

Miljø- og Energiministeriet
Danmarks Miljøundersøgelser

Naturkvalitet

– kriterier og metodeudvikling

Faglig rapport fra DMU, nr. 285
1999

Bettina Nygaard¹, Susanne Mark², Annette Baattrup-Pedersen³, Karsten Dahl⁴, Rasmus Ejrnæs¹, Jesper Fredshavn¹, Jørgen Hansen⁴, Jonas Lawesson¹, Bernd Münier⁶, Peter Friis Møller⁸, Mette Risager⁹, Flemming Rune⁷, Jens Skriver³ & Martin Søndergaard⁵

Afdeling for Landskabsøkologi¹, Afdeling for Kystzoneøkologi², Afdeling for Vandløbsøkologi³, Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi⁴, Afdeling for Sø- og Fjordøkologi⁵, Afdeling for Systemanalyse⁶, Forskningscenter for Skov- og Landskab⁷, Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser⁸, & Københavns Universitet, Botanisk Institut⁹

Datablad

Titel:	Naturkvalitet
Undertitel:	- kriterier og metodeudvikling
Forfattere:	Bettina Nygaard ¹ , Susanne Mark ² , Annette Baattrup-Pedersen ³ , Karsten Dahl ⁴ , Rasmus Ejrnæs ¹ , Jesper Fredshavn ¹ , Jørgen Hansen ⁴ , Jonas Lawesson ¹ , Bernd Münier ⁶ , Peter Friis Møller ⁸ , Mette Risager ⁹ , Flemming Rune ⁷ , Jens Skriver ³ & Martin Søndergaard ⁵
Afdelinger:	Afdeling for Landskabsøkologi ¹ , Afdeling for Kystzoneøkologi ² , Afdeling for Vandløbsøkologi ³ , Afdeling for Havmiljø og Mikrobiologi ⁴ , Afdeling for Sø- og Fjordøkologi ⁵ & Afdeling for Systemanalyse ⁶ Forskningscenter for Skov- og Landskab ⁷ Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser ⁸ Københavns Universitet, Botanisk Institut ⁹
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 285
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	September 1999
Redaktion:	Kirsten Zaluski
Korrektur:	Tove Ørts Petersen
Faglig kommentering:	Jørn Kirkegård, Sten Asbirk, Bent Odgaard, Jens Peter Skovsgaard, Jonna Mosgaard & Jesper Fredshavn
Figurer:	Susanne Mark, Bettina Nygaard, Karsten Dahl, Annette Baattrup-Pedersen, Bernd Münier & Jens Skriver. Udsnit af Kort- og Matrikelstyrelsens kortmaterialer er gengivet i henhold til tilladelse G18/1997.
Bedes citeret:	Nygaard B., Mark S., Baattrup-Pedersen A., Dahl K., Ejrnæs R., Fredshavn J., Hansen J., Lawesson J.E., Münier B., Møller P.F., Risager M., Rune F., Skriver J. og Søndergaard M. (1999): Naturkvalitet – kriterier og metodeudvikling. Danmarks Miljøundersøgelser. 118 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 285. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Frie emneord:	Naturkvalitet, indikatorer, metodeudvikling, overvågningsmetoder, målsætning, klassifikation, biologisk tilstand.
ISBN:	87-7772-486-0
ISSN:	0905-815X
Sideantal:	118
Oplag:	800
Pris:	kr. 130,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)



Papirkvalitet og tryk: Denne tryksag er mærket med det nordiske miljømærke Svanen. Licensnr. 541 006. Det garanterer officielle miljøkrav ud fra tryksagens livscyklus. Trykt på 100g cyclus print. Phoenix-Trykkeriet A/S Århus. ISO 14001 miljøcertificeret og EMAS-godkendt.

Købes i boghandelen eller hos:	Danmarks Miljøundersøgelser Grenåvej 14, Kalø DK-8410 Rønne Tlf. 89 20 17 00 Fax. 89 20 15 15 e-mail: tpe@dmu.dk	Miljøbutikken Information og Bøger Læderstræde 1 DK-1201 København K Tlf.: 33 95 40 00 Fax: 33 92 76 90 butik@mem.dk www.mem.dk/butik
--------------------------------	---	--

Indhold

Forord 5

Resumé 6

English Summary 7

1 Indledning 9

- 1.1 Baggrund 9
- 1.2 Formål 10
- 1.3 Afgrænsning af projektet 10

2 Kriterier for naturkvalitet 13

- 2.1 Naturkvalitet 13
- 2.2 Vildhed 13
- 2.3 Oprindelighed 15
- 2.4 Kontinuitet 16
- 2.5 Autenticitet 17
- 2.6 Naturkvalitetsbegrebet i relation til beslægtede begreber 19

3 Indikatorbegrebet 21

- 3.1 Indikatorprincippet 21
- 3.2 Krav til indikatorerne 22

4 Præsentation af resultater 25

- 4.1 Landskabsmodeller 25
 - 4.1.1 Danske plantesamfund 25
 - 4.1.2 Metoder 25
 - 4.1.3 DANVEG-databasen 26
 - 4.1.4 Databasens søgefunktioner 27
 - 4.1.5 Geografisk Biotopmodel 28
 - 4.1.6 Diskussion 30
 - 4.1.7 Vidensbehov 31
- 4.2 Skov 32
 - 4.2.1 Danske plantesamfund i skove 32
 - 4.2.2 Indikationer for naturkvalitet i skov 35
 - 4.2.2.1 Karplante- og strukturindeks 35
 - 4.2.2.2 UrørtNA-turskovindeks 39
 - 4.2.2.3 En niveaudelt model 41
 - 4.2.3 Afvejning af de enkelte vurderingsmetoder 44
- 4.3 Ferske enge og vandløbsnære arealer 46
 - 4.3.1 Danske plantesamfund på ferske enge 47
 - 4.3.2 Indikationer for naturkvalitet på ferske enge 49
 - 4.3.3 Indikationer for naturkvalitet på lysåbne vandløbsnære arealer 53
 - 4.3.4 Afvejning af de enkelte vurderingsmetoder 56

4.4	Strandenge	57
4.4.1	Danske plantesamfund på strandenge	57
4.4.2	Indikatorer for naturkvalitet på strandenge	59
4.5	Klitter	63
4.5.1	Danske plantesamfund i klitter	64
4.6	Heder	66
4.6.1	Danske plantesamfund på heder	66
4.7	Overdrev	68
4.7.1	Danske plantesamfund på overdrev	69
4.7.2	Indikatorer for naturkvalitet på overdrev	70
4.8	Højmoser	73
4.8.1	Danske plantesamfund på højmoser	73
4.8.2	Indikatorer for naturkvalitet på højmoser	73
4.9	Marin hårdbund	76
4.9.1	Klassifikation af makroalgevegetationen på hårdbund	76
4.9.2	Betydningen af stabilt substrat	81
4.9.3	Indikatorer for naturkvalitet på stenrev	81
4.10	Vandløb	84
4.10.1	Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) som naturkvalitetsindeks	84
4.10.2	Rødlistede arters forekomst som funktion af DVFI	86
4.10.3	Diversitet som udtryk for naturkvalitet	87
4.10.4	Sammenfatning af resultater	89
4.11	Søer	90
4.11.1	Indikatorer for naturkvalitet i søer	90
5	Diskussion og sammenfatning	95
5.1	Sammenfatning af resultater	95
5.2	Diskussion af resultater	99
5.3	Overvågningsredskabernes status	100
6	Konklusion og perspektivering	103
6.1	Konkrete anvendelsesperspektiver	103
6.2	Fremtidige forskningsbehov	113
7	Referencer	109
8	Produkter fra projektet "Indikatorer for Naturkvalitet"	113

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

Forord

Denne rapport er en sammenstilling af de resultater og fælles begreber, der er udarbejdet i forbindelse med projektet "Indikatorer for naturkvalitet". Projektet er et treårigt (1996-1998) samarbejdsprojekt mellem Danmarks Miljøundersøgelser, Forskningscenter for Skov- og Landskab og Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser. Forskningsprojektets formål er at udvikle metoder og analyseværktøjer til støtte for fremtidig naturforvaltning. Det er hensigten, at metoderne skal benyttes til overvågning af naturområders udvikling og kvalitet på landsplan.

Projektet er finansieret af Miljø- og Energiministeriet og består af følgende fem delprojekter:

Delprojekt 1: Identifikation og testning af indikatorer for naturkvalitet i fersk eng og strandeng

Susanne Mark, Afd. for Kystzoneøkologi (DMU)

Identifikation og testning af indikatorer for naturkvalitet i skov

Susanne Mark, Afd. for Kystzoneøkologi (DMU)

Peter Friis Møller, Afd. for Miljøhistorie og Klima (GEUS)

Flemming Rune, Afd. for Skovdrift (FSL)

Delprojekt 2: Vandløb og vandløbsnære arealer

Jens Skriver, Annette Baattrup-Pedersen og Nikolai Friberg,

Afd. for Vandløbsøkologi (DMU)

Delprojekt 3: Naturkvalitet i søer

Martin Søndergaard, Afd. for Sø- og Fjordøkologi (DMU)

Delprojekt 4: Makroalgevegetation på hårbund

Karsten Dahl og Jørgen Hansen, Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi (DMU)

Delprojekt 5: Landskabsmodeller i terrestriske økosystemer

Bettina Nygaard, Rasmus Ejrnæs og Jonas Lawesson,

Afd. for Landskabsøkologi (DMU)

Bernd Münier, Afd. for Systemanalyse (DMU)

Mette Risager, Botanisk Institut, Økologisk Afdeling (KU)

Projektet har været fulgt af en følgegruppe bestående af: Jørn Kirkegaard (Miljøstyrelsen), Sten Asbirk (Skov- og Naturstyrelsen), Bent Odgaard (Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelser), Jens Peter Skovsgaard (Forskningscenter for Skov- og Landskab), Jonna Mosgaard (Århus Amt, indtrådt i 1998) og Jesper Fredshavn (Danmarks Miljøundersøgelser, projektleder).

Projektet har endvidere resulteret i en række publikationer, der er nævnt i kapitel 8.

Resumé

Rapporten omhandler en præsentation og diskussion af de resultater, der er fremkommet i projektet "Indikatorer for Naturkvalitet".

Gennem de sidste 100 år er der sket en markant arealmæssig tilbagegang for de danske naturarealer. Med henblik på at ændre denne udvikling er der gennem de sidste 10-15 år gjort store politiske og administrative anstrengelser for at regulere de menneskelige påvirkninger. Det er sket ved fredninger, en generel beskyttelse af naturlige og halvnaturlige naturtyper i Naturbeskyttelsesloven og nationale strategier til reduktion af næringsstofudledning, anvendelse af pesticider mv. Ved naturgenopretning er der gjort en aktiv indsats for at vende den negative udvikling og genskabe levesteder for vilde dyr og planter. Samtidig med den kvantitative tilbagegang er der sket en markant forringelse af den biologiske tilstand – naturkvaliteten – i den danske natur. Der er derfor et stigende behov for udvikling af standardiserede metoder til vurdering af naturens kvalitet.

Naturkvalitetsvurderingerne i denne rapport tager udgangspunkt i, at *økosystemerne er styret af naturlige processer og upåvirkede af antropogene forstyrrelser*. Vi har således valgt at vurdere naturkvalitet ud fra en faglig biologisk synsvinkel og har ikke forholdt os til de kulturhistorisk, rekreativt, æstetisk eller kommercielt betingede aspekter. Der er opstillet fire naturkvalitetskriterier, som tilsammen beskriver væsentlige biologiske og geomorfologiske kvaliteter ved naturlige og seminaturlige økosystemer: Vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet. Disse fire kriterier udtrykker den ideale naturkvalitet, der kan bruges som en fælles målestok. Den ideale naturkvalitet er kun undtagelsesvist opnåelig i et kulturlandskab som det danske, men kriterierne kan alligevel anvendes til en gradbøjning af naturkvalitet på de fleste arealer. Kriterierne gør det muligt at opstille operative indikatorsystemer til brug ved estimering af naturkvalitet.

Ved projektets start var der store forskelle i datagrundlag og behovet for udvikling af metoder i det ferske, det marine og det terrestriske miljø. Derfor har arbejdsprocessen også været forskellig for de tre miljøer.

På ferskvandsområdet var der et omfattende datagrundlag, og metoder til kvalitetsvurderinger var allerede udviklet. I projektet er der foretaget en evaluering og forbedring af de eksisterende indikatorer og indekser til vurdering af miljøkvalitet/vandkvalitet, så disse tillige kan anvendes i en naturkvalitetsvurdering.

På det marine område var der et stort datagrundlag, mens metoder til kvalitetsvurderinger manglede. I projektet er der defineret naturkvalitet på stenrev, opstillet et klassifikationssystem baseret på makroalgevegetationen og udviklet operationelle indikatorer for naturkvalitet.

På det terrestriske område manglede både datagrundlag og metoder til kvalitetsvurderinger. I projektet er der dels opstillet et klassifikationssystem for og en beskrivelse af plantesamfund i de terrestriske naturtyper på baggrund af eksisterende data og dels indsamlet nye data og udviklet operationelle indikatorer for naturkvalitet i udvalgte naturtyper.

Rapporten omfatter en samlet diskussion af begrebet naturkvalitet, anvendelsesmulighederne for de udviklede metoder og en udpejning af fremtidige forskningsområder.

English Summary

The topic of this report is a presentation and discussion of the findings resulting from the project "Indicators of Nature Quality".

The acreage of natural areas in Denmark has decreased significantly during the last 100 years. To change this development, political and administrative authorities have made intensive efforts to limit the effects of human activities within the last 10 - 15 years. The measures adopted have been to turn some areas into nature reserves and to generally protect natural and semi-natural nature types under the Danish Nature Conservation Act. National strategies have been implemented to reduce the discharge of nutrients and the application of pesticides etc. and nature restoration projects have been active instruments in reversing the negative development, thus recreating natural habitats for wild animals and plants. The quantitative decrease of natural areas in Denmark coincides with a significant deterioration in the biological quality - or nature quality - intensifying the need for developing standardised methods to evaluate nature quality.

The nature quality evaluations presented in this report are based on the assumption that *ecosystems are controlled by natural processes and unaffected by anthropogenic activities*. The approach to evaluating nature quality is thus entirely biological and culture-historical, recreational, esthetical or commercial aspects have not been considered in this study. The four nature quality criteria set up, viz. wildness, originality, continuity, and authenticity combine to describe essential biological and geomorphological qualities of natural and semi-natural ecosystems. These four criteria represent the ideal nature quality, applicable as a common standard. Although ideal nature quality is only achievable as an exception in a cultivated landscape like Denmark, the criteria are applicable to define nature quality in most areas when integrated in operational indicator systems for the purpose of evaluating nature quality.

When the project started, the data material available and the need for developing methods in the freshwater, marine and terrestrial environments differed greatly and consequently working procedures have also been different within these three environmental areas.

In the freshwater environment, comprehensive data material was available and quality evaluation methods had already been developed. The freshwater projects have evaluated and improved existing indicators and indices for evaluating environmental quality/water quality to extend their applicability to the evaluation of nature quality.

In the marine environment, a large quantity of data was available whereas quality evaluation methods were missing. The marine project has succeeded in defining nature quality on reefs, establishing a classification system based on macro algae vegetation and developing operational indicators of nature quality.

In the terrestrial environment, no data or methods for quality evaluation were available. The results of the project include establishment of a classification system and a description of plant communities in terrestrial nature types based on existing data as well as collection of new data and development of operational indicators of nature quality in selected nature types.

The report covers an overall discussion of the nature quality concept, possible applications of the methods developed, and an identification of future research areas.

1 Indledning

1.1 Baggrund

En opgørelse over naturarealernes arealmæssige tilbagegang gennem de sidste 100 år fortæller, at meget af vores værdifulde natur er forsvundet. Denne tilbagegang synes dog at være stoppet for de fleste naturtypers vedkommende, og for nogle få typer er der endda arealmæssig fremgang at spore. Men ét er naturtypernes udbredelse, noget andet er deres biologiske tilstand, naturkvalitet. For vandmiljøet har man i årevis fulgt udviklingen i vandkvalitet (forureningsgrad), mens der på det terrestriske område hverken foreligger standardiserede metoder til vurdering af miljøets tilstand eller naturens kvalitet. Dermed er der ingen pålidelige opgørelser over, hvorledes kvaliteten af den danske natur har udviklet sig. Dette er begrundelsen for at udvikle metoder til vurdering af naturkvalitet – både i vand og på land.

Det er næppe muligt at finde uberørt natur i dagens Danmark, men trods det er det alligevel meningsfuldt at opstille kriterier for naturkvalitet, der sætter den uberørte, den oprindelige og den vilde natur som udtryk for den højeste naturkvalitet. Naturen må nødvendigvis ud fra biologiske kriterier betegnes som den bedste til at skabe god natur. Udgangspunktet for den naturkvalitetsvurdering, der kommer til udtryk i denne rapport, er dermed også den flora og fauna, der naturligt indfinder sig på arealer, der er upåvirkede af mennesket. Dette udgangspunkt vælges, selv om det er vanskeligt at dokumentere, hvorledes uberørt dansk natur ser ud, da det danske landskab er karakteriseret ved en meget høj grad af menneskelig påvirkning.

En biologisk vurdering af naturkvalitet forudsætter et kendskab til de vilde dyr og planter krav til levestederne – det være sig levestedernes størrelse, de fysiske-kemiske forhold, arternes indbyrdes samspil og den menneskelige påvirkning af arealerne. Det er ikke nok at fokusere på enkelte arter; det er vigtigere at sikre levestederne og de forhold, som betinger arternes eksistens. Med tilstrækkelig stor indsats vil man næsten altid kunne bevare en truet art. En mere langsigtet løsning vil imidlertid være at bevare de naturlige levesteder, således at de hjemmehørende arter naturligt kan opretholde sig selv uden "kunstigt åndedræt". Selv om alle dele af den levende jord i princippet hører med til naturen, gør det, når vi taler naturkvalitet, en forskel, om landskabets planter og dyr udfolder sig frit, eller om de er begrænsede af menneskets aktiviteter.

I amternes forvaltning har man i flere år arbejdet på at udvikle forskellige vurderingssystemer, bl.a. har Århus Amt udviklet et naturkvalitetssystem på baggrund af arealernes driftshistorie og forekomst af karakteristiske eller sjældne arter. I andre amter bygger systemerne bl.a. på sjældne, rødlistede og karakteristiske arters forekomst, f.eks. i Fyns Amt og i Nordjyllands Amt. I litteraturen er der mange eksempler på metoder til udpegning af særligt værdifulde lokaliteter, f.eks. har Ejrnæs & Bruun (1995) benyttet karplanter som indikatorer

for gamle, ugødskede overdrev, hvorimod udpegningen af værdifulde fugle- og plantelokaliteter i bl.a. Dybbro (1985) og Wind (1994) fokuserer på enkelte organismers tilstedeværelse snarere end på naturtypens tilstand generelt. For skovenes vedkommende er der i England udviklet metoder til vurdering af skovfloraens bevaringsværdi og skovenes økologiske kontinuitet. I Østrig er der udviklet systemer til vurdering af skovenes naturlighed eller graden af menneskelig indflydelse. Sideløbende med arbejdet i dette projekt har Sveriges Naturvårdsverk startet udviklingen af indikatorer for miljøkvalitet i forskellige svenske naturtyper, og det Europæiske Miljøagentur, EEA, arbejder med vurdering af habitaters (her i betydningen: naturtypers) kvalitet i forhold til "naturlighed, økologisk kvalitet, habitatrusler, artsværdi og landskabsværdi".

1.2 Formål

Formålet med nærværende projekt er at udvikle metoder til biologisk bedømmelse af naturkvalitet, baseret på identifikation af naturindhold, der kendetegner den høje kvalitet og afvigelser herfra. Dette arbejde er udført i en række terrestriske naturtyper, søer, vandløb og vandløbsnære arealer samt på marin hårbund og kan beskrives ved følgende punkter:

- Definition af kriterier der kendetegner den høje biologiske naturkvalitet i terrestriske og akvatiske naturtyper (alle delprojekter)
- Identifikation af operationelle indikatorer for naturkvalitet i terrestriske og akvatiske økosystemer (delprojekt 1-4)
- Klassifikation af miljø- og naturkvalitet i de ferske vande og vurdering af overensstemmelsen mellem miljø- og naturkvalitet i søer (delprojekt 3) og vandløb (delprojekt 2)
- Klassifikation af makroalgesamfund med henblik på at bedømme naturkvalitet på marin hårbund (delprojekt 4)
- Klassifikation af terrestriske naturtypers vegetation og udvikling af empiriske modeller til beskrivelse af sammenhængen mellem de faktorer og processer, der påvirker naturtypernes artssammensætning og succession (delprojekt 5)
- Geografisk præsentation af sammenhængen mellem naturgrundlag, arealanvendelse og den potentielle naturkvalitet. Delprojektet er udført i en udvalgt region i Vejle Amt (delprojekt 5)

1.3 Afgrænsning af projektet

I projektet beskrives naturkvalitet primært ud fra biologiske kriterier, vel vidende at der i en bredere vurdering af naturkvalitet kan indgå andre kriterier, herunder bl.a. æstetiske, produktionsmæssige/økonomiske, rekreative og jagtmæssige værdier.

Det terrestriske miljø

De terrestriske dele af projektet omfatter de vigtigste naturlige og halvnaturlige danske naturtyper: skov, fersk eng, strandeng, klit, hede, overdrev og højmoser. Projektet omhandler ikke de dyrkede arealer, småbiotoperne i agerlandet eller de bynære arealer.

I projektet vurderes naturkvalitet hovedsageligt ud fra vegetationens sammensætning og struktur. For de terrestriske naturtyper er dette valg truffet, fordi vegetationen er stedfast og som udgangspunkt afspejler de levevilkår, der er til stede på arealet. Faunaen, og specielt den højere fauna, er ofte ikke stedfast men så mobil, at levestederne dækker flere naturtyper. F.eks. kan skoven udgøre et egnet skjulested, og de tilgrænsende marker benyttes til fouragering. Ud over at afspejle livsbetingelserne på arealerne udgør vegetationen endvidere det basale led i økosystemernes fødekæder, og dermed er den ofte bestemmende for faunaens livsmuligheder. Biotopbeskrivelserne og de modeller, der beskriver sammenhængen mellem naturgrundlaget og naturindholdet, bygger fortrinsvis på karplantevegetationen, men for nogle naturtyper har det også været relevant at supplere med mosser, svampe og laver i beskrivelserne.

Udpegningen af indikatorarter i de terrestriske naturtyper er afgrænset til naturtyperne, skov, fersk eng, strandeng, overdrev og højmoser og bygger i høj grad på karplantevegetationen. For skovenes og strandengenes vedkommende er der endvidere inddraget fysiske og strukturelle parametre i indikatorudpegningen.

Den litteratur, der ligger til grund for plantesamfundsbeskrivelserne, er primært fra danske kilder, men i de fleste tilfælde har det været nødvendigt at inddrage relevant udenlandsk litteratur til supplement af et sparsomt dansk materiale.

Det ferske miljø

Delprojektet vedrørende vandløb og de vandløbsnære arealer bygger på feltundersøgelser foretaget i Viborg amt. De vandløbsnære arealer er alle beliggende på sandjorde, og arealerne er begrænset til afgræssede, udrænedede og ugødskede arealer. Der indgår både regulerede og uregulerede strækninger i analyserne.

Delprojektet om søer har omfattet en gennemgang og overordnet sammenstilling af de eksisterende naturkvalitetsbegreber og indekser, der anvendes i forbindelse med overvågningen af miljøtilstanden i de danske søer. Gennemgangen har alene baseret sig på eksisterende data og alene på forhold vedrørende selve søen.

Det marine miljø

Den marine del er begrænset til makroalgevegetation på marin hårdbund. Naturkvaliteten er hovedsageligt vurderet ud fra makroalgesammensætningen, da makroalgerne er stedfaste og afspejler dels revets egnethed som substrat og dels karakteren af de omgivende vandmasser. Sten og kalkbund udgør et substrat for en lang række alger og dyr, som kræver et sted at forankre sig. De mobile bunddyr og fisk på den hårde bund afspejler i lige så høj grad de vilkår, der findes på lokaliteterne, men der foreligger endnu ikke veldokumenterede metoder til indsamling af biologiske prøver af den bentiske fauna, hvorimod algerne har været overvåget siden slutningen af 80'erne. Det har derfor været naturligt at basere klassifikationen af hårdbund alene på makroalgevegetationen.

2 Kriterier for naturkvalitet

2.1 Naturkvalitet

Natur dækkede i klassisk oldtid alle skabninger, ting, substanser og stoffer, som blev til af sig selv uden menneskets indgriben ("*natura, non manu*"). I dag opfattes også mange af de dyrkede og kulturhistorisk betingede økosystemer som natur. I naturforvaltningssammenhæng fokuseres der primært på spontant optrædende arter, strukturer og processer. I det følgende anvendes ordet natur om *organismer, deres (spontane) levesteder og de økologiske sammenhænge, de indgår i*.

Kvalitet kan nøgternt beskrive en egenskab, f.eks. har en skov den egenskab (kvalitet), at der er skygge under træerne, og et vandløb har den egenskab (kvalitet), at det leder vand bort. Men kvalitet kan også være udtryk for en vurdering, f.eks. har et gammelt egetræ en høj kvalitet, hvis der er meget godt tømmer i det, hvis det er hult, så børnene kan lege gemmeleg, eller hvis der gror en sjælden svamp på det. Det er altså afgørende at præcisere, hvilke kvaliteter en vurdering beskæftiger sig med.

Naturkvalitetsvurderingerne i denne rapport tager udgangspunkt i, at de studerede økosystemer er styret af naturlige processer og upåvirkede af antropogene forstyrrelser. Vi har således valgt at vurdere naturkvalitet ud fra en faglig biologisk synsvinkel og har ikke forholdt os til de kulturhistorisk, rekreativt, æstetisk eller kommercielt betingede aspekter.

Projektet har opstillet fire naturkvalitetskriterier, som tilsammen beskriver væsentlige biologiske og geomorfologiske kvaliteter ved naturlige og seminaturlige økosystemer: **Vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet**. Disse fire kriterier udtrykker den ideale naturkvalitet, der kan bruges som en fælles målestok. Den ideale naturkvalitet er kun undtagelsesvist opnåelig i et kulturlandskab som det danske, men kriterierne kan alligevel anvendes til en gradbøjning af naturkvalitet på de fleste arealer. Kriterierne gør det muligt at opstille operative indikatorsystemer til brug ved estimering af naturkvalitet. De fire kriterier bliver i det følgende beskrevet og belyst med eksempler fra både landskabs-, biotops- og artsniveau.

2.2 Vildhed

Vildhed er den frie udfoldelse af de naturlige processer uden menneskelige påvirkninger. Biologisk set er det indlysende, at naturen er bedst til at skabe natur af høj kvalitet. Enhver foranstaltning der hindrer de naturlige processer har dermed en negativ indflydelse på naturkvaliteten.



Foto: Claus Helweg Ovesen

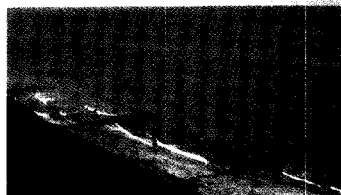


Foto: Peter Friis Møller

Ved de eksponerede kyster skaber den fri dynamik af havet og vinden grundlag for udvikling af lysåbne skrænter. Det første billede er et eksempel på høj grad af vildhed på landskabsniveau på sydkysten af Rønæs. Det andet billede viser kystsikring med høfder langs de eksponerede kyster i Nordsjælland – et eksempel på menneskeskabte hindringer for vildheden på landskabsniveau.

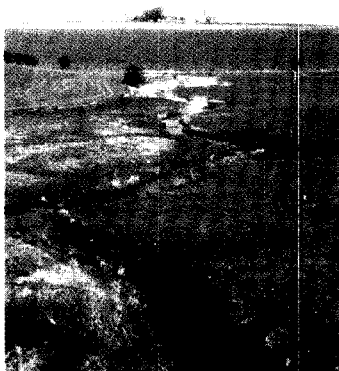


Foto: Jørn Pagh Berthelsen



Foto: Anna Bodil Hald

Vildheden på landskabs- og biotopniveau er bl.a. betinget af velfungerende vandkredsløb. Det første billede viser et vandløb med naturlige åslyngninger. Det andet billede viser et reguleret vandløb med en lavere naturkvalitet.

Til vigtige processer på landskabsniveau hører vandets og vindens frie dynamik, som vi ser det i tidevandsbevægelser, erosion, oversvømmelser og transport og aflejring af sand og sten. Et eksempel på fri dynamik er de naturlige åslyngninger i en ådal, hvor de årstidsafhængige variationer i vandstanden resulterer i oversvømmelser og erosion. På enge og strandenge hvor vandet har bevæget og stadig bevæger sig frit, findes ofte en varieret mosaikstruktur med f.eks. gamle åslynger og vældskrænter eller tidevandsrender, saltpander og saltsøer. Ved kysterne er havet og vinden de vigtigste dynamiske processer, der eroderer eller aflejrer sand og sten og giver anledning til udvikling af dynamiske odder, tanger, bugter, klitter og skrænter.

Menneskeskabte hindringer for vildheden på landskabsniveau omfatter indgreb som afvanding (vandindvinding, vandløbsudretning), kystsikring, landvinding, anlæg af veje og råstofudvinding.

På biotopniveau betinges vildheden af velfungerende vand- og stofkredsløb og en fri dynamik i vegetationens og faunaens udvikling. Påvirkninger af jordbunden i form af dræning, eutrofiering (gødskning, eutrofieret vand fra dræn og vandløb og atmosfærisk deposition), kalkning, sprøjtning og jordbearbejdning griber forstyrrende ind i de naturlige vand- og stofkredsløb og influerer således negativt på naturkvaliteten.

Menneskelige forstyrrelser og påvirkninger af vegetationen i form af rekreativ udnyttelse, færdsel (f.eks. mountain-biking), intensiv husdyrgræsning, høslæt til grøntpiller og ensilage, slåning, afbrænding, tørveskrælning og indhegning af f.eks. skovområder reducerer også vildheden. Nogle biotoper såsom Sphagnum-hængesække, tørvemoser og klitter er sårbare over for tråd og slid, der medfører sammenpresning og erosion af jordbunden og ødelæggelse af vegetationen, især de langsomtvoksende laver og mosser. Hyppige og intensive indgreb i form af eksempelvis slåning, afbrænding eller tørveskrælning på heder påvirker vildheden negativt.

Opretholdelsen af de lysåbne naturtyper er på vore breddegrader afhængig af regelmæssig forstyrrelse. Opretholdelsen kompliceres yderligere af, at en række antropogene ændringer af landskabet har ændret successionens retning og hastighed. Det drejer sig især om indskrænkning af det udyrkede areal, som indgår i naturligt dynamiske processer, reguleringer af vandløb, udryddelse eller regulering af naturlige græssere, øget frøbelastning fra plantager, begrænsede muligheder for naturlige brande og skovfald samt en øget belastning med næringsstoffer. Derfor kan det være nødvendigt gennem plejeindgreb at genskabe nogle af de forstyrrelser og noget af den dynamik, der er forsvundet i det moderne landskab.

Hvis disse indgreb eller plejeforanstaltninger foretages så nænsomt og så "naturefterlignende" som muligt, kan en høj grad af vildhed bevares. Husdyr er således en nænsom måde til at opretholde de naturlige forstyrrelser i landskabet, der ikke længere finder sted. Slåning og tørveskrælning er kulturhistoriske driftsformer, der reducerer vildheden i højere grad end græsning og afbrænding, som efterligner naturlige processer.



Foto: Johnny Lund Jeppesen

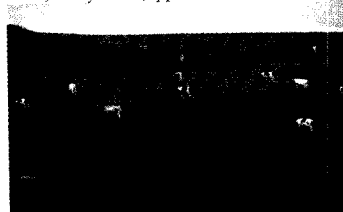


Foto: Peter Wind

I landskaber med en høj grad af vildhed er lysåbne naturarealer naturligt forekommende, hvor der er en høj græsningsintensitet fra vildtlevende pattedyr som f.eks. kronhjorte. I det moderne landskab er opretholdelsen af lysåbne naturtyper helt afhængig af husdyrgræsning.

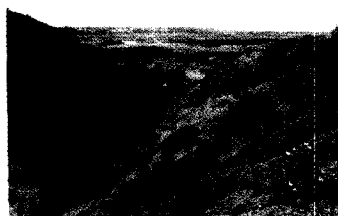


Foto: Peter Wind



Foto: Rasmus Ejrnæs

Det første billede viser et kupe-ret landskab ved Lien, der er et eksempel på et geomorfologisk oprindeligt landskab med ubørt jordbund. Det andet billede viser landskaber præget af tekniske anlæg, som f.eks. Studstrupværket ved Århus, der har en lavere grad af oprindelighed.

På artsniveau udvikles høj naturkvalitet især, hvor de naturlige populationsprocesser såsom reproduktion, spredning, konkurrence og prædation kan foregå uhindret. Fri udfoldelse af disse processer omfatter også plante- og dyrepopulationers lokale uddøen og genindvandring. Selektiv begunstiggelse af arter i forbindelse med udsåning, udplantning og udsætning, f.eks. på omlagte enge og strandenge påvirker vildheden negativt. Reguleringer af populationsstørrelser og ændringer af konkurrenceforholdene i forbindelse med jagt og naturpleje påvirker i princippet også vildheden negativt. Sådanne reguleringer kan dog være en erstatning for de naturlige konkurrence- og prædationsforhold.

2.3 Oprindelighed

Oprindelighed benyttes i naturkvalitetssammenhæng dels i betydningen uforandret og dels i betydningen naturtypemæssigt eller typologisk oprindeligt (naturligt hjemmehørende). I forbindelse med landskabets geomorfologi kan man godt bruge oprindeligt i betydningen uforandret, men pga. naturens dynamiske udvikling er det ofte vanskeligt at udpege uforandrede naturtyper i Danmark. Ofte skelnes mellem primære og sekundære naturtyper, hvor de primære er de typer, der også uden mennesket ville være til stede i dagens Danmark. De sekundære er de typer, der er mere eller mindre betinget af menneskets aktiviteter, f.eks. skovrydning og husdyrgræsning. For de primære typer giver det umiddelbart mening at benytte betegnelsen oprindeligt både i betydningen uforandret og naturligt hjemmehørende, hvorimod det for flere af de sekundære naturtyper er vanskeligt at fastsætte en tidsmæssig grænse for, hvornår typerne først optræder i Danmark, og hvor længe de har eksisteret.

Geomorfologisk oprindelige landskaber, med intakte landskabsformationer og partier med intakt jordbund findes stadig. Det kan være landskaber med vandløb i naturligt leje, naturlige søer, dødislandskaber, dale, flodterrasser, stenrev og kystklinter. Den eksponerede kyst er et levende landskab under stadig forandring, og en oprindeligt geomorfologi refererer her til de dannelser, der kommer af en fri dynamik gennem en længere periode. Et andet eksempel er stenrevne, der er skabt af istiden og senere erosion, og som generelt stadig kan betragtes som oprindelige, hvis de ikke har været genstand for råstofindvinding eller deposition af materiale.

Omvendt er landskaber præget af agerdyrkning, råstofgravning, inddæmninger, vandindvinding og tekniske anlæg (højspændingsledninger, vejanlæg, bebyggelse og havneanlæg) mindre oprindelige.

Biotoper med upåvirkede hydrologiske og jordbundsmæssige forhold har en høj grad af oprindelighed. Det samme gælder for biotoper, som huser et karakteristisk og mangfoldigt udvalg af de hjemmehørende arter. Skov er en oprindeligt naturtype i Danmark, men en skovs oprindelighed afhænger endvidere af, om jordbund og hydrologi er oprindeligt, og om skoven er selvetableret og sammensat af hjemmehørende arter og racer af vedplanter. Klitheder og indlandsheder, der fremkommer naturligt på jorde efter spontane bran-

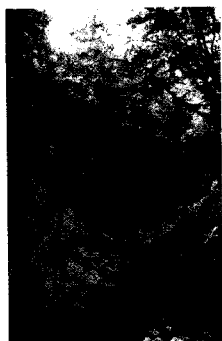


Foto: Peter Friis Møller

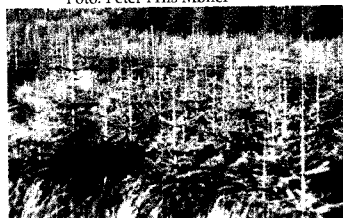


Foto: Jørn Pagh Berthelsen

Oprindelige skove har en urørt jordbund, selvtableret vegetation og en sammensætning af hjemmehørende arter og racer af vedplanter. Det første billede viser en skov i Kjellerupdal med en høj grad af oprindelighed. Det andet billede viser en plantage, der er forbundet med lav naturkvalitet.

de, kan også betragtes som oprindelig natur. Mange overdrev, heder og kær har etableret sig som følge af århundreders kontinuerlig græsningsdrift med husdyr. Arterne på sådanne sekundære naturtyper er delvist rekrutteret fra primære naturtyper og delvist nyindvandret i følge med agerbrug og husdyrhold. Flere af de sekundære naturtyper har alligevel en relativt høj oprindelighed i det danske landskab i kraft af hjemmehørende arter og biologiske processer, som er meget lig dem som ses på mere oprindelige lysåbne naturtyper. På højmoser er oprindeligheden mere håndgribelig, idet der for at opnå de nødvendige ombrotrofe forhold kræves et tørvelag på mindst 0,5 m, svarende til ca. 500 års udvikling. Under de fleste danske højmoser ligger der over 3 m tørvelag.

Arter er oprindelige, hvis de er hjemmehørende i landet, hvilket vil sige, at der er direkte eller indirekte evidens for, at de selv er kommet hertil, og at de tilhører en oprindelig biotopstype. Arter, som er oprindelige i vores klimaregion og som indvandrer naturligt i nutiden, betragtes ligeledes som oprindelige. Udsåning og udsætning af indførte arter er en potentiel trussel mod hjemmehørende arter, idet de kan udkonkurrere oprindelige arter. Indførte og udsatte arter kan, hvad enten de har været her i tidligere perioder eller ej, ikke betragtes som repræsentanter for oprindelige arter. Indførte arter og provenienser er meget udbredte i f.eks. skov og landbrug og udgør en trussel mod de oprindelige arter og deres genpuljer.

2.4 Kontinuitet

Kontinuitet som kriterium skal forstås i både en tidsmæssig og en rumlig dimension. I modsætning til oprindelighedskriteriet, der betegner uforandrethed over meget lange tidsrum, benyttes kontinuitet om relativt korte tidsrum. Et område med lang kontinuitet er ikke nødvendigvis oprindeligt.

Kontinuitet i tid er ofte en forudsætning for den variation og kompleksitet, der kendetegner naturtyper af høj naturkvalitet. En vedvarende påvirkning, uanset om den er lidt eller meget forstyrrende, vil over meget lange tidsrum bevirke, at systemet indstiller sig i en "balance", hvor et antal arter hver finder deres niche. Det er meget forskelligt, hvor lange tidsrum der kræves for at disse ligevægte indfinder sig, lige fra tusind år eller mere for højmoserne til halve eller hele århundreder for de græsningsbetingede typer. Kontinuitet i tid har stor betydning i menneskepåvirkede landskaber, idet mange indgreb medfører langtidsvirkende eller irreversible ændringer i naturindholdet og i de naturlige processer.

Menneskelige påvirkninger i form af jordbearbejdning, gødskning og sprøjtning repræsenterer brud på kontinuiteten. Kontinuitetens betydning er let at få øje på i skov, hvor mange følsomme skovarter forsvinder ved renafdrift og plantning af ny skov uden at kunne genindvandre efterfølgende. Også ophør af påvirkning kan bryde kontinuiteten, f.eks. ved græsningsophør på overdrev og enge der fjerner forudsætningen for naturtyperne.



Foto: Peter Wind

Tilstedeværelsen af oprindelige arter fremmer naturkvaliteten, mens ikke-oprindelige arter såsom kæmpe-balsamin reducerer naturkvaliteten.



Foto: Peter Wind



Foto: Peter Friis Møller

Kontinuitet i tid er ofte en forudsætning for den variation og kompleksitet, der kendetegner naturtyper af høj naturkvalitet. Det første billede viser en høj-mose, der er et eksempel på meget gamle økosystemer med en ubrudt og meget lang kontinuitet i levevilkårene. Det andet billede viser slikgårdsbygning ved Vadehavet og er et eksempel på et ikke-oprindeligt landskab med en lav kontinuitet.



Foto: Peter Wind



Foto: Jørn Pagh Berthelsen

Kontinuitet i rum giver store sammenhængende naturområder, der tillader at langt flere biologiske processer forløber frit. Det første billede viser et stort klitlandskab ved Skagen, der tillægges en høj grad af rumlig kontinuitet. Det andet billede viser et fragmenteret landskab med en lav grad af kontinuitet i rum.

