

1 Begreber, hovedproblemstillinger og undersøgelsesmetoder

1.1 Formålet med projektet

Der kan skitseres 3 overordnede formål med projektet:

- For det første at opsamle erfaringerne med den hidtidige miljøvurdering af lovforslag og evaluere disse.
- For det andet på denne baggrund at skabe en dialog med og mellem de ministerier og statsinstitutioner, som vil være involveret i en videreudvikling af miljøvurdering af politikker, planer og programmer med henblik på at indpasse miljøvurderingen i eksisterende praksis.
- For det tredje at udvikle metoder, teknikker eller principper til en videreudvikling af miljøvurdering på dette niveau.

1.2 Miljøvurderingsbegrebet

Begrebet miljøvurdering er velkendt og klart bestemt, når det anvendes i forbindelse med vurderingen af miljømæssige konsekvenser af implementeringen af specifikke projekter. I den forbindelse har begrebet sin bestemmelse i det engelske *environmental impact assessment* - eller EIA, som er forbundet med klare principper for vurderingens indhold og form, herunder specifikke *procedurer* for dens gennemførelse og i et vist omfang for *metoder* til vurderingen af virkninger (Wathern, 1988).

Med udtrykket miljøvurdering menes i virkeligheden altid miljøkonsekvensvurdering, og således anvendes udtrykket også i denne rapport, hvor der for både for forfatterens og læserens bekvemmelighed anvendes den korteste form og kun undtagelsesvist den lange form.

Men hvor begrebet miljøvurdering i forbindelse med projekter kan tillægges en høj grad af overensstemmelse blandt brugerne, er udtrykkets anvendelse i forbindelse med politikker, planer og programmer langt mindre klar. Selv om det i dag er almindeligt at anvende udtrykket *strategisk miljøvurdering*, med det engelske akronym SEA, om miljøvurdering på beslutningsniveauer over eller før projektniveauet, eksisterer der en række forskellige opfattelser om *for det første* de politiske og institutionelle rammer for dets anvendelse og *for det andet* om hvilke forventninger, der kan stilles til en mere udbredt anvendelse af begrebet i praksis.

Inden disse forskelle ridses op, vil det være nyttigt at understrege, hvad der er enighed om med hensyn til strategisk miljøvurdering blandt forskere og praktikere af SEA og EIA. I almindelighed vil det være et korrekt synspunkt, at negative miljøpåvirkninger skal forebygges på et tidligt tidspunkt i beslutningshierarkiet. Hvis miljøvurderingsredskabet skal anvendes, kan det imidlertid være vanskeligt at forudsige og vurdere konkrete virkninger på miljøet af ofte meget abstrakte beslutninger på det strategiske niveau. I forhold hertil rummer miljøvurdering på projektniveauet den klare fordel, at aktiviteten er konkret, og dermed er dens påvirkning af miljøet forholdsvis forudsigelig eller beregnelig, og uønskede effekter kan søges undgået ved konkrete ændringer i projektet, ved lokaliseringen, ved alternative handlinger eller ved helt at undgå de pågældende

handlemuligheder. I sidstnævnte tilfælde vil det endda kunne vurderes konkret, hvad effekten vil være af at undlade handling.

Men miljøvurdering på projektniveauet rummer også en række svagheder eller vanskeligheder, hvorom det kan hævdes, at miljøvurdering på et strategisk niveau vil kunne udfylde eller ophæve disse vanskeligheder. Det drejer sig om:

- vurdering af virkninger, som falder udenfor procedurerne tilknyttet projektniveauet, kan foretages. Sådanne er oftest resultatet af: A) mindre aktiviteter, hvis virkninger i sig selv eller enkeltvis ikke findes væsentlige, men som ved gentagelser i stort antal vil kunne forårsage væsentlige virkninger, og B) handlinger, som ikke er knyttet til projektaktiviteter, men som kan have væsentlige miljømæssige indvirkninger f.eks. politiske tiltag, der ændrer gængs praksis indenfor en sektor (landbruget, transport, turisme) eller har anden adfærdsmæssig regulerende karakter, eksempelvis regelsætning for enkeltpersoners eller institutioners fysiske handlinger,

- vurdering af kumulative og synergistiske effekter, også når disse er sammenkædet med effekterne fra andre aktiviteter på samme eller højere niveauer og på tværs af sektorer, vil kunne foregå,

- væsentlige virkninger på miljøet, som stammer fra indirekte og/eller direkte afledede aktiviteter, som et resultat af store anlægsaktiviteter, ofte vil være vanskelige at vurdere på projektniveauet, hvorimod de lettere vil kunne vurderes på det strategiske niveau, og

- vurderingen af alternative placeringer og udformninger af enkeltprojekter vil ikke være hæmmet af, at beslutninger på forudgående niveauer ikke er miljøvurderet, og dermed kan lede til en uhensigtsmæssig fastlåsning af rammerne for alternativer eller helt umuliggør sådanne på projektniveauet.

Om strategisk miljøvurdering vil kunne lede til de ønskelige resultater er ikke klarlagt gennem praktiske erfaringer, men der er almindelig enighed om det ønskelige i at få de blotlagte vanskeligheder løst eller i det mindste reduceret (Therivel, 1992, Lee og Walsh, 1992, og Elling, 1993).

Med hensyn til de politiske og institutionelle rammer for strategisk miljøvurdering argumenterer nogle forfattere for, at SEA handler om integration af miljøvurdering i beslutningsprocesserne på strategisk niveau (Sadler, 1994) og derigennem bevirker en opfangelse af beslutninger, der umiddelbart eller efterfølgende vil kunne lede til uhensigtsmæssige miljøpåvirkninger. Andre argumenterer for, at SEA er et redskab blandt mange til at opnå miljøhensyn i de politiske processer (Therivel, 1992). Især det sidstnævnte synspunkt er også udbredt i Norden og hænger sikkert sammen med den her udbredte politik- og planlægningstilgang til varetagelse af miljøhensyn (Elling, 1993, 1995).

Atter andre ser SEA som en mulighed for at tvinge miljøhensynet ind i beslutningsprocesserne på strategisk niveau og derved et skridt på vejen til bæredygtig udvikling, men at SEA har udspillet sin rolle, når der er opnået et fuldt integreret miljøhensyn i beslutningsprocesserne, dvs. bæredygtige beslutninger (Partidario, 1995).

Men også i forhold til disse tilgange går opfattelserne på tværs, hvis vi inddrager andre elementer af SEA og ser på hvilke forventninger, der eksisterer til dets praktisering.

Et meget udbredt synspunkt er, at en omfattende og systematisk praktisering af SEA ikke blot vil kunne bidrage til elimineringen af ovenstående svagheder, men det vil også i høj grad kunne forbedre den projektorienterede miljøvurderings kvalitet og effektivitet (Lee og Walsh, 1992). Ifølge denne opfattelse vil en udbygning af miljøvurdering til de strategiske beslutningsniveauer kunne betyde en trindeling af miljøvurderingen på politikker, planer, programmer og projekter, så miljøvurderingen på foregående niveauer giver kontekst og information til vurderinger på efterfølgende niveauer. Herved vil det kunne opnås, at miljøvurderingen på hvert trin optimeres med hensyn til kvalitet og effektivitet, og i en række tilfælde vil vurderinger på efterfølgende niveauer helt overflødiggøres. Især er der forventninger herom på projektniveauet.

