

KAPITEL II

NATURFORVALTNING OG BIOLOGISK MANGFOLDIGHED

II.1 Indledning

Naturen er vigtig for mennesket

Menneskets eksistens og velfærd afhænger af naturen. Naturen indeholder rekreative værdier, der har betydning for befolkningen, og der er undersøgelser, der peger på, at ophold i naturen er gavnligt for sundheden samt spiller en vigtig rolle for folks livskvalitet generelt, jf. Tvedt og Jensen (1998). Endvidere indeholder nogle dyr og planter materiale, der anvendes til fremstilling af medicin, eller til forædling af afgrøder, så de kan give større udbytte.

Tilbagegang for naturen har ført til en aktiv natur- forvaltningsindsats

I det sidste århundrede er arealanvendelsen i Danmark ændret, således at landskabelige værdier og levesteder for dyr og planter er forsvundet, og vandmiljøet er truet af forurening. Det har ført til en øget indsats for at sikre vilde dyr og planter, rent vandmiljø og rekreative områder til den danske befolkning. Lignende tendenser i udlandet har ført til en betydelig international naturbeskyttelsesindsats, gennem hvilken Danmark er forpligtet til at beskytte sine vilde dyr og planter. Naturforvaltningsindsatsen har selvsagt omkostninger. Den offentlige sektor bruger årligt omkring 2½ mia. kr. på naturforvaltning, og bl.a. landbruget og skovbruget påvirkes af offentlig regulering, som medfører omkostninger for erhvervene.

Uundgåelige prioriteringer

Der er begrænsede midler til naturforvaltning, og derfor foretages der prioriteringer. Spørgsmålet er derfor ikke, om natur og biologisk mangfoldighed (biodiversitet) bør og kan prioriteres i forhold til andre goder som eksempelvis uddannelse og sundhed, men alene efter hvilke principper det skal ske. Prioritering og dermed indbyrdes værdisætning er således uundgåelig.

Kapitlet er færdigredigeret den 13. november 2000.

Vigtigt at indsatsen er samfundsøkonomisk hensigtsmæssig

Hvis ikke den danske naturforvaltning når sine mål på en samfundsøkonomisk hensigtsmæssig måde, er det muligt at forbedre naturbeskyttelsen uden at tilføre flere midler, og uden at det går ud over andre områder i velfærdsstaten.

Centrale spørgsmål til naturforvaltningen

I dette kapitel belyses det, i hvor høj grad den danske naturforvaltning når sine mål på en samfundsøkonomisk hensigtsmæssig måde. Især er det interessant at undersøge:

- Hvad bør danne grundlag for prioriteringer i naturforvaltningen?
- Afspejler de faktiske prioriteringer de erklærede mål i naturforvaltningen?
- Beskyttes flest mulige vilde dyr og planter på de fredede arealer, og sikres den biologiske mangfoldighed dermed bedst muligt?
- Hvad er fordelene og ulemperne ved at indgå i internationalt samarbejde om beskyttelse af vilde dyr og planter, og hvordan realiseres fordelene bedst?
- Hvilke virkemidler bør anvendes?

Økonomiske analyser er nyttige

Empiriske analyser og principielle overvejelser baseret på økonomisk teori er nyttige i naturforvaltningen. Et eksempel er inddragelse af folks præferencer i beslutningsgrundlaget ved hjælp af økonomisk værdisætning, når der skal træffes afgørelse om, hvorvidt et naturprojekt skal gennemføres.

Fokus på statens indsats

Inden for rammerne af dette kapitel er det ikke muligt at give en komplet oversigt over den offentlige og private indsats, der ydes for at beskytte naturen. Blandt andet er kommuners og amters indsats i naturforvaltningen kun belyst i begrænset omfang. Det samme er tilfældet for bl.a. naturforvaltningen i skovbruget. Endvidere ses der bort fra forvaltningen af havenes plante- og dyreliv.

Oversigt over kapitlet

I afsnit II.2 introduceres forvalterne af Danmarks natur, og centrale begreber i naturforvaltningen præsenteres. Der argumenteres for behovet for økonomisk værdisætning i den samfundsmæssige prioritering i afsnit II.3, og i det næste afsnit behandles de principielle årsager til, at offentlig indgriben i naturforvaltningen kan være hensigtsmæssig. I afsnit II.5 diskuteres international arbejdsdeling med henblik på at bevare

den biologiske mangfoldighed. En analyse af, hvorvidt områdefredninger i Danmark sikrer beskyttelse af vilde dyr og planter på den bedst tænkelige måde, præsenteres i afsnit II.6. I afsnit II.7 belyses den aktuelle danske regulering af landbruget og gennemførelsen af den offentlige arealforvaltning, og i det efterfølgende afsnit analyseres prioriteringen af de forskellige formål i naturforvaltningen på baggrund af Skov- og Naturstyrelsens udvalgte naturforvaltningsprojekter. I afsnit II.9 sammenfattes kapitlets analyser, og der gives anbefalinger til politikker på naturforvaltningsområdet.

II.2 Begreber og aktører i naturforvaltningen

Hvad er naturforvaltning?

Naturforvaltningen vedrører anvendelsen af areal til forskellige formål. I dette kapitel betragtes kun anvendelsen af det danske landareal, der har flere formål, bl.a. landbrugsproduktion, rekreation, beskyttelse af vilde dyr og planter og drikkevandsressourcer i undergrunden. Herudover skal der bruges arealer til infrastruktur og beboelse. Landareal er en begrænset ressource, så de forskellige formål konkurrerer om, hvordan arealet skal anvendes. Eksempelvis kan målene om at anvende arealet til produktion og rekreation komme i modstrid med hinanden, og det er en vigtig opgave at finde den rette balance mellem disse hensyn, således at samfundets gavn af arealet bliver størst mulig.

Hvad er natur?

I dette kapitel opfattes natur som værende levende organismer, deres omgivelser og organismernes samspil med hinanden og deres omgivelser. Natur er også landskaber og de geologiske processer, der medvirker til at forme landskaber.¹ Endvidere kan natur godt være påvirket af menneskelig aktivitet. Natur har et mængdeaspekt, da en rig natur indeholder mange levende organismer og mange økologiske samspil. Naturen har også forskellige kvalitetsaspekter. Biologer taler om kvalitet i naturen som det, at økosystemer er styret af naturlige processer, upåvirkede af menneskelige forstyrrelser. Kulturhistorisk

1) Ifølge Naturrådet betegner natur de spontane geogene og biogene processer og strukturer i landskabet. Ofte er disse påvirket eller ledsaget af menneskeskabte strukturer og processer, jf. Agger mfl. (2000).

kvalitet kan dække over, at et landskab indeholder fortidsminder i deres oprindelige form, og natur kan også have æstetiske kvaliteter.

Biologisk mangfoldighed

Et vigtigt aspekt af natur er biologisk mangfoldighed eller biodiversitet. Definitionen på biodiversitet er mangfoldigheden af levende organismer i alle miljøer, både på land og i vand, samt de økologiske samspil, som organismerne indgår i. Et eksempel på et økologisk samspil er en fødekæde. Biodiversitet omfatter såvel variationen inden for og mellem arterne som mangfoldigheden af økosystemer. Når der kommer flere forskellige eksemplarer af en eller flere arter af planter eller dyr, øges biodiversiteten derfor. Biodiversiteten øges også, hvis en eller flere arter begynder at indgå i flere samspil. Eksempelvis formodes indførelsen af bæveren i Danmark at øge den biologiske mangfoldighed, både fordi der kommer en art mere til den danske natur, og fordi bæveren skaber skovsumpe, et økosystem der er sjældent i Danmark.

Antal arter som indikator for biologisk mangfoldighed

En ofte anvendt indikator for den biologiske mangfoldighed er artsrigdom, dvs. antal arter, selvom det langtfra indfanger alle aspekter af biodiversitet, jf. diskussion i afsnit II.6. I tabel II.1 angives det samlede antal kendte arter i en række lande. Man skal dog være varsom med at drage for håndfaste konklusioner med hensyn til, hvilke lande der har høj biologisk mangfoldighed, da opgørelsesmetoderne varierer meget fra land til land. Det er vanskeligt at finde gode tal for udviklingen i antallet af arter, da indikatorerne vil afspejle, at nye arter opdages hele tiden. Man er derfor afhængig af skøn, når udviklingen i den biologiske mangfoldighed skal vurderes. Pimm mfl. (1995) forsøger at vurdere det samlede antal arter på kloden og den fremtidige udvikling i dette antal. De skønner, at før menneskets fremkomst kunne en art forvente at eksistere 1-10 mio. år, mens den nuværende udryddeshastighed er 100-1000 gange højere. Disse skøn er forbundet med stor usikkerhed, men der er næppe tvivl om, at menneskets aktivitet har negative følger for den biologiske mangfoldighed.

Tabel II.1 Truede arter i pct. af kendte arter inden for udvalgte organismegrupper og lande, først i 1990'erne

	Patte- dyr	Fugle	Fisk	Kryb- dyr	Padde	Kar- planter	Kendte arter i nævnte grupper	Kendte arter i alt
Danmark	24,0	12,9	18,2	•	28,6	9,8	1.472	10.482
Sverige	19,0	7,9	4,0	•	46,2	8,2	2.470	35.870
Norge	7,4	9,2	•	20,0	40,0	6,6	1.783	24.735
Tyskland	51,0	44,0	68,0	77,0	68,0	•	3.476	10.745
USA	10,5	7,2	2,4	7,1	3,6	0,5	26.986	26.986
Frankrig	50,4	37,4	22,7	50,0	50,0	3,0	5.723	65.323
UK	45,2	28,3	12,2	33,3	33,3	9,5	2.915	65.885

Anm.: En truet art er kendetegnet ved, at den med den nuværende bestandsudvikling vil forsvinde fra landet inden for en årrække. Karplanter dækker over blomsterplanter, nåletræer, bregner mv. For kendte arter er anvendt intervalmidtpunktet, hvis Eurostat har opgivet et interval. For nogle lande mangler antal kendte arter for enkelte organismegrupper. Eksempelvis mangles for USA antallet af hvirvelløse dyr, der i andre lande udgør størstedelen af de kendte arter.

Kilde: Eurostat (1997).

Andelen af truede arter påvirker den forventede biodiversitet

Det har umiddelbart større interesse for naturforvaltningen at vide noget om forventede ændringer i biodiversiteten end at kende det aktuelle niveau af biodiversitet. En ofte anvendt indikator for, hvordan den biologiske mangfoldighed kan ventes at udvikle sig, er andelen af truede arter i forhold til det samlede antal arter. Truede arter opgøres på såkaldte rødlistor, der udtrykker, hvilke arter der skal have særlig opmærksomhed i naturbeskyttelsen, jf. Stoltze og Pihl (1998). Hvis andelen af truede arter er høj, kan der forventes betydelige fald i den biologiske mangfoldighed i fremtiden. For det første vil et relativt stort antal arter forsvinde, hvilket i sig selv mindsker den biologiske mangfoldighed. For det andet kan disse arters forsvinden få økosystemer til at bryde sammen, hvilket yderligere mindsker den biologiske mangfoldighed. I mange lande er der et stort behov for naturbeskyttelse, men behovet varierer mellem forskellige grupper af arter, jf. tabel II.1.

Nødvendigt at skelne mellem national og international biodiversitet

Som et led i naturforvaltningen er det nødvendigt at betragte biodiversitet både nationalt og internationalt. Det betyder måske ikke meget for den internationale biodiversitet, at 68 pct. af de kendte fiskearter i Tyskland er truede, hvis disse arter lever i resten af Europa og ikke er truede der. Dette afhænger dog af, hvorvidt det betyder noget for en arts overlevelseschance i et land, at den er forsvundet i et andet land. Samtidig kan en art bidrage forskelligt til den biologiske mangfoldighed i forskellige lande. Det sidste kan ske ved, at arter indgår i forskellige økosystemer, eller adskilte bestande kan udvikle særlige karakteristika, der gør dem bevaringsværdige. Oplysningerne i tabel II.1 er mere relevante for at vurdere den forventede nationale end internationale biodiversitet, fordi der ikke er information om, hvorvidt det er de samme arter, der er truede i de forskellige lande.

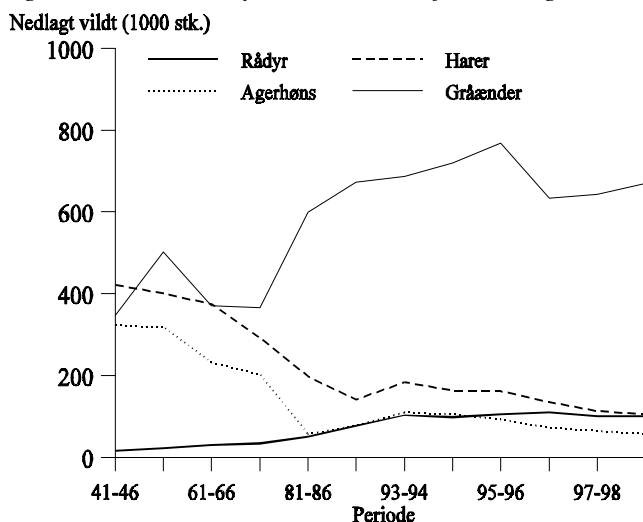
Bestandstørrelser siger noget om truedhed

Bestandstørrelser af de forskellige arter siger noget om, hvorvidt arter er truede af forsvinden fra et område. En indikator for bestandene af vilde dyr er vildtudbyttet, som indrapporteres af jægerne i forbindelse med løsning af jagttegn. Denne statistik kan dermed være med til at danne grundlag for vurderinger af udviklingen i den biologiske mangfoldighed. Af figur II.1 fremgår det, at man ikke kan tale om en entydig tilbagegang for bestandene af vilde dyr i Danmark.

Hvem er naturforvaltere i Danmark?

De vigtigste forvaltere af det danske landskab er det private land- og skovbrug og den offentlige sektor. I 1995 udgjorde arealet anvendt til landbrug, gartneri mv. 68 pct. af det samlede danske areal, mens skove og plantager optog 11 pct. af arealet. Knap halvdelen af skovene ejes af privatpersoner, mens den offentlige sektor ejer knap en tredjedel, og fonde mv. ejer resten. Af det resterende areal udgør beboelse og infrastruktur størstedelen (15 pct.) og søer, heder, klitter, vandløb og moser en mindre del (5 pct.), jf. Miljø- og Energiministeriet (1999a). Af sidstnævnte områder administrerer staten 20 pct. af hedearealerne, 60 pct. af klitterne og 20 pct. af de ferske søers areal, jf. Hald-Mortensen mfl. (2000).

Figur II.1 Vildtudbyttet i Danmark for udvalgte arter



Kilde: Danmarks Statistik (2000), *Statistiske Efterretninger, Miljø og Energi*, 2000:8.

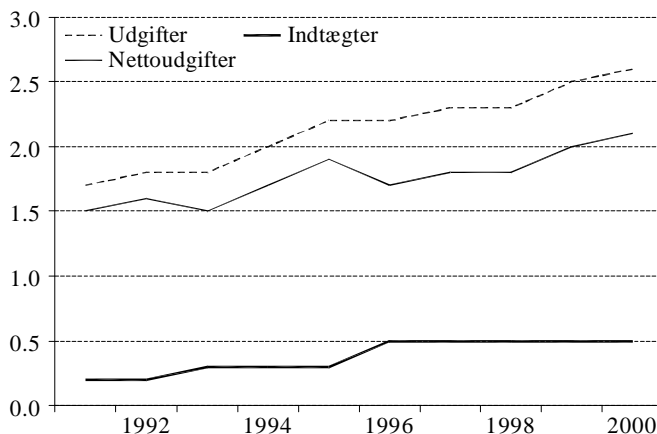
Direkte udgifter til naturforvaltning

Udgifterne til skov- og naturforvaltning dækker bl.a. over administration af statsskovene og udførelse af naturforvaltningsprojekter. Udgifterne var på 2,5 mia. kr. i den offentlige sektor i 1999, jf. figur II.2. Heraf stod amter og kommuner for omkring 60 pct. svarende til 1,5 mia. kr. De årlige indtægter fra skov- og naturforvaltning var på ca. 0,5 mia. kr. i 1999 og omfatter bl.a. salg af træ fra statsskovene og jagttegnsløsning.

Indirekte omkostninger ved naturforvaltning

Der er også indirekte omkostninger forbundet med naturforvaltning i Danmark. De knytter sig til både offentlige og private naturforvaltere, der skal tilpasse sig reguleringer på naturforvaltningsområdet. Et eksempel er bræmmer omkring vandløb mv., hvor landmænd skal holde jorden dyrkningsfri af hensyn til naturen. I de tilfælde, hvor private belastes af regulering, kan der ske en kompensation, således at der ikke bliver tale om en nettobelastning for jordbesidderen, men alene for det offentlige. De samfundsøkonomiske omkostninger skal imidlertid opgøres som de samlede omkostninger, som offentlige og private forvaltere har.

Figur II.2 Indtægter og udgifter knyttet til den offentlige sektors skov- og naturforvaltning, mia. kr.



Anm.: Alle beløb i 2000 er budgettal.

Kilde: Danmarks Statistik (2000), *Statistiske Efterretninger, Miljø og Energi*, 2000:16.

Uklart, hvorvidt udviklingen i arealsammensætningen har ført til mere eller mindre natur

Den arealmæssige udvikling i Danmark de sidste 100 år har ikke udelukkende vist tilbagegang for naturarealerne, jf. tabel II.2. Mange nye skovarealer er kommet til, og søer og vandløb udgør den samme andel af det danske landareal som for hundrede år siden. Omvendt har hede- og klitarealerne været i tilbagegang, ligesom landbrugsarealet er indskrænket og har ændret karakter i retning af at være mere intensivt dyrket, og endelig er by og infrastruktur tiltaget kraftigt i arealmæssigt omfang. Skov indeholder mange vilde planter og dyr, beskytter grundvandet og har stor rekreativ værdi, så det er uklart, hvorvidt den naturmæssige betydning af den arealmæssige fremgang for by og infrastruktur er modsvaret af, at landbrugs- og hedearealer delvis er blevet til skov.

Tabel II.2 Anvendelse af det danske landareal i historisk perspektiv

	1896	1907	1919	1929	1951	1965	1982	1995
	----- Pct. af samlet areal -----							
Landbrug	76	75	75	76	74	70	67	66,0
Skove	7	8	9	7	10	11	12	10,8
Bebyggelse	2	2	2	3	4	7	10	11,7
Veje m.m.	1	2	2	2	3	5	5	2,0
Hede og klit	11	9	9	9	7	5	5	4,6
Søer og vandløb	1	2	2	1	1	2	1	1,5
Andet	2	2	2	2	1	0	0	3,4

Anm.: Opgørelsesmetoden ændres i 1995 til Corine-opgørelsen, der er baseret på satellitfotos. Resultaterne af de forskellige opgørelser kan være vanskelige at sammenligne.

Kilde: Danmarks Statistik (1996), *Statistisk Årbog 1996*, og Miljø- og Energiministeriet (1999a).

Interesseorganisa- tioners rolle i naturforvaltningen

Det er ikke kun de offentlige og private ejere af landarealet, der interesserer sig for, hvordan den danske natur forvaltes. Natur- og miljøinteresseorganisationer har over en halv mio. medlemmer, hvilket afspejler, at området har stor betydning for befolkningen. Som følge heraf bliver der også lyttet til interesseorganisationerne i forbindelse med, at der træffes beslutninger inden for naturforvaltningsområdet. Nogle interesseorganisationer inddrages direkte i naturforvaltningsarbejdet gennem repræsentation i Naturforvaltningsrådet, der har stor indflydelse på, hvilke naturforvaltningsprojekter der gennemføres. Danmarks Naturfredningsforening har en lovfæstet ret til at rejse fredningssager – en ret der herudover kun tilfalder enkelte offentlige myndigheder. I tabel II.3 er vist nogle af de største interesseorganisationer i den danske naturforvaltning.

Tabel II.3 Større danske og internationale interesseorganisationer

Organisation	Stiftet i år	Medlemmer i 1990	Medlemmer i 1998
Biologforbundet	1971	5.000	4.200
Danmarks Jægerforbund	1884	95.000	91.000
Danmarks Naturfredningsforening	1925	250.000	210.000
Danmarks Sportfiskerforbund	1938	40.000	32.000
Dansk Botanisk Forening	1840	1.050	1.275
Dansk Cyklist Forbund	1905	21.230	28.575
Dansk Ornitologisk Forening	1906	9.600	12.000
Dansk Vandrelaug	1930	18.996	6.800
Foreningen for Dyrenes Beskyttelse	1875	60.000	60.000
Greenpeace Danmark	1981	47.597	15.000
Regnskovsgruppen Nepenthes	1982	824	1.100
WWF Verdensnaturfonden	1972	40.000	41.000
Medlemmer i alt		589.297	502.950

Anm.: Danmarks Jægerforbund opstod i 1992 ved sammenlægning af flere organisationer. 1884 er stiftelsesåret for den ældste af de involverede organisationer, og medlemstallet i 1990 er det samlede medlemstal i organisationerne i dette år.

Kilde: Holten-Andersen mfl. (2000).

II.3 Naturværdier og samfundsøkonomiske prioriteringer

Natur og biodiversitet kræver offentlig indsats

Hvis der ikke reguleres, vil der ikke i tilstrækkelig grad blive taget hensyn til, at naturen beriger langt flere end ejerne, der primært skal tilgodese egne hensyn, herunder overvejende produktionsmæssige forhold. Uden nogen form for offentlig regulering belønnes landmanden ikke for at sikre et rigere dyreliv på sin jord, men kun for at producere afgrøder. Naturen bør

derfor i et eller andet omfang reguleres offentligt, og sikring af natur bør inddrages i den offentlige prioritering af goder.

Uundgåelige prioriteringer

Der er begrænsede midler til naturprojekter, og derfor foretages prioriteringer mellem mulige naturprojekter. Ligeledes indgår disse projekter i en prioritering med andre goder, der finansieres af det offentlige. Spørgsmålet er derfor ikke, om natur og biodiversitet bør og kan prioriteres i forhold til andre goder som eksempelvis uddannelse og sundhed, men alene efter hvilke principper det skal ske. Prioritering og dermed indbyrdes værdisætning er således uundgåelig.

Prioriteringer kræver sammenlig- ningsgrundlag

Det er hensigtsmæssigt at skabe et beslutningsgrundlag på baggrund af eksplicit værdisætning for at kunne foretage prioriteringer. Det er vigtigt at kunne sammenligne værdien af naturgoder med andre goder på en objektiv måde. I forbindelse med samfundsøkonomisk prioritering er det derfor ønskelig at overordnede mål tilordnes vægte, der afspejler værdien ved at opnå de respektive mål. Herudover er det vigtigt, at beslutningstagerne kender mulige politikkers omkostninger og graden, hvormed politikkerne fører til opfyldelse af forskellige mål. Disse typer af informationer vil muliggøre, at beslutningstagerne træffer de valg, der giver det højeste velfærdsniveau med det lavest mulige ressourceforbrug.

Kun menneskers velfærd tillægges værdi

I kapitlet anvendes en menneskecentreret verdensopfattelse, hvilket betyder, at naturen kun har værdi i det omfang, den har værdi for mennesker. Dette udelukker ikke, at etiske eller moralske overvejelser inddrages i værdisætningen. Eksempelvis vil opfattelsen af, at vi mennesker har en moralsk forpligtelse til at bevare visse arter, afspejles i den værdi, arterne tillægges. Principielt kunne man alternativt anlægge en naturcentreret verdensopfattelse, hvor dyr og planter skulle tillægges en selvstændig værdi uafhængigt af, hvordan menneskers velfærd påvirkes.

Natur og biodiversitet sikrer brugsværdier

Sikring af natur og biodiversitet skaber en række værdier for mennesker, jf. boks II.1. Direkte brugsværdier knytter sig bl.a. til produktion og rekreation. Disse værdier kommer fra arter, der kan spises, og træsorter, der kan forarbejdes, samt rekreative værdier som at gå en tur i skoven. Indirekte brugsværdier

knytter sig bl.a. til værdien af stabile økosystemer. Det kan eksempelvis være ved at sikre mod jorderosion. Estimer af den indirekte brugsværdi vil ofte undervurdere den økonomiske værdi af livsunderstøttende funktioner af økosystemer, da disse først viser sig, når de er ophørt, jf. Pearce og Moran (1994). Optionsværdier dækker over værdien af at bevare handlemuligheder i fremtiden. Optionsværdier baserer sig på den mulighed, at der opstår ny viden om naturens anvendelsesmuligheder, eller at mennesker ændrer deres præferencer for natur og biodiversitet.