Kontinuitetsbruddets varighed og omfang har også betydning for naturkvaliteten. Kortvarige brud, hvor der f.eks. ikke sker ændringer i frøbanken, har mindre betydning end årtiers opdyrkning, selv om begge faktisk "nulstiller" kontinuiteten på en lokalitet. Generelt er kontinuiteten meget lille i Danmark, og en kontinuitet på mere end 30 år hører til sjældenhederne. Bevaring af et 300 år gammelt overdrev på et tidligere skovbevokset område bør derfor foretrækkes frem for at udlægge området til skov igen, da en ny skov vil have lav kontinuitet.

Kontinuitet i tid er dog ikke ensbetydende med stilstand, idet naturlig dynamik er en del af mange naturtypers livsvilkår. Således kan f.eks. en klit, som regelmæssigt brydes op af vindens erosion, godt have lang kontinuitet og dermed høj værdi, selv om vegetationens kontinuitet er kort.

Kontinuitet i rum giver store sammenhængende naturområder, der tillader, at langt flere biologiske processer forløber frit. Det giver mulighed for større plante- og dyrepopulationer, der er mindre sårbare over for tilfældige udsving i klima, sygdomme etc. For frøer og nogle sommerfugle giver en rumlig kontinuitet i levestederne således større sikkerhed mod artens lokale eller regionale uddøen som følge af tilfældige udsving i enkeltpopulationer. Store sammenhængende naturområder er en betingelse for forekomsten af en række dyr som f.eks. odder og trane. Der vil desuden være mulighed for, at flere successionsstadier kan eksistere på samme tid og derved give en økologisk kontinuitet.

Et landskabsøkologisk aspekt i kontinuitet i rum er udvekslingen af arter og individer mellem biotoper. Større sammenhængende arealer giver bedre spredningsmuligheder. Fragmenteringen af naturarealer og spærringer i vandløb (styrt m.m.) giver f.eks. problemer for spredningen af skovbundens urter mellem spredte og isolerede småskove og for fisk og smådyr opstrøms i vandløb. Tilsvarende kan vej- og baneanlæg være uoverstigelige barrierer for mange pattedyr, paddearter og ikke-flyvende insekter, med indavl eller lokal uddøen til følge. Mange sjældne arter spredes dårligt, og for dem skal biotoperne være fysisk sammenhængende for at have rumlig kontinuitet. For andre arter kan biotoperne godt ligge i en omgivende uanvendelig matrix, så længe afstandene mellem biotoperne kan forceres.

2.5 Autenticitet

Autenticitet betyder ægthed. Det autentiske giver sig kun ud for at være det det er, og autenticitet er en forudsætning for troværdigheden i landskabets og naturens fortælleverdi. Konstrueret natur kan godt synes så ægte, at kun fagfolk vil erkende mennesket bag, svarende til at det kan være vanskeligt at se, om en gravhøj er et forhistorisk levn eller resultatet af en driftig entreprenør. Autentisk natur har ligesom autentiske gravhøje større værdi end det konstruerede. Autenticitet må ikke forveksles med oprindelighed. Naturen kan godt være autentisk uden at være oprindelig. Forsvarsanlægget Vestvolden, som indrammer København fra Husum til



Foto: Hans Henrik Bruun

Autentiske biotoper omfatter både de naturligt forekommende naturtyper og menneskeskabte biotoper, som f.eks. gravhøjen Kirkehøj ved Vellerup.



Foto: Peter Friis Møller

Rydning af krat, som her på Kongemose, er en selektiv og uautentisk plejemetode, der bærer præg af menneskers ønske om at styre og forme landskabet på en bestemt måde.

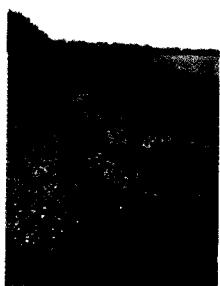


Foto: Jørn Pagh Berthelsen

I en naturkvalitetssammenhæng er arter autentiske, når de befinder sig et sted af egen fri kraft. Udsåning af frøblandinger i vejkanter kompromiterer autenticiteten og tillægges en lavere naturkvalitet.

Avedøre, er et eksempel på et element i landskabet, som ikke er oprindeligt, men bestemt autentisk. Det er hverken mere eller mindre end det giver sig ud for at være.

Autenticitets-begrebet er relateret til vildhedsbegrebet, idet autentisk natur også er spontan. Autenticitet skiller sig ud fra de øvrige tre kriterier på et væsentligt punkt: Mens vildhed, oprindelighed og kontinuitet i stort omfang kan bedømmes ved at studere graden af forarmning (tab af levesteder, arter, gener) og graden af fremmedhed (ikke hjemmehørende levesteder, arter, gener), så kan autenticiteten kun bedømmes med sikkerhed ud fra et *forhåndskendskab* til, om naturen er konstrueret eller ej.

Autentiske landskaber afspejler områdets historie og dermed også de spor, som mennesket har sat sig. I forbindelse med vandløbsgenopretning kan man eksempelvis få et autentisk vandløb ved at vælge at lade åen "selv finde" sit nye leje, i stedet for at udgrave det leje som åen antog oprindeligt.

Autentiske biotoper omfatter både de naturligt forekommende naturtyper og menneskeskabte biotoper som f.eks. brakmarker, levende hegn, grusgrave, mergelgrave, gravhøje, sten- og jorddiger og plantager. En biotop kan således godt være autentisk uden at have en høj naturkvalitet i øvrigt, mens det modsatte ikke er tilfældet. En udpint og næringsfattig mark, der springer i lyng ved dyrkningsophør, udvikler sig med tiden til en autentisk hede, mens en kunstig pH-nedbringelse vha. kemikalier resulterer i en konstrueret hede. Tilsvarende er brakmarker med udsåede overdrevsarter ikke autentiske overdrev.

Naturpleje udføres ofte med henblik på at opnå en ønsket naturtilstand. Det kan foregå både ved metoder, der understøtter en autentisk natur og ved metoder, der skaber en konstrueret natur. Fjernelse af menneskeskabte hindringer for en vild og oprindelig natur og genindførelse af den naturlige dynamik f.eks. ved ophør af dræning, gødskning og opdyrkning hører til den førstnævnte kategori. Derimod er tørveskrælning, ukrudtssprøjtning, rydning af krat og lignende målrettede tiltag eksempler på uautentiske plejemetoder. Selektive plejemetoder, som f.eks. rydning af udvalgte uønskede træer og buske eller hedeafbrænding, hvor enebuske beskyttes kunstigt mod ilden, bærer også præg af menneskers ønske om at styre og forme landskabet på en bestemt måde.

Arter anses for autentiske, når de befinder sig et sted af egen fri kraft. Autenticiteten kompromitteres ved at udsætte eller udså arter i naturen, f.eks. ved udsætning af klokkefrøer i vandhuller eller bævere i vandløb, hvorfra de er forsvundet, eller ved udsåning af frøblandinger på brakmarker, vejkanter eller grusgrave. Kunstig vedligeholdelse af en population, der ikke længere kan opretholde sig selv, giver også en uautentisk natur. Det gælder f.eks. opretholdelse af urfugl ved bortskydning af duehøge eller opretholdelse af populationer af laksefisk ved årlige masseudsætninger.

2.6 Naturkvalitetsbegrebet i relation til beslægtede begreber



Foto: Peter Wind

Sjældne arter kan indicere høj naturkvalitet, men der kan også blot være tale om indførte lægeplanter, som f.eks. bulmeurt.

De fire kriterier: Vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet kan også ses som grundlag for begrebet *biodiversitet* (se boks). Danmark ratificerede i 1993 biodiversitetskonventionen fra Rio og har dermed forpligtet sig til at bevare den biologiske mangfoldighed. Biodiversitet betragtes ofte synonymt med artsdiversitet, men det er vigtigt at være opmærksom på, at tilstedeværelsen af mange arter på en lokalitet ikke i sig selv er udtryk for en høj kvalitet. Mange biotoper er naturligt artsfattige, f.eks. højmoser og næringsfattige søer. Sådanne steder vil et højt artsantal snarere være udtryk for en eutrofiering og dermed en ødelæggelse eller omdannelse af biotopen. Naturkvalitet er derfor en præcisering af, at det er naturindholdets karakter og kvalitet der har betydning.

Sjældenhed bliver i nogle tilfælde benyttet som et værdikriterium i sig selv. Sjældne biotoper og arter er bevaringsværdige - også ud fra de ovenstående naturkvalitetskriterier. Men kun når der er tale om naturligt hjemmehørende arter, hvis sjældenhed er et resultat af menneskets aktiviteter. Når arter således forsvinder, mister naturen noget af oprindeligheden og evnen til at "regenerere" på egen hånd. Sjældne landskaber, biotoper og arter har imidlertid ikke altid en høj naturkvalitet. Nogle sjældne landskabselementer og biotoper er oprindelige og ret uforstyrrede (f.eks. klinger, vandreklinger, højmoser, væld, klippeløkker, stenrev, lobeliesøer og vandløb i naturligt leje), mens andre sjældne landskabselementer og biotoper er kunstigt anlagte og stærkt præget af menneskelig påvirkning, f.eks. Køge Bugt strandpark, kunstige øer, brunkulslejer, kalkbrud, gadekær, og lign. Sjældne arter kan indicere høj naturkvalitet, men der kan også blot være tale om naturligt sjældne arter i udkanten af deres udbredelsesområde, indførte lægeplanter (f.eks. jernurt og bulmeurt) eller indslæbte arter.

Biodiversitet

Biodiversitet eller biologisk diversitet/biologisk mangfoldighed refererer til variationen og variabiliteten blandt levende organismer og de økologiske sammenhænge, hvori de indgår. Biodiversiteten er organiseret på mange niveauer, og begrebet omfatter økosystemer, biotoper, arter, gener og deres relative hyppighed. Der er begrebsmæssigt et stort overlap mellem biodiversitet og naturkvalitet. En af de tydeligste forskelle mellem de to begreber er den eksplicitte stillingtagen i naturkvalitet til den biologiske tilstand af systemerne, og dermed en skelnen mellem høj og lav naturkvalitet. Vi har valgt ikke at anvende biodiversitet som begreb i dette projekt, da mange uvilkaarligt sidestiller biodiversitet med artsdiversitet, hvilket er uheldigt i forvaltningssammenhæng.

Def.: "The variability among living organisms from all sources including, inter alia, terrestrial, marine and other aquatic ecosystems and the ecological complexes of which they are part; this includes diversity within species, between species and of ecosystems" (Biod. Conv. 1992).

Habitatkvalitet

Begrebet habitatkvalitet i snæver forstand betegner kvaliteten af en organismes levested. Den engelske brug af ordet *habitat quality* bruges om hele biotoper og lægger sig ret tæt op af vores naturkvalitetsbegreb anvendt på biotopsniveau. Men naturkvalitet kan derudover også anvendes på landskabs- og artsniveau.

Def.: "*natural habitat, the place or type of site where an organism or population naturally occurs*" (Biod. Conv. 1992); *habitat quality can be defined as "the product of density, ...survival and ...production characteristics for residents in area one as compared to other areas"* (Van Horne 1983).

Naturalness

Naturalness (naturlighed) defineres som fravær af menneskelig påvirkning. Man kan tale om forskellige grader af menneskelig påvirkning og forskellige grader af naturalness. Naturalness er tæt beslægtet med begrebet naturkvalitet.

Def.: "*natural can be defined as the way the system in question would function (or would have functioned) in the absence of humans*"; "*nature as meaning free of human impact*" (Anderson 1991)

Økologisk integritet

Begrebet økologisk integritet er udviklet i Canada og betegner områder med alle processer og organismer i behold. Pga. menneskets betydelige påvirkning af det danske landskab og den danske natur har dette begreb kun begrænset anvendelsesmulighed her. En gradbøjning af økologisk integritet er dog taget i anvendelse i flere lande, men den derved opståede forskelligartede anvendelse kan skabe begrebsforvirring.

Def.: "*A condition where the structure and function of an ecosystem are unimpaired by stresses induced by human activity and are likely to persist*" (Parks Canada: Guiding Principles and Operating Policies, 1994).

Synonymer: Ecosystem integrity, biotic integrity, biological integrity.

Økologisk bæredygtighed

Filosofien bag dette begreb er, at bæredygtig udnyttelse af økosystemerne er en forudsætning for menneskets beståen i det lange løb, også selv om etableringen af rammer for vores udnyttelse af ressourcer vil begrænse menneskets handlefrihed. Økologisk bæredygtighed definerer mindstekravene for udnyttelsen af naturen, så senere generationer også kan få deres behov tilfredsstillet. Men økologisk bæredygtighed indebærer ikke nødvendigvis en høj naturkvalitet, og høj naturkvalitet i Danmark er næppe en forudsætning for menneskets langsigtede overlevelse.

Def.: "*The use of components of biological diversity in a way and at a rate that does not lead to the long-term decline of biological diversity, thereby maintaining its potential to meet the needs and aspirations of present and future generations*" (Biod. Conv. 1992)

3 Indikatorbegrebet

3.1 Indikatorprincippet

En indikator er et forholdsvist enkelt mål, der kan give et forenklet billede af en ofte kompleks helhed. Gode indikatorer kan være en effektiv og hurtig genvej til information om tilstande og udviklingstendenser. Det er klart, at brug af indikatorbaserede metoder indebærer en fare for overforsimpling; men omvendt vil de kunne give større overskuelighed og ikke mindst store tids- og ressourcebesparelser. Især i overvågningssammenhænge er kravet om operationelitet tungtvejende, dvs. at indikatorerne skal være enkle og hurtige at bruge, men samtidig skal de være effektive og udsagnskraftige. I sin essens handler det om at optimere både udsagnskraft og operationelitet.

Benyttelse af indikatorer er velkendt som princip. De har med et velunderbygget og løbende udviklet tolkningsgrundlag i mange sammenhænge vist sig særdeles slagkraftige.

Som eksempler kan nævnes:

- Skovbundsfloraens artssammensætning som indikator for jordbundstilstand (muld-mor) og pH.
- Karplanter, mosser og lavers respons på en række klimatiske og jordbundsmæssige forhold er skalasat med indikatorværdier i Mellemeuropa (Ellenberg et al. 1991). Testning og tilpasning af Ellenbergs indikatorværdier er udført i en række europæiske lande, bl.a. Sverige.
- En række lavarter med forskellige tålegrænser anvendes til monitoring af luftforurening (især SO_2). Laverne så at sige integrerer information over et længere tidsrum og er meget billigere at benytte end udstyrskrævende, regelmæssige målinger af de forurenende stoffer.
- Årringsbredde hos træer er benyttet som nettoindikator for en samvejning af vækstforhold såsom klimatiske forhold (tørke, nedbør) og insektangreb i de enkelte år.
- Forskellige kiselalgearters nutidige tålegrænser og krav, i forhold til ferskvands pH og indhold af bl.a. fosfor og kvælstof, er anvendt i undersøgelser af sømiljøers udvikling og forureningspåvirkning i historisk tid.
- Dansk Vandløbsfaunaindeks bygger på smådyrsfaunaen som indikator for miljøkvaliteten i vandløb. Tilsvarende artsbaserede indekser er udviklet for søer.
- En række arter og artsgrupper er benyttet som indikatorer for kontinuitet (vedvarighed) i skove, bl.a. arter af karplanter, laver, svampe og visse grupper af insekter.
- Tilsvarende er 22 arter af karplanter og mosser på baggrund af analyser udpeget som indikatorer for gamle overdrev.

- Fugle er i flere tilfælde anvendt som indikatorer for beskyttelsesværdige lokaliteter.
- Generelt er sjældne og rødlistede arter anvendt som indikatorer for lokaliteter af høj naturværdi.

Indikatorgrundlaget kan være en eller flere arter, strukturer, fysisk-kemiske forhold eller andre relevante parametre, der evt. er sammenstillet i et indeks. Hvor det som her i projektet drejer sig om at beskrive og indicere det brede begreb "kvalitet" og ikke blot en enkelt faktor, vil det være oplagt at benytte et eller flere indekser, hvor flere indikatorer og metoder er samvejet til ét eller i hvert fald færre mål. Et af problemerne ved brug af indeks er, at de del-elementer, som skal samvejes, ikke nødvendigvis er ensrettede og ikke nødvendigvis har samme betydning. Sammenligner man et indeks med dannelsen af en sumvektor, kan situationen kort sagt være den, at delvektorerne kan have forskellige retninger og være af uens længde – ligesom såvel retning som længde kan variere i tid og rum.

3.2 Krav til indikatorerne

En række ideelle krav til indikatorer og metoder kan sammenfattes til, at de skal være eller have:

- Stor udsagnskraft
- Gangbare for flere naturtyper
- Høj grad af repræsentativitet både lokalitetsmæssigt og for naturtypen
- Landsdækkende
- Enkle og hurtige at anvende
- Enkle at afrapportere
- Brugbare i en stor del af året
- Personuafhængige
- Gentagbare (reproducerbare)
- Sammenlignelige
- Ikke-destruktive

Endvidere vil det være en særdeles nyttig egenskab ved en indikator, hvis den også kan bruges til at belyse udviklingen bagud i tid – retrospektivt, således at tidsserien forlænges, og referencen og dermed tolkningsgrundlaget forbedres. Dét er bl.a. muligt med indikatorer byggende på årringe, topskudstilvækst på mosser og træer og flere geologisk baserede metoder.

Det er desuden en fordel at benytte internationalt relevante indikatorer, således at sammenligninger over større områder er mulig.

Indikatorer, der bygger på arter, kan være problematiske ved, at de oftest afhænger af areal, årstid, tidsforbrug og kræver en stor specialviden. De supplerende krav, der må stilles til indikatorarter, (Landres et al. 1988) kan sammenfattes til at de skal:

- Være lette og entydige at artsbestemme
- Være ret almindelige
- Have bred geografisk udbredelse (i Danmark)
- Have velkendt autøkologi
- Give information om netop de efterlyste forhold
- Være ret specialiserede
- Repræsentere naturtypens "reaktionsmønstre"

Af disse og en række andre grunde vil det i indikatorssammenhæng være relevant for nogle naturtyper at inddrage eller ligefrem at fokusere på forekomsten af væsentlige strukturer – i skoven f.eks. forekomst af store gamle træer og dødt ved og i vandløb f.eks. tilstedeværelsen af store sten, grusbund og naturlige slyngninger. En af svaghederne ved strukturbaserede indikatorer er, at de ret beset kun indikerer et potentiale for f.eks. biologisk indhold, men ikke nødvendigvis arternes tilstedeværelse, dvs. at det der indiceres snarere er et potentiale for kvalitet end kvaliteten selv. Mange arters tilstedeværelse vil afhænge af en række forhold, hvoraf graden af kontinuitet (vedvarighed) i systemet er central, bl.a. for mange økologisk signifikante arters vedkommende. Det er f.eks. illustreret med laver i skov af Søchting og Christensen (1989), hvor 3 lokaliteter tilsyneladende har samme strukturelle kvaliteter, men forskellige niveauer af artsindhold på grund af skovhistorisk betingede forskelle i kontinuiteten.

4 Præsentation af resultater

4.1 Landskabsmodeller

Dette kapitel omhandler en klassifikation af plantesamfund på basis af den eksisterende viden om de naturlige og halvnaturlige naturtyper i Danmark. De tilgængelige informationer om plantesamfundenes arts-sammensætning, økologi, succession, geografiske udbredelse, status og trusler er samlet i en database – "DANVEG-databasen" (Nygaard et al. 1999). Databasen stiller den eksisterende viden om danske naturtypers indhold af plantesamfund til rådighed på en systematiseret form. Ud fra eksisterende kort og viden er der opstillet en Geografisk Biotop-model, der opererer på landskabsniveau. Modellen er udviklet i et pilotområde i den sydlige del af Vejle Amt.

4.1.1 Danske plantesamfund

Vi har valgt at beskrive naturtyperne på plantesamfundsniveau, idet denne detaljeringsgrad sikrer et godt grundlag for at beskrive sammenhængen mellem abiotiske forhold, menneskelige påvirkninger og den floristiske sammensætning. Herhjemme er der ikke tradition for at operere med plantesamfund, og det har derfor været nødvendigt at gennemføre en systematisk klassifikation og beskrivelse af plantesamfund i Danmark.

Tilsvarende nationale vegetationsklassifikationer er i de senere år udarbejdet i en række europæiske lande, herunder Storbritannien, Tyskland, Holland, Østrig og Norge. I dette projekt er der foretaget den første samlede beskrivelse af dansk vegetation baseret på multivariate analyser.

4.1.2 Metoder

Indledningsvis er der foretaget en gennemgang af national og international litteratur om naturtyperne skov, hede, klit, strandeng, høj-mose, overdrev og fersk eng. Alle relevante publicerede og upublicerede kvantitative artslistes er skrevet ind i en floristisk database, der omfatter mere end 9.000 prøvefelter. For skov, fersk eng og strandeng er analyserne suppleret med vegetationsdata fra det feltarbejde, der er udført i delprojekt 1 (se delkapitler 4.2, 4.3 og 4.4).

De relevante vegetationsdata for hver naturtype blev klassificeret vha. TWINSpan. De floristiske gradienter i materialet i forhold til udvalgte økologiske parametre blev analyseret vha. ordination med henblik på en beskrivelse af de vigtigste plantefordelende faktorer for de enkelte naturtyper. Den efterfølgende statistiske modellering blev udført i programmet S-Plus.

Det har vist sig, at sammenhængen mellem de abiotiske faktorer, menneskelige påvirkninger og artssammensætningen kun er ringe

underbygget i de eksisterende undersøgelser af danske plantesamfund. Det har derfor været nødvendigt at foretage en indirekte kobling mellem disse faktorer via autøkologiske informationer om de enkelte arter.

4.1.3 DANVEG-databasen

På baggrund af klassifikationen og den eksisterende viden om naturtypernes floristiske variation er der defineret 130 plantesamfund i Danmark. Et plantesamfund er her defineret som vegetationsenheder knyttet til bestemte økologiske kår med en ensartet fysiognomi og en begrænset variation i den floristiske sammensætning.

Plantesamfundenes tolerancer mht. jordbundstype, hydrologi, salinitet og næring, successionens retning og hastighed, den geografiske udbredelse samt status og trusler er beskrevet så detaljeret, som den eksisterende viden rækker. Beskrivelserne er efterfølgende skrevet ind i DANVEG-databasen.

For hver naturtype er der udvalgt en række abiotiske faktorer og tidligere og nuværende menneskelige påvirkninger, der har betydning for de enkelte plantesamfunds tilstand og udvikling (se tabel 4.1.1). De abiotiske faktorer omfatter fugtighedsforhold, jordbundstype, salinitet, littoralzoner, topografi, hældning og øvrige jordbundsforhold. De menneskelige påvirkninger af jordbund og vegetation er indbygget i kategorierne driftspåvirkninger, påvirkninger af jordbund og artspuljer, historiske påvirkninger og vegetationsstrukturen. For hver af disse kategorier er der et varierende antal parametre, f.eks. salinitet: fersk, brak, medium salinitet og høj salinitet. Plantesamfundene er herefter karakteriseret mht. hvilke kår og påvirkninger, der er dokumentation for, at de kan forekomme ved.

Tabel 4.1.1: Oversigt over de faktorer og påvirkninger, der er indbygget i DANVEG-databasen.

Karakteristika	Klasser
fugtighed	tør, fugtig, temporær våd, permanent våd, permanent vanddækket, væld
jordbundstype	flyvesand, grovsandede jorder, rullesten, ler/sand, ler, dynd/gytje, tørv, kalkindhold, ...
salinitet	fersk, brak, medium salinitet, høj salinitet
littoralzoner	hydrolittoral, geolittoral, epilittoral, vinterhøjvandslinjen
topografi	fladt, N-vendt, S-vendt, Ø-vendt, V-vendt, lavning, top
øvrige jordbundsforhold	humusindhold, fønelag, pH, al-lag, mor, muld, ...
driftspåvirkninger	græsning, høslæt, rørsær, plukhugst, styning/stævning, ...
påvirkninger af jordbund og artspuljer	dræning/afvanding, jordbearbejdning, eutrofiering/gødsning, udsåning, udplantering, ...
historisk anvendelse	opdyrkning, skovplantning, tørvegravning, græsning, høslæt, ...
vegetationsstruktur	åben vegetation, lav urtevegetation, høj urtevegetation, dværgbuskvegetation, krat, skov (nål/løv)...
dynamik	sandflugt, erosion, forstyrrelser, brande, storme

Den potentielle artssammensætning i hvert plantesamfund bygger på de artsdata, der er henført til det pågældende samfund i den floristiske klassifikation. I DANVEG er de hyppigste arter og de rød- og gullistede arter, der er dokumenteret for plantesamfundet, angivet.

Databasen indeholder en detaljeret beskrivelse af de enkelte plantesamfund med alle tilgængelige informationer og en liste over de vigtigste litteratur-referencer. Plantesamfundenes navne er tillige kryds-refereret med nomenklaturerne for 3 forskellige vegetationssystemer: CORINE biotoper, EU's habitater fra Habitatdirektivet og det af Nordisk Ministerråd udviklede Vegetationstyper i Norden.

4.1.4 Databasens søgefunktioner

Der er indbygget to søgefunktioner i DANVEG-databasen, som gør det let at søge i det store materiale: en økologisk nøgle og en arts-nøgle.

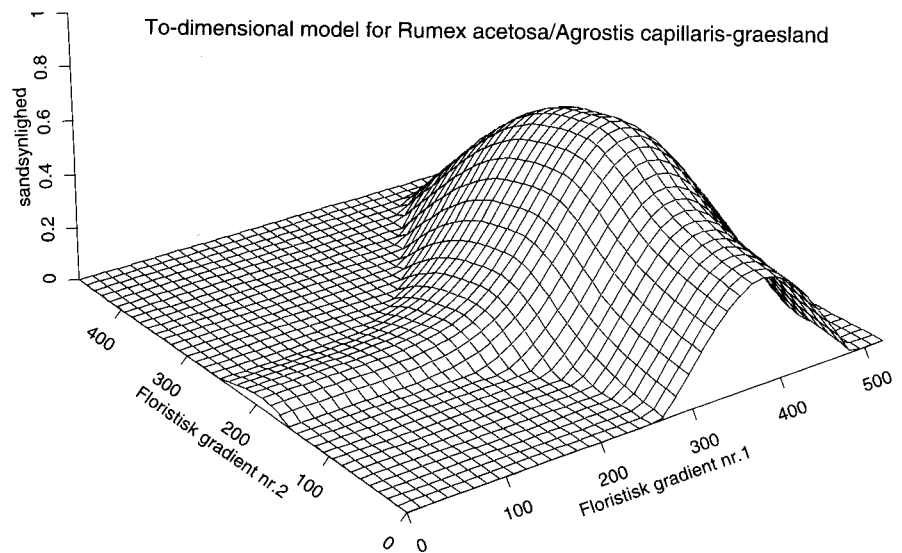
Databasens økologiske nøgle bygger på databaseforespørgsler, der på en hurtig og effektiv måde sorterer i de indbyggede data. På baggrund af oplysninger om de abiotiske forhold (hydrologi, topografi, jordbundstype, salinitet etc.) og aktuelle og tidligere menneskelige påvirkninger (driftspåvirkninger, dræning, gødskning, opdyrkning etc.) præsenteres en række potentielle plantesamfund. Afhængig af mængden af tilgængelige informationer vil et varierende antal plantesamfund kunne forekomme. Denne funktion gør det muligt at forudsige de mest sandsynlige plantesamfund på en konkret lokalitet eller under bestemte økologiske kår.

Databasens artsnøgle består af en række statistiske modeller, der beregner den floristiske lighed mellem en ny artsliste og de artsdata, der ligger til grund for klassifikationen af plantesamfundene. Hensigten er, at fremtidige brugere skal kunne bestemme plantesamfundstypen af en ny dataindsamling på en nem og hurtig måde.

Indledningsvis indtaster man en artsliste, der kan være kvantitativ eller kvalitativ og vælger, hvorvidt den tilhører skov eller åbent land. Vælger man skov, får man mulighed for at vælge separate modeller for de overordnede skovtyper f.eks. bøgeskov eller egeskov. For plantesamfundene i det åbne land er der lavet en overordnet model, der beregner den floristiske lighed mellem den indtastede artsliste og de lysåbne naturtyper: klit, hede, overdrev, højmose, strandeng og fersk eng.

Herefter indplaceres den nye artsliste langs de floristiske gradienter i baggrundsmaterialet, og sandsynligheden for tilhørsforhold til de plantesamfund, som er beskrevet for den pågældende naturtype, forudsiges (se figur 4.1.1).

Når DANVEG har fundet frem til det eller de mest lignende plantesamfund, er der mulighed for at få informationer om, hvilke arter som "savnes" i plantelisten fra området, og hvilke arter der er "fremmede" i forhold til baggrundsmaterialet for det pågældende plantesamfund. En karakterisering af de fremmede arter f.eks. ved hjælp



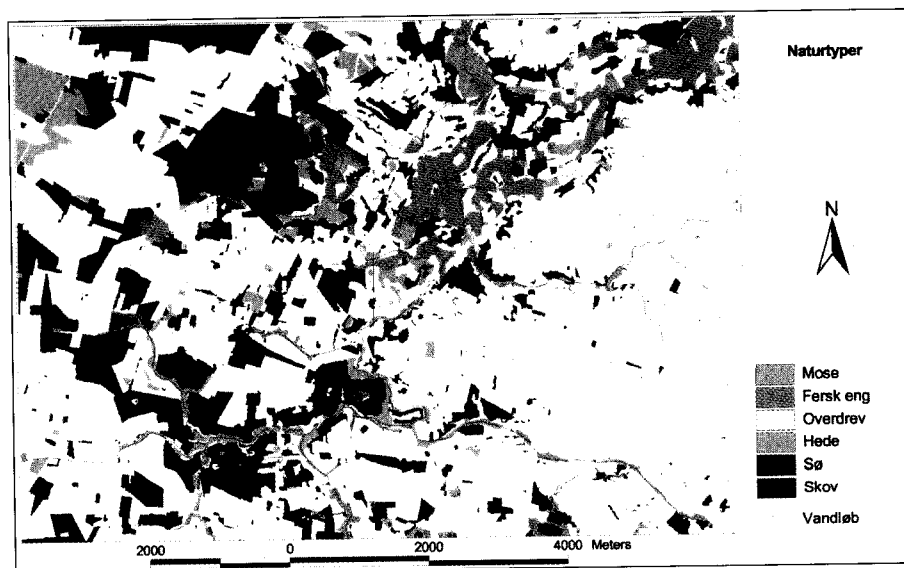
Figur 4.1.1: Figuren viser, i form af et perspektivplot, en model af sandsynligheden for at en artsliste tilhører et bestemt plantesamfund som funktion af denne artslistes placering langs to floristiske gradienter (ordinationsakser).

af Ellenbergs indikatorsystem kan anvendes til at vurdere, hvorvidt den floristiske afvigelse skyldes naturlig succession og/eller menneskeskabte påvirkninger (eutrofiering, hydrologiske ændringer etc.).

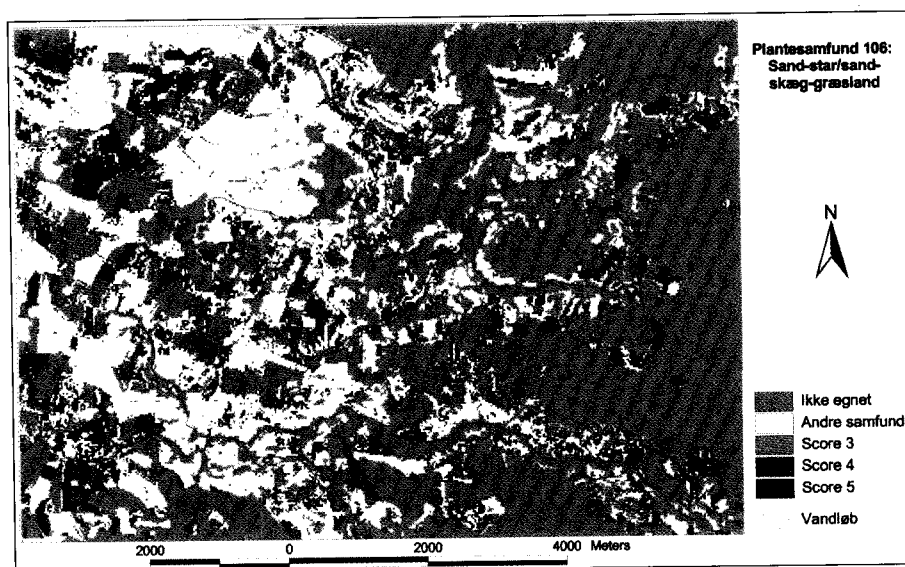
4.1.5 Geografisk Biotopmodel

DANVEG er udvidet med en GIS-baseret Geografisk Biotopmodel, der beskriver og præsenterer den forventede fordeling af plantesamfund på landskabsniveau. Udgangspunktet for den geografiske model er en fysiotoptklassifikation, baseret på en række kort over det abiotiske grundlag (jordbund, hydrologi, topografi m.v.). Fysiotoper er geografiske enheder, der er homogene med hensyn til naturgrundlaget. Fysiotoperne kombineres med kort over aktuelle og tidligere menneskelige påvirkninger. Via en kobling til DANVEG gives en række muligheder for visualisering i form af kort og tabeller, herunder kort over de enkelte plantesamfunds forventede udbredelse og kort over det eller de mest sandsynlige plantesamfund i et landskab (se figur 4.1.2 og figur 4.1.3).

Den Geografiske Biotopmodel er udviklet i et pilotområde i den sydlige del af Vejle Amt, hvor en række typiske danske landskabstyper er repræsenteret. Der foreligger et godt kendskab til området, og mange af de relevante kort og data findes allerede på digital form. I et mindre, afgrænset område omkring Egtved er arealanvendelsen ud fra en serie ældre topografiske kort desuden blevet digitaliseret. Påvirkninger, som er et resultat af tidligere tiders arealanvendelse, kan derfor belyses for dette område. Den Geografiske Biotopmodel er opbygget således, at den ville kunne overføres til andre dele af landet, så snart det digitale kort- og datagrundlag foreligger, og en validering og tilpasning af modellen er gennemført. En forsimplet udgave af modellen vil blive gjort landsdækkende i nær fremtid.



Figur 4.1.2: Nuværende udbredelse af beskyttede naturtyper og skove for en udvalgt del af pilotområdet.



Figur 4.1.3: Eksempel på kort fremstillet med den geografiske biotopmodel. Kortet viser den potentielle udbredelse af et plantesamfund for samme område som ovenstående kort. Områder der ikke egner sig for plantesamfundet, er gengivet i mørkegrå. I de lysegrå områder opnår andre plantesamfund et højere potentiale.

I den Geografiske Biotopmodel er der udarbejdet et værktøj, så man kan relatere oplysninger fra DANVEG til konkrete landskaber. En geografisk forudsigelse af, hvor de enkelte plantesamfund kan forekomme, er afprøvet i testområdet. Ved at kombinere de abiotiske parametre med kort over tidligere og nutidige menneskelige indgreb har vi været i stand til, på et acceptabelt niveau, at forudsige forekomsten af plantesamfund.

Den tætte kobling mellem den Geografiske Biotopmodel og DANVEG gør det muligt at overføre informationer om en specifik lokalitet (topografi, jordbund, hydrologi etc.) fra GIS-kortene direkte til DANVEG, hvor supplerende oplysninger f.eks. om driftsforhold kan indtastes.

DANVEG-databasen er afprøvet af brugerne i en beta-version og vil på længere sigt blive gjort tilgængelig via DMU's hjemmeside på Internettet. Den Geografiske Biotopmodel vil blive gjort tilgængelig på CD-rom i nær fremtid.

4.1.6 Diskussion

Projektet er det første skridt på vejen til et samlet overblik over terrestrisk vegetation i Danmark. Vi er kommet så langt som det eksisterende videns- og datagrundlag rækker. Samtidig er der udviklet en ramme, som fremover kan fyldes ud med nye og mere repræsentative informationer om dansk vegetation. DANVEG udgør et operativt redskab for naturforvaltning og planlægning i forbindelse med overvågning, vegetationskortlægning, udpegning af biotoper af særlig interesse, naturpleje og naturgenopretning.

Kvalitetsvurderinger

Der foretages ikke en egentlig vurdering af naturkvalitet i DANVEG, men der kan udpeges en række referencesamfund for hver naturtype, der repræsenterer den høje naturkvalitet. Ved at sammenligne en aktuell artsliste med de floristiske data, der foreligger for referencesamfundene, angiver DANVEG, hvilke arter der mangler, og hvilke arter der er "fremmede" for det aktuelle plantesamfund. Herved gives et objektivi mål for afvigelsen fra den høje naturkvalitet.

Konsekvensvurderinger og scenarieanalyser

Landskabsmodellerne giver gode muligheder for at foretage konsekvensanalyser af forskellige ændringer i såvel det fysisk-kemiske miljø som i de menneskelige påvirkninger. Eksempler herpå er ændringer af de hydrologiske forhold som følge af dræning, grundvandsindvinding eller hævet vandstand, ændringer i eller ophør af drift og eutrofiering. Den Geografiske Biotopmodels styrke ligger i visualisering og analyse af geografiske sammenhænge og af ændringer i landskabsstrukturen.

DANVEG giver et hurtigt overblik over, hvilke naturlige plantesamfund, der kan forekomme under ændrede økologiske betingelser og kan dermed finde anvendelse i forbindelse med naturgenopretning ved at udpege det eller de naturlige plantesamfund, vegetationen kan forventes at udvikle sig mod.

EU's habitatdirektiv

EU's habitatdirektiv pålægger naturforvalterne at tage vare om en række særligt beskyttelsesværdige habitater. I den danske naturforvaltning har der dog hidtil manglet en oversigt over, hvilke habitater der findes i Danmark, under hvilke økologiske kår de forekommer, og hvilken artssammensætning man kan forvente. I DANVEG foreligger en krydsreferering mellem de beskrevne danske plantesamfund og habitaterne i EU's habitatdirektiv, og der er hermed skabt et værktøj til identifikation og forvaltning af habitaterne.

I forbindelse med denne krydsreferering har vi kunnet konstatere en række naturlige og beskyttelsesværdige plantesamfund i Danmark, som ikke er inkluderet i habitatdirektivet.

4.1.7 Vidensbehov

Arbejdet med at skabe overblik over de danske plantesamfund har afdækket en række videnshuller, der uvægerligt begrænser præcisionen af de forudsigelser, der fremkommer i DANVEG:

- Der er et stort behov for at skabe nutidig dokumentation for de plantesamfund, der ligger i DANVEG.
- Der er store områder i Danmark, hvorfra der ikke findes botanisk dokumentation.
- Naturkvalitetsprojektet har været begrænset til naturlige og seminaturlige naturtyper, hvorimod sekundære successionsstadier, småbiotoper og landbrugsarealer ikke har været omfattet af analyserne. Imidlertid udgør disse arealklasser et væsentligt areal i Danmark, hvorfor det vil være særdeles relevant at udvide DANVEG med plantesamfund herfra.
- Vort kendskab til sammenhængen mellem artssammensætning, det abiotiske miljø og de menneskelige påvirkninger er begrænset for en lang række plantesamfund. Der har endvidere ikke været mulighed for at validere de beskrevne sammenhænge mellem vegetationen på den ene side og det naturgivne og miljø og arealanvendelsen på den anden.

I arbejdet med den Geografiske Biotopmodel er følgende vidensbehov afdækket:

- Der er behov for en validering af koblingen mellem DANVEG og den Geografiske Biotopmodel.
- På landskabsniveau mangler der data om den historiske arealanvendelse. Disse informationer kan genereres ved digitalisering af gamle kort.
- Der er behov for at inddrage data om jordbundens kalkindhold fra eksisterende jordbundsprøver.

4.2 Skov

Skov er den naturlige potentielle vegetation næsten overalt i Danmark; kun de mest våde, salte og erosionspåvirkede naturtyper ville naturligt være uden skov eller træbevoksning uden menneskelig påvirkning.

Skov er karakteriseret ved træbevoksning af en vis højde og dækningsgrad, men i et skovøkosystem vil der naturligt indgå arealer med andre naturtyper og stadier uden træer eller med lav trævegetation. Sammenlignet med andre naturtyper kendetegnes skov bl.a. af stor heterogenitet i tid og rum med store variationer i forhold som bl.a. lystilgang.

Det danske skovareal omfatter i alt 445.000 ha, hvoraf de 417.000 er træbevoksede, svarende til en arealandel (skovprocent) på 10,3%. Størstedelen (65%) er nåleskov med rødgran som den mest udbredte art (32%). Resten er løvskov, hvor bøg med 72.000 ha (17%) har den største andel, efterfulgt af eg med 30.000 ha (7%), ask med 10.000 og ær med 8.000 ha (Danmarks Statistik og Skov- og Naturstyrelsen 1994). Skovarealet som sådan er stigende, og det er målet at fordoble det inden for de nærmeste 100 år.