Direkte i modsætning til dette synspunkt argumenteres for, at SEA må praktiseres på de strategiske niveauer med samme stringens som for EIA og uden at den fundamentale praksis af EIA på projekter udtyndes og derved mister indhold og relevans (Carlman, 1995).

Endelig skal der refereres et synspunkt på praktisering af SEA som konsensus fra en international konference. Et hovedsynspunkt var her, at SEA er en proces, som integrerer miljømæssige hensyn i beslutningsprocesser over projektniveauet og hertil anvender EIA principper og proceselementer, således at principperne kan anvendes på alle niveauer, og ligeledes proceduren på plan/

programniveau, mens kun proceselementer kan anvendes på politikniveau. At der endvidere eksisterer klare muligheder for udefra kommende kontrol, dvs. offentlighedens deltagelse, og at processen er proaktiv frem for reaktiv. Endelig var det enighed om vigtigheden af på det mere institutionelle plan at skelne mellem SEA på brede politikinitiativer og så planer og programmer med en fysisk-rumlig dimension, at SEA er brugbar i en politikdannelsesproces, selv om denne ikke nødvendigvis er logisk, klar og tilrettelagt, og selv om der også vil være værdi i andre procedurer og instrumenter til at integrere miljømæssige hensyn i beslutningsprocesserne, samt at SEA kan ses som et led i bestræbelserne på at opnå bæredygtige beslutninger.

Således forener denne konsensus mange af ovenstående synspunkter uden eksplicit at forholde sig til afgørende kontroverser om konsekvenserne af en forankret praktisering af SEA for EIA's udbredelse og anvendelse på projektniveauet og omkring SEA's praktisering i forhold til mere overordnede politik- og planlægningstilgange.

Det synspunkt, som ligger til grund for de følgende forsøg med praktisering af miljøvurdering af lovforslag og bag den foreliggende afrapportering er, at SEA er miljøvurdering med et andet indhold end miljøvurdering på projekter, som ikke skal erstatte EIA, men som alligevel bygger på de samme grundprincipper om dokumentering, procedure, væsentlighed, alternativer og offentlighedens deltagelse. Heri indgår også, at SEA er et redskab blandt mange til at inddrage miljømæssige hensyn i beslutningsprocesserne, men at det *er* et velegnet redskab, som kan være medvirkende til i praksis at integrere forskellige tilgange til inddragelse af miljømæssig synet og ikke blot som et princip.

At SEA har et andet indhold end miljøvurdering på projektniveauet ses både i forhold til, at der på hvert af de strategiske niveauer eksisterer vidt forskellige muligheder for at vurdere effekter på miljøet i forhold til mulighederne på projektniveauet, og at det er vidt forskellige beslutningsprocesser vurderingerne indgår i på hvert af disse niveauer.

En konsekvens af dette synspunkt vil være, at de erfaringer, som gøres med de foreliggende forsøg, ikke blot kan overføres til andre strategiske beslutningsniveauer, men at de må tilpasses de specifikke omstændigheder på hvert beslutningsniveau. Denne konstatering bygger i øvrigt også på det projekt om praktisering af SEA på overordnede og sammenfattende fysiske udviklingsplaner, vi gennemfører sideløbende med projektet her.

Disse synspunkter om forskelligheder mellem de forskellige muligheder for vurdering af effekter og de forskellige typer beslutningsprocesser, de indgår i, skal ikke uddybes yderligere i denne indledende redegørelse for det anvendte miljøvurderingsbegreb, men vil naturligt nok blive uddybet i selve den følgende afrapportering.

Imidlertid skal det her uddybes kort, hvorfor den præsenterede opfattelse af miljøvurderingsbegrebet lægger vægt på de med EIA fælles principper for miljøvurdering. Disse principper er:

- at der skal foreligge en skriftlig redegørelse om miljøpåvirkningerne, som kan lægges til grund for beslutningen,
- at der eksisterer en fastlagt procedure for, hvorledes vurderingen skal gennemføres,
- at alle tænkelige væsentlige miljøpåvirkninger er undersøgt,
- at relevante alternativer til det foreslåede er undersøgt og vurderet for miljømæssige påvirkninger, og
- at offentligheden er sikret en deltagelse i udpegningen af hvilke miljøpåvirkninger, det er relevant at vurdere, og i selve vurderingen af disse påvirkninger.

Vi betegner disse for principperne om henholdsvis dokumentation, procedure, væsentlighed, alternativer og offentlighed. Det er mulighederne for at praktisere disse principper for miljøvurdering i forbindelse med lovforslag, der skal afprøves i det følgende. Indhold og væsentligheden af hvert princip skal kort opridses i det følgende:

Dokumentation

- At der i forbindelse med en miljøvurdering foreligger et samlet dokument med redegørelse for de miljømæssige effekter betragtes som en nødvendighed dels med hensyn til dokumentationen af de anførte effekter og dels som en forudsætning for, at offentligheden kan delagtiggøres i vurderingen, og at beslutningstagerne kan bibringes den nødvendige information herom, så effekterne kan ligge til grund for og påvirke den endelige beslutning om den pågældende handling.

Procedure

- At der på forhånd foreligger en fastlagt procedure for miljøvurderingens forløb og regler for dens indhold, er en vigtig forudsætning for, at alle relevante aktører i processen kan inddrages og på det rette tidspunkt. Hvis sådanne procedureregler ikke forefindes, vil der opstå tvivl om hvorvidt interessenter vil blive inddraget og hvornår, og dermed vil miljøvurderingens pålidelighed kunne drages stærkt i tvivl, ligesom selve beslutningsprocessen risikerer at blive diffus og få en reversibel

karakter, der umuliggør koordinering med andre beslutningsprocesser og planlægningforløb, m.v.. Betydningen af procedure understreges i øvrigt også af det nedenfor anførte om betydningen af offentlighedsprincippet.

Væsentlighed

- At alle tænkelige væsentlige påvirkninger er undersøgt i miljøvurderingen er et grundprincip, fordi miljøvurderingens pålidelighed ellers vil kunne drages i tvivl. I dette princip ligger således også, at der skal være mulighed for, at interessenter *udenfor* processen kan komme med forslag til hvilke påvirkninger, det vil være relevant at undersøge. Princippet bygger altså primært på alle tænkelige væsentlige påvirkninger og ikke på en tankegang om prioritering herimellem. Det kan være vanskeligt på forhånd at etablere væsentlighedskriterier i særdeleshed på det strategiske niveau. Det vil blive uddybet i rapporten.

Alternativer

- Alternativer til det foreliggende forslag vil være afgørende for at undersøge andre og mindre problematiske fremgangsmåder i forhold til miljøet, men vil også i sig selv kunne medvirke til at anskueliggøre det fremlagte forslags påvirkning af miljøet. I forbindelse med miljøvurdering på strategisk niveau, vil dette være særligt afgørende, fordi det ofte kan være vanskeligt at anskueliggøre miljøeffekter på dette niveau og alternativer kan dermed få en særlig formidlende rolle.