Ikke-brugsværdier er eksistensværdier...

Mennesker kan tillægge arter og økosystemer m.m. værdier, der ikke kan betegnes som brugsværdier. Eksistensværdier kan bestå i, at det har værdi for mennesker at vide, at der findes en særlig art, også selvom de aldrig ser arten, eller på anden vis har nogen direkte gavn af dens eksistens. Eksistensværdier kan bl.a. begrundes ud fra moralske forpligtelser til at bevare andre arter.

... og arveværdier

Når mennesker tillægger det en værdi, at deres efterkommere også har mulighed for at opleve naturen, er der tale om en arveværdi. Arveværdi kan udspringe af moralske overvejelser, som at vi har pligt til at viderebringe velfærdsmuligheder. Det kan også bero på altruisme (arvemotiv), hvor giveren har glæde af at forøge velfærden for eksempelvis sine børn.

Økonomisk værdisætning

Værdisætning kan i princippet foretages på baggrund af individers præferencer eller efter udvalgte eksperters vurderinger, hvor sidstnævnte f.eks. kunne være biologer med særlig viden om specifikke områder. Økonomisk værdisætning baserer sig alene på individers præferencer og adfærd. Det forsøges på forskellig vis at værdisætte goder, der ikke handles på noget marked, f.eks. rekreative værdier. Hvis det enkelte individ vurderes selv at vide, hvad der er bedst for den pågældende, vil individernes præferencer og styrken af disse være nyttige signaler for den politiske beslutningsproces til at sikre samfundsøkonomisk fornuftige beslutninger. I Danmark er der ikke tradition for at benytte økonomisk værdisætning som et direkte bidrag til politiske beslutningsprocesser. Det er derimod et velkendt fænomen i USA, Norge og Sverige.

Værdier af at sikre natur og biodiversitet kan overordnet set opdeles i brugsværdier og ikke-brugsværdier. For en grundigere fremstilling se bl.a. Freeman (1993).

Brugsværdier:

Direkte brugsværdi vedrører sanseindtryk og materielle goder som f.eks. oplevelser knyttet til friluftsliv, produktion af tømmer og de fødevarer, der fremkommer ved jagt, fiskeri osv.

Indirekte brugsværdi bygger på værdien af økosystemer, der via økologiske funktioner understøtter og beskytter den økonomiske og menneskelige aktivitet. Et eksempel på sådanne værdier er naturens selvrensende virkning på vandmiljøet.

Optionsværdi henfører til, at der i fremtiden kan opstå ny viden, som kan tilføje værdier til eksisterende naturgoder. Det indeholder også muligheden for, at der sker en ændring i befolkningens præferencer.

Ikke-brugsværdier:

Eksistensværdi er værdien af blot at vide, at noget eksisterer, uden at man af den grund benytter sig af det. Værdien er således ikke knyttet til noget fysisk eller sanseligt.

Arveværdi er værdien ved at efterlade naturgoder til fremtidige generationer. Der kan være forbundet en glæde ved selve det at give noget, man selv mener er en smuk og velfungerende natur, til sine efterkommere, selvom man ikke direkte bekymrer sig om fremtidige generationer. Der kan også være en glæde forbundet med at vide, at gaven værdsættes af fremtidige generationer. I denne forbindelse er det nødvendigt at gøre sig overvejelser om dels naturforvaltningens forventede virkninger på naturen i fremtiden, dels hvordan naturidealet kan ændre sig over tiden.

Værdisætningsmetoder

Ideelt set bør beslutningstagerne kende værdien af at opfylde forskellige overordnede mål. I praksis er det vanskeligt at anvende økonomisk værdisætning til at specificere værdien af at opfylde overordnede mål, som eksempelvis sundhed, i forhold til biodiversitet. I stedet benyttes økonomisk værdisætning til at vurdere fordelagtigheden af at gennemføre konkrete projekter. Det er ikke tilstrækkeligt at basere et beslutningsgrundlag på fysiske enheder, som eksempelvis antal truede arter eller skovareal opgjort i ha, uden samtidig at tilordne vægte til de fysiske størrelser. I langt de fleste henseender øger det gennemskueligheden at opgøre vægtene i pengeenheder, da det derved bliver muligt at sammenligne værdier på tværs af forskellige

projekter og at sammenligne værdier og omkostninger i det enkelte projekt (cost-benefit analyse). Der er imidlertid også metodemæssige problemer knyttet til at anvende økonomisk værdisætning. Til brug for økonomisk værdisætning er der udviklet direkte og indirekte præferencebaserede metoder samt omkostningsbaserede metoder.

Indirekte præferencebaserede metoder baseres på observeret adfærd

De indirekte præferencebaserede metoder benytter viden om personers faktiske køb af goder, der er relateret til det ikke-markedsomsatte gode, til indirekte at afsløre præferencer for dette gode. Metoderne kan kun anvendes til at vurdere brugsværdier, jf. boks II.2. Et eksempel på en indirekte metode er rejseomkostningsmetoden. Folks rejseomkostninger i forbindelse med at benytte rekreative værdier kan tages som et udtryk for, hvad de som minimum er værd. Et andet eksempel på en indirekte præferencebaseret metode er hedonisk værdisætning. Eksempelvis er prisforskelle mellem huse med forskellig adgang til naturområder en indikator for personers villighed til at betale for disse rekreative værdier. I et studium på danske data er der fundet sammenhænge mellem huspriser og søudsigt og nærhed til skov, jf. Hasler mfl.(2001). Huse med søudsigt havde i gennemsnit en merpris på 125.000 kr. i forhold til huse uden søudsigt. Der er dog betydelig variation mellem de undersøgte byer. For de byer, hvor søudsigt havde en markant betydning for husprisen, udgjorde den 13-24 pct. af den gennemsnitlige huspris i byen. Også huse med beliggenhed tæt på skov havde en markant merpris. Således handles huse 100 meter fra Tokkekøb Hegn i Allerød for 300.000 kr. mere end huse, der ligger 500 meter derfra. Tilsvarende estimater for Esbjerg viser dog kun forskelle i huspriser på omkring 60.000 kr. Reaktionen i huspriserne sker allerede ved beslutningen om at ville rejse skov. I forbindelse med et skovrejsningsprojekt nær Ålborg steg huspriserne således med over 200.000 kr. ved vedtagelsen af projektet, og altså før beplantningen var påbegyndt.

Direkte præferencebaserede metoder beror på interview

For en række brugsværdier og alle ikke-brugsværdier er det imidlertid ikke muligt at udtrække information om folks præferencer ud fra deres adfærd. Direkte værdisætning søger netop at afklare og afdække præferencer, hvor disse ikke foreligger. Det sker ved hjælp af interview, hvor personer bl.a. udspørges

om deres prioriteringer og betalingsvilje (den betingede værdisætningsmetode). Metoden vurderer værdier på relevante goder i forbindelse med konkrete og afgrænsede projekter.

Store rekreative værdier af skovrejsning

I et studium baseret på betinget værdisætning blev det vurderet, at der er omfattende rekreative værdier forbundet med rejsning af skov, jf. Dubgaard (2001). Betalingsvilligheden blandt interviewede besøgende i Vestskoven lidt uden for København var i gennemsnit omkring 300 kr. for et årskort. Med 68.000 personer om året (der sammenlagt aflægger skoven knap 600.000 besøg), vurderes den samlede rekreative værdi således at være ca. 20 mio. kr. pr. år. Det svarer til 18.000 kr. pr. ha om året, hvilket langt overstiger indtægterne fra produktion af tømmer i skoven. Endvidere indikerer undersøgelsen, at der er store rekreative værdier, selvom der er tale om en ung skov. Størrelsen af de rekreative værdier afhænger primært af størrelsen af befolkningen i det nærliggende område og af, hvorvidt der er alternative friluftsmuligheder i nærheden. Undersøgelsen understreger behovet for at rejse skov og for, at det gøres i bynære områder. Alt andet lige vil jordpriser og dermed omkostningerne til skovrejsning være højere i bynære områder. Nutidsværdien af de fundne rekreative værdier i Vestskoven overstiger dog væsentligt jordprisen på landbrugsjord i udkanten af København.² I undersøgelsen er der også fundet skøn for rekreative værdier af Tokkekøb Hegn. Disse vurderes at udgøre 4.500 kr. pr. ha om året, hvilket synes at være i rimelig overensstemmelse med resultaterne fundet ved hjælp af husprismetoden ovenfor, jf. Hasler mfl. (2001).³ Den lavere værdi sammenlignet med Vestskoven formodes at skyldes de flere friluftsområder nær Tokkekøb Hegn.

- 2) Med et årligt afkast på 18.000 kr. pr. ha i årene fremover svarer det til en nutidsværdi (jordpris) på 600.000 kr. pr. ha, forudsat, at den relevante (reale) kalkulationsrente er 3 pct. om året, jf. Møller mfl. (2000). Vurderinger af størrelsesordenen af rekreative værdier i forhold til jordpriser fremgår ikke af Dubgaard (2001), men er egne skøn.
- 3) I undersøgelsen baseret på husprismetoden var den samlede merpris på husene ved Tokkekøb Hegn (663 ha) på 163 mio. kr. svarende til 7.500 kr. pr. ha skov om året, jf. Hasler mfl. (2001). Denne beregning er baseret på en (real) kalkulationsrente på 3 pct. om året, jf. Møller mfl. (2000).

Boks II.2 Præferencebaserede værdisætningsmetoder

For en uddybning se f.eks. Pearce og Moran (1994) og Freeman (1993).

Indirekte præferencebaserede metoder baserer sig på personers afslørede præferencer igennem deres faktiske adfærd.

Rejseomkostningsmetoden (Travel Cost Method)

Da der er komplementaritet i forbruget af rekreative områder og forbruget af markedsbestemte goder som transport, kan rejseomkostninger bestående af transportudgifter og tidsforbrug bruges til at sige noget om, hvad personer er villige til at betale for at besøge naturskønne områder. Ved at estimere sammenhængen mellem rejseomkostninger og antal besøgende kan man indirekte sige noget om efterspørgslen efter at besøge det pågældende område. Estimerer ved hjælp af denne metode vil være et underkantskøn i det omfang, personer skifter bopæl for at være tæt på naturskønne områder. Omvendt kan estimerer overvurdere den sande værdi, hvis besøget til det pågældende sted blot var et af formålene med turen. Endelig er det vanskeligt at værdisætte det tidsforbrug, der bruges på at rejse til attraktionen.

Hedonisk værdisætning (Hedonic Pricing)

En hedonisk prisfunktion er en estimation af, hvordan en markedspris afhænger af forskellige faktorer herunder ikke-markedsbaserede goder. Eksempelvis kan viden om, hvordan ejendomspriser systematisk afhænger af trafikstøj og udsigt til rekreative værdier mv. bruges til at udlede, hvad personer implicit er villige til at betale for at undgå trafikerede boligområder og have udsigt til sø eller skov.

Direkte præferencebaserede metoder bygger på interview af personer, hvorved der skabes et hypotetisk marked med "priser" bestående af erklærede betalingsvilligheder for ikke-markedsbestemte goder. Direkte præferencebaserede metoder er de eneste, der kan indarbejde værdisætning af eksistensværdier.

Den betingede værdisætningsmetode (Contingent Valuation Method)

I interview bliver personer bedt om at oplyse det beløb, som de maksimalt er villige til at betale for en konkret forbedring som eksempelvis et specifikt skovrejsningsprojekt. Personerne kan også blive bedt om at svare ja eller nej til et givet beløb som udtryk for betalingsvilje. Et af problemerne med metoden er, at spørgsmålene er hypotetiske. Derfor er det vigtigt, at problemstillingerne formuleres meget konkret. Af samme årsag er det derfor ofte vanskeligt at overføre resultater mellem forskellige studier, også selvom de grundlæggende er af samme karakter. Metoden er meget ressourcekrævende, men der er i flere tilfælde intet alternativ.

Omkostnings- baserede metoder

Som alternativ til egentlig værdisætning benyttes ofte omkostningsbaserede metoder. "Værdierne" er dermed ikke baseret på personers præferencer, og der er derfor ikke nogen garanti for, at sådanne omkostningsestimater afspejler fordelene i velfærdsøkonomisk forstand, jf. boks II.3.⁴ Hvis et rekreativt område med muligheder for friluftsliv overgår til anden anvendelse, kan man forestille sig, at nogle personer i det nærliggende område får forringet deres livskvalitet og sundhedstilstand. Det kunne medføre helbredseffekter med flere fraværdsdage, lægebesøg osv. til følge. Værditabet af dette kunne opgøres ved at beregne omkostningerne af tabt arbejdsfortjeneste og sundhedsudgifter. En anden måde at opgøre værditabet på ud fra omkostningssiden er ved at opgøre den billigste alternative måde, hvorpå den nærliggende befolkning opnår tilsvarende muligheder for friluftsliv. Denne metode kan være relevant, hvis det er et politisk mål at sikre friluftsliv af et givet omfang eller kvalitet. Typisk knytter sådanne politisk fastsatte mål sig til overholdelse af visse grænseværdier. Et andet eksempel på alternativomkostningsmetoden er at opgøre værdien af et pesticidforbud set i relation til drikkevandsforsyningen som sparede rensnings-, drifts- og anlægsomkostninger. Besparelsens størrelse vil afhænge af, om udvidet rensning af grundvand tillades, eller om afhjælpende foranstaltninger alene skal bestå af omlægnings af vandforsyningen til boringer, hvor grundvandet overholder givne fastsatte grænseværdier, jf. Dubgaard (2000).

- 4) Omkostningsestimaterne vil typisk undervurdere de velfærdsøkonomiske fordele, hvis der i udgangssituationen er for dårlig miljø- eller naturkvalitet i forhold til det samfundsmæssigt ønskelige.

Omkostningsbaserede metoder udnytter markedsobservationer, ligesom det er tilfældet med indirekte præferencebaserede metoder.

Marginale skadesomkostninger

En måde at værdifastsætte eksempelvis flere sygedage på er at bestemme omkostningerne af tabt arbejdsfortjeneste, forhøjede sundhedsudgifter mv. Denne metode er bl.a. anvendt i forbindelse med vurderinger af omkostningerne af eksterne effekter af luftforurening, jf. Det Økonomiske Råd (1996). For at kunne fastlægge det samlede velfærdsmæssige tab skal man også fastsætte effekterne i fysiske størrelser (dosis-respons sammenhæng). Dette kan være vanskeligt. Således vurderede Underudvalget for miljø og sundhed i Bicheludvalget, at det var yderst vanskeligt at kvantificere effekterne af et pesticidforbud i landbruget målt i antal menneskeliv og menneskelige sygdomme, jf. Dubgaard (2000).

Alternativomkostningsmetoden (Avoided Cost)

For en given politisk målsætning kan værdien af et givet tiltag opgøres som de omkostninger, der er forbundet med det billigste alternativ, som giver samme målopfyldelse. Hvis det i den danske vandforsyningspolitik er et mål at sikre pesticidfrit grundvand til brug for drikkevand, så er værdien af et pesticidforbud bestemt ved den mindste omkostning ved at flytte vandforsyningen til ikke-forurenende borer, mens omkostninger til rensninger af drikkevand ikke indgår som et muligt alternativ, jf. Dubgaard (2000). For at vælge den bedste målsætning er det vigtigt at kende værdien af forskellige mål, som kan opgøres ved alternativomkostningsmetoden. Eksempelvis kan det være vigtigt at vide, hvad rensningsomkostningerne er, for at sammenligne omkostningerne ved at overholde målsætningen om pesticidfrit grundvand med omkostningerne ved at overholde en alternativ målsætning om pesticidfrit drikkevand.

Værdisætning er omkostningskrævende

Den største barriere mod at benytte værdisætningsmetoder som grundlag for samfundsmæssige prioriteringer er deres krav til frembringelse af data og viden, hvilket kan være meget ressourcekrævende. Der vil typisk være behov for at producere nye data og viden til brug for hver enkelt problemstilling, da specielle lokale forhold kan gøre det misvisende at overføre resultater mellem studier. Dog vil en del viden kunne overføres mellem værdisætningsstudier, hvilket både vil være ressourcebesparende og bidrage til konsistente politiske beslutninger. Eksempelvis bør værditabet ved en given persons kade være uafhængigt af, om den indgår i en pesticidhandlingsplan eller

i et projekt, der søger at mindske trængsel og ulykker i trafikken.

**Betinget
værdisætning er
ikke uproblematisk
...**

I forbindelse med den betingede værdisætningsmetode er der behov for at yde en grundig oplysning til respondenter for at gøre den hypotetiske betalingsituation så konkret som mulig. Det drejer sig om at præcisere betalingsformen, ændringer i naturen og i kvalitet af miljøet og heraf afledte effekter for helbredet mv. Det kan være problematisk at tage den oplyste betalingsvilje for pålydende. Det kræver, at respondenterne lever sig ind i problemstillingen, sådan at de oplyste beløb udtrykker, hvad de er villige til at afgive af andet forbrug. Samtidig kan det ikke udelukkes, at respondenterne prøver at påvirke udfaldet til eksempelvis et skovrejsningsprojekt ved at angive en højere eller lavere betalingsvilje, end de reelt er villige til at betale.

**... ikke mindst hvor
ikke-brugsværdier
er relevante**

I betingede værdisætningsstudier kan der opstå en målefejl, hvis undersøgelsen alene forsøger at afdække brugsværdier, mens personer også inkluderer eksempelvis arveværdi i deres oplyste betalingsvilje. Derved vil en fremskrivning af generationers betalingsvilje overvurdere projektets brugsværdi. I de tilfælde, hvor ikke-brugsværdier skønnes at udgøre en vigtig del af de samlede værdier, kan det være nyttigt at forsøge at afdække disse værdier i undersøgelsen, selvom problemerne med metoden bliver mere udtalte. Eksempelvis i forbindelse med værdisætning af biodiversitet kan eksistens- og arveværdier tænkes at være særlig relevante. Det er vigtigt at være opmærksom på de nævnte problemer ved økonomisk værdisætning, da der ikke er et egentligt alternativ til at sikre et solidt beslutningsgrundlag til brug for hensigtsmæssige samfundsmæssige prioriteringer. Nogle har dog forbehold over for den betingede værdisætningsmetodes anvendelighed, jf. f.eks. Diamond og Hausman (1994).

**Manglende viden
betyder usikkerhed**

Der mangler viden om en række naturvidenskabelige sammenhænge, der kan belyse, i hvor høj grad forskellige typer af projekter fører til opfyldelse af ønskede mål. Inden for naturvidenskaberne er der eksempelvis manglende viden om arters overlevelsessandsynligheder ved direkte ændringer i økosystemer samt ved indirekte ændringer via interaktion mellem økosyste-

mer og økonomisk aktivitet. I samfundsvidenskaberne er der ikke tilstrækkeligt kendskab til værdierne af de enkelte naturgoder. Manglende viden stiller uundgåeligt beslutningstagerne over for valg under usikkerhed. Hertil kommer, at måleproblemer er en selvstændig kilde til usikkerhed.

Usikkerhed tilsiger brug af forsigtighedsprincippet

Typisk står beslutningstagerne således over for at skulle træffe valg, hvor konsekvenserne af forskellige tiltag ikke er kendt med sikkerhed. I disse tilfælde kan det være samfundsmæssigt rationelt at anvende et forsigtighedsprincip, såfremt der er risiko for, at noget uerstatteligt kan gå tabt.⁵ Det vil sige, at det kan være fornuftigt at følge en forsigtig naturpolitik, indtil der fremkommer mere viden på området. Det kunne f.eks. være viden om kritiske grænseværdier.⁶ Forsigtighedsprincippet er oprindeligt formuleret af biologer og økologer, men det er foreneligt med økonomiske og statistiske overvejelser om beslutning under usikkerhed, jf. Det Økonomiske Råd (1998). For danske synspunkter på forsigtighedsprincippet og muligheder for operationalisering af princippet henvises til Miljøstyrelsen (1998).

Skal noget natur undslå sig prioritering?

Forsigtighedsprincippet i dets ekstreme form betyder, at en given grænseværdi under ingen omstændigheder må overskrides, selvom det måtte indebære brug af alle tilgængelige ressourcer i samfundet.⁷ Dette er det samme som at sige, at sikring af visse naturgoder helt kan undslå sig samfundsmæssig prioritering. Da det generelt er omkostningsfyldt at udelade nogle områder fra prioritering, er det vigtigt at identificere og

- 5) Tilsvarende vil usikkerhed om fremtidige generationers præferencer og risikoaversion kunne begrunde, at der lægges stor vægt på at sikre disse generationer en optionsmulighed.
- 6) Det er dog vigtigt at sondre mellem, hvad der er uerstatteligt, og hvad der er værdifuldt. Der kan således være tilfælde, hvor en beslutning, der har irreversibel karakter, ikke bør følge et forsigtighedsprincip, hvis det pågældende (uerstattelige) naturgode ikke er særlig værdifuldt. I nogle tilfælde bør noget erstatteligt således opprioriteres på bekostning af noget uerstatteligt.
- 7) Forsigtighedsprincippet i dets ekstreme form betyder, at en politik tilrettelægges efter, at det størst mulige tab – hvis uheldet skulle være ude – bliver mindst muligt. Dette betegnes også max-min-princippet.

afgrænse såkaldt kritisk naturkapital. Kritisk naturkapital er kendetegnet ved, at det er forbundet med meget store omkostninger at miste det. Et eksempel på kritisk naturkapital er visse livsunderstøttende funktioner, jf. Det Økonomiske Råd (1998).

Begrænsede ressourcer nødvendiggør proportionalitets- princippet

I praksis er det ikke muligt at bruge forsigtighedsprincippet i dets ekstreme form. Det er i mange tilfælde muligt at pege på en lang række områder, hvor der er mangelfuld viden og en mulig risiko for, at noget uerstatteligt kan gå tabt, hvis der ikke gribes ind. Disse mange områder konkurrerer om anvendelse af forsigtighedsprincippet, da der er begrænsede økonomiske ressourcer. Der er derfor formuleret et proportionalitetsprincip, hvor omkostningerne ved anvendelsen af forsigtighedsprincippet på de enkelte områder ikke må være uforholdsmæssig store, jf. O’Riordan og Cameron (1994). Anvendelsen af proportionalitetsprincippet repræsenterer en balance mellem forsigtighedsprincippet i dets ekstreme form og en politik, hvor der ikke tages højde for manglende viden om irreversible processer i naturen.

Fordeling mellem generationer

Oftest vil et naturprojekt også gavne kommende generationer, mens omkostningerne typisk bæres af nulevende generationer. Det kan være vanskeligt at vurdere, hvordan kommende generationers velfærd bør indgå i samfundets velfærdsgrundlag. Det må bl.a. bero på etiske og politiske overvejelser.⁸

Flere værdisætningsstudier er ønskelige

Ovenfor er der fremstillet argumenter for, at økonomisk værdisætning med fordel kan benyttes som et væsentligt bidrag i den politiske beslutningsproces. Et af formålene hermed er at afklare og afdække præferencer, hvor disse ikke er kendte. Økonomisk værdisætning er et nyttigt redskab i prioriteringen mellem konkrete og afgrænsede projekter, både inden for enkelte områder i velfærdsstaten og mellem forskellige områder. Øget viden om naturvidenskabelige sammenhænge til at kvantificere følgerne af ikke at gennemføre forskellige naturprojekter er også nødvendige. Selv om man ikke kan værdisæt-

8) Ved at inkludere fremtidige generationers velfærd kan selv mindre ændringer i den vægt, nutidige generationers velfærd gives i forhold til fremtidige generationers velfærd, føre til betydelige ændringer i den optimale udformning af miljø- og naturpolitikker, jf. Det Økonomiske Råd (1998).

te alt, vil en opregning af mulige effekter af et naturprojekt samt værdisætning af de forhold, der kan vurderes, altid være nyttig og forbedre beslutningsgrundlaget.

II.4. Økonomi og naturforvaltning

Menneskelig aktivitet kan medføre arters forsvinden

Menneskets ødelæggelse af vilde dyr og planters levesteder (habitatødelæggelse) fremhæves ofte som en årsag til arters forsvinden. Intensiv jagt, fiskeri eller indsamling kan imidlertid også føre til, at arter forsvinder, uden at deres levesteder er blevet ødelagt (overhøstning).

