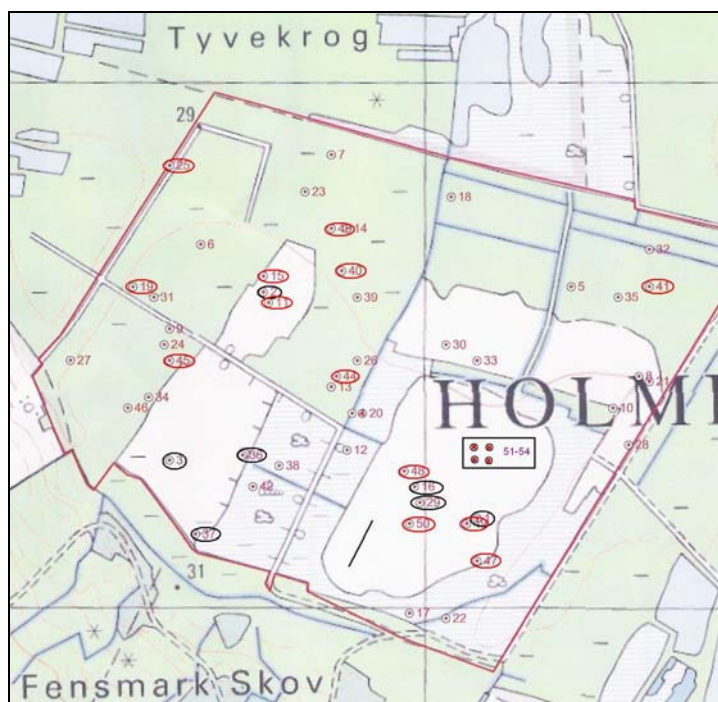


Bevaringsstatus for danske højmoser



Af Casper Mossing & Victor Hug, gr. 3292
Hovedvejleder: Claus Heinberg
Bivejleder: Børge Klemmensen
Speciale ved Institut for Miljø, Teknologi og Samfund

Maj 2005

Abstract

The member states of the European Community are obliged to monitor the development of conservation status of natural habitats protected by the Habitats Directive. In Denmark a comprehensive programme on nature monitoring, called NOVANA, was launched in 2004. The monitoring programme is developed by the Danish *National Environmental Research Institute* (NERI). Raised bogs are one of the natural habitats included in the programme.

This master thesis investigates how the nature monitoring of raised bogs is organized in Denmark. Based on raised bogs' unique ecology, it is assessed whether NERI's approach to monitor raised bogs is adequate. The thesis focuses on application of methods to monitor vegetation ecology.

As a part of this research project, two raised bogs, Skidendam and Holmegårds Mose, have been subjected to nature monitoring during autumn 2004. Similar nature monitoring was conducted in both bogs in 1987 and 1995. In order to examine the development of conservation status of the bogs over the time span, the results from the three sets of data are compared.

The thesis takes in theories on ecology of raised bogs, theories on organization of nature monitoring and theories on aggregation of monitoring data.

It is concluded that the conservation status of Skidendam is favourable; that the conservation status of Holmegårds Mose is unfavourable. Moreover, it is concluded that NERI's approach to nature monitoring of raised bogs is inadequate. NERI's approach to nature monitoring of raised bogs is based on an insufficient understanding of the special hydrological and morphological structure of raised bogs. This has resulted in the use of inappropriate criteria for *favourable conservation status* of raised bogs. NERI's approach to nature monitoring is organized against these criteria. Furthermore, the placement of sample plots to monitor vegetation ecology do not consider the inhomogeneous structure of raised bogs' vegetation. Hence, the sampling design is unsuitable for raised bogs.

INDHOLDSFORTEGNELSE

KAPITEL I INDLEDNING	9
1.1 PROBLEMFELT	9
1.2 PROBLEMFORMULERING.....	11
KAPITEL II METODE.....	13
2.1 DESIGN.....	13
2.2 KVALITETSSIKRING	18
2.2.1 Gyldighed af metode.....	19
2.3 FELTUNDERSØGELSER.....	20
2.4 EKSPERTINTERVIEW.....	20
2.4.1 Udarbejdelse af vore interviews	22
KAPITEL III NATURKVALITET	25
3.1 NATURKVALITET	26
3.2 NATURKVALITET I NATURFORVALTNING	27
KAPITEL IV HØJMOSER.....	29
4.1 HØJMOSEØKOLOGI.....	29
4.1.1 Højmosefladen	30
4.1.2 Lagg- og randzone	31
4.1.3 <i>Sphagnum</i> arter	31
4.1.4 Acrotelmen	32
4.1.5 Catotelmen	33
4.1.6 Hydrologi.....	33
4.1.7 Dannelse af Højmoser	35
4.2 HØJMOSETYPER.....	35
4.3 SUCCESSION OG KONKURRENCE.....	39
4.4 NÆRINGSSTOFTILFØRSEL OG HØJMOSEVEGETATION	40
4.5 DRÆNING OG HØJMOSEVEGETATION.....	43
4.6 KVÆLSTOFDEPOSITION OG TÅLEGRÆNSER	43
KAPITEL V VEGETATIONSMETODER.....	47
5.1 UDLÆGNING AF PRØVEFELTER.....	47
5.1.1 Tilfældig sampling	49
5.1.2 Stratificeret tilfældig sampling	49
5.1.3 Systematisk sampling	50
5.2 FACON, STØRRELSE OG ANTAL AF PRØVEFELTER.....	51
5.3 METODER TIL AT MÅLE ARTSUDBREDELSE	52
5.4 SLITAGE AF DET UNDERSØGTE OMRÅDE	53
KAPITEL VI HABITATDIREKTIVET	55
6.1 HABITATDIREKTIVET	55
6.1.1 Beskyttelse af habitatområder	56
6.1.2 Overvågningsforpligtelser.....	58
6.2 RETLIG IMPLEMENTERING AF HABITATDIREKTIVET	59
6.3 HABITAT-NATURTYPER	61
6.4 HABITATOMRÅDER.....	62
6.5 UDPEGNINGSPROCESSEN I DANMARK	63
6.5 KRITIK AF DEN DANSKE UDPEGNING AF HABITATOMRÅDER.....	66
6.6 OPSAMLING	67

KAPITEL VII NOVANA	69
7.1 NOVANA	69
7.2 NOVANA PROGRAMMETS STRUKTUR OG ANSVARSFORDELING	72
7.3 NATURRTYPER OMFATTET AF DET TERRESTRISKE DELPROGRAM	72
7.4 NATUROVERVÅGNING	74
7.4.1 Intensiv og ekstensiv overvågning	74
7.4.2 Målbare parametre	76
7.4.3 Vurdering af valgte parametre	78
7.5 KRITERIER FOR GUNSTIG BEVARINGSSTATUS	79
7.6 EVALUERING AF KRITERIER FOR GUNSTIG BEVARINGSSTATUS FOR HØJMOSE	82
7.6.1 Areal	82
7.6.2 Struktur og funktion	82
7.6.3 Karakteristiske arter	85
7.7 KORTLÆGNING	86
7.8 UDLÆGNING AF PRØVEFELTER	88
7.9 OVERVÅGNINGSAKTIVITETER	88
7.9.1 Vegetationsundersøgelser	88
7.9.2 Kemisk-fysiske målinger	89
7.9.3 Planterprøver	89
7.10 PRAKTISKE ERFARINGER MED KORTLÆGNING OG OVERVÅGNING	90
7.11 VURDERING AF UDLÆGNING AF PRØVEFELTER	94
7.12 SAMLET VURDERING AF DET TERRESTRISKE DELPROGRAM	95
KAPITEL VIII SAMMENVEJNING AF DATA	97
8.1 MILJØINDIKATORER OG MILJØINDEKS	97
8.2 MILJØINDEKS OG NOVANA	98
8.3 NOVANA I PRAKSIS	101
8.4 OPSAMLING	104
KAPITEL IX KLASSIFIKATION	105
9.1 CORINE	105
9.2 KLASSIFIKATION AF PLANTESAMFUND	108
9.3 KLASSIFIKATION AF HØJMOSE	110
9.4 KRITIK AF 7110 *AKTIV HØJMOSE	111
9.5 KRITIK AF 91D0 *SKOVBEVOKSEDE TØRVEMOSE	115
9.6 NØGLE TIL HABITATTYPER	117
9.7 OPSAMLING	121
KAPITEL X FELTUNDERSØGELSER	123
10.1 TIDLIGERE NATUROVERVÅGNING AF HØJMOSE	123
10.2 VALG AF FELTLOKALITETER	123
10.2.1 Feltgennemgang	124
10.2.2 Etablering af linietranssekt	124
10.3 METODE TIL PLANTE- OG SPHAGNUMBESTEMMELSE	127
10.4 DISKUSSION AF FELTUNDERSØGELSER	127
10.5 SKIDENDAM	128
10.6 HOLMEGÅRDS MOSE	129
KAPITEL XI RESULTATBEHANDLING	133
11.1 FELTBESKRIVELSE AF HOLMEGÅRDS MOSE	133
11.2 FELTBESKRIVELSE AF SKIDENDAM	135
11.3 FORDELING AF PLANTEARTER	137
11.4 OVERFLADERELIEF	138

11.5 VEGETATIONSUDVIKLING PÅ HOLMEGÅRDS MOSE	140
11.6 VEGETATIONSUDVIKLING PÅ SKIDENDAM	144
11.7 PLANTEFREKVENNS OG PLANTEHITS.....	147
11.8 SAMMENLIGNING AF NOVANA DATA MED EGNE UNDERSØGELSER.....	149
11.8.1 Skidendam.....	151
11.8.2 Holmegårds Mose	153
11.8.3 Diskussion af NOVANA data i forhold til egne undersøgelser	154
KAPITEL XII DISKUSSION	155
12.1 HØJMOSERS ØKOLOGI.....	155
12.1.1 Hydrologi.....	155
12.1.2 Vegetation.....	155
12.1.3 Geokemiske forhold.....	156
12.1.4 Areal	157
12.2 HØJMOSEREGULERING.....	157
12.3 REGULERING OG PLEJE AF HOLMEGÅRDS MOSE	158
KAPITEL XIII KONKLUSION.....	163
13.1 RESULTATER FRA EGEN VEGETATIONSUNDERSØGELSE	163
13.2 PROBLEMER VED NOVANA PROGRAMMETS OVERVÅGNING AF HØJMOSER	165
13.2.1 Problemer ved forståelse af en højmoses struktur og funktion	165
13.2.2 Problemer omkring kortlægning.....	166
13.2.3 Problemer i forhold til udlægning af prøvestationer.....	167
13.2.4 Problemer forbundet med udlægning af prøvsteder.....	168
13.2.5 Problemer ved sammenvejning af data	169
13.2.6 Problemer forbundet med vidensopsamling	170
13.2.7 Afsluttende bemærkning.....	170
13.3 GENERALISERING AF SPECIALETS KONKLUSIONER	170
LITTERATUR OG REFERENCER.....	173

Forord

Gennem deltagelse i Naturrådets konference "Wilhelm+2" i efteråret 2003 blev en interesse vakt for de problematikker, der er forbundet med den danske implementering af Habitatdirektivet. Særligt fandt vi det interessant at undersøge de metoder til overvågning af den terrestriske natur, som skulle i værksættes i Danmark i 2004 for at imødegå Habitatdirektivets overvågningsforpligtelser. Vi ønskede at inddrage både højmoser og overdrev. Derfor lavede vi i sommeren 2004 både vegetations- og plantefrøundersøgelser på Ejby Ådals overdrev. Efterhånden som specialet tog form, blev det klart for os, at der var rigeligt af problemstillinger forbundet alene med overvågning af højmoser. Følgen blev, at overdrevet gled ud af projektet.

Vi vil gerne rette en stor tak til Bent Aaby, som har hjulpet med gennemførelse af overvågning af såvel Holmegårds Mose som Skidendam. Bent Aaby har ved flere lejligheder delt ud af sin store viden om højmoser, og skærpet vores interesse for den unikke naturtype. En stor tak skal også rettes til Mette Risager, som har givet sig tid til at svare på vore mange spørgsmål om overvågning af danske højmoser.

I forbindelse med specialet er en række eksperter med viden om Habitatdirektivet og NOVANA programmet blevet interviewet. Vi vil gerne rette en stor tak til Lars Rudfeld og Erik Buchwald fra Skov- og Naturstyrelsen, samt Knud Erik Nielsen og Jesper Fredshavn fra Danmarks Miljøundersøgelser.

NOVANA programmets praktiske udførelse samt de i projektet undersøgte højmoselokaliteter er i projektet blevet belyst af biologer, medarbejdere i amter og interesseorganisationer. En stor tak til Nina Kjær Pedersen og Hans Wernberg samt Aksel Voigt, Gitte Olsen, Henrik Suidicani og Thorbjørn Stoltze. Alle har de på en god og fyldestgørende måde besvaret vore spørgsmål. Sidst men ikke mindst skal lyde en tak til Martin Lauesen, der på to sommerdag i 2004 lærte os en masse om de planter, som vokser på Ejby Ådals vindblæste skrænter.

**Victor Hug og Casper Mossing, Nørrebro
21. maj 2005**

Kapitel I

Danmark er et af de mest intensivt opdyrkede lande i verden. Særligt igennem de sidste 100 år har en systematisk opdyrkning og dræning af marginale jorde som enge, overdrev, heder og moser betydet, at de terrestriske naturområders areal er reduceret med op til 90 pct. 80 pct. af det danske areal er påvirket af dræning og 61 pct. er dyrket. Den såkaldte 'lysåbne natur', herunder moser, ferske enge, heder, strandenge, overdrev, søer og vandløb, udgør i dag beskedne 9 pct. af Danmarks areal (Hansen, 2003). Med naturfredningsloven og senere naturbeskyttelsesloven er naturtypernes arealmæssige udstrækning sikret. Men tilstandsændringer i form af tilgroning er de § 3-beskyttede naturtyper¹ ikke sikret imod.

1.1 Problemfelt

I Danmark findes der mere end 24 millioner slagtesvin, og den samlede husdyrbesætning resulterer i, at der hvert år spredes gylles i det danske agerland svarende til 80 millioner menneskers urin og afføring. Størstedelen af gyllens næringsstoffer ender i miljøet og forårsager her eutrofiering og tilgroning. Stikprøver antyder, at kun halvdelen af den danske § 3-beskyttede natur er biologisk intakt, og stort set alle naturtypers tålegrænse for kvælstof og fosfor er overskredet (Hansen, 2003).

De tidligere tiders vidtstrakte områder med lysåben natur hører fortiden til, men spørgsmålet er, om vi blot vænner os til den nye kultiverede 'natur'? I bogen "Der er et yndigt land – en fattig natur i et rigt samfund" skriver Keld Hansen: "Den største fare er at vi vænner os til, at naturen er det, vi ser i dag" (Hansen, 2003:15).

For at de kommende generationer ikke vokser op i troen om, at naturen udelukkende er dyrkede sennepsmarker og snorlige rækker af plantede nåletræer, er der behov for naturovervågning og naturregulering. Kun derved kan vi skabe viden om den resterende naturs udvikling samt ændre de forhold, der forringer naturen.

Det er anslået, at der i 1919 fandtes 668 højmoser på over 5 ha i Danmark. Antallet af højmoser med intakt højmosevegetation og højmosestruktur er siden gået kraftigt tilbage. Gennem de seneste 200 år er der gravet tørv, lagt drænrør, gravet grøfter samt foretaget decideret opdyrkning af de danske højmoser. I dag kendes 30 højmoselokaliteter, hvoraf langt de fleste er alvorligt truet af tilgroning som følge af dræning og høje kvælstofdepositioner (Vinter, 1991). De fleste danske højmoser dækker et areal på under 10 ha. Kun to skiller sig ud. Lille Vildmose (2.300 ha) og Store Vildmose (126 ha) udgør tilsammen ca. 90 pct. af de

¹ Naturbeskyttelseslovens generelle beskyttelse (§ 3-beskyttelsen) omfatter: søer og vandhuller, vandløb, heder, moser o.l., strandenge, strandsump, ferske enge og overdrev, hvis områderne alene eller i mosaik med andre § 3-beskyttede naturtyper udgør mindst 2.500 m² (for søer gælder en grænse på 100 m²). Der må ikke foretages ændringer af tilstanden af § 3-beskyttede områder (bilag 2).

danske højmosers samlede areal, men på trods af deres størrelse og biologiske kvaliteter, er de ikke fritaget for indgreb. I Lille Vildmose graves der fortsat tørv, hvilket er stærkt kritisabelt og i strid med højmosens beskyttelsesstatus som habitatområde (Hansen, 2003:106).

I 1992 blev det såkaldte EF-Habitatdirektiv vedtaget. Direktivet har til formål at beskytte den europæiske naturarv. Direktivet stiller krav til såvel en aktiv som en passiv beskyttelse af særligt bevaringsværdige naturtyper og truede arter. De enkelte lande er pålagt at udpege særlige områder, såkaldte habitatområder, for de beskyttede arter og naturtyper. Desuden skal det europæiske fællesskab foranstalte en overvågning af de beskyttede arter og naturtyper, således at bevaringsstilstanden for disse arter og naturtyper monitoreres. Målsætningen er, at de beskyttede arter og naturtyper sikres en *gunstig bevaringsstatus*.

I de første år efter direktivets vedtagelse var der i den danske forvaltning en udbredt forståelse af, at Danmark levede fuldt op til de krav, som direktivet stillede. Efterhånden måtte man dog sande, at Danmark på flere områder var nødt til at ændre lovgivningen og den forvaltningsmæssige praksis. Det har været en langtrukken proces at tilpasse den danske lovgivning til direktivet og udpege habitatområder for de beskyttede naturtyper og arter. En proces som først er blevet afsluttet i løbet af 2004.

For at fastlægge Danmarks overvågningsforpligtelser udarbejdede Miljøministeriet en behovsopgørelse, hvoraf det fremgik, at den eksisterende overvågning af § 3-beskyttede arealer ikke var tilstrækkelig til at indfri Danmarks internationale forpligtelser. Det eksisterende NOVA-2003 program, som var rettet mod overvågning af vandmiljøet, blev derfor udvidet med et terrestrisk delprogram. Samtidigt ændrede programmet navn til "Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen" (NOVANA). Det terrestriske delprogram under NOVANA er blevet udviklet i et samarbejde mellem Skov- og Naturstyrelsen (SNS), Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) og amterne. Delprogrammet omfatter overvågning af de af Habitatdirektivet beskyttede arter og naturtyper, og har til formål at vurdere naturtypernes tilstand samt kortlægge væsentlige påvirkninger, så det faglige grundlag til en fremtidig naturforvaltning kan styrkes.

Igennem årene har amterne foretaget overvågning af en række naturtyper i Danmark, herunder § 3-beskyttet natur. Amternes overvågningsmetoder er blevet brugt i planlægningen af NOVANA, men de tidligere indsamlede overvågningsdata vil ikke blive brugt i tilstandsvurderingen af de overvågede naturtyper. NOVANA starter med nye overvågningsdata, og spørgsmålet er, hvor længe der vil gå, før der på baggrund af de indsamlede data kan udarbejdes en tilstandsvurdering for de beskyttede naturtyper, herunder højmoser? Det er i den forbindelse interessant at undersøge, hvorvidt tidligere indsamlet overvågningsdata kan bruges til en vurdering af de danske højmosers naturtilstand.

Højmoser er kendetegnet ved en speciel struktur med en næringsfattig vandtilførsel via nedbøren. I NOVANA bliver 21 danske højmoser overvåget. Overvågningen omfatter forskellige overvågningsparametre, herunder kemiske prøver og vegetationsundersøgelser. Spørgsmålet er, hvordan valget af overvågningsmetoder kan tage højde for højmosens specielle økologiske forhold? Nogle måleparametre er tidskrævende, mens andre kun er værdifulde, hvis de relateres til tidligere indsamlede overvågningsdata.

I projektet undersøges det, om delprogrammets overvågningsmetoder giver en tilstrækkelig viden om højmosers tilstand, og hvordan overvågningsprogrammet er prioriteret i forhold til en tilstandsvurdering af de danske højmoser.

1.2 Problemformulering

Det bringer os frem til projektets problemformulering: *Hvilken betydning har valg af naturovervågningsmetoder i forhold til at nå Habitatdirektivets mål om 'gunstig bevaringsstatus'?*

Kapitel II

I dette kapitel redegøres der for, hvilke elementer problemformuleringen består af, og hvilke relationer, som der er mellem disse elementer. På baggrund heraf stilles en række erkendelsesopgaver, der definerer hvilke analytiske elementer, som bringes i spil i projektet; det være sig teorier for vegetationsundersøgelser, undersøgelse af juridiske forpligtelser, forvaltningsmæssig praksis i relation til naturovervågning, etc.

Der bliver redegjort for og reflekteret over de metodologier, som anvendes i projektet, henholdsvis metodiske tilgange til feltundersøgelser (afsnit 2.3) og metodiske tilgange til ekspertinterview (afsnit 2.4).

2.1 Design

Specialets problemformulering er vist i tekstboks 2.1. I det følgende defineres de i problemformuleringen anvendte begreber.

Hvilken betydning har valg af naturovervågningsmetoder i forhold til at nå Habitatdirektivets mål om 'gunstig bevaringsstatus'?

Tekstboks 2.1. Problemformulering

Naturovervågning: Etablering af en systematisk monitorering af naturområder. Naturovervågning tager ofte sigt på at følge udviklingstrends for de valgte naturområder.

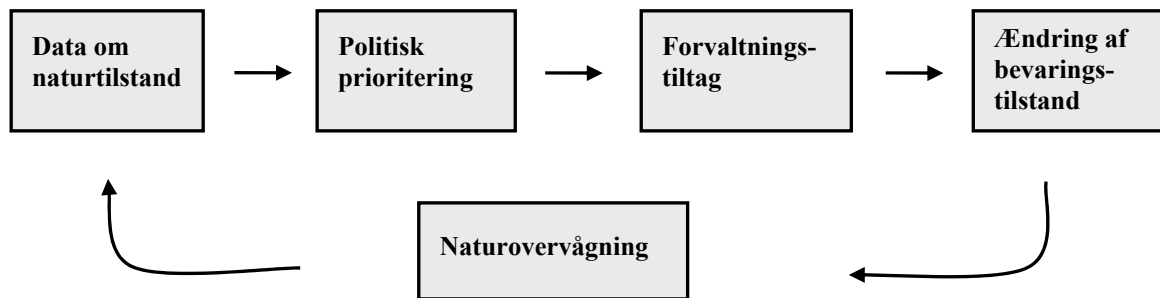
Naturovervågningsmetoder: Metodikker til at udføre naturovervågning. De i dette projekt diskutererede naturovervågningsmetoder er rettet imod naturovervågning af højmoser.

Habitatdirektivet: EF-lovgivning som sigter mod beskyttelse og bevaring af sjælden, truet og karakteristisk natur inden for det europæiske fællesskab.

'Gunstig bevaringsstatus': Tilstand, hvor den truede, sjældne eller karakteristiske natur er stabil eller i fremgang, således at dens bevaring er sikret på lang sigt. Gennem Habitatdirektivet forpligtes det europæiske fællesskabs medlemsstater til at udpege naturområder, der omfatter truet, sjælden og karakteristisk natur, og efterfølgende sikre en 'gunstig bevaringsstatus'.

Problemformuleringens består af to elementer *naturovervågningsmetoder* og *Habitatdirektivets mål om 'gunstig bevaringsstatus'*. Habitatdirektivets målsætning om 'gunstig bevaringsstatus' pålægger det europæiske fællesskabs medlemsstater (herefter blot omtalt som medlemsstater) en resultatforpligtelse for at sikre truet, sjælden og/eller karakteristisk naturs bevaring på lang sigt (se kapitel 6). Etablering af viden om naturtilstanden gennem naturovervågning løser ikke i sig selv de problemer, som den truede

eller sjældne natur måtte stå overfor. Men etablering af tilstrækkelig viden om naturtilstanden er en forudsætning for, at bevaringstilstanden for den beskyttede natur kan opgøres.



Figur 2.1. Feedback mellem naturovervågning og bevaringstilstand

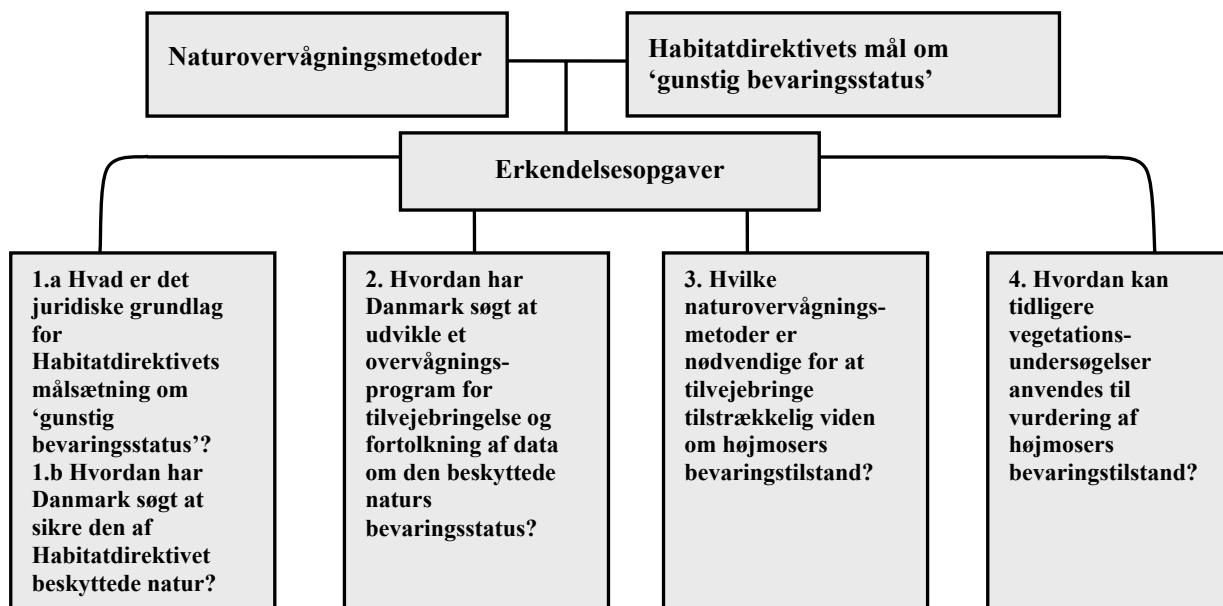
Figur 2.1 viser en feedback-mekanisme mellem naturtilstand og naturovervågning. På baggrund af naturovervågning tilvejebringes data om naturtilstanden, og på baggrund af data om naturtilstanden finder en politisk prioritering sted. Det er ofte ganske ressourcekrævende at foranstalte en passende naturpleje, og allokering af ressourcer til naturforvaltning er derfor et resultat af politisk betingede prioriteringer.

Befinder den monitorerede natur sig i en uønsket, eller i Habitatdirektivets terminologi en ugunstig, bevaringstilstand, er det muligt gennem forvaltningstiltag at ændre bevaringstilstanden. Denne nye tilstand bliver herefter igen dokumenteret gennem naturovervågningen, og herefter er feedback-cirklen sluttet.

Det fremgår af figur 2.1, at det er gennem naturovervågningen at datagrundlaget om naturtilstanden etableres. På baggrund af dette datagrundlag kan en passende forvaltning af naturområder etableres. Problemformuleringen bygger altså på en forståelsesramme, hvor data om naturtilstanden ikke i sig selv sikrer bevaringstilstanden, men derimod er en forudsætning for, at en passende naturforvaltning kan tilvejebringes. De anvendte naturovervågningsmetoder er dermed afgørende for, hvorvidt de tilvejebragte data er af en tilstrækkelig kvalitet, sådan at en meningsfuld, tilstrækkelig og efficient naturforvaltning kan etableres. Det er således af betydning, *hvordan* et naturovervågningsprogram skrues sammen, hvilke variable som ønskes undersøgt, og ud fra hvilke metodikker.

Fokus for projektet er at vurdere de naturovervågningsmetoder, som anvendes til at vurdere naturtilstanden. Hvilke politiske prioriteringer, samt hvordan naturforvaltning i praksis bliver tilrettelagt for at sikre en 'gunstig bevaringsstatus' af den beskyttede natur, vil kun delvist blive berørt. Dette er en central afgrænsning af specialet, da der er tale om områder, som er ønskværdige at inddrage i specialet for fuldt ud at besvare problemformuleringen, men som af ressourcemæssige og tidsmæssige hensyn ikke lader sig undersøge i denne sammenhæng.

For at sikre en systematisk besvarelse af projektets problemformulering opstilles på baggrund af problemformuleringen en række delproblemstillinger, herefter omtalt som erkendelsesopgaver (figur 2.2). Ved at afdække disse erkendelsesopgaver tilvejebringes en samlet besvarelse af problemformuleringen.



Figur 2.2. Udledning af erkendelsesopgaver fra problemformuleringen.
Figuren er inspireret af Olsen og Pedersen (1997:214).

I det følgende redegøres der for, hvordan hver enkelt erkendelsesopgave søges besvaret.

1a. Hvad er det juridiske grundlag for Habitatdirektivets målsætning om 'gunstig bevaringsstatus'? 1b. Hvordan har Danmark søgt at sikre den af Habitatdirektivet beskyttede natur? (Kapitel 6 og 9)

Tekstboks 2.2. Erkendelseopgave 1a og 1b

Det beskrives, hvilke forpligtelser Habitatdirektivet stiller til medlemsstaterne, og hvilke problemer Danmark har haft i forhold til retslig implementering af direktivet (kapitel 6). I Kapitel 6 redegøres der også for de problemer, der har været i Danmark i forbindelse med udpegning af særlige beskyttelsesområder for den af Habitatdirektivet beskyttede natur; de såkaldte habitatområder.

I Habitatdirektivet inddeles de beskyttede naturtyper efter et klassifikationssystem. Dette system har betydning for, hvordan den af Habitatdirektivet beskyttede natur er defineret og fortolket i Danmark. I kapitel 9 diskuteres, hvilken betydning det har at opdele natur efter en

sådan klassifikation og de praktiske implikationer, som anvendelsen af dette system har haft i Danmark i forhold til klassifikation af højmose og højmoserelaterede naturtyper.

2. Hvordan har Danmark søgt at udvikle et overvågningsprogram for tilvejebringelse og fortolkning af data om den beskyttede naturs bevaringsstatus? (Kapitel 7 og 8)

Tekstboks 2.3. Erkendelsesopgave 2

Skov- og Naturstyrelsen har i samarbejde med Danmarks Miljøundersøgelser forestået udformningen af et nationalt naturovervågningsprogram, kaldet NOVANA. Etablering af dette overvågningsprogram er sket som følge af Habitatdirektivets forpligtelser til at overvåge udviklingstrends for den af Habitatdirektivet beskyttede natur. I kapitel 7 beskrives det, hvordan dette overvågningsprogram er tilrettelagt, herunder hvilke naturovervågningsmetodikker som anvendes. Desuden diskuteres alternative tilgange til naturovervågning. I kapitel 8 beskrives det, hvordan den i NOVANA programmet indsamlede data søges efterbehandlet.

3. Hvilke naturovervågningsmetoder er nødvendige for at tilvejebringe tilstrækkelig viden om højmosers bevaringstilstand? (Kapitel 3, 4 og 5)

Tekstboks 2.4. Erkendelsesopgave 3

Til grund for erkendelsesopgaven ligger to væsentlige diskussioner. Den ene sigter imod, hvad der forstås ved 'tilstrækkelig' viden. Dette kan diskuteres i forhold til fordele og ulemper ved valg af metoder til vegetationsundersøgelser, fx tilfældig versus stratificeret udlægning af prøvefelter, eller anvendelse af frekvensanalyser versus dækningsgrad. Sådanne forhold diskuteres i projektets kapitel 5. I forlængelse heraf diskuteres betydningen af, at de anvendte naturovervågningsmetodikker er tilpasset den enkelte naturtypes særlige strukturelle og biologiske forhold. I kapitel 4 gives der derfor en beskrivelse af højmosens økosystem samt væsentlige faktorer, der har indflydelse på højmosens økologi.

En anden væsentlig diskussion sigter imod betragtninger omkring, hvad der kan betragtes som 'god' og bevaringsværdig natur. Forvaltning af naturen i form af naturpleje eller naturgenopretning sigter imod at bevare særlige naturtyper, som af den ene eller anden årsag vurderes som bevaringsværdig. I projektets kapitel 3 bliver der gjort rede for betragtninger, der ligger til grund for naturbevaring af bestemte naturtyper.

4. Hvordan kan tidligere vegetationsundersøgelser anvendes til vurdering af højmosers bevaringstilstand?(Kapitel 10 og 11)

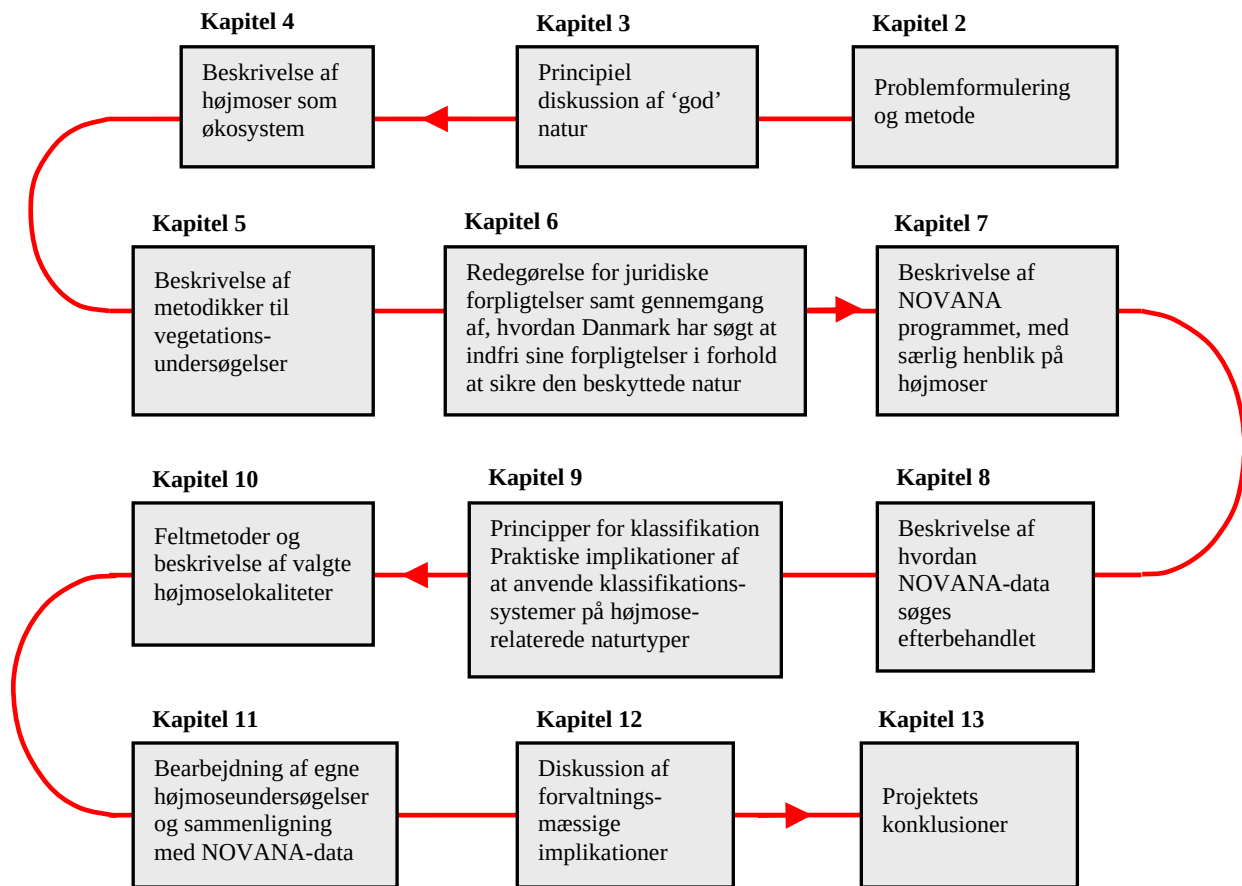
Tekstboks 2.5 Erkendelsesopgave 4

Højmosen er valgt som case-naturtype. Ved case-naturtype menes en naturtype, som i projektet underlægges indgående feltundersøgelser. Af metodiske tilgange er valgt vegetationsundersøgelser, som tidligere er blevet foretaget på højmoser. Disse tidligere undersøgelser beskrives i kapitel 10. Ved at gentage undersøgelserne er målsætningen at skabe et nyt datasæt, som kan sammenlignes med tidligere datasæt. Det tidsmæssige perspektiv er afgørende for vurdering af de undersøgte lokaliteters udviklingstrend og dermed bevaringstilstand.

Bearbejdning af data fra højmoseundersøgelsen finder sted i kapitel 11. Her sammenstilles resultaterne fra vores egen højmoseundersøgelse med data, frembragt gennem NOVANA programmet.

Projektets kapitel 12 omfatter en opsamlende diskussion af de overvågnings- og forvaltningsmæssige problemstillinger, der bliver berørt i specialet. Kapitel 13 er specialets konklusion. Her sammenstilles specialets resultater.

Figur 2.3 er en kapiteloversigt.



Figur 2.3. Kapiteloversigt

2.2 Kvalitetssikring

Når man som forsker – eller i vores tilfælde som studerende – søger at arbejde videnskabeligt, bliver man nødt til at forholde sig til videnskabeligheden af sit arbejde i form af kvalitetssikring. En alment anerkendt tilgang er at sondre mellem tilstrækkelighed af *gyldighed*, *pålidelighed* og *generaliserbarhed*. Gyldighed er, om man måler det fænomen, som man gerne vil måle. Pålidelighed er, om gentagne målinger fører til samme resultat. (Andersen & Gamdrup, 1994). Generaliserbarhed er, om den frembragte viden er kontekstafhængig, og i hvilken udstrækning de trufne konklusioner lader sig generalisere.

De tre begreber er udviklet inden for et naturvidenskabeligt videnskabsideal. Begreberne har dog også fundet indpas i samfundsvidenskaberne, hvor de tre begreber ifølge Steiner Kvale har “opnået status som videnskabelig, hellig treenighed i moderne samfundsvidenskab.” (Kvale, 1997:225).

Formålet med at undersøge gyldighed af anvendte forskningsmetoder er at konstatere, om den producerede viden er troværdig (Olsen & Pedersen, 1997:231; Kvale, 1997:225). Hvad der imidlertid inden for samfundsvidenskab anerkendes som troværdig viden afhænger af, hvilket ontologisk og epistemologisk ståsted den enkelte forsker har. Forskellige teoretiske og

metodologiske skoler har forskellige forståelser af, hvad sand viden er, og hvordan den kan erkendes. De krav, som stilles til troværdig viden i et positivistisk videnskabsideal, adskiller sig grundlæggende fra de krav, som fx stilles i et hermeneutisk videnskabsideal. Følgelig kan kravene til gyldighed, pålidelighed og generaliserbarhed ikke behandles ens. Nogle kvalitative forskere har truffet den konsekvens, at de ganske enkelt afviser eller ignorerer de tre begreber som “undertrykkende positivistiske begreber, der hæmmer den kreative og frigørende kvalitative forskning.” (Kvale, 1997:226).

Videnskabsteoretiske diskussioner findes dog også inden for naturvidenskaben. Inden for plantesociologi findes der konkurrerende forståelser af, hvordan plantesamfund fungerer. Gleason ser plantesamfund som et resultat af den enkelte plantes tilpasning til de økologiske forhold, hvorimod Clements har et holistisk syn på plantesamfund, hvor de enkelte planter er indbyrdes afhængige af hinanden (se afsnit 9.2).

Steinar Kvale (1997:245ff) og Poul Bitsch Olsen (Olsen & Pedersen, 1997:229ff) anbefaler at kvalitetsvurdering gennemføres ved at kvalitetsvurdere besvarelsen af hver enkelt erkendelsesopgave. Problemet er, at en sådan minutøs gennemgang nemt kan komme til at være meget omstændelig. I stedet har vi søgt fortløbende at argumentere for de trufne metodiske valg.

I projektets konklusion (kapitel 13) diskuteres det, i hvilken udstrækning specialets resultater lader sig generalisere. Mange af specialets analyser drejer sig specifikt om højmoser, og det er derfor relevant at diskutere gyldighed af specialets konklusioner i forhold til andre naturtyper.