Offentlighed

- Princippet om offentlighed er et grundprincip i al miljøvurdering, fordi det på afgørende vis understreger, at vurderinger bygger på teknisk-videnskabelige kriterier så langt disse rækker, men at det i øvrigt er en forudsætning for vurdering af miljøpåvirkningerne, at der bringes viden, værdisæt og prioriteringer ind i processen, som ligger ud over videnskab og teknik. Dette må ske via offentlighedens deltagelse. Også i dette tilfælde vil der være særlige forhold på det strategiske niveau, fordi beslutningsprocesser på dette niveau i meget høj grad afhænger af sådanne værdier og prioriteringer og derfor ikke vil kunne foretages hensigtsmæssigt uden. I dette synspunkt ligger der selvfølgelig nogle afgørende betragtninger i forhold til den politiske proces's historiske betingelser, som det vil være af afgørende vigtighed at formidle i den konkrete sammenhæng, som oprulles i de følgende forsøg.

En procedure for strategisk miljøvurdering, der omfatter alle disse 5 principper, kan opstilles ved at indarbejde principperne om offentlighed og alternativer i en procedure, bestående af 4 trin i systematisk rækkefølge.

Det første trin må være en vurdering af om et strategisk beslutningsforslag, kan formodes at have væsentlige miljømæssige konsekvenser, altså en screeningsproces. Det næste trin må være en opstilling af omfanget af en miljøvurdering, altså en scopingproces. Dernæst følger selve vurderingen af de bestemte miljøeffekter, som det tredje trin, og endelig publiceres resultaterne af de foretagne vurderinger, hvor vurderingen dokumenteres, som det fjerde trin. En sådan 4-trins procedure svarer i princippet til den procedure, som kan udledes fra det danske regelsæt om miljøkonsekvensvurdering ifølge Statsministeriets cirkulære om bemærkningerne til lovforslag og andre regeringsforslag, jf. afsnit 1.6 i dette kapitel.

Sammenkoblingen af disse to proceduresæt, den strategiske miljøvurdering med alle internationalt anerkendte principper og det danske regelsæt for miljøkonsekvensvurdering, er sket i praksis ved analysen af de to cases i henholdsvis Kapitel 2 og 3. For at foretage denne sammenkobling i praksis i de to cases, vil det danske regelsæt blive behandlet senere i dette kapitel.

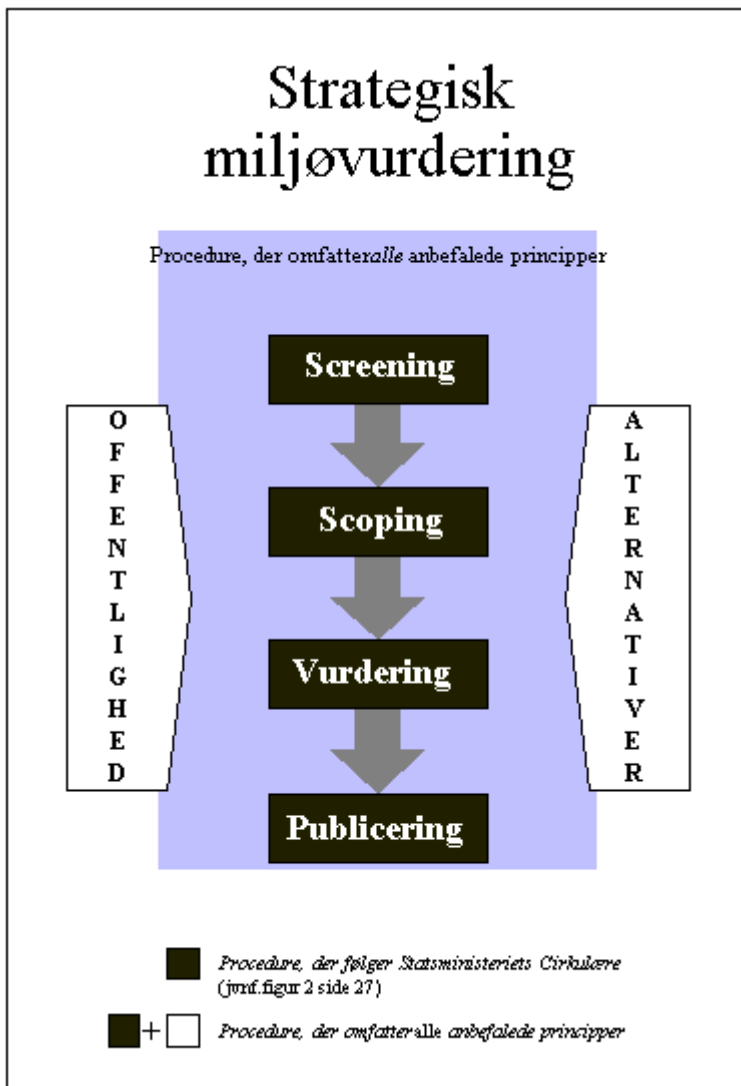
Indføjelser af princippet om offentlighed i de ovenfor nævnte fire trin kan enten ske som en deltagelse i scoping og/eller som en høring af offentligheden omkring den foretagne vurdering af forslaget. Princippet om alternativer kan ligeledes indarbejdes i flere af de forskellige trin og således indplaceres såvel ved screeningen, scoping og selve vurderingen af miljømæssige påvirkninger. Placering af alternative udformninger allerede ved screeningen skal alternativene, inklusive et nul-alternativ, ligeledes omfattes af en scoping og vurdering af de miljømæssige virkninger, og på tilsvarende måde, som de oprindelige forslag indgår i de offentlige høringer.

Om offentlighed og alternativer skal placering på den ene eller den anden måde i proceduren skal der ikke tages stilling her. Det afgørende er at principperne indplaceres i proceduren og derved udvider denne til at omfatte seks trin i stedet for kun fire. En sådan 6-trins strategisk miljøvurderingsprocedure omfattende alle fem internationalt anerkendte principper er illustreret i *Fig. 1*.

De mange forudsigelige vanskeligheder med SEA taget i betragtning (jævnfør Therivel, 1992, side 41-42) og det forhold, at SEA er meget forskellig på plan, program og lovniveau, jævnfør nedenfor, skal det i kapitel 2 og 3 forsøges at praktisere SEA i det fulde begreb omfattende de fem principper ved anvendelsen af den nedenfor beskrevne procedure.

Det vil ske ved at efterprøve, i hvilket omfang de fem principper kan implementeres i en praktisk og konkret lovgivningsproces. Der vil ikke blive taget specielle skridt til at inddrage overvejelser fra policy-analyse tilgange med undtagelse af nedenstående om det strategiske og forskellige beslutnings- og planniveauer. Derimod vil policy-analyse tilgange efterfølgende blive inddraget i de mere teoretiske overvejelser om SEA's muligheder og karakter på grundlag af det samlede forsøg. Dette vil ske i projektets Fase 3 som en endelig opsamling på hele projektets forløb.

Figur 1: En procedure for Strategisk miljøvurdering



1.3 Et begreb om det strategiske og miljøvurdering.3 Et begreb om det strategiske og miljøvurdering

Selv om udtrykket strategisk miljøvurdering anvendes alment og i betydningen miljøvurdering på beslutningsniveauer før eller over projektniveaue - oftest omtalt som politikker, planer og programmer - kan der være grund til at præcisere, hvad der ligger i begrebet strategisk i forhold til miljøvurdering.