Samfundsmæssige omkostninger ved arters forsvinden

Habitatødelæggelse fører både til tab af rekreative værdier, ødelæggelse af naturens selvrensende virkninger og arters forsvinden. Arters forsvinden fører bl.a. til tab af rekreative værdier og vigtigt materiale i medicinsk forskning.

Habitatødelæggelse kan skyldes markedsfejl...

Når habitatødelæggelse kan antage et fra samfundets synspunkt uhensigtsmæssigt stort omfang, skyldes det, at naturværdier ikke omsættes på et marked. For eksempel belønner markedet kun et tømmerfirma for at fælde træer, ikke for at drive skovdrift med henblik på også at beskytte vilde dyr og planter. Et andet eksempel er rydningen af levende hegn, der ville finde sted i mindre omfang, hvis markedet belønnede landmænd for også at beskytte vilde dyr og planter i stedet for kun at belønne dem for at producere afgrøder.

...og sektorpolitik

Visse typer regulering kan tilskynde individer til en adfærd, der fører til ødelæggelse af arters levesteder. For eksempel har EU's landbrugsstøtteordninger før reformen i 1992 med pristilskud til planteavl medvirket betydeligt til udviklingen i retning af en intensiv udnyttelse af det dyrkede areal, samt inddragelse af hidtil udyrkede arealer til intensiv dyrkning af afgrøder. Intensiveringen af landbrugsdriften fremhæves ofte som en årsag til, at mange arter i dag er truede i Danmark, jf. Holten-Andersen mfl. (2000).

Overhøstning

En art kan også trues af overhøstning. Et klassisk eksempel er en fiskebestand, som ingen individer eller gruppe af individer har ejendomsret til. De manglende ejendomsrettigheder gør, at

enkeltindivider ikke har nogen privatøkonomisk fordel af at udvise tilbageholdenhed i fiskeindsatsen med henblik på at øge bestanden i fremtiden. Det skyldes, at mange fisker på den samme bestand, og den enkelte fisker derfor ikke kan være sikker på nogen fangst i fremtiden, selvom denne udviser tilbageholdenhed.

Markedet endnu dårligere til at forhindre habitatødelæggelse end overhøstning

Den afgørende forskel på mekanismerne bag habitatødelæggelse og overhøstning er, at habitatødelæggelse ikke behøver at være afhængig af bestanden af udryddelsestruede dyr, mens høstomkostningen vil afhænge af bestandstørrelsen. Landbrugets udledning af nitrat kan ikke formodes at blive påvirket af, at der er iltsvind i en sø, hvilket ødelægger den som habitat for nogle arter. Omvendt stiger omkostningerne ved at fange fisk, når en fiskebestand bliver lille, hvilket kan føre til en mindsket fiskeriindsats. Dette kan måske forhindre udryddelse af fiskearten. Det afgørende er, hvorvidt den kritiske bestandstørrelse, der er nødvendig for at sikre artens overlevelse, er mindre end den bestandstørrelse, hvor omkostningerne ved at søge og fiske efter arten bliver så store, at det ikke kan betale sig at fiske efter den.

Ureguleret marked rækker nok ikke til at sikre arters bevarelse

Man skal dog være varsom med at lade uregulerede markeds kræfter alene sikre bevarelse af arter. Eksempelvis vil det gælde, at ud over, at et ureguleret fiskeri giver direkte samfundsøkonomiske tab, er der en risiko for, at bifangster af arten alene kan drive bestandstørrelsen ned under det kritiske niveau. For nogle arter nås den kritiske bestandstørrelse, før det ikke længere kan betale sig at søge.

Offentlig indsats er nødvendig

Offentlig indsats i bevarelsen af vilde dyr og planter er nødvendig, fordi et ureguleret marked næppe i tilstrækkelig grad forhindrer habitatødelæggelse og overhøstning. Indsatsen kan have forskellige former, f.eks. kan der anvendes regelstyring af de private naturforvaltere, økonomiske instrumenter eller offentlig forvaltning.

Hvilke arter skal beskyttes – og hvordan?

Økonomer har formuleret nogle forslag til, hvad der kan indgå som grundlag for beslutninger om, hvilke arter der skal beskyttes, og hvilke instrumenter der skal anvendes. I det efterfølgende behandles først økonomiske kriterier for, at en art

skal prioriteres højt i beskyttelsesindsatsen og dernæst, hvilke instrumenter der kan anvendes til at beskytte arterne.

Hvilke arter skal med i Noas ark?

Problemet med at opnå den størst mulige biodiversitet under en budgetbegrænsning kan sammenlignes med det valg, Noa skulle træffe, da han skulle vælge arter til sin ark, jf. Weitzman (1998). Hvordan bør Noa prioritere mellem arterne, hvis han ikke har plads til at medtage dem alle?

Fokus på genetisk mangfoldighed

Neden for præsenteres tankegangen i Weitzman (1998), hvor det implicit er antaget, at den genetiske mangfoldighed er en god indikator for biodiversitet. Antagelsen medfører, at den fundne optimale strategi bl.a. ikke tager højde for mangfoldigheden af de økosystemer, arterne indgår i, og som er en del af definitionen på biodiversitet, jf. afsnit II.2.

Arters nytteværdi for mennesker

Arter har værdi både pga. deres direkte nytte for mennesker og deres biologiske særegenhed. Forskelle i nytteværdi for de enkelte arter bør påvirke beslutningen om, hvordan der i fredningsarbejdet skal prioriteres blandt arter. I praksis har nytteaspektet også stor betydning for internationale organisationers fredningsstrategier, der ofte bygger på at beskytte karismatiske dyr som f.eks. pandaen. Viden om enkelte arters nytte for mennesker kan afdækkes i værdisætningsstudier, hvilket dog kan være forbundet med store vanskeligheder.

Arters biologiske særegenheder

Hvis målet med naturbeskyttelsen er at sikre den biologiske mangfoldighed, er arternes biologiske særegenhed vigtig. Det er, fordi en meget særegen art alt andet lige bidrager mere til den biologiske mangfoldighed end en mindre særegen art. Der er flere måder at bestemme arters biologiske særegenhed på. En metode er at måle, hvor mange gener de enkelte arter har til fælles med andre arter. Efter denne metode er en særegen art en art, der kun har få gener til fælles med andre arter. Tilsvarende vil to arter, der er nært beslægtede, have en stor del af arvemassen til fælles. Det er derfor ikke så vigtigt for den biologiske mangfoldighed, at begge disse arter bevares. Hvis midlerne, der er til rådighed i naturforvaltningen, er begrænsede, kan det derfor være fornuftigt at koncentrere indsatsen, så ikke alle arter beskyttes, men så mindst en art blandt tæt beslægtede arter til gengæld bevares med en stor sandsynlig-

hed. Dette sikrer, at den fælles arvemasse med stor sandsynlighed ikke går tabt. En koncentration af indsatsen vil mindske sandsynligheden for, at alle arter overlever, men fordi nogle arter er tæt beslægtede, vil tabet herved være mindre, end det forventede tab ved at løbe en større risiko for, at hele grupper af beslægtede arter uddør.

Hvilke arter skal beskyttes og hvilke skal ikke?

Der er altså argumenter for, at det med knappe ressourcer kan være hensigtsmæssigt at satse på et begrænset antal arter. I den sammenhæng er det nødvendigt at præcisere, hvordan arter så bør udvælges. Det er afgørende, hvor meget en beskyttelsesindsats mindsker risikoen for, at arterne forsvinder. Det betyder ikke meget for den forventede fremtidige biologiske mangfoldighed og nytteværdi, at man forsøger at beskytte særegne arter, hvis de med stor sandsynlighed forsvinder alligevel. Det er derfor relevant at se på, hvordan en beskyttelsesindsats påvirker en arts forventede bidrag til den samlede biodiversitet, og det forventede bidrag består både af artens særegenhed og dens chance for at overleve. Da ressourcerne er knappe, vil den bedste prioritering også afhænge af omkostningerne ved indsatsen. Den optimale beskyttelsesindsats vil derfor satse på de arter, hvor prisen ved at forøge overlevelsessandsynligheden er lav i forhold til den forventede værdi af arterne, jf. boks II.4.

Bør de mest truede arter have mest beskyttelse?

Det kan på baggrund af Weitzman ikke konkluderes, hvorvidt de mest truede arter generelt bør have højere eller lavere prioritering i beskyttelsesindsatsen. Truede arter kan prioriteres højt, hvis de samtidig er biologisk set relativt særegne, giver stor nytteværdi, eller hvis det er billigere at hæve overlevelsessandsynligheden for truede arter end for ikke-truede arter. Hvis prisen for at forøge overlevelsessandsynligheden derimod er forholdsvis ensartet mellem forskellige arter, så kan det være hensigtsmæssigt at satse på at bevare de mere sikre arter.

Boks II.4 Weitzmans beslutningsregel for beskyttelse af arter

Weitzman (1998) angiver en måde at rangordne beskyttelse af forskellige arter på med henblik på at maksimere biodiversiteten. Beslutningstagerne bør vælge at beskytte den art i , som har den højeste rang, angivet ved den højeste værdi af R_i , hvor D_i angiver artens forventede biologiske særegenhed, og U_i repræsenterer den direkte nytte, som arten har for mennesker. ΔP_i angiver stigningen i sandsynligheden for at art i overlever, hvis en given beskyttelsesindsats for art i gennemføres. Endelig er C_i omkostningerne ved at gennemføre indsatsen.

$$R_i = (D_i + U_i) \left(\frac{\Delta P_i}{C_i} \right)$$

R_i kan opfattes som den forventede ekstra biodiversitet og nytte, som beskyttelsesindsats i giver pr. anvendt krone. For hver art gælder, at hvis der er flere slags indsats for at beskytte den, så vælges indsatsen, der giver den højeste værdi af R_i , og den bedste indsats for de enkelte arter danner således grundlag for prioriteringen blandt arterne.

Generelt vil ændringer i en arts sandsynlighed for at overleve også påvirke andre arters overlevelse, da de indgår i samspil med hinanden. Sådanne sidegevinster ved en beskyttelsesindsats bør der tages højde for i udvælgelsen af den optimale beskyttelsesindsats. I Weitzmans analyse fremgår dette ikke direkte, da indsatsen er formuleret artsvis. Det svarer til, at arterne lever i en zoologisk have, hvor de ikke har mulighed for samspil med hinanden. En generalisering af Weitzmans analyse er mulig ved at lade værdien af en indsats, R_i , bestå af bidrag fra flere arter.

Det skal understreges, at Weitzmans metode udelukkende udtaler sig om, hvordan beskyttelsen bør prioriteres for arter, hvor en beskyttelsesindsats påvirker artens overlevelsessandsynlighed. Man kan godt forestille sig, at befolkningen ønsker en større bestand af meget karismatiske arter, uden at disse nødvendigvis er truede. Større bestande af en art vil også give større genetisk variation og dermed øge biodiversiteten alt andet lige. Weitzmans metode siger ikke noget om prioriteringen af indsatsen for at tilvejebringe større bestande af arter med disse formål.

Arters karisma har stor betydning i praksis

Weitzman har testet sin teori på amerikanske data ved at se på sammenhængen mellem beskyttelsesudgifter og indikatorer for de enkelte arters biologiske særegenhed, truetthed og arternes

folkelige appel, jf. Metrick og Weitzman (1998). Arternes biologiske særegenhed forsøges indfanget ved, hvor mange nære genetiske slægtninge arterne har. Truetheden er opgjort af USA's naturforvaltning, mens den folkelige appel indikeres ved dyrets størrelse, og hvorvidt det er et pattedyr, krybdyr, en fugl eller en padde. Forfatterne finder, at indikatorerne for særegenhed og truethed ikke på nogen robust måde kan bidrage til at forklare, hvor mange penge USA's naturforvaltning bruger på de forskellige truede arter. Derimod er der belæg for, at de enkelte arters folkelige appel eller karisma har betydning for, hvor mange penge der bruges på at beskytte dem.

Databehov til anvendelse af Weitzmans metode

Anvendelse af Weitzmans beslutningsregel stiller store krav til viden om biologiske sammenhænge. Det drejer sig om at kortlægge forskellige arters biologiske særegenhed for at udvælge arter, hvis gener bedst komplementerer hinanden, dvs. arter, der har færrest gener til fælles. Også viden om truethed og relevante tiltags betydning for forskellige arters overlevelsandsynligheder skal bestemmes. Det sidste kræver data om arters bestandstal og udbredelse samt viden om dynamiske sammenhænge af betydning for overlevelse. Endvidere er det nyttigt, at de forskellige arter værdisættes.

Nyttigt at betragte forskellige instrumenter

Der er mange måder, hvorpå offentlige tiltag kan påvirke en arts overlevelsandsynlighed. Indsatsens virkning på en arts overlevelsandsynlighed afhænger af, hvordan de anvendte tiltag passer til omstændighederne. I Weitzmans formel er de relevante data om ændringen i overlevelsandsynligheden pr. krone fremkommet ved brugen af det mest effektive sæt af instrumenter til at beskytte arten under de givne omstændigheder. Viden om hensigtsmæssigheden af forskellige tiltag og kombinationer af disse er imidlertid også vigtig for andre indsatsområder af naturforvaltningen end den, der er rettet mod biodiversiteten.

Forskellige instrumenter har forskellige virkninger

En ofte anvendt opdeling af instrumenter i den offentlige naturbeskyttelsesindsats er i direkte regulering, økonomiske instrumenter og offentlig forvaltning.⁹ Direkte regulering påvirker beslutninger direkte ved at sætte regler for, hvilke valg der må foretages. Økonomiske instrumenter virker indirekte ved gennem priserne at påvirke virksomheders og husholdningers valg. Der er en glidende overgang fra direkte regulering til økonomiske instrumenter. Eksempelvis vil en kvote, der gøres omsættelig, have samme adfærdsmæssige virkning som en afgift af samme størrelse som markedsprisen på kvoten. Hvis kvoten bortauktioneres af staten, vil effekten på de offentlige finanser svare til provenuet fra afgiften. Ved offentlig forvaltning står det offentlige i et arbejdsgiverforhold eller som køber af specifikke ydelser over for dem, der udfører forvaltningen.

Eksempler på virkemidler

Direkte regulering omfatter bl.a. forureningskvoter, krav om godkendelse af pesticider og krav til uddannelse i brugen af sprøjtemidler osv. Økonomiske instrumenter er f.eks. gebyrer, skatter og afgifter, handlede kvoter og udlicitering. Offentlig forvaltning er typisk arealerhvervelse og ændring af anvendelsen af arealerne. Udlicitering kan også opfattes som en slags offentlig forvaltning, da udfærdigelsen af kontrakter for naturvenlig arealanvendelse næppe ville blive gennemført uden offentlig indsats. Andre virkemidler er tilvejebringelse af information til virksomheder og husholdninger, hvis adfærd kan resultere i ødelæggelse af levesteder, og involvering af interessenter, dvs. landmænd, interesseorganisationer osv., i forvaltningen. Tilvejebringelse af information kan hjælpe, hvis forurening skyldes uvidenhed om forureningens negative konsekvenser. Involvering af interessenter kan også være nyttigt, dels for at gøre brug af den specialviden, interessenterne har, og dels for at sikre varetagelse af alle interesser. Indførelse af erstatningsansvar for miljøskader er også en måde at inddrage de samfundsmæssige omkostninger ved forurening i forurenernes beslutninger. Eksempler på tiltag er angivet i tabel II.4.

9) For en mere generel gennemgang af virkemidler i miljø- og naturpolitikken, se f.eks. Det Økonomiske Råd (1993) og Det Økonomiske Råd (1995). OECD (1999b) giver en detaljeret gennemgang af forskellige reguleringsinstrumenter og de sammenhænge, hvori de skal anvendes, og diskuterer, hvordan instrumenterne kan implementes.

Tabel II.4 Eksempler på virkemidler i naturbeskyttelsesindsatsen

	Direkte regulering	Økonomiske virkemidler	Offentlig forvaltning
Friluftsliv	Lovsikret adgang til naturområder	Subsidier til skovrejsning	Erhvervelse af arealer og ændret anvendelse Udlicitering af driften af naturparker
Biologisk mangfoldighed	Område- og artsfredninger	Jagt- og fisketegnsgift Handlede jagt- og fiskekvoter Subsidier til skovrejsning Udlicitering af naturbeskyttelse Afvikling af subsidier med negative konsekvenser for biodiversiteten	Erhvervelse af arealer og ændret anvendelse Udlicitering af naturbeskyttelse
Beskyttelse af vandmiljøet	Dyrkningsfri bræmmer omkring vandløb Harmonikrav mellem husdyrhold og jordtilliggende	Subsidier til oprettelse af vådområder Pesticidafgift Udlicitering af vandbeskyttelsesområder	Erhvervelse af arealer og ændret anvendelse

Kilde: Egne opgørelser.

Økonomiske instrumenter er ofte bedre end direkte regulering

Et ofte anvendt eksempel på, at økonomiske instrumenter er bedre end direkte regulering, er, at en kvote på den tilladte forurening ikke sikrer, at en given reduktion af forureningen sker til de laveste omkostninger. En afgift på forureningsomfanget vil føre til, at forureningen mindskes der, hvor omkostningerne ved at reducere forureningen er mindst. Ligeledes vil en handlet kvote eller forureningstilladelse føre til, at de forurenere, der kan reducere forureningen billigt, sælger deres forureningstilladelser til de forurenere, der har store omkost-

ninger ved at reducere forureningen. Det er dog kun, hvis forureningen stammer fra en punktkilde, at man med fordel kan bruge kvoter og afgifter på forureningsomfanget.

Punktkilder og diffuse kilder

Hvis man kender kilden til en forurening samt omfanget og karakteren af den forurening, der stammer herfra, taler man om en punktkilde. Hvis der derimod ikke kan udpeges en enkeltansvarlig (det være sig f.eks. en virksomhed eller gruppe af virksomheder), og de enkeltes bidrag til forureningen ikke kan fastslås sikkert uden en meget høj omkostning, så taler man om en diffus (forurenings-) kilde.¹⁰ Et eksempel på en punktkilde er en kemisk fabrik, som udleder specielle stoffer, der let kan identificeres, og hvis mængde kan måles ret præcist. Et eksempel på forurening fra en diffus kilde er nitratforurening af vandmiljøet: Grundvands- og overfladevandsdynamikken er for dårligt kendt til, at man kan henføre ansvaret for grundvandsforurening til en bestemt landmand, virksomhed eller husholdning.

Forureningskilden er vigtig for valget af virkemiddel

For punktkilder kan afgifter og kvoter på forureningsomfanget anvendes, fordi det er relativt omkostningsfrit at måle omfanget af individens forurening, og dermed beregne afgiftsbeløbet henholdsvis at konstatere, hvorvidt forurenerne opfylder deres kvoter. For en diffus kilde vil det omvendt være vanskeligt at kontrollere, hvorvidt en kvote eller aftale er overholdt, da individuelle udledninger er meget dyre at måle. Dette problem gives også som en grund til, at danske kvælstofnormer har haft svært ved at opnå den ønskede virkning, jf. f.eks. Hansen (1999). Måleproblemer gør det også vanskeligt at beregne, hvor stor en forureningsafgift der skal betales, hvorfor afgifter på forureningsomfanget også er vanskelige at bruge. For en diffus kilde kan det derfor være bedre at anvende stykafgifter på brugen af de stoffer, der skaber forurening.

Farligheden af forureningen er vigtig for valget af virkemiddel

For særlig truede arter kan selv en mindre forværring af artens levesteder føre til artens forsvinden. Økonomiske virkemidler kan i en sådan situation have for usikre virkninger, og regulering kan være for vanskeligt at håndhæve. Dermed kan der

10) Dette kaldes ofte også en fladekilde. For en principiel diskussion af forskellige virkemidler over for diffuse kilder se f.eks. Xepapadeas (1999).

ikke opnå sikkerhed for, at arten ikke forsvinder. I så fald kan det være nyttigt at lade det offentlige varetage forvaltningen af de arealer, hvorpå arten lever.

**Udlicitering
kan sikre
naturforvaltning til
lave omkostninger**

Arealforvaltning kan også gennemføres ved, at staten opkøber jord og videresælger jorden med en klausul, der specificerer en bestemt anvendelse. Denne form anvendes bl.a. i Australien. Dette sikrer, at hvis der er en markedsmæssig anvendelse, der sikrer den ønskede tilstand, så vil jorden blive solgt til den jordbruger, der ud over at beskytte naturen kan opnå den højeste profit eller velfærd. Der vil typisk være en forskel på den pris, staten betaler for jorden, og den pris, staten kan videresælge jorden til, når der er udformet nogle krav til anvendelsen. Købsprisen på jorden afspejler den bedste markedsmæssige anvendelse uden restriktioner på anvendelsen, mens salgsprisen afspejler den bedste markedsmæssige anvendelse med restriktioner. Statens tab ved køb og salg af jord afspejler derfor den billigste måde at få opfyldt kravene til anvendelsen. Hvis det ikke er muligt at beskytte naturen og opnå positiv profit eller velfærd med en markedsmæssig anvendelse, bliver jorden ikke solgt. Staten behøver dog ikke selv at varetage hele forvaltningen i dette tilfælde, men kan udlicitere driften af arealerne. Det kan i praksis foregå ved, at staten formulerer en kontrakt, der fastlægger nogle retningslinier for driften af et statsejet areal. Herefter udbydes kontrakten på en auktion, og den, der skal have mindst for at forvalte arealet efter kontraktens bestemmelser, overtager forvaltningen.

**Kontrakter skal
kunne formuleres og
kontrolleres**

For at ovennævnte ordninger skal være anvendelige, må det være muligt og billigt at kontrollere, hvorvidt private forvaltere overholder deres kontraktlige forpligtelser. Hvis forpligtelserne omfatter oprettelse af fysiske elementer i landskabet, såsom skovrejsning og småbiotoper, er det let at kontrollere overholdelse. Det må også være muligt at kontrollere, hvorvidt afgræsningen af et givet areal er skånsom. Et vigtigt aspekt af udlicitering er, hvilke rettigheder forvalteren får ud over sine pligter til en bestemt anvendelse. Hvis forvalteren ikke får nogle rettigheder mht. at anvende arealerne, men kun skal udføre arbejde for staten, så er udlicitering i princippet ikke forskelligt fra at lade statens eget personale varetage driften, da kontrol af overholdelse af en sådan kontrakt er det samme

som at vurdere, hvorvidt en medarbejder løser sine opgaver tilfredsstillende. Hvis forvalteren er fuldstændig frit stillet med hensyn til anvendelsen, blot pligterne i kontrakten er opfyldt, er det vigtigt at overveje, hvilke følger for naturen forvalterens anvendelse kan have.

Kombinationer af virkemidler kan være nødvendig for at nå flere mål...

Der skal udvises varsomhed i udformningen af virkemidlerne for at undgå, at man utilsigtet forbedrer et naturaspekt på bekostning af et andet, eller at nogle naturværdier ikke realiseres. Da naturbeskyttelse ofte giver både rekreative værdier, biologisk mangfoldighed og beskyttelse af vandmiljøet, kan det være nyttigt at anvende flere forskellige instrumenter for at sikre, at alle gevinsterne realiseres, jf. OECD (1999b).

...eller hvis der er substitutter

Hvis flere aktiviteter kan føre til ødelæggelse af en arts levesteder, og de forskellige aktiviteter kan substituere hinanden som led i at øge forurenerens indtjening, så skal indsatsen rettes mod alle de forskellige aktiviteter. For eksempel vil det være nyttigt at supplere en evt. afgift på handelsgødning til landbruget med instrumenter rettet mod nedsivning af nitrat fra husdyrgødning, da husdyrgødning til en vis grad kan substituere for handelsgødning, og omgåelse af afgiften dermed er mulig.

II.5 Internationale forpligtelser over for beskyttelse af biologisk mangfoldighed

Global biodiversitet er ofte mest relevant

Det er i Danmarks og andre landes interesse, at den biologiske mangfoldighed i verden som helhed er omfangsrig. Det vil eksempelvis øge sandsynligheden for, at der i fremtiden kan fremstilles medicin til bekæmpelse af sygdomme, som i dag er uhelbredelige. Den globale dimension af biodiversitet knytter sig først og fremmest til optionsværdier, men også til eksistens- og arveværdier. Derimod vil rekreative værdier overvejende komme de nære omgivelser til gode, om end der også kan være visse grænseoverskridende gevinster, da det som turist er muligt at få glæde af plante- og dyrearter i fremmede egne. Hvis et land i sin naturbeskyttelsesindsats bidrager til den globale biodiversitet, vil det dermed give en gevinst for andre lande.