2.2.1 Gyldighed af metode

Ved at opløse problemformuleringen til erkendelsesopgaver har vi tydeliggjort, hvordan problemformuleringen søges besvaret. Endvidere har vi, ved at opstille teoretiske og empiriske analyser til besvarelse af de enkelte erkendelsesopgaver, søgt at vise, at den valgte metode er hensigtsmæssig.

Hanne Fredslund (2001) anfører, at forskningsprojekter ofte fremstilles som en retlinet proces, om end erkendelsesprocessen ikke foregår sådan. Hendes pointe er, at kvalitative forskere bliver klogere undervejs, og at denne forøgede viden, får forskeren til at reformulere sin problemstilling og til at ændre teori- og metodevalg undervejs i forskningsprocessen. Den fremstillede metode afspejler derfor ofte en efterrationalisering af den proces, som forskeren faktisk har været igennem.

I metodelitteraturen er idealet typisk den rationelle, lineære forskningsproces (se fx Sharp & Howard, 1996; Olsen & Pedersen, 1997). Kåre Pedersen fremhæver dog, at der intet galt er i at ændre problemformuleringen, da det er en almindelig del af forskningsprocessen (Olsen & Pedersen, 1997:46). Dette projekts problemformulering har ændret sig en del gange gennem

processen. Udviklingen af problemformuleringen har været betinget af den empiriske og teoretiske forståelse, som vi har haft af problemstillingen. Efter at have læst os ind på problemstillingen udviklede vi en række foreløbige antagelser om Habitatdirektivets betydning for den danske lysåbne natur. Gennem samtaler med ansatte i teknisk forvaltning i to amter samt ved deltagelse i Naturrådets konference “Wilhelm+2”, fik vi gradvist udvidet vort kendskab til problemstillingen. Efterhånden som vi har fået udviklet vores forståelse af de sammenhænge, som gør sig gældende for vort genstandsfelt, har vi kunnet kvalificere og afgrænse valg af teori og metode. Denne proces, hvor udformning af hypoteser og analyseområder er blevet udviklet, er sket i et samspil mellem teori og empiri, og kan betragtes som en form for abduktion (se Kirkeby, 1994).

2.3 Feltundersøgelser

NOVANA programmets naturovervågning blev påbegyndt i 2004. Det betyder, at der på nuværende tidspunkt alene foreligger ét datasæt. På baggrund af NOVANA overvågningen er det altså endnu ikke muligt at vurdere en udviklingstrend for den overvågede naturs tilstand. Der eksisterer dog allerede overvågningsdata for danske højmoser. I 1987-89 blev de danske højmoser overvåget. Højmoseovervågningen blev gentaget i 1995-96. Den anvendte metodik var på mange måder meget anderledes end den metodik, som anvendes i NOVANA programmets naturovervågning.

I efteråret 2004 udførte vi naturovervågning på to danske højmoser, Holmegårds Mose og Skidendam. Overvågningen er foretaget med samme metodikker, som blev anvendt i 1987 og 1995. De tre datasæt afspejler vegetationsudviklingen på de to højmoser over en 17-årig periode. På baggrund af den gennemførte højmoseovervågningen vurderes bevaringsstatus og udviklingstrend for de to højmoser. Desuden sammenlignes den indsamlede data fra vores egen højmoseundersøgelse med NOVANA programmets data for de to højmoser. Hermed ønskes undersøgt, hvilken betydning design af vegetationsundersøgelser har i forhold til overvågning af højmoser. De anvendte overvågningsmetoder er beskrevet i kapitel 10.

Der er tale om en naturvidenskabelig undersøgelse, hvor forskningsidealet er, at den indsamlede data skal være personuafhængig.

2.4 Ekspertinterview

En stor del af det empiriske arbejde i dette projekt er tilrettelagt i forhold til indsamling af data gennem ekspertinterviews. I den forbindelse har vi gjort os nogle tanker om, hvilken betydning anvendelse af ekspertinterview måtte have. Meuser og Nagel (1991) har skrevet en artikel, som hedder “ExpertInneninterviews – vielfach erprobt, wenig bedacht”. På dansk må det være noget i retning af *Ekspertinterviews – ofte anvendt men lidet overvejet*. Dette synes

som en ganske passende titel, da der i den traditionelle metodelitteratur kun nævnes lidt eller slet intet om ekspertinterview som selvstændig disciplin (Kvale, 1997; Flick, 1998; Neuman, 2003). Ekspertinterviewet hører til blandt de kvalitative interviewmetoder, alligevel adskiller det sig på mange måder fra andre interviewmetoder fx det kvalitative forskningsinterview (se Kvale, 1997) eller narrative metoder (se Flick, 1998). I det følgende diskuteres anvendelse af ekspertinterview i forhold til det kvalitative forskningsinterview beskrevet af Kvale (1997).

Inden for den traditionelle samfundsforskning har det kvalitative forskningsinterview de seneste 15-20 år fået en stadig større anvendelse blandt forskere, der ønsker at få indsigt i menneskers livsverden. Forskningsinterviewet bliver derfor tilrettelagt som *“et interview, der har til formål at indhente beskrivelser af den interviewedes livsverden med henblik på at fortolke betydningen af de beskrevne fænomener”* (Kvale, 1997:19, kursiv i original).

Vender vi nu øjnene mod ekspertinterviewet vil det være på sin plads først at definere, hvad der i det hele taget menes med *ekspert*. Meuser og Nagel (1991) anfører, at det er en relativ status, hvorvidt en person kan forstås som ‘ekspert’ – en status som er afhængig af den pågældende forskningsinteresse. For at optræde som en relevant ekspert behøver en person altså ikke at være alment anerkendt som ‘ekspert’, men derimod have en særlig viden om et genstandsfelt, der ønskes undersøgt. Meuser og Nagel angiver endvidere to parametre som afgørende for, at en person kan karakteriseres som ekspert:

- a) en person, som er ansvarlig i forhold til implementering eller kontrol af en specifik problemløsning
- b) en person, som har særlig tilgang til information omkring grupper af personer eller beslutningsprocesser (Meuser & Nagel, 1991)

I dette projekt inddrages tre slags eksperter.

- 1) personer, der har særlig viden om, hvordan Habitatdirektivet er blevet implementeret i Danmark, herunder hvordan NOVANA programmet er blevet udviklet (medarbejdere i Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser samt biologer med specialviden om den valgte case-naturtype)
- 2) personer, der har viden om, hvordan NOVANA programmet er blevet iværksat i praksis (amtsligt ansatte og konsulenter, ansat til at forestå NOVANA-overvågningen)
- 3) personer, der har en særlig viden om eller holdning til forhold, som har betydning for, hvordan Habitatdirektivet er blevet implementeret, og hvordan NOVANA-programmet er blevet til (NGO’er, biologer, etc.)

Om end vores forståelse af ‘eksperter’ lader sig indordne under Meuser og Nagels definition, er genstandsfeltet for deres betragtninger om eksperter anderledes. De beskæftiger sig kun med eksperter, som er direkte involveret og altså ikke eksperter, der står uden for som bedømmere. Genstandsfeltet for Meuser og Nagels ekspertinterviews bliver ekspertens funktion inden for en organisatorisk eller institutionel kontekst, og det som undersøges er eksperternes opgaver og aktiviteter og de deraf opnåede erfaringer. I modsætning til det

kvalitative forskningsinterviewet bliver der ikke spurgt efter individuelle biografier men eksperter bliver derimod set som repræsentant for en organisation eller institution i forhold til problemløsning og beslutningsstruktur (Meuser & Nagel, 1991).

Det er i vores undersøgelse ikke en målsætningen i sig selv at undersøge eksperters adfærd, derimod ønsker vi at få indsigt i bestemte genstandsfelter, fx udvikling af kriterier for gunstig bevaringsstatus for højmoser. Vi er dog bevidste om at disse eksperter indgår i bestemte organisatoriske og institutionel praksisser, og at sådanne institutionelle rammer kan have en betydning for valg af løsningsmodeller (Johnson, 1992).

2.4.1 Udarbejdelse af vore interviews

Vore interviews blev tilrettelagt således, at det kunne holdes inden for en ret snæver tidsramme (typisk ca. 1-1,5 time). Det kvalitative forskningsinterview beskrevet af Steinar Kvale er bygget op omkring et halv-struktureret interview. Her er interviewguiden orienteret omkring en række generelle temaer, hvor der i større eller mindre grad kan være forberedt specifikke spørgsmål til de enkelte temaer. Denne interviewteknik giver en fleksibilitet, hvor det er muligt at ændre rækkefølgen af temaer og spørgsmål. Desuden er det muligt, at forfølge spor, der dukker op i løbet af samtalen (Kvale, 1997:129-136).

Før hvert interview blev respondenten grundigt informeret om, hvad formålet med det pågældende interview var, og hvordan interviewpersonens udsagn var tænkt at indgå i projektet. Efterfølgende spurgte vi, om vi måtte optage samtalen. Alle respondenter indvilligede heri, enkelte med en skæv bemærkning om, at de nu håbede ikke at komme til at høre sig selv i radioen den følgende dag. Ingen ytrede ønske om anonymitet. På baggrund af optagelserne skrev vi fyldige referater. Referaterne blev efterfølgende sendt til de enkelte respondenter. Respondenterne havde således mulighed for at gøre indvending, såfremt de var blevet misforstået, eller ønskede at uddybe eller ændre deres udsagn. I visse tilfælde har vi efterfølgende kontaktet respondenterne for at stille opklarende spørgsmål. I de tilfælde hvor det tidsmæssigt ikke har været muligt at foretage interview, har vi skriftligt stillet spørgsmål. De svar, der er givet indgår i vores datagrundlag på linie med vore interviews.

På baggrund af litteraturstudier og tidligere interviews udarbejdedes konkrete spørgsmål. Disse spørgsmål blev inddelt i nogle overordnede tematiseringer, som afspejlede de enkelte erkendelsesopgaver. I takt med at projektdesignet udvikledes, gled nogle erkendelsesopgaver ud til fordel for andre.

I tabel 2.1 er listet de respondenter, som er blevet inddraget i vores projekt. Interviewpersonerne er rubriceret efter deres relevans for projektets erkendelsesområder. Nogle af de nævnte eksperter har bidraget med viden inden for flere af de listede

erkendelsesområder. De er rubriceret under det erkendelsesområde, hvor de har haft største betydning.

Explorativ interview
Anne Bodil Hald , ph.d. ansat i DMU med viden om overdrev
Aksel Voigt , ansat i tekniskforvaltning i Sønderjyllands Amt
Kim Myling-Petersen , Skovfogde i Teglstrup Hegn, med viden om Skidendam højmose
Lars Stubbjær Nielsen , Skovfogde i Københavns Skovdistrikt, med viden om Skidendam
Christian Christian Ebbe Mortensen , ansat i tekniskforvaltning i Københavns Amt
Søren Grøntved , ansat i tekniskforvaltning i Roskilde Amt
Habitatdirektivets implementering og udførelse i praksis
Rasmus Ejernæs , professor, ansat i DMU, med viden om overdrev og NOVANA
Knud Erik-Nielsen , ph.d. ansat i DMU, med viden overdrev og NOVANA
Lars Rudfeldt , fuldmægtig i SNS, med viden om NOVANA
Eric Buchwald , fuldmægtig i SNS, med viden om NOVANA
Hans Wernberg , biolog, naturvejleder og naturovervågningskonsulent i NOVANA
Nina Kjær Pedersen , biolog og naturovervågningskonsulent i NOVANA
Gitte Olsen , biolog i Storstrøms Amt
Viden og holdning til naturforvaltning og Habitatdirektivets implementering
Bent Aaby , biolog, professor med viden om højmoser/overvågning og NOVANA
Mette Risager , biolog, ph.d. med viden om højmoser/overvågning og NOVANA
Thorbjørn Stoltze , biolog med viden om Holmegårds Mose
Henrik Suidicani , ph.d. ved Tek-Sam med viden om Holmegårds Mose

Tabel 2.1 Oversigt over respondenter

Kapitel III

Hvor mange mennesker i Danmark i dag kan blive enige om, at naturbeskyttelse er vigtig, så er begrundelserne for naturbeskyttelse meget forskellige. Rasmus Ejrnæs (2002a) sonderer mellem materielle og immaterielle begrundelser for naturbeskyttelse. Menneskets materielle velfærd afhænger af udnyttelse af naturens ressourcer til produktion af materielle goder. Naturens ressourcer udnyttes dels i form af landbrug, fiskeri og jagt dels i form af ressourceindvinding gennem grundvandsboring, grusgravning, olieboring mm. Materielle begrundelser for naturbevarelse er rettet mod, at menneskets velfærd er afhængig af disse naturressourcers opretholdelse på lang sigt. Denne problematik er ofte formuleret som en bæredygtighedsproblematik, hvor overudnyttelse af naturressourcerne skal undgås (se fx Arler, 2000). Jægeren har således en interesse i, at bestanden af vilde dyr og deres habitater bevares, fiskeren har en interesse i, at fiskebestanden kan opretholdes, og landmanden har en interesse i, at hans jorde ikke udpines, forurenes eller på anden måde beskadiges.

Ved immaterielle begrundelser for naturbeskyttelse forstår Ejrnæs alle andre begrundelser end de materielle. Her spiller oplevelser i naturen en væsentlig rolle. "En vigtig drivkraft for at bevare den ikke-planlagte natur ligger i dens oplevelsesrigdom. Disse oplevelser indgår i de fleste menneskers åndsliv, hvad enten oplevelserne har meditativ, sportsaktiv eller udforskende karakter." (Ejrnæs, 2002a). Til oplevelser regner Ejrnæs også forskning og undervisning knyttet til naturen, om end forskning og undervisning i visse tilfælde kan få betydning for menneskets materielle velfærd. Desuden angiver Ejrnæs en etisk dimension i naturbeskyttelsen, hvor beskyttelsen af naturen opfattes som en etisk forpligtelse, uanset om det måtte være til materiel fordel for mennesket eller ej.

Hvilken natur som bør beskyttes, og hvordan naturen bør bruges, er der mange forskellige bud på, og her spiller personlige og faglige interesser såvel som sociale og kulturelle forhold en væsentlig rolle. Der er ofte mange forskellige ønsker til, hvordan naturen skal bruges og bevares. Mange interesser kan integreres i en og samme naturforvaltning, mens andre strider mod hinanden, og her er der behov for en prioritering (de Visser, 2000).

I Holmegårds Mose har Storstrøms Amt forsøgt at varetage forskellige interesser, således at de biologiske værdier på højmosen bliver sikret samtidigt med, at lokale lodsejere får mulighed for at fortsætte deres igangværende aktiviteter i form af jagt, landbrug og skovbrug (Samtale Stoltze, 2004).

3.1 Naturkvalitet

Danmarks Miljøundersøgelser forsøgte i slutningen af 1990'erne at udvikle metoder til biologisk bedømmelse af naturkvalitet. Naturkvalitet defineres her i forhold til de fire begreber *vildhed*, *oprindelighed*, *kontinuitet* og *autenticitet* (Nygaard et al., 1999).

Med vildhed forstås fri udfoldelse af naturlige processer uden menneskelig indblanding. Hindres disse naturlige processer, virker det negativt ind på naturkvaliteten. På biotopniveau er vildhed afhængig af et velfungerende vand- og stofkredsløb, og høj naturkvalitet er forbundet med fri dynamik i vegetations- og faunaudvikling. Menneskelige påvirkninger af kulturnatur betyder reduktion af vildhed.

Oprindelighed skal både forstås i betydningen uforandret og i betydningen naturligt hjemhørende. På biotopniveau relaterer oprindelighed til upåvirkede hydrologiske og jordbundsmæssige forhold samt udbredelse af karakteristiske og hjemhørende arter.

Kontinuitet har både en rumlig og en tidsmæssig dimension. Store sammenhængende områder tillader biologiske processer at forløbe frit. Hvor oprindelighed sigter imod uforandrethed over meget lange tidsrum, er kontinuitet rettet imod relativt korte tidsrum. Et område med lang kontinuitet behøver ikke at være oprindeligt. Ved kontinuitet menes, at påvirkningerne af et område ikke forandres. Jordbearbejdning, gødskning og sprøjtning er eksempler på påvirkninger, som bryder kontinuitet. Ophør af påvirkninger kan ligeledes føre til brud i kontinuitet, fx ophør af græsning af et overdrev eller ophør af slåning af en eng.

Autenticitet betyder ægte og anvendes i forhold til naturkvalitet til at skelne konstrueret fra oprindelig natur. Et overdrev, som er konstrueret ved udsåning af overdrevsarter, kan botanisk være meget vanskelig at skelne fra et naturligt overdrev. Alligevel repræsenterer det konstruerede overdrev i denne forståelse ikke den samme naturkvalitet som et autentisk overdrev (Nygaard et al., 1999).

De fire begreber giver tilsammen forskellige parametre at måle naturkvalitet op imod. Tages Skidendam højmose som eksempel, så er der tale om høj grad af vildhed, da mosen er et produkt af naturlige processer. Vegetationen er oprindelig i den forstand at den er naturligt hjemhørende i Danmark, og at den er almindeligt forekommende på naturtypen. Lokaliteten er ligeledes oprindelig ved at hydrologien er relativt upåvirket. Holmegårds Mose har oprindeligt haft en høj grad af vildhed og oprindelighed, men Holmegårds Mose er stærkt påvirket af menneskelige aktiviteter. Mosen er kraftigt drænet, den er udsat for store kvælstofpåvirkninger, og der er blevet gravet tørv på højmosefladen. Disse menneskeskabte påvirkninger har betydet en reduktion af mosens vildhed og oprindelighed.

At naturkvalitet netop gøres op i vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet beror på en særlig naturforståelse, og der ligger en subjektivitet i at definere *vild natur* som *god natur*.

Opdelingen bidrager dog til at give nogle parametre, som begrebet god natur kan gradbøjes i forhold til. At prioritere natur på baggrund af ovennævnte naturkvalitetsbegreb er dog langt fra nemt, for det er vanskeligt at sammenligne samme naturtype på forskellige lokaliteter med hensyn til vildhed, oprindelighed, kontinuitet og autenticitet.

3.2 Naturkvalitet i naturforvaltning

I bogen “Foranderlige landskaber” opstilles to forskellige udgangspunkter for naturforvaltning (Ejrnæs, 2002b; Näsman & Odgaard, 2002). To udgangspunkter, som hver i sær har forskellige implikationer for, hvad der ses som naturkvalitet, og for hvordan natur bør forvaltes. De to tilgange betegnes som konkurrerende paradigmer, henholdsvis *vildhedsparadigmet* (Ejrnæs, 2002b) og *kulturlandskabsparadigmet* (Näsman & Odgaard, 2002).

Vildhedsparadigmet bygger på en forståelse af naturkvalitet, som er i overensstemmelse med den firdeling af begrebet som er anvendt af Nygaard et al. (1999)². I vildhedsparadigmet prioriteres den mindst berørte natur højest, og det er derfor naturforvaltningens opgave at beskytte relativt upåvirkede naturområder mod menneskets påvirkninger.

Kulturlandskabsparadigmet bygger på en forståelse af, at den natur som findes i Danmark i høj grad er et produkt af menneskets påvirkninger. Der lægges vægt på, at kulturnatur som hede, eng og overdrev er skabt gennem menneskets landbrugsmæssige brug af naturen. Disse naturtypers fremtidige eksistens skal sikres ved at fortsætte den landbrugsmæssige anvendelse af disse områder, og hvis dette ikke er muligt, må sådan naturbevarelse sikres gennem passende naturpleje i form af fx afgræsning eller slåning. Naturens fri dynamikker ses dermed som en trussel mod ‘kulturnaturen’.

Vildhedsparadigmet og kulturlandskabsparadigmet har forskelligt syn på god naturforvaltning. Vildhedsparadigmet afviser ikke naturværdien af kulturnatur. Der argumenteres med, at disse naturtypers fauna og flora er oprindeligt hjemhørende, og jo mere oprindelige disse arter er, desto mere bevaringsværdig er naturen. Naturen er derimod ikke, ud fra et biologisk synspunkt, bevaringsværdig på grund af den landbrugsmæssige anvendelse af områderne. En fortsættelse af en sådan landbrugsmæssig anvendelse fører i vildhedsparadigmets optik til et museumslandskab, til gengæld ser vildhedsparadigmet det som vigtigt at bevare disse naturtyper som refugium for flora og fauna (Ejrnæs, 2002b). Naturforvaltningen af sådanne områder bør tilsigte at efterligne naturlige processer, derfor opfattes afgræsning af dyr, der i græsningsmæssige henseender ligner den oprindelige population af uroksers adfærd, som hensigtsmæssig.

² Ejrnæs er medforfatter til DMU-rapporten “Naturkvalitet – kriterier og metodeudvikling” (Nygaard et al., 1999).

Forskellene mellem de to tilgange er dermed, i hvor høj grad at naturens dynamikker skal få plads. Det er denne problematik, som er interessant i forbindelse med dette projekt. Habitatdirektivets naturbeskyttelse sigter mod bevaring af en række naturtyper. Spørgsmålet er så, i hvor høj grad der skal være plads til naturens dynamikker.

Kapitel IV

Moser er en fælles betegnelse for kær og højmoser, og defineres af Vinter (1991) som et lysåbent, tørvedannede og ferskvandspåvirket plantesamfund. Moser er i vejledningen til naturbeskyttelsesloven defineret ud fra kriterier som plantevækst, fugtighedsforhold samt jordbund. Uenighed om i hvilken udstrækning begrebet 'moser' har skullet omfatte alle tre kriterier har dog medført at begrebet i dag er udvidet til 'moser og lignende'. Naturtypen er defineret som: "Udyrkede eller ekstensivt udnyttede områder præget af ferskvandspåvirket naturlig eller overvejende naturlig vegetation, som er knyttet til gennemsnitlig høj vandstand, og som ofte har dannet tørv eller anden organisk aflejring." (Skov- og Naturstyrelsen, 1993). Vegetationssammensætningen er det afgørende kriterium for naturtypedefinitionen, mens hydrologi og geologi ifølge vejledningen først benyttes, hvis naturtypen er så kulturpåvirket, at vegetationen ikke kan undersøges (Skov- og Naturstyrelsen, 1993).

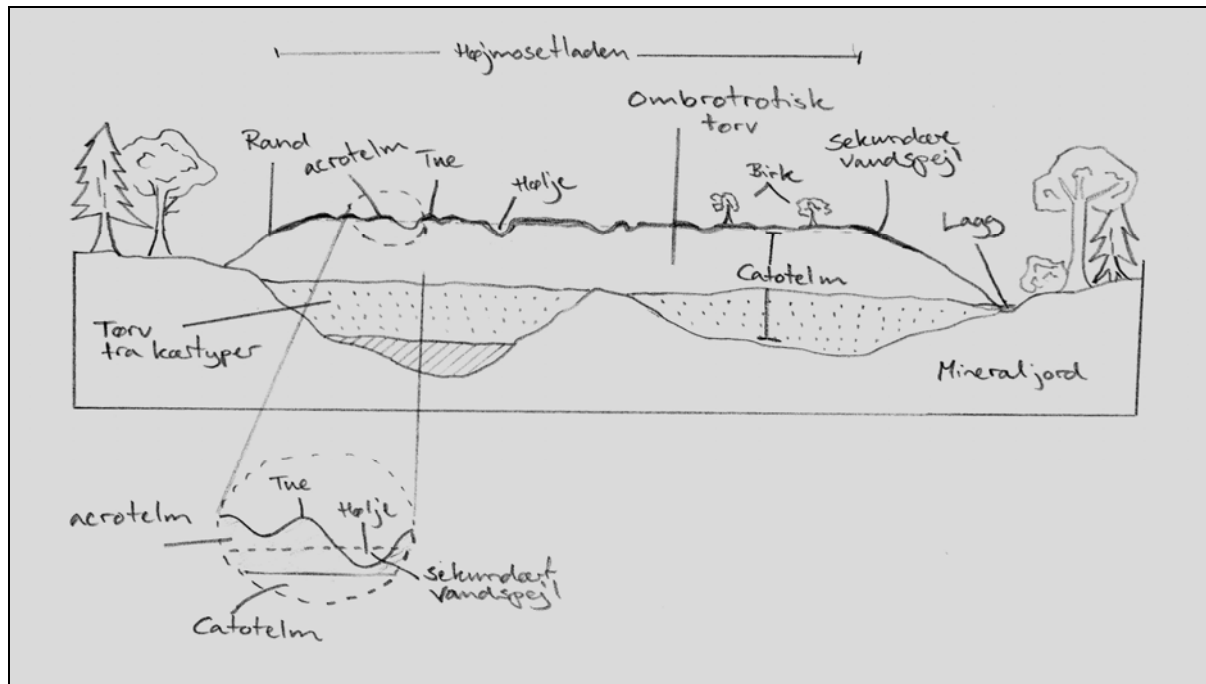
Der skelnes mellem topogene og soligene kær. Topogene kær udvikles i områder med relativt plant grundvandsspejl, mens soligene kær eller 'væld' dannes i områder med udsivende grundvand. Kærene inddeles traditionelt i fire typer efter deres vegetation: 1) ekstremfattigkær, 2) overgangsfattigkær, 3) overgangsrigkær og 4) ekstremrigkær (Vinter, 1991).

Forskellen mellem højmose og kær er bl.a., at højmosen udelukkende får sin vandtilførsel fra nedbøren, hvorimod kæret også får sin vandtilførsel fra grundvandet. De plantearter, der findes på højmosen, forekommer også i andre plantesamfund, og naturtypen kan derfor bedst defineres negativt – altså ved de arter som ikke findes på højmosen (Risager, 2003).

4.1 Højmoseøkologi

Højmoser er i kraft af deres særprægede økologi, urgamle historie og specielle plante- og dyreliv en unik naturtype i Danmark. Fælles for dem er en akkumulering af højmosetørv som hæver højmosefladen. Når højmosefladen har hævet sig ca. 40-50 cm over grundvandsspejlet, vil forbindelsen til det mere næringsrige grundvand blive brudt, og vandforsyningen vil fra da af udelukkende ske via næringsfattigt regnvand. Naturtypen betegnes fra daværende tidspunkt som ombrogen (Vinter, 1991).

En idealiseret og uforstyrret højmose kan karakteriseres ved et svagt vælvet tørvelegme, bestående af en højmoseflade, en randzone og en laggzone (Vinter, 1991; Lindsay, 1995).



Figur 4.1. Profil af en højmose samt karakteristiske elementer. Højmosetladden er karakteriseret ved en bevoksning af *Sphagnum*arter, og har ofte en bølget struktur med 'tuer' som tørre toppe og 'højler' som vandfyldte huller (se forstørrelse). Højmoselegemet kan deles op i et vegetativt lag med kontakt til omgivelserne, kaldet acrotelmen, samt et dødt tørvelag på op til flere meters tykkelse, kaldet catotelmen. I den højre side af billedet skræner højmosetladden ned mod laggzonen. I laggzonen findes ofte vand, som er afløbsvand fra højmosen og det omkringliggende landskab.

Kilde: efter Lindsay (1995).

4.1.1 Højmosetladden

Højmosetladden er ofte karakteriseret af såkaldte 'tuer' og 'højler'. Højler er lavninger, mens tuer er højere partier. Omkredsen og højden på tuer og højler kan variere, og giver højmoserne et forskelligt overfladerelief. Niveauforskellen imellem tuetop og højlebund er i Skidendam og Holmegårds Mose, henholdsvis 20 og 50 cm. Overfladestrukturen på højmosen er medvirkende til, at regnevandets overfladeafløb sinkes, hvorved en stor mængde vand bibeholdes på selve højmosetladden (Lindsay, 1995).

De abiotiske faktorer (pH, næringsstof, vandmætning og sollys) varierer fra de tørre tuer til de våde højler. Disse forskelle afspejles i forekomsten af karplanter og *Sphagnum*arter på højmosetladden (se definition af *Sphagnum*arter i afsnit 4.1.3). Nogle af de arter, der findes på højmosen, er bedst tilpasset de tørre tuer, mens andre er bedre tilpasset de våde højler. På den måde får højmosen en mosaikstruktur, hvor vegetation inden for nogle få centimeter varierer (Lindsay, 1995). Rækkefølgen på *Sphagnum*arter gående fra de tørre tuer til de våde højler kunne i en dansk højmose være: *Sphagnum rubellum* og *S. magellanicum* på tuernes top og *Sphagnum tenellum* på kanten af tuerne og *S. cuspidatum* nede i de våde højler (Risager, 1998a; Lindsay, 1995). Ud over en række forskellige *Sphagnum*arter findes der også en række

karplanter på højmosefladen fx Hedelyng, Revling, Tue-Kæruld, Soldug sp., Tranebær og Hvid-Næbfrø.

4.1.2 Lagg- og randzone

Højmosen har typisk en såkaldt 'laggzonen', som er det område rundt om højmosen, der fyldes med vand fra højmosen og dens opland. Randen grænser op til laggzonen. I de fleste tilbageværende danske højmoser har randpartiet som regel kun en svag hvælving, som næsten ikke erkendes (Risager, 1998a). Randzonen er karakteriseret ved en pH og et næringsindhold, der er højere end inde på selve højmosefladen (Aaby, 1987), og vegetationen er typisk karakteriseret ved en fattigkærsvegetation. Randen er normalt træløs eller har en meget åben og lav træbevoksning, og bæltet med træbevoksning er ofte kun 2-5 meter bredt (Risager, 1998a).

4.1.3 *Sphagnum*arter

Det er relativt få plantearter, der er tilpasset højmosens lave næringsstofniveau, store vandmætning og lave pH (Vinter, 1991). *Sphagnum*arterne, som også kaldes tørvemosser, er godt tilpasset højmosen og kan bl.a. optage næringsstof direkte fra atmosfæren, hvilket giver dem en konkurrencefordel i det næringsfattige miljø. De fleste karplanter er afhængige af en næringsstofftilførsel gennem mineralisering af organisk materiale (Sjörs, 1990).

Mellem *Sphagnum*arterne og det omgivende regnvand i højmosen sker der en ionbytning. *Sphagnum* optager kationer herunder natrium, calcium og magnesium og frigiver brintioner, der forsurer mosen, og giver den en pH mellem 3,2-4,5. Det sure miljø betyder, at mange karplanter ikke trives lige så godt på højmosefladen som *Sphagnum*arterne (Stoltze & Risager, 1999).

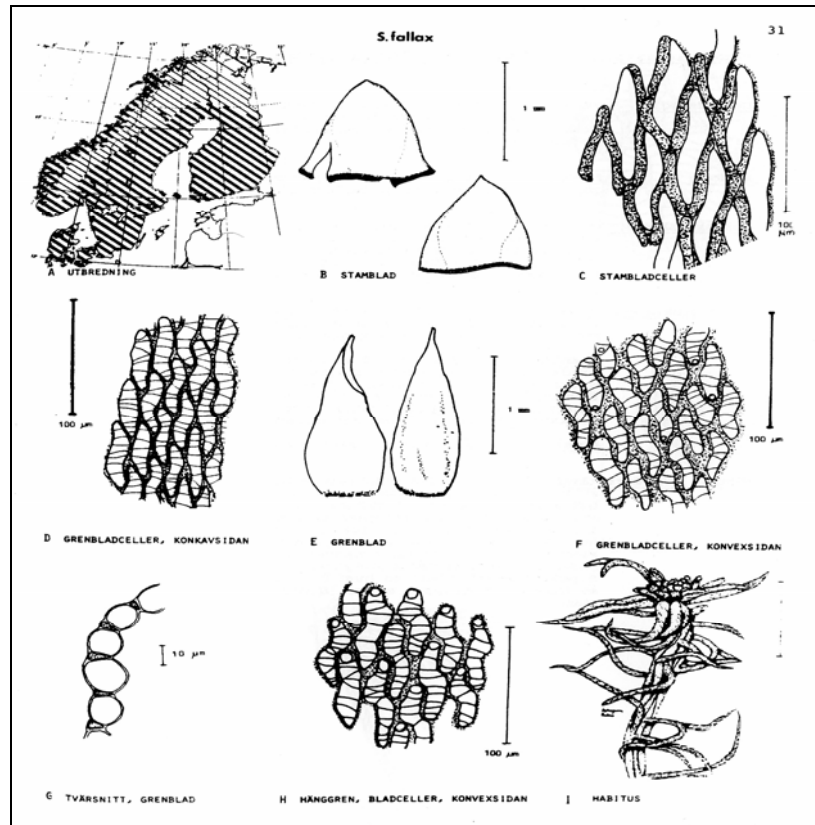
Sphagnum er afgørende for højmosetørvens store indhold af vand. *Sphagnum*arternes blade består af to celletyper, klorofylceller og hyalinceller. Hyalincellerne udgør langt den største del af tørvemossen. Cellerne har stærke vægge med åbninger, som gør det muligt for relativt store mængder vand at trænge ind i cellerne, hvorved *Sphagnum*arterne kan indholde store mængder vand. Den levende del af *Sphagnum* dækker de øverste 5-15 cm af højmosefladen, mens den døde del af tørvemossen indgår som en del af højmosetørven (Korresp. Aaby, 2005). Den døde del fungerer endvidere som en form for rodsystem, der via osmose³ transporterer vand og næringsstoffer fra den døde til den levende del af *Sphagnum*.

Det er forskelligt, hvor tæt på det sekundære vandspejl de forskellige *Sphagnum*arter kan leve. *Sphagnum cuspidatum* er tilpasset et meget vådt miljø, og vil sjældent findes mere end 10 cm over vandspejlsniveau. *Sphagnum magellanicum* derimod kan findes på såvel tuer som

³ Osmose: diffusion af en væske ind i en anden væske via plantens cellevæg.

i højler, og er typisk i et område fra 5 til 25 cm over det sekundære vandspejl (Streefkerk & Casparie, 1989).

*Sphagnum*vegetationen varierer mellem de forskellige klimaregioner. Således er der i de kystpåvirkede sydvestlige områder af Skandinavien en stor forekomst af *Sphagnum magellanicum*, *S. cuspidatum* og *S. rubellum*, mens der i de nordøstlige egne er en større forekomst af *S. majus*, *S. lindbergii*, *S. balticum* og *S. fuscum* (Malmer, 1985).



Figur 4.2. *Sphagnum fallax* forskellige karakteristika. Venstre kolonne fra oven og ned viser udbredelsen af *S. fallax* samt et tværsnit igennem grenbladens celler. Hyalincellerne er de lyse områder, mens klorofylcellerne er de mørke. I midterste kolonne ses en forstørrelse af stamblade og grenblade. Begge bruges i forbindelse med artsidentifikation af *Sphagnum*arter. Nederste billede i midterste kolonne samt de to øverste billeder i højre kolonne viser stambladcellerne - læg mærke til hullerne i cellevæggen hvor vandet kan sive ind i hyalincellerne. Sidste billede i højre kolonne viser toppen af *S. fallax* med stamme, stamblade samt grene og grenblade. Kilde: NN (1989).

4.1.4 Acrotelmen

Det tørvelegeme, som danner højmosen, består af to lag, henholdsvis acrotelmen og catotelmen. De to lag adskiller sig ved, at det øverste lag er aerobt, mens det nederste er anaerobt. Acrotelmen er ca. 10-30 cm tykt og i direkte forbindelse med højmosens omgivelser. Laget består af et op til 15 cm tykt lag levende vegetation samt en delvist omsat tørvedel bestående af døde *Sphagnum*arter og karplanter. Acrotelmens struktur bevirker, at vandtransporten via fordampning og vandgennemstrømning er langt større og hurtigere end i

catotelmen. Lagets kontakt med omgivelserne og den store vandudskiftning bevirker en iltning af laget og en op til 1.000 gange større mineralisering af det organiske materiale end i catotelmen (Streefkerk & Casparie, 1989; samtale Aaby, 2005). Acrotelmens indhold af vand skyldes bl.a. *Sphagnum*arternes evne til at optage og opbevare store mængder vand. Et stabilt vandniveau i højmosens sekundære vandspejl (se afsnit 4.1.6) er nødvendigt, hvis den levende vegetation skal forsynes med tilstrækkeligt vand. I de tørre perioder af året kan acrotelmens overflade sænke sig op til flere cm, dette sker ved at *Sphagnum*ens hyalinceller tømmes for vand. Sænkningen af acrotelmens overflade, dvs. moseoverfladen, kompenserer for det faldende vandspejlsniveau da afstanden imellem det sekundære vandspejl og acrotelmens overflade mindskes. På den måde kan vandforsyning til den levende vegetation i en vis udstrækning bibeholdes (Streefkerk & Casparie, 1989; Vinter, 1991; Lindsay, 1995). Et fald i vandstand i de tørre perioder af året kan dog stadig betyde, at acrotelmens tykkelse øges (ca. 25 cm), og derved bevirke en øget mineralisering af højmosetørven (Samtale Aaby, 2005).

4.1.5 Catotelmen

Catotelmen ligger under acrotelmen og er defineret som det hydrologiske system mellem acrotelmen og mineraljorden. Laget kan være flere meter tykt og består af 95-98 pct. vand, samt 2-5 pct. organisk stof. Det organiske stof i den øverste del af catotelmen er mere eller mindre omsat *Sphagnum*tørv, mens der i den nederste del af catotelmen findes tørv bestående af plantemateriale fra tidligere kærvegetationer (Streefkerk & Casparie, 1989; Vinter, 1991; Lindsay, 1995). Mineraliseringen af catotelmen er meget langsom, og skyldes primært de vandmættede og iltfri forhold, men også *Sphagnum*arternes lave kvælstofindhold, det sure miljø samt tilstedeværelsen af phenolrigt materiale nedsætter den mikrobielle aktivitet (Sjörs, 1990; Malmer et al., 1994; korresp. Risager 2005). Op til 20 pct. af den årlige produktion af planteblade i acrotelmen bliver efter 100-150 år en del af catotelmen (Risager, 1998a). Det organiske materiale, som når catotelmen, bliver for størstedelen akkumuleret. Det bevirker at de danske højmoser har en tilvækst af højmosetørv på 1-3 mm om året (Samtale Aaby, 2005).

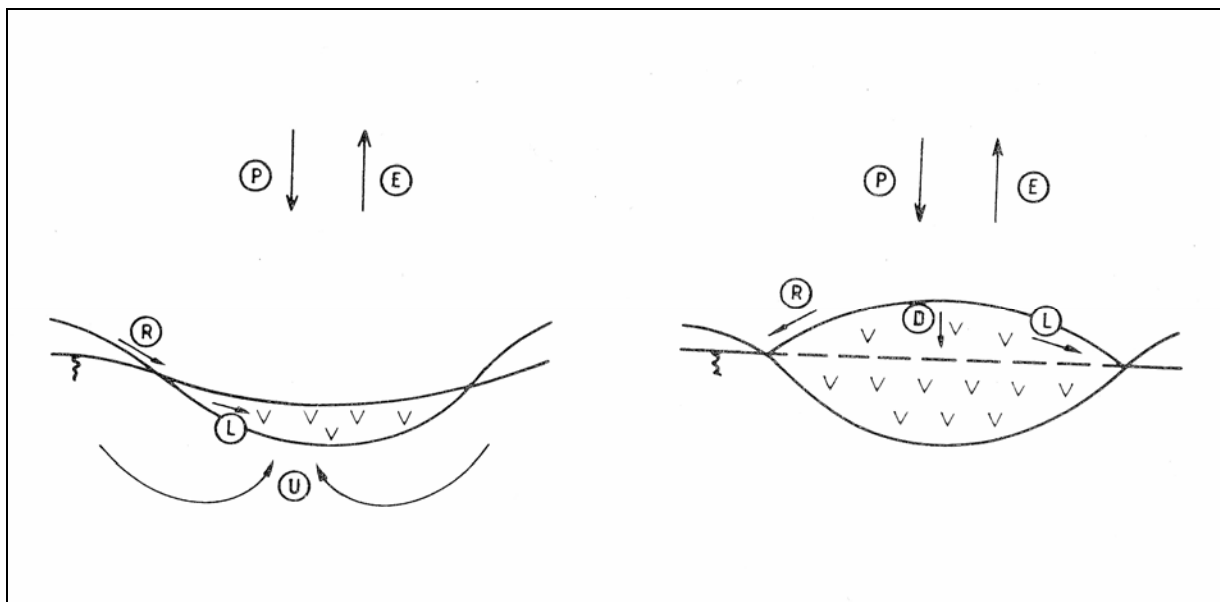
4.1.6 Hydrologi

De hydrologiske processer i højmosens catotelm er i forhold til acrotelmen op til 1.000 gange langsommere. Vandets afløb sinkes af den sammenpressede tørv, som findes ned gennem tørvelegemet, og vandet optages endvidere af *Sphagnum*arternes hyalinceller. Vandtilbageholdelsen samt de rigelige nedbørsmængder bevirker dannelsen af et sekundært vandspejl. Dette vandspejl ligger over grundvandspejlet og er essentielt for højmoservegetationen, der er afskåret fra grundvandet (Streefkerk & Casparie, 1989; Vinter, 1991; Lindsay, 1995).