Klima, jordbund og vandstand er de overordnede naturligt styrende faktorer for skov i Danmark, men den aktuelle skovsammensætning og -fordeling skyldes helt overvejende menneskelig indflydelse. Denne blev indledt med agerbruget i bondestenalderen og accelererede gennem de sidste 200 år til nutidens intensive forstlige dyrkning og styring af arts- og alderssammensætning, struktur og vandstandsforhold. Kun i alt 1-2% af det træbevoksede areal er urørt skov, dvs. helt uden drift – og kun få promille har været urørt så længe, at det har en urskovsagtig struktur – resten af arealet er underlagt en mere eller mindre flersidig udnyttelse, hvor produktion af ved og penge er de tungest vejende formål. Langt størstedelen af skovarealet er tilvejebragt ved tilplantning af åbent land eller skovgrund og består overvejende af indførte træarter og -herkomster, især nåletræarter; dvs. det er kulturskov.

Den nutidige, spontane skovvegetation er styret af bl.a. jordbund, vandstand og historiske forhold og består af arter som bøg, eg, rødell, ask, småbladet lind, birk, røn, elm og i de sydøstlige egne tillige bl.a. avnbøg og navr. En art som skovfyr er genindført, og arter som ær og rødgran, der er indførte, ville sandsynligvis selv være indvandret på et senere tidspunkt.

Spændvidden i de danske skove er ret stor på grund af den store naturgeografiske variation og tilstedeværelsen af mange forskellige naturlige, halvnaturlige og menneskeskabte skovsamfund.

4.2.1 Danske plantesamfund i skove

Metoder

Klassifikationen af danske skove er baseret på en lang række publikationer. Imidlertid er der de seneste årtier kun indsamlet yderst lidt

materiale, der er velegnet for en sådan statistisk klassifikation. Den her gennemførte klassifikation bygger derfor næsten udelukkende på publiceret materiale fra første halvdel af dette århundrede. Da det tilgængelige materiale er særdeles forskelligt i metodevalg m.v., er alle data blevet transformeret til presence/absence data og derefter brugt i klassifikationsprogrammet TWINSpan. For bedre at kunne følge clusterprocessen er de tilgængelige data blevet inddelt efter forfatterens angivelse af dominerende træart. Denne fremgangsmåde er i øvrigt den eneste mulige, når kvantitative data på trælaget ikke indgår i datamaterialet.

Resultater

Den ovennævnte klassifikation resulterede i en hovedgruppe af skove, der kan kaldes bøgeskov, der er blandt de vigtigste typer i skovbruget, og hvor bøgen ved forskellige indgreb er blevet favoriseret på bekostning af andre mere diverse løvskovstyper. Bøgeskov kan igen opdeles i 3 hovedtyper, *skovgaltetand-bøge askeskov* og *skovmærke-bøge hasselskov* på eutrofe og mesotrofe jorde og *bølget bunke-røn bøgeskov* på oligotrofe jorde.

Egeskove typerne findes naturligt i det meste af landet på såvel næringsfattig som rig jordbund. Egen er dog mange steder blevet udkonkurreret af bøgen eller borthugget til fordel for andre træsorter i det moderne skovbrug. Enkelte steder forekommer stadig den mere oprindelige ege-lindeskov. I de vestlige egne er egen den dominerende træart på udvasket og sur jordbund, og den er i stand til, som den eneste mere ædle træsort, at kolonisere de indre klitter ved vestkysten. På mager bund finder man *blåbær egeskov*, *kohvede-majblomst egeskov*, *bølget bunke-røn egeskov* og *bølget bunke-hedelyng egeskov*, mens de mere næringsrige jorde huser *anemone-skovsyre egeskov*, *mosebunke-stor nælde egeskov* og *kodriver-febernellikeroed egeskov*.

De fugtighedskrævende skovtyper i Danmark kan inddeles i de 2 typer: Elleskove med vanddækning i lange perioder og elle-elme-askeskov med et stabilt vandspejl under jordoverfladen. På jordbund med varierende vanddækning i vinterhalvåret kan man finde *anemone-firblad elleskove* og *mjødurt-mosebunke elleskov*. På arealer med konstant grundvandsniveau finder man *fladkravet kodriver-mosebunke askeskov*, *skovmærke-flitteraks askeskov*, *skovgaltetand-burresnerre askeskov* og *skovelm-stor nælde askeskov*. På arealer med mere konstant grundvandsniveau finder man *fladkravet kodriver-mosebunke askeskov*, *skovmærke-flitteraks askeskov*, *skovgaltetand-burresnerre askeskov* og *skovelm-stor nælde askeskov*.

Birkeskove på næringsrig jordbund tilhører enten *stor nælde birkeskov* eller *mosebunke birkeskov*, hvorimod der på fattig bund kan findes enten *røn-birkeskov* eller *sandstar-bølget bunke birkeskov*.

På mesotrofe og fugtige, ofte lerede jorde, forekommer der enkelte steder i Danmark naturskov og forsømte bondeskove. I disse bland-skove optræder de væsentlige danske træarter i varierende mængde og kun med en mindre andel bøg. Nogle steder er de to arter af lind et væsentligt element i skovstrukturen. Mange af de tilstedeværende plantearter forekommer tillige i andre skovtyper, men her er skov-

strukturen ofte ret tæt og mørk, hvilket medfører en ret artsfattig skovbundsflora mht. urter, men med temmelig mange mosser.

Der er kun forholdsvis få naturlige skove tilbage, der kan siges at være lidt påvirkede af menneskets aktivitet. I de fleste tilfælde har forskellig form for plukhugst m.v. forandret skovbilledet. I enkelte tilfælde (Draved, forskellige bondeskove, Ulvshale, Vorsø m.fl.) har skovene fået lov til at ligge hen i en længere periode. Ved klassifikationen er der skelnet mellem dels en *skovlind-eg-bøg naturskov*, dels en *bøge-aske-elme skov*.

Nåleskov er bortset fra fyrreskov og en enkelt naturlig taksforekomst ikke naturlig i Danmark, men indplantet gennem de sidste 250 år. De oprindelige fyrreskove, senest kendt fra Læsø, er udryddet forlængst, og vi har stort set ingen data, der kan belyse, hvordan disse typer har set ud. Hovedparten af de danske nåleskovesarealer består af rødgran og lignende, der karakteriseres ved en lang indledende fase, hvor næsten al bundvegetation dør ud, hvorefter der efter ca. 30 år etableres et beskedent urtelag. Efter ca. 60 års plantagedrift begynder man at kunne adskille flere forskellige plantesamfund. Nåleskovssamfund på eutrofe, veldrænede jorde kan inddeles i: blandet løvtræ-nåletræ med hvid anemone og flitteraks og blandet løvfældende-nåletræ med miliegræs og hindbær. På eutrofe, fugtige jorde finder man blandet løv-nåleskov med mosebunke og stor nælde. På de næringsfattige jorde finder man *skovfyr-rensdyrlav-revling samfund*, blandet løv-nåleskov med brombær og *blåbær-nåleskov*.

Diskussion

Den udførte klassifikation af danske skove til brug i naturkvalitetsprojektet er behæftet med en række mangler, der skyldes et mangelfuldt datagrundlag. Her tænkes i første omgang på den næsten generelle mangel på simultane træ-, busk- og urtedata. Af denne grund er datamaterialet blevet subjektivt inddelt i nogle hovedtyper (bøg, eg, ask-el osv.) baseret på udsagnet om "dominerende træart" fra litteraturkilderne. Denne fremgangsmåde er dog ikke tilfredsstillende, idet trælagets struktur, dækningsgrad m.v. har stor indflydelse på busk- og urtelagets sammensætning og dermed plantesamfundene. Desuden er det oftest uklart, hvad forfatterne mener med dominerende træart, og hvordan dette kan kvantificeres. Selv med samme frekvens eller dækningsgrad for den dominerende træart kan forskellig struktur og kronelag-opbygning stærkt påvirke hele skovens miljø og dermed plantesamfund.

En anden stor mangel ved det tilgængelige materiale er manglen på kvantitative data fra en række skovtyper som kendes i Danmark, som f.eks. taks-bøgeskov, lindeskov, ege-lindeskov, pileskov, naurskov, egeskov på klitter samt de talrige overgangsformer til andre naturtyper, f.eks. successionsstadierne fra hede, overdrev og eng til skov. Data fra nye skove og skovrejsningsområder har ligeledes ikke været til rådighed. Simultane miljødata fra de analyserede vegetationsprøvefelter har i de fleste tilfælde ikke været til rådighed, dog bortset fra pH i ca. 25% af felterne.

En tredje mangel ved de analyserede data er den tidsmæssigt skæve fordeling i oplysningerne, med en overvægt af data fra før 1950, ja faktisk fra begyndelsen af dette århundrede. Det er uklart, hvorvidt så gamle data stadig er repræsentative for de forhold, der gør sig gældende i nutidens skove og plantager.

Endelig skal den geografiske skævhed i de tilgængelige data noteres, idet dele af Jylland og Sjælland er overrepræsenteret, hvorimod Fyn, Lolland-Falster, Bornholm og Sønderjylland er underrepræsenteret.

4.2.2 Indikatorer for naturkvalitet i skov

I dette delprojekt er opstillet tre forskellige metoder til bedømmelse af naturkvalitet:

Metode 1: Karplante- og strukturindeks. Ud fra vegetations- og strukturdata indsamlet i urørte og drevne skove samt oplysninger om historiske forhold i disse skove blev to modeller til bestemmelse af naturkvalitet vha. indikatorer konstrueret i et neuralt netværk.

Metode 2: UrørtNA-turskovindeks. På baggrund af litteratur, feltundersøgelser og teoretiske betragtninger er de mest betydningsfulde strukturer, faktorer og forhold i urørt skov søgt identificeret, og herudfra er der konstrueret et indeks (Urørt NATurskov-indeks) og et afkrydsningsskema til kvalitetsvurdering af alle typer skovbevoksninger.

Metode 3: En niveaudelt model. Ud fra de fundne strukturer af betydning for variation, stabilitet og artssammensætning er der konstrueret en model, hvormed man på tre niveauer (landskabs-, bevoksnings- og prøvefeltsniveau) ved brug af en række indekser kan foretage en totalvurdering af naturkvaliteten i hele skovområder uanset størrelse.

Hver tilgang supplerer hinanden på forskellig vis og har fordele og ulemper hver for sig. Dette er diskuteret nærmere i det efterfølgende diskussionsafsnit.

4.2.2.1 Karplante- og strukturindeks

Metoder

Udpegning af indikatorer for naturkvalitet er foretaget på baggrund af kvantitative data indsamlet fra store dele af Danmark (ekskl. Bornholm). Størstedelen af den jordbundsmæssige variation på veldrænet bund er søgt dækket. Lokaliteterne blev derudover udvalgt til at repræsentere forstlige og urørte skove samt forskellige skovtyper (bøg, eg, gran eller fyr). I alt blev 181 prøvefelter à 400 m² undersøgt, flest i bøgeskov. Frekvens i subplots blev anvendt til at kvantificere vegetationen, og en række abiotiske og strukturelle faktorer blev registreret. Historiske data om hvert prøvefelt, såsom skovkontinuitet, driftshistorie og bestandsalder blev indhentet fra skovdistrikter og kortmateriale. Disse oplysninger blev på subjektiv, men standardiseret vis omsat til naturkvalitetsværdier løbende mellem 0 og 10 (se Mark & Strandberg 1999a).

Modeller til bestemmelse af naturkvalitet blev lavet vha. neurale netværk. Neurale netværk forsøger at efterligne den menneskelige hjernes læreprocesser (Hinton 1992). Disse programmer standardiserer procedurer, der tidligere implicit har ligget i menneskers håndtering af de samme arbejdsopgaver (f.eks. læsning af håndskrift, karaktergivning, rådgivning o.a.). Denne standardisering er netop det vi ønsker at udnytte til bestemmelse af naturkvalitet.

Neurale netværk er bygget op af et antal kunstige neuroner, der er indbyrdes forbundet i et net. I nettet er hver forbindelse mellem neuroner associeret med en modificerbar vægtning. Ved opbygning af et netværk er det således muligt at justere dels på antallet af forbindelser mellem neuroner og dels på vægtningen af den enkelte neuron og dermed dens betydning (Hinton 1992). Oftest er der i neurale netværk tre lag af enheder: input enheder, skjulte enheder og output enheder.

Når et netværk skal oplæres, præsenteres det for et træningssæt, dvs. et komplet sæt bestående både af input data og det ønskede output. Efter programmets første forsøg på at lave en model bestemmes forskellen mellem det reelle output fra modellen og det ønskede output. Forskellen mellem de to output søges derefter mindsket ved at justere vægtningen af hver forbindelse i netværket. Ved gentagne justeringer når programmet frem til den model (baseret på input data alene), der giver den mindst mulige fejl mellem det reelle og det ønskede output. Således opnås en model med en sammensætning og vægtning af parametre, som giver den bedst mulige forudsigelse ud fra de givne input data. Denne form for optimering er en anden stor fordel ved anvendelse af neurale netværk (se Mark & Strandberg 1999a).

Input data bestod for skovenes vedkommende af de indsamlede vegetationsdata og abiotiske/strukturelle data for hvert prøvefelt. Output data bestod af naturkvalitetsværdier angivet for hvert prøvefelt. Det neurale netværk har derefter med disse data trænet sig frem til den model, som bedst muligt beskriver, hvordan og hvilke af de indsamlede data, der kan benyttes til at forudsige den på forhånd fastlagte naturkvalitetsværdi. Modellernes fejlbestemmelsesprocenter er beregnet ud fra forskellen mellem den på forhånd fastsatte naturkvalitetsværdi (den ønskede) og den estimerede.

To modeller blev lavet, en skovmodel og en såkaldt kontrolmodel. Inden kontrolmodellen blev lavet, blev de fleste af de i skovmodellen udvalgte parametre udelukket (undtagen skovtype). Begge modeller er baseret på både karplanter og strukturelle parametre. Kontrolmodellen giver således mulighed for vha. alternative parametre at bestemme naturkvaliteten.

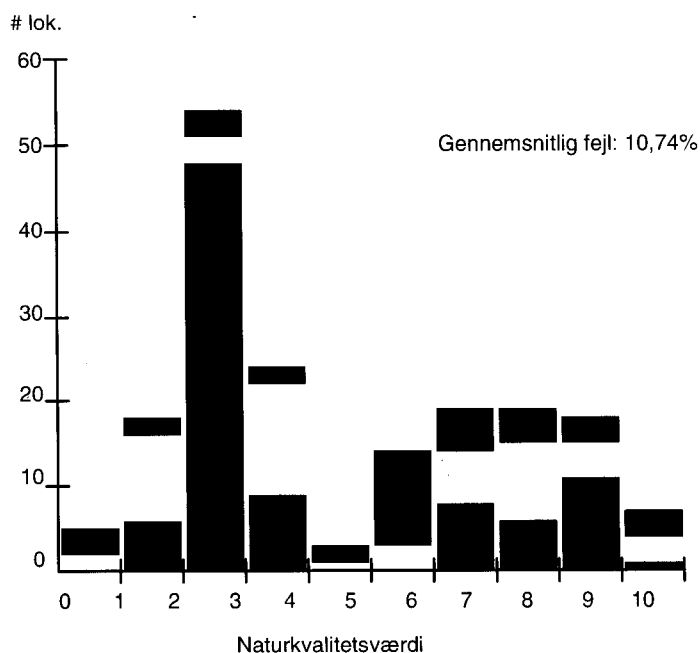
De arter og strukturelle parametre, der blev udvalgt til modellerne, er indikatorer for naturkvalitet (positive eller negative), og når modellerne fremover skal bruges til at bestemme naturkvalitet, kan man således nøjes med at indsamle oplysninger om indikatorerne.

Resultater

De udvalgte parametre i modellerne til bestemmelse af naturkvalitet er en kombination af strukturparametre og karplantearter. Den første model er sammensat af i alt 15 parametre, som ses i tabel 4.2.1. Modellen har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 10,74% og udnytter omtrent halvdelen af informationen i datasættet (56,4%). Fejlbestemmelserne fordeler sig således: På 69% af de undersøgte lokaliteter gætter modellen rigtigt, og i 18% gætter den ét skalatrin ved siden af.

Tabel 4.2.1: Resultat af parameterudvælgelsen til skovmodellen. Nomenklatur efter Mossberg et al. (1994).

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningssættets information
1	Dødt ved	19,08%	22,5%
2	Skovtype	17,92%	27,2%
3	Afstand til vand	16,37%	33,5%
4	Stød	15,82%	35,7%
5	Tæthed af dødt ved	14,76%	40,0%
6	Megastore træer	13,99%	43,2%
7	Håret frytle	13,39%	45,6%
8	Hedelyng	13,24%	46,2%
9	Blå anemone	13,03%	47,1%
10	Vellugtende gulaks	12,84%	47,9%
11	Topografi	12,75%	48,2%
12	Alm. brombær	12,31%	50,0%
13	Vinter-eg (juvenil)	12,31%	50,0%
14	Gærde-vikke	12,24%	50,3%
15	Pille-star	11,72%	52,4%
16	(justering)	10,74%	56,4%



Figur 4.2.1: Figuren viser, hvor god skovmodellen er til at bestemme naturkvaliteten inden for hver NK-værdi på datasæt, der er af samme type som træningssættet. Den grønne del af søjlen (nederste del) angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den gule angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert, mens den røde del (øverst) angiver en fejl på mere end én værdi. Samtidig viser figuren, hvorledes den oprindelige fordeling af naturkvalitetsklasser så ud for træningssættet.

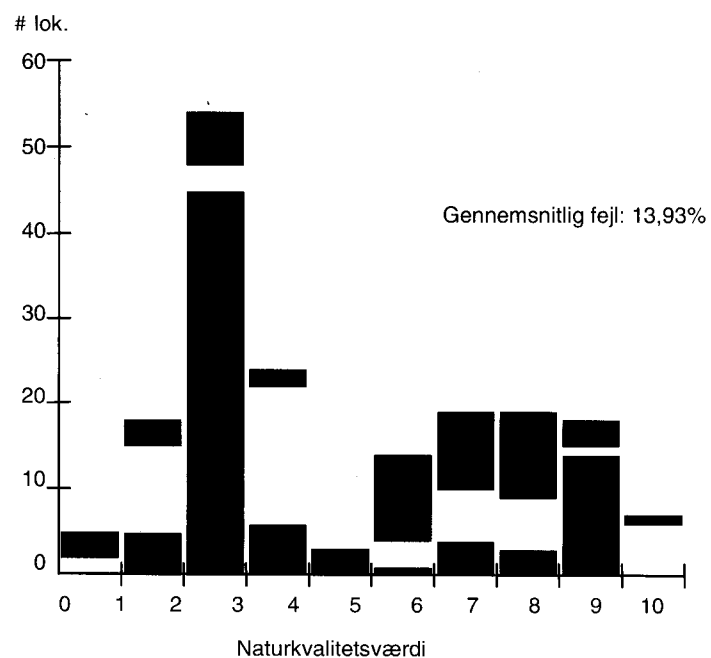
Fejlbestemmelserne er nogenlunde jævnt fordelt over forskellige egne af landet. Figur 4.2.1 viser, hvorledes fordelingen af fejl ser ud for de 10 forskellige kvalitetsklasser.

Den anden model, kontrolmodellen, der skal køres sideløbende med førstnævnte model består af i alt 6 parametre, som ses i tabel 4.2.2. Modellen har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 13,93% og udnytter under halvdelen af informationen i datasættet (43,4%). Fordelingen af fejlbestemmelser på de ti forskellige kvalitetsklasser ses i figur 4.2.2.

Naturkvalitetsbestemmelsen på en litra foregår ved at indsamle data om de udvalgte parametre og ved at bruge disse i de to modeller. For en nærmere beskrivelse af indsamlingsmetoder og fremgangsmåde, se Mark & Strandberg (1999).

Tabel 4.2.2: Resultat af parameterudvælgelsen til kontrolmodellen for skov. Nomenklatur efter Mossberg et al. (1994).

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig Fejl	Anvendelse af træningssættets information
1	Skovtype	22,41%	9,0%
2	Alt dødt ved	16,73%	32,0%
3	Skov-star	16,51%	32,9%
4	Akselblomstret star	15,99%	35,0%
5	Rederod	15,56%	36,8%
6	Fjerbregne (justering)	15,25%	38,1%
		13,93%	43,4%



Figur 4.2.2: Figuren viser, hvor god kontrolmodellen for skov er til at bestemme naturkvaliteten på datasæt der er af samme type som træningssættet. Den grønne (nederste) del af søjlen angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den gule angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert. Den røde (øverste) angiver en fejl på mere end én værdi. Samtidig viser figuren den oprindelige fordeling af naturkvalitetsværdier i træningssættet.

Diskussion

Fejlprocenterne ved brug af skovmodellen og kontrolmodellen til bestemmelse af naturkvalitet (tabel 4.2.1 og 4.2.2) er af en acceptabel størrelse. Kontrolmodellen er nødvendigvis dårligere end den første model, da de fleste parametre udvalgt for den første bliver udelukket inden kørslen af kontrolmodellen. Parametrene "skovtype" samt enkelte der vedrører dødt ved, indgår dog i begge modeller, da disse til enhver tid vil kunne bestemmes.

Modellernes anvendelighed afhænger af, hvor godt skoves naturlige variation samt variation i naturkvalitet er dækket ind i det indsamlede materiale. Alle skovtyper køres sammen i netværket, men i data-materialet er der en overvægt af bøgeskov. Egeskovene er ikke fuldstændig dækket mht. den geografiske og driftsmæssige variation, og rødgran- og fyrreskov er ikke repræsenteret for alle egne. Dette giver sandsynligvis nogle skævheder i modellerne, både i forhold til regionale variationer og til dækningen af de forskellige skovtyper. Fordelingen mellem urørt og forstlig skov er nogenlunde i balance, men da driften er afgørende for vurderingen af naturkvalitet, opnår vi forholdsvis mange lokaliteter med høj og lav naturkvalitet, men få med en middel kvalitet (Figur 4.2.1 og 4.2.2), hvilket også giver skævheder. Generelt er modellerne bedst til at bestemme naturkvalitet for lokaliteter, der ligger i den lave ende af den givne skala på 10 (mellem 1 og 3) og i den bedre ende (mellem 6 og 8). Kun få lokaliteter blev givet værdier mellem 9 og 10 (Suserup, Velling og Klinteskov-lokaliteter), hvorfor modellen kun har begrænset "erfaring" med denne del. Dette skyldes først og fremmest strenge kvalitetskrav, men giver modellen en svaghed som der bør rettes op på, efterhånden som flere data bliver til rådighed.

Det må understreges, at de beregnede fejlbestemmelser kun gælder for data i træningssættet. Nye lokaliteter, der ikke ligner det tilgrundliggende datasæt, betyder større fejlbestemmelsesprocenter. Endelig bør nogle skove slet ikke vurderes efter de her frembragte modeller, f.eks. fugtige skove, idet der kun blev indsamlet data på veldrænet bund (jf. metoder).

Der er lavet en model for bøgeskov alene, uden at det dog ændrer fejlbestemmelsesprocenten væsentligt. Et forsøg på alene at anvende karplanter som grundlag for en model i det neurale netværk inde-rede, at karplanter alene ikke giver tilstrækkelig information til at kunne give en pålidelig model. Derimod kunne en model baseret på strukturelle parametre alene godt forsvares. Strukturparametrene forklarer størstedelen af variationen (netværket udvælger disse parametre først). En kombination af arter og strukturer synes dog at give de bedste modeller, hvorfor vi vælger denne.

Vejledning og nærmere gennemgang af metoderne og modellerne findes i Mark & Strandberg (1999a).

4.2.2.2 UrørtNA-turskovindeks

Metode

En anden tilgang til naturkvalitetsvurdering identificerer de umiddelbart mest betydningsfulde strukturer, faktorer og forhold i urørt skov

på baggrund af litteratur, feltundersøgelser i en række af landets længst urørte skove, eksisterende data samt teoretiske betragtninger. Disse er sammenfattet i et afkrydsningsskema, der er testet og korri-geret i felten i en række områder med længe urørt naturskov og efterfølgende anvendt i en række forskellige skov- og bevoksnings-typer på Sjælland og i Jylland. På baggrund af undersøgelserne er der opstillet et simpelt indeks (Urørt NATurskovindeks) med fem kvalitets-klasser for skovbevoksninger. Indekset er beregnet til anvendelse på alle skovtyper.

Resultat

Som resultat af identifikationen af betydningsfulde strukturer, faktorer og forhold blev der udarbejdet et simpelt indeks byggende på ud-fyldelse af et tresiders skema med i alt 100 punkter vedr. areal, bevoks-ningsstruktur, træarter, træstruktur, kronelag, underskov, dødt ved, topografi, jordbund, vandstand og driftspåvirkninger. Punkterne er udvalgt og afgrænset, og skemaet er opbygget således, at alle dele af undersøgelsen kan gennemføres i felten. Undersøgelsen foregår ved gennemgang af det pågældende område og afkrydsning af strukturer m.v. som forefindes. På baggrund af undersøgelserne kan der opstilles 5 kvalitetsklasser baseret på antallet af positive indikationer (tabel 4.2.3).

Nærmere beskrivelse samt vejledning fremgår af den tekniske rap-port (Møller 1999).

Tabel 4.2.3: Kvalitetsklasser baseret på antallet af positive indikationer.

Skala	Kvalitetstrin	Eksempler
0 - 4	Meget lav kvalitet	Unge, forstligt drevne bevoksninger, yngre plantninger på mark,
5 - 10	Lav kvalitet	Yngre-mellemaldrende, ensartet forstligt drevet skov
11- 30	Middel kvalitet	Forstligt drevet, ældre skov Varieret plukhugstdrevet skov
31- 50	Høj kvalitet	Urørt skov med stor variation, gamle træer og dødt ved
51- 100	Meget høj (79 er højest fundne ved testen)	Større arealer med gammel, urskovs-agtig naturskov

Diskussion

Den valgte undersøgelsesmetode, der fokuserer på strukturelle indi-kationer på bevoksningsniveau, lever op til størstedelen af de opstil-lede metodekrav. Den dækker hele arealet og ikke kun et mindre stikprøveareal, den kan bruges hele året, den kræver ikke kendskab til specifikke arter udover træarterne, den er meget hurtig og billig, og den er reproducerbar.

Det er væsentligt at være opmærksom på, at der med enkelte undta-gelser er tale om en registrering af et potentiale for bl.a. arter, mens sammenhængen mellem strukturniveau og artsindholdet ikke bliver belyst. Der er imidlertid adskillige fordele ved at undgå en bredere brug af arter, bl.a. tidsmæssige, operationelle og årstidsmæssige for-dele.

Blandt andre problematiske forhold kan fremhæves, at en metode som denne ikke sætter sig ud over naturkvalitetsdiskussionens ofte ret subjektive elementer. På samme måde indgår der i høj grad skøn i vægtningen mellem de enkelte forhold og strukturer samt de valgte grænsemål.

Ud over naturkvalitetsvurderingen (UNA-indekset) er der som led i projektet også udarbejdet enkle systemer til karakterisation og klassifikation (5-trinsklassifikationer) for bl.a. dødt ved, blomstringsindeks (pollenproduktion) for skovtræer, frøsætning hos skovtræer, græsningstryk (vildttryk) på opvækst, kontinuitet samt forslag til et årringsindeks (dendroindeks).

For nærmere vejledning og uddybning henvises til Møller (1999).

4.2.2.3 En niveaudelt model

Metode

I den tredje tilgang er et simpelt, men fuldt operativt vurderingskoncept udviklet og testet, hvor skovmiljøet anskues på tre niveauer.

- I. Vurdering på landskabsniveau (overordnet vurdering af områdets fællestræk, gennemgående elementer og arealdisponering).
- II. Vurdering på bevoksningsniveau (vurdering af struktur, funktion og økologisk stabilitet).
- III. Vurdering af biodiversitet (flora/fauna-undersøgelser på prøvefeltetsniveau).

Ud over at opnå en meget bred kvalitetsvurdering skabes der ved denne niveaudeling mulighed for at anvende konceptet både for en hel skov og for en enkelt bevoksning. Niveauerne kan anvendes enkeltvis eller samlet, alt efter ressourcer og tidsforbrug. Hvor der ønskes en overordnet, hurtig vurdering af et større område med en meget begrænset ressourceindsats, kan niveau I og II anvendes, mens niveau III udelades.

På hvert niveau er et antal indikatorer samlet i tre til fem indekser, der beregnes individuelt, men som tilsammen giver et overordnet indtryk af naturkvaliteten. Håndtérbarheden har haft stor betydning ved udvælgelsen, men samtidig er der lagt vægt på at få inkluderet så mange forhold som muligt af betydning for struktur, variation, stabilitet og artssammensætning i skovbilledet.

I den foreslåede kvantificering af de udvalgte indikatorer er hyppigst anvendt en 5-trins skala i hvert indeks, hvor 5 repræsenterer det bedste (nærmest naturtilstand), og 1 repræsenterer det dårligste (fjernest fra naturtilstand).

Resultat

I løbet af 1997 er de enkelte indekser blevet afprøvet i en række udvalgte danske skove (Velling Skov, Gludsted Plantage, Silkeborg Vesterskov, Gribskov og Strødam), og erfaringerne herfra er indarbejdet i det endelige koncept. Enkelte planlagte indekser har desværre måttet udgå, dels på grund af deres tidsforbrug, dels på

grund af deres generelt manglende operationalitet. Ved kvantificeringen af indikatorerne i hvert indeks har der stedvist måttet accepteres nogen subjektivitet, og dette medfører naturligvis en vis grad af usikkerhed ved indeksberegningen. I praksis viser det sig dog at påvirke den samlede kvalitetsvurdering med kun få procent.

Efter afprøvning og justering af det niveaudelte indekskoncept er det endelige resultat et system med tilsammen 13 indekser.

I det følgende redegøres kort for de tre vurderingsniveauer, mens de godkendte indekser af pladsmæssige hensyn angives uden videre detaljebeskrivelse. For baggrund, udvælgelse og anvendelse af indikatorer og for kvantificering af disse henvises til Rune (1999).

Niveau I

Under niveau I bedømmes skovens makromosaik; i kulturskoven kunne man tale om arealdisponering eller arealanvendelse. Her fokuseres på den landskabelige variation, på de fællestræk der er i arealet, på den variation arealets bevoksning og terræn frembyder og på den biologiske, drifts- og funktionsmæssige balance, som skoven bevoksningsmæssigt og forvaltningsmæssigt ser ud til at være i.

Det giver dog kun mening at anvende niveau I på arealer med en størrelse, der giver mulighed for en vis bevoksningsmosaik eller arealmosaik. Den nedre grænse vil typisk ligge på omkring 10 ha, men i områder med stor (potentiel) variation kan den ligge lavere. Den øvre grænse kan vanskeligt fastsættes, men der må dog stilles krav til en vis naturlig sammenhæng i arealet, f.eks. vil et større skovareal, der breder sig hen over et skarpt skel i jordbund, med fordel kunne deles i to. Fem indekser indgår i naturkvalitetsvurderingen på landskabsniveau:

Skovbrynsindeks (SI)

Bevoksningsmosaikindeks (BI)

Aldersmosaikindeks (AI)

Vådområdeindeks (VI)

Topografisk (landskabs-) indeks (LI)

Niveau II

Inden for det behandlede skovområde udvælges et antal bevoksninger til nærmere undersøgelse. Bevoksningernes størrelse kan variere, men de opnåede indekxsværdier vægtes i forhold til bevoksningernes størrelse, når gennemsnittet beregnes. Alle skovområdets hovedbevoksninger bør være repræsenteret, f.eks. ung rødgran, gammel rødgran, gammel bøg, særlige blandingsbevoksninger etc., og som standard bør der undersøges 10 bevoksninger à ½-5 ha. Alternativt kan udvælgelsen af bevoksninger eller bevoksningsområder randomiseres (f.eks. kan udvælges 10 kvadratiske områder à 1 ha omkring tilfældigt udvalgte skæringspunkter i UTM-nettet). Dette vil gøre konceptet anvendeligt i områder med naturskovspræg, hvor strengt adskilte bevoksninger ikke findes.

Den resulterende værdi for hvert indeks under niveau II angives som gennemsnit for samtlige ti undersøgte bevoksninger. De fem godkendte indekser omfatter:

Stortræindeks (TI) (stortræer er >0,6 m i diameter)
Dødtvedsindeks (DI)
Regenerationsindeks (RI)
Renbestandsindeks (MI)
Kontinuitetsindeks (KI)

Niveau III

Inden for hver af de 10 udvalgte bevoksninger udlægges et antal prøvefelter à 500 m², hvori der foretages nærmere undersøgelser af artsrigdommen inden for udvalgte, *stedsfaste*, organismegrupper. Prøvefelternes størrelse svarer til den, der bruges i det nationale overvågningsprogram, og det anbefales at udlægge dem på samme måde (cirkulære prøvefelter med radius 12,61 m). Der undersøges 4 prøvefelter i hver af de udvalgte bevoksninger. Herudover udlægges 4 prøvefelter i det formodet mest "naturrige" område i skoven for at søge at opnå en maksimal-indeksværdi. De tre godkendte indekser omfatter:

Bundfloraindeks (PI)
Epifytindeks (EI)
Svampeindeks (FI)

Ud over de tre ovennævnte indekser på niveau III blev forsøgt udviklet et fugleindeks (OI) og et insektindeks (NI), men begge viste sig for vanskelige at integrere i et forvaltningsmæssigt acceptabelt koncept. Både fugle og insekter er lidet *stedsfaste* i forhold til planter, arbejdskrævende at registrere og kræver (for insekternes vedkommende) en ikke ret udbredt specialistviden at bestemme. Det giver problemer ved ønsket om en systematisk registrering.

Diskussion

I det afprøvede vurderingssystem med tre niveauer inkluderes både:

- 1) *de landskabelige aspekter* – dvs. skovarealets fysiske opbygning og disponering,
- 2) *struktur, stabilitet og variation* i de enkelte bevoksninger, og
- 3) *biodiversiteten* på prøvefeltsniveau som resultat af de øvrige forhold.

Det niveaudelte indeks-system viste sig ved felttestningen at indeholde både styrker og svagheder. Blandt styrkerne er, at systemet både inkluderer en analyse af landskabsmosaikken og bevoksningsmosaikken i skoven, og at det ikke kræver en gennemgang af samtlige skovområdets bevoksninger, men kun et udvalg af disse. Blandt svaghederne er, at indekserne er temmelig grovmaskede, og at man uden den omhyggelige feltgennemgang uundgåeligt vil overse en del meget lokalt placerede naturværdier.

Det er således hensigten, at vurderingssystemet udelukkende skal anvendes til en overordnet forvaltningsmæssig vurdering af "naturkvalitetens status", og at systemet ikke bør anvendes til at prioritere fremtidige naturbeskyttelsestiltag inden for det undersøgte område. Hertil kræves en anden og langt mere fintmasket og systematisk gennemgang af alle det undersøgte områdes dele.



Foto: Jørn Pagh Berthelsen



Foto: Jørn Pagh Berthelsen

Juletræsbeplantningen på landbrugsjord har en meget lav naturkvalitet hvor ingen af de tre kriterier, vildhed, oprindelighed og kontinuitet, kan opfyldes. En skov bestående af ensaldrende bøge har også en lav naturkvalitet, men dog betydeligt højere end juletræsbeplantningen.



Foto: Peter Friis Møller



Foto: Peter Friis Møller

Naturkvaliteten er høj i skov, der består af flere forskellige træarter af forskellig alder og hvor der ikke er skovdrift. Skov af højest naturkvalitet kan til tider findes ved kysterne, hvor der kan være rester af oprindelig og urørt skov.

Efter beregning af så mange som muligt af de 13 beskrevne indekser kan der beregnes et naturkvalitetsgennemsnit på hvert niveau, eller man kan beregne en gennemsnitlig totalværdi af samtlige indekser. Dette kan muligvis have en forvaltningsmæssig værdi, men slører til gengæld baggrunden for vurderingen fuldstændigt. Derfor må det anbefales at holde de enkelte indekser adskilt.

Det endelige operationelle koncept publiceres efterfølgende (Rune 1999).

4.2.3 Afvejning af de enkelte vurderingsmetoder

Klassificeringen af skovsamfund danner en stor del af grundlaget for den artsmæssige del af naturkvalitetsvurderingen i de forskellige vurderingsmetoder – en slags bundlinje som reference for artsvurderingen. Tilgangen til kvalitetsvurderingen er vidt forskellig i de tre refererede metoder. De har hver især fordele og ulemper, på mange punkter supplerer de hinanden, og på visse punkter overlapper de hinanden. Metodevalget styres både af arbejdsressourcer, årstid og ønsket information.

I det følgende diskuteres forskellene mellem de tre vurderingsmetoder:

Karplante- og strukturindekset (se afsnit 4.2.2.1), hvor indikatorarter og plantefordelende faktorer er identificeret og anvendt i et neuralt netværk, giver mulighed for en hurtig, ensartet kvalitetsvurdering ud fra et datasæt. Det er også muligt at indbefatte en meget stor mængde informationer i kvalitetsvurderingen, og det er muligt kontinuerligt at forbedre modellens evne til at forudsige naturkvalitet. Den lærer så at sige undervejs. Registrering af strukturer synes at give en mere sikker kvalitetsvurdering end artsregistreringer, men kombinationen af både arter og strukturer giver med dette datasæt den bedste model. Dette gør dog modellen ret årstidsafhængig. Desuden er modellen kun udarbejdet for skove på veldrænet bund. Disse forhold, samt kravet om anvendelse af computer, er metodens største ulemper. Metodens største fordele er dens standardiserede kvalitetsbestemmelser og dens mulighed for stadig forbedring.

Identifikationen af naturkvalitetsmæssigt betydningsfulde strukturer, faktorer og forhold i naturskov (se afsnit 4.2.2.2) med efterfølgende udarbejdelse og test af et 100-punkters afkrydsningsskema udgør et enkelt og let gennemskueligt koncept til kvalitetsbedømmelse af enkelte bevoksninger og skove. Da næsten alle punkter drejer sig om strukturvurderinger, er metodens anvendelse stort set årstidsuafhængig, og alle dele af undersøgelsen kan foretages i felten, evt. samtidig med en almindelig taksering af skoven.

Af ulemper kan nævnes, at metoden kræver en forholdsvis omfattende gennemgang af hele skovområdet, at skovens makromosaik og landskabelige værdier kun i ringe grad er inkluderet, og at den eksisterende vegetation (ud over træerne) kun på overordnet plan indgår i metoden. Til gengæld dækkes hele det undersøgte område særdeles detaljeret, da man ikke nøjes med at holde sig til stikprøvearealer.



Foto: Peter Friis Møller



Foto: Peter Friis Møller

Blå anemone og skov-star er eksempler på indikatorer i skov.

Den niveaudelte naturkvalitetsvurdering (se afsnit 4.2.2.3) med beregning af 13 indekser er for små skovarealer mere arbejdskrævende end de to ovennævnte, men for store skovarealer er den særdeles arbejdsbesparende, da metodens to laveste niveauer (bevoksnings- og prøvefeltsniveau) kun arbejder med stikprøvearealer. Derved mistes en stor mængde information, men til gengæld bliver arbejdet langt mere overkommeligt. De tre niveauer kan anvendes enkeltvis, og vurderingen på de to øverste niveauer kan gennemføres årstidsuafhængigt og rent administrativt med kun ringe feltarbejde, hvorved arbejdsomfanget kan reguleres efter ressourcerne.

Metoden tager både højde for de landskabsmæssige, de bevoksningsmæssige og de artsmæssige naturværdier, men når til gengæld ikke ud i alle skovens bevoksninger.

4.3 Ferske enge og vandløbsnære arealer

“Ferske enge” ansues her som vegetationer på ferske lavbundslande og omfatter dermed naturenge, kulturenge, rørsumpe, naturlige kær og sumpskove. På de vandløbsnære arealer inddrages tillige højskov/kratskov/plantage. I dette delkapitel er vegetationsklassifikationen begrænset til naturlige kær, rørsumpe og egentlige ferske enge, mens fugtig løvskov og højmoser behandles separat (henholdsvis delkapitel 4.2 og 4.8). Endvidere er der kun udpeget indikatorer for naturkvalitet på de egentlige ferske enge og lysåbne vandløbsnære arealer med lav vegetation.

Fælles for disse vådområder er, at jordbunden er påvirket af ferskvand og ofte humus- eller tørveholdig. De dannes i områder med høj vandstand enten i lavninger i terrænet eller ved bredden af vandløb og søer. På skråninger eller i bunden af disse hvor jordoverfladen ofte skærer grundvandsspejlet, siver grundvandet frem og giver mulighed for dannelsen af en særlig type vådområder, væld. De vandløbsnære arealer defineres imidlertid som arealer, der indgår i et samspil med vandløb, et samspil der kan være betinget af hydrologiske, biogeokemiske og biologiske forhold.