Arbejdsdeling mellem lande er nyttig

For at sikre den største globale biodiversitet vil alle lande skulle arbejde for at beskytte de arter og naturtyper, som er prioriterede internationalt set, dvs. primært dem, der generelt er truede eller sjældne i større områder som eksempelvis EU. I praksis kan det adskille sig væsentligt fra at beskytte de arter og naturtyper, som nationalt er truede eller sjældne. Denne internationale arbejdsdeling sikrer, at arter og naturtyper op-prioriteres i de områder, hvor omgivelserne er bedst egnede, og hvor de i forvejen lever i relativt store bestande.

Konflikt mellem national og global biodiversitet

Med en sådan arbejdsdeling er landene nødt til at ændre prioritering i naturbeskyttelsesindsatsen, hvorved den nationale biodiversitet sandsynligvis reduceres.¹¹ Der synes derfor at være indbygget en konflikt i at arbejde for at sikre den globale biodiversitet, da det med uændrede ressourcer formentlig sker på bekostning af den nationale biodiversitet.

Nationale særinteresser har betydning

Der er nogle arter, der i kraft af bl.a. karisma har en særlig betydning for store dele af befolkningen. Eksempelvis er stor-ken en del af danskernes kulturarv. Så selvom stor-ken lever i store bestande i f.eks. Portugal og ikke er truet af udryddelse, så vil Danmark være interesseret i at gøre en indsats for at bevare den. Samtidig rummer Danmark i europæisk sammenhæng væsentlige levesteder for skarven. Derfor er det vigtigt, at Danmark arbejder for at sikre, at den findes i levedygtige bestande. Det er imidlertid ikke nødvendigvis i dansk interesse at beskytte skarven, da den eksempelvis kan forvolde skader for fiskerierhvervet. Det blev således tilladt for erhvervsfiskere at skyde skarve, der slår sig ned omkring fiskeredskaber, jf. Miljø- og Energiministeret (1995a).

Global biodiversitet kræver bindende internationale aftaler

De enkelte lande vil være fristede til at forfølge egne nationale interesser og samtidig håbe på, at andre lande til gengæld tænker på fællesskabet. For at sikre biodiversitet i en større geografisk sammenhæng er det derfor nødvendigt at lave forpligtende internationale aftaler, hvor landene binder sig til at

11) Det er dog ikke givet, at det reducerer den nationale biodiversitet. En højere bestand af en art resulterer i en højere genetisk variation inden for arten, hvilket i sig selv forøger biodiversiteten. Det er ikke muligt at afgøre, hvordan dette skal afvejes i forhold til at bevare flere arter.

beskytte arter og naturtyper, som gavner den biologiske mangfoldighed i det samlede område.

Biodiversitetskonventionen af 1992 sikrer nationalstaternes ejendomsret

Med Biodiversitets-konventionen, der blev undertegnet på FN's konference om miljø og udvikling i 1992, skete der et gennembrud i det internationale samarbejde for at sikre biodiversitet. Et af bidragene til at bevare biodiversiteten er kravet om, at nationalstaterne skal udarbejde nationale strategier, jf. Miljø- og Energiministeriet (1995a). Konventionen kombinerer endvidere naturbeskyttelse med hensynet til landenes økonomiske og sociale udvikling. Det spillede en stor rolle at få sikret en rimelig kompensation til u-lande for udnyttelse af genetiske ressourcer. Det blev derfor slået fast, at ejendomsrettighederne til genetiske ressourcer tilhører nationalstaterne, og at de bl.a. kan kræve en rimelig betaling for at tillade andre lande at anvende disse. Ud over fordelingspolitiske hensyn kan det medvirke til at sikre, at u-lande prioriterer hensynet til biologisk mangfoldighed.

EF's habitatdirektiv

Det mest forpligtende samarbejde om biodiversitet for Danmark foregår i EU-regi. EF udarbejdede habitatdirektivet samme år som Biodiversitets-konventionen blev underskrevet. Direktivet har til formål at sikre bevaring af bestemte naturtyper, dyre- og plantearter samt arternes levesteder, som er af betydning for EU, jf. Rådets Direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992. De naturtyper, der fremgår af direktivet, vurderes at være i fare for at forsvinde i deres naturlige udbredelsesområde, have et begrænset udbredelsesområde eller være karakteristiske eksempler på natur i forskellige områder af Europa. De dyre- og plantearter, der skal bevares, er dem, som i EU er truede, sårbare eller sjældne samt dem, der kun findes på et mindre afgrænset område.

EF's Fuglebeskyttelsesdirektiv og Ramsarkonventionen

Der blev også indgået omfattende internationale aftaler før Biodiversitets-konventionen i 1992.¹² EF's Fuglebeskyttelsesdirektiv skal sikre en række truede eller sårbare fuglearter og deres levesteder, jf. Rådets Direktiv 79/409/EØF af 2. april 1979. I 1975 trådte Ramsar-konventionen i kraft. Den har til

12) For en oversigt over væsentlige internationale aftaler vedrørende naturbeskyttelse se bl.a. Miljø- og Energiministeriet (1999a).

formål at sikre beskyttelse af vådområder af international betydning, så de kan beskytte vandsystemernes balance og have betydning som levested for navnlig vandfugle.

Danmarks internationale forpligtelser

I overensstemmelse med habitatdirektivet skal Danmark arbejde for at beskytte omkring 40 arter og 60 naturtyper, hvoraf 54 er ikke-marine naturtyper.¹³ Af disse arter var 11 hverken på rødlisten i 1997 eller fredet efter dansk lov. Der er altså et betydeligt overlap mellem arter af dansk henholdsvis europæisk interesse. Det er dog tankevækkende, at mere end hver fjerde af de arter, Danmark er forpligtet til at beskytte i habitatdirektivet, hverken er truede, sårbare eller sjældne i Danmark. Det kan tages som et tegn på, at internationale aftaler fører til en vis grad af arbejdsdeling. Til sammenligning er der mere end 3.000 arter på rødlisten af de omkring 10.000 kendte arter i Danmark. Blandt de 54 ikke-marine naturtyper var der bl.a. otte typer af skov, som ikke var omfattet af dansk lov, jf. Lund og Rahbek (2000).

Implementering via udpegninger, overvågning og aktiv forvaltning

For at varetage hensynet til arter og naturtyper med særlig EU-interesse skal de enkelte lande udpege internationale naturbeskyttelsesområder, der omfatter EF-habitatområder, EF-fuglebeskyttelsesområder og Ramsar-områder. Disse udgør tilsammen det såkaldte Natura 2000-netværk. Implementering af direktiverne indebærer mere end udpegnings af områder.¹⁴ Landene skal også foretage en overvågning af direktivets arter og naturtyper og vurdere disses bevaringsstatus. Herudover er landene forpligtet til at beskytte områderne, så der ikke sker forringelser af naturtyper og levesteder for arterne. Områderne skal ikke alene sikres mod forringelser, der skal om nødvendigt også foretages genopretninger eller sikringer af en gunstig bevaringsstatus. Dermed rummer habitatdirektivet beføjelser

- 13) Nogle arter og naturtyper i direktivet tillægges en særlig prioritering. For Danmark drejer det sig om to arter og 13 naturtyper.
- 14) Implementeringen forudsætter, at direktiverne har eller får hjemmel i dansk lov, jf. bl.a. Bekendtgørelse nr. 782. af 1. november 1998 om *afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder*. Der er i Danmark en række problemer med at få EU-direktiver på miljøområdet implementeret i dansk lov på en sådan måde, at hensigten i EU-direktiverne efterleves i praksis, jf. Pagh (2000).

og forpligtelser til at udgøre et effektivt beskyttelsesinstrument for de arter og naturtyper, som er med i direktivet.¹⁵

Udpegning af habitatområder har trukket ud

Som udmøntning af habitatdirektivet har Danmark udpeget 194 områder til beskyttelse, heraf 48 marine områder. De udgør tilsammen godt 10.000 km², hvoraf 2.800 km² er landareal. EU-Kommisionen vurderede imidlertid, at disse områder ikke dækker alle de arter og naturtyper, som Danmark har forpligtet sig til at beskytte. Danmark er derfor blevet pålagt at revidere sine udpegninger for at leve op til habitatdirektivet.¹⁶ EU-landene skulle have udpeget habitatområder i 1995. Foreløbig har ingen lande i EU udpeget områder, som EU-Kommisionen har godkendt i forhold til landenes arter og naturtyper. Frankrig og Tyskland er blandt de lande, der mangler mest, jf. tabel II.5. Implementeringen af EF's Habitatdirektiv synes således at tage lang tid. For Danmarks vedkommende skal det måske ses i sammenhæng med omfanget af områdeudpegningerne. Disse er dog for langt størstedelens vedkommende områder, der i forvejen var omfattet af forskellige former for beskyttelse af naturen, jf. naturbeskyttelsesloven. 43 pct. af habitatområdernes landareal er dækket af generel naturbeskyttelse (de såkaldte §3-områder) og 30 pct. af fredninger efter naturbeskyttelseslovens §6, jf. Simonsen (2000).¹⁷ Også langt hovedparten af de 111 områder (1.900 km² landareal), der i forvejen var udpeget til at opfylde forpligtelserne i EF's

- 15) Der er dog mulighed for dispensation til at igangsætte projekter, der forringer et udpeget område, hvis der ikke er noget alternativ hertil, eller hvis det er bydende nødvendigt af hensyn til væsentlige samfundsinteresser. For områder, der er udpeget af hensyn til prioriterede arter eller naturtyper, kan der gives dispensation af hensyn til bl.a. menneskers sundhed eller sikkerhed.
- 16) Det er foreløbig planen, at Danmark skal indgive sit reviderede forslag over udpegninger af Natura 2000-områder til EU-Kommisionen i efteråret 2001. Det vurderes, at 16 naturtyper og fem arter ikke er omfattet af de foreslåede 194 udpegninger, jf. Simonsen (2000).
- 17) §3-områderne i naturbeskyttelsesloven er områder, hvorpå tilstanden ikke må ændres, bl.a. heder, moser, enge og overdrev. Fredninger efter naturbeskyttelseslovens §6 omfatter specifikke områder og kan have flere formål, heriblandt kulturhistoriske formål og naturbeskyttelse.

Tabel II.5 Status for EU-landenes implementering af EU's Habitatdirektiv

Lande	Antal udpegede områder	Samlet areal, km ²	Områdernes samlede areal, pct. ^{a)}	Samlet vurdering af udpegninger ^{b)}	Oplyst baggrundsviden for udpegn. ^{c)}	Digitaliserede kort over udpegnin-ger ^{c)}
Belgien	102	913	3,0	-	3	3
Danmark	194	10.259	23,8	+	2	2
Tyskland	1.495	14.406	4,0	-	3	3
Grækenland	234	26.522	20,1	+	2	2
Spanien	867	88.076	17,4	+	3	2
Frankrig	1.028	31.440	5,7	-	3	3
Irland	267	3.091	4,4	-	3	3
Italien	2.507	49.364	16,4	+	2	2
Luxembourg	38	352	13,6	+	2	2
Holland	76	7.330	17,7	+	3	3
Østrig	127	9.066	10,8	+	2	2
Portugal	65	12.150	13,2	+	2	2
Finland	1.381	47.154	13,9	+	2	3
Sverige	1.962	50.996	12,4	+	3	3
UK	340	17.628	5,5	-	2	3
EU	10.683	368.747				

Anm.: a) Udpegningernes samlede areal angivet i pct. af landets samlede landareal.

b) ++ er komplet, + er betydelig, men fortsat utilstrækkelig og - er klart utilstrækkelig.

c) 1 er fuldt tilfredsstillende, 2 er komplet, men ikke godkendt, og 3 er utilstrækkelig..

Kilde: EU-Kommisionen (2000).

Fuglebeskyttelsesdirektiv og Ramsar-konventionen, er indeholdt i habitatområderne.

Store forsinkelser i EU-landenes udpegninger

EU-Kommisionen vurderer, at de 111 områder (med et samlet areal på 9.600 km²), som Danmark udpegede til at beskytte listede arter af truede fugle og trækfugle, er af et tilstrækkeligt omfang. Det er kun Belgien og Danmark, der har fået denne vurdering, mens lande som Tyskland og Frankrig, også når det gælder EF's Fuglebeskyttelsesdirektiv, er meget langt fra at

opfylde kravene. EU-landenes hidtil udpegede områder indeholder dermed – 20 år efter direktivets vedtagelse – langt fra alle områder af særlig betydning for truede og sårbare fuglearter, jf. EU-Kommisionen (1999).

Mulige årsager til forsinkelser i udpegningerne i EU

Det er påfaldende, så langsomme EU-landene har været til at foretage udpegningerne. Det kan skyldes, at de enkelte lande har et incitamentsproblem. Som nævnt kan forfølgelse af international biodiversitet reducere midler til andre hensyn i naturforvaltningen og eksempelvis komme i strid med befolkningens ønske om rekreative værdier. Kravet om områdeudpegninger i henhold til eksempelvis habitatdirektivet kan betyde, at et større areal må indgå i naturforvaltningen, og andre hensyn derfor må nedprioriteres.

Effektive internationale sanktionsmuligheder påkrævet

Der er imidlertid gode argumenter for at have et forpligtende internationalt samarbejde, da det sikrer aspekter af biodiversitet, der har klare potentielle gevinster over landegrænser. Der bør derfor arbejdes for at gøre aftalerne bindende, det vil sige muliggøre brug af sanktioner, som disciplinerer nationalstaterne. Det kræver, at straffen ved overtrædelse er betydelig, og at det skal kunne kontrolleres, om nationalstaterne overvåger og forvalter udpegningerne på en hensigtsmæssig måde.

Brug for international kontrol?

Ud over udpegnings af områder er overvågning og vurdering af arter og naturtypers bevaringsstatus en forudsætning for at kunne foretage en hensigtsmæssig forvaltningsindsats. Danmarks Miljøundersøgelser har udfærdiget en første og foreløbig statusrapport i forhold til habitatdirektivet, der beskriver bevaringstilstanden for bl.a. alle 40 arter og de 13 særlig prioriterede naturtyper, jf. Pihl mfl. (2000). Der har i denne undersøgelse dog med få undtagelser ikke været foretaget nogen egentlig overvågning af arterne i habitatdirektivet. Det er op til nationalstaterne at vurdere, hvad der menes med “gunstig bevaringsstatus” og dermed bl.a., om der er behov for en aktiv forvaltningsindsats. Dermed vil den europæiske biodiversitet afhænge af EU-landenes egen vurdering af bevaringsstatus. Brug af subsidiaritetsprincippet kan derfor i denne sammenhæng være uhensigtsmæssig, jf. diskussionen ovenfor om landenes incitamentsproblemer. Hvis det vurderes, at en række lande ikke prioriterer beskyttelsesindsatsen tilstrækkeligt, bl.a.

som følge af begrænsede muligheder for at kontrollere nationalstaternes dispositioner, så kan det vise sig nødvendigt at lade EU indgå i forvaltningsarbejdet. Det kunne eksempelvis være nyttigt i forbindelse med vurderinger af bevaringsstatus.

Arbejdsdeling mellem nationale og internationale hensyn

Det er i dansk interesse at arbejde for, at internationale standarder opfyldes for at sikre den globale biodiversitet. Herunder bør Danmark selv arbejde for at opfylde sine internationale forpligtelser, selvom dette isoleret set kan medføre nedprioritering af nationale mål. Samtidig er det så op til Danmark at vurdere, hvor mange ressourcer der herudover skal afsættes til at sikre dansk biodiversitet, rekreative værdier, og hvad der ellers har dansk særinteresse. I den forbindelse kan det være nyttigt at tilvejebringe information om samfundets præferencer ved brug af økonomisk værdisætning. Det kan være særlig velegnet i forbindelse med rekreative værdier, jf. afsnit II.3.

II.6 Evaluering af indsats for beskyttelse af dansk biodiversitet

Danmark mangler en handlingsplan for biodiversitet

Danmark har netop taget det første skridt til at formulere en national handlingsplan om naturbeskyttelse og biodiversitet. OECD kritiserer Danmark for bl.a. ikke at have formuleret en egentlig handlingsplan for naturbeskyttelse med kvantitative målsætninger og tidsfrister, jf. OECD (1999b). Efterfølgende har den danske regering nedsat Wilhelm-udvalget, hvis arbejde skal danne grundlag for en national handlingsplan. Kommis-soriet indebærer bl.a., at indsatsen i forhold til de internationale forpligtelser, de nationale mål og strategier skal vurderes, og det skal afgrænses, hvor indsatsen kan udbygges. Der skal endvidere stilles forslag til en styrket koordination og prioritering af indsatsen.

Man kan få mere biodiversitet for pengene

Der er i dette afsnit foretaget en evaluering af Skov- og Naturstyrelsens udpegninger af områder med henblik på at beskytte dansk biodiversitet. Der er anvendt en metode, der bygger på kvantitative data, og som kan være med til at skabe et overblik

til brug for udvælgelsen af områder.¹⁸ Analysen indikerer, at udpegede områder i Danmark ikke tilgodeser dansk biodiversitet så godt, som det kunne gøres. Det ville være muligt at beskytte alle arter i Danmark, således at hver art beskyttes i mindst tre områder på samme areal, som de eksisterende udpegede områder udgør. Til sammenligning dækker disse områder i dag ikke alle danske arter mindst en gang. Analysen forsøger ikke at forholde sig til den samlede fordelagtighed af at forfølge biodiversitet som målsætning. Det vurderes alene, om de ressourcer, der er anvendt i den danske fredningsindsats, kunne have sikret dansk biodiversitet på bedre vis.

Beskyttelsesindsats er ofte udvælgelse af områder

Det er ofte relevant at tænke på naturbeskyttelse som udpegning af områder, hvor der lever arter, der skal beskyttes, snarere end udpegning af arter til beskyttelse. Der er derfor behov for at analysere, hvilke områder der bør beskyttes for at sikre mest mulig biodiversitet i Danmark inden for nogle givne økonomiske rammer.

Artsrigdom som indikator for biodiversitet

Ved valg af indikator for biodiversitet er det relevant at afveje fordelene af et finere detaljeringsniveau over for ulempen ved højere omkostninger til at indsamle data. De eksisterende danske data giver ikke et fornuftigt beslutningsgrundlag til at vurdere, om nogle arter kan betragtes som vigtigere end andre. Derfor er det i den foretagne analyse lagt til grund, at alle arter er lige vigtige. Det svarer til at benytte artsrigdom som indikator for biodiversitet. Det indfanger et væsentligt aspekt af artsdiversitet, men er ikke fuldt dækkende. Således vil artsrigdom altid tillægge et område med mange arter, der er nært beslægtede, et større omfang af biodiversitet, end et areal med lidt færre arter, der til gengæld er meget fjernt beslægtede. Det kan være en god approksimation, hvis der benyttes mange arter, jf. Williams (1998). Hvis nogle arter biologisk set betragtes som vigtigere end andre, kan det modificere resultatet i nærværende analyse. Dette vil dog umiddelbart være i konflikt med Biodiversitets-konventionen, hvor Danmark har forpligtet sig til at arbejde for at beskytte alle hjemmehørende

18) Til analysen er der til brug for Det Økonomiske Råds Sekretariat udarbejdet et arbejdspapir af biolog Mette P. Lund og lektor, ph.d. Carsten Rahbek, begge Zoologisk Museum, Københavns Universitet, jf. Lund og Rahbek (2000).

arter. Ud fra en velfærdsmæssig betragtning kan det være hensigtsmæssigt, at nogle arter ofres en særlig stor indsats, hvis de giver mennesker en stor glæde, jf. Weitzman (1998). Det vurderes imidlertid, at der ikke foreligger noget dækkende beslutningsgrundlag for at vurdere enkelte arters værdi for mennesker. Dette nytteaspekt indgår derfor ikke i analysen. Endvidere ses der bort fra samspil mellem arter og de naturtyper, som arterne indgår i.

Karismatiske arter er dårlige til at sikre biodiversitet

Internationalt set benyttes forskellige strategier til brug for udvælgelse af områder til naturfredning. Flagskibsstrategier baserer sig på at frede områder, der er rige på karismatiske arter som eksempelvis panda, tiger, næsehorn osv. Dette sker bl.a. med henblik på at tiltrække turister, som det kendes fra nationalparker i Øst-Afrika. Meget tyder dog på, at brug af sådanne "flagskibsarter" i udvælgelsen er en dårlig rettesnor, hvis målet er at sikre biodiversiteten, jf. Williams mfl. (2000). Her præsenteres nogle metoder, der udmærker sig ved at være baseret på systematisk brug af biologiske data for arters udbredelse. Hotspots er områder, der isoleret set er særlig rige på biodiversitet. Hotspots-metoden kan udformes for artsrigdom, hvorved den vil udpege de områder, der hver for sig har flest arter. En variant af hotspots er udvælgelse alene på baggrund af arter med begrænset geografisk udbredelse, de såkaldte endemiske arter. Blandt områder, hvor disse geografisk afgrænsede arter lever, udvælges de områder, der har flest af de endemiske arter. Metoden kræver derfor kun data for disse arter. Det kan forventes, at de udvalgte områder komplementerer hinanden mere end hotspots udvalgt efter artsrigdom, da områderne er kendetegnet ved at være levesteder for arter, der ikke lever andre steder.

Komplementaritetsmetoden er mest virkningsfuld

En anden strategi til brug for udvælgelse af områder er komplementaritetsprincippet. Det betyder, at udvælgelse af områder skal ske under hensyntagen til artsrigdommen i alle de områder, der beskyttes. For at dække flest mulige arter skal man derfor beskytte den kombination af områder, der har flest arter. Komplementaritetsmetoden udmærker sig ved at opfylde optimalitetskravet: at maksimere biodiversiteten for et givet omkostningsniveau, jf. Williams mfl. (2000). Dette adskiller sig fra hotspots baseret på artsrigdom, som i højere grad kan

medføre, at nogle arter kan være beskyttet mange gange, mens andre arter slet ikke er beskyttet. Til gengæld stiller komplementaritetmetoden større krav til data, da et områdes samlede arter skal identificeres.

Komplementaritetmetoden i praksis: Worldmap

I Australien, Sydafrika og visse stater i USA inddrages komplementaritetprincippet allerede i naturforvaltningen. Komplementaritetmetoden er formuleret i optimeringsprogrammet Worldmap, der er udviklet af The Natural History Museum i London. Programmet, der er automatiseret til almindelige pc'er, er brugt i nedenstående analyse af den danske naturbeskyttelsesindsats. Udvælgelsen af områder sker efter højeste komplementære artsrigdom i sjældne arter, hvor der med sjælden menes begrænset udbredelse, jf. boks II.5. Intuitionen er, at hvis målet er at beskytte alle arter, så skal de områder, hvor arter kun lever et sted, nødvendigvis udpeges. Efterhånden som områder bliver inkluderet i det prioriterede sæt af områder, vil de arter, som endnu ikke er repræsenterede, være kendetegnet ved at være mere og mere udbredte. Det er hele tiden muligt at identificere baggrunden for, at et givet område er inkluderet i det prioriterede sæt. Udvælgelsesprocessen er gennemskuelig og fleksibel, og det er på ethvert tidspunkt muligt at fastslå, hvilke arter de enkelte områder bidrager med.

Formålet med analysen

Det skal belyses, hvor godt den danske naturbeskyttelse lever op til sikring af biologisk mangfoldighed i Danmark. Hertil karakteriseres indsatsen, og den sammenlignes med den "bedst mulige indsats", der kan opnås med brug af komplementaritetprincippet med et tilsvarende arealforbrug. Endvidere skitseres det, hvordan den fremtidige beskyttelsesindsats kan baseres på komplementaritetprincippet. Resultaterne er baseret på de eksisterende landsdækkende data, der omfatter knap fem pct. af kendte danske arter og deres udbredelse. Præcisionen i resultaterne kunne dermed forbedres med et bedre datagrundlag.

Boks II.5 Algoritme i Worldmap, der bygger på komplementaritetsprincippet

- Vælg alle områder med arter, der kun er registreret en gang.
- De følgende trin gentages, indtil alle arter er repræsenteret:
 - a) Vælg områder med den største komplementære artsrigdom i de sjældneste arter (ignorer mindre sjældne arter). Hvis der er områder, der er lige gode, da
 - b) vælg blandt disse områder det område, der har den største komplementære artsrigdom i de næst-sjældneste arter. Er der stadig områder, der er lige gode, da
 - c) vælg blandt de resterende områder et område ud fra en arbitrær regel, der sikrer, at forløbet kan gentages.
- Identificer og fravælg områder, der set i bakspejlet er unødvendige for at repræsentere alle arter.
- Gentag ovenstående trin, indtil alle arter er repræsenteret det ønskede antal gange, eller indtil et evt. på forhånd fastsat antal områder er udpeget.