Vandbalancen i højmosen kan udtrykkes ved følgende ligning:

$$P-E-R-L-D = \Delta W$$

P er mængden af nedbør, E er overfladefordampning, R er overfladeafløb, L er horisontal vandnedsivning i tørven, D er vertikal vandnedsivning og ΔW er vanddepotet i højmosen set over en årrække. Højmosens vandbalance skal ses som et samlet hydrologisk system, hvor hver faktor påvirker hele systemet (Streefkerk & Casparie, 1989; Brooks & Stoneman, 1997).



Figur 4.3. De forskellige vandstrømme i henholdsvis en lavmose og en højmose. Tegningen til venstre illustrer en mose, som forsynes med vand via grundvandet samt nedbøren (se pile ved U og P), mens højmosen på tegningen til højre alene forsynes via nedbøren (se pil ved P). Kilde: Streefkerk og Casparie (1989).

De to vigtigste faktorer for højmosens vandudskiftning er nedbøren (P) og fordampningen (E). Fordampning fra højmosefladen vurderes at være omkring 600 mm årligt for danske højmoser, hvilket betyder, at der årligt skal falde ca. 700-800 mm nedbør for at vandbalancen kan opretholdes i højmoserne (Streefkerk & Casparie, 1989).

Overfladeafløbet (R) samt den horisontal (D) og vertikal (L) vandnedsivning i tørven har også betydning for højmosens vanddepot, selv om den er væsentligt mindre end nedbør og fordampning. Overfladeafløbet fra en højmose med 750 mm nedbør repræsenterer en vandmængde på ca. 150-200 mm om året, og vandafløbet sker gennem tuerne og høljerne. Den vertikale og horisontale vandnedsivning sker via højmosens tørvelag. Vandnedsivningen er stærkt reduceret i tørvens nederste lag da porøsitet i tørven falder i takt med en øget tørvesammenpresning. Den horisontale vandnedsivning gennem tørven er mange gange større end den vertikale, men tilsammen udgør de begge kun en lille del af højmosens samlede vandudskiftning (Streefkerk & Casparie, 1989). Streefkerk og Casparie (1989) har på

baggrund af tidligere undersøgelser fundet, at den vertikale vandnedsivning udgør ca. 4-6 pct. af den vandmængde, som fordamper via højmosesoverfladen.

4.1.7 Dannelse af Højmoser

Dannelse af højmoser kan ske på to måder (Aaby, 1980 ifølge Vinter, 1991):

1. Tilgroning af søer (tilgroningsmoser)
 - A) Opfyldning
 - B) Overgroning
2. Tørvedannelse på frit eksponeret næringsfattigt substrat, hvor grundvandet er højtliggende (forsumpningsmoser)

Ved *tilgroningsmoser* kan skitseres to forløb: A) og B).

Begge tager udgangspunkt i en sø, der gror til. Typisk har søerne en lille eller ingen vandgennemstrømning samt en lav vandcirkulation.

Ved udviklingsforløb A) fyldes søen op med organiske og uorganisk materiale, og der dannes efterhånden en rørsump. Med tiden vil en kærvegetation indfinde sig, og på de mest næringsfattige områder af mosen vil *Sphagnum*arterne trives.

Udviklingsforløb B) kan kun ske i sure og næringsfattige søer. Ved dette udviklingsforløb gror *Sphagnum*arterne fx *Sphagnum fallax* ud over søen og med tiden vil søens overflade blive dækket. En såkaldt hængesæk⁴ er dannet. Efterfølgende akkumuleres de døde *Sphagnum*planter, og søen fyldes op. Efter flere tusinde år kan et op til flere meter tykt tørvelag være dannet (Aaby, 1980 ifølge Vinter, 1991; samtale Aaby, 2005).

Forsumpningsmoser adskiller sig ved at dannes, hvor højtliggende grundvand forårsager en tørvedannelse på den næringsfattige jordbund. Ifølge Aaby er dette primært et fænomen fra Vest- og Nordjylland, mens tilgroningsmoser primært forekommer i Østdanmark (Aaby, 1980 ifølge Vinter, 1991).

4.2 Højmosetyper

Som konsekvens af mange års forskellige tilgange til klassificeringer af højmoser (Moen, 1985; Lindsay et al., 1985), blev der på *The 6th International Mire Conservation Group Symposium, in Norway, 1994* formuleret en definition: "All bogs where the dome is created largely by peat growth alone, and the peat thickness exceeds any underlying variation in the terrain, be called raised bogs" (Lindsay, 1995:41).

⁴ Hængesække er ofte ekstrem- eller overgangsfattigkær. Begge naturtypers vegetation er grundvandsbetinget, og de adskiller sig fra højmoser ved bl.a. at have en række starrter samt græsser som ikke findes på højmoser fx Hirse-Starr, Hare-Starr og Fløjlsgræs. Dog kan hængesæksvegetationen findes udviklet i højmosers laggzone (Vinter, 1991).

I forbindelse med definitionen gives nogle retningslinier til en videre underkategorisering af højmoserne i såkaldt 'afgrænsede', 'uafgrænsede' og 'semi-afgrænsede' højmoser. (Lindsay, 1995). Dette afsnit vil beskrive de 'afgrænsede' højmoser, da disse er de eneste som forekommer i Danmark.

De 'afgrænsede' højmoser er karakteriseret ved at forekomme i lavlandsområder, samt ved at have en afgrænset, hvælvet kuppel af højmosetørv. Højmoserne er karakteriseret ved følgende forhold:

- Tørvelegemet er i tværsnit formet som en ellipse, med mere gradient⁵ i kanten end i centrum
- Bortset fra fattigkæret i laggzonen er den mest våde del at finde på de højeste dele dvs. i midten af højmosen
- Hvælvingen er udelukkende produceret af tørv, og skyldes ikke eller i meget ringe udstrækning det underliggende terræn
- Hvælvingen overlejrer i større eller mindre grad aflejringer af kærtørv
- Vandspejlet i kanten af en højmose er koblet til grundvandet, den blandede hydrologi giver ophav til fattigkær (laggzonen) som omgiver hvælvingen
- Hvælvingen ligger typisk i et ikke tørvedækket landskab (landbrugsland) (Lindsay, 1995; Risager, 1998a)

Ifølge Lindsay (1995) kan de 'afgrænsede' højmoser inddeles i fire højmosetyper: 1) koncentriske, 2) plateau-, 3) åløbs- og 4) bassinhøjmoser. Kategoriseringer baseres på højmosernes hydrologi, topografi og udviklingsforløb (Lindsay, 1995).

Koncentriske højmoser

Den koncentriske højmose er karakteriseret ved et kuppelformet tørvelegeme, hvor højmosefladen hælder fra midten og ud mod randen. Tue-højlestrukturen er orienteret i cirkler med centrum i højmosefladens midte, som er den mest våde del af højmosen. Navnet 'koncentrisk' skyldes det overflademønster, der dannes af højlerne (Lindsay, 1995; Risager, 1998a). Ifølge Bent Aaby forekommer de koncentriske højmoser ikke i Danmark, da vinternedbør ikke giver en tilstrækkelig høj forårs- og efterårsvandstand (Korresp. Risager, 2005). Men det kan imidlertid ikke afvises at der tidligere har forekommet koncentriske højmoser i Danmark (Korresp. Risager, 2005).

⁵ En gradient kan defineres som: "The rate of decrease (or increase) of one quantity with respect to another." (Libes, 1992:697). Overgangen fra tue til højle er et eksempel på en gradient. Her forandres vegetations-sammensætningen primært som følge af vandstandsændringer.

Plateauhøjmoser

Plateauhøjmoser er karakteriseret ved en højmosekuppel formet som en flad ellipse. Placeringen af tuer og høljer er uden orientering i relation til mosens form eller overfladehældning. Den centrale del af højmosefladen er stort set uden hældning, mens der ved kanten (randen) vil være en distinkt hældning. De fleste danske højmoser har i dag karakter af plateauhøjmose, fx Holmegårds Mose (Lindsay, 1995; Risager, 1998a).

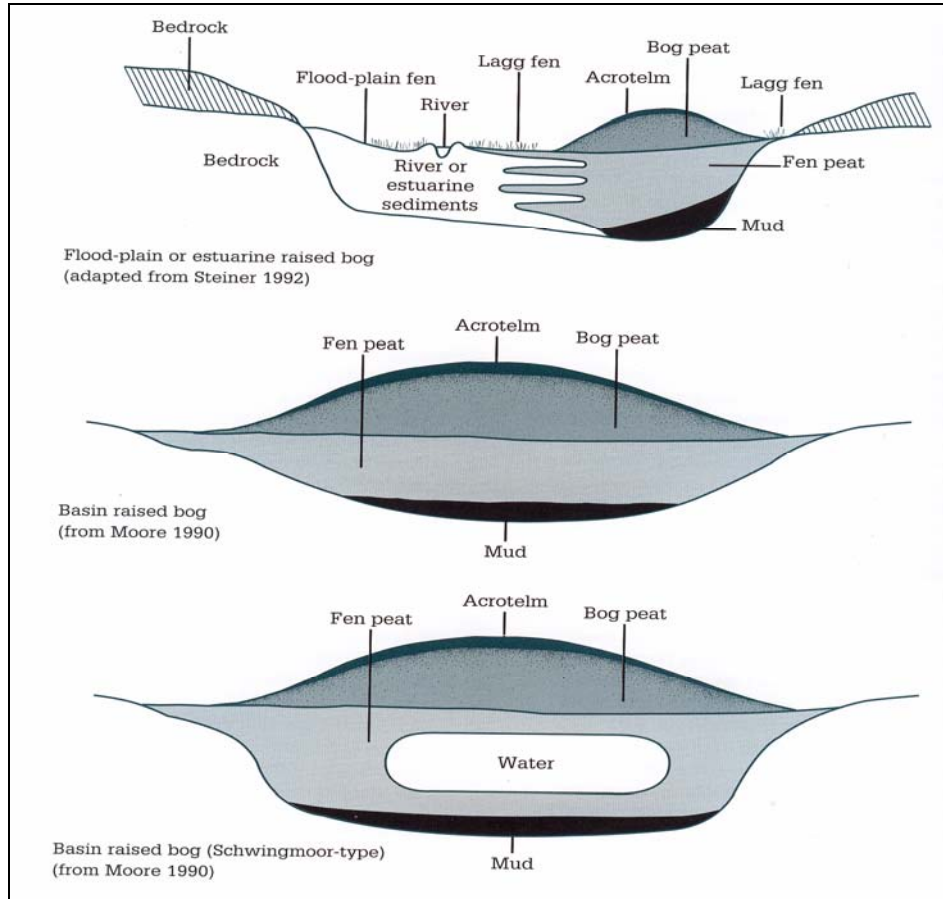
Åløbshøjmoser

Åløbshøjmoser dannes typisk ved flodlejer eller på brinken af tidligere åløb. Perioden for tørrevækst er typisk kortere end for de andre nævnte højmosetyper. Sønderhale Mose, der er dannet ud over en sø med tilløb og fraløb via en å, er det eneste danske eksempel på en sådan højmose (Lindsay, 1995; Risager, 1998a).

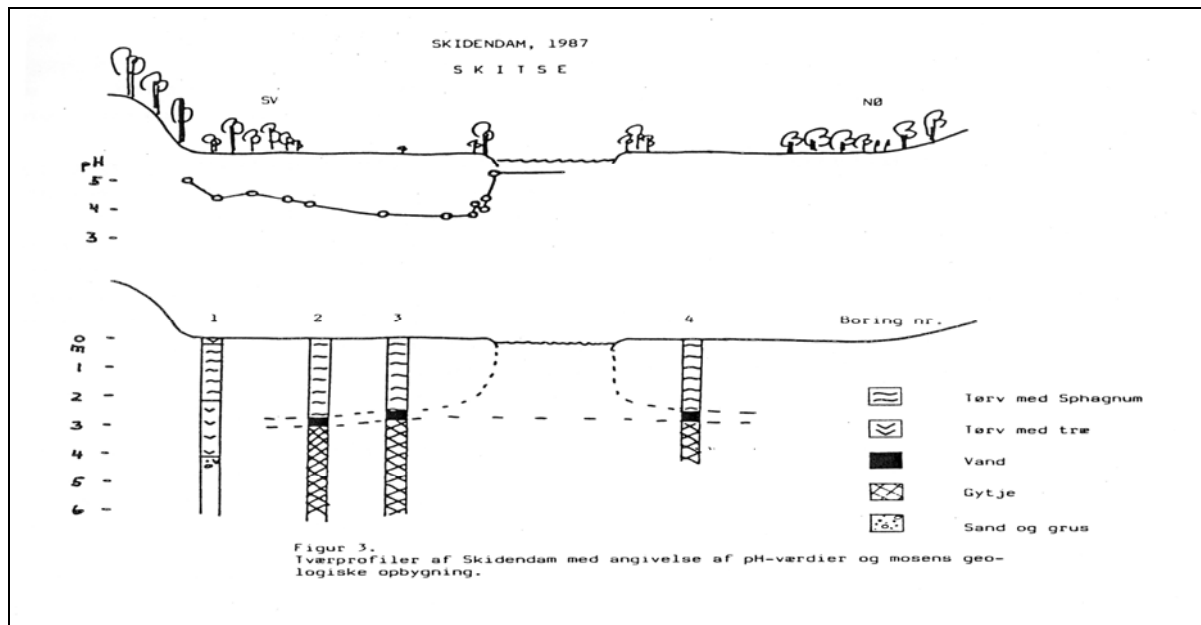
Bassinhøjmoser

Bassinhøjmoser dannes ved tilgroning med *Sphagnum*arter ud over dybe søer eller dødishuller. Ofte har højmosen udviklet sig fra en hængesæk med kærvegetation, og udviklingsforløbet kan konstateres ved en ofte bred laggzone samt et vandbassin under højmosetørven (se figur 4.4).

Skidendam er et eksempel på en hængesæk, der er på vej til at blive en bassinhøjmose (Risager, 1998a). Højmosen har på nuværende tidspunkt en bred randzone med fattigkærsvegetation, og i midten findes en sø med forbindelse til grundvandet. I en dybde af 3 meter strækker søen sig ind under et flere meter tykt tørvelag (se figur 4.5) (Aaby, 1987).



Figur 4.4. Øverst en åløbshøjpose. Nederste to Bassinhøjmoser med og uden vandbassin. Kilde: Lindsay (1995).



Figur 4.5. Tværsnit af Skidendam. Øverste ses pH, der stiger ved søkanten og ude mod randzonen. Nederste ses tørvens sammensætning samt søens 'vandtunge' inde under højmosetørv. Kilde: Aaby (1987).

4.3 Succession og konkurrence

Planternes tilstedeværelse og vegetationens sammensætning er betinget af en række forhold. Først og fremmest skal en plante være i stand til at nå en given lokalitet via forskellige former for spredning. Dernæst skal den kunne tilpasse sig lokalitetens forhold og de ressourcer, der findes. Sidst men ikke mindst skal planten kunne modstå konkurrence fra andre planter samt eventuelle rovdyr og parasitter (Begon et al., 1996:692). De nævnte forhold ændres over tid, og er medvirkende til de ændringer, som finder sted i plantesamfundet.

Nogle forandringer i plantesamfundet er en cyklus koblet til årstidens variation, mens andre, herunder succession, er af en mere permanent karakter. Begon et al. (1996) har formuleret følgende definition på succession: "*The non-seasonal, directional and continous pattern of colonization and extinction on site by species population*" (Begon et al. 1996:692, kursiv i original).

Højmosen betragtes som et klimaksstadie i successionsudviklingen. Det er påvist, at tuer har haft samme placering i Draved Mose i mere end 2.500 år og at højmosen har eksisteret i ca. 5.500 år (Ovesen & Søgård, 1993). Udviklingen af de fleste kær i Danmark vil dog sandsynligvis gå mod skov, og kun egentlige fattigkær af hængesæktypen kan antageligt udvikles mod højmosestadiet (Ovesen & Søgård, 1993). Dræning og øgede kvælstofdepositioner kan imidlertid bevirke, at højmoserne gror til i krat og skov.

I forbindelse med succession er det væsentligt at skelne mellem 'autogen' og 'allogen' succession. Autogen succession er betinget af biologiske processer, hvor plantesamfundet og dets omgivelser forandres som følge af et dynamisk samspil, fx når plantearter invaderer et område med vulkanjord, og bevirker at næringsbetingelser ændres, så andre arter kan leve der. Allogen succession er ændringer i plantesamfundet som resultat af eksterne påvirkninger. Ændringerne sker her som en konsekvens af ændringer i omgivelserne, fx øget kvælstofdepositioner eller dræning (Begon et al., 1996:694-703).

I forbindelse med autogen succession formulerede Connell og Slayter i 1977 tre successionsforløb som er betinget af forskellige underliggende mekanismer. Første forløb, 'facilitation', er karakteriseret ved en invasion af arter, der er særligt gode til at kolonisere de ofte meget næringsfattige betingelser. Disse arter vil ændre de abiotiske forhold fx via henfald og kompostering, sådan at andre arter kan vokse i området. Med tiden vil de sidst tilkomne arter udkonkurrere de først tilkomne, fx ved bortskygning. Det andet forløb, 'tolerance', er et forløb, hvor forholdene på lokaliteterne er sådan, at en række forskellige arter kan etablere sig. De først tilkomne arter har en meget lille effekt på de senere tilkomne arter, og med tiden vil de sidst tilkomne udkonkurrere de først tilkomne.

Det sidste forløb 'inhibition', adskiller sig fra de to tidligere forløb ved, at de først tilkomne arter gennem konkurrence gør det svært for andre arter at etablere sig. Nye arter kan derfor

først etablere sig, når de først tilkomne arter er døde, fx ved forstyrrelser som brand eller invasion af planteædere (Begon et al., 1996:704-705).

Planternes forskellige konkurrencestrategier er afgørende for deres overlevelse. John Philip Grimes publicerede i 1974 et klassifikationssystem med tre strategier til planternes overlevelse i forskellige miljøer (Begon et al., 1996:270-271, 706-707; Bruun & Ejrnæs, 1998:78). Den ene strategi benævnes C-strategien (competition) og benyttes af planter som konkurrerer ved at have en stor vækst i stabile og ressourcerige miljøer.

Flere højmosefremmede arter, som Blåtop, Bølget Bunke og *Sphagnum fallax*, er sådanne planter, da de ved øgede mængder tilgængeligt kvælstof hurtigt er i stand til at sprede sig og vokse på højmosefladen (Korresp. Risager, 2005).

Den anden strategi kaldes S-strategien (stress), og benyttes af planter i stabile men ressourcefattige miljøer. Her er evnen til at overleve under meget ressourcefattige betingelser det afgørende konkurrenceparameter. Flere *Sphagnum*arter er tilpasset denne strategi bl.a. ved at kunne optage kvælstof fra atmosfæren modsat mange karplanter.

Endeligt er der R-strategien (ruderal), som benyttes af planter, der er tilpasset ustabile og ressourcerige miljøer. Disse planter har en hurtig reproduktion, og kan hurtigt sprede sig i nye områder.

4.4 Næringsstofftilførsel og højmoservegetation

Fra naturens hånd er biologisk anvendeligt kvælstof en mangelvare, der er livsnødvendig for dyr og planter (se tekstboks 4.1). Derfor har planter tilpasset sig et liv med kvælstof som en begrænsende faktor. Når kvælstofmængden stiger, er de fleste planter imidlertid i stand til at øge deres vækst. Nogle arter er dog bedre end andre, og disse vil med tiden udkonkurrere de arter, der typisk er tilpasset til områder med begrænsede kvælstofmængder (Bak et al., 1999).

Kvælstof og fosfor er to grundstoffer, som er livsnødvendige for både dyr og planter. Kvælstof forekommer i uorganisk form som bl.a. ammoniak (NH_3), ammonium (NH_4^+), nitrat (NO_3^-) og frit kvælstof (N_2), mens fosfor bl.a. findes som fosfat (PO_4^{3-}). Planterne optager fosfor og kvælstof i deres væv, og bruger det til vækst. Først ved planternes nedbrydning frigives og omsættes det organisk kvælstof og fosfor til uorganisk kvælstof og fosfor, som så igen kan optages af planter (Agger et al., 2002).

Tekstboks 4.1. Kvælstof og fosfor i forskellige kemiske forbindelse. Kilde: Agger et al. (2002).

Malmer et al. (1994) påpeger, at højmosens struktur med tuer og høljer er stærkt afhængig af såvel karplanter som *Sphagnum*arter. *Sphagnum*arterne er i kraft af deres store vandtilbageholdelseskapacitet væsentlige for karplanterne, og karplanterne er i kraft af deres vedstruktur, som former tuer og høljer, væsentlige for *Sphagnum*arterne. Forholdet mellem karplanter og *Sphagnum*arter er imidlertid sjældent i ligevægt, og ændringer i de abiotiske

forhold, fx mængden af tilgængeligt kvælstof, kan hurtigt ændre konkurrenceforholdet og bringe højmosen ud af sin økologiske balance.

Undersøgelser foretaget i Gråbjerg Mose af Hansen og Madsen (1981) viste ved sammenligning med data fra 1957, at en øget middelhøjde samt dækningsgrad af Dun-Birk kan medvirke til en ændring af forhold med betydning for højmosevegetationens sammensætning. Forskellige faktorerers betydning for plantearternes dækningsgrad blev undersøgt, herunder konkurrencen fra de tre mest dominerende arter samt lys, vandmætning og densitet af jorden. Som det fremgår af tabel 4.1 skyldtes ændringen i de forskellige plantearters vegetationsdække ikke ét, men flere forskellige forhold (Hansen & Madsen, 1984).

	Change in cover	Index of change	Correlated factors
<i>Empetrum nigrum</i>	Increase > Decrease	40	Light, water, bulk density
<i>Molinia coerulea</i>	Increase	24	
<i>Erica tetralix</i>	Increase > Decrease	7	
<i>Calluna vulgaris</i>	Decrease > Increase	22	Bulk density
<i>Sphagnum magellanicum</i>	Decrease > Increase	27	
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Decrease > Increase	19	
<i>Sphagnum nemoreum</i>	Decrease > Increase	15	Light
<i>S. rubellum</i>	Decrease > Increase	15	
<i>Pleurozium schreberi</i>	Decrease > Increase	17	
<i>Aulacomnium palustre</i>	Decrease > Increase	9	Light, <i>Empetrum</i> <i>Molinia</i> , <i>Empetrum</i>
<i>Eriophorum vaginatum</i>	Increase = Decrease	15	Light, water, bulk density
<i>E. angustifolium</i>	Increase = Decrease	15	
<i>Sphagnum recurvum</i>	Increase = Decrease	24	
<i>Andromeda polifolia</i>	Increase = Decrease	4	Bulk density
<i>Drosera rotundifolia</i>	Increase = Decrease	5	
<i>Oxycoccus palustris</i>	Increase = Decrease	16	

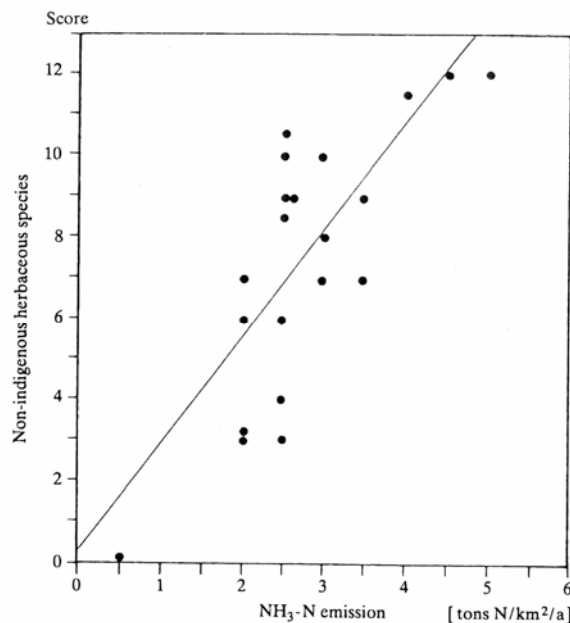
Tabel 4.1. Ændringen i dækningsgrad af arter fundet i henholdsvis 1957 og 1981. Kolonnen til højre viser faktorer med betydning for ændringerne i arternes dækningsgrad. Kilde: Hansen og Madsen (1984).

I følge Malmer og Wallén er der ingen tvivl om, at selv forholdsvis lave atmosfæriske kvælstofdepositioner ændrer højmosevegetationen med hensyn til vækstrate, nedbrydnings-hastighed samt arternes sammensætning og diversitet. Der er dog ofte tale om et samspil af mange forhold med betydning for højmosevegetationen fx dræning, tørvelagets kemiske sammensætning, forskellige mosetyper og dækningsgraden af *Sphagnum*arter. De mange faktorer komplicerer vurderingen af kvælstofdepositionernes betydning som enkeltstående faktor, og derfor bør de andre elementer også indgå i en vurdering af den enkelte lokalitet (NN, 1995).

Harri Vansander (1982; 1984) undersøgte i perioden fra 1977 til 1982 plantediversiteten og plantebiomassen på en højmose i det sydlige Finland. Højmosen blev inddelt i et urørt, et drænet og et drænet/gødsket område. Undersøgelsen viste et fald i den samlede artsdiversitet

på det drænede samt det drænede/gødskede område sammenholdt med det urørte område. *Sphagnum*arternes dækningsgrad gik tilbage, mens dækningsgraden for dværgbuske og træer blev større. Biomassen og biomasseproduktionen steg i det drænede samt det drænede/gødskede område, og var størst i de øverste og mellemste vegetationslag, hvor dværgbuske og træer fandtes. Biomassen af det nederste vegetationslag blev reduceret, da det nederste vegetationslag blev skygget ud af de ovenfor voksende vegetationslag med dværgbuske o.l.

Aaby (1994) peger også på dræning og gødskning som to væsentlige forhold for vegetationsændringer på højmoser. Arealet af mange højmoser er blevet reduceret og udgravet i en sådan grad, at vandstandsniveauet er sænket. Aaby har samtidigt påvist en positiv korrelation mellem antallet af ikke-hjemhørende plantearter på 21 danske højmoser og mængden af ammoniakemissioner (se figur 4.6). Fælles for de ikke-hjemmehørende arter observeret på højmoserne er, at de kommer fra miljøer med et højere næringsstofniveau (Aaby, 1994).



Figur 4.6. Antal af ikke-hjemmehørende plantearter på højmosen som funktion af ammoniakfordampning i tons N/km²/år. Kilde: Aaby (1994).

At den kritiske kvælstofbelastning er afhængig af de lokale forhold er også påvist af Aerts et al. (1992), som i 1990 undersøgte *Sphagnum balticum* og *S. magellanicum* på henholdsvis en lavt kvælstofbelastet nordsvensk højmose og en højt kvælstofbelastet sydsvensk højmose.

På hver af de to højmoser blev der udlagt prøvefelter (20*20 cm). Prøvefelterne blev enten tilført høje eller lave mængder kvælstof eller fosfor⁶. Undersøgelsen viste at *Sphagnum balticum* på den nordsvenske højmose havde øget vækst ved høj kvælstoftilførsel, mens *S. magellanicum* på den sydsvenske højmose havde øget vækst ved høje fosfortilførsler (Aerts et al., 1992).

Resultatet indikerede, at fosfor var den begrænsende vækstfaktor for *Sphagnum*arterne i den kvælstofbelastede sydsvenske højmose, mens kvælstof var den vækstbegrænsende faktor for *Sphagnum*arterne i den ikke-kvælstofbelastede nordsvenske højmose. *Sphagnum*arter, der var vækstbegrænsede på grund af mangel på fosfor, kunne i en vis udstrækning akkumulere den tilførte kvælstoffet i vævet. Men et 'mætningspunkt' blev nået, og ved høje kvælstoftilførelser blev 53 pct. af kvælstoffet ikke optaget og i stedet udvasket i tørvelaget (Aerts et al., 1992). Store kvælstoftilførsler kan derved forbedre vækstbetingelserne for en række karplanter, da *Sphagnum*arterne ikke er i stand til at optage den tilførte kvælstof.

4.5 Dræning og højmosevegetation

En sænkning af det sekundære vandspejl i højmosen som følge af tørke, tørvegravning eller dræning kan ændre mængden af frigivet næringsstof fra højmosetørven. *Sphagnum*arterne er i stand til at optage fosfor og kvælstof fra atmosfæren, mens mængden af tilgængeligt kvælstof og fosfor til karplanter er begrænset til den mængde, som *Sphagnum*arterne ikke optager, eller den mængde, som frigives ved mineralisering af højmosetørven.

Ved et fald i højmosens sekundære vandspejl øges iltning og derved mineraliseringen af det ikke-vandmættede tørvelag. Mineraliseringen øger frigivelsen af kvælstof og fosfor i tørven, til fordel for en øget vækst af karplanterne. Karplanterne er med deres rødder langt ned i højmosetørven mindre påvirkelige overfor ændringer i vandstandsniveauet, hvorimod *Sphagnum*arternes vækst hurtigere bliver begrænset (Malmer et al., 1994).

4.6 Kvælstofdeposition og tålegrænser

I arbejdet med at opfylde de internationale konventioner og direktiver til begrænsninger af den grænseoverskridende luftforening er der udarbejdet et sæt af retningslinjer og metoder til at fastsætte mål for emissionsreduktioner baseret på miljømæssige målsætninger (Bak et al., 1999).

En af retningslinierne til fastsættelse af tålegrænser for kvælstofbelastning lyder således: "A quantitative estimate of an exposure to deposition of N as NH_x and/or NO_y below which empirical detectable changes in ecosystem structure and function do not occur according to present knowledge" (NN, 1995:10).

⁶ Prøvefelterne blev tilført enten lave mængder kvælstof (20 kg/ha/år) eller høje mængder kvælstof (40 kg/ha/år) eller lave mængder fosfor (2 kg/ha/år) eller høj mængder fosfor (4 kg/ha/år).

Retningslinien for den kritiske kvælstofbelastning bygger på tre forudsætninger.

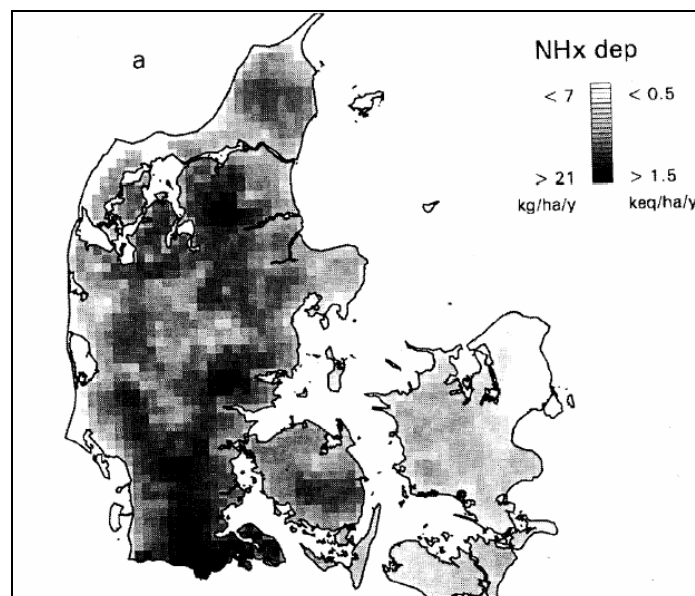
1. En biologisk indikator som en organisme (planter, svampe, dyr) eller population, der ønskes beskyttet eller anvendes til at indikere status af økosystemet
2. Et kemisk kriterium som en parameter, der resulterer i en skadelig effekt på den biologiske indikator
3. En kemisk grænseværdi som den værdi for et kemisk kriterium, hvorunder der ikke sker nogen signifikant skade på de biologiske indikatorarter (NN, 1995:10-11; Bak et al., 1999)

Metoden ses ifølge Bak et al. (1999) som meget fleksibel, idet der kan vælges, hvad der er væsentligt at beskytte i de forskellige naturtyper. Men det betyder også, at tålegrænsen bliver afhængig af hvilke og hvor mange organismer, der vælges. Arters følsomhed overfor fx kvælstofbelastning kan være meget forskellig, og valg/fravalg eller fund/ikke-fund af bestemte arter kan derved have stor betydning for, hvordan en lokalitets tålegrænse bliver vurderet. Det er samtidigt meget forskelligt, hvor hurtigt organismene reagerer på skadelig kvælstofdepositioner. Flere organismer har en såkaldt 'forsinket respons', hvor organismene i kraft af deres bufferkapacitet først bukker under år efter at de skadelige påvirkninger er begyndt (Bak et al., 1999).

Internationalt har man fastsat tålegrænsen for kvælstofdeposition på højmoser til 5-10 kg N/ha/år (Bak, 1996). Til fastsættelse af den nationale tålegrænse for vegetationen i Danmark blev der i 1992 nedsat et ekspertpanel⁷. På baggrund af observationer og feltundersøgelser af vegetationssammensætning og kvælstofdepositioner i Danmark anbefalede eksperterne en foreløbig tålegrænse for kvælstofdepositioner på 5 kg N/ha/år for højmoser (Bak, 1996).

Den gennemsnitlige danske kvælstofdeposition på højmoser er faldet fra 21 kg N/ha/år i 1980'erne til ca. 15 kg N/ha/år i 1996. Lokalt svinger kvælstofdeposition imidlertid fra 8 kg N/ha/år i områder af Nordsjælland til over 100 kg N/ha/år i dele af Sønderjylland (se figur 4.7), og gennemsnitsberegningerne giver derfor et dårligt billede af situationen lokalt (Bak et al., 1999; Bak, 2001). Der er samtidigt stor usikkerhed forbundet med beregningerne af såvel kvælstofemissioner, kvælstofdepositioner samt tålegrænser. Nye beregninger har vist, at kvælstofdepositioner på danske højmoser er væsentlige højere, og at Skidendam udsættes for kvælstofdepositioner på 17,13 kg N/ha/år, mens Holmegårds Mose belastes med 21,36 kg N/ha/år (Risager, 1998b).

⁷ KU., v/ Ib Johnsen og Ulrich Søchting; ÅU., v/Simon Lægård og Hans Henrik Schierup; FSL., v/Lennart Rasmussen; Nationalmuseet, v/ Bent Aaby; Hedeselskabet, v/ Jan Thor Clausen.



Figur 4.7. Beregnet deposition af NH_x i Danmark i kg N/ha/år. Kilde: Bak (1996).

Deposition af ammoniak/ammonium (NH_x) er en af de største kilder til eutrofiering af den terrestriske natur i Danmark. 51-89 procent af den totale ammoniak/ammonium-deposition stammer fra danske emissioner, hvoraf 99 procent kommer fra det danske landbrug. 20-60 procent⁸ af ammoniak/ammonium-emissioner deponeres i en afstand af 0 til 2 km fra kilden, og behov for bufferzoner imellem landbruget og de mest eutrofieringssårbare naturområder i Danmark er derfor nødvendig (Bak et al., 1999). De regionale og lokale bidrag af kvælstofdeposition udgør i gennemsnit knap halvdelen af den samlede kvælstofdeposition i Danmark. Kvælstofdepositionerne skyldes primært emissioner fra punktkilder som stalde og gødningsbeholdere samt udbragt husdyrgødning (Wilhelmudvalget, 2001). Størrelsen af kvælstofdepositionerne aftager ved øget afstand til punktkilden. Tæt på en punktkilde kan depositionen være 120 kg N/ha/år, mens den ved en afstand på 100 meter typisk vil udgøre 30 kg N/ha/år. Ved en afstand på 300 meter vil depositionen fra en punktkilde være nede på nogle få kg N/ha/år. I en afstand på 400-500 meter er belastningen under 1 kg N/ha/år, men dertil skal lægges en baggrundsbelastning på ca. 8 kg N/år/ha, som vil eksistere selv om hele det danske landbrug blev nedlagt. Wilhelmudvalget (2001) anbefaler en bufferzone på 300 meter til de følsomme naturtyper i Danmark, herunder højmoser.

⁸ Størrelsen af kvælstofdeposition er bl.a. afhængig af jordoverfladens ruhed samt vegetationens højde.

Kapitel V

En vegetationsundersøgelse kan foretages på mange niveauer og med forskellig detaljeringsgrad. Fly- eller satellitfoto er en af de metoder, der kan benyttes til at få et overordnet indblik i et områdes vegetationssammensætning (Brooks & Stoneman, 1997). Fotos kan sættes sammen med andre informationer for en given lokalitet og på den måde give hurtig, ressourcebesparende viden om vegetationen. Men fotos kan sjældent stå alene, specielt hvis der ønskes et kendskab til bestemte plantearters udvikling i et område. Her er det nødvendigt med egentlige feltobservationer. Feltobservationer kan i detaljeringsniveau gå fra en ekstensiv sondering af naturtypen til en minutøs kortlægning af en eller flere plantearters dækningsgrad. Det følgende kapitel har til formål at give en teoretisk oversigt over almindeligt anvendte metoder til feltstudier af plantesamfund. Til grund for kapitlet ligger primært R. K. Øklands “Sommerfeltia supplement 1” fra 1990.

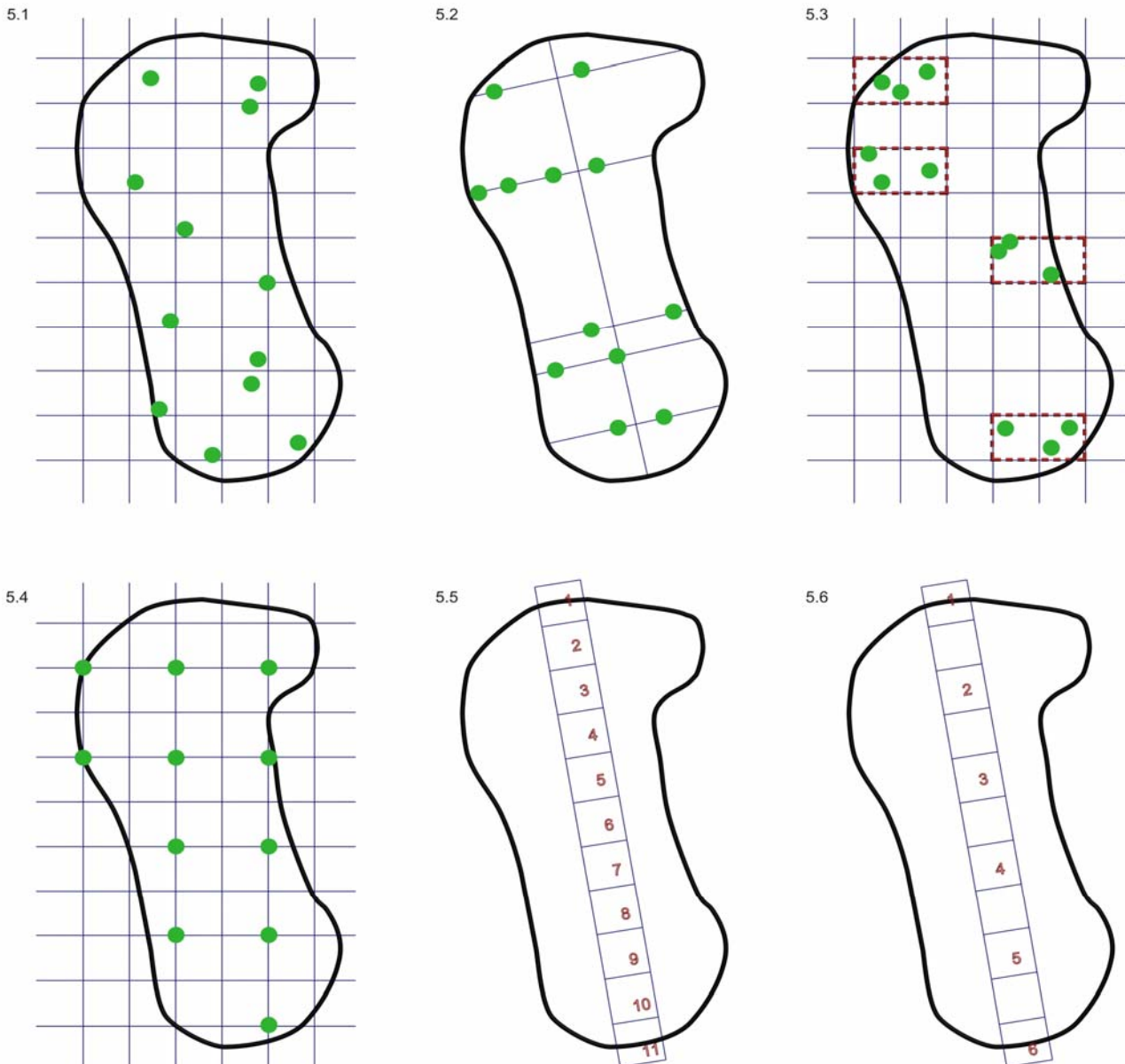
5.1 Udlægning af prøvefelter

Plantevegetationen har forskellig udbredelse afhængig af årstiden. Dette forhold bør man være opmærksom på i forbindelse med udarbejdelse af vegetationsundersøgelser, som indgår i tidsserier. Derfor bør gentagne undersøgelser foretages på samme tidspunkt af året.