Overgangen mellem eng og kær er flydende, men de ferske enge er betinget af vedvarende oversvømmelser eller en regelmæssig påvirkning af græsning (høslæt), mens kær ikke er græssede eller kun ganske let græssede. De ferske enge adskiller sig fra overdrev og heder ved, at jorden er fugtig og til tider anaerob. Der kan godt forekomme trykvand på overdrev og heder, men ikke sådan at jorden bliver blød (vældpræg). Den floristiske overgang mellem fersk eng og hede markeres ved *kløkkelyng-samfund*. De ferske enge afgrænses fra strandene ved det ferske grundvand. De to naturtyper kan dog være vanskelige at adskille. Udstrømmende ferskvand på strandengen kan medføre en betydelig variation i saltholdigheden gennem året, og i fjordområder kan ferske enge blive oversvømmet med saltholdigt vand med meget lange tidsintervaller. De oligotrofe ferske enge afgrænses fra højmoserne ved, at vegetationen har kontakt til grundvandet. Rent floristisk adskilles de to naturtyper ved *hedelyng/tuekæruld-samfund*.

Amternes §3-kortlægning, som blev gennemført 1994-1996 viser, at der er 1936 km² vådområder (ferske enge 1.037 km², moser 899 km²) tilbage i Danmark, hvilket svarer til ca. 4,5% (Stoltze 1998). En stor del af disse arealer formodes at være markant kulturpåvirket som følge af tidligere opdyrkning og gødskning eller under tilgroning som følge af ophørt græsning. Udstrækningen af de vandløbsnære arealer har også ændret sig radikalt især i dette århundrede, hvilket skyldes, at store områder er blevet inddraget til landbrugsdrift. Endvidere har karakteren af de vandløbsnære arealer ændret sig. For at sikre tørre arealer er der sket en systematisk dræning af de vandløbsnære arealer og regulering af vandløbene. Vandløbsreguleringer bevirker, at grundvandsspejlet på de vandløbsnære arealer sænkes, at vandløbene leder vandet hurtigere af sted, og at vandløbene som følge heraf sjældent oversvømmer. I dag er ca. 90% af vore naturlige vandløb regulerede, svarende til ca. 35.000 km vandløbsstrækning.

4.3.1 Danske plantesamfund på ferske enge

Metoder

Datagrundlaget for en klassifikation af de ferske enges vegetation har været 2.257 kvantitative vegetationsanalyser. Heraf stammer 1.414 analyser fra det feltarbejde, der er udført i 1996 og 1997 i forbindelse med projektet. Disse data er suppleret med kvantitative vegetationsdata fra publicerede undersøgelser, hvoraf knap halvdelen er fra før 1960. Datagrundlaget stammer fra hele landet, dog er vegetationen på Bornholm dårligt repræsenteret. Vegetationsanalyserne er foretaget som frekvens- eller dækningsgradsanalyser inden for afgrænsede områder (1-100 m²) med homogen vegetation. For de oligotrofe samfund er klassifikationen udelukkende baseret på vegetationsanalyser, der indeholder informationer om forekomsten af Sphagnum-mosser. Til selve klassifikationen af vegetationsdata er anvendt TWINSpan.

Resultater

På baggrund af ovennævnte klassifikation og den eksisterende viden om ferskengsvegetationen fra såvel videnskabelige artikler som rapporter og mere erfaringsmæssig viden er der defineret 29 plantesamfund på ferske lavbundslande i Danmark (tabel 4.3.1). De ferske lavbundslande kan på overordnet niveau inddeles i fire hovedtyper efter nærings- og kalkindhold og graden af kulturpåvirkning: Oligotrofe samfund som bl.a. findes ved næringsfattige søer, i hedemoser, som Sphagnum-hængesække, og i tørvegrave. Meso- til eutrofe samfund uden kalkforekomst som bl.a. træffes som bredvegetation ved søer og vandløb, lavninger med varierende fugtighed og trykvandsforekomst. Samfund på kalkholdig bund som bl.a. findes ved søbredder, i klitlavninger, væld og lavninger, og kulturpåvirkede samfund, der er præget af forstyrrelser, dræning, gødskning og omlægning.

De oligotrofe samfund omfatter 11 samfund. De omfatter *liden siv/tvepibet lobelie samfund*, der findes ved bredden af lobelie-søer og er karakteriseret ved en ganske ringe tørvedannelse. Som bredvegetation ved søer, brunvandede, lavvandede eller tidvis udtørrede søer, med en begrænset tørvedannelse og ingen hængesækdannelse, træffes *liden siv/hunde-hvene/Sphagnum spp.-samfund*. *Næb-star/Sphagnum-samfund* findes derimod som begyndende hængesæk i tørvegrave,

Tabel 4.3.1: Plantesamfund på ferske lavbundslande i Danmark.

Oligotrofe samfund	Meso-eutrofe samfund	Eutrofe samfund	Kulturpåvirkede samfund
Liden siv / tvepibet lobelie	Tagrør/bittersød natskygge	Hvas avneknippe	Alm. kvik
Liden siv / hunde-hvene / Sphagnum spp.	Høj sødgræs	Butblomstret siv / blågrøn star	Alm. rajgræs / hvid kløver
Næb-star / Sphagnum	Top-star	Næb-star / dynd-star / skorpionmos	Lav ranunkel / alm. rapgræs
Manna-sødgræs	Stiv star		Mose-bunke
Dynd-padderok	Rørgræs		Kryb-hvene / knæbøjet rævehale
Tråd-star	Nikkende star		
Hvid næbfrø	Eng-rørhvene		
Smalbladet kæruld	Sump-kællingetand / dynd-padderok		
Tue kæruld / hedelyng	Lyse-siv / kær-tidsel		
Alm. Star / hirse-star	Alm. mjødurt		
Blåtop / pors			



Foto: Peter Wind

Billede af et *smalbladet kæruld samfund* omgivet af et *blåtop/pors samfund* i Draved Mose.

hvor der er kontakt til mineraljorden og langs søbredder ved brunvandede søer. Rørsumpvegetationen ved oligo- til mesotrofe søer omfatter *manna-sødgræs samfund* på dybt vand og *dynd-padderok samfund* i stillestående forholdsvis lavt vand. *Tråd-star samfund* findes på våd mineraljord, på afgravet tørvejord og ved sandede bredder af oligotrofe søer, hvor en hængesækdannelse kan starte. *Hvid næbfro samfund* findes på permanent vanddækket oligotrof sand eller tørv, mens *smalbladet kæruld samfund* findes i veludviklede hængesække og lavninger med et tæt Sphagnum-tæppe. *Tue kæruld/hedelyng-samfund* er knyttet til moser med et forholdsvis tykt tørvelag og under varierende indflydelse med minerogent vand. Det kan forekomme som sene tilgroningssamfund i tørvegrave, i højmosers lagg-zone, på ødelagte højmoser og som det sidste stadie i den naturlige succession mod højmoser. *Almindelig star/hirse-star-samfund* findes på sommerudtørrende enge på næringsfattig dynd og dyndholdig tørv. *Blåtop/pors samfund* træffes i moser med trykvandspåvirkning.

De 10 meso- til eutrofe samfund uden kalkforekomst omfatter et *tag-rør/bittersød natskygge samfund* på permanent våd bund med meget variable næringsforhold. Ved et forholdsvis højt næringsindhold kan *høj sødgræs samfund* og *top-star samfund* forekomme. Et *stiv star samfund* kan træffes som bredvegetation ved udprægede grundvandsfluktuationer. *Rørgræs samfund* findes som tør rørskov langs naturligt eutrofe og eutrofierede søer og vandløb. Langs vandløb findes et *nikkende star samfund* ved en høj vintervandstand. Hvor der om sommeren er forholdsvis tørt, og hvor jordbunden er vandmættet eller oversvømmet i vinterperioden kan *eng-rørhvene samfund* forekomme. Et artsrigt *sump-kællingetand/dynd-padderok-samfund* findes i væld og på afgræssede enge med trykvandspåvirkning både med og uden kalk, mens *lyse-siv/kær-tidsele-samfund* træffes på enge, der ikke er oversvømmede om vinteren. *Almindelig mjødurt-samfund* er et floristisk variabelt samfund, der findes som et af de første trin i successionsforløbet mod krat og skov på tidligere græssede eller slåede lavbundslande.

De kalkprægede samfund kan inddeles i 3 samfund. *Hvas avneknippe samfund* findes som pionérsamfund på permanent vanddækket bund. *Butblomstret siv/blågrøn star-samfund* forekommer i væld, topogene kær med vandtilførsel fra kalkrige jordlag og i afblæste klitlavninger, der kan opretholdes ved græsning eller slåning. *Næb-star/dynd-star/skorpionmos samfund* findes som hængesæk i oligo- til mesotrofe søer og i væld med stagnerende vand.

Endelig findes 5 meget kulturpåvirkede typer, hvor kulturpåvirkningen overskygger det naturlige nærings- og kalkindhold. På kulturenge findes et *almindelig kvik-samfund* på arealer, der har været i egentlig omdrift og et *almindelig rajgræs/hvid kløver samfund* på enge, der omlægges med få års mellemrum. Hvor engene omlægges med længere tidsintervaller, findes et *lav ranunkel/almindelig rapgræs samfund* og et *mose-bunke samfund*. *Kryb-hvene/knæbøjet rævehale-samfund* træffes på kompakt og forstyrret jordbund med stående vand, f.eks. hvor der er et højt græsningstryk.

4.3.2 Indikatorer for naturkvalitet på ferske enge

Metoder

Udpegningen af indikatorer for naturkvalitet er foretaget på baggrund af kvantitative vegetationsdata og abiotiske data indsamlet på 163 lokaliteter (prøvefelter à 2*2 m) fordelt på 42 lavbundsområder. I hvert af de 42 områder blev de tilstedeværende repræsentanter for forskellige eng- og kærtyper udvalgt som lokaliteter. Naturkvaliteten på hver lokalitet blev vurderet på baggrund af informationer om lokaliteternes historie (i forhold til vildhed, oprindelighed og kontinuitet), og en værdi på en skala fra 1-6 blev fastsat for hvert prøvefelt. Værdien blev givet ved at sammensætte de nævnte informationer på subjektiv, men standardiseret vis (se Mark & Strandberg 1999a).

Modeller til bestemmelse af naturkvalitet blev lavet vha. neurale netværk. Et neuralt netværk konstruerer en model vha. et træningssæt bestående af input data og output data (se afsnit 4.2.2.1). Input data bestod i dette tilfælde af de indsamlede vegetationsdata for hver lokalitet. Output data bestod af naturkvalitetsværdierne for hver lokalitet. Det neurale netværk har med disse data trænet sig frem til den model som bedst muligt beskriver, hvordan og hvilke af de indsamlede data, der kan benyttes til at forudsige naturkvalitetsværdien. Modellens fejlbestemmelsesprocent er beregnet ud fra forskellen mellem den på forhånd fastsatte naturkvalitetsværdi (den ønskede) og den estimerede. Modellen kan derefter bestemme naturkvaliteten på lokaliteterne vha. de udvalgte parametre.

To modeller blev lavet, begge baseret på artsdata. Hver model giver et bud på naturkvaliteten på en eng. Den første model benyttede alle floristiske data, mens den anden model blev lavet på baggrund af et reduceret datasæt, hvor de udvalgte parametre fra første model er ekskluderet (og således ikke kan blive udvalgt som indikatorer påny).



Foto: Peter Wind



Foto: Peter Wind

Vild hør og eng-troldurt er eksempler på arter, der indicerer høj naturkvalitet på ferske enge og kær. Arterne er udpeget i modellen Engarter.

Resultater

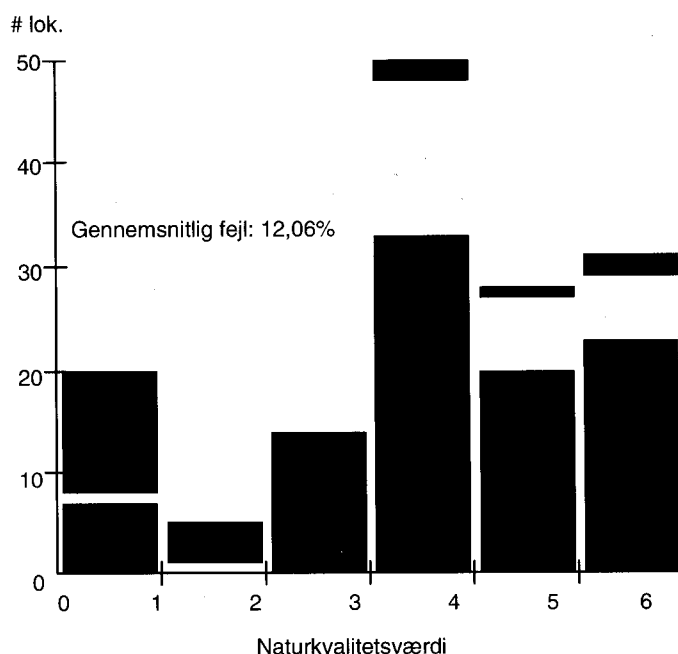
Udpegningen af indikatorer er som sagt kun foregået på de egentlige ferske enge og kær. De udvalgte parametre (= indikatorer) i hver af de to modeller til bestemmelse af naturkvalitet er vist i hhv. tabel 4.3.2 og 4.3.3. Begge modeller består udelukkende af karplantearter. Den første model (Engarter) består af i alt 21 arter, har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 12,06% og udnytter knap halvdelen af informationen i datamaterialet (42,8%). Fejlbestemmelsesfordelingen på de seks kvalitetsklasser ses i figur 4.3.1. Den anden model (Engkontrol) er sammensat af i alt 17 arter. Modellen har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 13,71% og udnytter godt en tredjedel af informationen i datamaterialet (34,9%). Fordelingen af fejlbestemmelser i de seks kvalitetsklasser for denne model er vist i figur 4.3.1 og 4.3.2.

Diskussion

Modellerne til bestemmelse af naturkvalitet bør kun benyttes på enge eller kær samt på lavbund i begyndende tilgroning (højstaude), idet de andre lavbundstyper (f.eks. pilekrat og rørsump) ikke er med i modellernes datagrundlag. Fejlprocenterne, som angives for de to modeller til bestemmelse af naturkvalitet, er forholdsvis høje, især for kontrolmodellens vedkommende.

Tabel 4.3.2: Resultat af parameterudvælgelsen til modellen Engarter. Nomenklatur efter Mossberg et al. (1994).

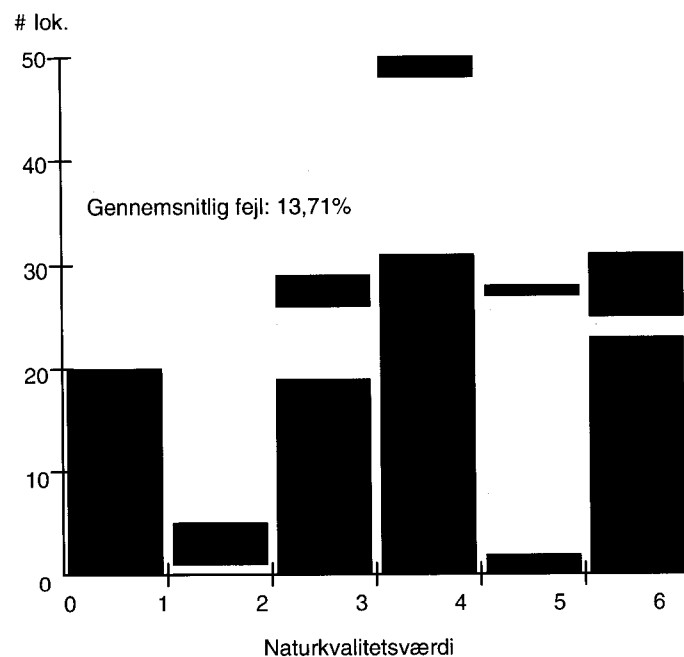
Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningssættets information
1	Kragefod	19,70%	6,5%
2	Grøn star	18,68%	11,3%
3	Maj-gøgeurt	17,78%	15,6%
4	Rødkløver	17,29%	17,9%
5	Eng-troldurt	16,70%	20,7%
6	Krybende hestegræs	16,16%	23,3%
7	Tranebær	15,85%	24,7%
8	Blære-star	15,51%	26,3%
9	Vild hør	15,22%	27,7%
10	Hedelyng	14,80%	29,7%
11	Læge-baldrian	14,62%	30,6%
12	Dun-birk	14,35%	31,9%
13	Liden andemad	14,19%	32,6%
14	Stor nælde	14,18%	32,6%
15	Kødfarvet gøgeurt	13,94%	33,8%
16	Ager-tidsel	13,33%	36,7%
17	Bredbladet skjaller	13,30%	36,9%
18	Gederams	13,19%	37,4%
19	Alm. fredløs	13,14%	37,6%
20	Rødel	12,91%	38,7%
21	Tråd-siv	12,67%	39,8%
	(justering)	12,06%	42,8%



Figur 4.3.1: Figuren viser, hvor god modellen Engarter er til at bestemme naturkvaliteten på datasæt som er af samme type som træningssættet. Den grønne (nederste) del af søjlen angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den gule angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert, mens den røde (øverste) angiver en fejl på mere end én værdi. Samtidig viser figuren antallet af englokaliteter i de forskellige kvalitetsklasser (eks. 20 eng af lavest mulige kvalitet) og dermed træningssættets oprindelige fordeling af kvalitetsklasser.

Tabel 4.3.3: Resultat af parameterudvælgelsen til modellen Engkontrol. Nomenklatur efter Mossberg et al. (1994).

Trin	Udvalgte Parametre	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningssættets information
1	Hirse-star	20,21%	4,0%
2	Smalbladet kæruld	19,15%	9,1%
3	Kær-svovlrod	18,24%	13,4%
4	Bukkeblad	17,76%	15,6%
5	Mælkebøtte	17,04%	19,1%
6	Mangeblomstret frytle	16,56%	21,4%
7	Alm. røllike	16,31%	22,6%
8	Næb-star	15,46%	26,6%
9	Grå star	15,00%	28,8%
10	Top-star	14,96%	28,9%
11	Kær-star	14,64%	30,5%
12	Langakset star	14,55%	30,9%
13	Øret pil	14,52%	31,0%
14	Hunde-hvene	14,43%	31,5%
15	Høj sødgræs	14,38%	31,7%
16	Alm. skjolddrager	14,22%	32,5%
17	Tormentil	14,03%	33,4%
	(justering)	13,71%	34,9%



Figur 4.3.2: Figuren viser, hvor god modellen Engkontrol er til at bestemme naturkvaliteten på datasæt som er af samme type som træningssættet. Den grønne del af søjlen (nederst) angiver, at naturkvaliteten er bestemt korrekt i forhold til træningssættets værdi, den gule angiver, at naturkvaliteten er bestemt én værdi forkert, mens den røde (øverst) angiver en fejl på mere end én værdi. Samtidig viser figuren antallet af lokaliteter i de forskellige kvalitetsklasser og dermed træningssættets oprindelige fordeling af kvalitetsklasser.

Ved at bruge hovedmodellen (Engarter) bestemmes 59% af lokaliteterne korrekt i forhold til træningssættets naturkvalitetsværdi. 33% af lokaliteterne bestemmes 1 værdi forkert, og 9% bestemmes mere end 1 værdi forkert. De fleste af fejlbestemmelserne består således af afvigelser på 1 værdi, og desuden findes de større afvigelser mest på



Foto: Peter Wind



Foto: Peter Wind

Smalbladet kæruld og hirsestar er eksempler på arter, der indicerer høj naturkvalitet på ferske enge og kær. Arterne er udpeget i modellen Engkontrol.

enge med lav naturkvalitet. Da fejlbestemmelser i nogen grad må forventes, er det mere acceptabelt at de befinder sig i den lave ende af naturkvalitetsgradienten, da disse jo ofte alligevel vil blive prioriteret lavere. Kontrolmodellen (Engkontrol) er væsentlig dårligere (47% korrekt, 36% én forkert, 17% mere end én værdi forkert). Informationsmængden, som ligger til grund for kontrolmodellen, er jo også mindsket betydeligt, da alle 21 indikatorer fra den første model er udeladt fra datasættet.

Det skal understreges, at den nøjagtighed og fejlprocent, som modellerne angiver, kun gælder for datasæt der ligner dem som modellen bygger på. Det er således også forventeligt, at anvendelse af nye data i modellerne vil betyde en noget større fejlbestemmelsesprocent. Begge modeller kan benyttes samtidig, men der bør lægges mest vægt på hovedmodellen. Det er tilrådeligt at inventere flere prøvefelter pr. lokalitet og derefter benytte modellen(-rne) på hvert enkelt prøvefelt for derved at øge sikkerheden i bestemmelsen.

Det vurderes, at modellerne med nogen forsigtighed kan bruges i deres nuværende form. Risikoen for fejlbestemmelse forventes at kunne sænkes efterhånden som flere data kommer til, hvorfor det tilrådes i hvert fald i starten at indsamle data om alle arter, ikke blot indikatorerne. Vejledning og nærmere gennemgang af metoderne og modellerne kan findes i Mark & Strandberg (1999a).

4.3.3 Indikatorer for naturkvalitet på lysåbne vandløbsnære arealer

Metoder

Naturlige vandløbssystemer er karakteriseret ved at naturlige dynamiske processer foregår frit, hvilket betyder at vandløbet bevæger sig frit i ådalen og oversvømmer de vandløbsnære arealer og at grundvandsspejlet på vandløbsnære arealer er højt, fordi arealerne er udrænede og vandløbene uregulerede. Disse forhold sikrer høj grad af hydrologisk og biogeokemisk samspil mellem vandløb og vandløbsnære arealer og er lagt til grund i forbindelse med identifikation af indikatorarter for naturkvalitet på vandløbsnære arealer. Det vandløbsnære areal defineres i nærværende projekt som det areal der strækker sig 30 m fra vandløbet vinkelret op i ådalen og 50 m langs vandløbet. Undersøgelserne af de hydrologiske samt fysisk-kemiske forhold og plantesamfund er foretaget på vandløbsnære arealer langs 10 regulerede vandløbsstrækninger og 8 uregulerede vandløbsstrækninger. Følgende hydrologiske samt fysisk-kemiske forhold blev målt:

- Vandløbets brinkhøjde (mål for oversvømmelses-potentiale)
- vandløbets morfometri
- vandføring
- vandspejlsfald
- grundvandsspejlets beliggenhed
- fugtighed:
 - i) i jord
 - ii) ved jordoverflade
 - iii) 25 cm over jorden
- vandindhold i jord
- indhold af uomsat organisk materiale
- pH og C/N forhold

Lokaliteterne er udvalgt med henblik på en udpegning af indikatorer for et egentligt hydrologisk samspil. Pga. det begrænsede datamateriale var det derfor vigtigt i udvælgelsen af lokaliteter, at jordbundsforhold, arealernes forhistorie og udnyttelse var ens samt at den geografiske spredning på arealerne var begrænset. De valgte vandløbsstrækninger ligger alle i Viborg amt, vandløbene er middelstore og beliggende i sandjordsoplande. De vandløbsnære arealer udnyttes ekstensivt til græsning og er udrænede og ugødskede.

Plantesamfundene er analyseret vha. Canonical Correspondence Analysis (CCA ordination, ter Braak 1989-1992), som er en multivariat analysemetode. Den multivariate metode kan identificere, hvilke hydrologiske og fysisk-kemiske gradienter der har størst betydning for fordelingen af de fundne plantearter på de vandløbsnære arealer, og dermed også hvilke arter der indicerer høj grad af hydrologisk samspil mellem vandløbet og de vandløbsnære arealer. Analysen er baseret på 252 relevéer. Alle ovenfor nævnte hydrologiske og fysisk-kemiske parametre er medtaget i analysen. Senere er nogle frasorteret pga. manglende signifikans (testet ved forward selection i CCA, $p > 0,01$).

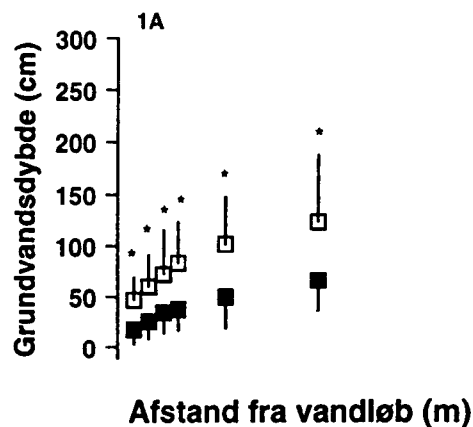
Indikatorarter for naturkvalitet på vandløbsnære arealer defineres som de arter der i analysen grupperer sig omkring fugtighedsvektorerne og findes vha. ordinationsdiagrammet med vektorerne afbildet. For at gøre analysen mere robust er sjældent forekommende plantearter ikke medtaget i analysen

Resultater

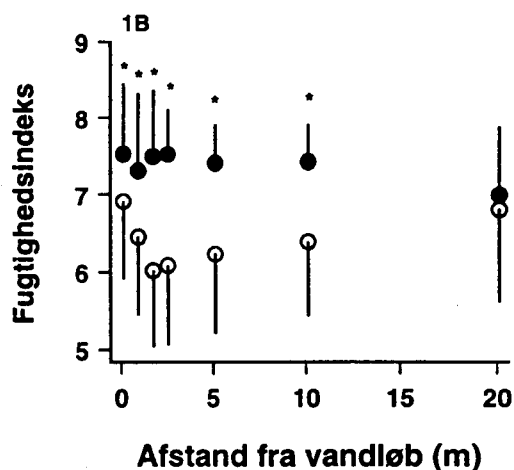
De undersøgte vandløbsnære arealer blev valgt ud fra hypotesen om, at det hydrologiske samspil vil være maksimalt på vandløbsnære arealer langs uregulerede vandløb og minimalt på vandløbsnære arealer langs regulerede vandløb. De fundne resultater understøtter denne hypotese. Der er således forskelle både på brinkhøjder og på grundvandsspejlets niveau på de to typer af vandløbsnære arealer.

For begge typer gælder, at grundvandsspejlet falder, jo længere man bevæger sig væk fra vandløbet, men grundvandsspejlet ligger signifikant lavere på de vandløbsnære arealer langs de regulerede vandløb, undtagen i en afstand på 20 m fra vandløbet (figur 4.3.3). Tilsvarende er brinkerne langs de regulerede vandløb mere stejle, og vandløbenes oversvømmelsespotentiale er derfor lavere. Gennemsnitligt var brinkhøjden langs de regulerede vandløb 53 ± 25 cm, mens den var 17 ± 15 cm langs de uregulerede vandløb.

Det totale artsantal på de vandløbsnære arealer langs henholdsvis regulerede og uregulerede vandløb var ens, ca. 160 arter. Derimod var der stor forskel på hyppigheden af vådbundsarter på de to areal typer. Beregnede fugtighedsindekser (baseret på Ellenbergs indikatorværdier (Ellenberg 1979) og arternes frekvens) for plantesamfundene på de to typer af arealer viser, at de fundne arter langs de uregulerede vandløb i højere grad var tilpasset fugtige forhold (figur 4.3.4). Denne forskel er udlignet ca. 20 m fra vandløbet, hvilket formentlig afspejler, at der var diffust fremsivende vand i denne afstand på nogle af arealerne langs de regulerede vandløb.



Figur 4.3.3: Grundvandsspejlets beliggenhed i forskellige afstande fra uregulerede (lukkede symboler) og regulerede (åbne symboler) vandløb i Viborg amt. Tallene er gennemsnitsværdier for otte uregulerede og ti regulerede vandløb. * angiver at der er signifikant forskel på middelværdierne på de to arealtyper (t-test, $p < 0,05$).



Figur 4.3.4: Fugtighedsindeks for plantesamfund i forskellige afstande fra uregulerede (lukkede symboler) og regulerede (åbne symboler) vandløb i Viborg amt. Tallene er gennemsnitsværdier for 16 kvadrater langs de uregulerede vandløb og 20 kvadrater langs de regulerede vandløb. * angiver at der er signifikant forskel på middelværdierne på de to arealtyper (t-test, $p < 0,05$).

Grundvandsspejlet, brinkhældningen, jordens vandindhold, jordbundens fugtighed 10 cm under jordoverfladen, C/N forholdet og pH viste sig at være de vigtigste plantefordelende faktorer på de vandløbsnære arealer. Fugtighedsparametrene (grundvandsspejlet, jordens vandindhold og jordbundens fugtighed 10 cm under jordoverfladen) er alle positivt korrelerede. Dvs. er grundvandsspejlet højt, er jordens vandindhold samt jordbundens fugtighed 10 cm under jordoverfladen også høj. Fugtighedsparametrene er ydermere korrelerede til C/N indholdet i jorden, således at et højt C/N indhold findes på arealer med et højt grundvandsspejl og et højt vandindhold i jorden. Den foretagne analyse viste modsat, at stejle vandløbsbrinker er korreleret til et lavt grundvandsspejl, et lavt vandindhold og en lav jordbundsfugtighed samt et lavt C/N forhold – altså de tørre vandløbsnære arealer. Indikatorarter for naturkvalitet defineres som de plantearter, der findes tæt associerede til ovennævnte fugtighedsparametre i ordinationsdiagrammet. De fundne indikatorarter ses i tabel 4.3.4.



Foto: Annette Baatrup-Pedersen



Foto: Annette Baatrup-Pedersen

Kragfod og engkabbeleje er eksempler på arter, der indexerer en høj grad af hydrologisk samspil mellem vandløb og vandløbsnære arealer.

Tabel 4.3.4: Indikatorarter for høj naturkvalitet på vandløbsnære arealer. Indikatorgruppen er kun anvendelig på ekstensivt græssede sandjordsdominerede arealer, der er upåvirkede af gødskning og pesticider.

Dansk artsnavn	Latinsk artsnavn
Eng-kappeleje	<i>Caltha palustris</i>
Sump-kællingetand	<i>Lotus pedunculatus</i>
Kragfod	<i>Potentilla palustris</i>
Tykbladet fladstjerne	<i>Stellaria crassifolia</i>
Kær-ranunkel	<i>Ranunculus flammula</i>
Tormentil potentil	<i>Potentilla erecta</i>
Alm. Brunelle	<i>Prunella vulgaris</i>
Eng-viol	<i>Viola palustris</i>
Dusk-fredløs	<i>Lysimachia thyrsiflora</i>
Kær-snerre	<i>Galium palustre</i>
Horse-tidssel	<i>Cirsium vulgare</i>
Kær-padderok	<i>Equisetum palustris</i>
Bølget bunke	<i>Deschampsia flexuosa</i>
Hjertegræs	<i>Briza media</i>
Tråd-siv	<i>Juncus filiformis</i>
Næb-star	<i>Carex rostrata</i>
Grå star	<i>Carex canescens</i>
Hare-star	<i>Carex leporina</i>
Hirse-star	<i>Carex panicea</i>

Diskussion

De fundne indikatorarter for høj naturkvalitet på vandløbsnære arealer kan kun bruges på ekstensivt græssede arealer beliggende på sandjorde. Der bør derfor også udvikles indikatorer for naturkvalitet på vandløbsnære arealer beliggende på andre jordtyper og med andre naturtyper. Uanset naturtype bør de ovenfor nævnte naturkvalitetskriterier dog lægges til grund.

Høj naturkvalitet vil ikke umiddelbart kunne findes på vandløbsnære arealer langs regulerede vandløb, fordi disse arealer vil være præget af, at vandløbene helt eller delvist er frataget deres naturlige dynamik. Som følge heraf vil grundvandsspejlet ligge lavt på disse strækninger (figur 4.3.3), og oversvømmelsespotentialitet vil være lavt. Man bør dog altid foretage målinger af grundvandsspejlets dybde på arealerne inden det konkluderes, at der ikke er potentiale for en høj naturkvalitet på arealerne. Det er således muligt, at effekten af vandløbsreguleringer på grundvandsspejlets dybde på nogle arealer er minimal pga. hydrogeomorfologiske ændringer. Ligeledes kan der være diffust vand i området, som betinger en høj grundvandsstand.

Det ville være operationelt på sigt at basere vurderingen af naturkvalitet på vandløbsnære arealer på en beskrivelse af også et areals potentiale for høj naturkvalitet, idet det vil kunne give store ressourcibesparelser. Herunder kan de fysiske parametre, brinkhældning og grundvandsspejlets dybde indikere, om der er potentiale for høj naturkvalitet. De fysiske indikatorer kunne også indeholde andre vandløbsmorfometriske mål eller fysiske forhold på de vandløbsnære arealer. Efterfølgende kunne botaniske undersøgelser så anvendes på arealer med en potentiel høj naturkvalitet med henblik på at vurdere, om også den aktuelle naturkvalitet er høj.

4.3.4 Afvejning af de enkelte vurderingsmetoder

Der er to udpegninger af indikatorer for naturkvalitet på ferske lavbundsjord. Begge udpeger indikatorer blandt karplanter, men de er udpeget på forskellige måder og med forskellige specifikke formål, hvorfor de bør anvendes under hensyntagen til dette. I det følgende gennemgås de vigtigste forskelle og nogle fordele og ulemper ved de to fremgangsmåder.

Indikatorarterne udpeget af det neurale netværk er samtidig et indeks, der direkte giver os et naturkvalitetsmål. Denne metode giver således mulighed for en hurtig og standardiseret kvalitetsvurdering ud fra et datasæt. Det er også muligt at behandle en meget stor mængde informationer i kvalitetsvurderingen, og det er muligt kontinuerligt at forbedre modellens evne til at forudsige naturkvalitet. Den lærer så at sige undervejs. Samtidig får vi på baggrund af modellerne en fornemmelse af, hvor stor usikkerhed der er på naturkvalitetsvurderingen. Denne usikkerhed er dog forventeligt større for nye datasæt, der forventes at afvige en smule fra de tidligere.

Eftersom det tilgrundliggende datasæt også er bestemmende for, hvilke enge der bør tages ind i modellen, er det vigtigt igen at understrege, at udpegningen af indikatorer kun er foretaget for de egentlige ferske enge og kær samt lavbund i begyndende tilgroning (højstaude).

Indikatorer for vandløbsnære arealer er udvalgt som specielt velegnede til at vurdere samspillet mellem vandløbet og de vandløbsnære arealer. Arterne er nærmere bestemt udpeget som indikatorer for et egentligt hydrologisk samspil (indikeret ved at grundvandsspejlet er naturligt, og at oversvømmelsespotentialer er stort) og kan derfor udtale sig ret præcist om disse forhold.

Da de undersøgte arealer alle er ekstensivt græssede arealer beliggende på sandjorde, kan de fundne indikatorarter for høj naturkvalitet på vandløbsnære arealer dog kun bruges på sådanne.

For de vandløbsnære arealer kan nogle enkle fysiske parametre eventuelt benyttes til at indikere et potentiale for høj naturkvalitet. Hvis potentialet er der, kunne botaniske undersøgelser efterfølgende anvendes med henblik på at vurdere, om også den aktuelle naturkvalitet er høj. Dette kunne medføre betydelige ressourcebesparelser.

4.4 Strandenge

Strandenge udvikles på lavtliggende arealer langs beskyttede kyster. Disse kystområder bliver overskyldt regelmæssigt af saltvand, og afhængig af beliggenheden overskyldes arealerne fra et par gange i døgnet til få gange om året. Som følge heraf er jordbunden på strandengen fugtig og jordvandet saltholdigt (2-40%). Begge variabler aftager med afstanden fra kysten, ofte parallelt med hinanden og er sammen med kulturpåvirkning (f.eks. græsning) de vigtigste plantefordelende faktorer på strandengen. På grund af store variationer i springflodsamplitude, saltholdighed og klima langs de danske kyster er der betydelig forskel i strandengsvegetationens sammensætning i de forskellige egne af landet.

I klassifikationen af danske plantesamfund anskues strandengene meget bredt og omfatter alle saltpåvirkede zoner, fra den submerse vegetation op til strandoverdrevet. I udpegningen af indikatorer for naturkvalitet defineres strandengen som geolitteral-zonen, dvs. zonen fra den gennemsnitlige tidevandslinie til vinterhøjvandslinien. Denne snævrere definition er anvendt for at en naturkvalitetsbedømmelse på strandenge med en vis rimelighed kan foretages under et.

Strandenge adskiller sig fra strandoverdrev ved at jorden er fugtig og til tider anaerob. *Rød svingel-samfund* danner overgangen mellem strandengen og strandoverdrevet. Strandengene afgrænses fra de ferske enge ved det saltholdige jordvand. De to naturtyper kan dog være vanskelige at adskille. Udstrømmende ferskvand på strandengen kan medføre en betydelig variation i saltholdigheden gennem året, og i fjordområder kan ferske enge blive oversvømmet med saltholdigt vand med meget lange tidsintervaller.

Amternes §3-kortlægning, som blev gennemført 1994-1996 viser, at der er 436 km² strandeng og strandsump tilbage i Danmark, hvilket svarer til ca. 1% (Stoltze 1998). En stor del af disse arealer formodes at være markant kulturpåvirket i form af bl.a. gødskning, isåning af kulturgræsser eller under tilgroning som følge af ophørt græsning.

4.4.1 Danske plantesamfund på strandenge

Metoder

Datagrundlaget for en klassifikation af strandenges vegetation har været 696 kvantitative vegetationsanalyser og 262 arter. Heraf stammer 300 analyser fra det feltarbejde, der er udført i 1996 i forbindelse med dette projekt. Disse data er suppleret med kvantitative vegetationsdata fra publicerede undersøgelser, hvoraf 129 relevéer er indsamlet i perioden 1900-1940, 128 er fra 1941-1960, 114 er fra 1961-1980, og 25 er indsamlet efter 1981. Undersøgelserne af de danske strandenge har en meget skæv geografisk fordeling, med hovedvægten på nogle få lokaliteter, bl. a. Ringkøbing Fjord og Skallingen. De dele af Danmark, der især er dårligt undersøgt, er Nordjylland nord for Limfjorden, Fyn, Lolland-Falster og store dele af Vest- og Nordsjælland. At dømme efter litteraturen har Læsø, Anholt, Fanø og Langeland aldrig været undersøgt kvantitativt. Vegetationsanalyserne er foretaget som frekvens- eller dækningsgradsanalyser in-

På den øvre geolittoral (jordbærkløver-eng) findes *rød svingel-samfund*, *kødet hindeknæ/udspærret annelgræs-samfund* og *strand-firling/dansk kokleare-samfund* på græssede strandenge og almindelig kvik-samfund på ugræssede strandenge.

På strandengskyster med en middel salinitet som i mange østdanske fjorde (Isefjorden, Roskilde Fjord m.fl.) træffes følgende samfund: Under middellavvandslinien findes *ålegræs-samfund* og *havgræs-samfund*, og i hydrolittoral-zonen findes *strand-kogleaks-samfund*. På den nedre geolittoral findes *strand-annelgræs-samfund* på græssede og *tagrør/strand-kogleaks-samfund* på ugræssede strandenge. På den mellemste geolittoral findes *harril-samfund* hvor der græsses, og *tagrør/strand-kogleaks-samfund* hvor der ikke græsses. På den øvre geolittoral findes *rød svingel-samfund*, *kødet hindeknæ/udspærret annelgræs-samfund* og *strand-firling/dansk kokleare-samfund* på strandenge med et moderat græsningstryk, *kryb-hvene/kær-trehage-samfund* og *kryb-hvene/knæbøjet rævehale-samfund* på strandenge med intensiv græsning og *gåse-potentil/strand-svingel-samfund* og almindelig kvik-samfund på ugræssede strandenge.

På strandengskyster med lav salinitet, som på Bornholm, træffes følgende samfund: Under middellavvandslinien findes *ålegræs-samfund* og *havgræs-samfund*, og i hydrolittoral-zonen findes *strand-kogleaks-samfund*, *enskættet sumpstrå-samfund* og *strand-siv-samfund*. På den nedre geolittoral og mellemste geolittoral findes *harril-samfund* hvor der græsses, og *tagrør/strand-kogleaks-samfund* og *rødbrun kogleaks-samfund* hvor der ikke græsses. På den øvre geolittoral findes *kantbælg-samfund* og *strand-firling/dansk kokleare-samfund* på strandenge med et moderat græsningstryk; *kryb-hvene/kær-trehage-samfund* og *kryb-hvene/knæbøjet rævehale-samfund* findes på strandenge med intensiv græsning og *gåse-potentil/strand-svingel-samfund* og almindelig kvik-samfund på ugræssede strandenge.

Strandoverdrev er behandlet sammen med de øvrige danske overdrevstyper i delkapitel 4.7.