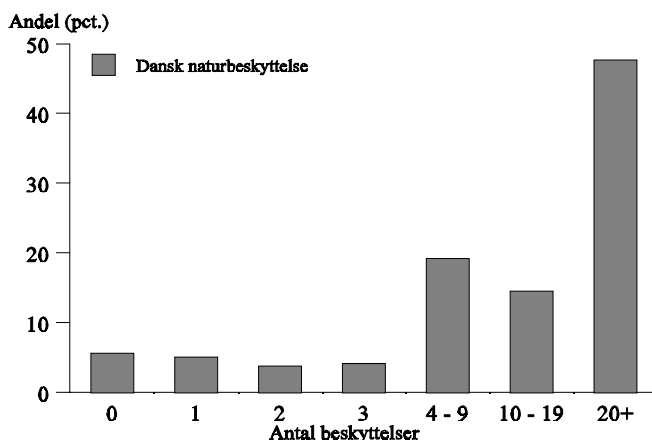
For en uddybning se Lund og Rahbek (2000) og Williams mfl. (2000), hvor det uddybes, hvordan der kan prioriteres mellem de første n områder.

I software-programmet Worldmap er implementeret en lang række forskellige kriterier og algoritmer til at prioritere udvælgelse af områder på basis af kvantitative data og i forhold til et defineret mål. Som alternativ til de foretagne analyser i dette afsnit kunne metoden eksempelvis benytte information om naturtyper i de forskellige områder, hvilket kunne supplere eller erstatte indikatoren artsrigdom. Mål for bestandes levedygtighed eller en målsætning om, at bestemte arter eller områder skal ydes en særlig beskyttelse, kan indbygges. Naturforvaltningens ressourceforbrug kan opgøres mere detaljeret, hvis der foreligger sådanne data. Det er derfor først og fremmest manglende landsdækkende data, der kan begrænse anvendeligheden i praksis.

Arters beskyttelse i Danmark

Den biologiske mangfoldighed karakteriseres som antallet af arter og disses geografiske udbredelse. I Danmark kan naturbeskyttede områder siges at beskytte rundt regnet 95 pct. af arterne mindst et sted, jf. Lund og Rahbek (2000). Det er altså ikke alle arter, der er under beskyttelse, men til gengæld er omkring halvdelen af arterne beskyttet i mindst 20 områder i Danmark, jf. figur II.3.

Figur II.3 Arternes beskyttelse i Danmark



Anm.: Danmark er opdelt i kvadrater, hvor nogle danske arters udbredelse er kortlagt. Antal beskyttelser for en art svarer til antallet af beskyttede kvadrater, hvori den pågældende art lever.

Kilde: Lund og Rahbek (2000) og egne beregninger.

Fredninger og Natura 2000-områder i analysen

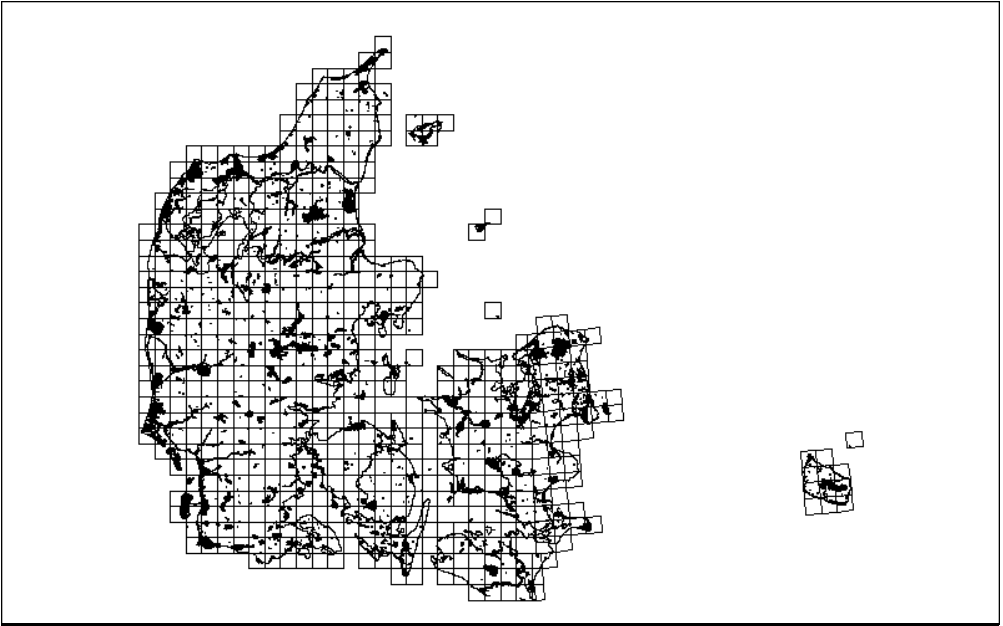
Det er antaget, at fredninger og såkaldte Natura 2000-områder dækker den danske udpegning af områder til sikring af biologisk mangfoldighed. Natura 2000-områder omfatter udpegninger i Danmark af internationale naturbeskyttelsesområder i henhold til EF's Habitatdirektiv, EF's Fuglebeskyttelsesdirektiv og Ramsar-konventionen, jf. afsnit II.5. Natura 2000-områder har alene til formål at sikre den biologiske mangfoldighed, mens der for nogle fredninger også er andre formål end biodiversitet. Da Natura 2000-områder dækker tre fjerdedele af det samlede udpegede areal i analysen (4.200 km²), virker det rimeligt at analysere sikring af biodiversitet på baggrund af fredninger og Natura 2000-områder. Det skal dog erindres, at mange mindre §3-områder ikke er inkluderet i analysen, jf. boks II.6. Den danske udpegning af områder til sikring af biologisk mangfoldighed ses at være koncentreret om den jyske vestkyst og andre kyststrækninger, jf. figur II.4.

Antagelser om dansk naturbeskyttelse

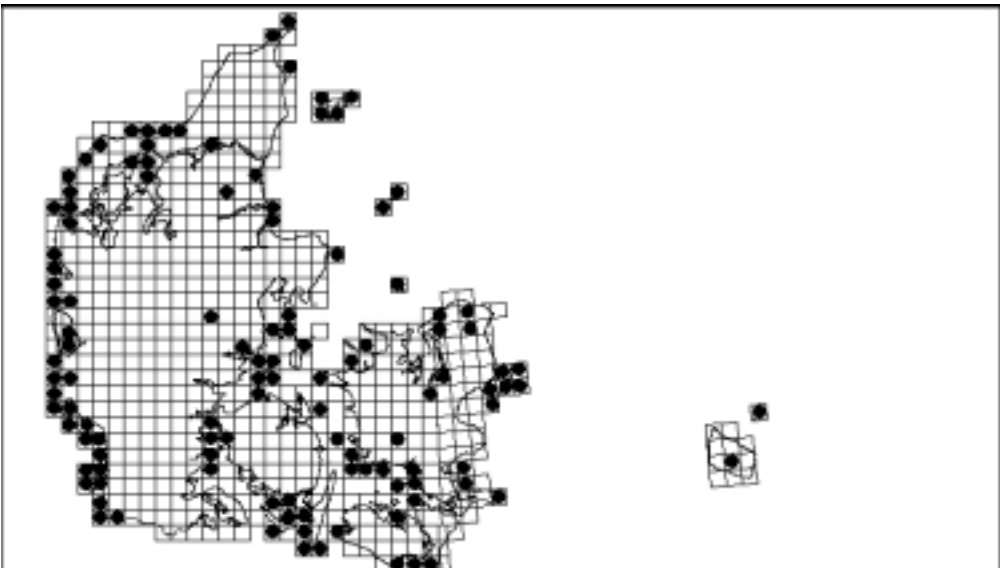
For langt de fleste artsgrupper er der ikke tilstrækkeligt kendskab til deres udbredelse. Der er kun kendskab til landsdækkende udbredelse for knap fem pct. af de kendte danske arter.

For disse findes kvantitative data indsamlet på et kort, hvor Danmark er opdelt i kvadrater af 10*10 km. Den danske indsats af naturbeskyttelse skal derfor opdeles efter samme kvadrater for at kunne vurdere, hvilke arter de enkelte udpegninger tilgodeser. Det vurderes, at de udpegede danske områder bedst lader sig udtrykke af de kvadrater, hvor arealet af udpegningerne er størst. Den danske indsats repræsenteres på den baggrund af 117 kvadrater, der alle er dækket af udpegninger på mindst 30 pct. af kvadratets landareal, jf. figur II.5. Kvadraterne har et samlet landareal på 3.500 km². Evalueringen af de danske udpegede arealer tager således udgangspunkt i disse 117 kvadrater, der samtidig antages at være beskyttede for alle de arter, som forekommer i disse kvadrater. For en grundigere gennemgang af analysens forudsætninger se boks II.7.

Figur II.4 Fredninger og Natura 2000-områder i Danmark



Figur II.5 Dansk naturbeskyttelsesindsats anvendt i analysen: 117 områder



Boks II.6 Typer af udpegninger af områder, der indgår i analysen

Alle fredninger og Natura 2000-områder på landjord er i analysen inkluderet som naturbeskyttelse. Tilsammen udgør de 4.200 km² landareal. Natura 2000-områder har alene til formål at sikre den biologiske mangfoldighed. For nogle fredninger er der også andre formål end biodiversitet.

Fredninger efter naturbeskyttelsens §6 kan dække landarealer og ferske vande for at beskytte den vilde flora og fauna samt deres levesteder og områder af landskabelig, kulturhistorisk, naturvidenskabelig eller undervisningsmæssig værdi. Omkring fire procent af det danske landareal er dækket af fredninger (1.800 km²). Mindre punktfredninger, f.eks. kirkefredninger, er sorteret fra. Fredninger kan være en effektiv form for beskyttelse, men indeholder ikke nødvendigvis bestemmelser om regelmæssig pleje. En evaluering af effekten af især de ældre fredninger ville være gavnlig for at konstatere, om der også ydes reel beskyttelse.

Natura 2000-områder er udpeget af Danmark som opfølgning på EF's Fuglebekyttelsesdirektiv, EF's Habitatdirektivet og Ramsar-konventionen. Syv procent af det danske landareal er dækket af Natura 2000 netværket (3.200 km²). Natura 2000-områder er potentielt et meget effektivt beskyttelsesinstrument for de arter og naturtyper, der er omfattet af direktiverne.

De såkaldte §3-områder (Naturbeskyttelsesloven) er ikke inkluderet i analysen. Disse områder udgør en af grundpillerne i dansk naturforvaltning, da levestederne for den vilde flora og fauna herigennem sikres mod fysiske indgreb. Flere af de større §3-områder indgår dog i Natura 2000 netværket og er dermed indirekte inkluderet i analysen. Der er imidlertid mange fragmenterede §3-områder, der ikke indgår i analysen. Effektiviteten af disse områder for sikring af biodiversiteten vil afhænge af, hvordan sammenhængen er mellem disse mange områder. §3-områderne vil dog under alle omstændigheder bidrage positivt til den samlede biodiversitet.

Natura 2000-områder er udpegede med henblik på at sikre biodiversitet af EF-interesse, jf. afsnit II.5. Der er imidlertid et meget stort sammenfald med allerede udpegede områder. Først og fremmest er omkring 1.200 km² dækket af større §3-områder. Natura 2000-områder dækker endvidere – ud over fredninger – også forvaltede områder, der stammer fra Naturskovastrategien, reservater og naturgenopretninger.

Boks II.7 Arternes udbredelse i Danmark og antagelser om beskyttelse

Arternes udbredelse er angivet ud fra et Danmarkskort opdelt i 633 kvadrater af 10*10 km (UTM-net). For at evaluere Skov- og Naturstyrelsens naturbeskyttelsesindsats kræves en vurdering af, om arter, der lever i et bestemt kvadrat, kan forventes at være beskyttet af udpegningerne i det pågældende kvadrat. Det virker rimeligt at antage, at et vist minimumsareal skal være fredet, for at dette er opfyldt. Det kan imidlertid ikke præcist afgøres, hvilket kvantitativt krav det stiller til fredningsomfanget. Som udgangspunkt er det i analysen antaget, at 30 pct. af et område skal være dækket af fredninger eller Natura 2000-områder. Det svarer til 117 kvadrater i Danmark.

De faktiske danske udpegninger af arealer i form af fredninger og Natura 2000-områder, der spreder sig over det meste af Danmark, er hermed samlet i et mere begrænset antal kvadrater, som til gengæld antages at beskytte alle arter registreret i disse. Disse kvadrater dækker et landareal på 3.500 km². For de resterende 516 kvadrater antages det omvendt, at de forekommende arter ikke er tilstrækkelig beskyttet af naturforvaltning. Hovedformålet i analysen er ikke at bedømme dækningen af den faktiske indsats, men at vurdere hvor godt udpegningerne er foretaget sammenlignet med, hvor godt de kunne være foretaget. De 117 kvadrater virker dermed som et bedste skøn over Skov- og Naturstyrelsens prioriterede områder.

Udpegningen af de 117 kvadrater afhænger endvidere af, at fredningerne dækker en tilstrækkelig andel af landarealet og ikke af hele kvadratet. Denne antagelse påvirker niveauet af antal områder og dermed niveauet af arternes beskyttelse markant. Således er det kun 17 områder i Danmark, hvor mindst 30 pct. af kvadratet (30 km²) er dækket af udpegede områder. Antagelsen betyder endvidere, at der med den anvendte antagelse er en forholdsvis stor andel af mindre kystområder med i sættet af kvadrater, der udgør den danske fredningsindsats. Antagelsen påvirker imidlertid ikke de overordnede resultater om omkostningsbevidsthed, jf. gennemgangen i Lund og Rahbek (2000). Endelig afhænger udpegningen af kvadraterne også af beliggenheden af det benyttede kvadratnet, da et fredet område risikerer at blive opdelt i flere kvadrater. Betydningen heraf vurderes at være begrænset, men det kan ikke testes empirisk, da data for arternes udbredelse kun er kendt med tilknytning til det anvendte kvadratnet.

Analysen baserer sig på de 468 arter, hvor man kender arternes udbredelse, heraf er 160 på den danske rødliste. Til sammenligning er der omkring 10.000 kendte arter i Danmark, mens der skønnes at være 30.000 arter i alt, jf. uddybning i Lund og Rahbek (2000).

Hvornår er en art sikret bevarelse?

I analysen måles biodiversitet ved antallet af arter. Jo flere beskyttede landarealer arter indgår i, jo større er sandsynligheden for, at de bevares. Det er imidlertid vanskeligt at kvantificere den præcise sammenhæng. Man kan dog regne med, at den beskyttelse, et ekstra landareal yder for en art, er aftagende i takt med at arten beskyttes på flere arealer. På et tidspunkt må man regne arten for effektivt beskyttet eller vurdere, at risikoen for, at arten forsvinder, stort set ikke kan begrænses af at frede flere arealer. Udvalgelse af “den bedste strategi” må endvidere bero på en vurdering af, hvor stor sandsynligheden for bevarelse af arter skal være, for at man vil betegne den som “tilstrækkelig”.

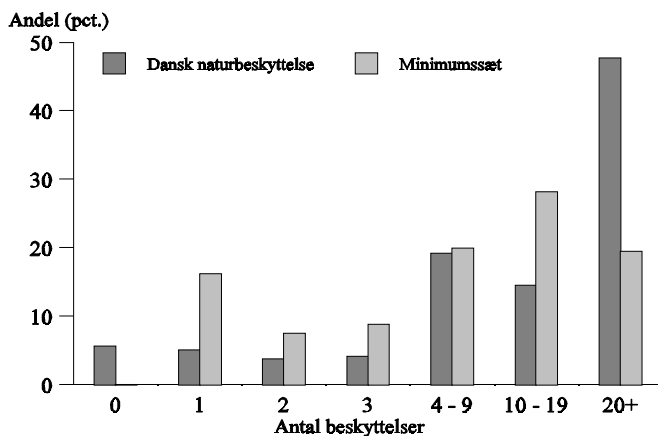
Alle arter kunne let sikres mindst ét sted

Som en første approksimation kan det antages, at arter er tilstrækkelig beskyttede, såfremt de er dækket af naturbeskyttelse i mindst et område. Dette mål kunne opfyldes i Danmark med brug af et langt mindre naturareal end det, der er fredet, jf. figur II.6. Det mindste areal, der dækker alle arter (minimumssættet), er på 31 kvadrater. Da den nuværende fredningsindsats dækker et areal på 117 kvadrater, er det således muligt inden for de anvendte ressourcer at dække alle arter mindst én gang. Af figur II.6 fremgår det også, at der i den danske fredningsindsats er flere af arterne, der dækkes mange gange, end der er i minimumssættets 31 områder. Dette er naturligvis nyttigt, men kan med de givne antagelser ikke opveje den manglende dækning af omkring 5 pct. af arterne.

Den bedst mulige indsats for samme ressourceforbrug

Biologisk kan det ikke fastslås, om der er en tærskelværdi for antallet af dækninger, som bør overholdes. For at stramme kravet til tilstrækkelig beskyttelse er det i analysen antaget, at arter, der er dækket mindst tre steder i Danmark, er rimeligt sikret. Dette kan opnås på blot 76 kvadrater. Tre beskyttelser af alle arter kan således lade sig gøre på et færre antal kvadrater end det faktisk beskyttede, jf. figur II.7.

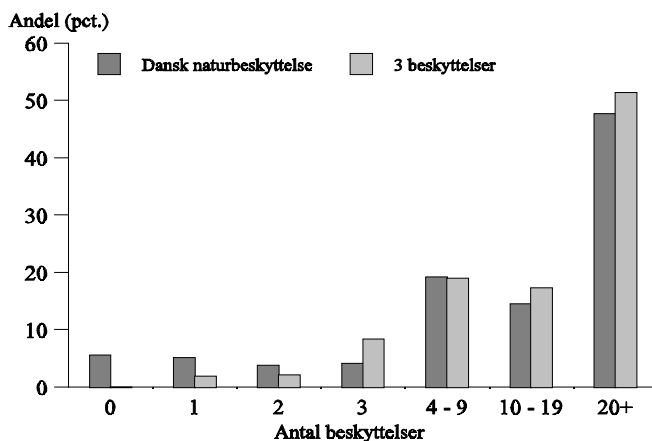
Figur II.6 *Dansk naturbeskyttelse i sammenligning med minimumssættet*



Anm.: Minimumssættet angiver det mindste antal områder (kvadrater), som er nødvendigt, for at alle arter er beskyttet i mindst et område. Se anm. til figur II.3.

Kilde: Lund og Rahbek (2000) og egne beregninger.

Figur II.7 *Dansk naturbeskyttelse i sammenligning med mindst tre beskyttelser af alle arter*



Anm.: Nogle arter i Danmark lever kun i et eller to områder og kan derfor ikke repræsenteres mindst tre gange. Se anm. til figur II.3.

Kilde: Lund og Rahbek (2000) og egne beregninger.

**Omkostninger til
fredning afhænger
også af landarealet**

Det er vigtigt at præcisere, hvad der ville have været muligt med en tilsvarende fredningsindsats. Omkostninger ved udpegning af områder til fredning afhænger af jordpriser og dermed bl.a. af områdets landareal. Dette er relevant for nærværende analyse, idet kvadraternes landareal ikke er lige stort. Det er dermed som udgangspunkt ikke givet, at flere kvadrater er dyrere at beskytte. Faktisk overstiger landarealet til tre dækninger (ca. 4.900 km²) landarealet af den faktiske fredningsindsats i analysen (ca. 3.500 km²) trods et færre antal kvadrater. Med landareal som omkostningskriterium er det muligt omtrent at sikre to dækninger i Danmark for udpegninger af et tilsvarende landareal. Der er imidlertid flere ting, der tilsiger, at landarealet ikke er retvisende for at vurdere omkostninger til naturbeskyttelse, jf. boks II.8. Med antal kvadrater som omkostningskriterium er det omvendt muligt at sikre fire dækninger af alle arter i Danmark, jf. Lund og Rahbek (2000).

Boks II.8 Omkostninger for udpegede områder

Det må gælde, at omkostningerne, der knytter sig til udpegninger af en række kvadrater, afhænger af såvel antallet af kvadrater som af disses samlede landareal (samt andre forhold, der påvirker jordpriser). Neden for argumenteres for, at omkostningerne til at sikre et kvadrats biodiversitet ikke stiger proportionalt med landarealets størrelse, og at dette mål derfor ikke bør anvendes som den eneste indikator for omkostninger ved udpegninger. Dermed sandsynliggøres det, at det er muligt at dække alle arter mindst tre steder i Danmark, jf. tabel II.6.

På et større landområde vil der leve flere arter, men denne forøgelse modsvarer ikke nødvendigvis af forøgelsen af arealet. Hvis fredningsomkostningerne vurderes alene at afhænge af landarealets størrelse, vil det således generelt være uklart, om det kan betale sig at satse på store landområder, hvilket der dog kan være biologiske argumenter for, jf. Lund og Rahbek (2000).

Herudover er minimumssættet, der sikrer eksempelvis tre beskyttelser, fundet med baggrund i at minimere antallet af kvadrater og ikke landarealet. De fundne 4.900 km² er dermed et overkantskøn for omkostningerne til tre dækninger.

Tabel II.6 Arealforbrug ved faktiske og optimale udpegninger

	Antal kvadrater (10*10 km)	Kvadraternes landareal, km²	Gennemsnitligt landareal, km²
Dansk naturbeskyttelse	117	3.490	30
Minimumssæt:			
2 dækninger	56	3.650	65
3 dækninger	77	4.880	63

Anm.: Fredninger og Natura 2000-områder udgør samlet set 4.200 km² i Danmark. De 117 kvadrater, der i analysen udgør den danske naturbeskyttelsesindsats, er kendetegnet ved, at mindst 30 pct. af landarealet er dækket af fredninger eller Natura 2000-områder. Disse kvadrater er dermed de mest intensivt beskyttede.

Kilde: Lund og Rahbek (2000) og egne beregninger.

Dansk naturbeskyttelse ikke tilstrækkelig omkostningsbevidst

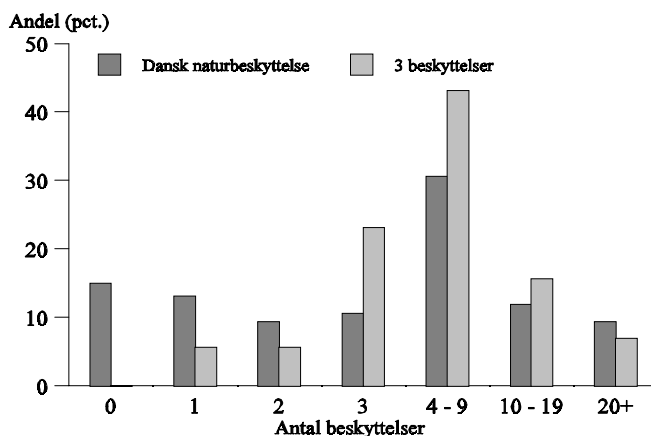
Sammenfattende er det vurderingen, at udpegningen af arealer kunne være foretaget på en måde, som bedre ville sikre den biologiske mangfoldighed. Mere præcist ville det med samme ressourceforbrug være muligt at dække alle arter i mindst tre geografisk adskilte bestande. Den danske udpegning af områder sikrer dog mere biodiversitet end en helt tilfældig udvælgelse af et tilsvarende antal områder (kvadrater), jf. Lund og Rahbek (2000). Udpegningen i Danmark synes altså at sikre biodiversitet med en vis systematik, men altså et stykke fra den bedst mulige indsats, hvis udpegninger af fredninger og Natura 2000-områder foretages alene med det ene formål at sikre dansk biodiversitet.¹⁹

Rødlistearter er heller ikke beskyttede godt nok

Selvom hensynet til biodiversitet fordrer en bevarelse af alle arter, så kan det tænkes, at en prioriteret fredningsindsats bedst tjener dette formål ved at værne om de truede, sårbare og sjældne arter. En sådan prioritering fremgår af Danmarks strategi for biologisk mangfoldighed fra 1995, jf. Miljø- og Energiministeriet (1995a). Det er derfor rimeligt også at bedømme Skov- og Naturstyrelsens fredningsindsats efter, hvor mange rødlistearter der beskyttes. Der findes landsdækkende udbredelsesdata for 160 af de godt 3.000 rødlistearter. På de prioriterede 117 kvadrater dækkes 85 pct. af disse 160 rødlistearter, jf. figur II.8. Der er altså en større andel af rødlistearter – end af alle arter – der står uden beskyttelse. Sammenlignes den danske indsats med den optimale udvælgelse til beskyttelse af rødlistearter, så peger det på stort set samme bilde, som hvis alle arter er målet for beskyttelse. Med samme arealanvendelse vil det være muligt at dække alle rødlistearter tre gange.²⁰

- 19) Formelt set skal Natura 2000-områder tilgodese fællesskabets biodiversitet. De områder, der indgår i analysen, er for størstedelens vedkommende områder, der i forvejen var udpeget til at sikre dansk biodiversitet, jf. boks II.6. Derfor anses analysen for relevant til at evaluere indsatsen for beskyttelse af dansk biodiversitet.
- 20) Alle rødlistearter kan dækkes fire gange på 117 kvadrater, men kun to gange på et landareal på 3.500 km². Det kan altså ikke entydigt afgøres, om tre dækninger er mulige, da det afhænger af det valgte omkostningskriterium, jf. tilsvarende diskussion for alle arter i boks II.8.