Når der skal foretages en vegetationsundersøgelse på en lokalitet, er det væsentligt at gøre sig overvejelser omkring, hvor homogent det pågældende område er. Homogenitet skal i denne forbindelse forstås som en forekomst af planter, hvor de enkelte plantearter er ligeligt fordelt over hele området. Hvis et område er meget uhomogent og fx omfatter forskellige naturtyper, er det væsentligt at holde sig for øje, hvordan undersøgelsen skal designes for at tilgodese dette. En løsning kan være at dele undersøgelsen op, således at hver naturtype undersøges adskilt. Ved design af en vegetationsundersøgelse på en højmose er det fx nødvendigt at beslutte, hvorvidt undersøgelsen alene skal omfatte den egentlige højmoseoverflade, eller hvorvidt den omliggende rand og laggzone tillige skal inddrages i undersøgelsen.

Selv hvis forskellene er mindre udtalte, er det væsentligt at være opmærksom på, hvilken betydning udlægning af prøvefelter har for en karakteristik af området. Tue-højlerelief på en højmose er et godt eksempel på en vegetation, hvor forskelle i plantesamfund er så udtalte, at der mellem tue og højle er tale om en uhomogen vegetation (Økland, 1990:80).

Valg af strategi til udlægning af prøvefelter er væsentlig for den indsamlede datas udsagnskraft for det pågældende område. Udlægges prøvefelter ikke på baggrund af objektive overvejelser, fx tilfældigt eller systematisk, kan man ikke være sikker på, at undersøgelsen er repræsentativ for det undersøgte område.



Figur 5.1-6. Forskellige metoder til udlægning af prøvefelter. Figur 5.1. Tilfældig sampling (12 prøvefelter); prøvefelterne udlægges tilfældigt, fx ud fra koordinatsæt. Figur 5.2. Stratificeret tilfældig sampling (12 prøvefelter); en baseline placeres på langs af undersøgelsesområdet, vinkelrette linier placeres tilfældigt langs baselinen, og prøvefelter placeres tilfældigt på de vinkelrette linier. Antallet af prøvefelter er proportionalt med længden af de vinkelrette linier. Figur 5.3. Stratificeret tilfældig sampling (12 prøvefelter); fire blokke af ens størrelse placeres tilfældigt inden for undersøgelsesområdet. I hver blok udlægges 3 prøvefelter. Figur 5.4. Systematisk sampling (11 prøvefelter) i et todimensionalt net. Figur 5.5 Systematisk sampling (11 prøvefelter) i et lukket transekt. Figur 5.6. Systematisk sampling (6 prøvefelter) i et åbent transekt. Kilde: Økland (1990:73).

Tilfældighed i udlægning af prøvefelter er her af afgørende betydning. Der kan sondres mellem *tilfældig sampling*, *stratificeret tilfældig sampling*, *systematisk sampling* og *ikke-tilfældig sampling*.

Ved ikke-tilfældig sampling udlægges prøvefelterne alene ud fra subjektive vurderinger. Fordelen ved denne metode er, at det er muligt at undersøge netop det, som der findes interessant ved det undersøgte område. En af ulemperne ved metoden er en risiko for

cirkelslutninger: “vegetation used as indicator of ecological conditions, samples placed accordingly, and species distributions along the assumed gradients considered as if the underlaying gradients were documented.” (Økland, 1990:74).

5.1.1 Tilfældig sampling

Ved ‘tilfældig sampling’ udlægges målepunkter tilfældigt inden for det undersøgte område, fx ved tilfældig udvælgelse af koordinator (figur 5.1). Fordelen ved helt tilfældig udlægning af målepunkter er fra et statistisk synspunkt, at den indsamlede data ikke har nogen begrænsninger i forhold til statistisk testning.

Økland anfører en række generelle kritikpunkter af tilfældig sampling:

- 1) Tilfældig sampling har en tendens til at føre til meget omfattende data om nogle få, hyppigt forekommende arter, hvorimod mere sjældne arter er sjældent forekommende eller mangler helt i dataet.
- 2) Meget tid anvendes på at indsamle overflødig information.
- 3) Ofte findes de sjældneste økologiske faktorer kombineret med gradientekstremer. Tilfældig sampling fører derfor til en overflødig indsamling af data om forhold midt i gradienten.
- 4) Såfremt der ikke udlægges et meget stort antal af prøvefelter, vil der være en tendens til at prøvefelterne ikke udlægges ligeligt over hele området, men derimod ‘klumper’ sammen i nogle områder, hvilket medfører en uens dækning af det undersøgte område.
- 5) Det tager ofte meget tid at placere prøvefeltet i felten (Økland, 1990:74-75).

Øklands kritik er skrevet før GPS-udstyr blev almindeligt anvendt. Selv ved anvendelse af GPS-udstyr kan det være vanskeligt præcist at lokalisere/genfinde det udlagte punkt.

De fem gennemgåede punkter er ifølge Økland væsentlige problemstillinger, der også har relevans for de andre metoder til udlægning af prøvefelter. De forskellige samplingsmetoder vil derfor blive diskuteret op mod disse fem forhold.

5.1.2 Stratificeret tilfældig sampling

En del af problemerne ved tilfældig sampling kan søges afhjulpet ved at begrænse tilfældigheden af udlægning af prøvefelter. Økland beskriver to måder, hvorved dette kan gøres. I den ene variant udlægges en baseline på langs af det undersøgte område. Vinkelret ud fra denne baseline udlægges tilfældigt en række linier, og på disse tværgående linier udlægges tilfældigt en række prøvefelter (figur 5.2). Ifølge Økland afhjælpes problem 1-3 ikke ved denne metode. Til gengæld kan metoden reducere problemet med at prøvefelterne klumpes sammen (problem 4), og udlægning af prøvefelter i felten (problem 5) gøres nemmere (Økland, 1990:75).

I den anden variant af stratificeret tilfældig sampling udlægges en række blokke tilfældigt inden for det undersøgte område. Ved en blok forstås et afgrænset område, fx et 5*5 meter kvadrat. Inden for hver blok udlægges herefter et ens antal af prøvefelter tilfældigt (figur 5.3). Formålet med denne metode er ligeledes at nedbringe risikoen for at prøvefelterne klumpes sammen i en del af det undersøgte område. Prøvefelterne klumpes til gengæld sammen inden for de udlagte blokke, men dette problem kan afhjælpes ved at udvide blokkenes størrelse. Det er dog væsentligt at forhindre de enkelte blokke i at overlappe hinanden. Til sammenligning med den anden variant af stratificeret tilfældig sampling vurderer Økland, at det primært er med hensyn til problem 5, altså den praktiske udlægning af prøvefelter, at anvendelsen af blokke frem for baseline linie er hensigtsmæssig (Økland, 1990:76).

I stedet for at udlægge sådanne blokke tilfældigt, kan det undersøgte område inddeles i en række lige store prøvefelter, og inden for hver blok udlægges herefter et antal prøvefelter tilfældigt. Herved afhjælpes ifølge Økland alle fem problemer. Til gengæld betyder denne model også, at prøvefelterne udlægges mindre tilfældigt (Økland, 1990:76).

5.1.3 Systematisk sampling

Systematisk sampling omfatter metoder, hvor prøvefelter udlægges systematisk. Ved todimensional systematisk sampling inddeles det undersøgte område i et kvadratnet, og der, hvor kvadratnettets linier skærer hinanden, udlægges prøvefelter (figur 5.4). Således kan prøvefelter udlægges jævnt fordelt over hele det undersøgte område.

Prøvefelter kan alene udlægges i forhold til én dimension: en linie, som gennemskærer det undersøgte område. En sådan linie benævnes et transekt (eller linietransekt).

Transekter kan endvidere underinddeles i henholdsvis åbne og lukkede. I det lukkede transekt udlægges prøvefelterne således, at de enkelte prøvefelter ligger klods op ad hinanden (figur 5.5). I det åbne transekt udlægges prøvefelterne med indbyrdes lige stor afstand, men således at der er luft mellem de enkelte prøvefelter (figur 5.6).

Et lukket transekt kan med fordel anvendes, hvor der ønskes meget eksakt viden om en skarp gradient. Et åbent transekt er derimod typisk velegnet til at undersøge mindre skarpe gradienter. Gradienten fra hølje til tue er en skarp gradient. Hvis tue-højlegradienten ønskes undersøgt, vil det være hensigtsmæssigt at anvende et lukket transekt, således at hele overgangen i gradienten omfattes (Økland, 1990:76).

Hvad angår udlægning af endepunkter ved systematisk sampling har forskeren en vis valgmulighed til at placere begyndelses- og endepunkter. Dette gør sig særligt gældende ved placering af et transekt, hvor transektet kan placeres således, at endepunkter belyser gradientekstremer.

Todimensional systematisk sampling deler tilfældig samplings svagheder i forhold til problem 1-3, hvorimod problem 4 omkring fordeling af målepunkter løses, samt at udlægning af målepunkter (problem 5) er mindre tidskrævende. Ved udlægning af transekt kan der delvist kompenseres for problem 3, idet gradientekstremer kan inddrages i transektets endepunkter. Men jo længere et transekt, der er tale om, desto mindre betydning vil dette have (Økland 1990:78).

På baggrund af denne gennemgang af metoder til udlægning af prøvefelter, konkluderer Økland, at problemer forbundet med belysning af ekstremforhold på det undersøgte område kun kan afhjælpes ved at slække på kravet om tilfældighed ved udlægning af prøvefelter (Økland 1990:78).

5.2 Facon, størrelse og antal af prøvefelter

I Danmark er der en tradition for anvendelse af såkaldte raunkiærcirkler ved vegetationsundersøgelser. En raunkiærcirkel er konstrueret således, at den netop dækker 0,1 m². Der er tale om en cirkel med en radius på 17,8 cm. Det samme areal kan dækkes med et kvadrat på 31,6*31,6 cm.

Økland konkluderer, at selve faconen på prøvefeltet er uden betydning. Hvor faconen ikke er afgørende, så er størrelsen af prøvefelter derimod væsentlig. Valg af størrelse af prøvefelter bør være en afvejning mellem homogenitet og repræsentativitet (Økland, 1990:79).

I forhold til homogenitet bør så små prøvefelter som muligt vælges. Tages gradienten fra højle til tue som eksempel, så er der tale om en meget kraftig ændring af vegetations-sammensætningen over ganske kort afstand (ca. 40 cm). Økland vurderer, at hvert prøvefelt ikke bør spænde mere end 5-10 cm (Økland, 1990:81). Jo større de enkelte prøvefelter er, desto større variation vil det enkelte prøvefelt omfatte. I forbindelse med overgang fra tue til højle vil dette indebære, at data om den fine gradient bliver 'mudret til'.

For at sikre en undersøgelses repræsentativitet bør så store prøvefelter som muligt vælges. Ideelt vil det være muligt på baggrund af ét prøvefelt at beskrive de økologiske forhold på hele lokaliteten. Jo større prøvefelter, som vælges, desto mere repræsentative vil de være for lokaliteten.

I NOVANA programmet udlægges en cirkel med radius på 5 meter (5-metercirkel) til opstilling af en floraliste for området, og et kvadratprøvefelt på 0,25 m² anvendes til at bestemme de enkelte arters dækning (se afsnit 7.9.1). Der findes ingen entydige vurderinger af, hvor store prøvefelter en undersøgelse bør omfatte, for at den kan betragtes som repræsentativ for et område.

Hvis det er muligt, anbefaler Økland (1990:84), at undersøgelser foretages i forhold til permanente plots, da det kan give værdifuld viden om et områdes udvikling at kunne genfinde præcis de samme punkter.

Ved udarbejdelse af tidsserier, der afspejler vegetationsudvikling over tid, findes to konkurrerende opfattelser. Økland taler for, at genetablering af prøvefelter på eksakt samme sted er væsentligt for at følge vegetationsudviklingen i det undersøgte område. Knud Erik Nielsen, som har været en af de drivende kræfter bag udvikling af den terrestriske del af NOVANA programmet, mener modsat, at det ikke er særligt væsentligt at kunne genfinde prøvefelternes placering. Nielsen mener, at det er vigtigt, at det samlede antal prøvefelter er tilstrækkeligt stort til, at der kan tegnes et repræsentativt billede af området (Samtale Nielsen, 2004).

Der findes ikke objektive kriterier til at vurdere, hvor mange prøvefelter, der som et minimum skal udlægges. Antallet af prøvefelter bør vælges i forhold til 1) den forventede variation i vegetationen og de økologiske forhold, 2) den anvendte metode til udlægning af prøvefelter, 3) størrelsen af prøvefeltet, 4) den ønskede repræsentation af forskellige gradienter eller vegetationstyper, og 5) tids og ressourcemæssige hensyn (Økland, 1990:83).

5.3 Metoder til at måle artsudbredelse

Der findes en række forskellige metoder, som kan benyttes til at vurdere den enkelte plantearts udbredelse inden for et prøvefelt.

Frekvensanalyse er i denne sammenhæng den simpleste metode, da det her alene bliver konstateret, om en given art er til stede eller ej inden for prøvefeltet. Herefter beregnes det, i hvor mange procent af prøvefelterne at dette gør sig gældende. Frekvensanalysens ulempe er, at den enkelte plantearts dækning af prøvefeltet ikke undersøges.

Frekvens i subplots. I denne metode deles selve prøvefeltet op i en række mindre felter (subplots), og frekvensen af de enkelte plantearters tilstedeværelse vurderes da i de enkelte subplots. Fordelen ved denne metode er, at den giver et meget præcist billede af fordelingen af de enkelte arter. Samtidigt hviler metoden ikke på subjektive vurderinger. Ulempen er dog, at det er en meget tidskrævende metode.

Dækningsgradsanalyse tager højde for den enkelte plantearts dækningsgrad. Her undersøges det, hvor stor en del af prøvefladen, der udgøres af hver enkelt planteart. En række forskellige kategorier for dækningsgradsundersøgelser har været anvendt gennem tiden fx Hult-Sernanderske dækningsgradsmetode, hvor prøvefladen inddeles i kategorierne 1: $< 1/16$; 2: $1/16-1/8$; 3: $1/8-1/4$; 4: $1/4-1/2$ og 5: $1/2-1$ (Petersen & Vestergaard, 1993). Problemet ved

anvendelse af dækningsgrader er, at det er et subjektivt skøn, hvor stor en procent, som faktisk er dækket.

Pinpoint. Pinpoint er en metode, hvor hvert enkelt prøvefelt enten systematisk eller tilfældigt undersøges ved, at en pind føres ned i prøvefeltet. Alle plantearter, som pinden rører ved, noteres. Udbredelsen af plantearter beregnes på baggrund af antal berøringer med pinden. Da arter kan være til stede uden at blive berørt af pinden, kan pinpoint-metoden suppleres med en opgørelse af de arter, som er til stede uden at berøre pinden. Fordelen ved pinpoint-metoden frem for vurdering af dækningsgrad er, at pinpoint-metoden er mindre subjektiv. Det kan dog ofte diskuteres, hvorvidt en plantearart rent faktisk rør ved pinden, særligt hvis det er nødvendigt at flytte de øvre vegetationenslag til side for at vurdere de nedre lag. Derved kan det blive nødvendigt at estimere, hvilke dele af det nedre plantedække, som rørte pinden, inden det øvre vegetationslag blev flyttet (Økland, 1990:85).

Planternes fysiske udformning spiller en væsentlig rolle for vurdering af de enkelte arters dækning. Således vil fx Tue-Kæruld og Smalbladet Kæruld qua deres lange blade blive ramt relativt mange gange i en pinpoint-undersøgelse i forhold til, hvor stor en del af prøvefeltet, de dækker.

5.4 Slitage af det undersøgte område

Ved design af vegetationsundersøgelser er det væsentligt at holde sig for øje, at selve undersøgelsen kan have en negativ virkning på det undersøgte område. I de fleste tilfælde vil der være tale om relativt små påvirkninger af området, men særligt i forbindelse med pinpoint-metoden kan de negative påvirkninger nå et vist niveau, især hvis der er tale om et højt antal af pinpoint-stik inden for et lille område.

En ulempe ved udlægning af linietranspekt er i denne forbindelse, at vegetationen langs med transektet i fx en højmose bliver nedtrampet. Gentages en undersøgelse årligt på det samme genfundne prøvefelt kan dette i længden have en meget negativ virkning på området. Man må holde sig for øje, at hvis den valgte metode slider meget på området, som fx pinpoint-metoden, vil en del af den iagttagede variation over tid kunne tilskrives de forstyrrelser, som området er påvirket af i kraft af selve undersøgelsen.

Kapitel VI

I Habitatdirektivets⁹ præambel angives det, at direktivets hovedformål er “at fremme opretholdelsen af den biologiske diversitet ...” (Direktiv 92/43/EØF, præambel), og det hedder senere, at direktivet skal sikre ‘Fællesskabets naturarv’.

Direktivets beskyttelse er tostrengt og omfatter både en lokalitetsmæssig og en artsmæssig beskyttelse. Den lokalitetsmæssige beskyttelse sigter mod sikring af bevaringsværdige naturtyper, og den artsmæssige på en sikring af bevaringsværdige vilde dyr og planter. Da fokus for dette projekt er bevaring af sårbare naturtyper, vil den streng af Habitatdirektivets naturbeskyttelse, som sigter mod bevaring af vilde dyr og arter, ikke blive uddybet nærmere.

6.1 Habitatdirektivet

Den lokalitetsmæssige naturbeskyttelse har til formål at opstille et sammenhængende netværk af bevaringsværdig natur blandt det europæiske fællesskabs medlemsstater, herefter blot omtalt som medlemsstater.

Forpligtelsen til den lokalitetsmæssige beskyttelse består dels af krav om udpegning af særlige beskyttelsesområder (habitatområder), dels af krav til en retlig implementering af de nødvendige beskyttelsesforanstaltninger. Direktivets artikel 6 omhandler bevarings- og beskyttelsesforanstaltninger for de udpegede områder. Artikel 6 er central for direktivet, og meget af den polemik, der har været knyttet til implementering af Habitatdirektivet går på fortolkning af artikel 6. Habitatdirektivet integrerer beskyttelsen af fugle¹⁰ givet ved Fugledirektivet¹¹. I henhold til fugledirektivet er medlemsstaterne pålagt at udpege fuglebeskyttelsesområder. Forvaltning og beskyttelse af disse områder bliver integreret med Habitatdirektivets naturbeskyttelse. Habitatområder og fuglebeskyttelsesområder kaldes under ét Natura 2000-områder.

Kommissionen for De Europæiske Fællesskaber, herefter blot omtalt som Kommissionen, forestår et samarbejde med medlemsstaterne omkring implementeringen af direktivet. Vurderer Kommissionen, at en medlemsstat ikke indfrier sine forpligtelser, kan Kommissionen vælge at indstævne det pågældende land for EF-Domstolen. Det er herefter op til EF-Domstolen gennem afgørelser af konkrete sager at fastlægge en endelig fortolkning af direktivet.

⁹ Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter.

¹⁰ Habitatdirektivets artikel 7 fastslår at forpligtelserne i Habitatdirektivets artikel 6, stk. 2-4, træder i stedet for Fugledirektivets artikel 4, stk. 4, første punktum, der vedrører beskyttelsen af fuglebeskyttelsesområder (artikel 7).

¹¹ Rådets direktiv 79/409/EØF af 2. april 1979 om beskyttelse af vilde fugle.

Kommissionen udarbejdede i april 2000 en fortolkningsmanual til artikel 6: "Forvaltning af Natura 2000-områder" (Europa-Kommissionen, 2000). Om end Kommissionens fortolkning af direktivet kun er vejledende, er den et meget væsentligt bidrag til, hvordan direktivet skal forstås (Pagh, 2001:7).

Peter Pagh, professor, dr. jur. ved Københavns Universitet, har i flere omgange kritiseret den danske implementering af Habitatdirektivet (Pagh, 2001; Pagh, 2003). I 2001 bad Naturrådet Peter Pagh om at udarbejde et responsum om den danske implementering af Habitatdirektivet med særlig henblik på Habitatdirektivets artikel 6 (Pagh, 2001). Til grund for sin kritik lægger Pagh Kommissionens fortolkningsmanual til forvaltning af Natura 2000-områder og konkrete afgørelser ved EF-Domstolen.

Efterfølgende bad Skov- og Naturstyrelsen Kammeradvokaten om at lave en redegørelse for den danske implementering af Habitatdirektivet (Kammeradvokaten, 2002). På baggrund af Kammeradvokatens redegørelse har Skov- og Naturstyrelsen lavet en række ændringer og præciseringer af den danske lovgivning for at sikre den retlige implementering af direktivet.

6.1.1 Beskyttelse af habitatområder

Omdrejningspunktet for Habitatdirektivets naturbeskyttelse er begrebet 'bevaringsstatus'. En naturtypes bevaringsstatus forstås som resultatet af alle de forhold, der indvirker på dens naturlige udbredelse, struktur og funktion samt langsigtet overlevelse af de for naturtypen karakteristiske arter (artikel 1, litra e). Målsætningen med Habitatdirektivet er at sikre en *gunstig bevaringsstatus* for de af direktivet beskyttede naturtyper. En naturtypes bevaringsstatus forstås som gunstig, hvis:

- det naturlige udbredelsesområde og de arealer, det dækker inden for dette område, er stabile eller i udbredelse, og
- den særlige struktur og de særlige funktioner, der er nødvendige for dets opretholdelse på lang sigt, er til stede og sandsynligvis fortsat vil være det i en overskuelig fremtid, samt når
- bevaringsstatus for de arter, der er karakteristiske for den pågældende naturtype, er gunstig¹² (artikel 1, litra e)

Gunstig bevaringsstatus for naturtyper er altså bundet op på tilstrækkeligheden af den arealmæssige udbredelse, de strukturelle forhold og af en bæredygtig bestand af de karakteristiske arter. Og for at en naturtypes bevaringsstatus kan betragtes som gunstig skal dens udvikling være stabil eller positiv. Såfremt bevaringsstatus ikke er gunstig, påhviler det

¹² En arts bevaringsstatus anses for gunstig, når: "– data vedrørende bestandsudviklingen af den pågældende art viser, at arten på lang sigt vil opretholde sig selv som en levedygtig bestanddel af dens naturlige levesteder, og – artens naturlige udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at det inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket, og – der er og sandsynligvis fortsat vil være et tilstrækkeligt stort levested til på lang sigt at bevare dens bestande" (artikel 1, litra i).

medlemsstaterne at træffe passende foranstaltninger for at naturtypen bringes i en gunstig bevaringsstatus.

Beskyttelsen er således bygget op som en resultatforpligtelse, hvor medlemsstaterne har pligt til at nå et bestemt resultat (Europa-Kommissionen, 2000:15). I direktivets artikel 6 angives de bevarings- og beskyttelsesforanstaltninger, som medlemsstaterne er forpligtede til eller har mulighed for at iværksætte for at nå direktivets mål, dvs. at sikre en gunstig bevaringsstatus (tekstboks 6.1).

Artikel 6, stk. 1, angiver en aktiv beskyttelse, der omfatter forvaltningsmæssige virkemidler, som kan eller skal anvendes for at opretholde eller genoprette gunstig bevaringsstatus for de beskyttede naturtyper: retsakter, administrative bestemmelser, aftaler og forvaltningsplaner. Medlemsstaterne er forpligtet til at foranstalte enten retsakter, administrative bestemmelser eller aftaler, hvorimod forvaltningsplaner kan etableres, hvis medlemsstaten anser det for nødvendigt. (Europa-Kommissionen, 2000:18-19).

Artikel 6, stk. 2, pålægger medlemsstaterne at træffe passende foranstaltninger for at undgå forringelser og forstyrrelser af de beskyttede naturtyper. Ved forringelse forstås direkte fysiske forringelser af en naturtype, det kan fx være en sænket vandstand i en højmose eller gødskning af et overdrev. Forstyrrelser er derimod midlertidige påvirkninger, som ikke direkte påvirker naturtypens fysiske betingelser. En vis grad af forstyrrelser kan tolereres, men hvis forstyrrelserne er tilstrækkeligt betydelige, kan de udløse ændringer af de fysiske parametre, og medlemsstaterne er da forpligtede til at imødegå sådanne forstyrrelser (Europa-Kommissionen, 2000:22-23). Kommissionen udlægger "at undgå forringelser og forstyrrelser" således, at medlemsstaterne er ansvarlige for at træffe forebyggende foranstaltninger. Der er ikke angivet begrænsninger for, hvilke type aktiviteter eller begivenheder, der kan skade naturtyperne. Artikel 6, stk. 2, omfatter også hændelige begivenheder (fx oversvømmelser). Virkninger af eksisterende aktiviteter som fx landbrug og fiskeri er også omfattet (Europa-Kommissionen, 2000:21-22).

Tekstboks 6.1. Habitatdirektivets artikel 6, stk. 1-2.

Medlemsstaterne kan ikke gøres ansvarlige for eventuel ugunstig bevaringsstatus af naturtyper eller arter, som ikke er omfattet af direktivet. De foranstaltninger, som medlemsstaterne er pålagt at tilvejebringe, sigter kun mod arter og naturtyper inden for habitatområderne. Til gengæld kan det være nødvendigt at skride ind overfor aktiviteter eller begivenheder, som finder sted uden for habitatområderne, såfremt der er risiko for en negativ påvirkning af de beskyttede naturtyper (Europa-Kommissionen, 2000:22).

Naturtilstanden skal vurderes på baggrund af indikatorer, som afspejler naturtypens bevaringsstatus. Naturtypernes bevaringsstatus skal gøres op på to niveauer: på område plan og på et biogeografisk plan (Europa-Kommissionen, 2000:22). I kapitel 7 bliver det uddybet, hvordan man i Danmark har søgt at udarbejde indikatorer for gunstig bevaringsstatus.

Det er op til EF-Domstolen gennem konkrete afgørelser endeligt at fastlægge, hvordan Habitatdirektivet skal fortolkes. De fleste sager vedrørende Habitatdirektivet, som EF-Domstolen foreløbigt har taget stilling til, har angået medlemsstaternes retlige implementering af direktivet og udpegning af Natura 2000-områder (se fx C 83/97; C 371/98;

C 71/99; C 220/99). I forhold til den beskyttelsesmæssige side af direktivet har EF-Domstolen på visse områder fastlagt, hvordan Habitatdirektivets skal fortolkes, og hvilke forpligtelser der følgende påhviler medlemsstaterne (se fx C 103/00; C 117/00). EF-Domstolen har dog ikke skabt retspraksis for, hvordan medlemsstaterne skal anvende konkrete virkemidler for at opnå gunstig bevaringsstatus.

6.1.2 Overvågningsforpligtelser

Forudsætningen for at tilstanden af de beskyttede naturtyper kan sikres er, at der foreligger tilstrækkelig data om de enkelte habitatområders bevaringstilstand, således at der kan iværksættes de nødvendige foranstaltninger for at sikre en gunstig bevaringsstatus. Medlemsstaterne skal derfor overvåge bevaringsstatus og udviklingstrend for de beskyttede naturtyper (artikel 11). Habitatdirektivets artikel 11 lyder i sin fulde længde: “Medlemsstaterne overvåger de i artikel 2 nævnte naturtypers og arters bevaringsstatus og tager især hensyn til prioriterede naturtyper¹³ og prioriterede arter.” (artikel 11). Der gives altså ingen retningslinier for, hvad en fyldestgørende naturovervågning skal eller kan indeholde.

Medlemsstaterne har i samarbejde med Kommissionen diskuteret, hvordan overvågningen kan tilrettelægges. I forhold til de andre medlemsstater har Danmark været længst fremme med udarbejdelsen af et naturovervågningsprogram, og der tales nu i EU om *Den danske model* (Samtale Rudfeld, 2004; samtale Buchwald, 2004). Det er endnu ikke klart, hvilken model for overvågningsaktiviteter, som Kommissionen vil anbefale. Der er ikke udarbejdet en fortolkningsmanual til artikel 11 i stil med fortolkningsmanualen til artikel 6, dog er det noget, der i skrivende stund arbejdes på (Samtale Rudfeld, 2004).

Hvert 6. år skal medlemsstaterne indberette til Kommissionen, hvilke foranstaltninger, der er truffet for at gennemføre Habitatdirektivet (artikel 17). Med henblik på den arealmæssige beskyttelse, skal denne rapport dels omfatte en vurdering af bevaringsstatus for de beskyttede naturtyper, dels en vurdering af effekten af de anvendte forvaltningsmæssige virkemidler (jf. artikel 6, stk. 1). De nationale indrapporteringer følger en nærmere fastlagt model, og på baggrund af disse indberetninger udarbejder Kommissionen en sammenfattende rapport (artikel 17, stk. 2).

Der er i Habitatdirektivet ikke fastlagt tidsgrænser for, hvornår en gunstig bevaringsstatus skal være nået (Samtale Buchwald, 2004). I Vandrammedirektivet¹⁴ opstilles fx en målsætning om at alle vandressourcer skal have en ‘god’ tilstand i år 2015 (Vandrammedirektivets artikel 4). Der er derfor meget uklart, inden for hvilken tidsramme, at

¹³ Prioriterede naturtyper er markeret med stjerne, fx 7110 *Aktiv højmose.

¹⁴ “Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger”.

medlemsstaterne kan prioritere arbejdet for at sikre eller genoprette en gunstig bevaringsstatus af de beskyttede naturtyper (Samtale Buchwald, 2004).

6.2 Retlig implementering af Habitatdirektivet

Samtidigt med at der i Danmark i 1991 blev udarbejdet et lovforslag til 'Lov om naturbeskyttelse', forberedtes inden for det europæiske fællesskab Habitatdirektivet. I forbindelse med det lovforberedende arbejde omkring naturbeskyttelsesloven udarbejdedes *Bemærkninger til lovforslag om lov om naturbeskyttelse*. I disse bemærkninger vurderedes den naturbeskyttelse, som lå i det daværende lovforslag til naturbeskyttelsesloven (og som efterfølgende blev vedtaget), i forhold til de forpligtelser, som man mente, at Danmark ville blive pålagt, hvis Habitatdirektivet blev vedtaget:

Lovforslaget vil endvidere være et godt grundlag for at opfylde forslag til EF-direktiv om beskyttelse af naturlige og delvis naturlige levesteder samt af vilde dyr og planter (Habitatdirektivet), hvis det vedtages. En vedtagelse af direktivforslaget vil næppe nødvendiggøre yderligere lovændringer (Bmk. til lovforslag nr. 70, 1991).

Dette afspejler en holdning, der har været afgørende for den måde, man i Danmark har søgt at implementere Habitatdirektivet – hvor Skov- og Naturstyrelsen har været ansvarlig for implementeringen. Udgangspunktet for implementeringen var altså, at den naturbeskyttelse, som i 1992 var tilvejebragt med naturbeskyttelsesloven, var tilstrækkelig, og at det således ikke var nødvendigt med yderligere lovgivning (Samtale Rudfeld, 2004).

Det første skridt mod en retlig implementering fandt først sted i 1998 med "Bekendtgørelse om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder" (Bek. nr. 782 af 1998-01-11), herefter omtalt som habitatbekendtgørelsen. Bekendtgørelsen afgrænser Natura 2000-områder¹⁵. Gennem bekendtgørelsen blev myndighederne pålagt at sikre en 'passiv beskyttelse' af Natura 2000-områderne (se bilag 1). Ved 'passiv beskyttelse' menes en beskyttelse, som er i overensstemmelse med Habitatdirektivets artikel 6, stk. 2.

Peter Pagh analyserer i sit responsum, i hvor høj grad den danske lovgivning indfrier Habitatdirektivets forpligtelser. Pagh sammenholder naturbeskyttelseslovens § 3-beskyttelse og fredning (se bilag 2) samt habitatbekendtgørelsen med Habitatdirektivets naturbeskyttelse. Pagh fremsætter en række kritikpunkter af den danske naturbeskyttelses tilstrækkelighed for at indfri Habitatdirektivets forpligtelser (bilag 3 og 4).

Pagh (2001) kritiserer, at der er en grundlæggende forskel mellem dansk naturbeskyttelse og den beskyttelse, som Habitatdirektivet medfører. Således har den danske beskyttelse været begrænset til en arealmæssig beskyttelse, hvor påvirkninger, som fandt sted uden for de

¹⁵ I forbindelse med inddragelse af nye habitatområder, udarbejdedes i 2003 en ny habitatbekendtgørelse, som omfattede de nye danske udpegninger. Ordlyden i den nye bekendtgørelse er meget tæt på den forrige (Bek. nr. 477 af 2003-07-06).

beskyttede området, men som indvirkede negativt herpå, kun kunne reguleres gennem frivillige aftaler eller egentlige fredninger. Tilsvarende var aktiviteter, som ikke krævede forudgående tilladelser eller aktiviteter, der allerede var givet tilladelse til, ikke omfattet af den generelle beskyttelse.

I de første år efter Habitatdirektivets vedtagelse fandt Danmark opbakning hos Kommissionen for, at den danske naturbeskyttelse var tilstrækkelig i forhold til implementering af Habitatdirektivet (Samtale Rudfeld, 2004). Gennem 1990'erne anlagde Kommissionen dog en række sager mod medlemsstater for traktatbrud i forbindelse med implementering af Habitatdirektivet. På baggrund af EF-Domstolens afgørelser blev det i første omgang klart for enkelte medarbejder i Skov- og Naturstyrelsen, at den danske lovgivning nok ikke var så fyldestgørende, som først antaget (Samtale Rudfeld, 2004).

I 2002 bad Skov- og Naturstyrelsen Kammeradvokaten om en vurdering af tilstrækkeligheden af den danske retlige implementering af direktivet. Kammeradvokaten konkluderede, at Danmark i vid udstrækning levede op til sine forpligtelser, men at der savnedes præcisering af den danske lovgivning, for at den retlige ramme for gennemførelse af de nødvendige bevaringsforanstaltninger blev tilvejebragt (Kammeradvokaten, 2002).

På baggrund af Kammeradvokatens redegørelse udarbejdede Skov- og Naturstyrelsen et lovforslag til ændring af naturbeskyttelsesloven. Dette forslag blev vedtaget i juni 2004. I den nye naturbeskyttelseslov skelnes der mellem beskyttelse af naturtyper, som falder ind under de internationale naturbeskyttelsesområder, og som følgelig er omfattet af Habitatdirektivets beskyttelse, og naturtyper, som kun er omfattet af § 3-beskyttelsen. For § 3-områder inden for de internationale naturbeskyttelsesområder bortfalder størrelsesgrænsen, således at alle område med beskyttede naturtyper uafhængig af størrelsen falder ind under § 3-beskyttelsen. Desuden inddrages en række nye naturtyper inden for de internationale naturbeskyttelsesområder i § 3-ordningen¹⁶ (Bmk. til lovforslag nr. 146, 2003).

Med den nye naturbeskyttelseslov sondres der mellem de internationale naturbeskyttelsesområder og naturområder, som alene omfattes af § 3-beskyttelsen. Beskyttelsen af § 3-områder uden for de udpegede habitatområder er ikke blevet forandret.

I december 2003 vedtog Folketinget Lov om miljømål, herefter miljømålsloven. I miljømålsloven opstilles rammer for udarbejdelse af forvaltningsplaner for Natura 2000-områder. For hvert Natura 2000-område skal der udarbejdes en forvaltningsplan for området, en såkaldt Natura 2000-plan (tekstboks 6.2).

¹⁶ Der er tale om en række skovnaturtyper, som ikke ligger i fredskov, indlandssaltenge (naturtype 1340), samt en række naturtyper, som hidtil kun delvist var beskyttet: kystklitter med selvsåede bestande af hjemhørende træer (naturtype 2180), enebærkrat på overdrev (naturtype 5130) og bræmmer langs vandløb med høj urtevegetation (naturtype 6430) (Bmk. til lovforslag nr. 146, 2003).

Natura 2000-planen skal bestå af 1) en basisanalyse, 2) mål for naturtilstanden i Natura 2000-områder og 3) et indsatsprogram (Lov nr. 1150 af 2003-17-12, § 39).

1. Basisanalysen skal indeholde en kortlægning af habitatnaturtyper og levesteder for arter, som områderne er udpeget for, og en vurdering af tilstand og foreløbige trusler (§ 40).
2. På baggrund af basisanalysen opstilles der målsætninger for det enkelte Natura 2000-område med henblik på, hvordan gunstig bevaringsstatus kan sikres eller genoprettes (§ 41).
3. På baggrund af basisanalysen samt foreliggende overvågningsdata opstilles et indsatsprogram, der beskriver, hvordan de fastsatte målsætninger nås. Indsatsprogrammet skal desuden omfatte a) en prioritering af amtets forventede målsætning i planperioden, b) angive mål samt forventet effekt af de enkelte aktiviteter, samt c) de forventede metoder og forvaltningstiltag, som amtet vil tage i anvendelse for at sikre eller genoprette gunstig bevaringsstatus (§ 42).

Tekstboks 6.2. Indholdet af Natura 2000-planer

Tilpasning af den danske lovgivning til at opfylde Habitatdirektivet har været en relativt langtrukken proces, der først med den nye naturbeskyttelseslovs vedtagelse i sommeren 2004 kan antages at være tilendebragt. Den danske forvaltning har grundlæggende haft en opfattelse af, at den danske lovgivning var tilstrækkelig, så i stedet for at lave en ny, samlet lovgivning, har man valgt at lave en række ændringer af den eksisterende lovgivning. Helle Tegner Anker, professor, cand. jur., karakteriserer den danske implementering af Habitatdirektivet således: "Særskilte (lappe-)løsninger til gennemførelse af EU's lovgivning er ikke nogen farbar vej hverken ud fra et miljømæssigt eller retssikkerhedsmæssigt synspunkt." (Anker, 2003).

6.3 Habitat-naturtyper

De naturtyper, som er omfattet af direktivets beskyttelse er defineret som 'naturtyper af fællesskabsbetydning', og derved forstås naturtyper, der:

- i) er i fare for at forsvinde i deres naturlige udbredelsesområde, eller
- ii) har et begrænset naturligt udbredelsesområde, fordi de er gået tilbage, eller fordi de fra naturens hånd er begrænsede, eller
- iii) er tydelige eksempler på de kendetegn, der er typiske for et eller flere af følgende fem biogeografiske områder¹⁷: alpeområde, atlantiske område, kontinentale område, makaronesisk område og middelhavsområde (artikel 1, litra c)

Der er altså tale om at de naturtyper, som beskyttes, enten er sjældne, truede eller typiske for det biogeografiske område. Det er disse kriterier, som har ligget til grund for en vurdering af, om naturtyperne har været beskyttelsesværdige. I direktivets bilag I er opstillet en liste over

¹⁷ Europa blev i Habitatdirektivet oprindeligt inddelt i fem biogeografisk områder: alpeområde, atlantiske område, kontinentale område, makaronesisk område og middelhavsområde. Den vestlige del af Jylland hører til det atlantiske område, hvor den østlige del af Jylland og øerne hører til det kontinentale område. Efter udvidelsen af EU til også at omfatte Sverige og Finland blev arter som forekom i det boreale område også omfattet af direktivets bilag I (Europa-Kommissionen, 2003).

de naturtyper, som er omfattet af direktivets beskyttelse (habitat-naturtyper). Naturtyperne skal være bevaringsværdige for det europæiske fællesskab, men behøver ikke at være særligt sjældne i de enkelte lande.