4.4.2 Indikatorer for naturkvalitet på strandenge

Metoder

Udpegningen af indikatorer for naturkvalitet er foretaget på baggrund af kvantitative vegetationsdata og abiotiske data indsamlet på 20 danske strandenge. På hver lokalitet blev undersøgt 16 prøvefelter à 1 m², systematisk placeret over hele strandengen (transekter langs salt- og fugtighedsgradienten). Naturkvaliteten på hver af de udvalgte lokaliteter blev vurderet på baggrund af viden om lokaliteternes historie (i forhold til vildhed, oprindelig og kontinuitet), og en naturkvalitetsværdi fastsat for hver lokalitet (1-5). Værdien blev givet ved at sammensætte de nævnte informationer på subjektiv, men standardiseret vis (se Mark & Strandberg 1999a). Således hører der også en naturkvalitetsværdi til hvert prøvefelt på en lokalitet.

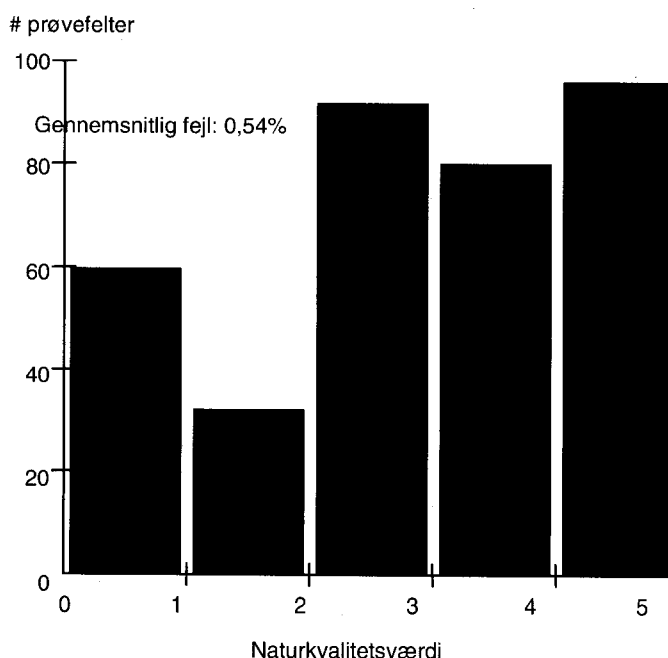
Modeller til bestemmelse af naturkvalitet blev lavet vha. neurale netværk. Et neuralt netværk konstruerer en model vha. et træningssæt (se afsnit 4.2.2.1). Træningssættet består af input data og output data.

Input data bestod i dette tilfælde af de indsamlede vegetationsdata og abiotiske/strukturelle data for hvert prøvefelt. Output data bestod af naturkvalitetsværdierne for hvert prøvefelt. Det neurale netværk har med disse data trænet sig frem til den model som bedst muligt beskriver, hvordan og hvilke af de indsamlede data, der kan benyttes til at forudsige naturkvalitetsværdien. Modellens fejlbestemmelsesprocent er beregnet ud fra forskellen mellem den på forhånd fastsatte naturkvalitetsværdi (den ønskede) og den estimerede.

To modeller blev lavet, én baseret på strukturelle parametre og én baseret på artsdata. Hver af de to modeller giver 16 bud på naturkvaliteten på en strandeng (én for hvert prøvefelt). Ved at vælge den hyppigst estimerede værdi for hver model opnås det bedste bud på strandengens kvalitet.

Tabel 4.4.1: Resultat af parameterudvælgelsen til strukturmodellen.

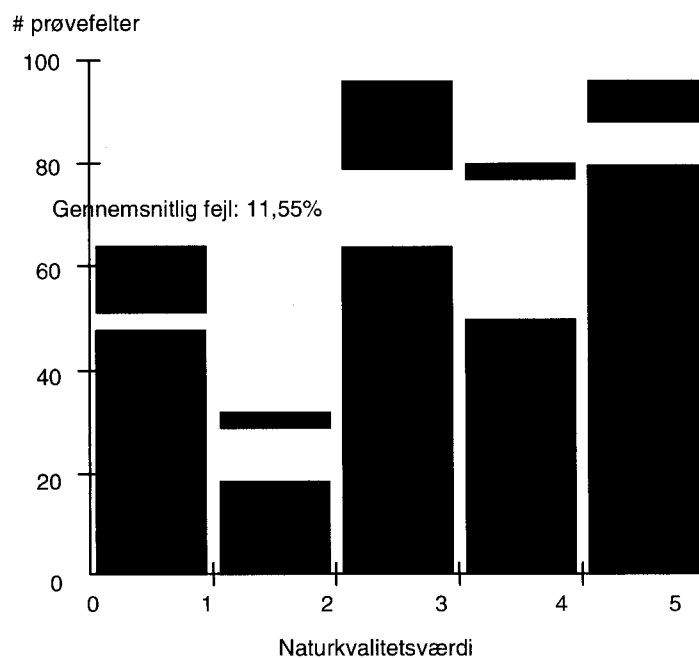
Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningssættets information
1	Loer	25,00%	14,8%
2	Organisk lag	20,73%	29,4%
3	Tuer	15,38%	47,6%
4	Sand	13,26%	54,8%
5	Blottet jord	8,59%	70,7%
6	Ler	7,66%	73,9%
7	Sand med ler	5,33%	81,9%
8	Fugtighed	4,37%	85,1%
9	Saltpander	2,61%	91,1%
	(justering)	0,54%	98,2%



Figur 4.4.2: Figuren viser, med hvor stor nøjagtighed strukturmodellen bestemmer naturkvaliteten inden for hver naturkvalitetsklasse, men vel at mærke kun på datasæt der ligner træningssættet som modellen er bygget på. Den grønne farve (nederst) angiver, at modellen bestemmer naturkvaliteten korrekt i forhold til træningssættets værdi. Den gule farve øverst i søjle 1 og søjle 3 angiver, at modellens estimat er 1 værdi forkert. Samtidig viser figuren antallet af strandengsprøvefelter i de forskellige kvalitetsklasser og dermed den oprindelige fordeling af kvalitetsklasser.

Tabel 4.4.2: Resultat af parameterudvælgelsen til karplantemodellen. Nomenklatur efter Mossberg et al. (1994).

Trin	Udvalgt parameter	Gennemsnitlig fejl	Anvendelse af træningssættets information
1	Engelskgræs	25,76%	12,2%
2	Bleg pileurt	23,51%	19,9%
3	Alm. hønsetarm (+ ensidig)	22,36%	23,8%
4	Kveller/alm. salturt	20,14%	31,4%
5	Eng-svingel	18,55%	36,8%
6	Strand-vejbred	17,66%	39,8%
7	Hvid kløver	16,14%	45,0%
8	Mark-rødtop	15,93%	45,7%
9	Stor nælde	15,69%	46,5%
10	Alm. hvene	15,22%	48,1%
11	Rød svingel	14,57%	50,3%
12	Lancet-vejbred	14,16%	51,8%
13	Spyd-mælde	14,08%	52,0%
14	Rød kløver	13,68%	53,4%
15	Gåse-potentil	13,61%	53,6%
16	Liden tusindgylden	13,16%	55,2%
17	Lav hindebæger	13,03%	55,6%
18	Håret star	13,03%	55,6%
19	Strand-svingel	12,84%	56,3%
20	Mose-bunke	12,54%	57,3%
21	Sand-star	12,28%	58,1%
	(justering)	11,55%	60,6%



Figur 4.4.3: Figuren viser, med hvor stor nøjagtighed karplantemodellen bestemmer naturkvaliteten inden for hver klasse, men kun på datasæt der ligner træningssættet som modellen er bygget på. Den grønne farve (nederst) angiver, at modellen bestemmer naturkvaliteten korrekt i forhold til træningssættet, mens den gule viser, at naturkvaliteten er bestemt 1 værdi forkert. Den røde angiver en fejl på mere end 1. Samtidig viser figuren antallet af strandengsprøvefelter i de forskellige kvalitetsklasser og dermed den oprindelige fordeling af kvalitetsklasser.

Resultater

De udvalgte parametre (= indikatorer) i hver af de to modeller til bestemmelse af naturkvalitet er vist i hhv. tabel 4.4.1 og 4.4.2. Parametrene i hver af disse modeller udgør således et indicatorsæt. Den



Foto: Peter Friis Møller



Foto: Peter Wind

Gåse-potentil og engelskgræs er eksempler på arter, der indikerer høj naturkvalitet på strandengen.

førstnævnte model består udelukkende af strukturelle/abiotiske parametre og er sammensat af i alt 9 parametre, der omfatter bl.a. loer, saltpander, tue-struktur og organisk lag. Denne model har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på kun 0,54% og udnytter en meget stor del af informationen i datamaterialet (98,2%). Fordelingen af fejlbestemmelser over de fem kvalitetsklasser er vist i figur 4.4.2. Den anden model består udelukkende af karplantearter og er sammensat af i alt 21 arter. Modellen har en gennemsnitlig fejlbestemmelse på 11,55% og udnytter godt halvdelen af informationen i datamaterialet (60,7%). Fordelingen af fejlbestemmelser for denne model er vist i figur 4.4.3.

Ovenstående tal bygger på de enkelte prøvefelters estimater. Men når den hyppigst estimerede naturkvalitet (ud af de 16) antages som den gældende værdi på den enkelte strandeng, estimerer strukturmodellen 100% i overensstemmelse med den på forhånd fastsatte værdi, mens artsmodellen estimerer forkert 2 gange (én værdi forkert). På tre af de tyve strandenge er der foretaget to undersøgelser uafhængigt af hinanden (to forskellige felthold). Uanset om struktur- eller artsmodellen blev brugt, gav disse replikater det samme resultat.

Diskussion

Modellerne til bestemmelse af naturkvalitet på strandenge har ret lave fejlprocenter, især strukturmodellens fejlprocent er lav. Samtidig skal det dog understreges, at den nøjagtighed og fejlprocent som modellerne angiver kun gælder for datasæt der ligner dem, som modellen bygger på. Der må derfor tages forbehold for disse modeller i den udstrækning, at de 20 undersøgte lokaliteter ikke dækker den variation, som vi kan forvente at finde på strandenge i Danmark. Det er således også forventeligt, at anvendelse af nye data i modellerne vil betyde en noget større fejlbestemmelsesprocent. Det er givet, at modellernes anvendelighed vil kunne forbedres dels ved at indsamle flere data og dels ved at indbygge regionale forskelle i dem, så der kan tages højde for forskelle mellem Øst- og Vestdanmark.

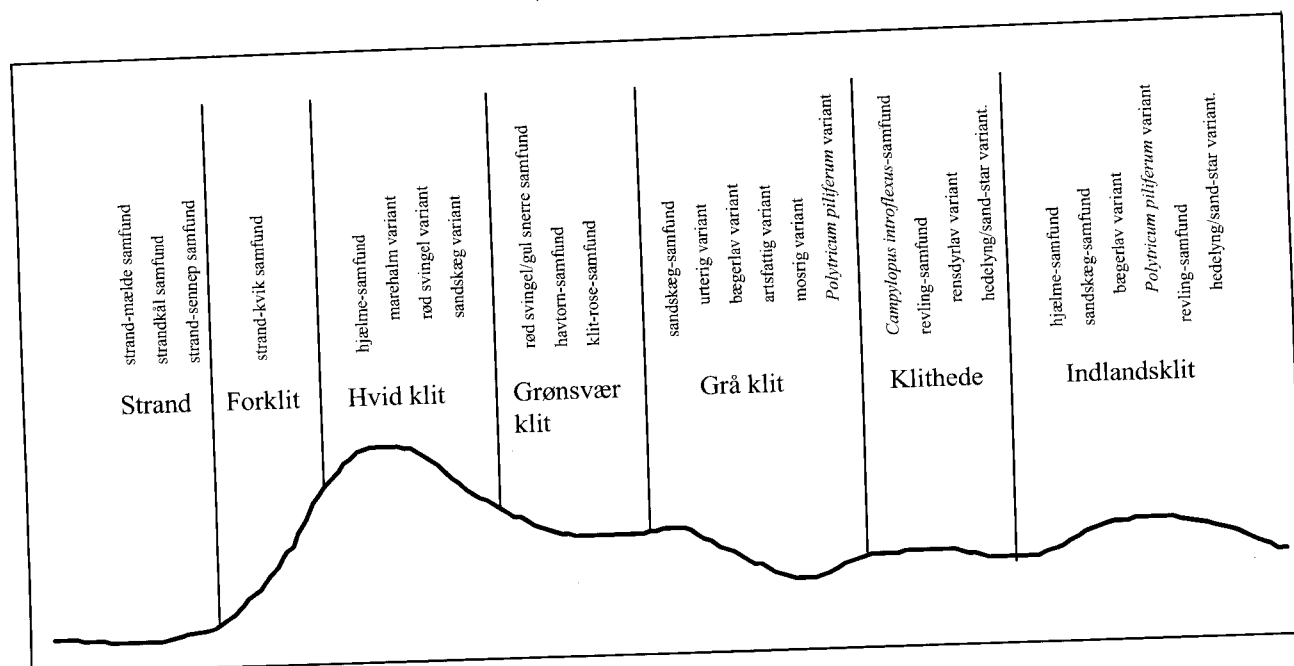
Modellerne for strandeng bør kun benyttes på selve strandengen og ikke i strandrørskoven. De skal anvendes på strandengen som helhed, da det er sådan sættet er opbygget. De forskellige zoner på strandengen er indbygget i modellerne, og det er nødvendigt, at data bliver indsamlet over hele strandengen med angivelse af arternes hyppigheder. Ligeledes bør begge modeller benyttes samtidig for at øge sikkerheden i bestemmelsen. Endelig skal man fortsat estimere flere naturkvaliteter pr. lokalitet og vælge den hyppigste værdi. Det er desuden vigtigt at gøre opmærksom på, at en naturkvalitetsvurdering vha. indikator sætterne ikke kan erstatte en vurdering af en strandengs værdi som fuglehabitat. De kvalitetskrav, som vi her har lagt vægt på, er ret strenge i forhold til strandfuglenes habitatkrav, og hvis interessen retter sig mod habitatværdien for fugle, må denne vurderes for sig.

4.5 Klitter

Klitterne dannes langs de eksponerede kyster, hvor bølgeenergien er høj pga. stor vanddybde og manglende beskyttelse af kystlinien og hvor der er en rigelig tilførsel af sand. Klitdannelsen er et samspil mellem vindtransporteret sand og plantevækst. De vigtigste økologiske forhold i klitterne er fugtighed, hældning, vindeksposering og kalkindholdet i sandet. De økologiske kår i klitten og den resulterende vegetationssammensætning ændrer sig vinkelret på kystlinien: strand - forklit - hvid klit - grønsværsklit - grå klit - klithede (se figur 4.5.1). Indlandsklitter (indsande) opstår på hedesletterne ved at plantedækket ødelægges, og det underliggende sand blotlægges og bliver udsat for vindens påvirkning.

Klitterne afgrænses fra overdrevene ved en mere artsfattig vegetation, som ofte domineres af laver. Rød svingel/gul snerre samfund (grønsværsklit) og sand-star/sandskæg-samfund (sand-græsland) danner den floristiske overgang mellem de to naturtyper. Klitten adskiller sig fra heden ved et højere pH og en mindre udvasket jordbund. Revling-samfund (klitheden) udgør overgangen mellem disse to naturtyper. Klitlavningernes vegetation er grundvandspåvirket og er analyseret sammen med de ferske enge.

Ifølge klitkortlægningen fra 1992 har Danmark i alt 127.000 ha klit (Brandt og Christensen 1994), svarende til 3% af landets areal. Klitterne findes især langs Vesterhavskysten, Læsø, Anholt samt mindre områder ved Kattegat, østlige Storebælt og Østersøen.



Figur 4.5.1: De eksponerede kysters og indlandsklitternes plantesamfund og deres placering i en typisk kystprofil. Efter Feilberg og Jensen (1993).

4.5.1 Danske plantesamfund i klitter

Metoder

Datagrundlaget for en klassifikation af den danske strand- og klitvegetation har været 707 kvantitative vegetationsanalyser og 347 arter fra publicerede undersøgelser. Heraf er 313 relevéer indsamlet i perioden 1941-1960, 170 er fra 1961-1980, og 224 er indsamlet efter 1981. Data, der ikke omfatter registreringer af mosser og laver, er udeladt fra klassifikationen. Datagrundlaget stammer næsten udelukkende fra vestjyske havklitter, med hovedvægt på Læsø. Vegetationsanalyserne er foretaget som frekvens- eller dækningsgradsanalyser inden for afgrænsede områder (1-100 m²) med homogen vegetation. Til selve klassifikationen af vegetationsdata er anvendt TWINSpan.

Resultater

På baggrund af ovennævnte klassifikation og den eksisterende viden om strand- og klitvegetationen fra såvel videnskabelige artikler som rapporter og mere erfaringsmæssig viden er der defineret 11 plantesamfund ved de eksponerede kyster og indlandsklitter i Danmark (se figur 4.5.1).

Strandvegetationen er samlet i tre samfund. Heraf består de to overvejende af enårige arter: *strand-mælde*- og *strand-sennep*-samfund og et af flerårige arter: *strandkål*-samfund. Da der mangler systematiske studier af vegetationen på danske strande, er det muligt at der findes flere samfund på strandene end de 3 nævnte. Eksempelvis refererer mange forfattere til flere *Atriplex*-samfund. Her er de indtil videre samlet i ét.

Lige over højvandslinien danner *strand-kvik* samfund forklitter på op til 1-2 m højde. Efterhånden som forklitten vokser, afløses dette samfund af et *sand-hjælme*-samfund, der er mere konkurrencedygtigt ved kraftig sandtilførsel, men mindre tolerant over for salt og vand. Arts sammensætningen i *sand-hjælme*-samfund afhænger af eksponering og kalkindhold, hvilket giver ophav til 3 varianter: en *marehalm*-, en *rød svingel*- og en *sandskæg*-variant.

Den fikserede klit, der omfatter både grå klit og grønsværsklit, er karakteriseret ved et sammenhængende plantedække, ringe eller ophørt sandtilførsel og sandbevægelse, en lavere placering i terrænet, topografisk niveau og en generel udfladning af konturerne.

Grønsværsklitten følger den hvide klit på lokaliteter, hvor det klitdannende materiale er relativt kalkholdigt eller i områder hvor sandet er dæmpet, men endnu ikke udvasket. Her findes et *rød svingel/gul snerre* samfund, et *havtorn*-samfund og et *klit-rose*-samfund.

Den grå klit følger dels den hvide klit på lokaliteter, hvor det klitdannende materiale er relativt kalkfattigt, dels grønsværsklitten ved fortsat udvaskning af klitsandet. Den grå klit omfatter et *sandskæg*-samfund, der er delt op i en urterig, en lichenrig, en meget artsfattig, en mosrig og en *Polytrichum piliferum*-variant afhængig af graden af udvaskning, eksponering og sandpålejring.

Klitheden starter som små pletter i den grå klit, der langsomt vokser sammen til en sammenhængende hedevegetation. På klitheden træffes hhv. et *revling-samfund* og et *Campylopus introflexus-samfund*. *Revling-samfunds* artssammensætning afhænger af eksponering og klitens alder og udvaskningsgrad og er delt op i dels en rensdyrlav (*Cladina*), dels en *hedelyng/sand-star-variant*. De fugtige klitsamfund er omtalt i delkapitel 4.3.

Indlandsklitterne adskiller sig fra havklitterne ved bl.a. en udvasket, jernholdig jordbund, forekomsten af andre arter (gyvel, bølget bunke m.fl.) og en tidligere indvandring af hedelyng. Her træffes *sand-hjælme-samfund*, *sandskæg-samfunds lichenrige variant* og *Polytrichum piliferum variant* og *revling-samfunds hedelyng/sand-star-variant*. Hertil kommer de egentlige hedesamfund (se delkapitel 4.6).

4.6 Heder

Naturtypen hede udvikles på næringsfattig og sandet jordbund. Hederne omfatter dværgbuskdominerede vegetationer, magre græs-urtevegetationer, der naturligt har udviklet sig fra hede og opgivne, sandede marker, som udvikler sig mod hede.

Heden afgrænses fra overdrev ved dominans af dværgbuske og en podzolering af jordbunden. *Almindelig syre/bølget bunke-samfund* (surgræsland) og *håret høgeurt/blåmunke-samfund* (opgivne marker) placerer sig i overgangen mellem hede og overdrev. Heden adskiller sig fra klitten ved en mere sur og udvasket jordbund, og *revling-samfund* (klitheden) udgør overgangen mellem disse to naturtyper. Heden adskilles fra de ferske enge ved en veldrænet og aerob jordbund. Den floristiske overgang markeres ved *klokkelyng-samfund*.

Amternes §3-kortlægning, som blev gennemført 1994-1996 viser, at der er 820 km² hede tilbage i Danmark, hvilket svarer til ca. 1,9% af landets areal (Stoltze 1998).

4.6.1 Danske plantesamfund på heder

Metoder

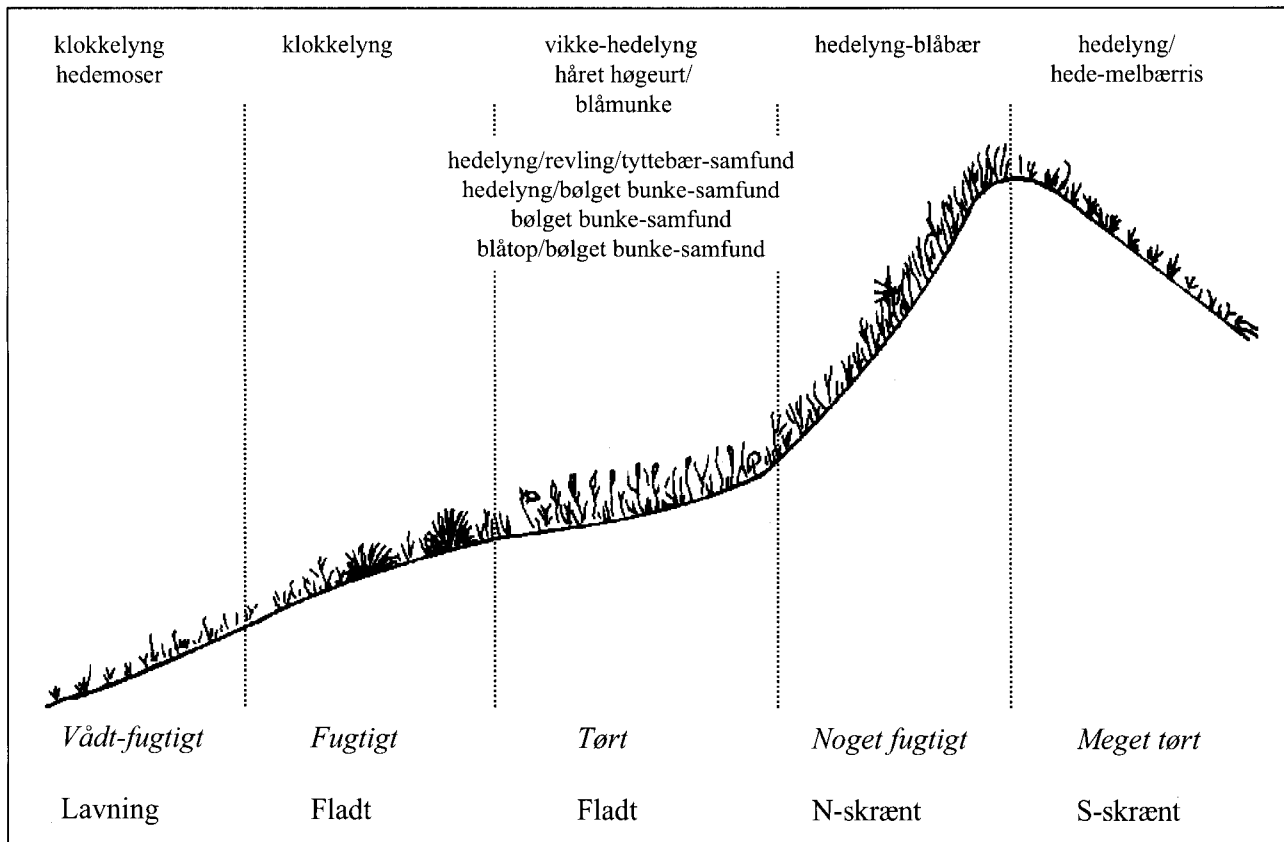
Datagrundlaget for en klassifikation af hedevegetationen har været 1.176 kvantitative vegetationsanalyser og 421 arter fra publicerede undersøgelser. Heraf er 97 relevéer indsamlet i perioden 1900-1940, 291 er fra 1941-1960, 531 er fra 1961-1980, og 251 er indsamlet efter 1981. Datagrundlaget stammer fra heder i det meste af landet, dog med hovedvægt på Midtjylland. Vegetationsanalyserne er foretaget som frekvens- eller dækningsgradsanalyser inden for afgrænsede områder (1-100 m²) med homogen vegetation. Til selve klassifikationen af vegetationsdata er anvendt TWINSpan. Klassifikationen omfatter kun indlandsheder, der ikke har været påvirket inden for en 10-årig periode. Klithederne er behandlet sammen med de øvrige klittyper.

Resultater

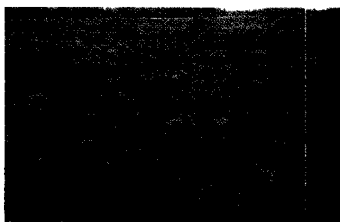
På baggrund af ovennævnte klassifikation og den eksisterende viden om hedevegetationen fra såvel videnskabelige artikler som rapporter og mere erfaringsmæssig viden er der defineret 9 hedeplantesamfund i Danmark. Figur 4.6.1 er en skematisk oversigt over de 9 samfunds placering i forhold til eksponering og fugtighed.

På oligotrof, fugtig og sandet jordbund findes *klokkelyng-samfund*. Dette samfund placerer sig mellem *hedelyng/revling/tyttebær-samfund* og de egentlige hedemoser, hvilket afspejles i den floristiske sammensætning.

Det mest almindelige plantesamfund på den jyske indlandshede er *hedelyng/revling/tyttebær-samfund*. Det træffes på næringsfattig jordbund og har oftest et tykt morlag. I det sydlige Jylland findes tillige et *vikke/hedelyng-samfund* på tørre, grovsandede jorde med tyndt morlag. *Hedelyng/bølget bunke-samfund* forekommer på udvasket lerblandet sand fortrinsvis i Østjylland og på øerne. På opgivne marker fin-



Figur 4.6.1: En skematisk oversigt over de ni hedesamfunds placering i forhold til eksponering og fugtighed. Efter Mikelsen (1980).



Billede af et hedelyng/revling/tyttebær-samfund.

des et *håret høgeurt/blåmunke-samfund*, der adskiller sig fra gamle heder ved et stort artsantal, fordi vegetationen foruden de typiske hedearter også indeholder en række andre arter, der er fremmede for den egentlige hede. Ved manglende driftspåvirkning på naturligt næringsrige heder, på gamle marker og på naturligt næringsfattige heder med en forøget kvælstoftilførsel udvikles høje græsriges vegetationer. Først et *bølget bunke-samfund*, der efterhånden danner et tykt lag dødt organisk materiale i bunden af vegetationen, som effektivt hindrer etablering af de fleste græsser og urter og senere et *blåtop/bølget bunke-samfund*, der kun vanskeligt kan føres tilbage til dværgbuskdomineret hede.

På nordskrånninger eller hvor der er en vis trykvandspåvirkning, findes et *hedelyng/blåbær-samfund*, der indeholder en del skyggetolerante arter fra egekrat og morbund i bøgeskov. Vegetationen er ofte rig på mosser.

På de meget tørre dele af heden som f.eks. sydvendte skrånninger forekommer *hedelyng/hede-melbærris-samfund*.

Hertil kommer en række temporære samfund efter kulturindgreb (slåning, afbrænding, tørveskrælning etc.), der ikke er inkluderet i dette projekt.

4.7 Overdrev

Overdrev er en samlebetegnelse for naturligt forekommende, lysåbne plantesamfund på tør bund, hvis vegetation er domineret af græsser, halvgræsser og bredbladede urter. Overdrev udvikles på naturligt veldrænet jordbund og har som forudsætning, at de økologiske kår favoriserer græsdomineret vegetation på bekostning af vedplantedomineret vegetation. Sådanne kår kan være vind- og vanderosion af skrænter og kystnært marint forland, ekstremt tørt mikroklima på sydskrænter, træfjendsk jordbund som f.eks. klippegrund og kalkjord samt græsning. Variationer i mængden af græssende dyr har betydet, at arealet med overdrevsvegetation har fluktueret meget gennem tiden. Fra at have været landsdækkende i nogle årtusinder efter istiden i form af en tundragtig vegetation, indskrænkedes overdrevene i takt med indvandringen af træer og nåede i atlantisk tid et minimum under linde-urskovens velmagtsdage. Senere, ved starten på bondestenalderen, indførtes husdyr, og overdrevsarealet ekspanderede igen. Overdrev og heder var for bare 200 år siden Danmarks almindeligste vegetationstyper. Siden er arealet med overdrevsvegetation gået voldsomt tilbage, først og fremmest som følge af opdyrkning, men også i de sidste 50 år som følge af direkte og indirekte gødskning og ophørt græsningsdrift.

Overdrev findes ved meget forskellige økologiske kår spændende fra fugtig, sur bund til ekstremt tør og varm, basisk jord og fra tørt, næringsfattigt sand til fugtigt, naturligt næringsrigt ler. Overdrev udvikles gennem lang tids lysåben kontinuitet på arealer, som ikke har været pløjet eller gødsket og forekommer især på skrænter ved kyster, i ådale og i kuperede randmoræner samt på hævet havbund nær kysten (grønsværsklit, strandoverdrev). Overdrev kan - især efter ophørt græsning - gro til i krat af tornede buske og græsningstolerante træarter.

Overdrevet som plantesamfund afgrænses fra heder ved, at vegetationen ikke er domineret af dværgbuske, og ved at der sjældent forekommer egentlig podzolering af jordbunden. Overdrev adskilles fra strandenge og enge ved at jordbunden er veldrænet og aerob. Der kan godt forekomme trykvand på overdrev, men ikke sådan at jorden bliver blød (vældpræg). Overdrev afgrænses fra grå og hvid klit ved en mere artsrig og artstæt vegetation, som ikke domineres af laver. Grønsværsklit vil i mange tilfælde, hvad jordbund og vegetation angår, falde ind under det biologiske overdrevsbegreb. Det samme gælder strandoverdrev.

Amternes §3-kortlægning, som blev gennemført 1994-1996 viser, at der er 262 km² overdrev tilbage i Danmark, hvilket svarer til ca. 0,6% af landets areal. Stikprøver har vist, at mellem 50 og 80% af dette i forvejen forsvindende lille areal er markant kulturpåvirket og floristisk forarmet i kraft af tidligere opdyrkning og gødskning eller er under tilgroning som følge af ophørt græsning (Bruun & Ejrnæs 1995).

4.7.1 Danske plantesamfund på overdrev

Metoder

Datagrundlaget for en klassifikation af overdrevenes vegetation har været 614 kvantitative vegetationsanalyser fra ugødskede overdrev med lang kontinuitet, med og uden græsning. Relevéerne stammer hovedsageligt fra Sjælland, Møn, Hindsholm, Samsø, Djursland, Bornholm, Himmerland og Thy/Hanherred. Analyserne dækker de vigtigste danske jordbundstyper og landskabsformationer og dækker hele pH-gradienten fra surt, udvasket sand til rene kalkjorde. Det vurderes, at alle hovedtyper af overdrevsvegetation er repræsenteret i datagrundlaget, selv om enkeltarters regionale eller lokale udbredelser kan være ufuldstændigt beskrevet i materialet. Analyserne stammer hovedsageligt fra litteraturen (feltarbejde 1940-1960), men er suppleret med nye analyser udført i 1990'erne i forbindelse med et PhD-studium. Vegetationsanalyserne er alle foretaget som frekvensanalyser (sml. Raunkiær-cirklinger) inden for afgrænsede områder (10-100 m²) med homogen vegetation.

Indledningsvist anvendtes ordinationsmetoden, detrended correspondence analysis (DCA) til gradientanalyse med efterfølgende statistisk modellering af floristiske gradienter i forhold til økologiske og geografiske parametre med henblik på en beskrivelse af de vigtigste gradienter i dansk overdrevsvegetation. Efterfølgende anvendtes TWINSPLAN til klassifikation og Indicator Species Analysis til at fastlægge en fornuftig detaljeringsgrad for klassifikationen.

Resultater

På overordnet niveau kan overdrevsvegetation inddeles i fire hovedtyper: surgræsland som findes ved lav pH (3,8-6,0) på udvaskede, ikke for tørre jorde, sandgræsland som findes på rent kalkfattige og stærkt sommertørre sandjorde, kalkgræsland som findes på ikke for tørre jorde med et højt kalkindhold, og tørgræsland som findes på tørre jorde, typisk på sydvendte sandede skrænter og gerne hvor der er kalk i morænen. Disse hovedtyper er underopdelt i 12 plantesamfund, som hver er karakteriseret af og navngivet ved to almindelige og karakteristiske arter for typen.

Surgræsland kan inddeles i et artsfattigt, hedeagtigt *almindelig syre/bølget bunke-samfund* og et mere artsrigt og mindre surt *almindelig syre/almindelig hvene-samfund*. Det sidste af de to samfund repræsenterer den almindeligste type af overdrevsvegetation i Danmark.

Sandgræsland kan inddeles i to typer. *Sand-star/sandskæg-samfund* udvikles på meget tørt og næringsfattigt sand ved moderat lav pH og grænser floristisk op til grå og hvid klit. *Sand-star/rød svingel-samfund* rummer blandt andet grønsværsklit og strandoverdrev og udvikles på mere baserigt og knapt så tørt sand. Det sidste samfund er unikt i Europa.

Tørgræsland kan inddeles i tre typer. *Mark-bynke/sand-star-samfund* udgør en overgangstype mod sandgræsland, som især udvikles på tørre, stabiliserede marine aflejringer af sand og rullesten ved middelhøj pH, et *mark-bynke/stribet kløver-samfund*, som især udvikles på sandede, varme skrænter ved middelhøj pH. Dette samfund er

usædvanlig rigt på enårige arter. *Mark-bynke/fladstrået rapgræs-samfundet* udvikles især på meget stejle og varme skrænter på kalkholdig moræne ved høj pH.

Kalkgræsland kan inddeles i fem forskellige samfund. *Et almindelig hundegræs/dansk kambunke-samfund*, som især udvikles på limsten, og som har sin hovedudbredelse i det nordvestjyske kalkområde (Himmerland, Limfjordens kyster, Thy-Hanherred). *Et almindelig hundegræs/knold-ranunkel-samfund*, som især udvikles på ikke for tør kalkholdig moræne. Af og til er kalken delvis udvasket, og en humusdannelse og moderering af pH har fundet sted, hvilket tillader arter som ikke tolererer ren kalkjord at blande sig i vegetationen. *Almindelig hundegræs/almindelig rajgræs-samfund* udvikles på naturligt næringsrigt og kalkholdigt moræneler og plastisk ler med et stort vandpotentiale. Dette samfund er produktivt og derfor følsomt for græsningsophør. *Almindelig hundegræs/draphavre-samfund* udvikles typisk på tør og varm, kalkholdig lerblandet sandjord under let eller ingen græsning. *Strand-vejbred/almindelig gyldenris-samfund* er den mest afvigende kalkgræslandstype. Den udvikles typisk på limsten på kystskrænter i Nordvestjylland og karakteriseres af helt andre arter end de øvrige kalkgræslandstyper, typisk med et indslag af surbundsarter. Dette samfund er uden paralleller i Europa.

På overdrev forekommer ofte større eller mindre øer af tæt kratvegetation bestående af buske som hvidtjørnarter, slåen, ene, almindelig hyld, rosearter, vild æble, benved, havtorn, hassel, røn, fuglekirsebær, mirabel og træer som stilk-eg, ask, elm, bævre-asp og vortebirk. Ofte forekommer vedplanterne i artsrige blandingskrat, hvis muldrige jordbund - særligt på varme skrænter - er hjemsted for en artsrig funga af sjældne svampe (f.eks. parasolhatte, rødblade, stjernebolde og vokshatte). Visse steder udvikles rene krat af ene, hassel eller havtorn.

Mange af de mere almindelig overdrevsarter forekommer også på mere kulturpåvirkede arealer. Således for eksempel på udsåede og gødskede vedvarende græsmarker, gamle opgivne agre samt grøftkanter og vejskrænter. Floraen på sådanne arealer er imidlertid fattigere og mere ensformig end på rigtige overdrev. Jordbunden er typisk næringsrig, og arealerne har kun lille kontinuitet. Det betyder, at kun de mest mobile overdrevsarter og konkurrencetærke arter har kunnet kolonisere arealerne. På gamle, næringsfattige opgivne agre og i gamle råstofgrave udvikles ofte en overdrevslignende vegetation med en rigere flora og fauna.

4.7.2 Indikatorer for naturkvalitet på overdrev

Metoder

På baggrund af et stort datasæt med sammenhørende informationer om vegetation og driftshistorie (ca. 800 relevéer, heraf ca. 600 gamle ugødskede overdrev) har vi analyseret den floristiske gradient, som kan iagttages fra omlagte eller gødskede overdrev til gamle ugødskede overdrev (Ejrnæs & Bruun, in Press). Vi har desuden ved praktisk feltarbejde og litteraturstudier vurderet og sammenlignet anvendeligheden af karplanter som indikatorer med anvendelighede-

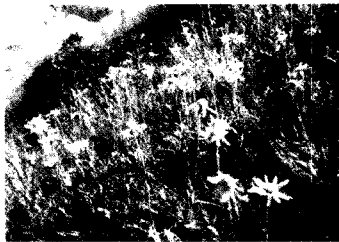


Foto: Rasmus Ejrnæs



Foto: Rasmus Ejrnæs

Guldblomme indicerer høj naturkvalitet på sure overdrev. Lav tidsel indicerer høj naturkvalitet på kalkholdige overdrev.

den af andre organismegrupper såvel som af strukturer og egenskaber ved overdrevene.

Resultater

Resultatet af dette arbejde er blevet et indikator-indeks, som udelukkende er baseret på karplanter (se figur 4.7.1.). Indekset består af 63 arter/artscombinationer, hvilket giver et samlet udfaldsrum mellem minus 15 og plus 81 points. Arterne er inddelt i minusarter (tæller -1 point), basisarter (tæller +1 point) og plusarter (tæller + 2 point). Minusarterne er arter, som ikke normalt forekommer på overdrev, og som når de forekommer ofte indikerer opdyrkning eller gødskning. Basisarterne er almindelige arter som er karakteristiske for overdrev, og som har en klar præference for gamle ugødskede overdrev. Plusarterne er arter, som hyppigt forekommer på gamle ugødskede overdrev og sjældent eller aldrig på nyligt omlagte eller gødskede steder. Plusarterne har typisk en snævrere økologisk amplitude og et dårligere spredningspotentiale end basisarterne. Visse arter i indekset (se tabel) er adskilt med en skråstreg, og det betyder, at forekomst af en eller flere af disse kun tæller én gang. Når vi for nogle arter har valgt denne fremgangsmåde skyldes det, at visse nærtstående arter kan være vanskelige at skelne fra hinanden, og ikke-specialister skulle jo også gerne kunne anvende indekset.

I praksis anvendes indekset ved at udvælge et eller flere homogene (samme vegetation og hældning og orientering) områder på maksimalt 100 m² og ved inden for dette område at lave en total artsliste. Man kan godt nøjes med at notere arter fra indekset, men ved at tage alle arter med opnås en mere komplet beskrivelse, og hvis man er ude på et meget artsfattigt overdrev (f.eks. surt eller sandet), bør dette inddrages i fortolkningen af pointsummen, idet man her vil forvente en lavere score.

Tabel 4.7.1: Naturkvalitetsindeks for gamle ugødskede overdrev.