Figur II.8 Dansk naturbeskyttelse af rødlistearter i sammenligning med tre beskyttelser af alle rødlistearter



Anm.: Se anm. til figur II.7.

Kilde: Lund og Rahbek (2000) og egne beregninger.

Akut truede arter mangler beskyttelse

Rødlisten er opdelt i kategorierne forsvundne, akut truede, sårbare og sjældne arter. Det er særligt vigtigt at beskytte de akut truede og sårbare arter ifølge rødlisten fra 1997. Disse viser sig imidlertid at være ubeskyttede i samme omfang som alle rødlistearter under et, da der er 15 pct. af disse, som ikke lever i de prioriterede 117 kvadrater. Det er dog især de akut truede, der synes at mangle beskyttelse, da 10 ud af de 35 akut truede arter i analysen ikke er beskyttede i de 117 kvadrater.

Følsomhedsberegninger underbygger konklusion

Resultaterne afhænger af de valgte forudsætninger. Den danske fredningsindsats er repræsenteret på baggrund af områder, hvor mindst 30 pct. af landarealet er beskyttet. Hvis det i stedet antages, at det kun kræver fredninger på 10 pct. af et område, før arterne kan betegnes som beskyttede, så omfattes flere kvadrater i den danske indsats.²¹ I dette tilfælde vil den danske fredningsindsats være karakteriseret ved at dække 252 kvadrater. Dermed vil flere arter fremstå som værende beskyttede. Ændringer i dette kriterium kan altså have betydning for, hvor

21) Dette er dog ikke sandsynligt, jf. Lund og Rahbek (2000).

godt danske arter vurderes at være beskyttede. Fokus i nærværende analyse er imidlertid ikke at bedømme niveauet af beskyttelse. Det er derimod at vurdere, om de områder, som Skov- og Naturstyrelsen har udpeget, kan siges at sikre opfyldelse af målsætningen om bevarelse af den danske biodiversitet på den bedst mulige måde for et givet ressourceforbrug. I den sammenhæng skal konklusionen være robust over for, om evalueringen sker på baggrund af de 117 mest prioriterede områder eller er baseret på et bredere udvalg af prioriterede områder som eksempelvis de nævnte 252 kvadrater. For det bredere sæt af udpegede kvadrater viste det sig også, at arterne kunne være dækket bedre. Eksempelvis er 2½ pct. af rødlistearterne stadig ikke beskyttet i noget område.

Hvordan kan metoden bruges i den fremtidige naturbeskyttelse?

I den fremtidige indsats kan metoden bruges til at udpege de områder, hvor der lever arter, der ikke er tilstrækkelig beskyttede i dag. Et udgangspunkt for en sådan analyse kunne være, at de arealer, der allerede er fredet, fortsat skal være fredede. Dette synes umiddelbart at fordyre opfyldelsen af målsætningen om at sikre danske arter en vis minimumsbeskyttelse. Det skal dog afvejes over for de eksisterende områders tilvejebragte levesteder, som må forventes at være nemme at vedligeholde. En vurdering af, hvilke områder der i fremtiden bør have højst prioritet, vil afhænge af, hvad der er en tilstrækkelig dækning, samt om det er alle arter eller kun rødlistearter, som skal dækkes. Hvis det eksempelvis vurderes, at det er nødvendigt at få dækket alle arter, men at en dækning er nok, så vil dette kunne gøres ved at frede arealer i yderligere 16 områder i tillæg til de eksisterende 117 områder. Disse nye udpegninger har typisk allerede fredede arealer, men altså ikke nok til, at mindst 30 pct. af området er fredet. Der er derfor behov for at vurdere hver enkelt af disse nye prioriterede arealer for at undersøge, om det muligvis allerede er tilstrækkelig beskyttet. Blandt de 16 områder er eksempelvis Hirtshals omegn kun dækket af fredninger på omkring 3 pct. af landarealet.²² Metoden kan dermed give en indikation af, hvilke af de 16 områder der med størst sandsynlighed er reelt dækket af fredninger. Der er naturligvis behov for at supplere metoden med kendskab til

22) For en uddybning af, hvilke geografiske områder der har højst prioritet, se Lund og Rahbek (2000).

lokale forhold for at udpege de bedste områder. Men metoden vil kunne være med til at sikre, at udpegningen sker på baggrund af en helhedsvurdering.

Bedre data kan give mere natur for pengene

Det vurderes, at en klarere fokusering på anvendelse af kvantitative data og analytiske metoder som komplementaritetmetoden (f.eks. ved brug af Worldmap) er nyttig i tilrettelæggelsen af den fremtidige naturbeskyttelsesindsats i Danmark. Flere data kunne gøre analysen mere anvendelig. Først og fremmest er der behov for viden om flere arters udbredelse. Det vil betyde færre udgifter til erhvervelse og drift af arealer. Analyser viser, at besparelsen er betydeligt større end omkostningen til tilvejebringelse af data, jf. Balmford og Gaston (1999). Da eksisterende data er ufuldstændige, skal resultaterne af den foretagne evaluering af naturbeskyttelsesindsatsen fortolkes med en vis forsigtighed. Der er dog meget, der tyder på, at udpegingerne af fredninger og Natura 2000-områder kunne være foretaget på en måde, så flere arter var beskyttet.

II.7 Naturforvaltning i praksis

Fra rekreation til biologisk mangfoldighed...

Udviklingen i naturbeskyttelsesindsatsen i Danmark i det sidste århundrede har været kendetegnet ved et skift i fokus fra beskyttelse af naturområder med vigtige rekreative værdier til bevaring af den biologiske mangfoldighed. Indtil 1970'erne havde den væsentligste drivkraft været ønsket om at tilfredsstille en stigende efterspørgsel efter rekreative områder, der stammede fra en voksende befolkning og faldende arbejdstid. I 1970'erne fandt et skift sted, således at indsatsen i højere grad blev rettet mod beskyttelse af vilde dyr og planter. Udviklingen var i høj grad inspireret af en voksende international bekymring for, hvorvidt tilbagegangen for naturen ville føre til et omfattende økologisk sammenbrud. I 1990'erne har der endvidere været meget fokus på vandmiljøet.

...og fra direkte regulering til økonomiske instrumenter og forvaltning

Indtil midten af 1980'erne anvendte staten for det meste direkte regulering, men den første pesticidhandlingsplan fra 1986 markerede en stigende anvendelse af økonomiske virkemidler. Landbrugsreformen i 1992, der startede afviklingen af EU's prisstøtte, må også ventes at have haft en positiv sideeffekt på

naturen ved at tilskynde til en mindre intensiv arealanvendelse i landbruget. Reformen havde nogle ledsageforanstaltninger, der var direkte rettet mod miljøet og naturen. Der ydes bl.a. tilskud til omlægning fra konventionel til økologisk drift og nedsættelse af kvælstoftilførsel. OECD har foretaget en analyse af den aktuelle anvendelse af økonomiske instrumenter i naturbeskyttelsen i organisationens medlemslande og finder, at Danmark anvender økonomiske instrumenter inden for flere områder af naturpolitikken end de fleste andre OECD-lande, jf. OECD (1999c). Siden 1970 har offentlig arealforvaltning også fået stigende betydning. I 1972 blev erhvervsloven vedtaget med henblik på at sikre rekreative områder ved opkøb af arealer, og i 1989 blev naturforvaltningsloven vedtaget. Naturforvaltningsloven udvidede formålene med den offentlige sektors arealforvaltning til også at omfatte bl.a. naturgenopretning og skovrejsning.

Afsnittets indhold

I det efterfølgende introduceres først nogle centrale love i den danske naturforvaltning. Dernæst belyses brugen af forskellige virkemidler, økonomiske og administrative, i nogle naturpolitiske handlingsplaner. Endelig behandles organiseringen af den offentlige sektors arealforvaltning.

Mål og midler i forvaltningen

Den danske naturforvaltning styres af et omfattende lovkompleks. Lovene fastsætter overordnede mål for naturforvaltningen, mens de mere specifikke mål og midler for naturforvaltningsindsatsen bl.a. fastsættes i handlingsplaner. Eksempler på love, der er centrale for naturforvaltningen, er kort præsenteret i tabel II.7. For en gennemgang af alle disse og flere love se f.eks. Miljø- og Energiministeriet (1999a).

Tabel II.7 Nogle centrale love i naturforvaltningen

Lovens navn	Mål	Midler
Landbrugsloven	<ul style="list-style-type: none"> * Beskytte landskabelige værdier * Tilgodese erhvervsøkonomiske interesser * Tilgodese dyrkningsjordenes omgivende miljø * Sikre hensigtsmæssig udvikling af jordbrugs- erhvervene og forbedre konkurrenceevnen 	<ul style="list-style-type: none"> * Begrænsninger på landbrugs arealmæssige størrelse * Begrænsninger på forpagtning af arealer * Bemyndigelse til ministeren til at fastsætte regler for sammenhæng mellem husdyrhold og arealtilliggende
Miljøbeskyttelsesloven	<ul style="list-style-type: none"> * Værne om natur og miljø * Bekæmpe forurening af jord, luft, vand og undergrund 	<ul style="list-style-type: none"> * Krav om miljøgodkendelse af ændringer af bygninger og drift * Bemyndigelse til ministeren til fastsættelse af regler om bl.a. husdyrhold
Naturbeskyttelsesloven	<ul style="list-style-type: none"> * Beskytte den biologiske mangfoldighed * Forbedre vandmiljøet * Give befolkningen adgang til at færdes og opholde sig i naturen samt forbedre mulighederne for friluftslivet 	<ul style="list-style-type: none"> * Bestemmelse, der sikrer offentlig adgang til naturområder * Beskyttelse af bestemte naturtyper * Regler for fredning af lokaliteter * Bemyndigelser til at opkøbe arealer for beskyttelse eller gennemførelse af projekter * Bemyndigelse til ekspropriation

(fortsættes)

Tabel II.7 (fortsat)

Planloven	<ul style="list-style-type: none"> * Forene de samfundsmæssige interesser i arealanvendelsen og værne om naturen og miljøet. 	<ul style="list-style-type: none"> * Regulering af arealanvendelsen på særlige områder * Krav om vurdering af virkninger på miljøet (VVM) før opførelsen af anlæg, der må formodes at have miljøkonsekvenser
Skovloven	<ul style="list-style-type: none"> * Bevare og værne de danske skove * Forbedre skovbrugets stabilitet, ejendomsstruktur og produktivitet * Virke til vækst af skovarealet * Styrke rådgivning og information om god og flersidig skovdrift. 	<ul style="list-style-type: none"> * Pålæggelse af fredsskovspligt, dvs. pligt til permanent skovbrug, på givne arealer * Regulering af anvendelsen af arealer med fredsskovspligt * Mulighed for tilskud til naturvenlig skovdrift

Kilde: Diverse lovtekster og Miljø- og Energiministeriet (1999a).

Mange mål gør det vanskeligt at evaluere effekter

Som det fremgår af tabel II.7, skal naturforvaltningen varetage mange formål, og det er tænkeligt, at der kan opstå konflikter mellem f.eks. de erhvervmæssige mål og de naturmæssige mål i landbrugsloven. Lovene giver ikke selv noget grundlag for at prioritere mellem de enkelte delmål, men der må i nogle situationer alligevel foretages prioriteringer. Disse prioriteringer vil have stor betydning for resultaterne af reguleringen. Hvis resultaterne af reguleringen opfattes som utilstrækkelige, er det derfor nødvendigt at kende grundlaget for prioriteringerne for at kunne foretage forbedringer.

Lovenes samspil

Miljøministeriet (1994) har fået foretaget en analyse af, hvordan naturforvaltningens interesser opfatter naturforvaltningsindsatsen.²³ Rapporten finder bl.a., at naturforvaltningen generelt har gode muligheder for samvirkning med anden natur- og miljøbeskyttelseslovgivning. Der er også enkelte om-

23) Interessenterne er bl.a. lodsejere, amter, kommuner, lokale foreninger og forskningsinstitutioner.

råder, hvor forskellige loves mål og midler kan være vanskelige at forene. Eksempelvis kan ønsket om at udtage områder af landbrugsmæssig drift som følge af naturbeskyttelseslovens formål være vanskeligt at forene med harmonikravene, der følger af miljøbeskyttelsesloven.

Fysisk planlægning

Et vigtigt redskab i den direkte regulering er fysisk planlægning, som tilordner en anvendelse til de enkelte arealer. Anvendelsen kan være bred, såsom at arealet ligger under byzone eller landzone med de begrænsninger, dette har på arealets anvendelse. Anvendelsen kan også være mere specifik, såsom at arealet skal være fredet eller naturreservat under habitatdirektivet. I den fysiske planlægning er der givet store beføjelser til amter og kommuner, hvilket er med til at gøre den danske naturforvaltning ret decentral i internationalt perspektiv, jf. Pagh (2000).

Områder med særlige drikkevandsinteresser

Et eksempel på fysisk planlægning er udpegningen af områder med særlige drikkevandsinteresser. Formålet med udpegningen er at sikre en tilstrækkelig uforurenet og velbeskyttet vandresource til dækning af det fremtidige behov for vand af drikkevandskvalitet. Miljø- og Energiministeriet (1995b) har formuleret kriterierne for udpegning af disse områder som, at det fremtidige indvindingsbehov kan dækkes, at kvaliteten er den bedst mulige, og at beskyttelsen er den bedst mulige. Sigtet med udpegningen af områder med særlige drikkevandsinteresser er i første omgang at målrette oprydningen af affaldsdeponer, men det tilsigtes også, at områderne ikke er udsat for betydelig nitratforurening. Miljø- og Energiministeriet (1995b) nævner brugen af miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger, hvor der kan gives offentlige tilskud, som et middel til at beskytte områderne med særlige drikkevandsinteresser. Det påtænkes også at indgå aftaler med landmændene om mere miljøvenlig drift. Der er således lagt op til brugen af både direkte regulering og økonomiske instrumenter.

Sikrer miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger særlige drikkevandsinteresser?

Tilskud til miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger forhøjes især særligt følsomme landbrugsområder (SFL). Disse områder udpeges imidlertid bl.a. blandt særlig nitratbelastede grundvandsområder. De områder, hvortil der kan søges forhøjet støtte til miljøvenlige jordbrugsforanstaltninger, vil derfor ikke altid

kunne bidrage til at nå målet om at beskytte områder med særlige drikkevandsinteresser. Det er vanskeligt at fastslå, hvilket geografisk område der bidrager til forureningen af en given grundvandsressource. Det er derfor uklart, om de særlige drikkevandsområder, hvor en indsats kan subsidiæres, også bidrager mest til den grundvandsressource, man ønsker at beskytte.

Tilskud til ændret arealanvendelse i områder med særlige drikkevandsinteresser

Drikkevandet trues af forskellige typer af forurening. Der er både nedrivning af stoffer fra affaldsdepoter og af nitrat og pesticider fra landbruget. Mens førstnævnte er en punktkilde, er de to sidstnævnte diffuse kilder. Fjernelse af forurening fra affaldsdepoter kan enten udliciteres eller udføres af en offentlig institution, afhængigt af, hvad der er bedst til prisen. Anderledes vanskelig er bekæmpelse af forurening med nitrat eller pesticider. Frivillige aftaler om nedbringelse af kvælstofudledningen vil være vanskelige at kontrollere, jf. afsnit II.4. En mulighed er at lave en ordning, der minder om tilskudsordningen til SFL-områder, for områder med særlige drikkevandsinteresser. Man kunne give forhøjet tilskud til omfattende omlægninger af arealanvendelsen i områder med særlige drikkevandsinteresser. Det skulle være relativt let at kontrollere, hvorvidt landmænd ændrer arealanvendelsen fra kornavl til skov, eng eller lægger arealerne brak.

Vandmiljøplan II rettet mod landbrugets nitratforurening

En del af baggrunden for vedtagelsen af Vandmiljøplan II i 1998 var indtræffelsen af et økologisk sammenbrud i Mariager Fjord, der i dette år blev erklæret "død" pga. iltsvind. Desuden gjorde EU-Kommissionen i 1997 opmærksom på, at Danmark efter kommissionens opfattelse ikke overholdt EU's nitratdirektiv. Det blev konstateret, at Vandmiljøplan I ikke havde haft tilstrækkelig virkning, og at især landbruget ikke havde evnet at nedbringe udvaskningen af kvælstof. Vandmiljøplan II blev derfor rettet primært mod landbruget.²⁴ Målet med Vandmiljøplan II er at mindske markbidraget af kvælstof fra rodzonen fra i alt 230.000 ton i 1987 til 130.000 ton i 2003.

Virkemidler i Vandmiljøplan II

I Vandmiljøplan II anvendes en bred vifte bestående af både direkte regulering og økonomiske instrumenter. Der skal ud-

24) For en gennemgang af Vandmiljøplan I se f.eks. Det Økonomiske Råd (1993).

lægges vådområder, rejses skov, udpeges særlig følsomme landbrugsområder og omlægges til økologisk landbrug. Disse mål foreslås forfulgt ved hjælp af forskellige tilskud. Herudover indføres kvælstofafgift for jordbrugere, der ikke indgår aftaler om gødningsplanreguleringer. Andre midler er en skærpeelse af harmonikravene og kravet til udnyttelse af kvælstof i husdyrgødning samt anvendelse af efterafgrøder på 6 pct. af arealet. Endelig nedsættes kvælstofnormen med 10 pct., og det vil blive forsøgt at ændre landmændenes foderanvendelse, således at husdyrene udskiller mindre kvælstof.

Vandmiljøplan II kan have uheldige sideeffekter

Målet med Vandmiljøplan II er nedbringelse af kvælstofudledningen. Nogle af virkemidlerne kan imidlertid også bruges til at nå andre mål. Vådområderne og skovrejsningen kan potentielt både reducere nitratforureningen af vandmiljøet og øge den biologiske mangfoldighed. Forsøg på at reducere kvælstofudledningen på vådområderne ud over en vis grænse vil dog kunne føre til forringelser i vilde dyr og planters levevilkår, jf. Tind og Larsen (2000). Hvis der ønskes en høj reduktion i kvælstofudledningen, kan det være nødvendigt at nedsætte målet for den biologiske mangfoldighed eller lade andre virkemidler sikre en større del af den ønskede reduktion i kvælstofudledningen.

Virkemidlerne i forhold til økonomiske principper

Nogle af vådområderne ønskes skabt ved, at lodsejerne omlægger driften af arealer til gengæld for tilskud. Tilskuddene bliver mest virkningsfulde, hvis de områder, hvorpå driften omlægges, også bidrager med den største udledning af nitrat til vandmiljøet. Landmændene vil forsøge at udlægge de mindst profitable områder som vådområder, og det er ikke klart, at de områder vil være bedst egnede til at reducere kvælstofforureningen. Det må ligeledes formodes at være vanskeligt at udforme frivillige aftaler, herunder udliciteringsprocedurer og auktioner, der kan afhjælpe dette problem, da hverken landmanden selv eller andre kan have fuldt indblik i, hvor meget nitratudslip til vandmiljøet der stammer fra hans forskellige marker.

En kvælstofafgift kan være mest omkostningseffektiv

I Hansen (1991) foreslås en afgift på kvælstoftabet i landbruget som en omkostningseffektiv måde at mindske kvælstofudledningen på. Kvælstoftabet er forskellen på den mængde kvælstof, der kommer ind i landbrugets produktionsproces, og

den mængde kvælstof, der er bundet i de endelige produkter, f.eks. korn. Det er vanskeligt at opgøre kvælstoftabet, fordi det kræver måling af kvælstofindholdet i al det input, landbruget anvender til produktion og af kvælstofindholdet i landbrugets produktion. En del af måleproblemet kan dog løses med eksisterende teknikker, f.eks. bliver proteinindholdet i mælk målt ved landmandens afregning med mejeriet. Kvælstofindholdet kan derefter opgøres fra proteinindholdet. Ligeledes kan proteinindholdet i kød og korn måles og danne grundlag for en vurdering af kvælstofindholdet. Kvælstofindholdet i kunstgødningen er ligeledes måleligt, så en afgift på den enkelte landmands udledning af kvælstof er ikke et urealistisk bud på en omkostningseffektiv reguleringsform.

Offentlig arealforvaltning

Betydningen af det offentlige arealforvaltning er steget siden 1972, da erhvervsloven, der havde til formål at sikre danske landområder til rekreative formål, blev vedtaget. Siden er den offentlige arealforvaltning blevet underlagt naturbeskyttelsesloven. Arealerhvervelse og -forvaltning foretages primært af Skov- og Naturstyrelsen samt amtskommunerne.

Skov- og Naturstyrelsen er den vigtigste offentlige naturforvalter

Den vigtigste offentlige naturforvalter er Skov- og Naturstyrelsen. Den administrerer bl.a. statsskovene og udarbejder retningslinier for pleje af og tilsyn med fredede arealer samt varetager tilsyns- og plejeopgaver på Miljø- og Energiministeriets arealer og på vildtreservaterne. Herudover erhverver den fast ejendom på vegne af miljø- og energiministeren og forvalter disse arealer. Skov- og Naturstyrelsen finansierer og udfører endvidere naturforvaltningsprojekter som f.eks. skovrejsning, gensoning af vandløb og oprettelse af naturcentre til gavn for friluftslivet. Den udpeger også de danske naturområder, der skal fredes som led i de internationale konventioner, Danmark har tilsluttet sig. Eksempler på sådanne konventioner er habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet.

Amtskommunerne

Amtskommunerne finansierer og udfører mindre naturforvaltningsprojekter, fortrinsvis på private arealer, og udfører en række opgaver for Skov- og Naturstyrelsen, bl.a. forundersøgelser og pleje i forbindelse med Skov- og Naturstyrelsens projekter. Størstedelen af amternes forvaltning gennemføres som flerårige frivillige aftaler med jordejere om en bestemt

anvendelse af private arealer. Amterne erhverver dog også mindre arealer i forbindelse med deres naturplejeprojekter. Amterne vælger, finansierer og udfører projekter af lokal interesse. Herudover deltager de også i udførelsen af Skov- og Naturstyrelsens projekter af national interesse. Der er således en arbejdsdeling mellem Skov- og Naturstyrelsen og amterne.

Forsvarsministeriet og kommunerne

Forsvarsministeriet varetager forvaltningen af enkelte naturarealer, der ikke længere tjener militære formål. Dette er bl.a. tilfældet for Christiansø. Enkelte kommuner har også en omfattende park- og naturforvaltning.

Formålene med forvaltningen

Formålene med Skov- og Naturstyrelsens arealforvaltning er specificeret i naturbeskyttelsesloven, jf. tabel II.7 og forskellige udgaver af Kriteriepapiret (Skov- og Naturstyrelsen (1992) og Skov- og Naturstyrelsen (1998)). Amternes arbejde har både rekreative formål og mål om at forbedre levevilkårene for vilde dyr og planter.

Rammerne for den offentlige naturforvaltning

Miljø- og energiministerens beføjelser med hensyn til arealerhvervelse er formuleret i naturbeskyttelsesloven, og de økonomiske rammer fastsættes på den årlige finanslov. I perioden 1989-99 blev der gennemført projekter for lidt over en mia. kr. Projekterne er tilstræbt fordelt med 40 pct. til skovrejsning, 40 pct. til naturgenopretning og 20 pct. til friluftsliv. Også amterne har i samme periode gennemført naturforvaltningsprojekter for lidt over en mia. kr., hvoraf lidt over 300 mio. kr. er bloktilskud fra staten, rettet mod naturforvaltning. Herudover afsættes der på finansloven midler til den løbende forvaltning af statsskovene og andre naturområder i statens eje.