Habitatdirektivets definition af naturtyper bygger på den såkaldte CORINE-klassifikation. CORINE-klassifikationen trækker på mellemeuropæiske erfaringer og plantesociologisk principper (se afsnit 9.2). I Mellem- og Sydeuropa er anvendelsen af disse principper udbredt, i Nord- og Vesteuropa har man derimod været inspireret af den anglesaksiske 'Continuum-skole', som bygger på andre plantesociologiske principper (Aaby, 2003). CORINE-klassifikationen inddeler således naturtyper på en anden måde, end man har været vant til i den danske forvaltning (Ibsen, 2001; Aaby, 2003; samtale Buchwald, 2004). Det har været et problem, at de arter, som blev angivet i Habitatdirektivets definition af naturtyperne viste sig at passe dårligt overens med de arter, som faktisk forekommer under danske forhold (se afsnit 9.4). Forvaltningsmæssigt havde man i Danmark i begyndelsen vanskeligt ved at forstå, hvordan habitat-naturtyperne i praksis skulle fortolkes. Afgrænsningen af habitat-naturtyperne adskiller sig fra den måde, naturtyperne hidtil var blevet defineret, fx inddelte man i den danske forvaltning moser i en kærserie (Aaby, 2003).

Hvilke naturtyper, som skulle omfattes af direktivet, og hvordan de skulle forstås, har været et vedvarende diskussionsemne medlemsstaterne imellem. Efterhånden er der dog kommet en fælles forståelse af, hvordan naturtyperne skal forstås (Europa-Kommissionen, 2003).

6.4 Habitatområder

Medlemsstaternes forpligtelse i forhold til udpegning af habitatområder er formuleret i direktivets artikel 4. Ifølge Habitatdirektivets artikel 4 er medlemsstaterne pålagt at udpege habitatområder for de på bilag I angivne naturtyper. Udpegningsproceduren sker i et samarbejde mellem medlemsstaterne og Kommissionen, hvor medlemsstaterne først udarbejder en liste over områder, som de foreslår som lokaliteter for de beskyttede naturtyper. I forståelse med medlemsstaterne opstiller Kommissionen et forslag til udpegning af habitatområder (artikel 4, stk. 1-4).

Direktivets bilag III opstiller de kriterier, som medlemsstaterne skal bruge til udvælgelse af habitatområder. Ved vurdering af en lokalitet for en given naturtype, skal der lægges vægt på:

- Repræsentativiteten af naturtypen på lokaliteten
- Den del af lokaliteten, der er dækket af den pågældende naturtype i forhold til det samlede areal, der er dækket af denne naturtype inden for det nationale område
- Bevaringsgraden af og reetableringsmuligheden for naturtypens struktur og funktion
- Global vurdering af lokalitetens værdi for bevaring af den pågældende naturtype (Habitatdirektivets bilag III)

I praksis betyder disse kriterier, at medlemsstaterne skal vælge de bedste, de vigtigste, de største og de meste specielle områder, endvidere skal man dække den geografiske og økologiske variationsbredde (Samtale Buchwald, 2004).

Under Kommissionens ledelse findes to stående udvalg, hvor medlemsstaterne indbyrdes og med Kommissionen kan drøfte problematikker og uenigheder, Habitatkomitéen og Scientific Working Group. Habitatkomitéen har en mere administrativ og juridisk rolle, hvor Scientific Working Group står for teknisk-videnskabelige afklaringer af tolkningsspørgsmål og prioriteringer under direktivet (Samtale Buchwald, 2004). Hver medlemsstat er repræsenteret i de to udvalg, hvor Kommissionen forestår formandskabet. Medlemsstaterne og Kommissionen har kunnet fremlægge uklarheder og tvivlsspørgsmål omkring forståelse og fortolkning af direktivet. På baggrund af fagligt input fra eksperter har man søgt i enighed at løse sådanne problemer (Samtale Buchwald, 2004).

Habitatkomitéen har spillet en betydelig rådgivende rolle i forbindelse med den faglige fortolkning af direktivet (fx i forbindelse med udarbejdelse af fortolkningsmanualen til artikel 6). Endvidere har habitatkomitéen haft en afgørende indflydelse på hvilke arter og naturtyper, som er anført på direktivets bilag – herunder, hvilke naturtyper, som er anført på bilag I. Scientific Working Group har haft en væsentlig betydning for, hvordan habitat-naturtyperne nærmere er blevet defineret (Ibsen, 2001; samtale Buchwald, 2004).

6.5 Udpegningsprocessen i Danmark

Den danske forvaltning havde i en årrække efter Habitatdirektivets vedtagelse vanskeligt ved at forstå, hvordan habitat-naturtyperne skulle forstås og hvilke krav, som direktivet stillede til udpegnings af habitatområder. Udpegningsprocessen er vist i tabel 6.1.

Kommissionens vurdering af medlemsstaternes foreslåede lister over habitatområder blev behandlet ved såkaldte biogeografiske seminarer. De biogeografiske seminarer var store møder, hvor medlemsstaternes forslag til habitatområder blev gennemgået for hver naturtype og art, som er anført på direktivets bilag I og II. Medlemsstaterne blev vurderet i forhold til, om de havde udpeget områder nok til opfylde direktivets artikel 4, og om de havde brugt kriterierne i direktivets bilag III (Samtale Buchwald, 2004). Udover de allerede nævnte kriterier omhandler bilag III desuden en række overordnede kriterier, som Kommissionen skal lægge til grund for vurdering af de nationale forslags tilstrækkelighed (Habitatdirektivets bilag III). Det er væsentligt, at de udpegede områder bidrager til at opretholde eller genoprette gunstig bevaringsstatus for en naturtype i bilag I eller en art i bilag II og/eller til sammenhængen i Natura 2000 (Habitatdirektivets bilag III).

	Maj 1992	Habitatdirektivet vedtages
	1992	Veit Koester, kontorchef for SNS frem til 1999, er overbevist om, at Danmark har beskyttet rigeligt med habitatområder gennem fredninger og § 3-beskyttelsen. Koesters holdning gennemsyrrer SNS. Det er begrænset, hvor mange ressourcer som afsættes til området.
	1992-94	Det er uklart for SNS, hvordan habitat-naturtyperne skal forstås, og hvilke som findes i Danmark.
	1994	SNS beder amter og skovdistrikter om at udarbejde en liste over mulige habitatområder. Parallelt hermed udarbejder SNS på baggrund af ekspertudtalelser en bruttoliste på 400-600 mulige habitatområder, som sendes til amter, skovdistrikter, universiteter, museer, grønne organisationer mm.
	Vinteren 1994-95	SNS får svar fra amter og skovdistrikter. Svarende er af meget forskellig kvalitet og omfang. Der er i SNS en del ærgrelse over at amterne ikke deltager tilstrækkeligt aktivt i processen. Dette skyldes at SNS ikke har forstået at formidle til amterne, hvordan naturtyperne skal forstås. Amterne får ikke tilført økonomiske midler til udredningsarbejdet. Amterne prioriterer derfor andre arbejdsopgaver højere.
	1995	Europa-Kommissionen laver de første udkast til vejledninger om, hvordan direktivet skal forstås. Der kommer efterhånden klare retningslinier fra Kommissionen om, hvad direktivet indebærer. Det bliver klart for SNS, at Danmark ikke udelukkende kan nøjes med at genbruge den eksisterende naturbeskyttelse.
	1995	SNS udarbejder et forslag, der omfatter 175 habitatområder. Forslaget sendes i offentlig høring til større interesseorganisationer, amter, videnskabelige organisationer mm.
	1998	På baggrund af høringssvarene laver SNS en liste på 194 habitatområder, som sendes til Europa-Kommissionen.
	1999	SNS igangsætter et mere systematisk arbejde for at afklare, hvordan habitat-naturtyperne skal forstås. Det viser sig, at man har overset forekomster af 6 naturtyper. Omvendt skal nogle af de naturtyper, man tror findes i Danmark, klassificeres anderledes.
	1999-2000	Kommissionen vurderer de danske udpegninger utilstrækkelige i forhold til en række arter og naturtyper.
	2000	SNS indgår kontrakter med DMU og amterne. DMU og amterne skal identificere forekomster af de naturtyper, Danmark er dumpet på. Med kontrakterne følger økonomiske midler. Amterne er blevet bedre rustet til at fortolke de enkelte naturtyper. I denne omgang fungerer samarbejdet med amterne bedre.
	2000	SNS udgiver publikationen "Danske naturtyper i det europæiske NATURA 2000 netværk". De enkelte naturtyper beskrives efter deres forekomster under danske forhold.
	2000	DMU laver en indledende kortlægning og vurdering af bevaringsstatus for habitat-naturtyperne. Det konkluderes: "Vidensgrundlaget om naturtypernes udbredelse, deres karakteristiske arter og deres struktur og funktion er generelt utilstrækkelig til at kunne foretage en sikker vurdering af deres tilstand." (Phil et al., 2000).
	2001	SNS laver et forslag til supplerende udpegninger. Det nye forslag sendes i offentlig høring og resulterer i at 56 nye områder bliver inddraget og 35 af de eksisterende områder udvides.
	2002-2004	SNS laver nogle få supplerende udpegninger.
	2004	Europa-Kommissionen godkender de danske forslag til habitatområder. Forslag fra 2004 er dog ikke færdigbehandlet.

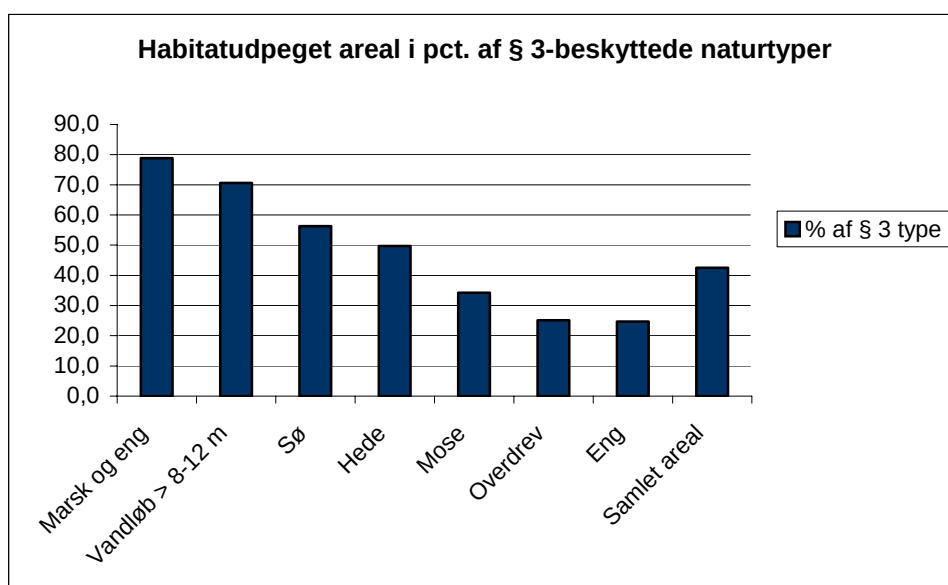
Tabel 6.1. Den danske udpegningsproces for habitatområder. Kilde: Skov- og Naturstyrelsen (2000), Ibsen (2001), samtale Buchwald (2004), samtale Rudfeld (2004), www.sns.dk.

Kommissionen og medlemsstaterne havde udpeget en række eksperter, som bidrog med fagligt indspil i forhold til relevante habitatområder. En række NGO'er kom til at spille en ret central rolle i forhold til at påpege mangler i de nationale forslag. WWF (Verdensnaturfonden) havde således fået forskellige eksperter til at kigge landenes udpegninger efter i kortene. WWF's eksperter havde gjort deres hjemmearbejde ret godt, hvilket betød, at alle lande i 1999-2000 dumpede på grund af manglende udpegnings af diverse arter og naturtyper (Samtale Buchwald, 2004).

Danmark har udpeget 254 habitatområder, der samlet udgør, hvad der svarer til 7,4 pct. af Danmarks landareal henholdsvis 7,5 pct. af Danmarks samlede territoriale farvand (Rudfeld, 2003; www.sns.dk). Der er et stort sammenfald mellem habitatområder og fuglebeskyttelsesområder.

På baggrund af Habitatdirektivets bilag III blev der på EU-plan opstillet en målsætning om, at udpegning af de enkelte habitat-naturtyper skulle dække mindst 20 pct. af de nationale forekomster, og kun hvis de nationale forekomster dækkede mere end ca. 60 pct. ville de biogeografiske arbejdsgrupper ikke beskæftige sig mere med naturtypen. Kommissionen har imidlertid fastlagt en praksis, hvor medlemsstaterne har skullet udpege 30-50 pct. af den arealmæssige forekomst af de enkelte naturtyper (Ibsen, 2001). Kommissionen har vurderet det arealmæssige omfang af de nationale forslag på baggrund af medlemsstaternes opgivelser over de samlede forekomster af naturtyperne.

Ibsen (2001) kritiserer de danske vurderinger af nationale forekomster for at have bygget på meget grove skøn. Kommissionen har således haft vanskeligt ved at vurdere, hvor store forekomster, der faktisk fandtes af de enkelte skovnaturtyper. Skov- og Naturstyrelsen har i flere omgange forbedret deres opgørelser over de danske forekomster af habitat-naturtyperne, således at disse i dag er ret præcise (Samtale Buchwald, 2004).



Figur 6.3. Udpegede habitatområder i pct. af § 3-beskyttede naturtyper.
Kilde: Skov- og Naturstyrelsen (2003).

Figur 6.3 viser, hvor stor en del af de § 3-beskyttede naturtyper, som findes i Natura 2000-områder. Næsten 80 pct. af danske forekomster af marsk og eng er omfattet, hvorimod kun 25 pct. af enge og overdrev er udpeget som habitatområder. Tabel 6.2 viser skønnet national forekomst og habitatudpeget areal af udvalgte habitat-naturtyper.

Naturtyper	Habitatudpeget areal (ha)	Skønnet national forekomst i ha	Udpeget areal i pct. af national forekomst
7110 *Aktive højmoser	3061	3400	90,0
7120 Nedbrudte højmoser	2277	2750	82,8
91D0 *Skovbevokset tørvemose	1631	3500	46,6

Tabel 6.2 Udpegede områder for udvalgte habitat-naturtyper. Kilde: Skov- og Naturstyrelsen (2002).

Afgrænsning af habitatområderne følger erkendbare træk i landskabet, fx veje og levende hegn. Nogle arealer er medtaget af hensyn til “anden hensigtsmæssig arrondering af området (fredningsgrænser el. lign.)” (Bmk. til lovforslag nr. 146, 2003). Skov- og Naturstyrelsen har således søgt at udpege relativt store og sammenhængende områder, som ikke alene omfatter de beskyttede naturtyper.

6.5 Kritik af den danske udpegning af habitatområder

Fra politisk hold har der været en prioritering af, at Danmark mindst på et minimumsniveau skulle indfri Habitatdirektivets forpligtelser (DMU, 2004a:5). Dette har betydet, at der er sket en række omprioriteringer i amternes naturforvaltning, således at kortlægning, overvågning og pleje af habitatområdet er blevet prioriteret højt.

Fra forskellig side er der yttret bekymring om, at en meget høj prioritering af habitatområder ville betyde, at der blev færre ressourcer til overvågning og pleje af den natur, som ligger uden for de udpegede habitatområder, herunder de ca. 70 pct. af § 3-arealerne (Jensen, 2003; Christensen et al., 2003). Der er en frygt for, at resultatet af Habitatdirektivets naturbeskyttelse bliver en A- og B-natur, hvor A-naturen er den del af naturen, som er beskyttet af direktivet.

I et internt notat fra 1994 fastlagde Skov- og Naturstyrelsen en række principper, som skulle ligge til grund for udvælgelse af habitatområder. Heraf fremgik det bl.a. at det skulle prioriteres at udpege habitat-naturtyper inden for statsejede arealer og allerede beskyttede arealer, fx fredede områder og § 3-arealer (Ibsen, 2001). Anvendelse af disse kriterier er blevet kritiseret for ikke at være i overensstemmelse med direktivet, da udpegninger således ikke alene er sket ud fra videnskabelige og objektive kriterier (Aaby, 2003). Statsejede arealer har den fordel, at de lettere lader sig forvalte end privatejede, da der ikke behøves at indgås plejeaftaler eller lignende med private lodsejere. Væsentlige forekomster af hede, skovnaturtyper og sø-naturtyper findes på statsejede arealer, og det er derfor ifølge Buchwald ikke underligt, hvis styrelsen tog udgangspunkt i statsejede arealer. Ved de supplerende udpegninger i 2001, 2003 og 2004 er der ikke blevet taget højde for ejerforhold (Samtale Buchwald, 2004).

Fra forskellig side peges der på, at den manglende forståelse for principperne bag direktivet har betydet, at de første danske udpegninger var mangelfulde (Ibsen, 2001; Aaby, 2003; samtale Risager, 2004). I Skov- og Naturstyrelsen ser man det som en proces, hvor den danske forvaltning er kommet til en forståelse af de krav, som implementeringen af direktivet stillede. Man mener, at man er kommet efter opgaven, og at man har fået udbedret de fejl og mangler, der har været (Samtale Rudfeld, 2004; samtale Buchwald, 2004). Siden 1998 er kvaliteten af de udpegede områder blevet styrket, og de nye udpegninger er sket i overensstemmelse med Habitatdirektivet, således at det er videnskabelige kriterier, som er blevet lagt til grund for udpegningerne (Aaby, 2003).

Spørgsmålet er dog, om man har fået udbedret alle fejl? Mette Risager mener, at styrelsen i forhold til udpegningsarbejde af habitatområder i den første udpegningsrunde (frem til 1998) gjorde et meget dårligt stykke arbejde. Statsejede arealer blev foretrukket, og det betød, at nogle af de botanisk mest interessante lokaliteter ikke blev omfattet. Således var Danmarks tredjestørste højmose, Stenholt Mose, som er privatejet, ikke udpeget (Samtale Risager, 2004). Stenholt Mose er siden blevet udpeget. Ifølge Risager er en række højmoser dog stadig forkert afgrænset og/eller udpeget på et forkert grundlag, fx Holmegårds Mose og Lille Vildmose (Samtale Risager, 2004). Aaby (2003) kritiserer de danske udpegninger for, at mange af de udpegede naturtypearealer har for ringe udstrækning, idet en tilstrækkelig stor arealmæssig udstrækning er en vigtig faktor for naturtypens funktion.

For skovnaturtyperne er der både et problem i forhold til de udpegede områders areal og indhold. Ibsen (2001) peger på, at en række danske skovnaturtyper fejlagtigt ikke er optaget på direktivets bilag I. Disse naturtyper er vigtige for den biologiske mangfoldighed i skovene, og opfylder efter Ibsens vurdering de krav som stilles til naturtyper af fællesskabsbetydning. Ibsen kritiserer udpegningsarbejdet for, at en række vigtige skovområder, bl.a. privatejet skov ikke er blevet udpeget. Omvendt er en række store, statsejede midtjyske plantager udpeget.

Der er ligeledes blevet rettet kritik af udpegningsarbejdet af den prioriterede naturtype 91D0 *Skovbevokset tørvemose. Naturtypen er ifølge en række skov- og højmoseeksperter ikke en almindeligt forekommende naturtype i Danmark, og mange af de arealer, som er udpeget som skovbevokset tørvemose, er derfor fejlagtigt udpeget (Ibsen, 2001; Aaby, 2003; samtale Risager, 2004) (se afsnit 9.5).

6.6 Opsamling

Implementeringen af Habitatdirektivet har været en læreproces for den danske forvaltning, hvor man undervejs har måttet sande, at implementeringen på en række punkter har været utilstrækkelig. Det første forslag til habitatområder fra 1998 var på mange måder mangelfuldt, det er dog blevet forbedret væsentligt siden. Viste habitatområder er tilsyneladende stadig fejlagtigt eller mangelfuldt udpeget.

Den danske implementering af Habitatdirektivet kan kritiseres for at være reaktiv, idet man har taget udgangspunkt i den eksisterende naturbeskyttelse. Først da det stod klart, at Kommissionens og EF-Domstolens fortolkninger af direktivet var mere vidtrækkende, end man hidtil havde troet, sørgede man for at tilvejebringe den nødvendige lovgivning og tilstrækkelige udpegninger af habitatområder. På dette område adskiller Danmark sig dog ikke fra de øvrige medlemsstater. Siden år 2000 har Danmark udarbejdet en række metoder til tilstandsvurdering og overvågning af den terrestriske natur, hvilket gør at Danmark i dag i EU ses som foregangsland.

Habitatdirektivets forpligtelse er i dag ret vidtgående for de enkelte medlemsstater, dette skyldes den måde som Kommissionen og EF-Domstolen har valgt at udlægge direktivet – en fortolkning som er langt mere vidtrækkende end de, som var med til at skrive direktivet, havde intentioner om (Samtale Buchwald, 2004).

Kapitel VII

For at indfri Habitatdirektivets artikel 11 er Danmark forpligtet til at overvåge habitatnaturtypernes bevaringsstatus, hvor der tages særligt hensyn til de prioriterede naturtyper. Hvordan en sådan overvågning skal etableres, uddybes dog ikke i Habitatdirektivet, og Kommissionen har (endnu) ikke udarbejdet en fortolkningsmanual til artikel 11 (se afsnit 6.1.2). Der har altså været en del handlerum for de enkelte medlemsstater i forhold til, hvordan denne overvågningsforpligtelse imødegås. I dette kapitel beskrives det overvågningskoncept, som Danmark har udarbejdet.

7.1 NOVANA

Vandmiljøplanens vedtagelse i 1987 førte til iværksættelse af et nationalt overvågningsprogram for udledningen af næringsstoffer til miljøet (Miljøstyrelsen, 2000). Programmet blev revideret i 1997, hvor overvågning af miljøfremmede stoffer blev inddraget. Programmet blev kaldt NOVA-2003¹⁸ og løb i perioden 1998-2003 (DMU, 2004a). I samarbejde med Skov- og Naturstyrelsen udarbejdede Miljøstyrelsen en behovsopgørelse¹⁹, der fastlagde Danmarks internationale og nationale afrapporteringsforpligtigelser. Heraf fremgik det, at såfremt Danmark skulle leve op til Habitatdirektivets artikel 11 og 17, var der behov for et nationalt, terrestrisk naturovervågningsprogram (DMU, 2004a). Amternes naturovervågninger af § 3-arealer blev dermed vurderet som utilstrækkelige i forhold til Danmarks internationale naturovervågningsforpligtigelser.

NOVA-2003 programmet blev revideret i perioden 2000-04. I denne forbindelse oprettedes et nyt delprogram, der omfatter et nationalt program for overvågning af den terrestriske natur. Navnet for overvågningsprogrammet ændredes til "Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen" (NOVANA). Det terrestriske delprogram løber i programperioder af 6 år. Den første programperiode er 2004-2009 (begge år inklusive) (DMU, 2004a).

Det terrestriske overvågningsprogram er udarbejdet af Danmarks Miljøundersøgelser i samarbejde med Skov- og Naturstyrelsen og de regionale myndigheder, herefter omtalt som amterne. Det terrestriske delprogram omfatter både overvågning af naturtyper såvel som overvågning af arter. Dette kapitel omhandler alene overvågning af naturtyper.

Det færdige NOVANA program er beskrevet i tre rapporter: en overordnet programbeskrivelse (del 1) (DMU, 2004a), en beskrivelse af de enkelte delprogrammer (del 2) (Svendsen et al., 2005) og et bilag, hvor de enkelte delprogrammer uddybes (del 3) (DMU, 2003b). Desuden har Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdet tekniske vejledninger, der

¹⁸ "Det nationale program for overvågning af vandmiljøet".

¹⁹ Behovsopgørelsen beror på en sammenstilling af Danmarks naturtyper/arter set i forhold til de internationale konventioner og direktiver samt nationale bekendtgørelser og love (DMU, 2004a).

præcist beskriver, hvordan amterne rent praktisk skal foranstalte naturovervågningen. De tekniske anvisninger omfatter en guide til kortlægning af habitatområder (Fredshavn, 2004) og en guide til den løbende overvågning (Fredshavn et al., 2004). Til grund for naturovervågningen har Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdet en rapport, hvor der opstilles operative kriterier for gunstig bevaringsstatus for de enkelte habitat-naturtyper (Søgaard et al., 2003).

I det første udkast til programbeskrivelsen, som blev sent i offentlig høring i december 2002, beskrives programmet som behovsstyret, således at overvågningen skal være rettet direkte mod specifikke målsætninger: "Man kan populært sige, at der ikke kan være nogen overvågning uden det skal forholde sig til en målsætning, ligesom der ikke bør opstilles målsætninger, hvis opfyldelse ikke overvåges." (DMU, 2002). I den endelige version af programbeskrivelsen er denne formulering ændret til: "I en ideel verden burde bevaringsmålsætninger være udarbejdet og vedtaget, før overvågningen af, om målsætningerne opfyldes, iværksættes." (DMU, 2004a:19). Danmarks Miljøundersøgelser arbejdede oprindeligt på at opstille egentlige bevaringsmålsætninger for de enkelte naturtyper (Samtale Nielsen, 2004). Det som først hed 'bevaringsmålsætninger' er siden blev ændret til 'kriterier for gunstig bevaringsstatus'. Disse kriterier udarbejdedes parallelt med opstilling af det terrestriske overvågningsprogram (DMU, 2004a:19). De operative kriterier skal danne grundlag for udarbejdelse af bevaringsmålsætninger for naturplanlægning og naturovervågning (Søgaard et al., 2003).

Med udgangspunkt i Habitatdirektivets definition af gunstig bevaringsstatus for naturtyper er bevaringsmålsætningerne bygget op omkring indikatorer, som kan påvise bevaringstilstand og udvikling af areal, af struktur og funktion og af de, for naturtypen, karakteristiske arter. I det terrestriske delprogram er der udviklet en metodik til overvågning af disse indikatorer. Denne metodik er beskrevet i "Tekniske anvisninger til overvågning af terrestriske naturtyper" (Fredshavn et al., 2004).

Tilblivelsen af NOVANA programmet er vist i tabel 7.1.

	2000	Beslutning om at NOVANA skal overvåge arter og naturtyper.
	November 2001	Diskussion på Vand- og Naturdage af overordnet indhold og strategi for NOVANA.
	Primo 2002	Godkendelse af Miljøministeriets koncernledelse af strategi for inddragelse af naturovervågningsforpligtigelser i Vandrammedirektivet i NOVANA.
	Forår 2002	Nedsættelse af revisionsgruppe under aftaleudvalget.
	Maj 2002	Godkendelse af Miljøministeriets koncernledelse af overordnet prioriteringsoplæg med overordnet strategi og formål.
	Juni 2002	Start for revisionsgruppens konkrete udmøntning af et NOVANA-samarbejde med fagdatacentre og styringsgrupper.
	Dec. 2002 – jan. 2003	Offentlig høring af udkast til NOVANA programmet.
	Maj 2003	Revisionsgruppen tager stilling til høringssvar og justerer NOVANA programmet. Udarbejdelse af notat med Revisionsgruppens stillingtagen til høringssvarene.
	April 2003	Afholdelse af møde med en række af de organisationer og institutioner, der har lavet høringssvar om arter og naturtyper.
	April – juni 2003	Møderunde med de regionale aktører om NOVANA.
	Oktober 2003	Godkendelse i Aftaleudvalget af NOVANA-aftaler med de regionale aktører. DMU færdiggør og offentliggør operative kriterier for gunstig bevaringsstatus for habitat-naturtyper.
	Nov. – dec. 2003	Underskrivelse af de regionale aktører af NOVANA-aftaler inklusiv bilag over målestationer, variable og frekvenser.
	Feb. 2004	Færdiggørelse og offentliggørelse af programbeskrivelse og tekniske anvisninger.
	April 2004	1. revision af de tekniske anvisninger.
	Nov. 2004	Opsamlingsseminar, hvor inventørene melder tilbage på, hvordan de tekniske vejledninger i praksis har virket.
	Jan. 2005	2. revision af de tekniske vejledninger.

Tabel 7.1 Udvikling af det terrestriske delprogram. Kilde: DMU (2004a), samtale Pedersen og Wernberg (2004), Fredshavn et al. (2004).

Programmet blev sendt i offentlig høring i perioden december 2002 til januar 2003. En række miljøorganisationer, universiteter, virksomheder og privatpersoner udarbejdede høringssvar. Høringssvarene blev efterfølgende gennemgået, og visse kritikpunkter og forslag blev taget til efterretning (DMU, 2003a). Høringen fandt sted over jul og nytår, og høringsperioden er blevet kritiseret for at have været for kort (Samtale Hald, 2004). Desuden var kriterier for gunstig bevaringsstatus for naturtyperne endnu ikke udarbejdet på dette tidspunkt, hvilket betød, at det ikke var muligt at forholde de enkelte indikatorer til egentlige målsætninger.

Amterne står for udførsel af overvågningsaktiviteterne, og der har derfor været en løbende dialog mellem Danmarks Miljøundersøgelser og amterne om, hvordan overvågningen kunne tilrettelægges mest hensigtsmæssigt. I flere omgange er der blevet lavet forsøgsordninger, hvor amterne har afprøvet de foreløbige tekniske anvisninger og meldt tilbage omkring forbedringsforslag. Sønderjyllands Amt har således forestået et pilotprojekt, hvor de tekniske anvisninger for højmoser er blevet afprøvet (Samtale Voigt, 2004; Svendsen et al., 2005:108).

7.2 NOVANA programmets struktur og ansvarsfordeling

NOVANA omfatter i alt ni delprogrammer: 1) Baggrundsovervågning af luftkvalitet og atmosfærisk deposition, 2) Punktkilder, 3) Landovervågning, 4) Grundvand, 5) Vandløb, 6) Søer, 7) Hav og fjorde, 8) Arter og terrestriske naturtyper samt 9) Det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram (LMPIV) (DMU, 2004a:21). De enkelte delprogrammer fokuserer på meget forskellige områder fra ferskvand til luftforurening og punktkildeudledning. Strategien bag NOVANA omfatter bl.a. en integration af de enkelte delprogrammer. I forhold til det terrestriske delprogram er det særligt integrationen med delprogrammet for luftkvalitet og atmosfærisk deposition, som er relevant. I delprogrammet for luftkvalitet og atmosfærisk deposition måles atmosfærisk kvælstofnedfald på en række lokaliteter, og på baggrund af disse målinger modelleres kvælstofdepositioner for hver enkelt naturlokalitet (Svendsen et al., 2005).

NOVANA programmets organisationsstruktur er inddelt i tre niveauer (tabel 7.2):

Organisationsstruktur i NOVANA	Ansvarsområder og beslutningsstruktur
Aftaleudvalg	Aftaleudvalget har det overordnede ansvar for NOVANA programmets gennemførelse.
Styringsgrupper og Fagdatacentre	De ni delprogrammer er organiseret omkring syv styringsgrupper, som skal sikre driften af de enkelte delprogrammer i samarbejde med fagdatacentre. Miljøministeriet har oprettet en række fagdatacentre, herunder Fagdatacenter for Biodiversitet og terrestrisk natur. De enkelte fagdatacentre er ansvarlige for udarbejdelse af tekniske anvisninger og står for den årlige nationale faglige rapportering. Fagdatacentre virker som formand og sekretariat for de enkelte styringsgrupper.
Fag- og Temamøder	Fagmøder, Temamøder og Vand- og Naturdage er fora, hvor programmets faglige indhold diskuteres. Her deltager amterne, fagdatacentre, Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen, Danmarks Miljøundersøgelser samt eksterne parter efter behov.

Tabel 7.2. NOVANA's Beslutningsstruktur. Kilde: DMU (2004a:29-32).

I henhold til Habitatdirektivets artikel 17 skal Danmark hvert 6. år indberette bevaringsstatus for habitat-naturtyperne. Den første indberetning finder sted i 2006. Her vil resultaterne fra de første tre års overvågning gennem det terrestriske delprogram udgøre det væsentligste input, men det vil tillige blive indrapporteret, at man har lavet en ny skovlov og en ny naturbeskyttelseslov (Samtale Buchwald, 2004).

7.3 Naturrtyper omfattet af det terrestriske delprogram

Ifølge NOVANA-programbeskrivelsen findes 44 eller 45²⁰ af de terrestriske habitat-naturtyper i Danmark. Heraf er der 10 skovnaturtyper, som først inddrages i det terrestriske overvågningsprogram fra 2006. Skovtyperne er i første omgang ikke omfattet af programmet,

²⁰ Der er noget forvirring i programbeskrivelsen omkring, hvorvidt der faktisk findes 44 eller 45 habitat-naturtyper i Danmark. I programbeskrivelsens del 2 opføres 45 habitat-naturtyper og i del 3 er de danske forekomster af habitat-naturtyper opgjort til "ca. 44" (Svendsen et al., 2005:111; DMU, 2003b).

da det vurderes, at deres bevaringsstatus ikke har været lige så truet som andre af de terrestriske naturtyper. Skovnaturen ligger desuden under skovdistrikterne, som ikke har været med i udvikling og afprøvning af naturovervågningsmetoder (Samtale Buchwald, 2004). Af de resterende 35 naturtyper er 10 prioriterede.

Det terrestriske delprogram søger at integrere overvågning af habitat-naturtyper med overvågning af § 3-beskyttede naturtyper. Habitatdirektivets opdeling af naturtyper er derfor blevet forbundet med naturbeskyttelseslovens inddeling af naturtyper.

De 44 terrestriske habitat-naturtyper i Danmark ordnet i forhold til naturbeskyttelseslovens inddeling af naturtyper:

- 3 typer af strande og havpåvirkede skrænter
- 4 typer af strandenge marsk og vade
- 8 klittyper
- 3 indlandsklittyper
- 2 hedetyper
- 3 overdrevstyper
- 9 typer af enge/moser
- 2 øvrige (klippesprækker og enebærkrat)
- 10 skovtyper (er i første omgang ikke omfattet af det terrestriske delprogram)

Tekstboks 7.1. Naturtyper omfattet af det terrestriske overvågningsprogram. Kilde: DMU (2003b).

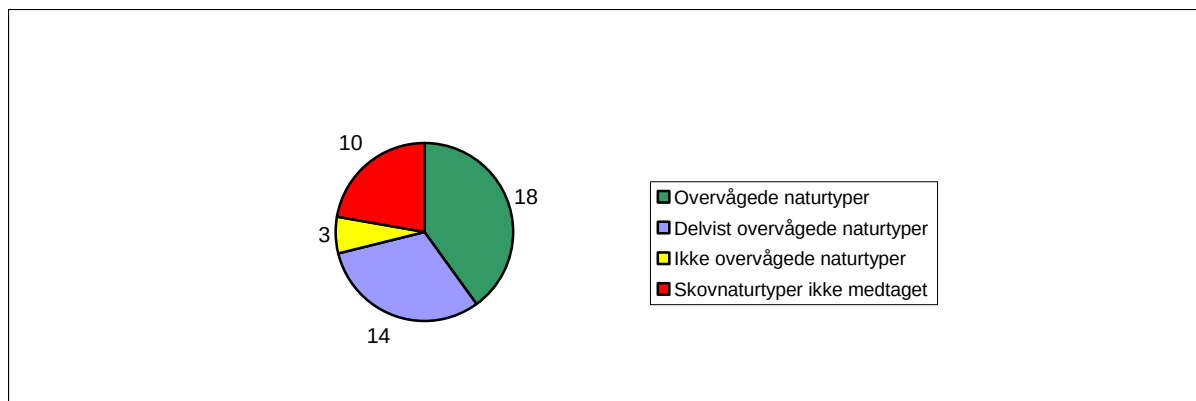
De fleste habitat-naturtyper kan indordnes under naturbeskyttelseslovens inddeling af naturtyper (tekstboks 7.1). Der findes dog undtagelser, fx kildevæld. Omvendt er der visse § 3-beskyttede naturtyper, som ikke er omfattet af Habitatdirektivet fx visse oligotrofe moser og overgangskær (DMU, 2003b). Det terrestriske delprogram omfatter alene habitat-naturtyper, og dermed er disse § 3-beskyttede naturtyper ikke overvåget i programmet.

Overvågningen er tilrettelagt i forhold til 18 naturtyper, som er udvalgt ud fra følgende kriterier:

- at sikre en repræsentativ overvågning af de 10 prioriterede lysåbne terrestriske typer
- at sikre en repræsentativ overvågning af naturtyper, som vurderes at være særligt udsatte over for negative påvirkninger
- at sikre en repræsentativ overvågning af naturtyper beskyttet af naturbeskyttelsesloven (Svendsen et al., 2005:111)

Det forventes at andre 14 naturtyper vil blive delvist overvåget, men programmet vil alene kunne levere et minimums-datagrundlag for disse naturtyper (Svendsen et al., 2005:111). I alt bliver således 32 habitat-naturtyper helt eller delvist overvåget, og tre habitat-naturtype

forventes ikke omfattet af programmet. Figur 7.1 viser andelen af habitat-naturtyper, som overvåges i programmet.



Figur 7.1. Habitat-naturtyper overvåget i det terrestriske delprogram

7.4 Naturovervågning

Overvågningen finder primært sted inden for habitatområderne, men en del af overvågningen er tillige rettet mod områder uden for habitatområderne. For at kunne tilrettelægge overvågningen er det nødvendigt at lave en kortlægning af forekomst af de enkelte naturtyper. Kortlægning og overvågning er to adskilte arbejdsopgaver under NOVANA. Kortlægningen beskrives nærmere i afsnit 7.7.

Naturovervågningen er struktureret omkring overvågningsstationer, herefter blot stationer. Inden for hver af disse stationer overvåges naturtypens udvikling i forhold til en række kemiske, fysiske og vegetative indikatorer. Disse indikatorer omtales i NOVANA programmet som 'målbare parametre'.

7.4.1 Intensiv og ekstensiv overvågning

Der sondres i programmet mellem intensiv og ekstensiv overvågning. Forskellen på den intensive og den ekstensive overvågning er, at den intensive overvågning foretages med en højere frekvens og omfatter flere måleparametre end den ekstensive. Intensiv overvågning foretages på intensive stationer. Tilsvarende foretages ekstensiv overvågning på ekstensive stationer. En overvågningsstation defineres som en geografisk afgrænset enhed. Inden for et naturområde, som ønskes overvåget, udlægges én eller flere overvågningsstationer. En station udlægges med henblik på én naturtype (Svendsen et al., 2005). Denne naturtype betegnes som den primære naturtype. Andre habitat-naturtyper, som ligger i mosaik med den primære naturtype, omfattes også af stationen. Disse naturtyper omtales som sekundære naturtyper. Den primære naturtype skal ved udpegningstidspunktet udgøre mindst 50 pct. af stationens samlede areal (Fredshavn et al., 2004). De intensive stationer overvåges årligt, hvor de ekstensive stationer overvåges hvert 6. år.

Formålet med den intensive overvågning er at muliggøre en beskrivelse af udviklingstendenser, herunder sammenhæng mellem påvirkninger, tilstand og udvikling (Svendsen et al., 2005:110). De intensive stationer skal have en nogenlunde jævn regional fordeling (DMU, 2004b). På baggrund af data indsamlet på de intensive stationer laves modeller, som anvendes på de ekstensive stationer.

Formålet med den ekstensive overvågning er at give et repræsentativt billede af tilstand og udvikling af naturtyperne på nationalt niveau. Den nationale indberetning om habitat-naturtypernes bevaringsstatus vil bygge på den ekstensive overvågning (Svendsen et al., 2005:110).

Det er forskelligt hvor mange intensive og ekstensive stationer, som udlægges for den enkelte habitat-naturtype. Overvågningen fokuserer på de prioriterede naturtyper. Antal af intensive og ekstensive overvågningsstationer, som udlægges, afhænger af, hvor varieret trusselsbilledet af den pågældende naturtype vurderes at være, og hvor omfattende forekomsterne af naturtypen er på landsplan (Svendsen et al., 2005:111). For at kunne tilvejebringe dokumentation om årlige variationer og for at kunne belyse udvalgte årsagssammenhænge, vurderes det, at et minimum på 10 intensive stationer er nødvendigt. Antallet af ekstensive stationer ligger mellem 0-100. For naturtyper med få forekomster eller lille variation udlægges ingen ekstensive stationer (Svendsen et al., 2005:111).