Minus-arter	Basis-arter	Plus-arter	
alm. rapgræs	<i>Ved lav pH:</i>	<i>Ved lav pH:</i>	<i>Bred økologisk amplitude:</i>
enårig rapgræs	hedelyng	katteskæg	eng-havre
alm. kvik	smalbladet høgeurt	hvid anemone	tandbælg
alm. rajgræs	læge-ærenpris	guldblomme	glat rottehal
lav ranunkel		kattefod	pille-/vår-/bakke-/lyng-star
butbladet/kruset skræppe	<i>Ved høj pH:</i>	engelsk/farve-visse	blodrød storkenæb
ager-tidsel	blågrøn star	tormentil	soløje
horse-tidsel	alm. knopurt	lav skorsoner	plettet kongepen
glat vejbred		blåbær	vår-/bakke-/mat/grå potentil
fuglegræs	<i>Bred økologisk amplitude:</i>		knoldet mjødurt
vej-pileurt	fåre-svingel	<i>Ved høj pH:</i>	nikkende1/opret kobjælde
alm. /småfrugtet dværgløvefod	mark-frytle	hjertergræs	nikkende limurt
alm./ager-stedmoderblomst	liden klokke	smalbladet klokke	krat-fladbælg
alm. torskemund	bakke-nellike	voldtimian	skov-/bakke-gøgelilje
gederams	lyng-/liden snerre	stivhåret kalkkarse	almindelig/bitter mælkeurt
	alm. kællingetand	lav tidsel	hunde-/håret viol
	alm. pimpinelle	vild hør	djævelsbid
	bugtet kløver	hulkravet kodriver	
	bidende stenurt	due-/vellugtende	
	smalbladet/bredbladet timian	skabiose	
		stivhåret borst	

En score på mindre end 6 point indikerer lav kontinuitet eller gødskning, en score på 6-10 point tyder enten på et relativt ungt overdrev (20-50 år) eller på en lokalitet, som har været under tilgroning. Artsfattige lokaliteter kan dog også ende her og alligevel have en høj naturkvalitet. 11-15 point tyder på værdifuld gammel overdrevsvegetation eller på artsrig overdrevslignende vegetation, som for eksempel kan opstå, hvor sandet eller kalkholdig jord er blevet udlagt til græsning uden gødskning i nærheden af eksisterende overdrevsarealer. En score på over 15 point indikerer en høj naturkvalitet og en meget høj sandsynlighed for, at lokaliteten er gammelt, ugødsket overdrev.

Diskussion

Indeksets anvendelighed knytter sig især til identifikation af værdifulde lokaliteter. Desuden kan de fire pointbestemte kategorier af overdrev anvendes i en målsætningssammenhæng. Til gengæld giver det ingen mening at sammenligne værdifulde lokaliteter med en pointsum over 15. En generelt artsfattig lokalitet med 15 point kan sagtens være lige så værdifuld som en lokalitet med 30 point. I den ende af skalaen må der andre overvejelser til, hvis der skal prioriteres (andre indikatorer, rødlistede arter, unikke plantesamfund).

Langt de fleste alternative indikatorer for overdrevsvegetation har en eller flere mangler i relation til de opstillede kriterier for indikatorer. Mange artsgrupper kræver specialistviden i forbindelse med identifikationen (insekter, svampe, laver, mosser). Nogle artsgrupper er stærkt sæsonbetonede eller meteoriske i deres tilstedeværelse (insekter, svampe). Nogle potentielle indikatorer forekommer kun i visse overdrevssamfund og er derfor uanvendelige som generelle indikatorer (vokshatte, laver, kampesten i jordbunden, tuer af gul engmyre). Nogle artsgrupper er for artsfattige til, at der kan opnås repræsentative stikprøver (fugle). De bedste strukturelle indikatorer for høj naturkvalitet på overdrev er terrænets hældning og lokalitetens utilgængelighed: Helt eller delvist lysåbne lokaliteter med en hældning på mere end 30 grader eller en vanskelig tilgængelighed (småøer, holme, afsides kyststrækninger, kampesten i jordsmonnet) har med stor sikkerhed en høj naturkvalitet.

Til gengæld egner nogle af disse alternative indikatorer sig glimrende som kvalitativt supplement til det kvantitative karplanteindeks. Fugle, større dyr og værtsspecifikke insekter (f.eks. rødrygget tornskade, kronhjort, hede-pletvinge) er egnede til at indicere kontinuitet i rum, idet disse arter typisk kræver større biotoper (eller store enkeltartspopulationer) end mange planter. Fugle, jordboende svampe og vedplanter er desuden egnede til at værdisætte lukket kratvegetation, hvor urtefloraen er sparsom og ikke særlig overdrevslignende. Insekter og snegle kan give et fingerpeg om værdien af højstaudevegetation - særligt i tilfælde hvor karplantediversiteten er begrænset. Rødlistede arter bør ikke forveksles med indikatorarter, men bør inddrages som supplement til et indikatorbaseret indeks.

4.8 Højmoser

Højmoserne adskiller sig fra de øvrige moser ved at være ombrotrofe, dvs. at de udelukkende modtager vand og næring fra nedbør. Moser, hvor tørvelaget hæver sig mere end 0,5 m over grundvandsspejlet, er potentielle højmoser, idet de kapillære kræfter, der suger vandet op nedefra gennem tørven højst virker over denne afstand. Højmoser kan dannes ved forsumpning og en efterfølgende tørvedannelse direkte oven på fugtig/våd mineraljord eller som et slutstadium ved tilgroning af lavvandede søer. Højmoser har et karakteristisk mikrorelief bestående af tuer og høljer, som er nært knyttet til det sekundære vandspejl. Vandstanden på mosen er synlig i høljerne, mens tuevegetationen aldrig er vanddækket.

Højmosevegetation er i dette projekt udelukkende defineret som den del af højmosen, der har ombrotrofe forhold. Randen er ikke medtaget, da vandbevægelsen her er så stor, at det svarer til lidt næringsberigede forhold, hvilket ses af den forøgede trævækst på og nær randen.

Den nationale overvågning omfatter 22 mere eller mindre uberørte højmoser med et samlet areal på 2.561 ha (Risager & Aaby 1996, 1997). Heraf tegner Lille Vildmose sig for de 2.300 ha.

4.8.1 Danske plantesamfund på højmoser

På basis af 1.406 relevéer og 56 arter inklusive mosser og laver fra 7 danske højmoser (Risager & Aaby 1996, 1997) er højmosevegetationen opdelt i plantesamfund. Klassifikation er foretaget i programmet TWINSpan, og tolkningen heraf tager udgangspunkt i, at *Sphagnum*-arterne er de vigtigste på højmosen. Nogle få udvalgte *Sphagnum*-arter danner derfor grundlag for klassifikationen af den våde-fugtige del af vegetationen. Tue-vegetationen er domineret af dværgbuske med lokale variationer.

Højmosevegetationen er delt op i 4 samfund. Et *Sphagnum cuspidatum*-samfund i højmosens høljer. Et *Sphagnum cuspidatum*/*Sphagnum tenellum*-samfund hvor dværgbuske er i færd med at brede sig ind i høljerne. Et *Sphagnum magellanicum*/*S. rubellum*/*S. fallax*-samfund hvor vegetationen ikke er differentieret i tuer og høljer, og et *Sphagnum rubellum*/*S. magellanicum*/*Calluna vulgaris*-samfund på højmosens tuer hvor hedelyng, klokkelyng og revling er hyppige.

4.8.2 Indikatorer for naturkvalitet på højmoser

Udpegningen af indikatorer for naturkvalitet på højmoser tager udgangspunkt i litteraturen med særlig vægt på undersøgelser fra før 1950, hvor kvælstofdepositionen begyndte at stige. Desuden er data fra overvågningen af danske højmoser (Risager & Aaby 1996, 1997) anvendt.

Basisarter

Der er udpeget 13 karplanter, som udgør højmosens basisarter (tabel 4.8.1). Da ingen af disse udelukkende vokser på højmose, kan de ikke

anvendes til at adskille højmoser fra beslægtede naturtyper som hedemose/ ekstremfattigkær/ hængesæk, som ofte udgør vegetationen forud for højmosedannelsen. Disse arter er derfor suppleret med 12 *Sphagnum*-arter, der er meget vigtige for højmosens dannelse og opretholdelse. Også andre mosser, levermosser og lichener har hovedudbredelse på højmoserne, men deres indikatorværdi og udbredelse er mindre kendt.

Tabel 4.8.1: Højmosens basisarter.

Basisarter	
Karplanter	<i>Sphagnum</i>
hedelyng	<i>Sphagnum magellanicum</i>
klokkelyng	<i>Sphagnum tenellum</i>
revling	<i>Sphagnum compactum</i>
rosmarinlyng	<i>Sphagnum cuspidatum</i>
tranebær	<i>Sphagnum rubellum</i>
smalbladet kæruld	<i>Sphagnum capillifolium</i>
tue-kæruld	<i>Sphagnum fuscum</i>
tue-kogleaks	<i>Sphagnum papillosum</i>
hvid næbfrø	<i>Sphagnum molle</i>
rundbladet soldug	<i>Sphagnum angustifolium</i>
liden soldug	<i>Sphagnum imbricatum ssp. austinii</i>
langbladet soldug	<i>Sphagnum subnitens</i>
multebær	



Foto: Peter Wind

Højmosevegetation med en stor andel af høljer har en høj naturkvalitet.

Plusarter

Plusarter indikerer en høj naturkvalitet, og det vil for højmoserne sige, at det er arter, der er betinget af høj fugtighed og fravær af menneskelige indgreb (tabel 4.8.2). Det sekundære vandspejl på højmoserne er meget vigtigt, og derfor er hølrens basisarter (*Sphagnum cuspidatum* og hvid næbfrø) blevet inkluderet i plusarterne.

Sphagnum-vegetationen er meget vigtig for vandtilbageholdelsen og tørvedannelsen, og *Sphagnum* er derfor generelt positivt. Højmosens vandtilbageholdelseskapacitet afhænger af, om der er høljer til stede, hvorfor høljer indikerer større naturkvalitet end tuer.

Tabel 4.8.2: Arter og strukturer, der indikerer en høj naturkvalitet på højmosen.

Plusarter	Plusstrukturer
Arter af <i>Sphagnum</i>	Høljer
<i>Sphagnum cuspidatum</i>	Naturlig lagg
hvid næbfrø	Fravær af træer
Arter af soldug	Store arealer
	Tykt tørvelag



Foto: Peter Wind

Hvid næbfrø indikerer høj naturkvalitet på højmosen.

Minusarter

Minusarter indikerer, at forholdene på mosen ikke er i overensstemmelse med de valgte kriterier for høj naturkvalitet (tabel 4.8.3).

Tabel 4.8.3: Arter, strukturer og tiltag, der indicerer en lav naturkvalitet på højmosen.

Minusarter	Minusstrukturer/tiltag
Øvrige arter, der ikke er basis- eller plusarter	Trævækst
Voldsomt ændrede dominansforhold f. eks. dominans af revling eller blåtop	Tørvegrave
	Grøfter
	Dræning
	Tørveskær
	Græsning
	Kørsel
	Fodring af ænder el. lign.

Diskussion

Flere forhold kan gøre en naturkvalitetsvurdering af højmoser vanskelig. Det er vigtigt at vurdere, om der er ombrotrofe forhold. De arter der vokser i "tvivlsområder" (tørvegrave, grøfter, etc.) har større næringstilgængelighed end uberørt højmosevegetation, og ikke overraskende vokser der højmosefremmede arter her.

De vegetationsændringer, der er observeret på højmoser i Danmark viser, at det ikke kun er artssammensætningen, der er vigtig, men i høj grad hyppigheden og fordelingen af arterne. Ændrede forhold, som udtørring eller øget tilgængelighed af næringsstoffer, vil ændre konkurrenceforholdene med ændret artssammensætning til følge. I forbindelse med plus-strukturer er det vigtigt at forsøge at skelne mellem små tørvegrave og høljer. Der er dog indikationer på, at små tørvegrave inde på en mose kan være bedre end udelukkende tør tuevegetation. De små tørvegrave skal have *Sphagnum*-vegetation for at have en gavnlig effekt, og dette skulle angiveligt øge mosefladens vandtilbageholdelseskapacitet.

Delvist afgravede højmoser vil kunne udgøre vigtige habitater for højmosens dyr og planter, hvis de fortsat indeholder strukturer, der minder om de oprindelige. Vandfyldte tørvegrave med mellemliggende tørre balke vil kunne rumme de samme arter som høljer og tuer på en uberørt højmose.

4.9 Marin hårbund

Stenrev og andre typer af hårbund såsom kridt, ler og muslingebanker udgør kun en lille andel af havbundens samlede areal i de indre danske farvande. Men den hårde bund fungerer som substrat for en flora og en fauna, som markant adskiller sig fra livet på den omgivende bløde bund. Billedligt kan stenrevene betragtes som "øer", der ligger spredt ud over den ellers bløde havbund, og som altså rummer et helt karakteristisk biologisk samfund. Forekomsten af makroalger eller tang er eksklusivt knyttet til dette faste substrat og udgør oftest den mest iøjnefaldende karakter ved stenrevene, der i nogle tilfælde er dækket af regulære "tangskove".

Til trods for den ringe geografiske udbredelse rummer stenrevene en stor andel af den samlede artsrigdom i de danske farvande. Dels er der de arter, som er permanent tilknyttet fast substrat, og dels tiltrækker revene dyr, som lejlighedsvis kommer for at søge føde (fugle og fisk), yngle eller for at søge skjul i tangskovene. Der knytter sig et specielt erhvervsfiskeri til stenrevene, og endelig udgør stenrevene en rekreativ ressource for et stigende antal af sportsdykkere.

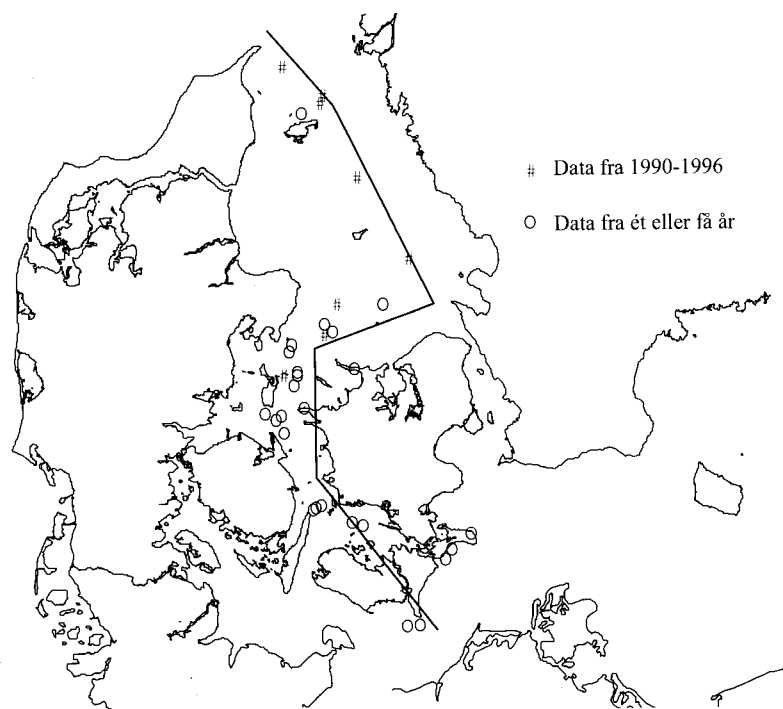
Evolutionært har makroalgerne en marin oprindelse, og langt den største artsrigdom findes ved oceaniske saliniteter, mens ganske få arter har tilpasset sig til ferskvand. Dette forhold gør sig markant gældende i de indre danske farvande, hvor artsantallet aftager stærkt med faldet i salinitet fra Nordsøen og ind mod Østersøen. Specielt udbredelsen af rød- og brunalger er naturligt begrænset af vandets saltholdighed. I dybden begrænser lyset makroalgernes udbredelse, og lysudslukningen ned gennem vandsøjlen er en vigtig parameter for regulering af makroalgesamfund. Artsspecifikke minimumskrav til lys, samt konkurrence om lys, kommer til udtryk som karakteristiske dybdezoner i makroalgesamfundet.

4.9.1 Klassifikation af makroalgevegetationen på hårbund

I det følgende beskrives en klassifikation af den biologiske naturkvalitet på hårbund alene ud fra makroalgevegetationen. Årsagen er, at faunaen på hårbund, mikroalgevegetationen og fiskene i dag ikke indsamles konsistent på overvågningslokaliteterne primært pga. metodiske problemer. Klassifikationen er således præget af kun at være floristisk, som det er gældende for hovedparten af de øvrige projekter. Denne begrænsning kan forsvares ud fra det synspunkt, at algerne øger revets strukturelle kompleksitet. For enkelte faunaelementer som søpindsvin, muslinger og søanemoner, der alle kan have en væsentlig indflydelse på algernes fordeling i form af nedgræsning eller substrat konkurrence, findes data, som derfor indgår i fortolkning af de fundne fordelinger.

Datamateriale og analysemetoder

Denne undersøgelse er foretaget på baggrund af overvågningsdata indsamlet af dels Skov- og Naturstyrelsen og dels Danmarks Miljøundersøgelser i perioden 1990-1996. Der er undersøgt i alt 33 hårbundslokaliteter i de indre danske farvande, og på hver lokalitet er



Figur 4.9.1: Oversigt over stenrevslokaliteter hvor makroalgevegetationen er undersøgt i perioden 1989-1996 af Skov- & Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser. Transektlinien mellem Skagerrak og Østersøen forbinder fyrskibspositioner, hvor den tidslige og rumlige variation i saltholdigheden er analyseret i detaljer.

der foretaget separate undersøgelser i et antal dybder. Lokaliteterne er hovedsageligt placeret på åbent vand.

Stenrevene er beskrevet ved hjælp af punktdyk. Dykkeren beskriver de generelle substratforhold fordelt på stenstørrelser og deres dækningsprocent samt skønner, hvilken stenfraktion der er stabil, og hvorfra der skal indsamles data. Kriteriet for stabil hårbund er, at der findes en vegetation af flerårige makrofytter. Ud over sten, kan stabil bund bestå af hestemuslinger.

Selve vegetationsundersøgelsen består af et skøn over dels det samlede vegetationsdække og dels de enkelte arters dækningsgrad på den hårde bund (den substratspecifikke dækningsgrad). Arterne bestemmes til det niveau som er muligt under vandet, men i den efterfølgende databehandling har det været nødvendigt at lave en liste, (overvågningslisten) som samler nogle "vanskelige" arter under gruppebetegnelser (f.eks. brun skorpe og rød kalkskorpe) for dermed at sikre kvaliteten af data.

Dataanalyserne er udført med statistikprogrammet PRIMER (Carr 1997), og data for lysintensitet, saltholdighed og mekanisk stress er beregnet ved hjælp af modeller.

Resultater

I lighed med tidligere undersøgelser (f.eks. Nielsen et al. 1995) viser disse data meget store rumlige variationer i makroalgevegetationen i de indre danske farvande. Artsrigdommen af makroalgerne fordeler

sig i hovedsagen langs to gradienter. Der er en horisontal gradient, som følger den faldende saltholdighed ind gennem de indre danske farvande og en vertikal gradient, der følger ændringerne i lys ned gennem vandsøjlen, men som også i mindre udstrækning afspejler saltlagdelingen i de indre danske farvande (se figur 4.9.2, 4.9.3 og 4.9.4).

Ved den multivariate analyse af hele makroalgesamfundet fremstår samme rumlige adskillelse endnu mere markant langs gradienterne i lys og salt. Inddrages følgende fysiske parametre: vanddybde, lysintensitet, saltholdighed, mekanisk stress, årstid for indsamling, horisontal afstand mellem lokaliteterne og procenten af hårbund i en sådan analyse, viser det sig, at de parametre der har betydning for vegetationens sammensætning er: lysintensitet, saltholdighed, dybde og horisontal afstand mellem lokaliteterne. Der er stor samvariation mellem salt og horisontal afstand samt mellem lysintensiteten og dybden. Tilnærmelsesvis kan sammensætningen af algesamfundet derfor beskrives med alene to dimensioner, nemlig salt- og lysforhold.

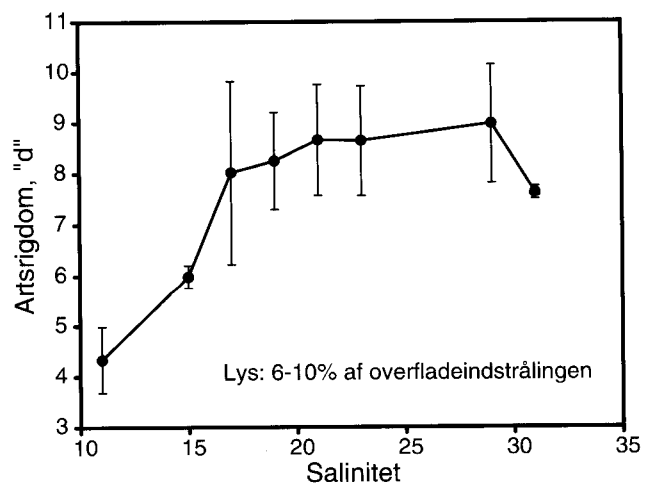
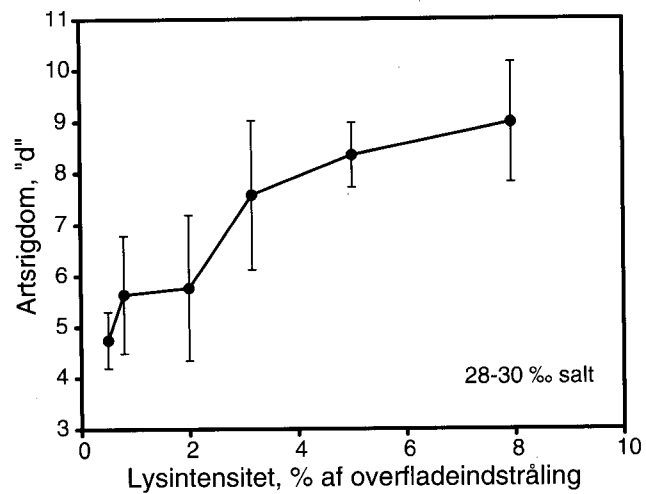
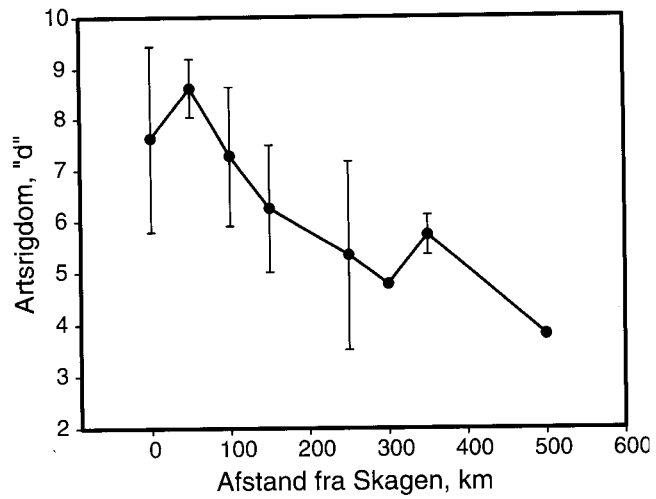
Lysforholdet er en vigtig parameter for miljøkvaliteten, og algesamfundets vertikale zoner er derfor analyseret i detaljer på en lokalitet ved Vejrø. Det generelle mønster er, at vegetationen ændrer sig markant over dybdeforskelle på mindre end 2 m på de dele af revene, som rager højest op i vandsøjlen og bliver belyst med en lysintensitet, der svarer til 10% af overfladeindstrålingen. På større dybder skal der større dybdeforskelle til, før ændringerne bliver signifikante.

En klassifikation af makroalgesamfundet på baggrund af salinitet og lysintensitet fremgår af tabel 4.9.1, hvor de typiske arter for de forskellige kombinationer af saltholdighed og lysintensitet er listet.

Ud over de arter, der er typiske i forhold til saltholdighed og lys, findes der en række arter, der har klare nedre grænser for de saltholdigheder de forekommer ved. Arter som indicerer saltholdigheder over 30 promille omfatter: palmetang, søasparges, spatelblad, kantgernet rosenrør. For lavere saltholdigheder gælder, at kødblade kræver mindst 20 promille, koralalge, lodden vinterstreng, tandtang mindst 18 promille, klippe vandhår, knippe tråd mindst 16, carrageentang, juletræsalge og fingertang mindst 14 promille.

Ofte er rækkefølgen af arter langs dybde/lysgradienter ikke fast, men afhænger af saliniteten. Det antages, at en dybdezonerings afspejler konkurrenceforhold inden for makroalgesamfundet, og at konkurrenceforholdet mellem arter ændres med saliniteten. Enkeltvis har arterne ringe værdi som indikatorer for lys; hver enkelt arts udbredelse i forhold til en lysgradient afhænger af, hvilke andre arter der er til stede.

Placeringen af hvert enkelt stenrev repræsenterer en unik kombination af substratforhold, salinitet (bestemt både af lokalitetens geografiske placering og stenrevets placering i forhold til saltspringlag), dybdeinterval, lysudslukning og gennemsnitlig eksponering - parametre som hver især øver indflydelse på vegetationen.



Figur 4.9.2 (øverst): Gennemsnitlig artsrigdom (Margalefs index, S') langs transekt mellem Skagen og Østersøen (50 km. intervaller) i 15-20 meters dybde.

Figur 4.9.3 (i midten): Gennemsnitlig artsrigdom (Margalefs index, S') ved 28-30 promille salinitet som funktion af lysintensiteten angivet som procent af overfladeindstrålingen.

Figur 4.9.4 (nederst): Gennemsnitlig artsrigdom (Margalefs index, S') ved 6-10% af overfladeindstrålingen som funktion af saliniteten.

Tabel 4.9.1: De 9 vigtigste karakterarter for forskellige kombinationer af saltholdighed og lysintensitet. Kumulative procent-satser angiver, hvor meget de enkelte arter bidrager til similariteten inden for en gruppe.

Salinitet i Promille	Procent af overfladeindstrålinger					
	100-10%		10-1 %		< 1 %	
	Vigtigste Arter	Kumulativ Forklar-%	Vigtigste Arter	Kumulativ Forklar-%	Vigtigste Arter	Kumulativ Forklar-%
10-16	"Røde Skorper"	19,9	"Røde Skorper"	18,2	Ingen Data	
	"Brune Skorper"	36,5	"Brune Skorper"	34,0		
	Violet ledtang	45,0	Alm. ledtang	40,8		
	"Rød tråd"	53,2	Kile-rødblåd	54,9		
	Alm. ledtang	61,5	Gaffeltang	62,4		
	"Fedtemøg"	69,5	Skruetråd	68,4		
	Kile-rødblåd	76,5	Violet ledtang	73,6		
	Ceramium "andet"	82,5	Blodrød ribbeblad	77,2		
	Pringsheims grønskive	88,4	Bugtet ribbeblad	80,0		
16-22	Alm. klotang	7,5	Bugtet ribbeblad	8,5	Ingen Data	
	Blodrød ribbeblad	14,5	Fingertang	15,6		
	Bugtet ribbeblad	20,5	"Røde Skorper"	22,6		
	"Røde Skorper"	26,5	Blodrød ribbeblad	29,3		
	"Brune Skorper"	32,1	"Kalk Skorper"	35,6		
	Fingertang	37,6	Kile-rødblåd	40,9		
	Kile-rødblåd	42,5	Sukkertang	45,8		
	Horntang	47,3	"Brune Skorper"	50,3		
	"Kalk Skorper"	51,2	juletræsølge	54,5		
22-28	Blodrød ribbeblad	6,8	"Kalk Skorper"	9,8	Bugtet ribbeblad	18,3
	Fingertang	12,6	Bugtet ribbeblad	19,3	Blodrød ribbeblad	30,6
	"Kalk Skorper"	18,0	"Røde Skorper"	27,0	"Rød tråd"	36,7
	Alm. klotang	23,0	"Brune Skorper"	33,3	Tandtang	42,8
	"Røde Skorper"	27,5	Blodrød ribbeblad	39,2	pygmæ-vandhår	48,9
	Horntang	31,6	"Rød tråd"	43,9	juletræsølge	55,0
	Bugtet ribbeblad	35,5	juletræsølge	48,1	"Røde skorper"	61,1
	"Rød tråd"	39,4	Sukkertang	53,3	Sukkertang	67,2
	Kile-rødblåd	43,0	Fingertang	56,9	Kile-rødblåd	73,3
28-34	Ingen data		"Kalk Skorper"	12,0	"Kalk skorper"	18,5
			Bugtet ribbeblad	20,1	Bugtet ribbeblad	33,8
			"Røde Skorper"	28,3	"Røde skorper"	48,7
			"Rød tråd"	34,4	"Brune Skorper"	58,9
			Blodrød ribbeblad	40,5	"Rød tråd"	64,9
			"Brune Skorper"	45,9	<i>Ostreobium quekettii</i>	70,0
			Fin ledtang	50,0	Blodrød ribbeblad	74,8
			juletræsølge	53,4	Fin ledtang	78,8
			Alm. kællingehår	56,5	Kile-rødblåd	81,7

Tabel 4.9.1 viser den forventede artsrigdom for de forskellige kombinationer af saltholdighed og lysintensitet. Der findes ikke algearter, som viser tydelig samvariation med den samlede artsrigdom på lokaliteterne. Den art som tydeligst følger den samlede artsrigdom er rødalgen carrageentang, men forklaringsprocenten er så ringe, at en status som indikator for artsrigdom ikke er rimelig. De enkelte arters udbredelsesmønstre viser i hovedreglen kontinuerlige fordelinger, hvor arterne gradvis erstatter hinanden langs de fysiske gradienter. Der findes altså ikke en skarp grænse mellem et artsfattigt og et artsrigt samfund.

Tabel 4.9.2: Gennemsnitlig artsrigdom og standardafvigelse (Margalefs indeks "d") grupperet i salinitetklasser og lysklasser, sidstnævnte udtrykt som procent af overfladeindstrålingen.

Lys	Salt									
	10-15		15-20		20-25		25-30		30-35	
	Gen.	std	Gen.	std	Gen.	std	Gen.	std	Gen.	std
0,3-0,4							2,2	1,0		
0,4-0,6							4,7	0,6	4,6	1,2
0,6-1,0					5,7	0,4	5,6	1,2	5,5	2,3
1,0-1,6							7,4	2,2	6,2	1,7
1,6-2,5					7,9	1,9	5,9	1,6	6,5	1,0
2,5-4,0	5,2	1,1	6,4	1,5	7,9	1,6	6,0	1,9	8,8	1,4
4,0-6,3	4,9	0,8	7,9	1,2	8,1	1,7	8,0	1,2	8,4	1,5
6,3-10	4,3	0,7	7,7	1,5	8,7	1,1	9,0	1,2	7,6	0,1
10-16	3,6	0,4	7,3	1,3	8,8	1,3	8,7	1,5		
16-25	6,4	2,9	7,2	1,9	8,6	1,1				
25-40	4,1	0,4	7,6	1,5						
40-63			6,9	2,5						

4.9.2 Betydningen af stabilt substrat

Minimumsstørrelsen af permanent stabilt substrat varierer fra ca. 5 cm til over 20 cm store sten alt efter eksponeringsgraden på lokaliteterne. Tilstedeværelsen af permanent stabilt substrat er forudsætningen for kontinuitet i stenrevenes makroalgevegetation. Det stabile substrat er domineret af flerårige makrofytter, og sammensætningen varierer kun lidt over tid. Der forekommer fremvoksning af flerårige makrofytter på ustabil bund, men samfundets artssammensætning varierer meget over sæsonen og fra år til år, og dækningsgraden er generelt mindre. Den enårige brunalge strengetang er meget karakteristisk for ustabil substrat på vanddybder indtil ca. 10 m. Herudover er det ofte på ustabil substrat de sjældne arter registreres. Alger med tydeligst præference for stabil bund er kile-rødblade, kalkskorper og bugtet ribbeblade. Der er ingen forskel på artsrigdommen på stabilt og ustabil substrat, idet fraværet af almindelige flerårige alger på ustabil bund opvejes af spredte forekomster af sjældne arter. Mængden af den stabile hårbund har ingen betydning for makroalgesamfundets sammensætning, så længe arealet dækker mindst 10% af havbunden. Ud over de forskelle som skyldes de ydre fysiske rammer, undergår vegetationen betydelige lokale fluktuationer på grund af græsning fra søpindsvin eller masse-settling af blåmuslinger på algernes thallus.

4.9.3 Indikatorer for naturkvalitet på stenrev

Geomorfologi

Den geomorfologiske klassifikation er baseret på indekser for oprindelig af stenrevets morfologi samt strukturelle elementer, som skønnes at være sjældne eller at bidrage til at gøre revet biologisk unikt, f.eks. tilstedeværelse af huler mm.

Tilstedeværelsen af store stenblokke ned til 10 m dybde, som tidligere har været efterstræbt i forbindelse med stenfiskning, er indikatorer for fravær af eller begrænset indvinding af råstoffer og taler for, at stenrevene har oprindelig geomorfologi. Store sten hindrer tillige fiskeri med slæbende redskaber og udgør samtidig et stabilt substrat for algerne og sikrer hermed naturkvaliteten.

Store højdeforskelle på de enkelte rev, stejle hældninger samt en vel-sorteret stensammensætning er ligeledes indikatorer for, at revet alene er formet af glaciale processer og gør det usandsynligt, at kontinuiteten er brudt gennem periodevis overlejring af sedimenter. Fysiske forhold, der forhindrer processernes frie forløb og dermed vildheden på stenrevne er få, og indikatorer for vildhed er sammenfaldende med ovenstående indikatorer. En stor vertikal udstrækning på et stenrev øger lokalitetens rumlige kontinuitet og dermed antallet af habitater for algerne og medfører alt andet lige en højere artsdiversitet på lokaliteten

På baggrund af disse sammenhænge er den geomorfologiske klassifikation af stenrevne baseret på et indeks, der sammenfatter sorteringsgraden af sedimentet, vægtet med den gennemsnitlige substratstørrelse pr. dybdeinterval og summeret op over hele revets dybdeudbredelse. Rev med store ensartede sten og med en stor dybdeudbredelse rangordnes således højt. En sådan lokalitet har en lille sandsynlighed for at være udsat for stenfiskeri. Revet har en høj stabilitet og en stor strukturel kompleksitet i form af forskellige eksponeringsgrader med frit eksponerede flader, huler osv. Rev med et velsorteret sediment bestående af store sten har også en god sandsynlighed for at have stejle skrænter og danne huler. Et småstenet fladt rev rangordnes derimod lavt.

Biologiske indikatorer

Variation i saltholdigheden giver anledning til meget store forskelle i det forventede biologiske indhold. Saltholdigheden er derfor indikator for, hvilken type makroalgesamfund der bør forventes på en given lokalitet, men derimod ikke for naturkvaliteten.

Lysniveauet giver ligeledes anledning til store variationer i det forventede biologiske indhold, men i modsætning til saltet er lysgennemtrængningen i vandet en vigtig indikator for vandkvalitet. Meget store udsving i lysgennemtrængningen gør det imidlertid svært at få kendskab til gennemsnitlige lysforhold på en given dybde. Her har flerårige makroalger oplagt en berettigelse som indikatorer. Jo større dybdeudbredelse af algerne, desto bedre lysforhold. Tilstedeværelsen af de enkelte arter giver således den entydige information, at artens minimumskrav til lys gennemsnitligt har været opfyldt i en periode svarende til algens alder. Men for at denne information skal være operationel som miljøindikator, skal man imidlertid finde det individ der vokser dybest. Arbejdet med dette datasæt har vist, at sandsynligheden for at finde et individ, som er placeret så dybt, som det fysiologisk er muligt, er meget lille af følgende årsager:

- 1) For mange arter når lyset ikke at blive begrænsende på de vanddybder, som stenrevne ligger på i de åbne farvande,
- 2) arterne er spredt forekommende mod dybdegrænsen og overses let,
- 3) konkurrence mellem arterne har stor indflydelse på de artsspecifikke udbredelsesgrænser i dybden.

Informationen om lysforholdene i makroalgesamfundet kan aflæses i det indbyrdes dominansforhold mellem arterne langs dybdegradi-

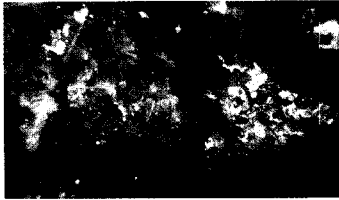


Foto: Karsten Dahl



Foto: Karsten Dahl

På stenrevne bygger det udviklede indikatorsystem på den samlede artssammensætning i makroalgevegetationen. Det første billede viser rødalgen blodrød ribbeblad, der vidner om en høj naturkvalitet. Det andet billede viser et stenrev næsten uden opret algevegetation, der tillægges en lav naturkvalitet.

enterne. Disse gradienter kan nemt afsløres ved hjælp af multivariate analyser, som samtidigt har vist, at ingen arter enkeltvis er oplagte indikatorer for denne zonerings. Brug af simple indikatorer giver ikke et stærkt udsagn, og en generel anbefaling vil være, at lysforhold som miljøparameter undersøges ved en multivariat sammenligning mellem alle arters dybdeudbredelse. Som et kompromis mellem udsagnskraft og operationalitet kan følgende simple sammenstillinger dog bruges som et indeks for lysforhold (tabel 4.9.3).

Tabel 4.9.3: Laminaria-arter som indikatorer for lysforhold.

Indikatorer/arter	0-5m	5-10m	10-15m	15-20m	>20m
Sukkertang	0	0	0	0	+
Fingertang	0	0	0	+	++
Palmetang	0	0	0	+	++
Fingertang (- sukkertang)	0	+	+	++	+++
Palmetang (- sukkertang)	0	+	+	++	+++
Finger-/Palmetang (- sukkertang)	0	+	+	++	+++

Indekset bygger på nogle store arter af slægten *Laminaria*, hvor det indbyrdes konkurrenceforhold i forhold til lys er kendt. Det forhold, at arterne enkeltvis fordeler sig langs en lysgradient, giver noget information. Når derimod den mest lysfølsomme (fingertang/palmetang) er totalt dominerende, indikerer det, at lyset er på det niveau hvor dominansforholdet skifter, og dette niveau er væsentligt højere end arternes individuelle minimumskrav. Dette er et eksempel, hvor det har været muligt at hive nogle enkelte arter ud og se bort fra resten af interaktionerne i algesamfundet. Her er der imidlertid udelukkende tale om meget store arter, hvor sandsynligheden for at mindre arter forstyrrer disse arters indbyrdes konkurrence er lille. Generelt vil det ikke være muligt at pille enkelte arter ud og derefter se bort fra resten af interaktionerne i algesamfundet.

Diskussion

Naturkvaliteten på stenrev kan vurderes ud fra en række geomorfologiske forhold, som kan beskrives med et relativt simpelt indeks. På grund af variationerne i saliniteten i de åbne indre danske farvande forventes det, at algesamfundene er forskellige på de enkelte lokaliteter, og disse forskelle berører ikke naturkvaliteten. Makroalgevegetationen rummer en masse information om vandkvaliteten udtrykt som vandets klarhed. Lysforholdene kan vurderes ud fra nogle indikatorarters indbyrdes dominansforhold, men udsagnskraften er lille set i forhold til den information, som ligger gemt i hele samfundets sammensætning. Der er en række overordnede forhold, som kan betragtes som generelle pluskarakterer ved sammenligning mellem flere forskellige stenrev såsom høje dækningsgrader og dominans af flerårige makroalger. Specielt de store brun- og rødalger vidner om, at lokaliteten rummer potentialet for en høj naturkvalitet. På den stabile bund er en høj artsdiversitet i sig selv en pluskarakter, mens fremvækst af sjældne arter er en pluskarakter for den ustabile bund.

4.10 Vandløb

Udgangspunktet for arbejdet med naturkvalitet i vandløb har været, at der allerede for en række år siden blev lavet et indeks til beskrivelse af den generelle miljøkvalitet i vandløb. Indekset bygger på anvendelse af smådyrfaunaen og er oprindeligt udviklet til belysning af den organiske forurening i vandløb. Det er dog senere blevet konkluderet, at indekset også er følsomt over for andre antropogene påvirkninger, bl.a. ændring af vandløbets fysiske forhold, sprøjtegifte, okker m.m. Ved nærværende projekts start i foråret 1996 var den umiddelbare vurdering, at den nyeste version (Dansk Vandløbsfaunaindeks) af det oprindelige miljøkvalitetsindeks formentlig også giver en god beskrivelse af naturkvalitet.

Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) er et biotisk indeks, der anvendes til rutinemæssigt tilsyn med vandløbskvaliteten. DVFI-indeksværdien (faunaklassen) udtrykkes som heltal fra 1 til 7, hvor 7 er den optimale miljøkvalitet. Indekset er baseret på udvalgte indikatorgrupper, som oprindeligt blev udvalgt ud fra deres følsomhed over for organisk forurening. Identifikation af faunaen kræver ikke artsbestemmelse, idet de enkelte faunagrupper kun identificeres til slægt, familie eller højere taxonomisk niveau, afhængigt af hvilken gruppe der er tale om.

Biotiske indekser baseret på smådyrfaunaen anvendes i næsten alle de europæiske lande til fastsættelse af vandløbskvaliteten. Udtrykket økologisk kvalitet anvendes nu generelt på europæisk plan om den biologiske tilstand i vandløb. Danske vandløb (i alt ca. 30.000 km) er målsat i amternes vandkvalitetsplaner, idet der til hver målsætning er knyttet en faunaklasse, der som minimum skal være opfyldt. Målsætningen for det enkelte vandløb kan variere fra faunaklasse 4 til 7.

Vandløb med en lempet målsætning er typisk målsat til faunaklasse 4, mens vandløb med en basismålsætning eller en skærpet målsætning er målsat til faunaklasse 5, henholdsvis faunaklasse 6 eller eventuelt faunaklasse 7. Amterne fører tilsyn med miljøtilstanden, og såfremt målsætningen ikke er opfyldt, foretages der tiltag der f.eks. reducerer den organiske forurening, forbedrer vandløbets fysiske forhold eller nedbringer en eventuel okkerbelastning.