Naturforvaltningsudvalget

Naturforvaltningsudvalget er et bredt sammensat udvalg, hvis medlemmer udpeges af miljø- og energiministeren efter indstilling fra en lang række organisationer og myndigheder. Naturforvaltningsudvalget rådgiver Skov- og Naturstyrelsen før gennemførelse af projekter med en projektsum, der overstiger 3 mio. kr.

Prioritering og gennemførelse af indsatsen

Til vejledning for Skov- og Naturstyrelsens og amtskommunernes prioritering blandt mulige naturforvaltningsprojekter har Skov- og Naturstyrelsen udarbejdet Kriteriepapiret i 1992 og

en revideret udgave i 1998. Især kriteriepapiret fra 1992 vil være relevant for det meste af den indsats, der bliver analyseret i afsnit II.8, hvorfor resultaterne i afsnit II.8 også vil blive fortolket i lyset af dette papir. Nogle afgørende forskelle på 1992- og 1998-versionerne vil blive fremhævet.

Kriteriepapiret 1992 Ifølge Skov- og Naturstyrelsen (1992) bør indsatsen, der ydes gennem projekterne, rettes mod naturpleje og naturgenopretning, skovtilplantning og friluftsliv. Kategoriseringen af projekterne er dog i praksis ikke så skarp, da såvel naturgenopretnings- som skovrejsningsprojekter til en vis grad tilgodeser friluftslivet. Det fremgår af papiret, at indsatsen bør tage hensyn til at beskytte fredede lokaliteter samt truede dyr og planter. Der bør ifølge papiret også tages hensyn til sårbare grundvandsressourcer, og friluftslivet i bynære områder og i deciderede turistområder bør tilgodeses gennem naturformidling i bred forstand, f.eks. oprettelse af naturcentre. Det fremgår, at der bør tages hensyn til lodsejerne, og der skal tænkes i landskabelige og kulturhistoriske helheder og en samlet og koordineret indsats for de enkelte områder. Det fremhæves, at midlerne ikke skal støtte projekter, der kan fremmes ved anden lovgivning. Papiret giver derudover nogle forslag til meget konkrete biologiske og kulturhistoriske kriterier, der kan lægges til grund for prioriteringen.

Kriteriepapiret 1998 I den reviderede udgave af Kriteriepapiret fremgår det ikke, at projekterne skal prioriteres med henblik på specielt at beskytte truede arter i Danmark. Indsatsen vil således blive rettet mod Danmarks bidrag til den internationale biodiversitet. Naturforvaltningen skal også bidrage til at beskytte grundvand og overfladevand mod nitratforurening. Naturforvaltningen skal også bidrage til skovrejsningen, kulturmiljøet og friluftslivet. Det fremhæves også her, at midlerne ikke skal støtte projekter, der kan finde støtte i anden lovgivning. Papiret specificerer en række forhold, som vil gøre, at et projekt ikke kan støttes, og en række oplysninger, som en projektansøgning bør indeholde.

Prioriteringer blandt målene er uklare

Skov- og Naturstyrelsens brede målsætning om at fordele udgifterne til skovrejsning, naturgenopretning og friluftsliv efter fordelingsnøglen 40-40-20 er vanskelig at overføre til en direkte prioritering mellem de forskellige mål. Det er bl.a., fordi

både naturgenopretning og skovrejsning rummer muligheder for friluftslivet.

Mål, midler, kompleksitet og prioriteringer

Den danske naturforvaltning skal tilgodeses mange mål, som forsøges opfyldt ved brug af en bred vifte af virkemidler. Lovgrundlaget er imidlertid komplekst, så det kan være vanskeligt at have et overblik over, hvorvidt en eventuel manglende effekt skyldes, at virkemidlerne ikke er stærke nok, eller at virkemidler fra forskellige love og handlingsplaner modarbejder hinanden.

II.8 Forfølger naturforvaltningen sine mål?

Centrale mål i naturforvaltningen tilgodeses ikke

Analyserne i dette afsnit belyser, hvorledes Skov- og Naturstyrelsen prioriterer mellem de forskellige mål, der er formuleret i naturbeskyttelsesloven. Med forbehold for den metode-mæssige usikkerhed er der tegn på, at skovrejsningen og til dels naturgenopretningen tilgodeses de rekreative værdier ved at prioritere indsatsen i bynære områder. Det tyder også på, at beskyttelse af truede dyr og planter er prioriteret i naturgenopretningen.²⁵ Der er ikke tegn på, at friluftslivsprojekterne er prioriteret med henblik på at skabe rekreative værdier i bynære områder. Desuden synes skovrejsningen og naturgenopretningen ikke at være prioriteret med henblik på at sikre grundvandet. Der er således tegn på, at centrale mål i naturbeskyttelsesloven ikke tilgodeses aktivt gennem prioriteringen.

Analyse af udgifterne til naturforvaltningsprojekter

Prioriteringerne i naturforvaltningen forsøges belyst ud fra fordelingen af udgifter på forskellige indikatorer for naturforvaltningens mål. Når udgifterne til naturgenopretning er høje for projekter rettet mod naturtyper med mange truede dyr og planter, vurderes det, at det prioriteres højt at beskytte vilde dyr og planter. Når udgifterne til friluftslivsprojekter ikke har nogen sammenhæng med befolkningens størrelse i de amter og kommuner, hvor projekterne gennemføres, vurderes det, at disse projekter ikke prioriteres med henblik på at skabe rekreative værdier for flest muligt mennesker.

25) Det har ikke været muligt at undersøge, hvorvidt beskyttelse af truede dyr og planter er prioriteret i skovrejsningen.

Tabel II.8 Prioriteter i naturforvaltningen

	----- Projektudgifter -----		
	Friluftslivs- projekter	Naturgenopret- ningsprojekter	Skovrejsnings- projekter
Befolkning nær projektområdet	0	+	+
Antal truede arter i projektområdet		+	
Nedsivning af nitrat til grundvandet ved projektområdet		0	0
Andre faktorer	+	+/-	+

Anm.: Truede arter kan ikke indgå selvstændigt i analysen af skovrejsningsprojekterne på det foreliggende datagrundlag. Befolkningsstørrelsen i projektområdet er kun signifikant på 10 pct. signifikansniveau i regressionerne af naturgenopretningsprojekterne. Et “+” og et “-” betyder, at faktoren har en positiv hhv. negativ effekt på projektudgiften. “+/-” betyder, at fortegn kan være forskellige for de forskellige faktorer, der indgår under “Andre faktorer”. Et “0” angiver, at effekten ikke er statistisk betydningsfuld. Tomme felter angiver, at faktoren ikke indgår i den pågældende analyse.

Kilde: Egne beregninger, jf. Jespersen (2000).

Resultater

I tabel II.8 præsenteres resultaterne af de analyser, der er foretaget. Det er analyseret, hvilke faktorer der kan forklare Skov- og Naturstyrelsens projektudgifter. De faktorer, der inddrages, er afbildet i tabellens første søjle fra venstre. I anden søjle fra venstre angives faktorens virkning på udgifterne til friluftspjeker osv. I tabelhovedet er angivet projekttypen, da der foretages separate analyser for de forskellige projektyper.

Analyse af naturforvaltningen

I nærværende analyse vurderes alene den indsats, Skov- og Naturstyrelsen yder gennem sine projekter, men tilgangen og måden at fortolke resultaterne på kan uden videre overføres til f.eks. amternes projekter. De projekter, der betragtes, er udført fra 1989 til 1998 med udgangspunkt i først naturforvaltningsloven af 1989 og efterfølgende skiftende udgaver af naturbeskyttelsesloven. De overvejelser, der ligger til grund for projekternes prioritering, er formuleret i Skov- og Naturstyrelsen (1992) (Kriteriepapiret), jf. afsnit II.7.

Boks II.9 Metode til analyse af fordelingen af projektudgifter

Grundlaget for den efterfølgende analyse er Skov- og Naturstyrelsens oplysninger om gennemførte naturforvaltningsprojekter i perioden 1989 til 1998. Herudover anvendes oplysninger om befolkning og naturarealer i danske kommuner, indsamlet af amterne i 1994. Oplysninger fra Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelser gør det muligt at inddrage nitratindhold i kommunernes grundvand i perioden 1989 til 1998 i analysen, og fordelingen af rødlistede plante- og dyrearter på naturtyper kan vurderes med oplysninger fra Rødliste 1997. Turistdata stammer fra Danmarks Statistik. Som indikator for jordpriserne i projektområderne er anvendt tal fra Told- og Skattestyrelsen. Stikprøven omfatter 418 projekter gennemført af Skov- og Naturstyrelsen i perioden 1989-98.

For at kunne belyse fordelingen af projektudgifterne skal der tages højde for, at Skov- og Naturstyrelsens projekter er opdelt i typerne friluftslivs-, naturgenopretnings- og skovrejsningsprojekter. Disse projekttyper har forskellige mål, derfor foretages der separate analyser for de tre forskellige projekttyper. I analysen af friluftslivsprojekterne inddrages rekreative formål, mens der for skovrejsning og naturgenopretning inddrages grundvandsbeskyttelse, rekreative formål og beskyttelse af truede arter.

Analysen finder statistiske sammenhænge mellem projektudgifter og forskellige karakteristika ved de enkelte projekter. Et projekt er bl.a. kendetegnet ved, hvor mange mennesker der forholdsvis omkostningsfrit kan komme til projektområdet, hvor mange truede dyrearters overlevelseshchancer forbedres af projektet, og hvor stort et areal det fylder. En statistisk sammenhæng er groft sagt et hyppigt sammenfald mellem, at en projektudgift er højere end gennemsnitligt, og at f.eks. befolkningen i projektområdet er større end gennemsnitligt. Præcist hvor hyppigt sammenfaldet skal være, for at man kan tale om en statistisk sammenhæng, afhænger af, hvor stor en stikprøve, man har, og hvor stor variation der er i stikprøven.

Sammenhængene findes ved estimation af ligninger som f.eks.

$$C_i = KR_i^{a1} B_i^{a2} V_i^{a3} \quad (1)$$

hvor i angiver et konkret projekt, C_i er projektudgiften, R_i er den rekreative værdi, B_i den forventede biologiske mangfoldighed og V_i grundvandskvaliteten. Metoden estimerer koefficienterne $a1$, $a2$, $a3$ og K . Særligt $a1$, $a2$ og $a3$ er interessante, da de siger noget om prioriteringen blandt målene.

Det er vanskeligt at finde et godt sæt indikatorer for naturforvaltningens mål. Som indikator for et projekts rekreative værdi anvendes her befolkningen i det amt eller den kommune, hvori projektet udføres. Der tages højde for substitutter for naturprojektets rekreative værdi ved at inddrage omfanget af amtets eller kommunens andre naturområder i form af skov og områder beskyttet af naturbeskyttelseslovens §3. Data om et projekts bidrag til den forventede biologiske mangfoldighed er vanskelige at tilvejebringe. Som den eneste indikator anvendes den andel af det samlede antal rødlistearter i kategorien "akut truet", der lever i den naturtype, der primært tilgodeses af projektet. Der arbejdes med 9 naturtyper, jf. rødlistens brede opdeling på naturtyper, der bl.a. omfatter heder, moser, overdrev og skove. Opgørelsen af truede arter på naturtyper er meget bred, hvorfor indikatoren ikke kan bruges i analysen af skovrejsningsprojekterne, da alle disse projekter vedrører naturtypen "skov". Da indikatoren ikke varierer i dette tilfælde, er det umuligt at adskille den fra konstantleddet i regressionen. Som indikator for projektets værdi til sikring af grundvandet anvendes et mål for nitratindholdet i de øvre grundvandsmagasiner i det amt, hvori projektet ligger, og der tages højde for andelen af undergrunden, der består af svært gennemtrængelige bjergarter, f.eks. ler. Det forsøges at tage højde for, hvor meget areal landbruget forvalter i projektområdet. Den offentlige vurdering af grundværdier indikerer jordprisen i projektområdet, og turismen i projektområdet måles ved antal overnatninger på hhv. hotel, campingplads og i feriehus i området. Ovennævnte indikatorer er næppe fuldt dækkende for alle aspekter af f.eks. den biologiske mangfoldighed, der tilgodeses af et projekt, ligesom f.eks. en indikator for den gennemsnitlige transporttid til projektet ville være nyttigt til at belyse den rekreative værdi. Resultaterne skal derfor fortolkes i lyset af, at der mangler vigtige oplysninger om f.eks. biologiske og geologiske sammenhænge for at kunne få fuldt udbytte af metoden. Der mangler også information om de projekter, der ikke er blevet gennemført, da disse projekter måske kan afsløre nogle sammenhænge, der ellers ikke kan komme frem.

En vigtig funktion ved skov er binding af CO_2 . Detaljeringsgraden i data tillader dog ikke at inddrage denne funktion, men konstantleddet, K , kan afspejle, at der gives penge til skovrejsning for at binde CO_2 – det er blot ikke muligt at belyse, hvordan det påvirker prioriteringen. For en uddybning af analysen se Jespersen (2000).

Hvordan kan indsatsen evalueres?

Skov- og Naturstyrelsens naturforvaltningsprojekter har flere formål, så det er vanskeligt at vurdere hensigtsmæssigheden af projekterne ved kun at betragte deres bidrag til at nå et enkelt mål. Hvis et projekt f.eks. rummer dårlige muligheder for at beskytte vilde dyr og planter, behøver dette ikke at betyde, at projektet er dårligt. Projektet kan have så stor rekreativ værdi, at det, der vindes i forhold til målet om at skabe rekreative værdier, overstiger det, der tabes i forhold til målet om at beskytte vilde dyr og planter. En metode, der gør det muligt at analysere projekternes bidrag til forskellige mål på samme tid, er multipel regressionsanalyse, som vil blive anvendt i analyserne i dette afsnit. Metoden og dens anvendelse i afsnittet er nærmere beskrevet i boks II.9.

Resultaterne i mere detaljeret form

I tabel II.9 præsenteres resultaterne af analysen i mere detaljeret form. Tabellen giver ikke et fuldt overblik over alle de faktorer, der har været inddraget i analysen, men præsenterer kun dem, der er statistisk betydningsfulde eller på forhånd må formodes at være vigtige, jf. naturbeskyttelsesloven og kriteriepapiret. Tabel II.9 minder om tabel II.8, men i stedet for fortegn angives numeriske værdier. Skønnene kan fortolkes som den procentvise ændring i projektudgifterne, der fremkommer ved at ændre en faktor med en pct. F.eks. vil en stigning på en pct. i befolkningen, der har let adgang til et skovrejsningsprojekt, føre til en stigning på 0,14 pct. i projektudgifterne.

Beskyttelse af den biologiske mangfoldighed

Fra analysen af naturgenopretningsprojekterne fremgår det, at projektudgifterne stiger, når et projekt tilgodeser en naturtype med mange truede planter og dyr. Der er således tegn på, at beskyttelse af den biologiske mangfoldighed prioriteres. De eksisterende data gør det ikke muligt at undersøge, hvorvidt biologisk mangfoldighed har spillet en vigtig rolle i prioriteringen af skovrejsningsprojekter.

Rekreative værdier prioriteres ikke for friluftslivsprojekter

Det har ikke været muligt at finde indikatorer for befolkningens størrelse i projektområdet, der kan forklare udgifterne til friluftslivsprojekter. Der er således ikke tegn på, at udgifterne til de enkelte friluftslivsprojekter er blevet bestemt i forhold til det antal mennesker, der har let adgang til projektet. Der er omvendt tegn på, at friluftslivsprojekterne er placeret i de områder, hvor der i forvejen er gode muligheder for friluftslivet,

nemlig i områder med meget natur. Dette kan enten betyde, at projekterne placeres der, hvor de alt andet lige giver størst nytte, nemlig i kombination med naturområder, eller at indbyggere, der i forvejen har gode rekreative muligheder og derfor lille glæde af mere friluftsliv, yderligere tilgodeses af Skov- og Naturstyrelsen. For både naturgenopretning og skovrejsning er der tegn på, at der bruges flere penge på projekter i befolkningsrige områder.

Tabel II.9 Forskellige faktorerers betydning for projektudgifterne

	----- Projektudgifter -----		
	Friluftslivs- projekter	Naturgenopret- ningsprojekter	Skovrejsnings- projekter
Befolkning nær projekt- området	0	0,30*	0,14**
Antal truede arter i pro- jektets naturtype		0,39**	
Nedsivning af nitrat til grundvandet omkring projektområdet		0	0
Erhvervet areal til projektet	0,41**	0,74**	0,92**
Turistovernatninger i projektområdet	0	-0,43**	0,10**
Eksisterende naturområ- der nær projektet	1,05**	0	0
Priser på landbrugsjord	0	0	0,89**
Konstantled	15,34**	11,75**	0

Anm.: Cellerne indeholder et skøn på faktorens betydning for projektudgiften og sandsynligheden for at begå en fejl ved at konkludere, at faktoren har betydning for projektudgifterne. ** (*) angiver signifikansniveau på 5 pct. (10 pct.), dvs. risikoen for at begå en fejl ved at inkludere faktoren er mindre end 5 (10) pct. Et '0' angiver, at risikoen for at begå en fejl ved at inkludere faktoren er stor, dvs. større end 10 pct. Mindre risiko for at begå en fejl ved at konkludere, at en faktor er relevant, giver større tillid til, at faktoren skal indgå i en forklaring af, hvilke projekter der vælges.

Kilde: Egne beregninger, jf. Jespersen (2000).

Rekreative værdier afhænger af befolkningstætheden

Et relevant spørgsmål i prioriteringen er, hvorvidt de rekreative værdier, der opstår ved gennemførelse af naturforvaltningsprojekter, altid giver størst rekreativ værdi, hvis de placeres nær befolkningscentre. Disse områder har typisk mange muligheder for rekreation i forvejen, hvorfor værdien af endnu en mulighed for rekreation kan være lav. Dette gælder dog kun, hvis andre rekreative muligheder er gode substitutter for naturområder. Det er i analysen forsøgt at tage højde for substitutter til de rekreative værdier af projekterne. Antallet af turistovernatninger siger noget om de turistattraktioner, området har, og dermed også noget om områdets rekreative værdier. Herudover har amternes og kommunernes rekreative værdier i form af naturområder før påbegyndelsen af naturforvaltningsprojekterne været inddraget. Da der således er forsøgt at tage højde for substitutter, vurderes tilvejebringelse af rekreative områder til mange at have større værdi end til få, og en positiv koefficient for befolkningstallet tages som udtryk for, at der har været prioriteret med henblik på at skabe rekreative værdier.

Prioriteres rekreative værdier for naturgenopretning?

De positive effekter af befolkningsstørrelsen, der bliver rapporteret for naturgenopretning, er ikke robuste over for, hvordan regressionsligningens funktionelle form specificeres. Den positive sammenhæng er desuden kun statistisk signifikant på 10 pct. i den valgte specifikation. På det foreliggende datagrundlag må der derfor udvises forsigtighed med hensyn til at konkludere, at Skov- og Naturstyrelsen har prioriteret tilvejebringelse af befolkningsnære rekreative værdier højt for naturgenopretningen.

Uklart hvilke mål naturforvaltningsprojekterne har mht. grundvandsbeskyttelse

Det er vanskeligt at udlede et prioriteringsgrundlag fra eksisterende handlingsplaner og strategier på vandmiljøområdet. Områder med særlige drikkevandsinteresser udpeges ud fra, hvor velegnede grundvandsressourcerne er til drikkevandsindvinding. Dette taler for udpegning af områder med særlig rent grundvand og friholdelse af disse områder for belastende landbrugsmæssig drift. Omvendt sigter Vandmiljøplan II og EU's nitratdirektiv, som Danmark har tilsluttet sig, mod at nedbringe forurening af vandet med nitrater fra landbruget i hele landet. Den største nedbringelse må alt andet lige forventes at kunne opnås ved indsats på områder med stor nitratbelastning fra

landbruget eller stor nedsivning af nitrat.²⁶ Dette taler for en indsats mod områder, hvor nitratbelastningen fra landbruget er særlig stor. Det er vanskeligt at prioritere blandt målene med udgangspunkt i kriteriepapirerne. Naturbeskyttelsesloven, hvori beskyttelse af vandmiljøet også fremhæves, giver ikke grundlag for sådanne prioriteringer.

Vanskeligt at gennemskue prioriteringen af vandmiljøet

Resultaterne tyder på, at projekterne ikke er en del af en systematisk indsats med henblik på enten at nedbringe nitratforureningen af grundvandet på områder med stor nedsivning af nitrat eller at beskytte ikke-nitratforurenede grundvandsressourcer. Hvis den indsats, der ydes gennem projekterne, skulle bedømmes på baggrund af, hvorvidt de bidrager til at beskytte områder med lille nedsivning af nitrat, så tyder analysen ikke på, at man systematisk går efter de områder, der er mindst truet.²⁷ Indsatsen understøtter altså ikke udpegningen af drikkevandsområder bedst muligt. Hvis indsatsen skulle vurderes efter, hvorvidt den finder sted der, hvor nedsivningen af nitrat til grundvandet er størst, tyder det heller ikke på, at dette er tilfældet. Der er i analyserne forsøgt at tage højde for, hvor stor en andel af jordbunden i projektområdet, der består af lette jorder, hvor nedsivningen af nitrat må formodes at være stor, men det har ikke været muligt at finde nogen betydning af faktoren.

Turismens betydning for udgifterne til naturforvaltning

I Skov- og Naturstyrelsen (1992) fremhæves friluftslivsprojekterne som led i at tilgodese friluftsliv i bl.a. deciderede turistområder. Faktoren er også inkluderet i analysen for skovrejsning og naturgenopretning for at undersøge, om turismen har betydet noget for prioriteringen. Resultaterne må fortolkes med forsigtighed, da kriteriepapiret kun er vejledende og ikke kræver en bestemt indsats. Hvis man vurderer indsatsen på baggrund af kriteriepapiret, er der tegn på, at ønsket om, at friluftslivsprojekterne skal tilgodese deciderede turistområder,

- 26) Det er vanskeligt at vurdere et projekts virkning med henblik på at reducere udvaskning af nitrat til overfladevandmiljøet. Dette forhold indgår derfor ikke i analysen, og der skal tages forbehold herfor i fortolkningen af resultaterne.
- 27) Det har også været forsøgt at vurdere, hvorvidt indsatsen beskytter de dybtliggende grundvandsressourcer med lavt nitratindhold. Der kunne ikke findes noget robust belæg for, at dette skulle være tilfældet.

kun er opfyldt for skovrejsningsprojekter, men ikke for naturgenopretningsprojekter. Den negative sammenhæng i forbindelse med naturgenopretningsprojekter er vanskelig at fortolke. En mulig forklaring er, at områder med stor turisme også har mange fritidsaktiviteter, hvilket mindsker behovet for naturgenopretning som et led i at skabe rekreative områder. En anden mulig forklaring er, at det har været ønsket at beskytte genoprettet natur mod hård belastning fra turister, hvis brug af naturen måske slider relativt meget på naturen. En tredje mulighed er, at man har placeret naturforvaltningsprojekter for at tiltrække turister til områder med få turister. Det vil i den sammenhæng være nyttig med en diskussion af, om det er bedst at placere projekter i populære turistområder, hvor der måske ikke behøves en stor ekstrainsats for at tiltrække flere turister, eller om projekterne skal åbne nye turistområder.

Arealets betydning for udgifterne

Den positive sammenhæng mellem projektområdets areal og projektudgifterne var at forvente, da en større arealerhvervelse alt andet lige vil øge projektudgifterne. For skovrejsningsprojekter ses der at være en positiv sammenhæng mellem jordpriser i amtet og projektudgifterne.

Resultaterne belyser omkostningsbevidsthed

Resultaterne er en svag indikation af, hvorvidt det koster noget at nå Skov- og Naturstyrelsens mål. Eksempelvis stiger udgifterne til naturgenopretning, når befolkningstallet stiger, hvilket tyder på, at Skov- og Naturstyrelsen ikke kan prioritere projekter i befolkningsrige områder op og projekter i mindre befolkningsrige områder ned, uden at udgifterne stiger. Hvis dette var muligt, kunne man give flere mennesker adgang til naturen uden at øge udgifterne. Ifølge tabel II.9 er der omvendt tegn på, at det for friluftslivsprojekterne er muligt at give flere adgang til naturen, uden at udgifterne stiger.