Naturtype	Antal udpegninger	Intensive stationer	Ekstensive stationer
7110 *Aktiv højmose	16	10	11
7120 Nedbrudt højmoser med mulighed for naturlig gendannelse	17	0	0
91D0 *Skovbevoksede tørvemoser	42	-	-

Tabel 7.3. Antal af udpegede lokaliteter og udpegede intensive og ekstensive stationer for højmose-relaterede naturtyper. For hver naturtype angiver 'antal udpegninger' hvor mange gange den pågældende naturtype er optrådt i udpegningsgrundlaget for de 254 habitatområder i Danmark. Kilde: Svendsen et al. (2005:115).

Overvågningen er prioriteret således, at der inden for habitatområder udlægges både intensive og ekstensive stationer. Uden for habitatområder udlægges alene ekstensive stationer. Omkring halvdelen af de ekstensive stationer, som udlægges for en naturtype, placeres uden for habitatområderne. Stationsnettet består samlet af 201 intensive stationer og 761 ekstensive (Fredshavn et al., 2004). På danske forekomster af højmoser er der planlagt 10 intensive og 11 ekstensive stationer. Der er ikke udlagt stationer for 7120 (se tabel 7.3), og naturtypen overvåges derfor alene som 'sekundær' naturtype. 91D0 er kategoriseret som skovnaturtype, og er derfor endnu ikke omfattet af programmet.

Antallet af planlagte stationer kan overstige antallet af udpegninger, da der inden for det enkelte habitatområde kan ligge flere stationer, eller fordi der udlægges stationer uden for habitatområderne (Svendsen et al., 2005:115).

Overvågningsstationer er udvalgt således, at de skal sikre en god repræsentation af naturtypen og dens biologiske og geografiske variation (DMU, 2003b). Det er forudsat, at andelen af de udvalgte naturtyper, som ligger inden for habitatområderne, udgør en væsentlig og repræsentativ stikprøve af de samlede danske forekomster af de enkelte naturtyper (DMU, 2003b). Udpegning af stationer sker i et samarbejde mellem Danmarks Miljøundersøgelser og amterne.

7.4.2 Målbare parametre

For hver af de målbare parametre er der opstillet specifikke kriterier for gunstig bevaringsstatus. De målbare parametre er valgt således, at de for den enkelte naturtype kan påvise tilstand, udvikling og effekt af de vigtigste påvirkningsfaktorer (Søgaard et al., 2003:17). Økosystemer forandres som følge af indre dynamikker samt de påvirkninger, som de udsættes for. Alle dele af et økosystem forandres dog ikke lige hurtigt, fx kan en øget kvælstofkoncentration måles i jordvandet før end den afspejles i vegetationssammensætningen. Overvågningsprogrammet omfatter både hurtigt og mere langsomt reagerende parametre (Søgaard et al., 2003:17).

De påvirkningsfaktorer, som de målbare parametre er valgt til at beskrive, er eutrofiering (og forsuring), ophør af ekstensiv drift, ændringer i hydrologien, dæmpning af naturtypens naturlige dynamik samt habitatfragmentering (Svendsen et al., 2005:109). Det har været et mål kun at inddrage parametre i programmet, hvor der har været videnskabeligt belæg for, at parametrene kan påvise kendte påvirkningsfaktorer (Samtale Nielsen, 2004).

Tabel 7.4 viser de fysisk-kemiske og vegetative måleparametre, som programmet omfatter. Desuden indsamles der baggrundsdata for alle områder. Baggrundsdata indsamles kun én gang og omfatter informationer om driftshistorie, C/N-ratio i mineraljorden og biomasseanalyser (DMU, 2003b).

Måleparametre som anvendes på højmoser	Måleparametre som indgår i NOVANA men som <u>ikke</u> anvendes på højmoser
Vegetationsanalyse Formål: Definition af habitat-naturtyperne afhænger bl.a. af naturtypens karakteristiske arter, det er derfor nødvendigt at overvåge arterne for at se om et område skifter type. Forekomst af karakteristiske arter indgår i Habitatdirektivets definition af gunstig bevaringsstatus. Sammensætningen af planter er en indikator for naturtilstanden, da eutrofiering, tilgroning og dræning forventes at medføre ændringer af sammensætningen af arter og af den relative dækningsgrad af de enkelte arter. I fx klitter, højmoser og skov er det nødvendigt at supplere vegetationsanalysen med karplanter fx mosser og laver. Måling: Vegetationen undersøges i prøvefelter og ved estimater af naturtypens karakteristiske arter.	C/N-ratio Formål: Afspejler det sammensatte resultat af en række økosystemprocesser. C/N-ratio er en stærk indikator for eutrofiering. Der findes en klar sammenhæng mellem C/N-ratio og kvælstofudvaskning. Måling: Måles hvert 6. år, dog ikke for visse mose- og klittyper.
Kvælstofdeposition Formål: Kvælstofdepositioner fører til dominans af hurtigvoksende planter. Kvælstof bidrager til øget surhed af jordbunden, hvilket kan virke negativt ind på surhedsfølsomme planter. Måling: For de enkelte lokaliteter vil kvælstofdepositioner blive modelleret på baggrund af delprogram for luftforurening.	Fosfortal Formål: Fosfor kan være det begrænsende næringsstof. Måling: Der måles plantetilgængeligt fosfor for naturtyper, som med stor sandsynlighed kan være gødsket. Måles kun på overdrev, enge/kær og strandenge (og kun på halvdelen af lokaliteterne).
Nitratanalyse Formål: Vandstandssænkning som følge af dræning eller vandindvindning kan på mosetyper og på våde heder medføre udtørring og deraf følgende mineralisering i de øverste organiske top lag. Gennem mineralisering og luftbårne depositioner kan tilgængeligheden af nitrat øges. På næringsfattige naturtyper som højmose og hede findes der normalt ikke nitrat i jordvæsken. Måling: Måles i kær- og højmosetyper og på strandenge. Måles årligt på intensive stationer og hvert 6. år på ekstensive. Bemærkning: Målingerne forventes at variere i forhold til vandstandsforhold og nedbørmængde over vækstsæsonen og over år.	Vandstandslogger Formål: Vandstandsændringer fører til ændrede livsbetingelser og dermed forandringer i diversitet og artssammensætning. Udtørring kan føre til øget mineralisering og deraf følgende frigivelse af næringsstoffer og/eller plantegifte som okker. Måling: Måles årligt på intensive stationer og hvert 6. år på ekstensive. Bemærkning: Vandstanden varierer betydeligt over sæsonen og fra år til år afhængig af nedbør og anden vandtilførsel.
Kvælstofindhold i skud og blade Formål: Afspejler kvælstoftilgængeligheden og dermed atmosfæriske depositioner af kvælstofforbindelser. Kvælstofindholdet i løv er den eneste kvælstofindikatorer, som forventes at reagere med år til år variation. Måling: Måles årligt på alle intensive stationer.	
Ledningsevne Formål: Giver et simpelt billede af næringsstofsbalancen i jordvandet. Måling: Måles på våde og næringsfattige naturtyper (kær, højmose naturtyper og strandenge). Måles årligt på intensive stationer og hvert 6. år på ekstensive. Bemærkning: Det kan forventes variationer over vækstsæsonen afhængig af vandstandsændringer.	
pH-måling Formål: pH er styrende for en række biologiske processer. Måling: Måles årligt på intensive og hvert 6. år på ekstensive stationer.	

Tabel 7.4. Måleparametre som anvendes i NOVANA programmet.

Kilde: DMU (2003b); Fredshavn et al. (2004).

Mange af de måleparametre, som indgår i programmet, er fysisk-kemiske. Knud Erik Nielsen fra Fagdatacenter for Biodiversitet og terrestrisk natur har været en væsentlig drivkraft bag tilrettelæggelsen af overvågningsprogrammet, og har målrettet arbejdet for at kemiske parametre – og særligt kvælstofmålinger – kom til at udgøre en væsentlig del af kriterierne for gunstig bevaringsstatus (Samtale Nielsen, 2004). At de fysisk-kemiske parametre har fået så fremtrædende rolle i programmet skyldes ifølge Risager, at Danmarks Miljøundersøgelse har haft stærke faglige kompetencer på netop dette område (Samtale Risager, 2004).

For hver enkelt habitat-naturtype er der sammensat en række måleparametre. Tabel 7.5 viser fysisk-kemiske parametre for udvalgte naturtyper.

Habitattype	Ref. Nr.	Jordprøver			Vandprøver			Planteprov	
		C/N*	P*	pH	NO ₃	pH, ledn	Vandst.	N i biomasse**	N i løv**
Fugtig hede	4010	X		X				X	X
Tidvis våd eng	6410	X	X	X			X		
Højmose	7110				X	X			X
Rigkær	7230	X	X	X			X		

Tabel 7.5. Tabellen viser de fysisk-kemiske parametre, som der måles i forhold til på udvalgte naturtyper. Kilde: Fredshavn et al. (2004).

*Måles kun en gang i programperioden på intensive og ekstensive stationer

**Måles kun på intensive stationer

7.4.3 Vurdering af valgte parametre

Den følgende vurdering af de i programmet valgte parametre er rettet specifikt mod højmosen og bygger på samtale med Bent Aaby. Overordnet betragter Aaby vegetationsundersøgelser, modellering af kvælstofdepositioner, nitratanalyse, måling af kvælstofindhold i skud og blade, pH-måling og måling af ledningsevne som relevante måleparametre. I den overordnede sammensætning af måleparametre går den væsentligste kritik på, at vandstandslogger også burde anvendes på højmoser. Aaby kritiserer desuden ressourcefordelingen i programmet, således mener han, at det er uhensigtsmæssigt årligt at lave vegetationsundersøgelser på intensive stationer. Det vil være tilstrækkeligt at foretage de meget arbejdsintensive vegetationsundersøgelser en gang hvert 6. år. Nitratanalyser og måling af kvælstofindhold i skud og blade er relativt dyre, men er vigtige for at måle tilgængeligheden af næringsstoffer. Måling af ledningsevne er en billig og meget velegnet metode til at undersøge næringsstofbalancen, og pH er en billig og vigtig indikatorer for økosystembalancen. Ledningsevne, pH og vandstandslogger bør måles årligt ellers er det meget begrænset, hvad der kan konkluderes på baggrund af målingerne (Samtale Aaby, 2005). De målbare parametre, som Aaby finder relevante, er vist i tabel 7.6.

Parameter	Relevans	Frekvens	Bemærkning
Vegetationsanalyse	JA	Hvert 6. år	
Nitratanalyse	JA	Årligt/hvert 6. år	
Kvælstofindhold i skud og blade	JA	Årlig på intensive stationer	
pH	JA	Årligt	
Ledningsevne	JA	Årligt	
Vandstandslogger	JA	Årligt	Ellers ikke

Tabel 7.6. Anbefalede valg af måleparametre. Kilde: samtale Aaby (2005).

7.5 Kriterier for gunstig bevaringsstatus

For hver enkelt habitat-naturtype har Danmarks Miljøundersøgelser udviklet kriterier for gunstig bevaringsstatus på både lokalt og nationalt niveau (Søgaard et al., 2003). Kriterierne på lokalt niveau for højmoser er vist i tabel 7.7. På nationalt niveau sker der en samlet vurdering af naturtypens bevaringsstatus på baggrund af en sammenvejning af bevaringsstatus for de enkelte lokaliteter. De ovenfor gennemgåede parametre anvendes til at måle bevaringsstatus.

Da Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdede kriterier for de enkelte naturtyper, var det ikke fastlagt, hvordan bevaringsstilstanden for den enkelte naturtype endeligt skulle vurderes: “Det er endnu ikke muligt at angive et helt præcist sæt af regler for, hvordan opfyldelse af de enkelte kriterier skal opsummeres til en samlet lokal – eller national – bedømmelse.” (Søgaard et al., 2003:11). Danmarks Miljøundersøgelser har dog siden arbejdet videre med, hvordan en sådan sammenvejning i praksis kan gennemføres. Dette beskrives i kapitel 8.

Kriterier for gunstig bevaringsstatus er udviklet ud fra følgende målsætninger:

- de skal kunne danne grundlag for overvågning af naturtypens bevaringsstatus
- de skal være biologisk relevante og kunne tjene som udgangspunkt for naturbeskyttelse
- de skal være umiddelbart forståelige og være baseret på fagligt forsvarlige forenklinger
- de skal være operationelle og lægge op til reproducerbare overvågningsmetoder
- de skal være kvantificerbare (Søgaard et al., 2003:11)

Kriterierne er udviklet således at de belyser bevaringstilstanden for hver naturtypes:

- Areal og udbredelsesområde
- Struktur og funktion
- Karakteristiske arter (Søgaard et al., 2003:15)

På lokalt niveau forudsætter gunstig bevaringsstatus, at areal og udbredelsesområde, struktur og funktion samt bevaringsstatus for de karakteristiske arter som minimum skal opretholdes

og gerne forbedres, således at bevaringstilstanden på sigt er stabil eller i forbedring (Søgaard et al., 2003).

Udvikling af areal og udbredelsesområde undersøges i forhold til den indledende kortlægning, som amterne foretager. Udvikling af struktur og funktion undersøges gennem måling af fysisk-kemiske og vegetationsmæssige måleparametre, og udvikling af de karakteristiske arter undersøges gennem vegetationsundersøgelser.

På nationalt niveau forudsætter gunstig bevaringsstatus, at det samlede areal og antal af forekomster af den enkelte naturtype skal være stabilt eller stigende. Struktur og funktion skal være gunstig for mere end 70-75 pct. af de udpegede arealer eller forekomster. For arterne forudsættes det, at de karakteristiske arters udbredelsesområde ikke formindskes, og at der observeres et stabilt eller stigende antal forekomster (Søgaard et al., 2003:15).

For visse af de parametre, som anvendes i overvågningsprogrammet, er kendskabet mangelfuldt i forhold til at opstille kriterier for gunstig bevaringsstatus. Opstilling af endelige kriterier for disse parametre må afvente opbygning af erfaringer gennem programmet. Tærskelværdier for visse parametre kan således ændres i takt med at overvågningserfaringer opbygges. I forbindelse med evalueringer af overvågningsprogrammet vil det være muligt, at visse måleparametre glider ud, og at oversete parametre i visse tilfælde indføres i programmet (Søgaard et al., 2003:17).

	Type 7110	Egenskab	Målbar enhed	Kriterier	Bemærkning
1	Areal	Areal (ha)	Antal (ha)	Stabilt eller stigende	
2	Struktur og funktion	Naturligt lavt næringsstofsniveau	Kvælstofdeposition (kg N/ha/år)	Den fastsatte tålegrænse må ikke overskrides.	Tålegrænse 5-10 kg N/ha/år, UNECE 2003
3		Naturligt lavt næringsstofsniveau	Indhold af kvælstof i tørvemosser	Inden for den forventede variationsbredde for naturtypen i Danmark.	Bør være < 10 mg N/g tørvægt. Foreløbigt kriterium.
4		Naturligt lavt næringsstofsniveau	C/N forhold i det øverste lag	Inden for den forventede variationsbredde for naturtypen i Danmark. Stabil eller i forbedring.	Bør være > 25. Foreløbigt kriterium. Lav C/N øger mineralisering (nitrat) med risiko for udvaskning af N og dominans af få arter.
5		Naturligt lavt Næringsstofsniveau	NO ₃ -N i vand	Inden for den forventede variationsbredde for naturtypen i Danmark. Stabil eller i forbedring.	Bør være < 0,03 mg N/liter. Nitrat er tegn på mineralisering af tørv og dermed Ophør af tørvedannelsen.
6		Naturlige kårfactorer	Afstand (m) til nærmeste areal med pesticidanvendelse og gødskning.	Stabil eller stigende	Bør være > 100 m. Typen er meget følsom overfor påvirkninger.
7		Uforstyrret hydrologi og næringsstofsniveau	Frekvens/dækningsgrad af græsser i højler	Inden for den forventede variationsbredde for naturtypen i Danmark. Stabil eller i forbedring.	Højmosefladen er den eneste terrestriske naturtype i Danmark uden græsser.
8		Uforstyrret hydrologi og tørvedannelse	Højden (mm) af det sekundære Vandspejl	Inden for den forventede variationsbredde for naturtypen i Danmark. Stabil eller i forbedring.	Års- og sæsonsvingninger må kun afhænge af nedbør og fordampning.
9		Uforstyrret hydrologi og tørvedannelse	Dækningsgrad af højler	Inden for den forventede variationsbredde for naturtypen i Danmark. Stabil eller i forbedring.	En nedgang i højlerne afspejler signifikante ændringer i forholdene.
10		Surhedsgrad	pH	pH skal være stabil og ikke væsentlig lavere end lokalitetens naturlige surhedsgrad (< 4,2).	Hvor der ikke er historiske oplysninger, vil den naturlige pH kunne modelberegnes.
11		Ledningsevne	Ledningsevne (mikrosiemens)	Ledningsevnen må ikke ændre sig i forhold til den naturlige ledningsevne for habitattypen.	Ledningsevnen er en væsentlig parameter til registrering af en eventuel ændret næringsstoftilførsel.
12		Tilgroning	Dækningsgrad af træer og buske på mosen	Stabil eller faldende. Der bør ikke være træer eller buske på naturtypens centrale del (fladen).	Tilgroning kan ske som følge af dræning og eutrofiering, og kan accelerere udtørring.
13		Mekanisk forstyrrelse	Antal græssende dyr/ha og afstand til nærmeste vildtfodring.	Ingen husdyrgræsning. Afstand til vildtfodring stabil eller stigende.	Afstand til vildtfodring bør være > 200 meter.
14		Artssammensætning af planter	Afvigelse fra den pågældende naturtypes artssammensætning i referencetilstanden.	Afvigelsen er inden for den forventede variationsbredde for naturtypen i Danmark.	Artssammensætningen er et diversitetsmål, hvor ændrede kårfactorer kan aflæses.
15	Karakteristiske arter	Bestand af karakteristiske arter	Bestandsindeks for hver tilstedeværende, karakteristisk art.	Langsigtet opretholdelse på stabilt eller stigende niveau.	Opgøres artsvis, fx DAFOR skala. Svingninger er naturlige. I særlige tilfælde kan tilbagegang accepteres/målsættes.

Tabel 7.7. Kriterier for gunstig bevaringsstatus på lokalt niveau for naturtypen 7110 *Aktiv højmoser.
Kilde: Søgaard et al. (2003:100). Der refereres i teksten til tallet i venstre spalte, angivet i parentes.

7.6 Evaluering af kriterier for gunstig bevaringsstatus for højmoser

I det følgende afsnit gennemgås kriterier for gunstig bevaringsstatus for højmoser (se tabel 7.7.). Udgangspunktet for denne gennemgang er en samtale med Bent Aaby samt en rapport om naturkvalitetsvurdering af højmoser (Risager, 1998a).

7.6.1 Areal

Målsætning for den enkelte lokalitet er, at det samlede areal af 7110 *Aktiv højmose er konstant eller stigende (1). Udvikling af arealet for den enkelte lokalitet skal sammenholdes med det opgjorte areal ved den indledende kortlægning. Danmarks Miljøundersøgelser har endnu ikke gjort klart, hvordan og hvor ofte arealet skal måles. Ifølge Risager (1998a) er vegetationen på store højmoser mindre påvirkelig overfor klimaændringer; jo større en højmose er desto bedre.

7.6.2 Struktur og funktion

Struktur og funktion er opdelt i måleparametre for næringsstofbelastning, uforstyrret hydrologi, tørvedannelse, surhedsgrad, ledningsevne, tilgroning, mekaniske forstyrrelser og artssammensætning af planter. Disse måleparametre gennemgås i det følgende:

Næringsstofbelastning

Næringsstofbelastningen er fastsat i forhold til en kritisk tålegrænse på 5-10 kg N/ha/år (2), hvilket er i overensstemmelse med internationalt fastsat tålegrænse for højmoser (se afsnit 4.6). Kvælstofindholdet af tørvemosser måles gennem kvælstofprøver af topskud. Som foreløbigt kriterium er anført, at kvælstofindholdet bør være mindre end 10 mg N/g tørvægt (3). Dette er ifølge Aaby en passende tålegrænse (Samtale Aaby, 2005). Mette Risager har anvendt denne metode i forbindelse med udarbejdelse af sin ph.d. Metoden er meget tidskrævende, og det er vigtigt, at alle amter indsamler topskud af tørvemosser samtidigt, fx i september måned. Hvis ikke prøverne indsamles ved samme tid på året kan de ikke sammenlignes (Samtale Risager, 2004). Som overvågningsprogrammet er tilrettelagt, kan inventørene selv tilrettelægge, hvornår den enkelte højmoselokalitet besøges i perioden fra juni til september (Fredshavn et al., 2004).

C/N forholdet skal vurderes i det øverste lag (4). Det foreløbige kriterium er sat til $C/N > 25$. Dette er ifølge Bent Aaby et passende niveau (Samtale Aaby, 2005). C/N forholdet vil ligeledes blive bestemt i topskud af tørvemos.

Nitratindholdet bestemmes gennem vandprøver. Det vurderes i bemærkningerne at $\text{NO}_3\text{-N}$ bør være $< 0,03$ mg N/liter (5). Dette anser Bent Aaby som en passende tålegrænse (Samtale Aaby, 2005).

Som kriterium for afstand til nærmeste areal med pesticidanvendelse og gødskning stilles der et kriterium om, at afstanden skal være stabil eller stigende, og det angives at afstanden bør være over 100 meter (6). Wilhjelmudvalget har anbefalet en bufferzone omkring sårbare naturtyper som højmoser, lobeliesøer og heder (over 10 ha) på mindst 300 meter (Wilhjelmudvalget, 2001). Hvor stor en bufferzone som er nødvendig, afhænger af en række faktorer. Der bør ifølge Wilhjelmudvalget (2001) tages hensyn til lokalitetens sårbarhed og tilstand, samt områdets vindforhold, terrænets ruhed mm.

Bak (2001) har beregnet andelen af det danske landbrug, som vil blive berørt ved udlægning af forskellige størrelser bufferzoner om højmoser, heder og overdrev²¹. Ved en bufferzone på 300 meter vil 5 pct. af det danske landbrugsareal blive berørt, hvorimod en 400 meter bred bufferzone vil berøre 7 pct. Ved en bufferzone på 500 meter vil 9 pct. af landbruget blive berørt. Størrelsen på bufferzone kommer med andre ord til at afgøre hvor meget landbrug, som bliver berørt. Kriteriet om en bufferzone på minimum 100 meter forekommer at være resultatet af en politisk prioritering, da de første forslag til kriterier for gunstig bevaringsstatus fra Danmarks Miljøundersøgelser omfattede en langt større bufferzone for højmoser (Samtale Risager, 2004).

Uforstyrret hydrologi

Uforstyrret hydrologi og næringsstofniveau undersøges ud fra frekvens/dækningsgrad af græsser i høljer, hvor målsætningen er, at der ikke skal være græsser på danske højmoser (7). Den eneste græsart, som er en trussel for danske højmoser, er Blåtop. Blåtop er en god indikator for forstyrrelser af højmosens hydrologi, og bør derfor ikke alene undersøges i høljer men derimod på hele højmosefladen (Risager, 2003; samtale Aaby, 2005).

Målsætning for uforstyrret hydrologi er, at års- og sæsonsvingninger kun må afhænge af nedbør og fordampning. Som målbar enhed angives vandstanden af det sekundære vandspejl (8). Det anføres dog ingen retningslinier for, hvad års- og sæsonsvinger forventes at være. Det fremstår meget uklart, hvordan det sekundære vandspejl vil blive målt, da der ikke er planlagt vandstandslogger til overvågning af højmoser (jf. tabel 7.5). Vandstandshøjden på det sekundære vandspejl er afgørende for højmosens bevaringstilstand. Det sekundære vandspejl skal være så tæt på højmoseoverfladen som muligt, og må højst variere 50 cm over året. En periodevis lavere sommervandstand af det sekundære vandspejl i perioden juni-september er dog almindelig (Samtale Risager, 2004; samtale Aaby, 2005). Det sekundære vandspejl i høljer må dog højst variere ca. 10 cm (Samtale Risager, 2004). Risager og Aaby anbefaler, at der opstilles vandstandslogger på højmoserne. Risager anbefaler, at der anvendes vandstandslogger, hvor maksimum og minimum vandstand måles løbende, således at

²¹ For heder og overdrev angives en nedre arealgrænse på 10 ha for heder uden for habitatområder og 2,5 ha for overdrev uden for habitatområder (Bak, 2001).

årstidsvariationer kan bestemmes (Samtale Risager, 2004). Aaby vurderer, at en årlig vandstandsmåling vil være tilstrækkelig (Samtale Aaby, 2005). En årlig vandstandsmåling vurderes til gengæld som utilstrækkelig af Risager (Korresp. Risager, 2005).

Som indikator for uforstyrret hydrologi anvendes højernes dækningsgrad af højmosefladen. Som kriterium er angivet, at dækningsgraden af højler skal være stabil eller i fremgang (9). Højernes dækningsgrad af de udlagte 5-metercirkler vurderes. Dækningsgrad af højler er ifølge Aaby en udmærket indikatorer for højmosens udvikling. Det er dog vigtigt at opgøre dækningsgraden af højler ud fra vegetationen og ikke alene topografien (Samtale Aaby, 2005).

Højmosens dækningsgrad af tørvemosser er en vigtig indikatorer for urørt hydrologi. Ifølge Aaby bør dækningsgraden af tørvemosser være på minimum 40-50 pct. (Samtale Aaby, 2005). Risager vurderer imidlertid, at dækningsgraden af tørvemosser bør være op imod 100 pct. for at bevaringstilstanden er gunstig. Specielt forekomsten af *Sphagnum cuspidatum* er vigtig, da den findes i højlerne, og indikerer at vandstanden for det sekundære vandspejl er tilstrækkeligt høj (Risager, 1998a; samtale Risager, 2004). Dækningsgraden af tørvemosser måles gennem pinpoint-undersøgelse på de enkelte prøvefelter (se afsnit 7.9.1). Den samlede dækningsgrad af tørvemosser bør dog også vurderes i forhold til den udlagte 5-metercirkel (Samtale Aaby, 2005).

Surhedsgrad

Surhedsgrad måles ved pH-måling. Som kriterium er angivet at pH skal være stabil og ikke væsentligt lavere end lokalitetens naturlige surhedsgrad ($< 4,2$). De steder, hvor der ikke findes historiske oplysninger om lokalitetens tidligere pH-værdi, vil pH blive modelberegnet (10). pH for danske højmoser varierer men ligger i intervallet mellem 3,5-4,5. Hvis pH bliver højere end 4,5 har det meget alvorlige konsekvenser for økosystemet, da det bl.a. kan ændre konkurrenceforholdet mellem *Sphagnum*arter og karplanter. pH kan derimod godt være lavere. Kriteriet burde således være, at: "pH skal være stabil og ikke væsentligt **højere** end lokalitetens naturlige surhedsgrad ($< 4,5$)" (Samtale Risager, 2004; samtale Aaby, 2005). Risager anser det for ressourcespild at modelberegne en højmoselokalitets naturlige pH (Samtale Risager, 2004).

Ledningsevne

Kriteriet for ledningsevne er, at den ikke må ændre sig i forhold til det naturlige niveau for naturtypen (11). Det angives dog ikke, hvad niveauet er for højmoser. Aaby vurderer, at ledningsevne bør måles årligt, og ikke bør overskride 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Samtale Aaby, 2005).

Tilgroning

Som kriterium for tilgroning stilles, at dækningsgraden af træer og buske på højmosefladen er stabil eller faldende (12). Ifølge Aaby er dette et relevant kriterium (Samtale Aaby, 2004). På flere højmoselokaliteter er det observeret, at tuevegetationen gror ind over højlerne (Risager & Aaby, 1996). Tuevegetationen kan imidlertid også selv trues af tilgroning som følge af dræning og næringsstofbelastning af højmosen (Risager, 1998a).

Mekanisk forstyrrelse

Som kriterium for mekanisk forstyrrelse anføres, at afstand til vildtfodring bør være større end 200 meter (13). Dette er ifølge Aaby et relevant kriterium (Samtale Aaby, 2005). Desuden må højmoser ikke afgræsses (Samtale Risager, 2004). Risager har ud over de nævnte forstyrrelser listet en række andre forstyrrelser, som typisk er nemme at konstatere ved en feltbesigtigelse, og som har en negativ effekt på højmosens tilstand. Det drejer sig om tørvegrave, grøfter, tørveskæring, dræn, græsning og kørsel (Risager, 1998a)

Artssammensætning af planter

Som kriterium for artssammensætningen af planter stilles, at afvigelser skal holdes inden for den forventede variationsbredde for danske højmoser (14). Det angives ikke, hvad den forventede variationsbredde er, og ifølge Aaby er det et særdeles vanskeligt kriterium at kvantificere. Artssammensætningen af planter bør derfor ikke anvendes som kriterium for danske højmoser (Samtale Aaby, 2005).

7.6.3 Karakteristiske arter

Som kriterium stilles, at den langsigtede opretholdelse af bestanden af karakteristiske arter bør være stabil eller i stigning (15). På danske højmoseflader forekommer kun et begrænset antal af plantearter naturligt. Alle disse arter forekommer også på beslægtede naturtyper, og det er derfor mere præcist at tale om almindeligt forekommende arter frem for karakterarter. Højmosefladens naturlige vegetation kan defineres negativt i forhold til fravær af plantearter (Risager, 2003). Det er derfor relevant at undersøge højmosefladens vegetation i forhold til almindeligt forekommende arter versus invasive arter. Risager (1998b) vurderer i sin ph.d. 7 danske højmosers tilstand på baggrund af et opstillet vegetationsskema. Skemaet er baseret på en række tidligere vegetationsundersøgelser på danske højmoser. Vegetationsskemaet er inddelt i såkaldte 'basisarter', 'højmosefremmede arter' samt 'lokalt hjemhørende arter' (se tabel 7.8). Blandt de såkaldte 'basisarter', som er typiske karplanter og tørvemosser på danske højmoser, er enkelte udnævnt som 'plusarter'. Plusarterne indikerer bl.a. en høj fugtighed på højmosen, mens 'minusarter' indikerer det modsatte. Minusarterne er de arter, der findes blandt de højmosefremmede arter (tabel 7.8), eller de arter som signifikant ændrer deres

indbyrdes dominansforhold. Det kan fx være en kraftig tilvækst af Revling eller Blåtop (Risager, 1998a). Nedenfor ses et skema over de kategoriserede arter.

Basisarter Karplanter	Udvalgte højmose- fremmede arter	Lokalt hjemhørende arter	Basisarter <i>Sphagnum</i>	Plusarter	Minusarter
Hedelyng	Smalbladet Mangeløv	Dun-Birk	<i>S. magellanicum</i>	Arter af <i>Sphagnum</i>	Arter der ikke er basisarter
Klokkelyng	Almindelig Star	Skov-Fyr	<i>S. tenellum</i>	<i>S. cuspidatum</i>	Dominansforhold ændret fx Blåtop og Revling
Revling	Bjerg-Fyr	Benbræk	<i>S. compactum</i>	Hvid Næbfrø	
Rosmarinlyng	Blåtop	Pors	<i>S. cuspidatum</i>	Alle Soldugarter	
Tranebær	Bølget Bunke	Blomster-Siv	<i>S. rubellum</i>		
Smalbladet Kæruld	Mosebølle	Brun Næbfrø	<i>S. capillifolium</i>		
Tue-Kæruld	Gederams	Dynd-Star	<i>S. fuscum</i>		
Tue-Kogleaks	Rødgran		<i>S. papillosum</i>		
Hvis Næbfrø	Tyttebær		<i>S. molle</i>		
Rundbladet Soldug	<i>S. fallax</i>		<i>S. angustifolium</i>		
Liden Soldug	<i>S. palustre</i>		<i>S. imbricatum</i> sp.		
Langbladet Soldug	<i>S. fimbriatum</i>		<i>S. subnitens</i>		
Multebær					

Tabel 7.8. Basisarter, udvalgte højmosefremmede arter, lokalt hjemhørende arter samt udvalgte plus- og minusarter. Kilde: Risager (1998a).

Risager (1998a) pointerer, at det ikke kun er forekomsten af de enkelte arter, der har betydning for højmosens tilstand. Hyppighed og fordeling af de enkelte arter er også væsentlig. En udtørring eller en øget kvælstofpåvirkning kan betyde en ændring i arternes konkurrenceforhold, og dermed en ændring i hyppigheden og fordelingen af de enkelte arter.

7.7 Kortlægning

Formålet med NOVANA programmets kortlægning er at give et tilstrækkeligt overblik over forekomster af habitat-naturtyper til at udpege nettet af ekstensive stationer. I forbindelse med kortlægningen skal der indsamles data om arealmæssig udstrækning og naturindhold af de enkelte lokaliteter (Fredshavn, 2004). I første halvdel af overvågningsperioden 2004-09 kortlægges naturtyper inden for habitatområderne, og i anden halvdel af perioden kortlægges stikprøvevis naturtyper uden for habitatområderne. Kortlægningen inden for habitatområderne tager udgangspunkt i de 18 naturtyper, som der er udlagt overvågningsstationer i forhold til. Alle forekomster af habitat-naturtyper inden for habitatområderne skal kortlægges. Denne kortlægning forventes tilendebragt inden udgangen af 2005 (Svendsen et al., 2005:113).

Frem til 2004, hvor NOVANA programmet trådte i kraft, havde amterne kortlagt forekomst af habitat-naturtyper i ca. halvdelen af habitatområderne. Amterne havde dermed kun i begrænset omfang præcis kendskab til areal og placering af habitat-naturtypernes forekomster. Derfor byggede Danmarks indberetning af habitatnatur til Kommissionen alene

på kendskab til forekomst af habitat-naturtyper i de enkelte områder, samt en estimering af de enkelte naturtypers procentvise dækning af området (Samtale Buchwald, 2004).

I 1994-96 foretog amterne en registrering og kortlægning af § 3-arealer (DMU, 2003b). Udvælgelse af potentielle forekomster af habitat-naturtyper sker på baggrund af § 3-kortlægningen. Til kortlægningen af habitat-naturtyper benyttes ortofotos²².

Alle § 3-lokaliteter inden for habitatområder skal principielt besigtiges. Det samlede antal § 3-områder inden for habitatområderne udgør ca. 4.000-5.000 lokaliteter. Lokaliteter, der med sikkerhed vides ikke at indeholde habitatnatur, fravælges. Til gengæld tilvælges områder med habitatnatur, som ikke ligger inden for § 3-arealer, fx kildevæld (Fredshavn, 2004). Uden for habitatområderne findes samlet ca. 100.000 § 3-områder, hvoraf hovedparten angiveligt har et lavt naturindhold (Fredshavn, 2004).

Den indledende vurdering af lokaliteter sker på baggrund af ortofotos. For potentielle habitat-lokaliteter udlægges såkaldte besøgsarealer, og på hvert besøgsareal vælges et besøgs punkt. Fra dette besøgs punkt bestemmes naturtypen. Hvis der er klare grænser mellem de enkelte naturtyper indtegnes disse på ortofotos, og hvis der er tale om mosaik-natur indtegnes det samlede areal, med en procentvis angivelse af de enkelte naturtypers dækningsgrad (Fredshavn, 2004).

Til bestemmelse af den enkelte naturtype benyttedes i 2004 en nøgle, som Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser havde udviklet (se afsnit 9.6). Nøglen kunne ikke stå alene, men skulle bruges sammen med en beskrivelse af de enkelte habitat-naturtyper (Fredshavn, 2004: appendiks 4a). I den 2. revision af de tekniske anvisninger er nøglen taget ud af programmet, således at naturtyperne alene bestemmes på baggrund af beskrivelsen af de enkelte naturtyper (Fredshavn et al., 2004). Når naturtyperne vurderes, skal den enkelte naturtype forstås i så stor variationsbredde som muligt, således at også de biologiske set mindre interessante dele af lokaliteten kortlægges (Fredshavn, 2004).

Hvis der er tale om større, uoverskuelige og/eller vanskeligt tilgængelige områder, anvendes alene den indledende kortlægning, som er foretaget på ortofotos. For hver af de identificerede habitat-naturtyper laves en vegetationsundersøgelse, hvor en 5-metercirkel udlægges, og alle forekommende arter registreres²³ (Fredshavn, 2004).

²² Almindelige luftfotos har den ulempe, at et luftfoto nok er målfast for den del, som er i centrum af billedet, men på grund af parallaksen sker der i resten af fotoet en skævvridning. Ved ortofoto-teknikken kombineres en række luftfotos ved hjælp af elektronisk billedbehandling, således at det endelige billede er målfast, og dermed kan sammenkøres med eksisterende kortmateriale (Buch et al., 2004).

²³ De for naturtypen karakteristiske arter, rødlistearter og arter opført på direktivets bilag II og IV, som iagttages på lokaliteten men uden for 5-metercirklen anføres endvidere adskilt fra artslisten for 5-metercirklen (Fredshavn, 2004).

7.8 Udlægning af prøvefelter

Hver station er inddelt i et kvadratnet på 10*10 meter. I skæringspunkter for kvadratnettet udlægges prøvefelter. Antallet af prøvefelter afhænger af områdets størrelse og kompleksitet. Små, ensartede stationer dækkes af 20 prøvefelter; større, ensartede eller mindre noget mosaikprægede stationer af 40 prøvefelter; og store eller meget mosaikprægede stationer af 60 prøvefelter (Fredshavn et al., 2004). Der er udlagt 40 prøvefelter for både Skidendam og Holmegårds Mose.

Prøvefelterne skal principielt udlægges tilfældigt. Prøvefelterne lokaliseres ved hjælp af håndholdt GPS. Der er en vis usikkerhed forbundet med anvendelse af GPS, og det accepteres derfor, at et prøvefelt ikke genfindes på præcis samme sted i felten. Det vurderes for hvert enkelt prøvefelt, om det skal indgå i overvågningen. Alle prøvefelter, som er placeret i natur, halvnatur eller tidligere kulturarealer, som henligger i fri succession, skal omfattes af programmet. Prøvefelter, som er placeret på befæstet areal eller helårligt er dækket af vand omfattes ikke. I stedet tages det næste punkt på listen (Fredshavn et al., 2004). Prøvefelterne indtegnes før feltbesøget på lamineret papir – typisk det nyeste ortofoto for området. Det er hensigtsmæssigt, at der også er udlagt en række reservepunkter, der kan anvendes i tilfælde af, at et eller flere af de oprindelige prøvefelter må opgives.

Inventøren kan vælge stratificeret tilfældigt at genplacere op til en tredjedel af de udlagte prøvefelter i mindre delområder, hvis det vurderes, at variationen af den primære naturtype ikke er godt nok repræsenteret på lokaliteten. Til grund for denne vurdering må alene ligge den primære naturtype og den variation i jordbundsforhold, topografi, hydrologi og driftshistorie, der påvirker lokaliteten (Fredshavn et al., 2004). Det er altså valgfrit, hvorvidt prøvefelterne genplaceres.

7.9 Overvågningsaktiviteter

I det følgende gennemgås de aktiviteter, som indgår i det terrestriske delprograms naturovervågning. Ved de enkelte overvågningsaktiviteter anvendes de målbare parametre, som tidligere er blevet gennemgået. Efterfølgende beskrives metodernes praktiske anvendelse, og til sidst evalueres deres anvendelighed i forhold til en tilstandsvurdering af højmoser.

7.9.1 Vegetationsundersøgelser

Der foretages tre forskellige vegetationsundersøgelser for hvert prøvefelt, en vurdering af vegetationshøjden, en pinpoint-undersøgelse og opstilling af en artsliste inden for en 5-metercirkel. I centrum af prøvefeltet anbringes en metalramme på 50*50 cm. Langs med rammens fire sider vurderes den gennemsnitlige vegetationshøjde.

Formålet med pinpoint-undersøgelsen er at indsamle kvantitativ information om de mest dominerende arters dækningsgrad i vegetationen. Med lige stor indbyrdes afstand (15 cm) er der i rammen udspændt fire snore vinkelret på fire andre snore (se figur 10.2). For hvert af de 16 skæringspunkter nedstikkes en metalpind. De levende planter som pinden rammer noteres.²⁴ Der udarbejdes en supplerende artsliste over arter, som er til stede inden for rammen, men som ikke bliver ramt af metalpinden. Pinpoint-undersøgelsen foretages kun, hvor vegetationsdækket er maksimum 70 cm (Fredshavn et al., 2004).