Dansk Vandløbsfaunaindeks vil fra 1999 blive anvendt til beskrivelse af vandløbskvaliteten på over 1.000 nationale lokaliteter.

4.10.1 Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) som naturkvalitetsindeks

Til vurdering af naturkvalitet i vandløb er der lagt vægt på, at kriterierne for naturkvalitet defineres som operative og målbare størrelser. Ved starten af projektet blev følgende kriterier baseret på smådyrfaunaen fastlagt for naturkvalitet:

- 1) Forekomst af rentvandskrævende arter,
- 2) forekomst af truede, sårbare og sjældne arter,
- 3) høj til moderat biodiversitet (artsdiversitet).



Foto: Jens Skriver

Skjern Å nær Sønder Felding er et eksempel på et vandløb med meget høj naturkvalitet. Denne del af åen er ureguleret og vandløbet har stor fysisk variation. Smådyrfaunaen har et stort indslag af rentvandskrævende former. Mange af arterne er derudover registreret som sjældne og sårbare.

Disse tre kriterier vil generelt være opfyldt i upåvirkede vandløb (referencevandløb). Rentvandskrævende arter omfatter både almindeligt forekommende arter, såvel som arter der registreres mere sporadisk. Rentvandskrævende arter vil altid være til stede i et upåvirket vandløb. Forekomsten af truede, sårbare og sjældne arter er anvendt som et kriterium for høj naturkvalitet, idet arter, der i dag henregnes til denne gruppe, tidligere har været mere udbredte og har forekommet i vandløb, der bedst kan karakteriseres som naturvandløb. Dette kan vurderes ud fra undersøgelser af det omfattende materiale, der findes bevaret på museer, og som blev indsamlet i begyndelsen af dette århundrede. Som et objektivt mål for truede, sårbare og sjældne arter er Skov- og Naturstyrelsens uofficielle Rødliste-95 blevet anvendt. Kriteriet om høj til moderat biologisk diversitet vurderes generelt at være opfyldt i upåvirkede danske vandløb. På europæisk plan vil dette dog ikke generelt være tilfældet, idet vandløb i arktiske og alpine områder typisk har en meget arts- og individfattig fauna.

Forekomsten af rentvandskrævende arter er afgørende i forbindelse med beregning af faunaklassen efter Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI) og vurderes derfor allerede at være afspejlet i den beregnede indekssværdi. Det er derimod ikke tidligere blevet undersøgt, hvorvidt DVFI også afspejler forekomsten af sjældne, sårbare og truede arter. Sammenhængen mellem DVFI og den biologiske diversitet er heller ikke tidligere blevet nærmere undersøgt. En sammenhæng mellem DVFI og rødlistearter kan imidlertid på forhånd forventes, idet der er et vist sammenfald mellem taxonomiske grupper anvendt som indikatorer og diversitetsgrupper i DVFI og arter, som er registreret i Skov- og Naturstyrelsens uofficielle Rødliste-95 (truede, sjældne og sårbare arter). Som et mål for biodiversiteten er anvendt det samlede artsantal inden for de taxonomiske grupper, slørvinger, døgnfluer, biller og vårfluer. Disse grupper anvendes traditionelt nationalt såvel som internationalt i forbindelse med beskrivelse af vandløbenes økologiske tilstand.

Metode

Arbejdet har bestået i at undersøge, hvorvidt det allerede opstillede Dansk Vandløbsfaunaindeks (Friberg et al. 1996, Skriver et al. 1998) afspejler de opstillede kriterier for naturkvalitet. Undersøgelsen er foregået gennem indsamling og analyse af faunalister fra 446 vandløbslokaliteter. Undersøgelsen har bred geografisk dækning og omfatter vandløb af alle typer, størrelser og belastningsforhold.

Faunaen er på alle lokaliteter identificeret til artsniveau inden for insektgrupperne, døgnfluer, slørvinger, guldsmede, biller, vårfluer og kvægmyg, idet der inden for disse taxonomiske grupper allerede var udarbejdet rødlistearter. Faunalisterne er i langt overvejende grad blevet indsamlet hos to konsulentfirmaer, der har udført en lang række detaljerede undersøgelser for amterne. Enkelte supplerende faunalister er derudover blevet indsamlet på anden vis. Det var et krav til faunalisterne, at disse skulle være indsamlet som standardiserede ketcherprøver efter metoden beskrevet af Kierkegaard et al. (1992).

Den sidst udarbejdede liste (Rødliste-95) var på daværende tidspunkt en uofficiel liste, men blev alligevel lagt til grund for arbejdet. Rød-

liste-95 er dog senere blevet revideret inden for grupperne døgnfluer og slørvinger og er nu officielt blevet udgivet som Rødliste-98. Uanset at Rødliste-95 var en uofficiel liste, vurderes listen dog at have været et tilstrækkeligt objektivi grundlag til vurdering af truede og sjældne arters forekomst i forhold til DVFI.

Til vurdering af DVFI som naturkvalitetsindeks er sammenhænge mellem på den ene side forekomsten af rødlistede arter såvel som det samlede artsantal af slørvinger, døgnfluer, biller og vårfluer, og på den anden side DVFI-faunaklassen blevet undersøgt. Vandløbsstørrelsen er endvidere blevet inddraget i analyserne, idet antallet af arter inden for mange taxonomiske grupper øges med stigende vandløbsstørrelse.

4.10.2 Rødlistede arters forekomst som funktion af DVFI

Der blev i alt registreret 51 rødlistede arter i faunaprøverne fra de 446 lokaliteter. Langt de fleste rødlistede arter blev fundet i materialet fra Jylland (tabel 4.10.1), hvilket er i god overensstemmelse med, at miljøtilstanden i vandløb generelt er bedst i den vestlige del af landet (Skriver & Friberg 1996).

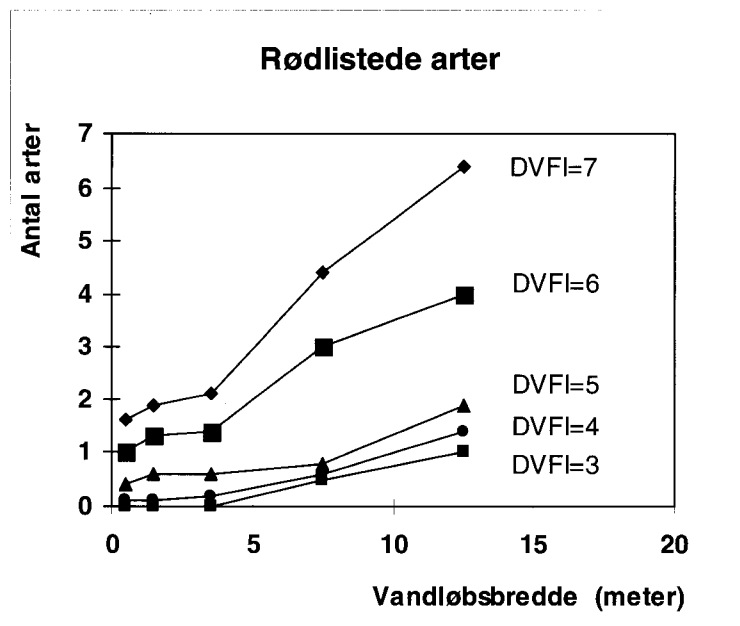
Tabel 4.10.1: Antallet af sjældne og truede arter (Rødliste-95) fra 446 undersøgte faunalister.

	Sjælland, Lolland og Falster n = 149	Fyn n = 25	Østjylland n = 133	Vestjylland n = 139	Total n = 446
Antal lokaliteter					
Døgnfluer	4	2	5	11	15
Slørvinger	2	1	7	8	10
Guldsmede	-	-	2	4	4
Biller	-	-	2	1	2
Vårfluer	5	-	12	10	19
Kvægmyg	-	-	-	1	1
Total pr. område	11	3	28	35	51

Der blev ikke registreret rødlistearter ved faunaklasserne 1 og 2, mens andelen af stationer med rødlistearter herefter gradvist steg, således at ca. 90% af stationerne med faunaklasse 7 havde forekomst af rødlistearter.

Der var på tilsvarende vis en tydelig tendens til et stigende antal af rødlistearter pr. station ($p < 0.0001$) med stigende DVFI (figur 4.10.1). Sammenhængen var dog tillige klart afhængig af vandløbsstørrelsen ($p < 0.008$). Inden for faunaklasse 7 steg det gennemsnitlige antal af rødlistearter således fra 1.6 til 6.4 i takt med stigende vandløbsstørrelse (bredde). Antallet af rødlistearter inden for faunaklasserne 6 og 5 steg tilsvarende fra 1.0 til 4.0, henholdsvis fra 0.4 til 1.9.

Kombinationen af stor vandløbsstørrelse og høj værdi af DVFI giver således en meget stor sikkerhed for forekomst af rødlistearter. For vandløb med en bundbredde større end 5 m, og hvor der samtidig er fundet en værdi af DVFI på 6 eller 7, er der således i samtlige 26 tilfælde fundet arter, der er registreret i Rødlisten. Det største antal blev fundet i Skjern Å v. Sønder Felding (vandløbsbredde 15 m), hvor der



Figur 4.10.1: Det gennemsnitlige antal af rødlistede smådyrarter (Rødliste-95) som funktion af vandløbsbredden og faunaklassen (DVFI).

i en prøve fra maj måned forekom 12 rødlistearter. Samlet set udviser næsten alle rødlistearterne en større eller mindre tendens til at forekomme hyppigere og hyppigere med stigende værdier af DVFI.

At der eksisterer en tydelig sammenhæng mellem faunaklassen og forekomsten af rødlistede arter er ikke overraskende, idet næsten samtlige døgnfluer og slørvinger i Rødliste-95 tillige indgår som indikatorarter ved beregningen af DVFI, og forekomsten af disse indikatorarter er en forudsætning for at opnå faunaklasserne 5, 6 og 7. I alt 22 af de 51 registrerede rødlistede arter falder ind under denne gruppe. En lang række af de rødlistede arter indgår imidlertid ikke (eller kun i begrænset omfang) i beregningen af DVFI. I alt 28 ud af de 51 registrerede rødlistede arter tilhører denne gruppe.

Det ses på samme måde som for rødlistearterne under et, at også inden for hver af disse to grupper af rødlistede arter er der en klar tendens til at forekomme mest hyppigt ved faunaklasserne 6 og 7. Der var ingen signifikant forskel i fordelingen mellem de to grupper af rødlistede arter (X^2 -test, $p=0.84$). Rødlistede arter, der ikke påvirker beregningen af faunaklassen eller kun påvirker beregningen perifert, har således samme klare tendens til at forekomme mest hyppigt ved faunaklasserne (5), 6 og 7.

4.10.3 Diversitet som udtryk for naturkvalitet

Det blev i undersøgelsen fundet, at der var en dårlig sammenhæng mellem på den ene side det totale artsantal, Margalef's diversitetsindeks samt Shannon-Wiener's diversitetsindeks og på den anden side DVFI-faunaklassen. I det følgende beskrives det samlede artsantal af slørvinger, døgnfluer, biller og vårfluer som udtryk for biodiversiteten.

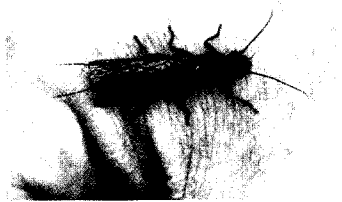


Foto: Jens Skriver



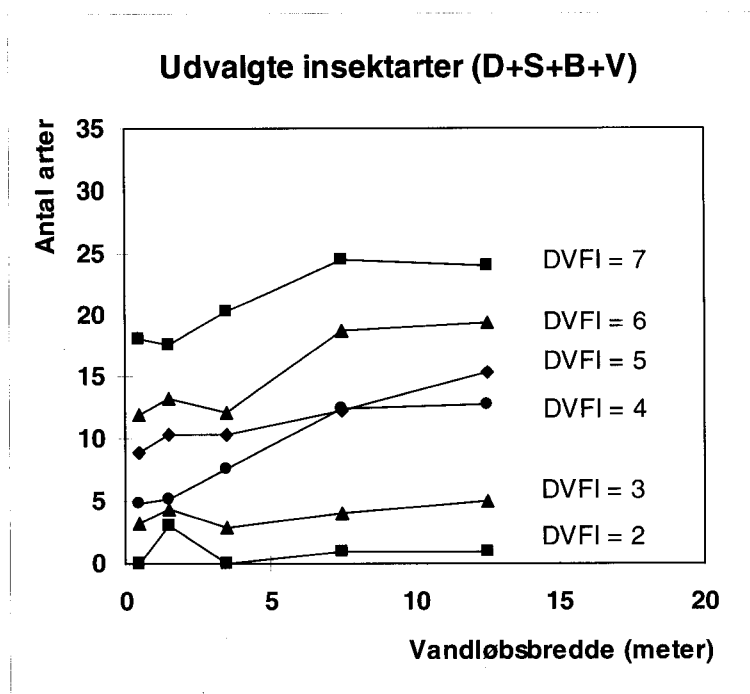
Foto: Jens Skriver

Det første billede viser en voksen hun af slørvingen *Perlodes microcephala*. Nymfen lever på sten i hurtigtstrømmende vandløb og er en god indikator på høj naturkvalitet. Det andet billede viser majfluen *Ephemera danica*, der er Danmarks største døgnflue. Nymfen lever nedgravet i bunden i rene vandløb.

Artsantal inden for udvalgte faunagrupper:

En betydelig del af arterne inden for insektgrupperne døgnfluer, slørvinger, biller og vårfluer består af arter, der henregnes til rentvandsfaunaen. Disse faunagrupper omfatter samtidig hovedparten af de rødlistede smådyr i vandløb, men omfatter derudover en lang række arter, der ikke er registreret i Rødlisten. Det er især inden for disse fire grupper af insekter, at der forekommer en nedgang i artsantallet, når vandløb udsættes for stigende stresspåvirkning. Et højt artsantal inden for disse grupper kan derfor betragtes som en god indikation for en god natur- og miljøkvalitet.

I figur 4.10.2 ses sammenhængen mellem faunaklassen og det samlede antal af døgnfluer, slørvinger, biller og vårfluer (D + S + B + V). På samme måde som for antallet af rødlistede arter er det samlede antal af døgnfluer, slørvinger, biller og vårfluer størst ved værdier af DVFI = 7, hvor der i gennemsnit er fundet 18-24 arter.



Figur 4.10.2: Det gennemsnitlige samlede artsantal af døgnfluer + slørvinger + biller + vårfluer (D+S+B+V) som funktion af faunaklassen (DVFI) og vandløbsstørrelsen.

Artsantallet er herefter aftagende for aftagende værdier af DVFI ($p < 0.0001$). Ved faunaklasse 1 og 2 er der således kun meget få arter af døgnfluer, slørvinger, biller og vårfluer til stede. Der ses også her en klar tendens til, at der er et større antal af arter i de store vandløb ($p < 0.008$).

Inden for de enkelte grupper af insekter ses dette tydeligst hos døgnfluerne. I relativt upåvirkede vandløb (faunaklasse = 7) er der således typisk 1-2 arter i de små vandløb (< 2 meters bredde), mens antallet typisk er 5-10 arter i store vandløb (> 5 meters bundbredde). Samlet set vurderes antallet af arter af døgnfluer, slørvinger, biller og vårfluer at udgøre en god indikation af en lokalitets natur- og miljøtilstand, men artsantallet skal tillige ses i lyset af vandløbsstørrelsen.

4.10.4 Sammenfatning af resultater

Det blev ved undersøgelse af 446 faunalister fundet, at DVFI på tilfredsstillende måde afspejler forekomsten af rødlistede arter. Dette gælder både de arter i Rødlisten, der indgår direkte ved fastsættelsen af DVFI-faunaklassen. Men det gælder også for de øvrige rødlistede arter, som ikke indgår i fastsættelsen af faunaklassen.

Egentlige diversitetsindekser vurderes at have meget begrænset anvendelse til belysning af natur- og miljøkvalitet i vandløb. Derimod vurderes artsantallet inden for døgnfluer, slørvinger, biller og vårfluer at give en god beskrivelse af natur- og miljøkvalitet. Der blev fundet en klar sammenhæng mellem DVFI-faunaklassen og artsantallet af døgnfluer, slørvinger, biller og vårfluer.

Anvendelse af DVFI til overvågning af vandløb skal endvidere ses i sammenhæng med, at tilsyn og overvågning skal foretages standardiseret og med en begrænset ressourcemæssig indsats på et stort landsdækkende stationsnet. Set i lyset heraf vurderes Dansk Vandløbsfaunaindeks at afspejle både natur- og miljøkvalitet på en tilfredsstillende måde.

4.11 Søer



Foto: Martin Søndergård

Søer udgør et vigtigt element i det danske landskab.

Søer er som naturtype et vigtigt element i det danske landskab, hvortil der knytter sig såvel store rekreative som naturmæssige interesser. De mange forskellige søtyper mht. størrelse, dybde, surhedsgrad, humusindhold m.m. betyder, at søerne er levested for mange forskellige planter og dyr.

Samlet har søerne længe været en naturtype i tilbagegang. Lavvandede søers udvikling går naturligt i retning af opfyldning, tilgroning og overgang til andre naturtyper som mose, eng eller skov. Inden for de sidste århundreder har den største trussel dog været i forbindelse med landbrugsudnyttelse og udbygning af byer. Et eksempel fra Århus kommune viser således, at antallet af søer siden århundredskiftet er reduceret med ca. 70% (Skriver 1981). Inden for det sidste årti er udviklingen dog rettet lidt op, idet der i forbindelse med loven om Naturforvaltning fra 1989 (Skotte-Møller 1995) nu gendannes en del søer, samtidig med at der er stigende opmærksomhed mod at bevare de tilbageværende søer.

I dag findes der i Danmark ca. 120.000 søer, som er større end 0,01 ha (Jensen et al. 1997). Langt størstedelen af disse er småsøer og vandhuller. Kun godt 2% er større end 1 ha, og af navngivne søer hvoraf de fleste er over 5 ha, findes kun ca. 1000. Sammenlagt dækker de danske søer et areal på 58.000 ha svarende til 1,4% af Danmarks areal.

Dybdemæssigt varierer søerne fra mindre end 1 m til mere end 30 m vand. Langt de fleste danske søer er dog lavvandede, og i størsteparten er vandet derfor fuldt opblandet fra top til bund året rundt. Blandt søer større end 5 ha har halvdelen en middeldybde på under 1,6 m.

4.11.1 Indikatorer for naturkvalitet i søer

Naturkvaliteten i danske søer kan i de fleste tilfælde relateres til graden af eutrofiering. Stort set alle søer er i mere eller mindre grad påvirket af en kulturbetinget næringsstofftilførsel fra oplandet. Eftersom fosfor som regel er det begrænsende næringsstof for planteplanktonets primærproduktion, får dette en række afsmittende effekter på næsten alle trofiske niveauer. Overordnet set fører øget næringsstofftilførsel ofte til uklart vand og en generel forringet vandkvalitet, herunder også en mindsket biodiversitet både mht. flora og fauna. Naturkvalitetsbegrebet i søer er derfor tæt knyttet til næringsstofkoncentration og de afledede effekter heraf.

I den offentlige forvaltning har der siden 1980'erne via recipientkvalitetsmålsætninger været anvendt en række forskellige indikatorer til beskrivelse af vandkvaliteten i søer. I de fleste tilfælde anvendes kvantitative målinger, mens kvalitative indikatorer anvendes i mindre grad. Der skelnes mellem tre hovedtyper af målsætninger for søer: søer med skærpede krav, søer med basismålsætning og søer med lempede krav. Kun 5% af de målsatte søer er tildelt en lempet målsætning. Afhængig af målsætning stilles der krav blandt andet til vandets sigtbarhed (sigtdybde).

I det følgende gives en kortfattet beskrivelse af en række af de almindeligste indikatorer, der først og fremmest anvendes i relation til eutrofiering af søer. En mere detaljeret gennemgang er givet i Jensen og Søndergaard (1998).

Sigtdybde

En af de mest anvendte vandkvalitetskriterier har været vandets gennemsigthed (sigtdybden). Ofte inddeles søerne i tre typer, hvor den bedste vandkvalitet opnås ved største sigtdybde. Sigtdybden er et simpelt mål (måles ved at sænke en hvid skive ned i vandet til den netop ikke er synlig længere), der som oftest giver et godt billede af søvandets indhold af planteplankton. Samtidig har sigtdybden også en direkte betydning for eksempelvis undervandsplanternes dybdegrænse. Sigtdybden er tæt relateret til søvandets totalfosforkoncentration.

Næringsstofindhold

Den tætte kobling mellem næringsstofindhold og en række vandkvalitetsindikatorer (herunder sigtdybde) betyder, at der ofte anvendes en inddeling af søer på basis af næringsstofindhold. Især koncentrationen af totalfosfor og totalkvælstof er hyppigt anvendt. I danske søer giver en loglineær inddeling af totalfosforkoncentration en fornuftig inddeling både kvantitativt og kvalitativt (tabel. 4.11.1).

Tabel 4.11.1: Inddeling af danske søer efter en logaritmisk inddeling af fosforkoncentration.

Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$)	Trofigrad	Biologisk struktur og diversitet
< 1	Ultra oligotrof	Meget lavproduktiv, udelukkende rentvandsarter
1-10	Oligotrof	Lavproduktiv, "normal" artsrigdom
10-100	Mesotrof	Produktiv, høj artsrigdom
100-1000	Eutrof	Højproduktiv, ringe artsrigdom
>1000	Hypereutrof	Sammenbrudssystem, ringe artsrigdom

Planteplankton

Næringsstofindholdet har stor betydning for såvel mængde som sammensætning af planteplanktonet. Klorofyl *a*, der udtrykker mængden af planteplankton, kan anvendes til at klassificere søerne efter næringsstofindhold. Der ses ofte store skift i artssammensætningen over en næringsstofgradient. I grove træk ser man ved de laveste fosforkoncentrationer en dominans af gualger, men ved stigende koncentrationer optræder først også kiselalger og grønalger. Senere ses større islæt af blågrønalger, og ved de allerhøjeste koncentrationer dominerer grønalgerne. Skiftene mellem de forskellige algeklasser ved øget eutrofiering blev tidligt anvendt som eutrofieringsindikator (Nygaard 1949), men denne anvendelse er i dag begrænset, fordi den ikke er tilstrækkelig præcis til karakterisering af den eutrofe søtype, som er meget almindelig i Danmark.

Specielle forhold knytter sig til forekomsten af blågrønalger, idet en række af de blågrønalger (*Cyanophyceae*), der forekommer i danske søer, er potentielt giftige. Toksiciteten kan måles ved forskellige tests og analyser. Tilstedeværelsen af giftige blågrønalger betyder, at den rekreative udnyttelse af søerne begrænses. Ved masseforekomst

(vandblomst) af disse arter indføres badeforbud, og der advares mod at lade dyr drikke vandet. Massive vandblomstdannelser er tæt knyttet til næringsstofindhold og sker især i eutrofe søer med en totalfosforkoncentration mellem 100 og 500 µg P/l. I dybe søer kan blågrønalger dog optræde ved lavere koncentrationer.

Planteplanktonets indikatorværdi udnyttes også ved palæolimnologiske undersøgelser. Her kan man ud fra sedimentets kvantitative indhold af forskellige kiselalgearter i de enkelte sedimentlag rekonstruere søens indhold af totalfosfor tilbage i tiden (Odgaard et al. 1997).

Dyreplankton

De større former af dyreplankton (*Daphnia* mm.) er sjældent fødebe-grænset i de næringsrige danske søer. Til gengæld begrænses mængden ofte af en stor bestand af dyreplanktonædende fiskearter (især skaller og brasen). Generelt foretrækker fiskene de store arter, og store individer af dyreplanktonet og dyreplanktonets sammensætning og størrelsesfordeling kan derfor anvendes som en indikator for fisketætheden. Således er dyreplanktonet medtaget i EU-forslaget til klassifikation af søers naturkvalitet (tabel 4.11.2).

Tabel 4.11.2: Klassifikation af naturkvalitet i ikke-forsurede søer baseret på dyreplankton (Jeppesen og Jensen 1997).

Forekomst af:	Høj kvalitet	God kvalitet	Rimelig kvalitet	Ringe kvalitet	Dårlig kvalitet
Calanoide vandlopper	Høj	Medium	Lav	Lav	(Lav)
<i>Daphnia</i> spp.	Høj	Høj	Medium	Lav	(Lav)
Små cladoceer	Lav-høj	Medium	Høj	Medium	(Lav)
Cyclopoide vandlopper	Lav	Lav	Medium	Høj	(Høj)
Hjuldyr	Lav	Lav	Lav	Medium	(Høj)

Sammenhængen mellem fiskebestand og dyreplanktonet udnyttes også i forbindelse med palæolimnologiske undersøgelser. Ud fra sedimentets indhold af forskellige dyreplanktonarters rester kan man rekonstruere forekomsten af undervandsplanter, fiskesammensætningen og totalfosforniveauet tilbage i tiden (Jeppesen et al. 1996).

Fisk

Ved stigende næringsstofindhold ændres fiskesammensætningen generelt fra at være domineret af rovfisk (aborre, gedde m.fl.) til en næsten fuldstændig dominans af dyreplanktonædende arter ved høje fosforkoncentrationer. På denne baggrund er der udviklet et "skidtfiske"-indeks til beskrivelse af fiskesammensætningen i danske søer (Kristensen et al. 1990).

Skidtfiskeindekset beregnes som forholdet mellem alle dyreplanktonædende fisk og dyreplanktonædende fisk plus rovfisk (alle større end 10 cm). Indekset går fra at være lavt i de næringsfattige og rene søer til at være næsten 100% i de næringsrige og uklare søer. Den ændrede fiskesammensætning ligger også til grund for et naturkvalitetsindeks for søer baseret på forekomst af fisk (tabel 4.11.3).

Tabel 4.11.3: Klassifikation af naturkvalitet på basis af fiskebestand (Jeppesen og Jensen 1997).

Forekomst af	Høj kvalitet	God kvalitet	Rimelig kvalitet	Ringe kvalitet	Dårlig kvalitet
Aborre	Høj	Høj	Medium	Lav	(Lav)
Skalle+brasen	Lav	Medium	Medium	Høj	(Høj)
Rovfisk	Høj	Medium	Medium	Lav	Lav

Undervandsplanter

Undervandsplanternes udbredelse er meget følsom over for lysforhold. Der er derfor en god sammenhæng mellem søvandets klarhed og planternes dybdeudbredelse (Jensen et al. 1996). På grund af de næringsrige forhold er undervandsplanternes udbredelse i mange danske søer meget ringe, og i mange søer findes slet ingen undervandsplanter.

Ud over i sig selv at skabe en øget diversitet betyder tilstedeværelsen af undervandsplanter også meget for en række andre organisme-grupper, eksempelvis invertebrater og vandfugle. Undervandsplanter har endvidere en række andre effekter, som betyder, at tilstedeværelsen af undervandsplanter i en vis mængde har en række positive effekter på vandkvalitet. Generelt er tilstedeværelsen af undervandsplanter derfor et positivt mål for en søs vandkvalitet i retning af at skabe mere klart vand og øget biodiversitet. Undervandsplanternes udbredelse kan karakteriseres i forhold til dækningsgrad, og til hvor stor en del af vandsøjlen planterne fylder (tabel. 4.11.4). Ud over næringsindhold spiller vanddybden også ind på, hvor store arealer vandplanterne kan vokse på. Karakteriseringen i relation til eutrofiering er derfor primært anvendelig i lavvandede søer/lavvandede områder af søer. Artsmæssigt spiller ud over eutrofiering en række andre faktorer ind, herunder vandets surhed og alkalinitet (se f.eks. Mathiesen 1980).

Tabel 4.11.4: Klassificering af undervandsplanternes udbredelse i forhold til det relative plantedækkede areal (RPA%) og relative plantefyldte vandvolumen (RPV%).

Klasse	RPA%	RPV%	Beskrivelse
I	< 1	< 0,2	Meget ringe eller ingen dække og vandfylde af undervandsplanter
II	1 - 5	0,2 - 2	Ringe dække og vandfylde af undervandsplanter
III	5 - 20	2 - 10	Nogen dække og vandfylde af undervandsplanter
IV	20 - 50	10 - 40	God dække og vandfylde af undervandsplanter
V	> 50	> 40	Kraftig eller fuld dække og vandfylde af undervandsplanter

Fugle

En række fuglearter er direkte eller indirekte knyttet til eutrofieringsmæssige forhold og kan derfor være en god indikator for vandkvalitet (Brøgger-Jensen & Jørgensen 1992). Eksempelvis spiller undervandsplanternes dækningsgrad en stor rolle for, hvor mange planteædende fugle (især knopsvane og blishøne), der findes i en sø (Brøgger-Jensen & Jørgensen 1992, Søndergaard et al. 1993). Derudover vil også andre fuglearter afspejle fødeudbuddet i den pågæ-

dende sø. Dette gælder eksempelvis antallet af toppet lappedykker i forhold til fiskebestand.

Afslutning

Inden for søøkologien findes og anvendes i dag en række forholdsvis veldefinerede indikatorer for vand- og naturkvalitet, der karakteriserer de vigtigste trofiske niveauer. Især efter opstarten af Vandmiljøplanens Overvågningsprogram i 1989 har disse indikatorer via amternes tilsyn i mange søer været gennemført rutinemæssigt og direkte rettet mod at vurdere vandkvaliteten og en eventuel udvikling i denne. Ofte anvendes de undersøgte parametre samlet i en vurdering af miljøtilstanden i den pågældende sø.

I den almindelige forvaltning af de danske søer skelnes der kun i ringe grad mellem miljøkvalitet og naturkvalitet. Det eksisterende miljøkvalitetsindeks, der i dag anvendes i forbindelse med overvågningen af de danske søer, kan derfor i vidt omfang anvendes som naturkvalitetsindeks.

5 Diskussion og sammenfatning

Det overordnede formål med naturkvalitetsprojektet har været at udvikle metoder til vurdering af naturkvalitet. Da der var store forskelle i udgangspunkt og datagrundlag har de specifikke formål været forskellige for det ferske, det marine og det terrestriske miljø. Disse forskelle er vigtige at holde for øje i en diskussion af de fremkomne resultater.

På ferskvandsområdet forelå der allerede en omfattende datamængde fra overvågningsaktiviteter, ligesom der var udpeget indikatorer, udviklet indekser og fastsat en målsætning for vandkvaliteten. På ferskvandsområdet er der foretaget en evaluering og forbedring af de eksisterende indikatorer og indekser til vurdering af miljøkvalitet/-vandkvalitet, så disse tillige kan anvendes i en naturkvalitetsvurdering.

På det marine område forelå data fra overvågningen af makroalgevegetationen på stenrev, men metoder til klassifikation af indikatorer manglede, og kvalitetsmålsætningen har ikke været præcist formuleret. I projektforsløbet er der defineret naturkvalitet på stenrev, opstillet et klassifikationssystem baseret på makroalgevegetationen og udviklet operationelle indikatorer for naturkvalitet.

På det terrestriske område har der kun været indsamlet spredte data, og der eksisterede kun i ringe omfang indikatorer og kvalitetsmålsætninger. På landskabsniveau forelå endvidere en række kort over det abiotiske grundlag og den aktuelle arealanvendelse. I projektforsløbet er der indsamlet nye data og udviklet operationelle indikatorer for naturkvalitet i udvalgte naturtyper. Der er opstillet et klassifikationssystem for og en beskrivelse af plantesamfund i de terrestriske naturtyper på baggrund af eksisterende data. Endelig er der udviklet et klassifikationssystem, der muliggør en kortlægning af plantesamfundenes potentielle udbredelse under tidligere, nuværende og fremtidige arealanvendelse.

Der er generelt lagt meget stor vægt på at udvikle metoder, der er dokumenterbare, reproducerbare og som løbende kan forbedres. Metoderne skal i videst muligt omfang kunne anvendes i hele landet.

5.1 Sammenfatning af resultater

Landskabmodeller

På baggrund af den eksisterende dokumenterede viden om naturlige og halvnaturlige naturtyper fra såvel videnskabelige artikler og rapporter som empirisk viden har projektet defineret i alt 130 terrestriske plantesamfund i Danmark. Plantesamfundene er fremkommet ved en floristisk klassifikation og er så vidt muligt, ud fra den tilgængelige viden, beskrevet mht. artssammensætning, tolerancer i forhold til

jordbundstype, hydrologi, salinitet og næring, forventede vegetationsændringer ved naturlig succession, status for den geografiske udbredelse i Danmark samt potentielle og aktuelle trusler. Alle oplysninger er samlet i DANVEG – en database over DANske VEGetationstyper. Databasen giver mulighed for dels at indkredse de potentielle plantesamfundstyper på en given lokalitet ud fra oplysninger om lokalitetens beskaffenhed og drift/pleje og dels at identificere, hvilket plantesamfund en given artssammensætning tilhører. Der foretages ikke en egentlig vurdering af naturkvalitet i databasen, men der kan udpeges en række referencesamfund for hver naturtype, der repræsenterer den høje naturkvalitet. Ved at sammenligne en aktuell artsliste med de floristiske data, der foreligger for referencesamfundene, angiver databasen hvilke arter der mangler, og hvilke arter der er "fremmede" for det aktuelle plantesamfund. Herved gives et objektivi mål for afvigelsen fra den høje naturkvalitet.

De danske plantesamfund er udpeget på grundlag af eksisterende data, og det kan ikke udelukkes, at dele af den floristiske variation inden for de naturlige og seminaturlige naturtyper ikke er inkluderet i analyserne. Dette gælder især de mere særegne og sjældne samfund som f.eks. taks-bøgeskov, naurskov, egeskov på klitter og overgangsformer mellem naturtyper.

Der er udviklet en Geografisk Biotopmodel, der beskriver og præsenterer den forventede fordeling af plantesamfund på landskabsniveau. Udgangspunktet for den geografiske model er en fysiotoptopklassifikation baseret på en række kort over det abiotiske grundlag (jordbund, hydrologi, topografi m.v.). Fysiotoper er geografiske enheder, der er homogene med hensyn til naturgrundlaget. Fysiotoperne kombineres med kort over aktuelle og tidligere menneskelige påvirkninger, og via en kobling til DANVEG gives en række muligheder for visualisering i form af kort og tabeller, herunder kort over de potentielle plantesamfund.

Indikatorer for naturkvalitet

Der er udpeget indikatorer for naturkvalitet i skove (3), ferske enge (2), strandenge (1), højmoser (1) og på overdrev (1), hvor tallet i parentes angiver antallet af de forskellige indikatorudpegninger, der er foretaget. Udpegningerne er foretaget ud fra forskellige specifikke formål, og de bør anvendes under hensyntagen hertil. For naturtyperne skov, fersk eng, strandeng og overdrev er indikatorerne efterfølgende sammenstillet i en række indekser og modeller, der gør det muligt at foretage en standardiseret kvalitetsvurdering.

Skov

For naturtypen skov er der på baggrund af nye dataindsamlinger udviklet tre forskellige metoder til vurdering af naturkvalitet, hvor valg af metode bør ske ud fra afvejsninger af arbejdsressourcer, årstid og det ønskede informationsniveau.

I forbindelse med opbygningen af et "Karplante- og strukturindeks" (metode 1) er der indsamlet nye vegetations- og strukturdata i urørte og drevne skove med oplysninger om historiske forhold i disse skove. På baggrund heraf er to modeller til bestemmelse af naturkvalitet vha.

indikatorer konstrueret i et neuralt netværk. De udvalgte indikatorer har vist sig at give rimelige resultater ved test på nye datasæt. Metoden giver detaljeret information, men er relativt ressourcekrævende, og årstiden har indflydelse på forekomsten af karplanterne. Indikatorsystemet er udviklet for størstedelen af den jordbundsmæssige variation på veldrænet bund, mens datagrundlag og analyser for skovtyper på fugtig-våd jordbund mangler.

Et "UrørtNA-turskovindeks" (metode 2) er udviklet på baggrund af litteratur, feltundersøgelser og teoretiske betragtninger og tager udgangspunkt i de umiddelbart mest betydningsfulde strukturer, faktorer og forhold i urørt naturskov, men indekset tager sigte på kvalitetsvurdering af alle typer skovbevoksninger. Der er lagt vægt på, at metoden er enkel, dækkende og uafhængig af årstid. Metoden vurderer den træartsmæssige og strukturelle naturkvalitet af et skovområde (til dels habitatdiversiteten) og dermed det kvalitative potentiale for et yderligere biologisk indhold. Selve indekset beregnes på baggrund af udfyldelse af et afkrydsningsskema.

En "Niveaudelt model" (metode 3) er dannet ud fra strukturer, der vurderes at have betydning for variation, stabilitet og artssammensætning i skoven. På basis heraf er der konstrueret en model, hvormed man på tre niveauer (landskabs-, bevoksnings- og prøvefeltsniveau) ved brug af en række indekser kan foretage en totalvurdering af naturkvaliteten i hele skovområder uanset størrelse.

Der tages udgangspunkt i eksisterende data fra driftsplanlægningens bevoksningslister, suppleret med en række yderligere feltobservationer. Disse foreslås indhentet i forbindelse med den almindelige, periodiske taksation af skovens bevoksninger og bør indgå i fremtidige bevoksningslister. Herved kan modellen fungere som en fuldt integreret del af den almindelige skovplanlægning. Metoden tillader en tilpasning af ressourcerne til forskellige niveauer, men ligesom metode 2 giver analyserne på landskabs- og bevoksningsniveau kun en vurdering af den potentielle naturkvalitet.

Ferske enge

Der er udviklet to forskellige metoder til udpegning af indikatorer for naturkvalitet på ferske lavbundslande (ferske enge og vandløbsnære arealer). Begge metoder benytter karplanter som indikatorer, men de er udpeget med forskellige specifikke formål.

På de ferske enge er der indsamlet sammenhørende vegetationsdata og abiotiske data. På baggrund af viden om lokaliteternes historie (i forhold til vildhed, oprindelig og kontinuitet) blev der foretaget en subjektiv, men standardiseret vurdering af naturkvaliteten. Ved hjælp af neurale netværk er der udpeget en række indikatorarter, der er samlet i et indeks, som stemmer overens med den oprindelige vurdering af lokaliteten. Et indeks konstrueret fra dele af datasættet blev testet på resten af datasættet. Det resulterede i naturkvalitetsbestemmelser med en forholdsvis høj fejlprocent, hvilket tyder på at variationen inden for enge ikke er godt nok repræsenteret, i hvert fald i de dele af datasættet. Den endelige model blev lavet ud fra alle tilgængelige data, hvilket mindsker risikoen for fejlbestemmelser.

Metoden er kun udviklet for en del af de plantesamfundstyper, der er identificeret i naturtypen fersk eng, og datagrundlag og analyser mangler for de ferske rørsumpe.

På de vandløbsnære arealer er der indsamlet nye data på ekstensivt græssede enge på sandjorde uden påvirkning af gødskning og pesticider. Dataindsamlingen er begrænset til Viborg amt. På baggrund af multivariate analyser er der udpeget en række indikatorarter, der udtrykker en høj grad af hydrologisk samspil mellem det vandløbsnære areal og vandløbet. Der mangler dataindsamling og analyser for vandløbsnære arealer beliggende på andre jordtyper og med andre naturtyper som f.eks. rørsump og sumpskov.

Strandenge

På strandengene er der indsamlet sammenhørende vegetationsdata og abiotiske data. På baggrund af viden om lokaliteternes historie (i forhold til vildhed, oprindeligthed og kontinuitet) er der foretaget en subjektiv, men standardiseret vurdering af naturkvaliteten. Vha. neurale netværk blev der konstrueret et indeks indeholdende en række indikatorer, der kan benyttes til at foretage en tilsvarende værdisætning af nye lokaliteter. Metoderne er udviklet på baggrund af data fra selve strandengen og kan ikke benyttes til naturkvalitetsvurdering i strandrørsumpen eller den nederste del af strandengen, hvor datagrundlag og analyser stadig mangler.

Højmoser

For højmoser er der, på basis af litteraturstudier og nyere data fra overvågningen, udpeget en række plus-, minus- og basisarter (karplanter og Sphagnum-mosser) og strukturer, der antages at forholde sig til naturkvaliteten. Artssammensætningen alene giver imidlertid ikke en tilstrækkelig robust naturkvalitetsvurdering, og derfor bør arternes hyppigheder og spatiale fordeling også inkluderes. De fundne indikatorer for naturkvalitet på højmoser omfatter kun de ombrotrofe dele af højmosen. Randen, lagzonen, tørvegrave og andre biotoper, der findes i tilknytning til højmosen, er således ikke inkluderet.