Grundlaget for fortolkningen af resultaterne

Fortolkningen af resultatet som afspejlende prioriteringer og evt. manglende omkostningsbevidsthed bygger på flere antagelser, hvoraf nogle er mere krævende end andre. Grundlaget for at tale om prioriteringer og omkostningsbevidsthed er en formodning om, at de forhold, der anvendes i analysen, er relevante for hhv. projekternes rekreative værdi, betydning for den biologiske mangfoldighed og sikringen af grundvandet. Fortolkningen af resultaterne præsenteres i boks II.10.

Boks II.10 Multipel regressionsanalyse og omkostningsbevidsthed

Ligningen (1) i boks II.9 fremkommer som en sammenhæng, der beskriver det billigst mulige valg af projekter, hvis et projekt bidrager til velfærd på følgende måde

$$U(R_i, B_i, V_i) = R_i^{a1} B_i^{a2} V_i^{1-a1-a2} \quad (2)$$

hvor R , B og V har samme fortolkning som i boks II.9, og $a1$ og $a2$ kan tage værdier mellem 0 og 1. Formaliseringen (2) af velfærdsgevinsten ved et naturprojekt skal blot udtrykke, at velfærd bliver større, jo større rekreative værdier, biodiversitet og grundvandsbeskyttelse, projektet skaber, og at flersidige projekter er bedre end projekter, der kun tjener et formål.

De enkelte værdier antages at kunne skabes ved at gennemføre aktiviteter, der fører til omkostninger på følgende måde

$$C_i = p^R R_i + p^B B_i + p^V V_i \quad (3)$$

hvor p^R er omkostningen ved at skabe en enhed rekreativ værdi osv., og C_i er den samlede omkostning.

Hvis Skov- og Naturstyrelsen har som mål at nå et givet velfærdsniveau, \hat{U} , med et projekt, så gøres det på den billigste måde ved at minimere omkostningen (3) mht. R , B , og V under den betingelse, at velfærd (2) er mindst \hat{U} . Løsningen på dette problem fører til en funktion, der til ethvert velfærdsniveau giver den mindst mulige omkostning forbundet med at nå dette niveau. I dette tilfælde bliver funktionen

$$C_i = K(p^R)^{a1} (p^B)^{a2} (p^V)^{(1-a1-a2)} \hat{U}$$

hvor K er en konstant. Indsæt (2) i stedet for \hat{U} , så findes en variant af formelen (1) fra boks II.9. Fortolkningen er så, at hvis 1 pct. flere mennesker skal have adgang til projektet, så skal omkostningerne øges med $a1$ pct. Fra (2) er det klart, at velfærd kun vokser med de rekreative værdier, hvis $a1$ er positiv, men så skal omkostningerne også stige ved at øge de rekreative værdier, jf. (1). En omkostningsbevidst forvaltning vil ikke kunne øge velfærd uden at øge omkostningerne. Hvis det var muligt at øge velfærd uden at øge omkostningerne, så kunne den nuværende velfærd også opnås på en billigere måde – men så kan den hidtidige indsats ikke have været omkostningsbevidst. Det er forudsætninger for argumentet, at et projekts rekreative værdier og bidrag til sikring af grundvand og biologisk mangfoldighed i høj grad kan skaleres op og ned, og at bidragene kan substituere for hinanden.

Fordele ved metoden

Fordelene ved at anvende multipel regression til at analysere prioriteringer og omkostningsbevidsthed er først og fremmest, at der tages højde for, at naturforvaltningen har flere mål, og at der gives et overordnet billede af de valg, der træffes. Alle projekter ses i sammenhæng med hinanden og vurderes på samme grundlag. Endelig er det let for andre at reproducere analysen.

Begrænsninger ved metoden

Den væsentligste begrænsning ved metoden, som den er anvendt i dette afsnit, knytter sig til det tab af information, der fremkommer i forbindelse med dannelsen af det fælles datagrundlag. Datagrundlaget må i sagens natur være en fællesnævner for alle projekter, selvom der for nogle projekter foreligger meget detaljeret information, der måske dokumenterer projekternes fordelagtighed. Denne ulempe vedrører dog ikke metoden som sådan, men fremkommer, fordi datagrundlaget for nogle projekter er utilstrækkeligt. I forbindelse med rapporteringen af projekterne er der generelt opgivet få kvantitative data, hvilket gør det vanskeligt at give en dækkende belysning af deres betydning for prioriteringerne.

Hvad kan metoden ikke belyse?

Analysen i dette afsnit siger intet om, hvorvidt Skov- og Naturstyrelsen når de kvantitative mål med indsatsen, der er formuleret i forskellige handlingsplaner. Metoden kan heller ikke bruges til at vurdere, hvorvidt Skov- og Naturstyrelsen tildeles for få eller for mange midler til at forfølge sine mål. Det forhold, at befolkningsstørrelsen og truede dyr og planter har den forventede effekt på udgifterne til naturgenopretning, betyder ikke, at der ikke er basis for forbedringer. Den her foretagne analyse kan bare ikke indikere, hvordan indsatsen kan forbedres med henblik på at skabe rekreative værdier og beskytte biodiversiteten.

Hidtidig evaluering af naturforvaltningsprojekterne

Skov- og Naturstyrelsen foretager en løbende evaluering af igangværende og gennemførte projekter som led i udarbejdelsen af Naturforvaltningsudvalgets årlige rapporter samt information til Folketinget og den generelle offentlighed. Der er også gennemført enkelte sammenfattende studier af naturforvaltningen. Forskningscenter for Skov- og Landskab har gennemført en evaluering af 13 skovrejsningsprojekter på baggrund af bl.a. projekternes bynærhed, placering i forhold til områder

med særlige drikkevandsinteresser og placering i forhold til andre naturområder.²⁸ Konklusionen på analysen var, at målene med skovrejsningen i høj grad var nået for de pågældende projekter. Konsulentfirmaet PLS Consult har gennemført en såkaldt interessentanalyse, der belyser, hvordan naturforvaltningens interessenter opfatter naturforvaltningen. Analysen finder, at Skov- og Naturstyrelsen ikke har nået sine kvantitative målsætninger på f.eks. skovrejsningsområdet, men at dette i et vist omfang kan tilskrives faldende bevillinger og bindinger, der er pålagt indsatsen, f.eks. opfyldelse af naturskovstrategien. Det findes, at der mangler information om projekter, der ikke er gennemført. Det fremgår også, at en væsentlig faktor til at bestemme, hvorvidt et projekt gennemføres, er dens lokale opbakning fra de involverede lodsejere. Endelig har Skov- og Naturstyrelsen udarbejdet en evaluering af den gennemførte skovrejsning. Rapporten finder bl.a., at et stort antal af de nye skove befinder sig i områder med særlige drikkevandsinteresser og i nærheden af større bymæssig bebyggelse.

Afsnittets bidrag

I dette afsnit blev en metode, med hvilken data fra forskellige kilder kan anvendes til at belyse overordnede prioriteringer og omkostningsbevidsthed, præsenteret. Analysen finder tendenserne i prioriteringen og kan være nyttig, fordi den kan afsløre, hvorvidt et mål med naturforvaltningen er systematisk nedprioriteret i forhold til andre mål. Metoden kan også anvendes til i fremtiden at vurdere, hvorvidt mulige projekter er bedre end gennemsnitligt for hidtidige projekter. Endelig kan metoden sige noget om, hvilke oplysninger det er relevant at indsamle i forbindelse med naturforvaltningsprojekter. Dette peger også på behovet for at fortsætte den indsats, der ydes gennem forundersøgelser og løbende rapportering af projekterne. Forundersøgelser, løbende rapportering og samlet evaluering er nyttige styringsværktøjer i forvaltningen, men den nuværende forvaltning anvender mest de to første værktøjer. Den type analyse, der er præsenteret i dette afsnit, er således et naturligt supplement til den nuværende forvaltning.

28) Analysen er præsenteret i Miljø- og Energiministeriet (1999b).

II.9 Sammenfatning

Nødvendigt med bred debat om naturforvaltning

Ingen enkeltperson eller faggruppe har tilstrækkelig viden og indsigt til at afgøre, hvilket ideal for naturen samfundet skal stræbe efter. Det er derfor vigtigt at diskutere i brede fora, hvilke hensyn naturforvaltningen kan og skal tilgodese, og hvilke principper den skal bygge på.

Få offentlige midler til naturforvaltning

Det er altid svært at afgøre, om et offentligt indsatsområde har et rigtigt omfang og en hensigtsmæssig sammensætning. Grundlaget for en sådan afgørelse er en afvejning i forhold til andre mulige anvendelser af offentlige midler. Naturforvaltningen lægger dog beslag på forholdsvis få offentlige midler i forhold til den store folkelige og politiske interesse, der er for området, og som afspejler sig i det store antal medlemmer af miljø- og naturinteresseorganisationer. Endvidere viser undersøgelser, at befolkningen tillægger det stor værdi at have adgang til rekreative områder, jf. f.eks. Dubgaard (2000b).

Øget krav til naturforvaltningen

Et forhold, der sætter naturforvaltningens ressourcer under pres, er, at der i de sidste ti år har været stigende fokus på rent grundvand og på ønsket om at undgå bl.a. nitrat og pesticider i vandmiljøet. Ligeledes er Danmarks internationale forpligtelser også vokset i kraft af eksempelvis implementeringen af EF's habitat- og fuglebeskyttelsesdirektiver.

Internationale forpligtelser kan være i modstrid med danske mål

Der er gode argumenter for at koordinere indsatsen for den biologiske mangfoldighed internationalt, da det i mange sammenhænge er den globale biodiversitet, som er relevant. EU-aftaler forpligter i dag Danmark til at arbejde for at beskytte arter og naturtyper, der har særlig europæisk interesse, men som ikke i alle tilfælde har stor dansk bevågenhed. Disse internationale forpligtelser reducerer alt andet lige midlerne til andre formål i naturforvaltningen som eksempelvis sikring af den nationale biodiversitet og rekreative værdier til befolkningen. De enkelte EU-lande vil være fristede til at prioritere nationale interesser over europæiske interesser på biodiversitetsområdet. Den langsomme nationale udpegning af EF's habitat- og fuglebeskyttelsesområder er et eksempel herpå. For at sikre, at intentionerne med de internationale konventioner forfølges, kan det vise sig nødvendigt at organisere overvågningen og vurde-

Internationalt kontrolorgan kan blive nødvendigt

ringen af arter og naturtypers bevaringsstatus internationalt. Hermed er det ikke længere de enkelte lande selv, der skal kontrollere deres egen indsats.

Der mangler overblik i naturforvaltningen

Den danske naturforvaltning er ikke baseret på systematisk brug af data. Det er eksempelvis vanskeligt at få et overblik over ændringen i danske arter og naturtypers tilstand. Det har bl.a. OECD påpeget, og OECD har opfordret Danmark til at udarbejde en national handlingsplan for naturbeskyttelse og biodiversitet. Regeringen har efterfølgende nedsat et udvalg (Wilhelm-udvalget), der skal udarbejde en redegørelse, som kan danne grundlag for en sådan handlingsplan.

Brug for systematiske metoder og dataindsamling

Det er vigtigt, at det i den kommende handlingsplan prioriteres, at der fremover skal gøres brug af metoder, der systematisk bygger på kvantitative data. De nødvendige oplysninger for danske forhold findes i dag kun i begrænset omfang. I dette kapitel er der præsenteret forsøg på at evaluere naturforvaltningen med udgangspunkt i eksisterende data. Da disse er ufuldstændige og desuden ikke er indsamlet med henblik på systematisk analyse, må resultaterne ikke tolkes for håndfast.

Fredninger kunne have beskyttet flere arter

I kapitlet er der foretaget en analyse af Skov- og Naturstyrelsens fredninger af områder. Analysen peger på, at fredningerne ikke tilgodeser dansk biodiversitet så godt, som det kunne gøres. Det ville være muligt at beskytte alle arter i Danmark, således at hver art beskyttes i mindst tre forskellige områder på samme areal, som de eksisterende fredede områder udgør. Til sammenligning er der i dag et antal arter, der ikke beskyttes i noget område overhovedet. Dette resultat fås, uanset om analysen foretages for alle arter eller kun for truede og sjældne arter. Det er således vurderingen, at de ressourcer, der er anvendt i den danske fredningsindsats, kunne have sikret dansk biodiversitet bedre, da visse arter sikres for meget og andre overhovedet ikke. Den metode, som analysen bygger på, er velegnet til at skabe et overblik i naturforvaltningen. I det fremtidige arbejde kan metoden bruges til at udpege de områder, der bedst supplerer allerede udpegede områder. Der er dog behov for at indsamle flere oplysninger om arters udbredelse i Danmark.

Ikke oplagt at satse på at beskytte alle truede arter

For at sikre den biologiske mangfoldighed mest hensigtsmæssigt skal naturbeskyttelsen tage højde for mulighederne for at forøge arternes sandsynlighed for ikke at uddø i Danmark. Selvom en art er truet, skal den kun prioriteres højt, hvis beskyttelsesindsatsen forventes at forbedre artens chancer for at overleve. Samtidig skal de forbedrede overlevelsesvilkår afvejes i forhold til de ressourcer, som beskyttelsen kræver.

Rekreative værdier bør opprioriteres

Analyser foretaget i dette kapitel tyder på, at friluftslivsprojekterne, der udgør ca. 20 pct. af udgifterne til naturforvaltningsprojekter, ikke er prioriteret efter, hvor mange mennesker der bor i nærheden af dem. Dette er et problem, da friluftslivsprojekternes formål er at skabe rekreation og naturformidling til befolkningen. Det er derfor hensigtsmæssigt at opprioritere friluftslivsprojekterne i bynære områder. Det er nødvendigt at forbedre prioriteringsgrundlaget for at sikre, at de rekreative værdier tilgodeses af friluftslivsprojekterne. Økonomisk værdisætning er velegnet til at vurdere rekreative værdier. Der anbefales derfor en øget brug af økonomisk værdisætning i forbindelse med friluftslivsprojekterne for at afklare og afdække befolkningens præferencer.

Vanskeligt at gennemskue prioriteringen af vandmiljøet

I Skov- og Naturstyrelsen (1992) fremgår det, at naturforvaltningen skal medvirke til at sikre overflade- og grundvandsressourcer, f.eks. sårbare grundvandsreservoirer. På det foreliggende datagrundlag er der ikke tegn på, at prioriteringerne i naturforvaltningen tilgodeser sikring af grundvandet. Hvis grundvandsressourcer skal sikres, er det enten nødvendigt at tilvejebringe et forbedret grundlag for prioriteringerne af projekterne eller at tilgodese grundvandsbeskyttelse gennem anden indsats end naturprojekterne.

Afgifter er velegnede til at reducere udledningen af kvælstof fra landbruget

Det er vanskeligt at kontrollere, om landbruget overholder kvælstofnormer, standarder og frivillige aftaler. Blandt andet derfor har disse virkemidler hidtil ikke været tilstrækkelige til at nå de fastsatte mål på vandmiljøområdet. Et nyttigt alternativ er en afgift på landbrugets nettoudledning af kvælstof til naturen. Fordelen ved en sådan afgift er, at der tages højde for både, hvor meget kvælstof der tilføres produktionen af landbrugsprodukter, og hvor meget kvælstof der bindes i disse produkter. Derved belønnes landmænd, der reducerer tilførslen

af kvælstof eller øger den mængde kvælstof, der bindes i produkterne. Afgiftsregulering kan mindske landbrugets kvælstofudledning til lavere samfundsøkonomiske omkostninger end dem, der er forbundet med den nuværende regulering.

**Forslag:
Udlisicitering af
naturvenlig drift af
arealer**

Det kan være vanskeligt fra centralt hold at finde den compensation, der på den billigste måde kan få lodsejere til at omlægge anvendelsen af et areal, der er tilstrækkelig stort til at nå naturforvaltningens mål. Kompensationen kan være sat for lavt, hvilket medfører, at for lidt areal bliver omlagt, og at naturforvaltningens mål ikke kan nås. Kompensationen kan også blive sat for højt, således at målene bliver nået til en højere omkostning end nødvendigt. Ved udlisicitering, f.eks. bortauktionering af kontrakter på naturvenlig drift af landbrugsarealer, finder markedet den pris, der sikrer, at driften af et givet areal omlægges i naturvenlig retning. Hvis det er muligt at udforme kontrakter, der let kan håndhæves, kan udlisicitering sikre omlægning af driften på et givet areal til de lavest mulige omkostninger. Især kontrakter om omfattende ændringer i arealanvendelsen, f.eks. udlægning af våde enge, er velegnede til udlisicitering, da de let kan håndhæves.

**Finanslov 2001:
For få midler til
at forbedre
grundlaget for
prioriteringer**

Finansloven for 2001 tilfører naturforvaltningen en merbevilling på 80 mio. kr. om året i de kommende fire år. Hovedparten af merbevillingen er rettet mod naturgenopretning og skovrejsning. Der er afsat 2 mio. kr. til at gennemføre en national kortlægning af befolkningens ønsker og holdninger til naturen. En sådan kortlægning er nyttig, men det er vurderingen, at det inden for denne beskedne bevilling ikke er muligt at forbedre grundlaget for prioriteringer i naturforvaltningen i tilstrækkelig grad. Der er bl.a. behov for brug af økonomisk værdisætning, oplysninger om arters udbredelse og viden om, hvordan fredninger og anden indsats påvirker arters chancer for at overleve.

Litteraturliste

Agger, P., J. Baagøe, O. Harmann, og J. Primdahl, (2000): *Dansk naturpolitik – visioner og anbefalinger*. Vismandsrapport. København.

Balmford, A. and K. J. Gaston, (1999): Why Biodiversity Surveys are Good Value. *Nature*, 398 (March), pp. 204-205.

Det Økonomiske Råd (1993): *Dansk Økonomi, Maj 1993*. København.

Det Økonomiske Råd (1995): *Dansk Økonomi, Forår 1995*. København.

Det Økonomiske Råd (1996): *Dansk Økonomi, Forår 1996*. København.

Det Økonomiske Råd (1998): *Dansk Økonomi, Efterår 1998*. København.

Diamond, P. A. and J. A. Hausman, (1994): Contingent Valuation: Is Some Number Better than No Number? *Journal of Economic Perspectives*, 8 (4), pp. 45-64.

Dubgaard, A. (2000a): Willingness to Pay for Recreational Use for a New Urban Forest – The West Forest Survey. SØM-publikation. AKF Forlaget, København.

Dubgaard, A. (2000b): Økonomisk værdisætning af miljøforbedringer ved ophør med pesticidanvendelse. *Samfundsøkonomen* (1), s. 23-28.

EU-Kommisionen (1999): Building up a European network of Special Protection Areas (SPAs). *Natura*, 10 (October), pp. 2-4.

EU-Kommisionen (2000): Natura Barometer. *Natura*, 12 (September), pp. 6-7.

Eurostat (1997): *Environment Statistics 1996*. European Communities, Luxembourg.

Freeman III, A. M. (1993): *The Measurement of Environmental and Resource Values – Theory and Methods*. Resources for the Future, Washington, D. C.

Hald-Mortensen, P. (2000): Naturens historie. I Holten-Andersen, J., H. S. Christensen, T. N. Pedersen, og S. Manninen, (red.): *Dansk naturpolitik – viden og vurderinger*. Temarapport 1-2000. Naturrådet, København

Hansen, L. G. (1991): Regulering af kvælstoftabet fra landbruget. AKF memo. København.

Hansen, L. G. (1999): A deposit-refund system applied to non-point nitrogen emissions from agriculture. *Environmental Economics and Policy Studies*, 2, pp.231-247.

Hasler, B., C. Damgaard, E. Erichsen, H. E. Kristoffersen og J. J. Jørgensen (2001): *Rekreative værdier af skov, sø og naturgenopretning*. AKF Forlaget, København.

Holten-Andersen, J., H. S. Christensen, T. N. Pedersen, og S. Manninen (red.) (2000): *Dansk naturpolitik - viden og vurderinger*. Temarapport 1. Naturrådet, København.

Jespersen, S. (2000): En empirisk analyse af prioriteringer og omkostningsbevidsthed i naturforvaltningen. Arbejdsrapport 2000:2. Det Økonomiske Råds Sekretariat, København.

Lund, M. P. og C. Rahbek (2000): En kvantitativ biologisk analyse af dansk naturforvaltning med fokus på biologisk mangfoldighed. Arbejdsrapport 2000:1. Det Økonomiske Råds Sekretariat, København.

Metrick, A. and M. L. Weitzman (1998): Conflicts and Choices in Biodiversity Preservation. *Journal of Economic Perspectives*, 12 (3), pp. 21-34.

Miljøministeriet (1994): *Interessentanalyse af naturforvaltningsområdet*. PLS Consult, København.

Miljø- og Energiministeriet (1995a): *Biologisk mangfoldighed i Danmark – status og strategi*. København.

Miljø- og Energiministeriet (1995b): *Udpegning af områder med særlige drikkevandsinteresser*. Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 4. København.

Miljø- og Energiministeriet (1999a): *Natur- og Miljøpolitisk Redegørelse 1999*. København.

Miljø- og Energiministeriet (1999b): *Naturforvaltning gennem 10 år – 1989-1998*. København.

Miljøstyrelsen (1998): *Forsigtighedsprincippet*. Udskrift og resume fra Miljøstyrelsens konference om forsigtighedsprincippet, København.

Møller, F., S. P. Andersen, P. Grau, H. Huusom, T. Madsen, J. Nielsen og L. Strandmark (2000): *Samfundsøkonomisk vurdering af miljøprojekter*. Danmarks Miljøundersøgelser, Miljøstyrelsen og Skov- og Naturstyrelsen, København.

OECD (1999a): *Handbook of Incentive Measures for Biodiversity*. Paris.

OECD (1999b): *Environmental Performance Review – Denmark*. Paris.

OECD (1999c): *Economic Instruments for Pollution Control and Natural Resources Management in OECD countries*. <http://www.oecd.org/env/online-eco.htm>.

O’Riordan, T. and J. Cameron (eds.) (1994): *Interpreting the Precautionary Principle*. Earthscan, London.

Pagh, P. (2000): Fortalen til Jyske Lov: – en målestok for miljølovgivningens kvalitet i relation til EU. *Ugeskrift for Retsvæsen*, maj/juni, s. 256-263.

Pearce, D. and D. Moran (1994): *The Economic Value of Biodiversity*. Earthscan, London.

Pihl, S., R. Ejrnæs, B. Søggaard, E. Aude, K. E. Nielsen, K. Dahl og J. S. Laursen (2000): *Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus*. Rapport nr. 322. DMU, Kalø.

Pimm, S. L., G. J. Russell, J. L. Gittleman and T. M. Brooks (1995): The Future of Biodiversity. *Science*, 269 (July), pp. 347-350.

Simonsen, J. P. (2000): Danmarks implementering af habitatdirektivet. I Danmarks Naturfredningsforening (red.): *Konference om habitatdirektivet*. København.

Skov- og Naturstyrelsen (1992): *Prioritering og behandling af naturforvaltningsprojekter*. København.

Skov- og Naturstyrelsen (1998): *Kriteriepapiret*. København.

Stoltze, M. og S. Pihl (red.) (1998): *Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark*. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen, København.

Tind, E. T og S. N. Larsen (2000): Vådområdestrategien under Vandmiljøplan II – konsekvenser og muligheder for naturen. Arbejdsrapport nr. 1. Naturrådet, København.

Tvedt, T. og F. S. Jensen (1998): *De grønne områder og sundheden*. Forskningscenter for Skov og Landskab, København.

Weitzman, M. L. (1998): The Noah's Ark Problem. *Econometrica*, 66 (6), pp. 1279-1298.

Williams P. H. (1998): Key sites for conservation: area-selection methods for biodiversity. In Mace, G. M., A. Balmford and J. R. Ginsberg (eds.): *Conservation in a changing world*, pp. 211-249. Cambridge University Press, Cambridge.

Williams, P. H, N. D. Burgess and C. Rahbek (2000): Flagship species, ecological complementarity, and conserving the diversity of mammals and birds in sub-Saharan Africa. *Animal Conservation*, 3, pp. 249-260.

Xepapadeas, A. (1999): Non-point pollution control. In van den Bergh, C. J. M.: *Handbook of Environmental and Resource Economics*. Edward Elgar, Cheltenham.