Med centrum i prøvefeltet udlægges desuden en 5-metercirkel, hvor der udarbejdes en supplerende artsliste over rodfæstede arter.²⁵ Målsætningen er at få bestemt mindst 75 pct. af de tilstedeværende arter. Når inventøren ikke finder nye arter inden for et halvt minut standses registreringen. Formålet med 5-metercirklen er desuden at vurdere en række påvirkningsfaktorer og forhold, som ikke hensigtsmæssigt kan opgøres inden for rammens 0,25 m². I 5-metercirklen udarbejdes endvidere en vurdering af vedplanters og invasive arters dækningsgrad. For højmosen vurderes inden for 5-metercirklen også den samlede dækning i m² af høljer. Høljer er defineret som "lavninger med bl.a. *Sphagnum cuspidatum*" (Fredshavn et al., 2004).

7.9.2 Kemisk-fysiske målinger

De kemisk-fysiske prøver tages ved rammens ydre hjørner. Type og antal af prøver afhænger af naturtype, af om det er en intensiv/ekstensiv station og af det samlede antal prøvefelter for stationen.²⁶ For højmoser tages vandprøver for pH, ledningsevne og nitrat (Fredshavn et al., 2004).

7.9.3 Planteprøver

Kvælstof i løv måles på højmoser ved de samme prøvefelter, hvor der tages vandprøver. I umiddelbar nærhed af rammen og ikke uden for 5-metercirklen afklippes på en tue et areal på ca. 15*15 cm af de øverste to cm af *Sphagnum fallax*, subsidiært anvendes *S. magellanicum* eller *S. papillosum* (Fredshavn et al., 2004; samtale Pedersen & Wernberg, 2004). Risager vurderer at anvendelse af *S. magellanicum* er optimal (Korresp. Risager, 2005).

²⁴ For højmoser bestemmes karplanter og karsporeplanter til artsniveau, bladmosser, tørvemosser og levermosser bestemmes ikke nærmere, svampe bestemmes ikke og laver bestemmes i grupperne '*Cladonia sp.*' og 'andre laver' (Fredshavn et al., 2004).

²⁵ Inden for rammen og 5-metercirklen bestemmes for højmoser desuden tørvemosser og levermosserne *Odontoschisma sphagni* samt *Aneura pinguis* til artsniveau (Fredshavn et al., 2004).

²⁶ På stationer med 20 prøvefelter tages 10 prøver, én for hvert andet prøvefelt. På stationer med 40 prøvefelter tages 10 prøver og på stationer med 60 prøvefelter 15 prøver, i begge tilfælde for hver fjerde prøvefelt (Fredshavn et al., 2004).

7.10 Praktiske erfaringer med kortlægning og overvågning

Det er forskelligt fra amt til amt, om amtet selv forestår naturovervågningen, eller om det udlægges til eksterne konsulenter. I 2004 forestod Storstrøms Amt selv naturovervågningen, og dermed også overvågningen af Holmegårds Mose, hvorimod eksterne konsulenter i Frederiksborg Amt forestod naturovervågningen, og dermed også overvågningen af Skidendam. Frederiksborg Amt sendte overvågningen af habitatnatur i udbud, og gennem firmaet Biomedia blev biologerne Nina Kjær Pedersen og Hans Wernberg ansat til at forestå al overvågning af terrestriske habitat-naturtyper²⁷ i Frederiksborg Amt (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004). Overvågning af habitat-naturtyper og kortlægning af habitat-naturtyper blev af Frederiksborg Amt behandlet som to adskilte programdele. Pedersen og Wernberg havde gennem Biomedia tillige givet bud på kortlægningen, som de også vandt. Kortlægningsopgaverne fandt sted i efteråret 2004, hvilket var efter, at naturovervågningen var blevet gennemført (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

I foråret 2004 arrangerede ALMA (forening, som har til formål at udveksle erfaringer blandt amternes landskabsmedarbejdere) to kurser for de inventører, som skulle forestå den terrestriske overvågning; et mos-opgraderingskursus og et vegetativt plante-opgraderingskursus, hver af tre dages varighed. Om end de deltagende inventører var fagligt dygtige biologer, havde en del ikke direkte erfaringer med naturovervågning. Det var oprindeligt planen, at kurserne også skulle omfatte gennemgang af NOVANA programmets overvågningsmetodikker, men på grund af tidsmangel blev metodediskussionerne kraftigt nedprioriteret, og omfattede alene vegetationsundersøgelser i form af pinpoint-bestemmelse af arter (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004). Danmarks Miljøundersøgelser arrangerede ikke forud for naturovervågningen i 2004 andre kurser eller seminarer, hvor der blev diskuteret metode. I efteråret 2004 arrangerede Danmarks Miljøundersøgelser et evalueringsmøde, hvor der blev samlet op på inventørernes erfaringer. Amterne var inviteret til mødet, og gennem amterne deltog nogle af de eksterne konsulenter. Konsulenterne var dog ikke direkte inviteret, og det var derfor tilfældigheder, som gjorde, at Pedersen og Wernberg deltog i evalueringsmødet. På mødet blev erfaringer fra kortlægning og overvågningen diskuteret. Det viste sig, at tvetydigheder i de tekniske vejledninger havde betydet, at inventørerne på en række områder havde læst de tekniske vejledninger forskelligt. Særligt kortlægningen er derfor på visse punkter blevet gjort forskelligt fra amt til amt (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

Visse af de kritikpunkter som blev fremført til mødet er blevet taget ad notam ved 2. revision af de tekniske vejledninger for overvågningen (Fredshavn et al., 2004). Pedersen og Wernberg ser det som vigtigt, at de enkelte konsulenter får feedback på de aktiviteter, de har

²⁷ Skovtyperne hører dog ind under skovdistrikterne.

været involveret i, hvis konsulenterne også fremover skal forestå kortlægningen og overvågningen (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

Amterne påbegyndte allerede kortlægningen i år 2000, men de tekniske anvisninger for kortlægning af habitatområder var længe undervejs fra Danmarks Miljøundersøgelser og blev i flere omgang ændret, fx ændredes radius på den cirkel, hvor ud fra der opstilles en artsliste. Dette har betydet, at amterne i en del tilfælde er blevet nødt til at lave supplerende kortlægninger. Her havde det været bedre, hvis de tekniske anvisninger fra starten var mere præcise (Samtale Voigt, 2004; samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

Pedersen og Wernberg stødte på en række problemer i forbindelse med kortlægningsanvisningerne. I de skemaer, som skal udfyldes i forbindelse med kortlægningen, er der en række formulingsmæssige uklarheder. For højmoselokaliteten skal det fx vurderes, i hvor høj grad der er: "Ingen græsser eller vedplanter. Tydelig højstruktur med våde tørvemospartier." (Fredshavn, 2004: appendiks 4). Spørgsmålet er, om begge kriterier skal være opfyldt eller alene det ene, dvs. skal lokaliteten være uden græsser/vedplanter samtidigt med at der er højstruktur med våde tørvemospartier? Det viste sig, at Danmarks Miljøundersøgelser mente et logisk 'eller', og alene ét af kriterierne skulle være opfyldt. Det skulle også vurderes, i hvor høj grad lokaliteten behøvede pleje. Denne vurdering af plejebehovet er dog meget subjektiv, og det er derfor tvivlsomt, hvad det kan bruges til (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

Det største problem med kortlægningen var afgrænsningen mellem naturtyperne: ved overgangsfænomener er det svært at bestemme, om en lokalitet hører til én naturtype eller en anden, og tilsvarende om der er tale om én naturtype eller en mosaikforekomst af naturtyper. På mange lokaliteter er det tydeligt, hvilken naturtype som der er tale om inden for det bedst bevarede område. Det er til gengæld uklart, hvor naturtyperne skal afgrænses, og hvor meget af det, som er naturmæssigt mindre interessant, der skulle omfattes af kortlægningen (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004). Skov- og Naturstyrelsen ønsker at naturtyperne fortolkes bredt, og at så meget som muligt af gradienten natur-kultur omfattes af kortlægningen. Ud fra så stort et datamateriale som muligt vil de enkelte forekomster af naturtypen efterfølgende kunne afgrænses. På baggrund af politiske intentioner og de enkelte inventøres kvalifikationer har det dog været meget forskelligt fra amt til amt, hvor meget af gradienten natur-kultur, som er blevet omfattet af kortlægningen (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

Pedersen og Wernberg efterlyser et forum, hvor det er muligt at diskutere fortolkning af naturtyper og bestemmelse af problematiske lokaliteter. En mulighed kunne være oprettelse af en hjemmeside, hvor erfaringer kunne udveksles, og hvor Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser kunne lave en liste over spørgsmål og svar. Desuden kunne det

være en mulighed at have billedeksempler på problematiske naturtyper, som inventøren kan sammenligne med (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

På Skidendam har det været uklart, om højmosefladen og randen alene skulle bestemmes som 7110 *Aktiv højmose eller tillige som 91D0 *Skovbevokset tørvemose. I et bælte langs højmosens rand findes et skovbevokset fattigkær på en våd tørvebund. Pedersen og Wernberg vurderede skovbevoksningen til at have et kronedække tættere end 50 pct., og da de forekommende arter stemte overens med de arter, som er angivet som karakteristiske arter, bl.a. Dun-Birk, Blåtop, Skovstjerne og tørvemosser, kortlagde de derfor det skovbevoksede bælte som 91D0 *Skovbevokset tørvemose (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004). Efterfølgende gjorde amtet opmærksom på, at det ikke var hensigtsmæssigt at højmosens rand blev kortlagt som skovbevokset tørvemose, da den dermed forvaltningsmæssigt ville komme til at høre under skovdistriktet. Amtet bad derfor inventørerne om at ændre kortlægningen, således at det skovbevoksede areal udelades. Kortlægningen af Skidendam omfatter nu alene den åbne højmoseflade samt søen midt på fladen. Området er kortlagt som 7110 *Aktiv højmose (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

Kriterierne for kortlægning af naturtyper har på flere punkter været uklare, og hviler i vid udstrækning på subjektive vurderinger. Desuden har en politisk betinget dagsorden, fx om et område skulle kortlægges som højmose eller skovbevokset tørvemose, også haft indflydelse på, hvordan visse lokaliteter er blevet kortlagt (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

Kortlægningen af Skidendam blev foretaget midt i september 2004. Overvågningen fandt dog allerede sted på Skidendam i begyndelsen af august samme år, og byggede dermed ikke på kortlægningen. Til grund for overvågning anvendtes i stedet angiveligt den eksisterende § 3-afgrænsning af mosen. Figur 11.13 viser det luftfoto, som blev anvendt i forbindelse med overvågningen. Amtet havde lavet en tilfældig udlægning af prøvefelter inden for § 3-afgrænsningen, på luftfotoet indtegnes disse punkter. På grund af misforståelse mellem amt og inventører var det ikke lykkedes at udlægge reservepunkter, som kunne anvendes i tilfælde af at et eller flere af de oprindelige felter måtte opgives. Dette var et problem, da reservepunkter derfor måtte genereres i felten. Ud fra koordinater blev de enkelte prøvepunkter lokaliseret med GPS.

Af de 40 prøvepunkter ramte ca. 11 den tørvemosdækkede del af højmosen, som ikke var skovbevokset. På figur 11.13 ses det, at de fleste af de oprindelige punkter ramte det skovbevoksede område. Der blev flyttet 4-5 af de oprindelige felter, da de var utilgængelige. Enten fordi prøvepunktet var placeret i den vanddækkede lagzone eller i en meget ugennemtrængelig pilesump. De genplacerede felter blev flyttet ca. 50 meter ind mod højmosefladen (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004). Af de 40 udlagte prøvefelter var 14 placeret på den åbne højmoseflade.

På de første 2-3 habitatlokaliteter, som Pedersen og Wernberg lavede NOVANA naturovervågning på, brugte de meget tid på stratificeret tilfældigt at genplacere felter, så den primære naturtype var dækket med ca. 2/3 af prøvefelterne. Det viste sig at være meget ressourcekrævende, da nye felter skulle genereres og lokaliseres. Pedersen og Wernberg valgte derfor kun at genplacere enkelte prøvefelter, i de tilfælde hvor de vurderede at den primære naturtype var underrepræsenteret (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004). På Skidendam er det således ikke den tilladte tredjedel af prøvefelterne, som er blevet genplaceret. Pedersen og Wernberg mener, at det er uhensigtsmæssigt, at så lille en del af de udlagte prøvefelter er placeret på højmosefladen. De ser det som uhensigtsmæssigt at udlægning af prøvefelter fandt sted førend kortlægningen blev gennemført, idet prøvefelterne blev spredt ud over en række forskellige naturtyper (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

Det er op til Danmarks Miljøundersøgelser at vurdere, om den fremtidige overvågning af Skidendam skal bygge på de samme prøvefelter, som blev udlagt i 2004, eller om overvågningen skal tilpasses kortlægningen. Det vil dog være ret ressourcekrævende at tilpasse overvågningen til kortlægningen, da det vil betyde at en del af felterne skal flyttes. Desuden vil den allerede indsamlede data ikke kunne sammenlignes med de nye data (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004). Det er ikke unikt for Skidendam, at den tilfældige udlægning af prøvefelter bygger på utilstrækkelig kortlægning. Nogle af de tilfældigt udlagte prøvepunkter for den fynske højmose Store Lung lå i rene kultuarealer, således ramte et punkt en svineindhegning og et andet en andedam (Korresp. Risager, 2005).

Som et overordnet problem peger Pedersen og Wernberg på, at der er sat lige meget tid af til overvågning af alle naturtyper, om end visse naturtyper er langt mere tidskrævende at overvåge end andre. De ser det som en fordel, at overvågningen af de enkelte lokaliteter foretages af de samme inventører fra år til år, da det giver mulighed for at trække på erfaringer og sikre en ensartet overvågning (Samtale Pedersen & Wernberg, 2004).

Amterne er forpligtet til at foretage den endelige indberetning af NOVANA data til fagdatacentre inden den 1. maj (DMU, 2004a:38). Det betyder, at der ikke når at finde en behandling af de indsamlede data sted inden næste overvågningsrunde igangsættes. Dette ser Risager som et stort problem, da det dermed ikke lader sig gøre at justere programmet (Korresp. Risager, 2005).

Gitte Olsen, biolog i Storstrøms Amt, ser to væsentlige problemer i forbindelse med indberetningen af overvågningsdata. Dels har DMU givet sene udmeldinger til amterne om, hvordan data skulle indberettes. Dels har den afsatte tid ikke stået mål med det faktiske tidsforbrug til amternes dataindberetning (Korresp. Olsen, 2005).

7.11 Vurdering af udlægning af prøvefelter

Det terrestriske delprogram's metodik til tilfældig udlægning af prøvefelter er ifølge Aaby velegnet til ensartede naturtyper som overdrev og heder (Samtale Aaby, 2005). På højmoser mener Aaby og Risager derimod ikke, at NOVANA programmets tilfældige udlægning af prøvefelter er hensigtsmæssig (Samtale Aaby, 2004; samtale Risager, 2004). Blandt andet på grund af dræning har områder, som er udlagt som højmose, et meget forskelligt udtryk. Nogle partier er egentlig højmose, mens andre er nedbrudt højmose. Det er derfor vigtigt at gøre sig klart, hvad det er, som der måles på. Risager og Aaby anbefaler, at overvågningen tager udgangspunkt i højmosefladen (Samtale Risager, 2004; samtale Aaby, 2005). Rand og lagzone kan indeholde en række forskellige naturtyper, og den vegetationsmæssige udvikling er her mindre signifikant for højmosens tilstand end vegetationsudviklingen på fladen. Overvågningen bør fokusere på udviklingen af fladens tue-højstruktur. Hvis der er en vækst af højler med fremgang af højvegetation, særligt tørvemosser, er det en indikator for, at højmosens hydrologi er i balance, og sker der omvendt en fremvækst i tuestrukturen med større dækning af tuevegetationen, så tyder det på, at højmosen bliver tørrere. Overvågningen bør derfor fokusere på udvikling af tue og højler (Samtale Aaby, 2005). Aaby foreslår, at en række tue og højler vælges, og at de samme tue og højler overvåges fra gang til gang. Udvælgelsen af de tue og højler, som skal overvåges, kan tage udgangspunkt i en tilfældig udlægning af prøvefelter, hvor fx den nærmeste tue og højle i forhold til et tilfældigt udlagt punkt overvåges. Overvågning af seks tue og seks højler vil give en god viden om en højmoses udvikling (Samtale Aaby, 2005).

Aaby ser det som uhensigtsmæssigt at forsøge at opnå en repræsentativ overvågning af en højmoseflade med tilfældigt udlagte prøvefelter, sådan som det terrestriske delprogram er tilrettelagt. At få en repræsentativ signifikant prøve vil kræve udlægning af mange prøvefelter, og dermed indebære en uforholdsmæssig stor anvendelse af ressourcer i forhold til udbyttet (Samtale Aaby, 2004).

På de tue og højler, som udvælges, kan der anvendes forskellige overvågningsmetoder, hvor vegetationsbestemmelse med pinpoint er en udmærket metode. Alternativt kan gradienten fra tue til højle undersøges med et lukket transekt (se afsnit 5.1.3). Dette ville give et præcist billede af udviklingen af henholdsvis tue og højler (Samtale Aaby, 2004). De udlagte prøvefelter eller transekter kan genfindes ved hjælp af enten plastik- eller bambusrør, som nedstikkes i højmosen, eller ved hjælp af metalplader som graves ned. Metalpladerne kan efterfølgende genfindes ved brug af GPS og metaldetektor (Brooks & Stoneman, 1997).

7.12 Samlet vurdering af det terrestriske delprogram

Det har været målsætningen bag NOVANA programmet, at alle procedurer er standardiseret, alle målbare enheder er kvantificerbare, og at overvågningen afspejler et repræsentativt billede af naturen. Med de tekniske anvisninger i hånden skal enhver inventør således kunne gennemføre en personuafhængig overvågning.

For at den indsamlede data er sammenlignelig, er det væsentligt at overvågningen følger ens procedurer. Procedurerne for kortlægning af habitat-naturtyper forekommer dog at være noget uklare, således er det vanskeligt at kortlægge natur, der typemæssigt er overgangsfænomener mellem habitat-naturtyper, eller mellem habitat-naturtyper og trivialnatur. Den noget brede tidsperiode, hvor inden for NOVANA-overvågning af højmoser kan finde sted (juni-september), er uhensigtsmæssig i forhold til bestemmelse af kvælstofindholdet af tørvemosser. *Sphagnum*topskud bør indsamles ved samme årstid over hele landet, fx i september. I forhold til kortlægningen bliver en række forhold kvantificeret, som ikke hensigtsmæssigt lader sig kvantificere. Inventørene skal fx vurdere lokalitetens plejebehov i procent. På nogle af disse områder vil det måske være bedre at foretage nogle kvalitative frem for kvantitative vurderinger.

Opdelingen af overvågningsaktiviteter i intensive og ekstensive overvågningsstationer synes ikke hensigtsmæssig. Således udføres den vegetationsmæssige overvågning med en unødvendig høj frekvens. I stedet for årlige målinger burde vegetationsundersøgelserne kun gennemføres hvert 6. år. Da det er vanskeligt at skelne år til år variationer i vegetationen fra en egentlig vegetationsudvikling. Årlige vegetationsundersøgelser vil derfor være uforholdsmæssigt dyre, og desuden vil der være en ikke uvæsentlig slitage forbundet med pinpoint-undersøgelserne. Gitte Olsen fra Storstrøms Amt finder, at overvågningsintensiteten, herunder antal prøvefelter og frekvens af undersøgelserne, bør reduceres. Olsen håber, at overvågningsintensiteten reduceres i takt med erfaringsopbygning fra data-indsamlingen. I øvrigt mener Olsen, at amtets viden om Holmegårds Mose er tilstrækkelig til at højmosens bevaringstilstand kan vurderes (Korresp. Olsen, 2005).

De fysisk-kemiske parametre som anvendes på højmoser er relevante, dog bør ledningsevne og pH måles årligt på alle stationer (jf. tabel 7.6). Desuden bør minimum og maksimum vandstand af det sekundære vandspejl måles løbende med vandstandslogger. Det vil være godt, hvis der i forbindelse med den årlige indsamling af fysisk-kemiske prøver bliver gået en runde på lokaliteten, hvor det noteres, om der er kommet nye påvirkninger af mosen, herunder om der er gravet nye grøfter eller lagt nye dræn (Samtale Risager, 2004; samtale Aaby, 2005). De angivne bevaringsmålsætninger for 7110 *Aktiv højmose bærer præg af at være foreløbige. De endelige bevaringsmålsætninger vil først blive udviklet i takt med at data for naturtypen indsamles. For visse af de benyttede indikatorer findes der tilsyneladende ikke

tilstrækkelig viden om grænseværdier til at opstille endelige bevaringsmålsætninger. Dog kan en sådan tøven i forhold til opstilling af målsætninger også tolkes som et 'politisk betændt' område, hvor det ikke alene er videnskabelige hensyn, men tillige politiske prioriteringer, der ligger til grund for opstilling af endelige bevaringsmålsætninger. Dette gør sig fx gældende i forhold til anvendelse af en 100 meters bufferzone frem for den af Wilhjelmudvalget anbefalede 300 meters bufferzone.

Risager forholder sig kritisk til formålet med det opstillede terrestriske delprogram. Ifølge Risager er det allerede dokumenteret, at de danske højmosers bevaringstilstand for de fleste lokaliteter er ugunstig og at udviklingstendensen generelt er negativ. Risager mener derfor ikke, at det er nødvendigt at afvente en vidensindsamling for at vurdere højmosernes bevaringsstatus. Derimod burde overvågningsprogrammet være tilrettelagt således, at der fra begyndelsen opstilledes målsætninger for, hvilken tilstand højmoserne ønskes genoprettet til. Programmet kunne så anvendes til at overvåge, om de stillede målsætninger bliver nået (Samtale Risager, 2004).

Visse af de angivne kriterier for gunstig bevaringsstatus på lokalt niveau for 7110 (tabel 7.7) er utilstrækkelige eller endog forkerte, fx angives det at pH for højmoser ikke bør være lavere end 4,2. I stedet burde kriteriet være at pH ikke bør være højere end 4,5. Hele højmosefladen og ikke kun høljerne bør undersøges for Blåtop. Højmosefladen bør undersøges i forhold til *Sphagnum*dække, da dækningsgraden af *Sphagnum*arter er en vigtig indikator for højmosens hydrologiske balance. Visse af bevaringsmålsætningerne bør altså revideres.

Kortlægningen bør ligge til grund for udlægning af prøvefelter. Udlægning af prøvefelter på Skidendam forekommer at have været decideret uhensigtsmæssig i forhold til en vurdering af højmosens påvirkninger, tilstand og udvikling. Det er højmosefladen som primært bør overvåges. Arealer med nedbrudt højmose, som ligger op til partier med bevaret højmose, bør dog tillige overvåges, sådan som det allerede gøres på fx Holmegårds Mose. Derved vil det være muligt at følge bevaringstilstanden for hele området. Frem for alene at benytte tilfældig udlægning af prøvefelter, er det bedre på højmosen at udlægge prøvefelter, så udviklingen af de samme tuer og høljer kan følges over tid.

Kapitel VIII

Det terrestriske delprogram omfatter en kortlægningsdel og en overvågningsdel. Sammenvejning af data fra kortlægningen er under udarbejdelse og bliver offentliggjort i foråret 2005. Sammenvejning af data fra overvågningen er endnu ikke påbegyndt, og Danmarks Miljøundersøgelser har ikke taget stilling til sammenvejningsmetoder for disse data. Der skal udarbejdes både en national og en lokal tilstandsvurdering for de naturtyper, der er omfattet af Habitatdirektivet. Hvordan de indsamlede overvågningsdata kommer til at indgå i vurderingen af naturtypernes bevaringsstatus, har Danmarks Miljøundersøgelser endnu ikke taget stilling til. Danmarks Miljøundersøgelser vil ikke tage stilling til dette, før de har modtaget alle overvågningsdata fra amterne (Korresp. Fredshavn, 2005).

Dette kapitel beskriver formålet med miljøindikatorer og miljøindeks samt giver eksempler på forskellige sammenvejningsmetoder af miljøindikatorer. Endeligt vil de gennemgåede metoder blive diskuteret i forhold til den begrænsede information, der er offentliggjort i forbindelse med det terrestriske delprogramms sammenvejningsmetoder.

8.1 Miljøindikatorer og miljøindeks

Ordet indikator stammer fra det latinske verbum 'indicare', som betyder at åbenbare eller udpege; at forkynde noget offentligt; at estimere eller sætte pris på. Miljøindikatorer kan defineres som, "en parameter, der repræsenterer egenskaber ved miljøet (tilstandsvariable), som normalt kan tolkes ud over den information den målte eller observerede parameter repræsenterer i sig selv". Der er ikke konsensus om, hvorvidt en indikator bør defineres som værende udtryk for et enkelt målbart parameter, eller om det også kan være et udtryk for flere sammenstillede målbare parametre, jf. Christensen og Møller (2001). Indikatorværdier skal ses i sammenhæng med det formål de skal tjene, et formål som bl.a. er at være retningsgivende 'værktøj' for en politisk handling, hvor indikatorværdierne formidler viden om miljøforhold til politikere og offentlighed (Christensen & Møller, 2001).

Miljøindikatorer bør kunne afspejle den til en hver tid bedste viden om koblinger mellem effektvariable, tilstandsvariable, stressvariable, belastningsvariable samt den miljøpolitiske indsats. Indikatorværdier bør desuden opfylde en række kriterier til sikring af datakvalitet mm. Indikatorværdier skal kunne begrundes teoretisk, behandles statistisk samt måles pålideligt og gerne i lange tidsserier (Christensen & Møller, 2001).

Der kan være flere formål med at sammenveje indikatorværdier til miljøindeks. To af dem er:

- at sammenfatte vanskelig og uoverskuelig information om miljøforholdende – særligt med henblik på at indikere, hvorledes det samlede set går med miljøet
- at danne grundlag for prioritering af miljøindsatsen (Christensen & Møller, 2001).

Sammenvejning af miljøindikatorer til miljøindeks vil ofte give et mere overskueligt billede af miljøforholdene end den enkelte indikator. Den enkelte indikator, fx pH, giver ofte en relativt begrænset information om miljøforholdene, hvorimod flere sammenvejede indikatorer fx pH, C/N i løv og hydrologi kan give et bedre grundlag for vurdering af en naturtypes miljøtilstand.

Da politikere og beslutningstager ofte ikke har tid eller den nødvendige faglige viden til at forstå de enkelte indikatorværdier og deres indbyrdes betydning, kan miljøindeks være et nyttigt hjælpemiddel. Det er dog væsentligt at pointere, at de bagvedliggende indikatorer, samt måden hvorpå de er sammenvejet, let kan blive glemt ved et fokus på miljøindekstallene alene (Christensen & Møller, 2001). Det er derfor væsentligt at vurdere, hvor og i hvilken grad de værdibaserede valg indgår i naturovervågningen, samt hvilken betydning de har for en tilstandsvurdering. Nedenfor er nævnt nogle af de steder, hvor de værdibaserede valg kan indgå.

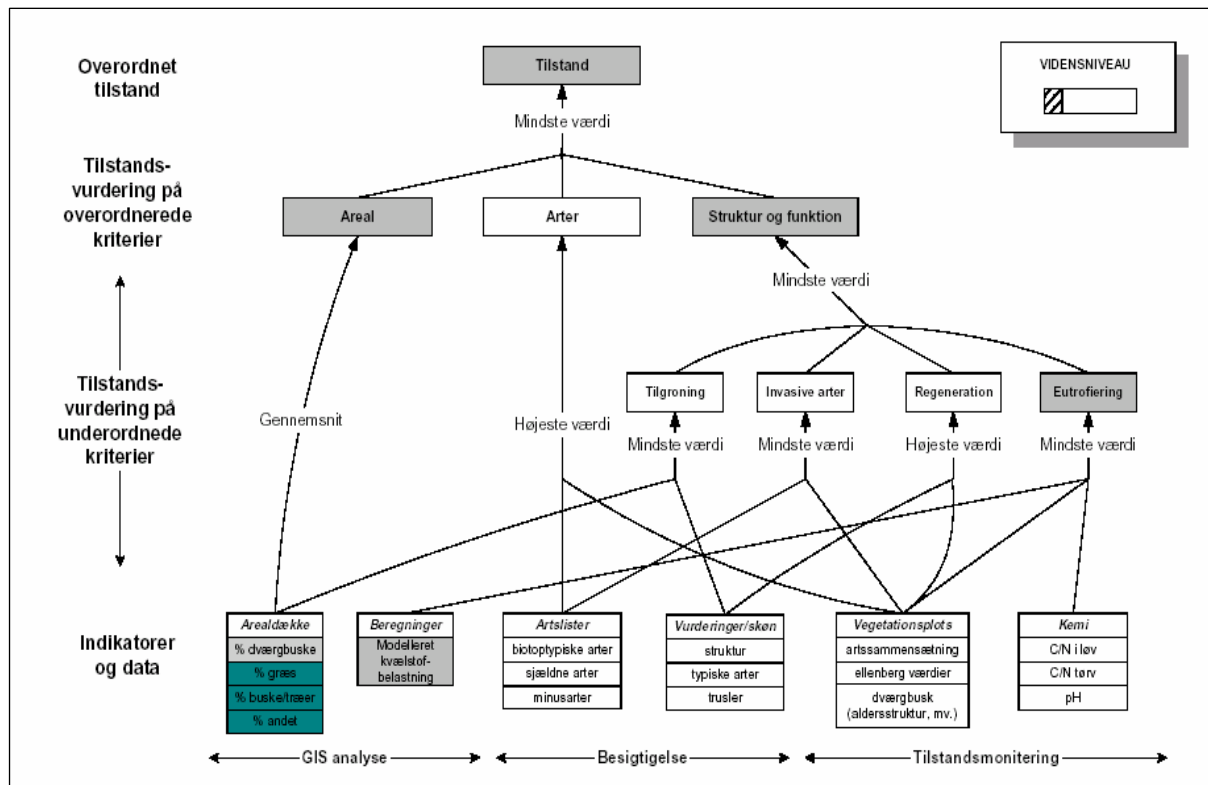
- Beskrivelse og værdisætning af de miljømæssige værdier og funktioner, som indikatorerne direkte eller indirekte vedrører – økologiske, sociale og økonomiske værdier samt regulerings-, arealanvendelses-, produktions- og informationsfunktioner
- Indikatorernes mere eller mindre underforståede angivelse af retning for fremskridt og tilbageskridt i den miljømæssige udvikling
- Valget af målsætninger for miljøforhold – det være de miljørelaterede levevilkår, miljøtilstanden eller belastningen af miljøet
- Sammenligning af de aktuelle miljøforhold med målsætninger herfor
- Sammenvejningen af miljøoplysninger eller indikatorer til præferencebaserede miljøindeks (Christensen & Møller, 2001)

Det følgende afsnit diskuteres nogle af de metoder, som Danmarks Miljøundersøgelser kan forventes at benytte til sammenvejning af NOVANA programmets naturovervågningsdata og kortlægningsdata. Diskussionen tager udgangspunkt i rapporterne “Naturplanlægning – et system til tilstandsvurdering af naturområder” (Skov et al., 2003) samt “Nationale og internationale miljøindikatorsystemer – metodeovervejelser” (Christensen & Møller, 2001).

8.2 Miljøindeks og NOVANA

Det terrestriske delprogram kan beskrives som et hierarkisk overvågningssystem, hvor naturtyperne overvåges efter overordnede og underordnede kriterier. For Habitatdirektivets naturtyper har Skov- og Naturstyrelsen i samarbejde med Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdet en analyse af hvilke kriterier og indikatorer, der vurderes at være de vigtigste for hver naturtype. Disse kriterier og indikatorer er ordnet i et hierarkisk system. Den hierarkiske struktur i overvågningssystemet hjælper med en identifikation af hvilke ‘håndtag’, der

forvaltningsmæssigt skal 'drejes på' for at forbedre områdets tilstand (se figur 8.1) (Skov et al., 2003).



Figur 8.1. NOVANA overvågningssystemet er bygget op i nogle overordnede vurderingskriterier med der til hørende indikatorer. Pilene viser, hvordan en sammenvejning af indikatorer hypotetisk kan se ud samt hvilke metode der kan benyttes til at sammenveje indikatorerne. Kilde: Skov et al. (2003:42).

De enkelte indikatorer i figur 8.1 måles på vidt forskellige skaler, og kan ikke umiddelbart sammenlignes eller indgå i et fælles tilstandsvurderingssystem. Skov et al. (2003) foreslår en referenceskala fra 0 til 1, hvor 1 er den 'ideelle' naturtilstand. Referenceskalaen er unik for hver naturtype, og har til formål at sammenligneliggøre de mange forskellige indikatorer. Det anbefales, at der udarbejdes en referenceskala for hver enkelt indikator og naturtype, og at den 'ideelle' naturtilstand, med referenceværdien 1, tager udgangspunkt i en eksisterende forekomst af naturtypen (Skov et al., 2003).

Sammenvejningen af de mange indikatorer kan ifølge rapporten ske efter følgende tre metoder:

- Højesteværdi (den højeste input værdi bruges)
- Mindsteværdi (den mindste input værdi bruges)
- Middelværdi (gennemsnittet for de grupperede værdier) (Skov et al., 2003)

Neden for ses to tabeller med negative og positive indikatorværdier værdisat efter en skala gående fra 0 til 1. Sammenvejningen efter 'højeste værdi' ses i tabel 8.1, og sammenvejningen efter 'laveste værdi' ses i tabel 8.2 (Skov et al., 2003).

Indikatorer	Data	Referenceværdier	Endelig værdi
Biototypiske arter	Få	0,3	0,9
Sjældne arter	Mange	0,9	
Minusarter	En del	0,4	

Tabel 8.1. Naturtypen vurderet på baggrund af tre indikatorer. For hver indikator er angives graden af data. Indikatorerne sammenvejes ved 'højeste værdi' metoden, og værdisættes efter en skala fra 0 til 1. Kilde: Skov et al. (2003).

Indikator	Data	Referenceværdier	Endelig værdi
Biototypiske arter	Få	0,3	0,3
Sjældne arter	Mange	0,9	
Minusarter	En del	0,4	

Tabel 8.2. Naturtypen vurderet på baggrund af tre indikatorer. For hver indikator er angives graden af data. Indikatorerne sammenvejs ved 'laveste værdi' metoden, og værdisættes efter en skala fra 0 til 1. Kilde: Skov et al. (2003).

'Højeste værdi' metoden bruges, når blot én af en række indikatorer anses for at være tilstrækkelige til at opnå en høj tilstand og svarer til et logisk *eller* (se tabel 8.1). Som det fremgår af tabellen, bliver der ved sammenvejningen set borte fra referenceværdierne på 0,3 og 0,4 for henholdsvis biototypiske arter samt 'minusarter', da de sjældne arter med referenceværdien 0,9 overføres som den endelige og afgørende værdi for de tre indikatorer.

'Laveste værdi' metoden bruges, når blot én lav indikatorværdi er nok til at give en samlet lav endelige værdi og svare til logisk *og* (se tabel 8.2). Ved denne sammenvejningsmetode er det ikke nok, at indikatoren for sjældne arter og minusarter har fået referenceværdier på henholdsvis 0,9 og 0,4. Biototypiske arter med referenceværdi 0,3 er her den afgørende indikatorværdi, og den endelige værdi bliver derfor 0,3 (Skov et al., 2003). Denne metode er væsentligt mere krævende i forhold til målet om en høj endelig værdi, da der vurderes efter den laveste 'fællesnævner' og ikke den højeste.

Mellem de to nævnte sammenvejningsmetoder findes 'middel værdi' metoden. Her findes den 'endelige værdi' ved at tage gennemsnittet af de valgte indikatorværdier. Ved en sådan vægtning vil den 'endelige værdi' med udgangspunkt i de to tidligere nævnte eksempler blive 0,5 (tabel 8.1 og 8.2). Valget af metoder til sammenvejning kan altså have stor betydning for den 'endelige værdi'. Af figur 8.1 fremgår det, at sammenvejningen kan finde sted på flere niveauer, således at den såkaldte 'endelige værdi' sammenvejes til andre 'endelige værdier' på et højere niveau i overvågningssystemet (Christensen & Møller, 2001).

En af de faktorer, der kan være afgørende for hvilken sammenvejningsmetode der benyttes, er vidensgrundlaget om de enkelte indikatorer. Denne viden kan i samspil med indikatorens vurderede betydning være afgørende for valget af sammenvejningsmetode.

I DMU-rapporten "Nationale og internationale miljøindikatorsystemer – metodeovervejelser" beskrives forskellige metoder, hvor vidensniveauet er et afgørende kriterium for valget af

sammenvejningsmetode. Multiple Criterie Decision Making (MCDB) kaldes disciplinen. Disciplinen er en betegnelse for en række forskellige prioriteringsmetoder, som er udviklet med henblik på at gøre en beslutningstager i stand til at udtrykke sine præferencer over for en række kriterier (Christensen & Møller, 2001). For at anvende MCDB-metoderne er det væsentligt, at de relevante kriterier er klart specificeret, og at kriterierne kan beskrives numerisk, fx med en referenceværdi fra 0 til 1.

Analytical Hiarchy Process (AHP) er en af metoderne. Beslutningstageren skal her have tilstrækkelige viden til parvis at kunne vægte indikatorernes værdi i forhold til hinanden. Ved sammenligning skal det afgøres, om de to indikatorer er lige vigtige, eller i hvilken grad den ene indikator er vigtigere end den anden. En sådan parvis sammenligning vil til sidst kunne sammenstilles i en resultatmatrice med de enkelte indikatorers relative normerede vægtning (se fremhævede tal i tabel 8.3) (Christensen & Møller, 2001).

Kriterier	1) Hydrologi	2) Eutrofiering	3) 'Plusarter'	4) Forstyrrelser	Tilnærmet egenvektor	Normerede vægt
1) Hydrologi	1	1/5	1/5	1/3	1,73	0,05
2) Eutrofiering	5	1	1/9	1/3	6,44	0,21
3) "Plus"arter	3	9	1	1/5	13,20	0,42
4) Forstyrrelser	1	3	5	1	10,00	0,32
					31,37	1

Tabel 8.3. Hypotetiske værdier for højmosekriterier fundet ved parvis sammenligning mellem kriterierne. Værdierne tildeles efter følgende kriterier; 1 = lige vigtigt, 3 = lidt mere vigtigt, 5 = meget mere vigtigt, 7 = særdeles mere vigtigt og 9 = ekstremt mere vigtigt.

Kriterier i yderste venstre kolonne sammenholdes med kriterierne i øverste vandrette kolonne. Sammenlignes fx eutrofiering med hydrologi fås, at eutrofiering er 'meget mere vigtigt' end hydrologien og værdien 5 tildeles. Eutrofiering sammenlignes endvidere med sig selv, samt med 'plusarter' og forstyrrelser, og værdierne summeres til en egenvektor med værdien 6,44. De tilnærmede egenvektorer summeres til værdien 31,37 og den relative betydning for kriteriernes egenvektor findes. For eutrofiering fås værdien 0,21 ud af en samlet værdi på 1. Kilde: efter Christensen og Møller (2001).

Da de mange indikatorer typisk er udvalgt til at give et samlet billede af et områdes tilstand, må det selv ved en parvis sammenligning af indikatorer være en utaknemlig opgave at vurdere og værdisætte de enkelte indikatorers betydning. Til syvende og sidst er indikatorerne udvalgt til at måle forhold, der alle er afgørende for områdets tilstand. Metoden, hvor den laveste fællesnævner bruges som den afgørende vægt ved sammenvejning til den endelige værdi (se tabel 8.2), virker på den baggrund som den bedste, da naturstilstanden derved ikke vurderes bedre end den dårligst rangerende indikator.

8.3 NOVANA i praksis

Det er endnu ikke fastlagt hvilken metode, der vil blive brugt til sammenvejningen af indikatorerne i NOVANA programmets overvågningsdel. Det er heller ikke besluttet hvilke referenceværdier, de enkelte indikatorværdier tildeles. Der er dog besluttet, at de indikatorer, der er indsamlet i forbindelse med NOVANA programmets kortlægningsdel, vil blive

sammenvejet efter princippet om, at alle indikatorer omsættes til en referenceskala mellem 0 og 1, med 1 som den 'ideelle' tilstand. Sammenvejningen vil være et gennemsnit af de værdisatte indikatorer (Korresp. Fredshavn, 2005). Ved denne metode vil de indikatorer, der indgår i sammenvejningen, tillægges lige stor vægt ved beregning af den endelige indekssværdi.

