitet har tidigare utgivits:

1. Bergling, Per, *Legal Reform and Private Enterprise. The Vietnamese experience* (akad. avh.), 1999.
2. Calleman, Catharina, *Turordning vid uppsägning* (akad. avh.), 1999.
3. *Tvärvetenskapliga angreppssätt i rättsvetenskapen* (konferensrapport), 2000.
4. Eklund, Maria, *Exercise of Patent Rights in a Standardisation Context* (licentiatavhandling), 2001.
5. *Rättskulturer - Rapport från ett seminarium*, 2001.
6. Nordborg, Gudrun, Ågren, Karin & Burman, Monica: *Jämställdhets- och genusperspektiv i juristutbildningen*, 2002.
7. Boström, Viola, *Tolkning av testamente* (akad. avh.), 2003.
8. Wennberg, Lena, *Social Assistance for Solo Mothers in Sweden, Finland, Norway and Denmark* (licentiatavhandling), 2004.
9. Lindberg, Ola, *Problembaserat lärande vid juridiska institutionen, Umeå universitet – en fallstudie*, 2005.

I serien Rapporter och texter har utgivits:

1. Edström, Örjan, *Konkurrensklausuler – en kommentar till delar av utredningen Ds 2002:56 "Hållfast arbetsrätt – för ett föränderligt arbetsliv"*, 2003.
2. Edström, Örjan, *The free Movement of Workers – the implementation of EC law in Sweden in 2000-2001*, 2003.