Overdrev

For overdrev præsenteres et tidligere udviklet pointbaseret indeks, der bygger på forekomsten af 30 karplanter. Datagrundlaget for udpegningen af indikatorarterne er baseret på gamle undersøgelser fra 1940-60 og nye data fra upåvirkede (ugødskede) overdrev med lang kontinuitet. Det pointbaserede indeks giver mulighed for en hurtig og standardiseret kvalitetsvurdering.

Marin hårdbund

Arbejdet har dels omfattet en klassifikation af algesamfund ud fra de vigtigste økologiske gradienter; salt og lys og dels en vurdering af miljø- og naturkvaliteten ud fra biologiske og geomorfologiske indekser. Analyserne har vist, at det kun er få arter, som enkeltvis kan bruges som indikatorer til at vurdere naturkvalitet på stenrev, og det konkluderes, at konceptet omkring plus- og minusarter er ikke anvendeligt til kvalitetsbedømmelse af makroalgevegetation. Den samlede artssammensætning rummer derimod en masse information

om det omgivende miljø, som kan udnyttes til at klassificere rumlige variationer i algesamfundet, og det er sandsynligt, at den samlede artssammensætning også kan anvendes operationelt i vurderingen af naturkvalitet, hvis der foretages justeringer i dataindsamlingsstrategien. De udpegede biologiske og geomorfologiske indikatorer er ikke afprøvet, og indikatorsystemet er begrænset til stabil stenbund på stenrev. Andre marine substrattyper er ikke behandlet.

Vandløb

Formålet med projektet er at undersøge, hvorvidt Dansk Vandløbsfaunaindeks (DVFI), der er et biotisk indeks til rutinemæssigt tilsyn med vandløbskvaliteten, kan anvendes til vurdering af vandløbenes naturkvalitet. Til vurdering af DVFI som naturkvalitetsindeks er sammenhængen mellem hhv. rentvandskrævende arter, sjældne, sårbare og truede arter og den biologiske diversitet og DVFI-faunaklassen blevet undersøgt. Analyserne har vist, at der er en god overensstemmelse mellem Dansk Vandløbsfaunaindeks og naturkvaliteten udtrykt ved forekomsten af de angivne arter.

Søer

Denne del af projektet har omfattet en gennemgang og overordnet sammenstilling af de eksisterende indikatorer og indekser for miljøkvalitet, der anvendes i forbindelse med overvågningen af miljøtilstanden i de danske søer. Naturkvaliteten i danske søer kan i de fleste tilfælde relateres til graden af eutrofiering, og arbejdet i dette projekt har vist, at de eksisterende miljøkvalitetsmål i vidt omfang kan anvendes til vurdering af naturkvalitet.

5.2 Diskussion af resultater

I projektets treårige periode har der ikke været mulighed for at foretage egentlige afprøvninger af de foreslåede indikatorer i praksis, hvilket er en forudsætning for at kunne anbefale en umiddelbar brug af de udviklede metoder. Der er heller ikke foretaget en fuldstændig validering af sammenhængen mellem de abiotiske forhold, de menneskelige påvirkninger og den floristiske sammensætning i de danske plantesamfund.

For at sikre at udpegningen af indikatorer foretages på et stort og repræsentativt datagrundlag har det været nødvendigt at begrænse dataindsamlingen til en afgrænset del af den totale variationsbredde inden for de udvalgte naturtyper. De pågældende indekser/indikatorer fungerer kun optimalt for den variation inden for naturtyperne, der er repræsenteret i det grundlæggende datamateriale. For nogle naturtyper er datagrundlaget endnu for begrænset til, at indikatorer og indekser kan bruges generelt inden for naturtypen.

For en række naturtyper og arealer er der ikke foretaget konkrete udpegninger af indikatorer. Det gælder bl.a. heder, klitter og krat på lysåbne naturarealer, hvor driften er ophørt. De udviklede metoder til udpegning af indikatorer for naturkvalitet i projektet har dog almen relevans og kan anvendes på de manglende naturtyper, når det nødvendige datagrundlag er tilvejebragt.

De dyrkede omdriftsarealer, småbiotoper og arealer med nyetableret natur i forbindelse med braklægning og skovrejsning såvel som de bebyggede og bynære arealer har ikke været omfattet af projektet. Kriterier for naturkvalitet, som de er formuleret i dette projekt, kan ikke umiddelbart overføres på landbrugets dyrkede arealer og deres tilgrænsende småbiotoper, så der kræves et yderligere udviklingsarbejde for at indikatorsystemer kan udvikles for disse arealtyper.

For de terrestriske naturtyper er karplanter og enkelte strukturer prioriteret som potentielle indikatorer. Dette valg blev foretaget, fordi karplanter er velegnede indikatorer i forhold til de valgte naturkvalitetskriterier og i forhold til den praktiske anvendelighed. I urørt skov er karplanterne (ekskl. træer) dog fundet uegnede som enkeltstående indikatorer, bl.a. fordi deres dækningsgrad i høj grad afspejler lysforhold. En egentlig vurdering af naturkvaliteten indbefatter, at naturindholdet mere bredt inddrages i vurderingen, og herunder at indikatorer og indekser også omfatter strukturelle elementer og organismegrupper som f.eks. pattedyr, fugle, padder, insekter, mosser, laver og svampe.

På nuværende tidspunkt bygger beskrivelserne af de danske plantesamfund udelukkende på den floristiske sammensætning. Det er imidlertid relevant at udbygge databasen med oplysninger om det potentielle indhold af forskellige faunagrupper.

På det marine område vurderes naturkvalitet på hårdbund alene ud fra makroalgevegetationen. Årsagen er, at mikroalgevegetationen og faunaen på hård bund, herunder fiskene i dag ikke indsamles konsistent på overvågningslokaliteterne. Data om faunaen indgår dog i fortolkning af de fundne fordelinger af makroalger.

I vandløb foretages værdisætningen alene ud fra invertebratfaunaens sammensætning, og i søer vurderes kvalitet ud fra en række fysiske (sigtdybde), kemiske (fosforindhold) og biologiske (planteplankton, dyreplankton, fisk, bunddyr og undervandsplanter) indikatorer.

Indikatorsystemerne forventes at blive løbende forbedret, når datagrundlaget bliver bedre og mere repræsentativt.

5.3 Overvågningsredskabernes status

For vandløb, søer, marin hårdbund og de terrestriske naturtyper skov, fersk eng, strandeng og overdrev er de udviklede indikatorsystemer til bedømmelse af naturkvalitet i deres nuværende form klar til anvendelse. De kan benyttes ved at følge de metoder, der er beskrevet i følgende publikationer:

- Miljøstyrelsen (1998): Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet.
- Jensen og Søndergaard (1998): Indikatorer for naturkvalitet i søer.
- Dahl et al. (1999): Indikatorer for naturkvalitet på stenrev.
- Mark og Strandberg (1999a): Modeller til bestemmelse af naturkvalitet på udvalgte naturtyper ved anvendelse af neurale netværk.

- Møller (1999): Naturkvalitet i skov bedømt med urskovsagtig naturskov som reference.
- Rune (1999): Nature quality in Danish managed forests. A discussion of the nature quality concept and proposal of a hierarchical assessment model.
- Bruun og Ejrnæs (1998): Overdrev - en beskyttet naturtype.

Der mangler dog endnu en vurdering af, hvorledes indikatorsystemerne fungerer i praksis, men dette sker bedst i samspil med naturforvaltningen. Operative systemer til bedømmelse af naturkvalitet i alle danske naturtyper i hele variationsbredden kræver i varierende omfang en supplerende indsamling af nye og repræsentative data. Der vil ligeledes være behov for en løbende videreudvikling af de udviklede indikatorer og indekser, således at de bliver mere repræsentative og robuste.

En oversigt over samtlige publikationer i forbindelse med projektet findes i kapitel 8.

6 Konklusion og perspektivering

Arbejdet med at definere og afgrænse begrebet naturkvalitet og udvikle operationelle metoder til håndtering af begrebet i forvaltningen har dels givet en række konkrete resultater, dels tydeliggjort behovet for et styrket samarbejde mellem forskning og forvaltning.

Projektet har bidraget til begrebet naturkvalitet på to vigtige områder. For det første er de undersøgte naturtyper blevet karakteriseret og identificeret ud fra et objektivi grundlag og dermed er deres kvalitet - i betydningen egenskab - blevet beskrevet. For det andet er det blevet klart, at en forudsætning for at kunne foretage en vurdering af naturkvalitet, og efterfølgende opstille målsætninger herfor, er en fælles forståelse af, hvori kvaliteterne består. På dette område har projektet bidraget med kriterier for biologisk naturkvalitet.

Ud fra denne platform har projektet udviklet standardiserede metoder til vurdering af naturkvaliteten, metoder til klassificering og identificering af naturtyper samt værktøjer til håndtering af naturkvalitetsbegrebet.

6.1 Konkrete anvendelsesperspektiver

Naturkvalitet i betydningen: Egenskab

Det er gennem de senere år blevet klart, at forvaltningen har behov for en øget præcision i definitionen af beskyttede naturtyper, eksempelvis i forbindelse med håndtering af dispensationssager og udpegning af EU-habitatområder. Projektets resultater er omsat i værktøjer, som kan anvendes til identifikation af danske naturtyper. For første gang foreligger der nu på databaseform et samlet overblik over danske terrestriske naturtyper baseret på statistiske analyser af kvantitative data.

Projektets resultater viser, at selv om plantearterne optræder individualistisk, og der ikke er skarpe skel mellem forskellige samfund, er det muligt at afgrænse, navngive og synonymisere plantesamfund til brug for forvaltning og forskning. For de terrestriske naturtyper kan den floristiske afstand mellem forskellige plantesamfund og en given vegetationssammensætning nu kvantificeres. Dermed er der skabt mulighed for en efterfølgende objektiv beskrivelse af naturkvalitet ud fra et givet sæt af kvalitetskriterier. Metoder og datagrundlag er for de terrestriske naturtyper samlet i DANVEG – en database over danske vegetationstyper (Nygaard et al. 1999).

De udviklede metoder i projektets Geografiske Biotopmodel kan i fremtiden gøre det muligt at samkøre digitale kort og databaser som f.eks. regionplaner, matrikelkort, § 3-registreringer, habitatområder og landbrugsregistre i et GIS, med henblik på f.eks. udpegning af større samlede biologiske interesseområder.

Naturkvalitet i betydningen: Værdi

De opstillede kriterier for naturkvalitet repræsenterer det første teoretiske grundlag for det biologiske naturkvalitetsbegreb. Efterfølgende bør kriterierne indgå i en drøftelse med amterne og de relevante styrelser med henblik på at opnå konsensus over en bredere front. Med udgangspunkt i en fælles forståelse vil forskning i naturkvalitet og overvågning af naturtilstanden kunne drage umiddelbar nytte af hinanden. Samtidig vil opstilling af målsætninger på forskellige skalaer (art, biotop og landskab) kunne foretages konsekvent og med henvisning til en fælles referenceramme. Kriterierne vil i fremtiden kunne tjene som en sådan fælles referenceramme og blandt andet kunne anvendes til at opstille biologiske målsætninger for konkrete arealer eller landskaber.

Vurderingsredskaber

I dette projekt er der udviklet en række forskellige metoder til en biologisk vurdering af naturkvaliteten. Disse indikatorsystemer repræsenterer de hidtil bedste bud på en standardiseret vurdering af den biologiske naturkvalitet i udvalgte danske naturtyper. Standardiserede metoder vil kunne sikre, at der foretages sammenlignelige målinger af naturkvaliteten i hele landet. Der er lagt vægt på metoder som ikke baserer sig på sjældne arter. Registrering af sjældne arter kræver store ressourcer og de bedst kendte organismegrupper vil let blive overrepræsenteret. Herved kan man komme til at overse lokaliteter, hvor der forekommer mindre kendte sjældne arter. Ved at bruge mere almindelige indikatorarter vil man også kunne værdisætte lokaliteter uden iøjnefaldende sjældne arter højt. De udviklede metoder kan både anvendes til registrering og overvågning. Ved gentagne vurderinger udført på den samme lokalitet med faste intervaller vil man kunne overvåge ændringer i naturkvaliteten. En naturkvalitetsskala kan endvidere anvendes til at opstille forvaltningsmæssige målsætninger for konkrete lokaliteter og måleinstrumenter til at følge op på disse målsætninger. I de ferske vande anvendes Dansk Vandløbsfaunaindeks allerede af amterne til målsætning af vandløb. Alle vandløbsstrækninger med miljømæssig interesse har således fået tildelt en målsætning, hvor der er stillet krav til natur- og miljøkvaliteten. Tilsvarende er alle større søer tildelt en målsætning, hvor der blandt andet stilles krav til vandkvalitet, flora og fauna. Disse målsætninger anvendes efterfølgende som et administrativt grundlag for afgørelser i henhold til miljøbeskyttelsesloven. Tilsvarende metoder kan tænkes anvendt på det terrestriske område.

Følsomhedsanalyser vil kunne fastslå, hvor små eller store ændringer der skal til for at der kan måles udslag i naturkvaliteten. De opstillede indikatorsystemer kan fungere som et vågent øje på naturkvaliteten og kan afsløre hvorvidt en lokalitet har været under påvirkning af en eller flere af de faktorer (fx dræning eller gødskning) som vides at påvirke naturkvaliteten på den aktuelle naturtype i negativ retning.

6.2 Fremtidige forskningsbehov

Arbejdet i projektet "Indikatorer for naturkvalitet" har genereret en mængde ny viden om den danske natur, men samtidig afdækket en række områder, hvor der fortsat er behov for en forskningsindsats.

Det drejer sig om videnshuller, hvor vor viden er manglende eller utilstrækkelig til at kunne besvare centrale spørgsmål af relevans for forvaltningen af naturen. De identificerede forskningsbehov kan grupperes under overskrifterne:

- Årsagssammenhænge
- Dokumentation
- Metodeudvikling
- Validering

Ud over de specifikke naturvidenskabelige og forvaltningsfaglige forskningsbehov som gennemgås nedenfor, er der behov for en videnskabshistorisk undersøgelse og diskussion af den historiske baggrund for og udvikling af kriterier for naturkvalitet. En sådan undersøgelse vil gennem en udfordring af kriteriernes grundlag kunne gavne præcisionen i kriterieformuleringen og gennemskueligheden af resultaterne samt fremme anvendeligheden af naturklassificeringen under ændrede sæt af kvalitetsbegreber.

Årsagssammenhænge

Fundamentet for naturkvalitetsvurderinger er videnskabeligt dokumenterede årsagssammenhænge mellem naturen og de påvirkninger den udsættes for. Der er behov for konkrete og præcise undersøgelser af, hvordan vigtige antropogene påvirkninger af naturen sætter sig spor i artssammensætning og funktionalitet i forskellige økosystemer. Undersøgelserne bør dels udformes som kontrollerede manipulationer af økosystemer i felten eller i mesokosmos, og dels som kvantitative registreringer af naturindholdet på lokaliteter med kendt driftshistorie. Kortlægning af driftshistorien på konkrete lokaliteter udgør en meget væsentlig del af tilvejebringelsen af et sådant datagrundlag og bør derfor gives en høj prioritering.

- Der er behov for at forske i naturtypernes biologiske forudsætninger. Forvaltningen af naturværdier med reference til de biologiske kriterier for naturkvalitet forudsætter en basal biologisk forståelse af forudsætningen for vores vilde natur i dag. Hvilke arter og naturtyper er naturligt hjemmehørende? Hvad er arternes biologiske nicher, og hvilke krav stilles der til en langsigtet forvaltning for at den kan tilgode hensynet til levestedernes biologiske naturkvalitet?
- Der er behov for at øge den eksisterende viden om sammenhængen mellem artssammensætning, det abiotiske miljø og de menneskelige påvirkninger for en lang række naturtyper og for at forholde disse sammenhænge til naturkvaliteten. Studier bør udformes i form af kontrollerede eksperimenter eller i form af gradientanalyse af feltdata med detaljeret driftshistorieanalyse. Studierne bør forholde sig til de studerede samfund vha. DANVEG.

- Der er behov for at undersøge sammenhængene mellem forskellige driftsformer, herunder naturpleje og biotopernes naturkvalitet.
- Naturens reversibilitet bør studeres. Hvor længe tager det for et givet økosystem at opnå en naturlighed i funktion og artssammensætning efter at have været udsat for intensiv udnyttelse? En sådan analyse må basere sig på en god beskrivelse af "reference-naturen" og af effekten af vigtige antropogene påvirkninger. Udlægning af permanente prøvefelter og analyse af eksisterende tidsserier bør prioriteres højt.

Dokumentation

Dokumentation af naturtilstanden ved forskellige grader af naturkvalitet i relation til de opstillede kriterier er en afgørende forudsætning for at kunne anvende naturkvalitetsbegrebet i praksis. Projektet har afsløret et stort behov for en opdateret dataindsamling fra de fleste danske naturtyper – også de her undersøgte. Der eksisterer især et stort behov for en opdateret viden om artssammensætningen i terrestriske naturtyper, idet hovedparten af de tilgængelige data stammer fra 30-60 år gamle studier. De tilgængelige data har ikke været indsamlet med overordnede formål for øje, og de er følgelig inkomplette og mangler data fra overgangssamfund og successionsstadier samt data fra områder med lav til middel naturkvalitet. Desuden rummer de analyserede data hovedsageligt karplanter, og parallelle data på især mosser, laver, invertebrater og svampe ville kunne styrke en helhedsvurdering af naturkvalitet. Behovet for et bedre datagrundlag kan opsummeres i følgende punkter:

- Der er behov for at øge datagrundlaget fra terrestriske naturtyper med henblik på at sikre funktionaliteten af DANVEG og naturkvalitetsvurderinger vha. indikatorer og neurale netværk.
- Der er behov for data på mosser, laver, invertebrater og svampe, indsamlet med reference til de opstillede plantesamfund (jf. DANVEG).
- Der mangler viden om den naturlige dynamik i de enkelte marine algesamfund.
- Der er behov for data fra replikater på et givet stenrev over længere tid og med en høj rumlig vertikal og horisontal opløsning.
- Der er behov for et øget datagrundlag fra søer, som ikke er omfattet af det nationale overvågningsprogram.

Metodeudvikling

Der vil også fremover være et behov for, at fundne sammenhænge mellem naturkvalitet og antropogene påvirkninger omsættes i operationelle metoder til brug i naturforvaltningen. På følgende områder er dette behov identificeret:

- Der er behov for at udbygge DANVEG med et kvantitativt kvalitetsvurderingsredskab med udgangspunkt i dokumenterede årsagssammenhænge på biototypeniveau og et sæt af klart definerede kvalitetskriterier.
- Der er behov for at udvikle effektive landsdækkende GIS til geografisk sammenstilling og visualisering af naturkvalitetsrelaterede naturdata. Der ligger et stort udviklingsarbejde i at sikre en ef-

fektiv kommunikation mellem visualiserings- og beregningsværktøjet og et databaseværktøj tilpasset behovet i forvaltningen for løbende opdateringer.

- Der er behov for en fortsættelse af arbejdet med neurale netværk og indikatorer på de øvrige terrestriske naturtyper.
- Der er behov for at udpege indikatorer for naturkvalitet på alle typer vandløbsnære arealer samt for at operationalisere allerede fundne indikatorer.
- Der er behov for at få etableret et operativt fysisk indeks for vandløb og vandløbsnære arealer. Herved skabes mulighed for at opstille et objektivt mål for den fysiske tilstand.
- Der er behov for udvikling af metoder til teoretisk forudsigelse af faunatilstanden i vandløb ud fra en række baggrundsoplysninger (kemiske, fysiske, beliggenhed, topografi m.m.).
- Der er behov for at videreudvikle Dansk Vandløbsfaunaindeks, så det i højere grad giver udtryk for den variation i miljø- og naturtilstanden, der forekommer i de enkelte vandløb.
- Der savnes et indikatorsystem der i højere grad fokuserer på små søer og vandhuller. Det nuværende er primært udviklet for større søer.

Validering

Efter dokumentation, forskning og metodeudvikling følger validering og afprøvning af metoderne i praksis. Validering og afprøvning har kun fundet sted i begrænset omfang i projektet, og den bør nu foregå i et samarbejde mellem forskere og forvaltere i amterne og de berørte nationale styrelser. Specifikt peges der på følgende behov:

- Der er behov for en databaseret validering af koblingen mellem DANVEG og den Geografiske Biotopmodel.
- Der er behov for en afprøvning af de udviklede metoder til plantesamfundsbestemmelse og naturkvalitetsvurdering i praksis. Afprøvningen bør foretages i et samarbejde med amterne og de berørte styrelser.

7 Referencer

- Anderson, J.E. (1991): A conceptual framework for evaluating and quantifying naturalness. – *Conservation Biology* 5 (3): 347-352.
- Biodiversity Convention (1992): Convention on biological diversity 5th of June 1992.
- Brandt, E. & Christensen, S.N. (1994): Danske klitter - en oversigtlig kortlægning. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Bruun, H.H. & Ejrnæs, R. (1995): Beskyttede overdrev under lup. - *Urt* 1995: 26-31.
- Bruun, H.H. & Ejrnæs, R. (1998): Overdrev - en beskyttet naturtype. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Brøgger-Jensen, S. & Jørgensen, H.E. (1992): Vandfugle og søers miljøtilstand. Miljøprojekt 200. Miljøstyrelsen. 68 pp.
- Carr (1997): PRIMER User Manual (Plymouth Routines in Multivariate Ecological Research) Plymouth Marine Laboratory 1997 pp. 25.
- Danmarks Statistik og Skov- og Naturstyrelsen (1994): Skove og plantager 1990.
- Dybbro, T. (1985): Status over danske fuglelokaliteter. - Dansk Ornitologisk Forening.
- Ellenberg, H. (1979): Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobotanica* 9, 1-122. 2. Aufl.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica* 18:1-248.
- Feilberg, A. og Jensen, F. (1993): Klitter. I: Ovesen, C.H. (ed): *Naturplejebogen*. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Friberg, N., Larsen, S.E., Christensen, F., Rasmussen, J.V. & Skriver, J. (1996): Dansk Fauna Indeks: Test og modifikationer. Faglig rapport fra DMU nr. 181. Danmarks Miljøundersøgelser. Miljø- og Energiministeriet.
- Hinton, G.E. (1992): How neural networks learn from experience. – *Scientific American*, Sept. 1992: 145-151.
- Jensen, J.P. & Søndergaard, M. (1998): Indikatorer for miljøkvalitet i søer. Danmarks Miljøundersøgelser. 42.s. Faglig rapport fra DMU, nr. 238.
- Jeppesen, E. & Jensen, J.P. (1997): Relationship between nutrient loading and ecological quality of lakes and reservoirs. Contribution from the EEA ET/IW as input to RIVM' DGIX study on priorities.
- Jensen, J.P., Lauridsen, T., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Agerbo, E. & Sortkjær, L. (1996): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 176. 96 s.
- Jensen, J.P., Søndergaard, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L. & Sortkjær, L. (1997): Ferske vandområder - søer. Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1995. Danmarks Miljøundersøgelser. - Faglig rapport fra DMU nr. 211. 103 s.
- Jeppesen, E., Jensen, K., Agerbo Madsen, E. & Jensen, J.P. (1996): Fiskebestanden i gamle dage vurderet ud fra fossiler af dyreplankton i søbunden. - *Vand & Jord* 1: 40-42.

- Kierkegaard, J., Wiberg-Larsen, P., Jensen, J., Iversen, T.M. & Mortensen, E. (1992): Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet. Metode til anvendelse på stationer i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram. - Teknisk anvisning fra DMU nr. 5, 22 pp.
- Kristensen, P., Jensen, J.P. & Jeppesen, E. (1990): Eutrofieringsmodeller for søer. NPO-forskningsprogram fra Miljøstyrelsen. Nr. C9 1990. Miljøstyrelsen. 120 pp.
- Landres, P.B., Verner, J. & Thomas, J.W. (1988): Ecological uses of vertebrate indicator species: A critique. - *Conservation Biology* 2 (4): 316-328.
- Mathiesen, H. (1980): Søernes planter. p. 237-280 i *Danmarks Natur*. Danmarks natur. Bind 5. 3. udg. Nørvang, A. & J. Lindø (eds.). Politikens forlag. 492 pp.
- Mikkelsen, V.M. (1969): Marsk, strandeng og strandsump. Planterne. I Nørrevang, A. og Meyer, T.J. (eds): *Danmarks Natur*, Bind 4: Kyst, klit og marsk. Politikens forlag.
- Mikkelsen, V.M. (1980): Planteøkologi og danske plantesamfund. DSR forlag: Den Kgl. Veterinær- og Landbohøjskole, København.
- Miljøstyrelsen (1998): Biologisk bedømmelse af vandløbskvalitet.
- Mossberg, B., Stenberg, L. og Ericsson, S. (1994): Den store nordiske flora. Gads Forlag, Kbh.
- Nielsen, R., Kristiansen, Aa., Mathisen, L. & Mathiesen, H. (1995): Distributional index of the benthic macroalgae of the Baltic Sea area.- The Baltic Marine Biologists Publication No. 18 Acta B.
- Parks Canada (1994): Guiding principles and operating policies. - Parks Canada.
- Nygaard, G. (1949): Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes II. The quotient hypothesis and some little known or new phytoplankton organisms. Kgl. Danske Vidensk. Selskab. 7: 1-242.
- Odgaard, B., Andersen, J., Jeppesen, E., Brodersen, K. & Rasmussen, P. (1997): Lavvandede søers miljøhistorie. *Vand & Jord* 6: 244-249.
- Risager, M. & Aaby, B. (1996): Højmoser 1995. Arbejdsrapport fra DMU. Naturovervågning nr. 15.
- Risager, M. & Aaby, B. (1997): Højmoser 1996. Arbejdsrapport fra DMU. Naturovervågning nr. 46.
- Skriver, J. (1981): Vandhuller, moser og søer i Århus kommune. Eget Forlag.
- Skotte-Møller, H. (1995): Nature restoration in Denmark - status and perspectives. In: Skotte-Møller, H. (ed.), *Nature restoration in the European Union. Proceedings from a seminar in Denmark 29-31 May 1995*. Ministry of Environment and Energy, The National Forest and Nature Agency, 63-69.
- Skriver, J. & Friberg, N. (1996): Faunatilstand i vandløb. - Ferske vandområder. Vandløb og kilder. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1995. pp. 57-67. Faglig rapport fra DMU nr. 177.
- Skriver, J., Friberg, N. & Kierkegaard, J. (1998): Biological assessment of watercourse quality in Denmark: Introduction of Danish Stream Fauna Index (DSFI) as the official biomonitoring method. Paper to the SIL-congress in Dublin. August 1998.
- Stoltze, M. (1998): Hvordan står det til med naturen? Temarapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 22, Miljø- og Energiministeriet.
- Søchting, U. & Christensen, S.N. (1989): Overvågning af laver i danske naturskove 1988. Skov- & Naturstyrelsen. 80 pp.

- Søndergaard, M., Bøgestrand, J., Schriver, P., Lauridsen, T., Berg, S., & Møller, P.H. (1993): Betydningen af fisk, fugle og undervandsplanter for vandkvaliteten. - Faglig rapport fra DMU nr 77., 68 sider.*
- TerBraak, C. J. F. (1987-1992): CANOCO - a FORTRAN program for Canonical Community Ordination. Microcomputer Power, Itacha, New York, USA.*
- Van Horne, B. (1983): Density as a misleading indicator of habitat quality. - Journal of Wildlife Management 47(4): 893-901.*
- Wind, P. (1994): Oversigt over botaniske lokaliteter. Status og forvaltningsbehov. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.*

8 Produkter fra projektet "Indikatorer for Naturkvalitet"

Fælles publikationer:

Dahl, C., Jensen, J. P., Larsen, H. S., Lawesson, J., Mark, S., Mogensen, B., Münier, B., Møller, P. F., Rune, F., Skriver, J. Søndergaard, M. & Wind, P. (1997): Indikatorer for Naturkvalitet. Midvejsrapport for projektet "Indikatorer for naturkvalitet". Danmarks Miljøundersøgelser, Arbejdsrapport fra DMU, nr. 42.

Publikationer fra delprojekt 1, DMU

Lawesson, J.E. & Mark, S. (1998): The pH of Danish forest plants and a comparison with Ellenberg reaction values. [Abstract]. In: Sjögren, E., van der Maarel, E. & Pokarzhevskaya, G. (Eds). Studies in plant Ecology 20: 43.

Lawesson, J.E. & Mark, S. (accepted): The pH of Danish forest plants and a comparison with Ellenberg reaction values. Proceedings IAVS symposium 1998.

Mark, S. & Lawesson, J.E. (1998): Plants as indicators of nature quality in Danish forests. [Abstract]. - I: Sjögren, E., van der Maarel, E. & Pokarzhevskaya, G. (Eds). Studies in plant Ecology 20: 43.

Mark, S. & Lawesson, J.E. (accepted): Plants as indicators of nature quality in Danish beech forests. Proceedings IAVS Symposium 1998.

Mark, S. & Nygaard, B. (1998): Naturkvalitet med fokus på heder. - I: Hedens natur og kultur. Strandberg, M. (red.). Rhodos, pp. 55-59.

Mark, S. & Strandberg, M. (1999a): Modeller til bestemmelse af naturkvalitet på udvalgte naturtyper ved anvendelse af neurale netværk. - Faglig rapport fra DMU, nr. 274.

Mark, S. & Strandberg, M. (1999b): Neurale netværksmodeller for naturkvalitet i skove (SkovNK.net, Skovkontrol.net, Bøgeskov.net), på ferske enge (Engarter.net, Engkontrol.net) og strandenge (StrandstrukturNK.net, StrandarterNK.net). - Afd. for Kystzoneøkologi og Afd. for Terrestrisk Økologi, Danmarks Miljøundersøgelser.

Mark, S., Strandberg, M. & Linneberg, C. (subm.): Evaluating nature quality of forests by use of neural network - models based on biotic and abiotic indicators. Submitted to Biological Conservation.

Publikationer fra delprojekt 1, GEUS

Møller, P. F. (in prep): Indikatorer for naturkvalitet i skov med hovedvægt på urørt skov. Naturkvalitet i skov bedømt med urskovsagtig naturskov som reference. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 1999.

Publikationer fra delprojekt 1, FSL

Rune, F. (in press): Nature quality in Danish managed forests. A discussion of the nature quality concept and proposal of a hierarchical assessment model. - Forskningscentret for Skov & Landskab, Forskningsserien.

Publikationer fra delprojekt 2

Baatrup-Pedersen, A. & Riis, T. (1999): Plant species composition and abundance in unregulated and regulated lowland streams. In: Biodiversity in Benthic Ecology. Proceedings from Nordic Benthological Meeting, pp. 83-89.

Baatrup-Pedersen, A. & Riis, T. (in press): Macrophyte diversity and composition in relation to substratum characteristics in regulated and unregulated Danish streams. *Freshwater Biology*.

Baatrup-Pedersen, A. & Friberg, N. (1998): Vandløbene - og biologien. *Miljø- og vandpleje*, 18: 2-4.

Baatrup-Pedersen, A., Riis, T. & Larsen, S. E. (1998): Planter i naturligt slyngede og regulerede vandløb. *Vand & Jord*, 3:101-105.

Baatrup-Pedersen, A., Friberg, N. & Riis, T. (1999): Ådalenes rige planteliv. *Vand & Jord*, 2: 48-50.

Baatrup-Pedersen, A., Friberg, N. & Riis, T. (in prep.): Plant species diversity and composition in riparian zones along unregulated and regulated lowland streams. Submitted til Conservation Biology.

Friberg, N., Græsbøll, P. & Larsen, S.E. (in press): De fysiske forhold og tilstanden i mindre vandløb. - *Vand & Jord*.

Olsen, H.M. & Friberg, N. (1999): Biological stream assessment in Denmark: The importance of physical factors. In: Biodiversity in Benthic Ecology. Proceedings from Nordic Benthological Meeting, pp. 89-92.

Olsen H.M. & Friberg, N. (in press): De fysiske forhold og Dansk Vandløbsfaunaindeks. - *Vand & Jord*.

Skriver, J. (1999): Danish Stream Fauna Index (DSFI) as an indicator of rare and threatened benthic macroinvertebrates. In: Biodiversity in Benthic Ecology. Proceedings from Nordic Benthological Meeting, pp. 97-107.

Publikationer fra delprojekt 3

Jensen, J.P. & Søndergaard, M. (1998): Indikatorer for naturkvalitet i søer. Faglig rapport fra DMU, nr. 238.

Publikationer fra delprojekt 4

HAMI (in prep.): Indikatorer for naturkvalitet på stenrev. Faglig rapport fra DMU.

Publikationer fra delprojekt 5

Bruun, H. H. & Ejrnæs, R. (in press): A classification of dry, temperate grassland vegetation in Denmark. *J. Veg. Sci.*

Diekmann, M., Eilertsen, O., Fremstad, E., Lawesson, J.E. & Aude, E. (1999): Beech forests in the Nordic Countries. *Plant Ecology* 140: 203-220.

Ejrnæs, R. & Bruun, H. H. (in press): A gradient analysis of dry, temperate grassland vegetation in Denmark. *J. Veg. Sci.*

Ejrnæs, R. & Mark, S. (1997): Den vilde, den tamme og den uautentiske. – *Urt* 21 (1): 22-29.

Fredshavn, J.R. (accepted): Essential information needed for policy makers - the perspectives and needs seen from the supply side. *Proceedings of the Bridging the Gap Conference 1998, London, UK.*

Lawesson, J.E., De Blust, G., Grashof, C., Firbank, L., Honnay, O., Hermy, M., Hobitz, P. & Jensen, L. M. (1998). Species diversity and area-relationships in Danish beech forests. *Forest Ecology & Management* 106: 235-245.

Lawesson, J.E. & Mark, S. (1998): The pH of Danish forest plants and a comparison with Ellenberg reaction values. [Abstract]. In: Sjögren, E., van der Maarel, E. & Pokarzhevskaya, G. (Eds). *Studies in plant Ecology* 20: 43.

Lawesson, J.E. & Mark, S. (accepted): The pH of Danish forest plants and a comparison with Ellenberg reaction values. *Proceedings IAVS symposium 1998.*

Mark, S. & Lawesson, J.E. (1998): Plants as indicators of nature quality in Danish forests. [Abstract]. - I: Sjögren, E., van der Maarel, E. & Pokarzhevskaya, G. (Eds). *Studies in plant Ecology* 20: 43.

Mark, S. & Lawesson, J.E. (accepted): Plants as indicators of nature quality in Danish beech forests. *Proceedings IAVS Symposium 1998.*

Mark, S. & Nygaard, B. (1998): Naturkvalitet med fokus på heder. I: Strandberg, M. (red.): *Hedens kultur og natur*. Rhodos. s. 55-59.

Münier, B., Nygaard, B., Ejrnæs, R. & Fredshavn, J.R. (1998): Biotope models and nature quality. - I: Bunce, R.G.B. & Dover, J. (ed.): *Key Concepts in Landscape Ecology*. *Proceedings of the IALE European Conference 1998, UK-IALE.*

Münier, B., Bruun, H.G. og Nygaard, B. (1999): A Biotope Model for predicting plant community distribution. - I: Stubbjær, E. and Hansen, H.S (eds.): *'SCANGIS '99 - proceedings'*, pp. 215-226, Aalborg, Denmark.

Nygaard, B., Ejrnæs, R., Lawesson, J., Fredshavn, J., Mikkelsen, P. og Aude, E. (1999): DANVEG - en database over DANske VEGetations-

typer. Afd. for Landskabsøkologi, Danmarks Miljøundersøgelser.
Version 3.

Nygaard, B. & Lawesson, J.E. (1998): Systematics and ecology of Danish Salt Marsh communities. - *Annali di Botanica*. Vol. LVI-1:53-72.

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljø- og Energiministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø og Mikrobiologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsøvej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Afd. for Sø- og Fjordøkologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Vandløbsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

*Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Tagensvej 135, 4
2200 København N
Tlf.: 35 82 14 15
Fax: 35 82 14 20

Afd. for Arktisk Miljø

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

1998

- Nr. 256: Emissioner fra vejtrafikken i Danmark 1980-2010. Af Winther, M. & Ekman, B. 73 s., 75,00 kr.
- Nr. 257: Landbrugsscenarier - integreret miljøøkonomisk modelanvendelse. Af Andersen, J.M., Wier, M., Hasler, B. & Bruun, H.G. 93 s., 100,00 kr.
- Nr. 258: Tungmetaller i tang og musling ved Ivittuut 1998. Af Johansen, P., Riget, F. & Asmund, G. 29 s., 40,00 kr.
- Nr. 259: Kontrol af konserveringsmidler og farvestoffer i legetøjskosmetik. Analytisk-kemisk kontrol af kemiske stoffer og produkter. Af Rastogi, S.C. & Jensen, G.H. 28 s., 50,00 kr.
- Nr. 260: Afløbskontrol af dambrug. Statistiske aspekter og opstilling af kontrolprogrammer. Af Larsen, S.E. & Svendsen, L.M. 86 s., 150,00 kr.
- Nr. 261: Udvidet pesticidmetode i forbindelse med grundvandsovervågning. Af Vejrup, K.V. & Ljungqvist, A. 52 s., 50,00 kr.
- Nr. 262: Proceedings of the 16th Mustelid Colloquium, 9th - 12th October 1997, Århus, Denmark. Ed. by Madsen, A.B., Asferg, T., Elmeros, M. & Zaluski, K. 45 pp., 40,00 DKK.

1999

- Nr. 263: Assessing the Impact of the Tunø Knob Wind Park on Sea Ducks. The Influence of Food resources. By Guillemette, M., Larsen, J.K. & Clausager, I. 20 pp., 40,00 DKK.
- Nr. 264: Phenoler i drikkevand. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B. 159 s., 80,00 kr.
- Nr. 265: Analyse af emissioner fra vejtrafikken. Sammenligning af emissionsfaktorer og beregningsmetoder i forskellige modeller. Af Winther, M. 120 s., 100,00 kr.
- Nr. 266: Biodiversity in Benthic Ecology. Proceedings from Nordic Benthological Meeting in Silkeborg, Denmark, 13-14 November 1997. By Friberg, N. & Carl, J.D. (eds.). 139 pp., 125,00 DKK.
- Nr. 267: Overvågning af fugle 1997-98, resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 87 s., 70,00 kr.
- Nr. 268: Phtalates and Nonylphenols in Soil. A Field Study of Different Soil Profiles. By Vikelsøe, J., Thomsen, M., Johansen, E. & Carlsen, L. 126 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 269: Tålegrænser for luftforurening. Anvendelse i strategisk miljøplanlægning. Integreret MiljøInformationsSystem IMIS-luftforurening. Af Bastrup-Birk, A., Tybirk, K., Wier, M. & Emborg, L. 123 s., 150,00 kr.
- Nr. 270: Produktion og forekomst af svovlbrinte i Mariager Fjord 1998. Af Fossing, H. & Christensen, P.B. 17 s., 40,00 kr.
- Nr. 271: Proceedings of the 12th Task Force Meeting in Silkeborg, Denmark, October 23-25, 1996. Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes. By Larsen, S.E., Friberg, N. & Rebsdorf, Aa. (eds.). 49 pp., 40,00 DKK.
- Nr. 272: Forbrug af økologiske fødevarer. Del 1: Den økologiske forbruger. Af Wier, M. & Calverley, C. 130 s., 120,00 kr.
- Nr. 273: Mink *Mustela vison* og ilder *M. putorius*. Mink- og ilderjagten i Danmark 1996/97 og problemer med de to arter i forhold til små fjerkræhold. Af Hammershøj, M. & Asferg, T. 54 s., 60,00 kr.
- Nr. 274: Modeller til bestemmelse af Naturkvalitet på udvalgte Naturtyper ved anvendelse af Neurale netværk. Af Mark, S. & Strandberg, M. 70 s., 60,00 kr.
- Nr. 275: Indpasning af rekreative aktiviteter i forhold til fugleliv og odder i Skjern Å Naturprojekt - en biologisk udredning. Af Madsen, J., Madsen, J.B. & Petersen, I.K. 38 s., 40,00 kr.
- Nr. 277: Miljøundersøgelser ved Maarmorilik 1998. Af Johansen, P., Asmund, G. & Riget, F. 73 s., 100,00 kr.
- Nr. 279: Pesticider i drikkevand 2. Præstationsprøvning. Af Nyeland, B.A. 261 s., 80,00 kr.
- Nr. 280: Vurdering af effekten af en vindmøllepark ved Overgaard på forekomsten af fugle i EF-fuglebeskyttelsesområde nr. 15. Af Clausen, P. & Larsen, J.K. 31 s., 40,00 kr.
- Nr. 281: Control of Pesticides 1998. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T. & Petersen, K.K. 23 pp., 50,00 kr.
- Nr. 283: Krager, husskader og småvildt. En vurdering af prædationens effekt på småvildtbestande og muligheden for at begrænse effekten ved jagt og regulering. Af Asferg, T. 52 s., 60,00 kr.