Udtrykket strategisk hæftes i første omgang på selve beslutnings- og planniveaue. Der er tale om miljøvurdering af strategiske beslutninger til forskel fra beslutninger på projektniveaue.

Ved en strategisk handling forstås normalt en situation, hvor et eller flere mål kan opnås på forskellig vis, og hvor det strategiske består i at optimere målopfyldelsen gennem den mest hensigtsmæssige handling. Sådanne strategiske beslutninger kan karakteriseres ved, at de ikke er endegyldige, men kan gøres om eller justeres hen ad vejen. Hvis en strategisk beslutning ikke virker

efter hensigten, eller hvis hensigten omformuleres, kan beslutningen om hvilke handlinger, der skal medvirke til målopfyldelsen gøres om eller justeres.

Hæftes yderligere en miljøvurdering på en sådan beslutningsproces, kan målopfyldelsen ske i forskellig grad afvejet i forhold til de miljømæssige gevinster/tab ved anvendelsen af de forskellige midler. Her er der altså i realiteten tale om et yderligere strategisk element, og samlet set er der således ved miljøvurdering af strategiske beslutninger tale om en handling med en dobbelt strategisk funktion.

Dette dobbelte strategiske element er umådeligt vigtigt at notere sig.

Det signalerer for det første, at vi har at gøre med *dynamiske handlinger*, der til forskel fra projekter i princippet ikke afsluttes, men er løbende. Miljøvurderingen må gentages og justeres i takt med ændringen/justeringen/udviklingen af den strategiske handling/beslutning. For det andet signalerer det, at selve miljøvurderingen eller de faktisk følgende miljøeffekter af handlingen kan give anledning til, at den erstattes med en ny eller justeres, selv om den oprindelige eller egentlige hensigt med handlingen ikke er ændret eller kræver en justering. Umiddelbart følger heraf, at en miljøvurdering integreret i selve den strategiske beslutning kan påvirke denne, såvel hvad angår mål og midler som effekterne på miljøet.

Men heraf følger også, at efterfølgende kan handlingen/beslutningen ændres/revideres eller helt erstattes af en ny handling af tre primære grunde: 1) fordi midlerne til opfyldelsen af handlingens mål ikke virker efter hensigten og derfor må erstattes af andre midler, 2) fordi handlingens målsætning ændres, og derfor må der ske en justering af midlerne, og 3) fordi miljøpåvirkningerne af handlingen er uønskede eller kan reduceres/ændres i en f.eks. mere bæredygtig retning, og derfor giver anledning til formulering af en ny handling med dette sigte som særligt strategisk element.

1.4 Strategiske niveauer

Selve den strategiske handlingens karakter af enten politik, plan eller program behøver også en præcisering. Udtrykkene stammer fra de engelske policies, plans and programmes og er således direkte oversat herfra. Umiddelbart signalerer udtrykkene et klart hierarki fra politikker til programmer og dermed også en klar skelnen mellem disse. Men dette er netop ikke tilfældet, og der kan desuden konstateres en stor forskellighed mellem de varierende typer af strategiske beslutninger indenfor kategorierne eksempelvis forskellige typer planer. Endvidere anvendes især i engelsktalende lande udtrykkene planer og programmer ofte synonymt dvs. lidt tilfældigt, uden at de forsøges påhæftet en klar indholdsmæssig distinktion.

Umiddelbart kan politikker, planer og programmer ses således, at *politikker* er måderne, hvorpå regeringer forsøger at opnå deres politiske målsætninger generelt og indenfor bestemte områder, at *planer* er et sæt forbundne aktiviteter, som skal virkeliggøre en politik, og at *programmer* er sammensat af forskellige projekter ofte stedligt adskilt, men alle med henblik på samme mål.

Men politikker kan være såvel lovforslag som helt specifikke retningslinier for opnåelse af delmål indenfor en plan, f.eks. retningslinier for udviklingen af turisme indenfor en dansk regionplan. Lovforslag kan endvidere være konkrete projekter vedtaget i national lovgivning, og det kan være brede regler eller retningslinier for aktiviteter på bestemte områder, eksempelvis naturbeskyttelse.

Ligesom programmer kan være specifikke handlingsprogrammer med fastsatte projekter, kan de også være mere sektororienterede programmer, der fastsætter en række konkrete kvalitative og/eller kvantitative målsætninger for udviklingen på området, og som angiver en række politikker for, hvorledes disse kan nås. Hvad der betegnes som planer eller programmer kan i nogle tilfælde forekomme tilfældigt.

Ud fra deres forskellige dynamiske karakter, specielt når de ses sammenholdt med en miljøvurdering og deres indbyrdes relation på tværs af ovenstående hierarkiske forbundethed, skal det foreslås at skelne mellem politikker, planer og programmer på følgende måde:

1. Overordnede og sammenfattende planer. Sådanne planer har karakter af en fastlæggelse af overordnede linier, som kan betegnes politikker for en udviklingsproces, hvor *efterfølgende* beslutninger, eksempelvis projektkendelser m.v., skal respektere disse overordnede retningslinier. Eksempelvis regionale udviklingsplaner.

Sådanne planer er tværsektorielle, de er rammesættende for efterfølgende beslutninger og de er periodiske, dvs. de må gentages, i betydningen opdateres, fornyes og udvikles, med jævne mellemrum.

Miljøvurdering af sådanne planer er yderst relevant og vil være af samme dynamiske karakter som selve planerne, dvs. den må gentages med jævne mellemrum samtidig med, at miljøvurderingen vil rette sig mod de formulerede intentioner i planen (målsætninger og retningslinier), og miljøvurdering af de forskellige aktiviteter og projekter, som planen sætter rammer eller mål for, vil ske selvstændigt og tidsmæssigt forskudt herfra.

En sådan miljøvurdering af overordnede og sammenfattende planer kan således være referenceramme og skabe sammenhæng for specifikke projektvurderinger og programvurderinger.

2. Sektororienterede strategiske planer. Sådanne planer kan enten være planer, der indeholder politikker med fastsatte målsætninger, eksempelvis miljøhandlingsplaner for transport. Eller de kan være planer, der indeholder politikker omsat i konkrete projekter, hvor såvel målsætninger som projektforslag løbende revideres, eksempelvis en trafikudviklingsplan for et storbyområde, hvor det overordnede mål kan være fordelingen på bestemte trafikformer med en samlet defineret effektivitet i transportarbejdet, og hvor planproceduren løbende består i at undersøge veje og midler til opfyldelse af målet. En sådan type plan ligger tæt op ad, hvad der lige såvel kunne betegnes et program.

Sådanne planer har i princippet samme rammesættende og periodiske karakter som overordnede og sammenfattende planer og vil på lignende vis kunne udgøre referenceramme og skabe sammenhæng for specifikke miljøvurderinger af projekter og programmer.

Men hvor de indeholder miljøpolitiske målsætninger af kvalitativ og/eller kvantitativ karakter, kan disse mål desuden anvendes som referencemål for miljøvurdering af lovforslag og andre regeringsforslag og for miljøvurdering af specifikke programmer (jf. nedenfor om disse kategorier). Hermed menes, at de vil kunne anvendes til vurdering af miljøeffekterne af lovforslag og programmer, idet det vil kunne vurderes, i hvilken udstrækning de foreslåede love eller programmer vil kunne bidrage til/eventuelt modarbejde, opfyldelsen af de definerede miljømæssige mål.

3. *Ad hoc programmer med et specifikt sigte.* Sådanne programmer vil være specifikke til det definerede formål og kan f.eks. være et program for genopretning af et for fugleliv væsentligt vådområde. Programmer af denne type vil som regel have et klart defineret mål, som ofte, men ikke nødvendigvis, kan være et miljømål, og de vil være ad hoc prægede, dvs. defineret til formålet og i princippet et éngangsforetagende. Programmer af denne type vil lige såvel kunne betegnes planer.

Miljøvurdering af ad hoc programmer vil have det samme dobbelt-strategiske element som de foregående plantyper, men vil altså ikke kunne forventes gentaget. De har samme afsluttede karakter, når miljøvurderingen og programmet er gennemført, som når der er tale om projekter. Mange af de amerikanske PEIAs vil falde ind under denne kategori.

4. *Lovforslag og andre regeringsforslag.* Lovforslag er konkrete forslag til handling eller skabelsen af regler for adfærd, som i visse tilfælde ved fysiske påvirkninger eller adfærdsregulering vil indebære virkninger på miljøet, der vil kunne (miljø)vurderes. Selve lovforslaget består i fastsættelse af mål og midler.

Til forskel fra lovforslag kan politikker forstås i meget bred forstand, hvor der end ikke er påhæftet konkrete handlinger, men udtrykkes en generel målsætning eller bestræbelse i et bestemt arbejde - f.eks. at det er et miljøpolitisk mål at skabe mindre forurening gennem forebyggende tiltag. Politikker i denne brede forstand vil det sjældent være relevant at gøre til genstand for miljøvurdering i sig selv.

Hvad enten lovforslag eller andre regeringsforslag er konkrete projekter, regler eller retningslinier for aktiviteter på bestemte områder, er disse yderst relevante at gøre til genstand for miljøvurdering. Denne vil have det samme dobbelt-strategiske element som de foregående plantyper og programmer, men der vil, som når det handler om ad hoc planer og projekter, ikke kunne forventes en gentagelse. Gentagelse vil dog kunne forventes i de tilfælde, hvor det drejer sig om love, der løbende justeres eller fornys.

Ved selve miljøvurderingen af lovforslag vil det, som nævnt i det foregående, være muligt at anvende eksisterende handlingsprogrammer/planer indeholdende fastsatte miljøpolitiske mål som referenceramme for vurderingen af forslagens miljøeffekter derved, at det vil kunne vurderes, i hvilken udstrækning de foreslåede love vil kunne bidrage positivt eller negativt til opfyldelsen af de definerede miljømæssige mål.

På grund af de strategiske beslutningers meget forskellige karakter, og dermed de meget forskellige krav til udviklingsarbejdet, som de stiller hver især, fokuserer projektet i første omgang primært på miljøvurdering af lovforslag og andre regeringsforslag.

Men som skitseret ovenfor kan der ved etablering af et niveaudelt *system* for miljøvurdering muligvis opnås en række fordele med hensyn til den enkelte miljøvurderings kvalitet og effektivitet, og derfor vil sammenhængen mellem miljøvurderinger på forskellige niveauer blive taget op i et følgende forløb i projektet (se nedenfor om faseinddeling). I dette forløb vil miljøvurdering af det strategiske niveau for planer og programmer atter spille en rolle.

1.5 Forskellige typer love

Også med hensyn til kategorien love er der imidlertid afgørende forskelligheder, som det er vigtigt at tage i betragtning ved miljøvurderinger. Vi kan overordnet skelne mellem tre typer love:

- 1) love, der fastsætter adfærdsregulerende regler af fysisk eller økonomisk karakter, eller love, der vil have adfærdsmæssige effekter af fysisk eller økonomisk art,
- 2) love, som tilskynder til eller vedtager bestemte aktiviteter, f.eks. projektorienterede love eller anlægslove, og
- 3) love af ren administrativ karakter, som ikke vil have adfærdsmæssige effekter af fysisk eller økonomisk art.

Heraf er de sidstnævnte ikke interessante ud fra et miljømæssigt synspunkt, hvorimod de to førstnævnte typer lovforslag rummer nogle særdeles vigtige tiltag. Indenfor disse to typer lovforslag kan vi desuden skelne mellem a) lovforslag, som har miljøforbedringer som hovedformål, og b) lovforslag, der har andet hovedformål. Den førstnævnte type lovforslag vil oftest være begrundet med en række vurderinger af de miljømæssige effekter, og således vil både sigtepunkter og datamæssigt grundlag gøre en sammenfattende vurdering af de miljømæssige effekter mulig og overskuelig. Derimod kan det for lovforslag, der har andet hovedformål end miljømæssige forbedringer, være mere vanskeligt og ressourcekrævende at gennemføre en vurdering af de miljømæssige virkninger. Der vil således være en interesse for, at projektet tager særligt hensyn til denne type lovforslag.

Love, der fastsætter adfærdsregulerende regler, eller love, som tilskynder til bestemte aktiviteter, dækker oftest en række individuelle eller hver for sig ikke særligt effektfulde handlinger, der dog samlet kan give en stor effekt og dermed væsentlig påvirkning af miljøet. De kan betragtes som mange små projekter, der tilsammen har en stor effekt på miljøet, men som hver især ikke falder ind under kriterierne for en projekt-VVM.

Ligeledes har anlægslove oftest meget store indvirkninger på miljøet og må derfor betragtes med særlig opmærksomhed ud fra et miljømæssigt synspunkt.

Imidlertid må vi i projektet her gøre en undtagelse, hvad angår anlægslove, nemlig den ikke at medtage dem i det videre arbejde. Det skyldes først og fremmest, at der i Danmark gradvist er ved at udvikle sig den praksis, at projekter, der vedtages ved særlig lovgivning, altså de såkaldte anlægslove, miljøvurderes efter VVM-bestemmelserne, selv om sådanne projekter har været undtaget bestemmelserne under den forudsætning, at målsætningen i bestemmelserne blev opnået gennem lovgivningsprocessen. Med de nye krav om miljøkonsekvensvurdering af lovforslag er det blevet et direkte formuleret krav, at der ved lovforslagets fremsættelse skal foreligge en vurdering af de miljømæssige effekter. Udviklingen af praksis på dette område er derfor, at det er principper og indholds krav fra VVM, der er bestemmende for udviklingen på dette felt, og der er således ikke nogen speciel grund til at medtage dem i udviklingsarbejdet omkring miljøvurdering af "almindelige" lovforslag. Snarere tværtimod kunne man sige.

Udviklingsarbejdet retter sig således mod miljøvurdering af lovforslag, hvor specielt følgende typer lovforslag vil være i fokus:

- 1) love, der fastsætter adfærdsregulerende regler af fysisk eller økonomisk karakter, eller love, der vil have adfærdsmæssige effekter af fysisk eller økonomisk art, og
- 2) love, som tilskynder til eller vedtager bestemte aktiviteter, typisk projektorienterede love, men hvor anlægslove altså er undtaget.

1.6 Formelle krav om miljøvurdering af lovforslag og andre regeringsforslag

De formelle krav om miljøvurdering af lovforslag og andre regeringsforslag er fastlagt i Statsministeriets cirkulære nr. 12 af 11. januar 1995. Ifølge cirkulæret skal en vurdering af de miljømæssige effekter være inkluderet i bemærkningerne til lovforslag og andre regeringsforslag, hvis de forventes at have signifikante effekter på miljøet.

Dette regelkrav bør ses i lyset af den generelle tendens til at integrere miljømæssige hensyn i overordnede beslutningsprocesser. Den danske politik med hensyn til udviklingen af strategisk miljøvurdering er at gøre det enkelt fra starten og bygge på eksisterende praksis og erfaringer og udvikle det trin for trin. Det er desuden kun forslag fra regeringen, herunder planer og programmer som præsenteres for folketinget, der er omfattet af cirkulæret.

Fra begyndelsen har der ikke eksisteret noget krav om en obligatorisk procedure for miljøvurderingen. Cirkulæret sigter på at opnå en gradvis introduktion af principper og procedurer for det miljømæssige hensyns integration i beslutningsprocesserne. Ifølge cirkulæret skal miljøvurderingen udføres i den udstrækning, de administrative og datamæssige hensyn tillader det, og tilrettelægges på en sådan måde, at hensynet til en smidig lovgivningsproces fortsat varetages og sådan, at der ikke som følge heraf opbygges nye administrative enheder.

Endvidere er det ifølge cirkulæret det pågældende resortministeriums fulde ansvar at varetage miljøvurderingen, som kan udføres af ministeriet selv eller ved medvirken af konsulenter.

For at formidle processen med miljøvurdering har Miljø- og Energiministeriet udgivet en vejledning om fremgangsmåder ved vurderingen og desuden en eksempelsamling om konkret gennemførte miljøvurderinger i danske resortministerier. Vejledningen indeholder en liste over de miljøfaktorer, som miljøeffekter bør vurderes i forhold til, en anbefalet metode til at afgøre om en miljøvurdering er nødvendig, nogle væsentlighedskriterier og endelig en check-liste, som kan anvendes til disse beslutninger.

Fra denne vejledning kan der udledes en anbefalet procedure ved miljøvurderingen. Den vil som minimum have 4 trin i systematisk rækkefølge:

1. Screening: Hovedområderne fra check-listen (overskrifter) bruges til at vurdere om forslaget vil have væsentlige miljøkonsekvenser eller om det er nødvendigt at undersøge dette nærmere. Fører anvendelsen af checklisten til den konklusion, at forslaget kan have væsentlige konsekvenser, eller til at dette skal undersøges nøjere, skal en miljøvurdering foretages.

Hvis forslaget kun vurderes til at have mindre betydende eller ubetydende virkninger, skal der ikke gennemføres en miljøvurdering. Dette skal så anføres i bemærkningerne til lovforslaget og kan betragtes som en slags negative-declaration.

2. Scoping: For de forslag der har væsentlige virkninger eller virkninger, som bør undersøges nøjere, kan dette ske ved at anvende check-listens underspørgsmål og derigennem bestemme omfanget (scope) af miljøvurderingen.

3. Vurdering: Vurderingen gennemføres af det ansvarlige ministerium, eller ved bistand fra konsulenter, og ministeriet beslutter, hvorledes de vurderede virkninger bør beskrives og dokumenteres.

4. Publicering: Redegørelsen for de miljømæssige effekter publiceres i bemærkningerne til forslaget.

Dette forløb er desuden illustreret i *Figur 2* på følgende side.

Ifølge Cirkulæret skal følgende faktorer tages i betragtning ved vurderingen: sundhed og sikkerhed, flora og fauna, jordbund, vand, luft, klima, landskab, ressourcer, bygninger og kulturarv.

Sammenlignet med proceduren for EIA dækker den anbefalede procedure for miljøvurdering af lovforslag de samme miljøfaktorer. Miljøvurderingen af lovforslag indeholder en anbefalet procedure for screening og scoping, men ikke noget krav om offentlighedens deltagelse i scoping eller i selve miljøvurderingen. Ligeledes eksisterer der ikke noget krav om vurdering af alternativer. Men offentligheden kan deltage i debatten om den udførte miljøvurdering gennem dens muligheder for at deltage i lovgivningsprocessen i Folketinget.

Figur 2: Miljømæssig konsekvensvurdering ifølge Statsministeriets cirkulære

Miljømæssig konsekvensvurdering

Procedure, der følger Statsministeriets Cirkulære
Omfatter ikke alle anbefalede principper

1. Screening

Miljø- og Energiministeriets checkliste anvendes til vurdering af, hvorvidt forslaget vil medføre væsentlige miljømæssige konsekvenser.

Er dette tilfældet, skal der foretages en miljøvurdering.

Er dette ikke tilfældet, skal det fremgå af bemærkningerne til lovforslaget, at forslaget ikke vurderes at have væsentlige miljøkonsekvenser.

2. Scoping

Miljøvurderingens omfang og indhold bestemmes, eventuelt ved anvendelse af checklistens detalsspørgsmål.

3. Vurdering

Vurderingen gennemføres af det ansvarlige ministerium, eventuelt ved bistand fra andre ministerier eller konsulenter, og ministeriet beslutter, hvorledes de vurderede virkninger bør beskrives og dokumenteres

4. Publicering

Redegørelse for de miljømæssige konsekvenser publiceres i bemærkningerne til lovforslaget.

1.7 Hovedproblemstillinger og undersøgelsesmetoder

På baggrund af de skitserede indholdsmæssige elementer i strategisk miljøvurdering kan projektets mere specifikke problemstillinger opstilles ud fra to erfaringshorisonter:

- de hidtidige erfaringer med miljøvurdering af lovforslag, og
- de almindeligt anerkendte problemstillinger, der kan udledes af erfaringerne med miljøvurderinger på projektniveauet.

Heraf er de sidstnævnte det afgørende udgangspunkt, hvorimod de hidtidige erfaringer er sparsomme og af mere usystematisk karakter, når vi undtager problemstillingerne omkring anlægslove som refereret ovenfor. Disse anerkendte problemstillinger er i særlig grad udtrykt i de foranstående principper for en miljøvurdering på projektniveau, som også i almindelighed anses for overførbare til det strategiske niveau; altså principperne omkring dokument, procedure, væsentlighed, alternativer og offentlighedens deltagelse.

Adfærdsregulerende love og love, der tilskynder til eller vedtager bestemte aktiviteter, dækker, som ovenfor anført, oftest en række individuelle eller hver for sig ikke særligt effektfulde handlinger, der dog samlet kan give en stor effekt og dermed væsentlig påvirkning af miljøet. De kan betragtes som mange små projekter, der tilsammen har en stor effekt på miljøet, men som hver især ikke falder ind under kriterierne for en projekt-VVM.

De problemstillinger, der vil være relevante for disse typer love, vil derfor være:

I Hvorledes fastsættes væsentlighedskriterier for påvirkninger af miljøet for adfærdsregulerende beslutninger af ovenfor nævnte karakter?

II Hvorledes gennemføres princippet om alternative forslag i forbindelse med adfærdsregulerende beslutninger?

Det vil desuden være relevant at undersøge mulighederne for at udvikle en procedure eller forskellige former for inddragelse af offentligheden ud fra den skitserede målsætning. Skal fremgangsmåderne ved udarbejdelsen af miljøvurdering leve op til de almindeligt anerkendte krav om offentlighedens deltagelse ved såvel udpegningen af, hvilke miljøpåvirkninger det er relevant at vurdere, som i selve vurderingen af disses påvirkningsgrad, vil det være af stor interesse at få gennemført analyser af, hvorledes offentligheden i praksis inddrages i forbindelse med udarbejdelse af lovforslag. En sådan analyse vil kunne anvendes såvel ved fortolkninger af, hvad det vil sige, at offentligheden inddrages i lovgivningsprocessen (set ud fra VVM-direktivet), som ved udformningen af nye procedurer for offentlighedens deltagelse i miljøkonsekvensvurderinger af lovforslag. Dette leder frem til en tredje problemstilling:

III Hvorledes foregår inddragelse af offentligheden ved forberedelse og vedtagelse af lovforslag, og hvorledes kan dette fortolkes ud fra et ønske om at opfylde målsætningen om, at offentligheden deltager i selve formuleringen af, hvilke påvirkninger af miljøet der skal undersøges, og i vurderingen af analyserede påvirkninger, inden den endelige beslutning tages?

I selve vedtagelsesproceduren for planer og programmer vil de alment skitserede elementer i udviklingsarbejdet, altså procedure, dokument, væsentlighed, alternativer og offentlighed, være af parallel interesse som i forhold til de ovenfor behandlede typer af strategiske beslutninger. Problemstillingerne I, II, III kan således også omfatte planer og programmer. Men da planer og programmer også kan være rammesættende for konkrete projekter eller aktiviteter, vil særligt to problemstillinger, som er knyttet til de ovenfor skitserede fordele ved et trindelt miljøkonsekvensvurderingsystem (dvs. systematisk miljøvurdering af henholdsvis politikker, planer, programmer og projekter), være relevante at undersøge (jf. dog den nedenfor skitserede faseopdeling af projektet, der betyder, at planer og programmer først tages op i projektets Fase 2, og at de følgende problemstillinger derfor ligeledes udskydes hertil):

IV Vil en niveaudeling af miljøvurderinger på henholdsvis strategisk niveau og projekt niveau medføre de skitserede fordele, og kan det konstateres, at en sådan niveaudeling medfører en effektivisering af det samlede miljøvurderingsarbejde?

Denne problemstilling kan mere systematisk undersøges i forhold til de ovenfor opstillede fordele, og effektiviteten kan testes i forhold til de fire skitserede "besparelsepunkter":

- 1) sker miljøvurderingen faktisk på det rette niveau m.h.t. a) hvor miljø-aspektet bedst tages i betragtning, og b) hvor en projektvurdering ikke forstyrres af problemstillinger, der hører hjemme på det strategiske niveau,
- 2) letter vurderingen vurderinger på senere niveauer ved at levere kontekst og oplysninger til disse,
- 3) giver den forudgående vurdering på strategisk niveau mulighed for en mere effektiv screening af projekter, og
- 4) giver den forudgående vurdering på strategisk niveau mulighed for en mere præcis og effektiv scoping på projektniveauet.

Den anden særlige problemstilling vedrører den omtrent modsatte problemstilling end IV. Da vurdering af effekter på miljøet af planer og programmer på strategisk niveau ikke er det samme som at vurdere konkrete aktiviteter, men er vurderinger af mere almen og rammesættende karakter, må en effektivisering af det samlede miljøvurderingsarbejde ikke føre til en ringere konsekvensvurdering af de konkrete aktiviteter, som udmøntes i forhold til planen eller programmet. Derfor bliver en femte problemstilling:

V Hvorledes sikres det, at en niveaudeling af miljøvurderinger på henholdsvis strategisk niveau og projekt niveau ikke medfører en forringet kvalitet og relevans af miljøvurderingerne på projekter?

Projektet vil med hensyn til disse to sidstnævnte problemstillinger omfatte planer og programmer på statsligt niveau eller sådanne, der er et direkte resultat af beslutninger, f.eks. love, på dette niveau. Det vil medføre, at planer omfatter f.eks. regionplaner eller kommuneplaner, der skal udarbejdes ifølge planlovens bestemmelser, men ikke kommunale aktiviteter af plan eller programmæssig karakter, som er sat i værk på kommunens eget initiativ.

Men i tillæg til ovenstående problemstillinger vil der særligt være et behov for en analyse af effekterne af de vedtagne regelsæt. Dette kommer af lovenes karakter af at omfatte mange "små projekter", som ikke er omfattet af VVM, men som tilsammen giver en væsentlig effekt. En sjette problemstilling kan derfor formuleres:

VI Hvorledes gennemføres effektvurderingsprogrammer, hvor der a) kan ske en sammenligning med tidligere adfærd, dvs. før adfærdsregulerende regler eller ændrede regler udstedes, altså en undersøgelse på "projektniveau" før og nu, og b) en justering af regelsætningen ud fra miljømæssige kriterier?

Fremgangsmåder ved undersøgelserne af de skitserede hovedproblemstillinger kan umiddelbart skitseres ganske kortfattet. I det videre forløb vil der selvfølgelig være behov for en uddybning.

Dette vil i det følgende ske for hver enkelt af de nedenfor stående faser, som projektets samlede forløb inddeles i.

Problemstilling 1 undersøges ved at indsamle en række erfaringer med væsentlighedskriterier ved de hidtidigt gennemførte vurderinger af lovforslag og evt. ved handlingsplaner. Disse erfaringer opnås bl.a. ved at sammenstille de anvendte kriterier med den konkrete praksis på en række målelige tilfælde.

Problemstilling 2 undersøges ved at gennemføre en række forsøg med formulering af alternativer til konkrete eller allerede gennemførte vurderinger af lovforslags virkninger på miljøet.

Problemstilling 3 undersøges ved analyse af offentlighedens faktiske deltagelse i lovgivningsprocessen og eventuelt gennem forsøg med nye måder at inddrage den almene offentlighed på.

Problemstilling 4 og 5 forfølges gennem analyser af udvalgte planer og programmer, for hvilke der gennemføres strategiske miljøvurderinger, som i en efterfølgende fase lægges til grund for miljøvurderinger på projekter, som følger af planen eller programmet.

Problemstilling 6 undersøges gennem en analyse af almindelig adfærd før og nu i forhold til regeludstedelsen.

1.8 Faseinddeling af projektet.8 Faseinddeling af projektet

Det samlede projekt er opdelt i tre faser.

I Fase 1, som rapporteres i denne rapport, afprøves problemstillingerne 1, 2 og 3 på basis af den eksisterende praksis. Fase 1 er gennemført som en såkaldt trail run og er foregået i samarbejde med de kompetente myndigheder. Fase 1 spænder over ca. 1½ års forløb inklusive udarbejdelsen af nærværende rapport. Erfaringerne fra Fase 1 anvendes til en endelig formulering af Fase 2.

I Fase 2 analyseres problemstillingerne 4, 5 og 6. Selve udvælgelsen af planer og programmer og gennemførelse af effektvurdering i forhold til problemstilling 3 og i forhold til en trindel miljøvurderingproces tilrettelægges i samarbejde med de kompetente myndigheder. Overvejelserne om udvælgelse påbegyndes allerede ved opstarten af Fase 1, da det må forventes at kræve både tid og afventning af relevante muligheder. Fase 2 forventes at være af 1 års varighed.

Endelig gennemføres samlet afrapportering i en Fase 3 af yderligere ½ års varighed.

1.8.1. Arbejdsprogram for Fase 1

I Fase 1 fokuserer projektet på vurdering af miljømæssige effekter af lovforslag. Særligt problemstillingerne I til III, som beskrevet ovenfor, er relevante i denne fase. Væsentlighedskriterier (I), vurdering af alternativer (II) og offentlighedens deltagelse (III) er problemstillinger, der vil blive undersøgt.

En model for den danske lovgivningsproces kan opstilles på følgende måde (jvnf. Figur 3 på side 35):

1. Begrundelse for beslutning om forberedelse af et lovforslag.
2. Forberedelse af lovforslag af den kompetente myndighed.

To mulige fremgangsmåder: a) nedsættelse af udvalg til forberedelse af lovforslag eller b) administrativ forberedelse.

3. Høring af andre myndigheder, institutioner, interesseorganisationer, m.v..
4. Ministermøde og forelæggelse hos Dronningen.
5. Forelæggelse af lovforslag i Folketinget, efterfulgt af tre behandlinger i Folketinget samt to behandlinger i relevante udvalg.

1. behandling i Folketinget

- forelæggelse for Folketinget
- fremsendelse til folketingsudvalget

1. behandling i udvalg

- spørgsmål, høring, konsultation
- udvalget udarbejder rapport

2. behandling i Folketinget

- Folketingsdebat
- eventuelt fremsatte ændringsforslag

2. behandling i udvalg

- debat
- supplerende rapport fra udvalget

3. behandling i Folketinget

- Folketingsdebat
- eventuelt fremsatte ændringsforslag
- afstemning

I projektets Fase 1 følges to cases i relation til ovenstående procedure/model. Den ene case er en retrospektiv gennemgang af en allerede udført vurdering af miljømæssige effekter af et lovforslag. I den anden case følges udarbejdelsen, fremsættelsen og vedtagelsen af et lovforslag, specielt med hensyn til forløbet af vurderingen af miljømæssige konsekvenser i denne proces.

Figur 3: Lovgivningsproceduren i Danmark



Retrospektiv Case A

Case A afgrænses i forhold til at fokusere på, hvad der er gjort i forbindelse med miljøkonsekvensvurdering af lovforslaget; på hvilket tidspunkt i processen er vurderingen gennemført, hvem har deltaget i vurderingen, og med hvilke begrundelser prioriteringer og beslutninger er foretaget. Endvidere identificeres fejl eller mangler, og eventuelle årsager hertil analyseres. Case A udføres i samarbejde med den myndighed, der har forestået lovforberedelsesarbejdet og miljøkonsekvensvurderingen. Erfaringerne fra Case A anvendes også til understøttelse af gennemførelsen Case B.

Igennem dette forløb identificeres den faktiske anvendelse af *væsentlighedskriterier* i relation til den udførte miljøvurdering, og sammenlignes med anvendte kriterier i andre cases. Formålet er at vurdere kriteriernes tilstrækkelighed og behovet for yderligere udvikling og afgrænsning af kriterier.

Vurdering af alternativer i relation til udformning af lovforslag medfører nogle særlige vanskeligheder. Det er blandt andet et spørgsmål, om det - inden for de givne politiske rammer - er muligt at formulere alternativer. To ting gøres i denne forbindelse. For det første undersøges det, hvorfor alternativer ikke er formuleret og vurderet. For det andet formuleres alternativer så behørigt som muligt, eller i det omfang det givne politiske spillerum tillader, og disse alternativer vurderes i samarbejde med den kompetente myndighed. Formålet er at undersøge de politiske, tekniske og videnskabelige mulighedsbetingelser for implementering af krav til alternativer i relation til strategisk miljøkonsekvensvurdering (SEA).

Høring af andre offentlige myndigheder, særlige erhvervsmæssige interesser, regionale og kommunale myndigheder, miljøgrupper eller andre interessegrupper etc., er en væsentlig del af den danske lovgivningsproces, især under selve forberedelsesfasen før fremlæggelse i Folketinget. Høringer, der formelt er foregået i forbindelse med det aktuelle lovforslag, undersøges. Det klarlægges hvilke grupper eller interesser, der er blevet hørt, og i hvilket omfang miljøkonsekvensvurderingen af forslaget har været lagt frem til debat. Det spørgsmål, der undersøges er, om denne form for høring kan anskues som fuldt tilstrækkelig i forhold til princippet om offentlighedens deltagelse i processen og i forhold til de intentioner, der generelt er gældende blandt forskere, politikere, offentligheden selv osv. Således omfatter princippet om offentlighedens deltagelse såvel deltagelse i scoping procedurer som deltagelse i selve vurderingen af miljøeffekter.

Case B

Udvælgelsen af Case B foregår i samarbejde med Miljø- og Energiministeriet blandt lovforslagene i det program af forslag, der fremsættes i folketingssamlingen 1995/96. Udvælgelseskriterierne er som følger:

- a) lovforslaget skal have identificerbare effekter på miljøet
- b) lovforslagets indhold såvel som miljøeffekter må ikke være for specifikke, således at en generalisering af resultater i et vist omfang vil være mulig

c) det skal være et lovforslag med et andet hovedformål end miljøforbedring

d) det lovforberedende ministerium skal være indstillet på samarbejde og interesseret i at deltage i forsøget med vurdering af miljøkonsekvenser af lovforslaget

Det videre forsøg udføres i tæt samarbejde med det lovforberedende ministerium. De samme problemstillinger, som beskrevet under Case A, undersøges, men i denne case ikke retrospektivt, men som eksperiment, der skal resultere i en miljøkonsekvensvurdering i overensstemmelse med principperne for en strategisk miljøvurdering som fremstillet i afsnit 1.2. Eksperimentets omfang i relation til visse af de nævnte problemstillinger afhænger af resultaterne af Case A, eksempelvis formulering og vurdering af alternativer og offentlighedens deltagelse i processen. Såfremt det skønnes nødvendigt, inddrages eksternt konsulentbistand for vurdering af specifikke miljøeffekter.

Den endelige redegørelse for de vurderede miljømæssige effekter vedlægges lovforslaget, og redegørelsens påvirkning af den øvrige lovgivningsproces følges nøje som en del af eksperimentet. Resultatet heraf afrapporteres i en samlet redegørelse for hele eksperimentet, den såkaldte trial run.

Foruden det konkrete eksempel på en miljøkonsekvensvurdering af et lovforslag forventes følgende resultater af forsøget:

1. Det vil blive afprøvet, hvorvidt og i hvilket omfang strategisk miljøvurdering kan gennemføres i forhold til de mere ideale principper herfor.
2. Det vil blive afprøvet, hvorvidt den kompetente myndighed er i stand til at gennemføre vurderingsproceduren, samt på hvilke områder myndigheden eventuelt behøver øget ekspertise eller assistance.
3. Det vil blive afprøvet, hvorvidt fleksibilitet og smidighed i lovgivningsprocessen kan opretholdes, såfremt betingelserne for miljøkonsekvensvurderinger skal imødekommes.
4. Den demokratiske proces under disse forhold vil blive evalueret, og det vil blive klarlagt, i hvilket omfang offentligheden kan involveres uden at demobilisere den gældende demokratiske lovgivningsproces