Hver naturtype i det terrestriske delprogram, herunder højmose, skal vurderes i forhold til fem tilstandsklasser (Korresp. Fredshavn, 2005). Af bemærkningen til "Lovforslag om Miljømål" fremgår det, at fastsættelsen af naturtilstanden skal ske ved brug af en 5-trinsskala med følgende definerede naturtilstandsklasser:

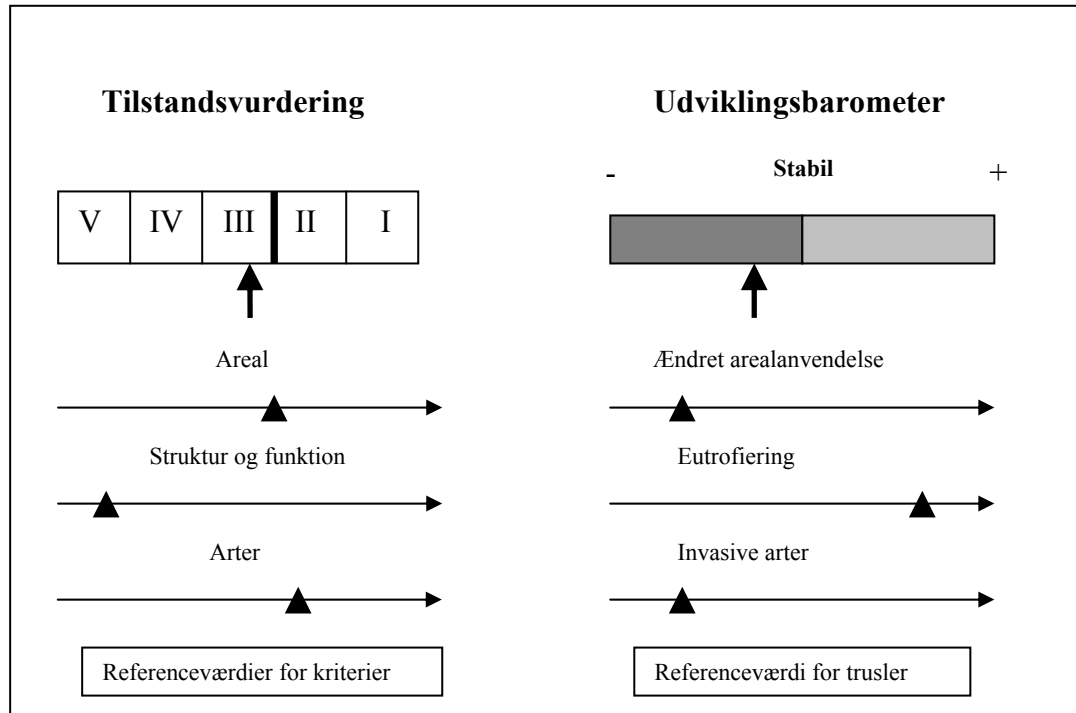
- I. Høj naturtilstand = (uberørte forhold)
- II. God naturtilstand = (svagt ændret forhold)
- III. Moderat naturtilstand = (signifikant mere ændrede forhold end god tilstand)
- IV. Ringe naturtilstand = (større ændringer)
- V. Dårlig naturtilstand = (relevante biologiske samfund forekommer ikke)
(Bmk. til lovforslag nr. 15, 2003)

Skov et al. (2003) har opstillet et sammenvejningskoncept for de 5 nævnte naturtilstandsklasser²⁸. De to bedste klasser (I og II) vurderes at være inden for den ønskede målsætning²⁹ om gunstig bevaringstilstand, mens de andre tre tilstandsklasser ønskes forbedret. I eksemplet neden for ses en naturtype med tilstandsklasse III. Målet er at få naturtypen op i tilstandsklasse II ved at sætte fokus på de indikatorer, der i 'udviklingsbarometret' indikerer en ustabil udvikling (se figur 8.2).

Det er besluttet at arealet for naturtyperne indgår som et selvstændigt parameter ved tilstandsvurdering. "Draved og Skidendam vil blive vurderet fuldstændig på lige fod med de resterende højmoser og naturtyper i øvrigt ... Det er altså vigtigt både at vide hvad naturtilstanden er OG at vide hvor stort arealet er. Hvis de to informationer vægtes sammen til et tal vil vigtig information gå tabt. Det vil således være forkert at nedgradere et lille værdifuldt areal med store naturmæssige værdier, da det jo netop kan være kerneområde for en udvidelse af naturtypen" (Korresp. Fredshavn, 2005).

²⁸ De fem naturtilstandsklasser er beskrevet i Lov om Miljømål og sidestilles med Vandrammedirektivets kvalitetsklasser (Bmk. til lovforslag nr. 15, 2003).

²⁹ Det understreges at målsætninger er et resultat af en politisk proces, mens referencetilstanden er en fagligt bestemt tilstand (Skov et al., 2003:12).



Figur 8.2. Tilstandsprofil, hvor målsætning ikke er opfyldt, og hvor udvikling vurderes negativt pga. høj eutrofiering. Referenceværdien for struktur og funktion er forholdsvis lav (se pile i venstre side af figuren). Udviklingsbarometeret (se højre side af figuren) viser en negativ udvikling. Af truslerne fremstår primært eutrofiering at være et problem. På baggrund af oversigten vil det derfor være nødvendigt at tage hånd om eutrofieringen. Kilde: Skov et al. (2003:45).

Risager er bekymret for, at den nationale tilstandsvurdering alene kommer til at bero på det samlede danske højmosseareal. Tofte Mose og Store Vildmose har det godt i kerneområderne og udgør arealmæssigt 90 pct. af det samlede højmosseareal i Danmark. Men Tofte Mose og Store Vildmose udgør kun to af i alt 21 højmoselokaliteter i det terrestriske delprogram. Bevaringsstatus for størstedelen af højmossearealet i Danmark kan derfor være gunstig, samtidigt med at bevaringsstatus for flertallet af højmoselokaliteterne er dårlig (Risager, 2003; samtale Risager, 2004; korresp. Risager, 2005).

Aksel Voigt mener, at det er betænkeligt at sammenveje data fra så forskellige højmoser som Holmegårds Mose og Draved Mose. Der falder 1.000 mm regn om året i Draved Mose og væsentligt mindre i Holmegårds Mose. Det er derfor nødvendigt at gøre sig klart, hvilken effekt en sammenvejning af data vil have på resultatet (Samtale Voigt, 2004).

Mængden af nedbør er sammen med temperaturen to væsentlige faktorer for hvilken højmosetyper, der kan udvikles i et område (Streefkerk & Casparie, 1989). De højmosetyper, der findes i Danmark, adskiller sig fra hinanden på en række områder (se afsnit 4.2), og det vil derfor kunne diskuteres, i hvilken udstrækning de danske højmosers bevaringsstatus kan sammenfattes til en national tilstandsvurdering.

8.4 Opsamling

Danmarks Miljøundersøgelsers valg af indikatorer, der skal indgå i et miljøindeks samt hvilke metoder indikatorerne sammenvejes efter, vil have stor betydning for tilstandsvurdering af de naturtyper, der er omfattet af NOVANA's terrestriske delprogram. Danmarks Miljøundersøgelser vil dog vente med at tage stilling til disse forhold, indtil de har vurderet de indsamlede overvågningsdata. Det efterlyses i den forbindelse, at Danmarks Miljøundersøgelser er mere åbne og villige til at diskutere fordele og ulemper ved de forskellige sammenvejningsmetoders anvendelighed i forhold til det terrestriske delprogram.

Kapitel IX

Til grund for Habitatdirektivet ligger en klassifikationsmetode, som blev udarbejdet i forbindelse med CORINE biotop-projektet. På foranledning af Europa-Kommissionen udarbejdede CORINE-projektet i perioden 1985-90 en omfattende redegørelse for tilstanden af naturen inden for det europæiske fællesskab (Europa-Kommissionen, 1991). CORINE projektet stod over for at skulle udarbejde ens metoder til at indsamle feltdata om de enkelte lokaliteter. Til at klassificere de enkelte naturtyper benyttede man sig af en klassifikation, som CORINE-projektet havde udviklet på baggrund af den midteuropæiske skole, herefter omtalt som CORINE-klassifikationen. I en afrapportering af de resultater, som CORINE projektet førte til, redegøres for anvendelsen af den midteuropæiske skole, og det hedder her: "In spite of its well-known limitations, the phytosociological system has the advantage of being founded on a regulated procedure of field sampling, description, definition and agreed nomenclature" (Europa-Kommissionen, 1991:46-47). Som supplement til den midteuropæiske skoles plantesociologiske tilgang valgte CORINE projektet også at inddrage en række fysiske karakteristika i naturtypedefinitionerne.

I det følgende afsnit redegøres der for, hvordan CORINE projektets klassifikation kom i spil. Derefter beskrives betydningen af og problemerne ved at bygge en sådan klassifikation på den midteuropæiske skoles plantesociologiske tilgang.

9.1 CORINE

Habitatdirektivets bilag I omfattede oprindeligt 164 naturtyper, dette er senere blevet udvidet til 218. Oprindeligt var 46 af disse naturtyper prioriteret – i dag er antallet af prioriterede naturtyper 71 (Europa-Kommissionen, 1999; Europa-Kommissionen, 2003). Til grund for klassifikation af disse naturtyper valgtes CORINE-klassifikationen, da det var den eneste klassifikation, som på daværende tidspunkt dækkede hele det europæiske fællesskab (Europa-Kommissionen, 2003). Den oprindelige klassifikation af naturtyper, som var blevet anvendt i CORINE-projektet, viste sig at være utilstrækkelig. Nationale eksperter blev derfor inddraget og bidrog herefter med regionale karakteristika af de omfattede naturtyper. For at fastlægge en endelig fortolkning af naturtyperne blev det besluttet at udarbejde en fortolkningsmanual til fortolkning af de i bilag I anførte naturtyper. Fortolkningsmanualen ("Interpretation Manual of European Union Habitats") fokuserer primært på de prioriterede naturtyper, men 36 ikke-prioriterede naturtyper er også omfattet. De resterende ikke-prioriterede naturtyper er fortsat defineret på baggrund af den oprindelige CORINE-klassifikation. Der ligger et vist skøn hos de enkelte medlemsstater i forhold til, hvordan disse naturtyperne skal defineres (Europa-Kommissionen, 2003).

CORINE-klassifikationen er bygget op som en hierarkisk klassifikation. Den systematik, som er blevet anvendt til kodning af de enkelte naturtyper er blevet revideret i flere omgange. I det følgende bliver to af disse kodningssystemer beskrevet. Den ene variant af CORINE-klassifikationen er defineret som *den palaearktiske systematik*, den anden er den kodning, som anvendes i Habitatdirektivet. Den palaearktiske systematik afspejler inddragelse af en række nordeuropæiske naturtyper i klassifikationen.

CORINE-klassifikationen er hierarkisk opbygget. Hver naturtype er forsynet med en særlig talkode. Det første ciffer i denne kode afspejler den bredeste opdeling i forskellige kategorier. Der opereres med syv sådanne hovedkategorier: kystnatur (coastal), vådområder (wetland), græsland og krat (grassland and scrubs), skov (woodland), sump og mose (marsh and bog), stennatur (rocky) og landbrugsnatur (agricultural habitats). Det første ciffer i naturtypen afspejler denne hovedkategori, gående fra 1 (kystnatur), til 7 (landbrugsnatur). Det næste ciffer i koden afspejler den vigtigste underopdeling. Naturtyperne underopdeles videre i en finmasket systematik, kodningsmæssigt afspejles dette i et punktum efterfulgt af op til 5 yderligere cifre. Tages sump og moser som eksempel, er hovedkategorien 5. Kode 51 angiver, at der er tale om mosesamfund, 51.1 at det er en "near-natural raised bog", altså en højmose. Tekstboks 9.1 viser CORINE-klassifikationens videre opdeling af højmoser.

CORINE-klassifikationens inddeling af højmoser

51.1 "near-natural raised bog"

Højmoser underopdeles endvidere:

51.11 omfatter således "bog hummocks, ridges and lawn" dvs. plantesamfund på tuer

51.12 omfatter "bog hollows", dvs. højjevegetation

51.13 "bog pools" omfatter større højje-strukturer med større, åbne vandspejl

En række associerede marginale plantesamfund er desuden defineret:

fx 51.15 laggzonen

Plantesamfund på tuer underdeles endvidere i:

51.111 "colourful sphagnum hummocks"

51.112 "green sphagnum hummock bases and lawns"

51.111 underopdeles desuden i:

51.1111 "Sphagnum magellanicum hummocks" og

51.1112 "Sphagnum fuscum hummocks"

Tekstboks 9.1. Inddeling af højmose i CORINE-klassifikationens systematik.

Kilde: Lindsay (1995:26, 37), www.eunis.eea.eu.int.

Udgangspunktet for klassifikationen er en plantesociologisk tradition, hvor der lægges vægt på inddeling i plantesamfund. Dog afspejles også strukturelle/morfologiske træk ved højmosen, idet der sondres mellem højje- og tuevegetation.

I Habitatdirektivet benyttes en anden kodning. Sure moser med tørvemosser har kode 71. Tilsvarende som for CORINE-klassifikationen opdeles denne kategori i en række underkategorier, hvor højmoser har kode 7110 (*Aktiv højmose), nedbrudte højmose kode 7120 (Nedbrudt højmose med mulighed for regenerering) og hængesæk kode 7140 (Hængesæk og andre moser dannet flydende i vand).

Klassifikationen af 7110 bygger altså på CORINE-klassifikationens 51.1 “near-natural raised bog”. Fortolkningen af aktiv højmose givet i Fortolkningsmanualen til Habitatdirektivets naturtyper forholder sig til naturtypen som en økologisk enhed, og højmosen underopdeles derfor ikke i forhold til tue- og højjevegetation.

Fortolkningsmanualens klassifikation af højmose omfatter dels en beskrivelse af højmosens struktur og funktion, dels en beskrivelse af de for naturtypen ‘karakteristiske’ planter (se tekstboks 9.2). Klassifikationen af 7110 omfatter desuden en række karakteristiske dyrearter.

Struktur og funktion Surt miljø Ombrotrof vandtilførsel kommende fra regnvand og med højere vandstand end det omgivende vandspejl Fattig på næringsstoffer <i>Sphagnum</i>dække	Karakteristiske arter Rosmarinlyng, Rundbladet Soldug, Langbladet Soldug, Liden Soldug, Tue-Kæruld, Tranebær, Hedelyng, Alm. Star, Dyndstar, Fåblomstret Star, Fin Kæruld, Hvid Næbfrø, Brun Næbfrø, Blomster-Siv, Storløbet Blærerod, Liden Blærerod, Kortsporet Blærerod, Dværg Birk, Mose-Post, Alm. Flagelmos (<i>Ontontoschisma sphagni</i>), <i>Sphagnum magellanicum</i>, <i>S. agustifolium</i>, <i>S. imbricatum</i>, <i>S. fuscum</i>, <i>S. balticum</i>, <i>S. majus</i> og Rensdvrlaver (<i>Cladonia</i> sp.)
---	---

Tekstboks 9.2. Fortolkningsmanualens definition af struktur/funktion og karakteristiske arter af 7110
***Aktiv højmose. Kilde: Europa-Kommissionen (2003).**

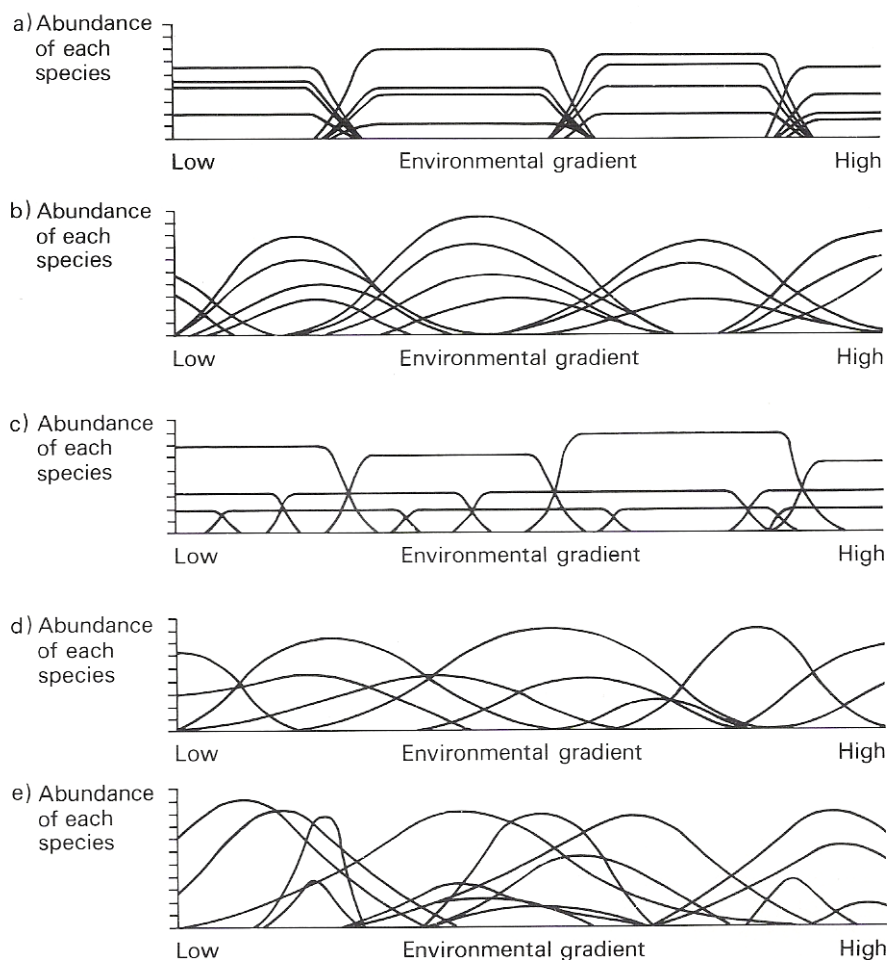
At højmosen er ‘aktiv’ defineres som: “The term ‘active’ must be taken to mean still supporting a significant area of vegetation that is normally peat forming, but bogs where active peat formation is temporarily at a standstill, such as after a fire or during a natural climatic cycle e.g., a period of drought, are also included” (Europa-Kommissionen, 2003:72). For at støtte bevaringen af højmosepartier kan det være nødvendigt at udpege tilstødende nedbrudt højmose, som så skal beskyttes, og hvor muligt regenereres til aktiv højmose (Europa-Kommissionen, 2003:73, afsnit 4).

Fortolkningsmanualens definition af 7110 er blevet omsat til en dansk fortolkning af højmoser (Søgaard et al., 2003:97-99). I den danske fortolkning beskrives højmosen som ideelt bestående af tre enheder: højmosefladen, randen og laggen, som alle er omfattet af naturtypen. Herudover defineres højmosens struktur og funktion i overensstemmelse med fortolkningsmanualen, jf. tekstboks 9.2. Fortolkningsmanualens liste over ‘karakteristiske arter’ nævnes og suppleres med en liste over ‘almindeligt forekommende’ arter på danske højmoser (se tabel 9.1).

9.2 Klassifikation af plantesamfund

Klassifikation af naturtyper kan laves ud fra en række forskellige parametre. En almindelig anvendt metode bygger på inddeling af vegetationen i plantesamfund (Kent & Cooker, 1992). Klassifikation af naturtyper kan dog også inddrage fx fysiske og strukturelle forhold.

Frederic Clements og H.A. Gleason var i begyndelsen af det 20. århundrede de mest markante repræsentanter for to forskellige forståelser af plantesamfund. Clements opfattede plantesamfund som en slags over-organismer, hvor indbyrdes afhængighed mellem de enkelte plantearter gjorde, at arterne voksede side om side. Gleason mente derimod, at et områdes sammensætning af arter primært var afhængig af tilfældig indvandring og naturlig selektion af planter. Gleason opfattede ikke plantesamfund som organismer men nærmere som et resultat af tilfældigheder (Crawley, 1997:476-477). Siden Clements' og Gleasons tid har de to positioner nærmet sig hinanden. Forskning har vist, at Gleasons forståelse af plantesamfund passer bedst overens med virkeligheden, idet planter kun i begrænset omfang lever i et indbyrdes afhængighedsforhold (Crawley, 1997:478).



Figur 9.1. Fem eksempler på hypotetiske fordelinger af plantearter langs en økologisk gradient.

Kilde: Kent & Cooker (1992:16)

En af de væsentligste diskussioner vedrørende plantesamfund drejer sig om, hvordan plantearter responderer på miljømæssige gradienter. Det ene synspunkt er, at hele sæt af plantearter optræder og forsvinder samlet langs en gradient. Det modsatte synspunkt er, at hver enkelt planteart responderer individuelt – og uafhængigt af andre plantearter – på forandringer i de abiotiske forhold langs en gradient (Crawley, 1997:509). I det første tilfælde må det forventes, at hele plantesamfund optræder samlet. Dette er vist i figur 9.1a og 9.1b. I det andet tilfælde vil forekomst af hver enkelt planteart være uafhængig af de andre arter. Dette er vist i figur 9.1d og 9.1e. Forekomst af de enkelte arter forandres her som en kontinuerlig proces over de økologiske gradienter.

Klassifikation af naturtyper på baggrund af plantesamfund bygger på en forestilling om, at et plantesamfund består af et begrænset antal planter, og at ens plantesamfund kan identificeres på forskellige lokaliteter. Ved klassifikation af naturtyper på baggrund af plantesamfund abonneres der i en vis udstrækning på Clements forståelse af plantesamfund (Kent & Cooker, 1992:225).

Opfattes forandringer af plantesammensætning derimod som et kontinuum langs økologiske gradienter, giver det ikke mening at opdele plantesamfund i forskellige klasser. Den mest fremherskende metode til klassifikation af naturtyper på baggrund af plantesamfund er udviklet af professor Braun-Blanquet. Braun-Blanquet har dannet skole, den såkaldte Zürich-Montpellier-skole. Den midteuropæiske skole bygger på Zürich-Montpellier-skolen, og CORINE-klassifikationen bygger på den midteuropæiske skole. Omvendt har Gleason været inspirationskilde for den såkaldte Continuum-skole, som er udbredt i Nord- og Vesteuropa, og som også har haft en stor betydning for forståelse af plantesamfund i Danmark (Ibsen, 2001; Aaby, 2003).

Crawley (1997:510) anvender en metafor for anvendeligheden af vegetationsbaserede klassifikationssystemer. Selv om lys' farve i et kontinuerligt spektrum alene afhænger af de elektromagnetiske strålers frekvens, lader lys sig praktisk beskrive som 'farver'. På samme måde kan det være praktisk at definere vegetationsmæssige naturfænomener som afgrænsede 'naturtyper'. Inddeling af vegetation i plantesamfund har altså en praktisk anvendelighed men også en række begrænsninger. Således er der en række fænomener, som kun vanskeligt lader sig klassificere, herunder a) tydeligt ustabile plantesamfund, b) små fragmenter af natur, c) overgangsfænomener, hvor plantesammensætningen forandres kraftigt som følge af skarpe økologiske gradienter og d) mosaikfænomener (Crawley, 1997:510).

Hvis forvaltning af naturtyper finder sted på baggrund af en klassifikation af, hvilke arter, den enkelte naturtype er defineret ud fra, og 'fremmede' arter derfor fjernes, fx birketræer på danske højmoser, så kommer naturen i stadig højere grad til at være i overensstemmelse med figur 9.1a.

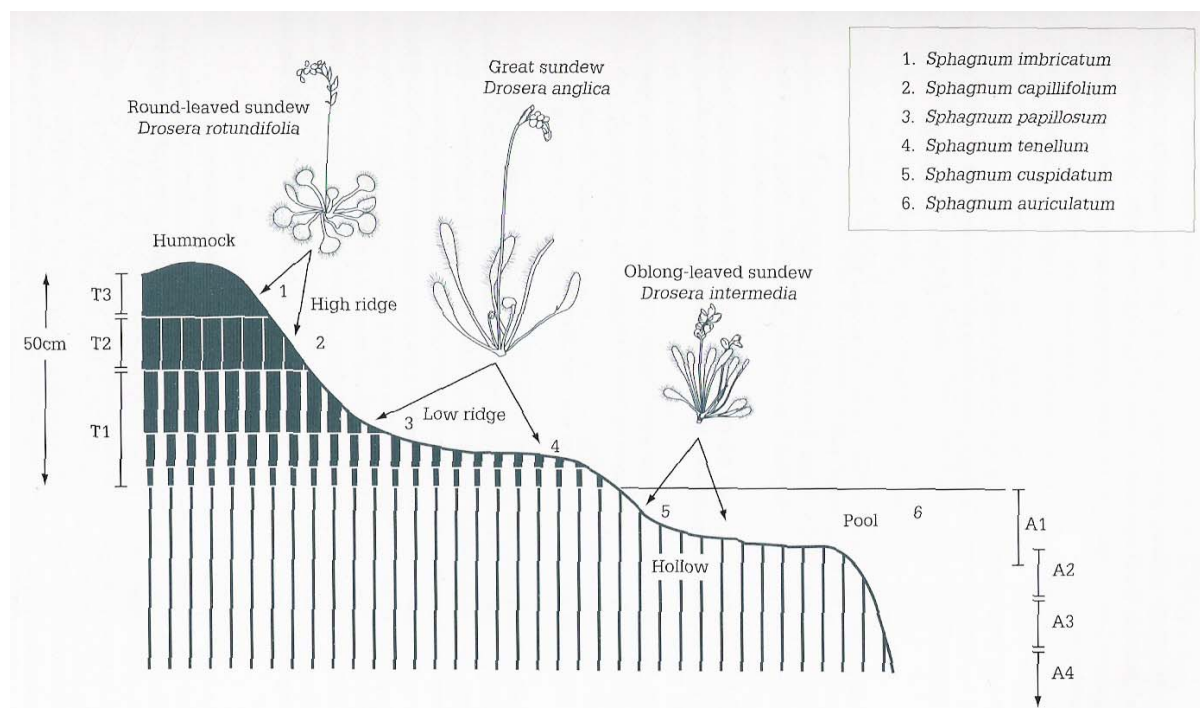
9.3 Klassifikation af højmoser

Lindsay et al. (1985) skriver i en artikel omkring klassificering af britiske højmoser: “Modern techniques which rely purely on the vegetation for classifying mire systems inevitably tend to ignore the phenomenon of surface patterning as a source of variation which can aid classification”(Lindsay, 1985:69).

Lindsay (1995) opstiller på baggrund af tidligere højmoseklassifikation et system, der kombinerer højmosens hydrologiske struktur med dens vegetation. Det første niveau i klassifikationssystemet er makroniveauet. Niveauet omhandler afgrænsning og klassifikationen af flere højmoser, hvis hydrologiske systemer er koblet.

Da de danske højmoser kan betragtes som afgrænsede hydrologiske enheder, kan en klassificering af danske højmoser tage udgangspunkt i mesoniveauet. I mesoniveauet er højmosen defineret som en hydrologisk enhed, og formen og tilstedeværelsen af flade, rand og laggzone indgår på dette niveau til at vurdere, hvilken højmosetype, der er tale om. Mikroniveauet er det nederste niveau i klassifikationssystemet. Her vurderes højmosen ud fra overflademønster og vegetationssammensætning. Indbyrdes placering samt størrelse af tuer og høljer kan variere fra højmose til højmose, og bruges til klassificering af de forskellige højmosetyper. Det har bl.a. vist sig, at højmoser, der er udsat for store mængder nedbør, ofte har et overflademønster, der er kendetegnet ved store vandhuller og høljer, hvorved vandet hurtigere løber fra. Højmoser med mindre vandtilførsler har typisk små høljer og flere tuer, der holder på vandet (Lindsay, 1995).

Højmosefladens vegetation er betinget af overflademønstrenes store variation. Som beskrevet i afsnit 4.1.1 findes der en variation af de forskellige plantearters forekomst i gradienter fra tue til hølje, og i gradienter fra højmosefladen til højmoseranden. Lindsay (1995) har ud fra viden om de forskellige plantearters fortrukne levesteder, samt viden om de typiske forekommende mikrostrukturer på højmosefladen, inddelt et tue-høljerelief i syv biotoper, tre terrestriske og fire akvatiske (se figur 9.2). Ikke alle af biotoperne forekommer på højmoser i Danmark, men for hver biotop er beskrevet typiske karakterarter. Tages fx den danske almindelige højmosetype ‘typisk plauteauhøjmose’ fås biotoperne T3, T2, T1 og A1 (figur 9.2). *Sphagnum cuspidatum* er karakteristisk i høljerne (A1), mens en række karplanter bl.a. Rundbladet Soldug er karakteristiske for biotoperne T3 til T2 (Lindsay, 1995).



Figur 9.2. Tue-højlerelief inddelt i tre terrestriske og fire akvatiske biotoper, med eksempler på soldugarter, der vokser i de forskellige biotoper. I øverste højre hjørne er nævnt 6 *Sphagnum*arter og deres indbyrdes rækkefølge i en gradient fra tue til højle. Kilde: Lindsay (1995).

I CORINE-klassifikationen tages der højde for overflademønstrenes betydning for vegetationssamfundene (afsnit 9.2.). Habitatdirektivets Fortolkningsmanual omfatter dog ikke CORINE-systemets inddeling af vegetationssamfundene, men giver i stedet en bruttoliste for såkaldt karakteristiske arter for 7110. En vegetationsliste uden relation til højmosens overflademønster bevirker, at plantearternes indbyrdes relation over tue-højlegradienten ikke kan følges, og klassificeringen bliver samtidigt noget forsimplet sammenlignet med andre anerkendte højmoseklassificeringer, hvor højmoser er inddelt i op til 17 forskellige højmosetyper (Moen, 1985).

9.4 Kritik af 7110 *Aktiv højmose

Der har i den danske fortolkning af de tre beslægtede naturtyper 7110 *Aktiv højmose, 7120 Nedbrudt højmose og 91D0 *Skovbevoksede tørvemoser, været en del polemik om, hvordan de enkelte naturtyper adskiller sig fra hinanden. To danske højmoseeksperter, Mette Risager og Bent Aaby, har bidraget med en faglig kritik af Skov- og Naturstyrelsens definition af naturtyperne.

I forbindelse med NOVANA programmets høringsrunde indvendte Mette Risager imod den danske tilgang til beskyttelse og overvågning af højmoser: "Det er nødvendigt at anvende en mere økosystem orienteret tilgangsvinkel når det gælder højmoserne. For intakte naturlige højmoser gælder det generelt at ethvert indgreb vil få konsekvenser for hele systemet." (Risager, 2003). Så godt som alle danske forekomster af 7110 er i større eller mindre grad

beskadiget som følge af menneskelig aktivitet; særligt tørvegravning har haft negative virkninger på højmoserne. Hvis højmosen drænes for vand gennem nedlagte dræn eller gravede grøfter, udtørres de resterende partier med aktiv højmose. Disse højmoserester kan kun bringes i en gunstig bevaringsstatus, hvis en tilstrækkelig høj vandstand sikres, og vandstanden i højmosepartierne er afhængig af en sikring af højmosens oprindelige hydrologiske bassin.

Risagers kritik er i særlig grad rettet mod, at udpegningen af 7110 er sket isoleret i forhold til de bevarede højmoseflader uden at det hydrologiske bassin sikres (Risager, 2003; samtale Risager 2004). Holmegårds Mose og Lille Vildmose er således, ifølge Risager, eksempler på forkert afgrænsede højmoser. Risager anfører desuden, at hensigten med afsnit 4 i Fortolkningsmanualens definition af 7110 i mange tilfælde bør pålægge medlemsstaterne at udpege tilstødende partier med nedbrudte højmose. Det vil i al fald være i overensstemmelse med, hvad Risager forstår som en 'økosystem orienteret tilgangsvinkel'. I Lille Vildmose er fire rester af den tidligere sammenhængende højmose blevet udpeget som habitatområder for 7110. Risager (2003) mener, at de tilstødende arealer, som udgør den tidligere højmoseflade, ifølge Fortolkningsmanualens afsnit 4 burde være udpeget som nedbrudt højmose. Derved kunne en sammenhængende forvaltning af området sikres.

Mangelfuld og fejlagtig udpegning og afgrænsning af højmoser er ifølge Risager (2003) blevet et strukturelt problem i den danske beskyttelse af habitatområder: når først habitatområderne er udpeget og indberettet til Kommissionen, er det endog meget vanskeligt at ændre. I mange tilfælde vil det være meget dyrt at etablere en beskyttelse, som sikrer højmoserne en gunstig bevaringsstatus. Hvis det hydrologiske bassin skal sikres, betyder det i mange tilfælde, at eksisterende tørvegravning må bringes til ophør, hvilket i henhold til grundlovens § 73 vil medføre erstatning for ekspropriation. I andre tilfælde vil resultatet være omfattende oversvømmelser af omkringliggende arealer, hvilket ligeledes vil være både dyrt i form af erstatning og ofte upopulært blandt lokale lodsejere (Samtale Risager, 2004). Det er dog endnu ikke afklaret, hvilket juridisk ansvar, der påhviler myndighederne, og i hvor vid udstrækning de kan gøres ansvarlige, hvis bevaringsstatus for de udpegede højmoser forværres.

En anden kritik har været rettet imod den danske definition af 7110. I Fortolkningsmanualen til habitat-naturtyperne er der angivet en liste over karakteristiske plantearter, som forekommer på 7110. Risager påpeger, at anvendelse af terminologien 'karakteristiske arter' er uegnet for danske højmoser, da alle arter, som findes på højmoser, også findes på beslægtede naturtyper. De danske højmoseflader er derimod negativt defineret ved *fravær* af arter (Risager, 2003). Fortolkningsmanualens liste er bygget op som en basisliste, der er suppleret med en række arter som forekommer i det borale område. Den europæiske liste er

angivet i tabel 9.1 under *EU*. I den danske fortolkning af 7110 *Aktiv højmose angives Fortolkningsmanualens liste af arter (to arter, Dværg Birk og Mose-Post (markeret ved * i tabel 9.1) er dog udeladt) (Søgaard et al., 2003:97). Som supplement til fortolkningsmanualens liste har Danmarks Miljøundersøgelser og Skov- og Naturstyrelsen angivet en række arter, der beskrives som 'almindeligt forekommende' under danske forhold. Disse arter er angivet som *Sup.* i tabel 9.1. Disse to lister er de samme lister, som er opført på den naturtypebeskrivelse, som amtsmedarbejderne skal anvende til at kortlægge og dermed klassificere danske forekomster af 7110 (Fredshavn, 2004: appendiks 4b).

Mette Risager har på baggrund af en række undersøgelser af danske højmoser opstillet en totalliste over arter, som faktisk forekommer på danske højmoser. Denne liste er angivet under *DK* i tabel 9.1. Selv når fortolkningsmanualens liste suppleres med de arter, som Skov- og Naturstyrelsen angiver som almindeligt forekommende under danske forhold (dvs. *EU*-listen og *Sup.*-listen), adskiller denne artsliste sig klart fra de arter som faktisk forekommer. I tabel 9.1 er de arter, som forekommer på *EU*-listen, men som ikke findes på danske højmoser angivet ved (1). Fåblomstret Star, Fin Kæruld, Storlæbet Blærerod, Liden Blærerod og Kortsporet Blærerod forekommer slet ikke på danske højmoser. Blomster-Siv er meget sjælden og forekomst af Alm. Star tolkes som udtryk for forstyrrelser. *Sphagnum balticum* og *S. majus* findes ikke på danske højmoser og *S. angustifolium*, *S. imbricatum* og *S. fuscum* er meget sjældne (Risager, 2003). Omvendt forekommer en række arter på danske højmoser, som hverken er angivet på *EU*-listen eller den supplerende *Sup.*-liste. Disse arter er markeret ved (2). Endelig har Mette Risager udarbejdet en list over de arter, som faktisk er almindeligt forekommende på danske højmoser. Denne liste er angivet ved *Alm. DK* i tabel 9.1. De arter, som er almindeligt forekommende på danske højmoser, men som hverken er nævnt på *EU*-listen eller den supplerende *Sup.*-liste, er angivet ved (3).

Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelses liste af almindeligt forekommende arter (*Sup.*-listen) omfatter af karplanter ikke Langbladet Soldug og Dyndstar, desuden tilføjer listen ingen *Sphagnum*-arter til *EU*-listen. *S. magellanicum* er således den eneste almindeligt forekommende tørvemos, som er anført i den danske fortolkning af 7110. Almindeligt forekommende *Sphagnum*-arter på danske højmoser er desuden *S. tenellum*, *S. cuspidatum*, *S. rubellum* og *S. papillosum* (Risager, 2003).

Risager påpegede allerede at *EU*-listen var mangelfuld i forhold til danske forhold i 2001-2002, og gentog kritikken i sit høringssvar i 2003 (Risager, 2003). Alligevel er artslisten for højmoser ikke blevet fyldestgørende tilpasset til danske forhold. Skov- og Naturstyrelsens liste over almindeligt forekommende arter er utilstrækkelig – særligt i forhold til hvilke tørvemosser, som findes på danske højmoser.

Dansk	Latin	EU	Sup.	DK	Alm. DK
Rosmarinlyng	<i>Andromeda polifolia</i>	X	X	X	X
Rundbladet Soldug	<i>Drosera rotundifolia</i>	X	X	X	X
Liden Soldug	<i>Drosera intermedia</i>	X	X	X	X
Tue-Kæruld	<i>Eriophorum vaginatum</i>	X	X	X	X
Tranebær	<i>Vaccinium oxycocos</i>	X	X	X	X
Hedelyng	<i>Calluna vulgaris</i>	X	X	X	X
Hvid Næbfrø	<i>Rhynchospora alba</i>	X	X	X	X
Langbladet Soldug	<i>Drosera anglica</i>	X		X	X
Dyndstar	<i>Carex limosa</i>	X		X	X
Brun Næbfrø	<i>Rhynchospora fusca</i>	X		X	
Blomster-Siv	<i>Scheuchzeria palustris</i>	X		X	
Alm. Flagelmos	<i>Odontoschima sphagni</i>	X**			
Rensdyrlaver	<i>Cladonia spp.</i>	X**			
Fåblomstret Star	<i>Carex pauciflora</i>	X (1)			
Alm. Star	<i>Carex fusca</i>	X (1)			
Fin Kæruld	<i>Eriophorum gracile</i>	X (1)			
Storlæbet Blærerod	<i>Utricularia intermedia</i>	X (1)			
Liden Blærerod	<i>Utricularia minor</i>	X (1)			
Kortsporet Blærerod	<i>Utricularia ochroleuca</i>	X (1)			
Dværg Birk	<i>Betula nana</i>	X (1)*			
Mose-Post	<i>Ledum palustre</i>	X (1)*			
Klokkelyng	<i>Erica tetralix</i>		X	X	X
Revling	<i>Empetrum nigrum</i>		X	X	X
Smalbladet Kæruld	<i>Eriophorum angustifolium</i>		X	X	X
Tue-Kogleaks	<i>Trichophorum caespitosum</i>		X	X	X
Multebær	<i>Rubus chamaemorus</i>		X	X	X
Dun-Birk	<i>Betula pubescens</i>			X (2)	
Skov-Fyr	<i>Pinus sylvestris</i>			X (2)	
Benbræk	<i>Narthecium ossifragum</i>			X (2)	
Pors	<i>Myrica gale</i>			X (2)	
Rød Tørvemos	<i>Sphagnum magellanicum</i>	X		X	X
Rødgrenet Tørvemos	<i>S. angustifolium</i>	X		X	
Stribet/Austins Tørvemos	<i>S. imbricatum</i>	X		X	
Rustbrun Tørvemos	<i>S. fuscum</i>	X		X	
Tætbladets Tørvemos	<i>S. balticum</i>	X (1)			
Svømmende Tørvemos	<i>S. majus</i>	X (1)			
Skebladets Tørvemos	<i>S. tenellum</i>			X (2)	X (3)
Pjusket Tørvemos	<i>S. cuspidatum</i>			X (2)	X (3)
Kohorns-Tørvemos	<i>S. rubellum</i>			X (2)	X (3)
Sod-Tørvemos	<i>S. papillosum</i>			X (2)	X (3)
Plys-Tørvemos	<i>S. capillifolium</i>			X (2)	
Blød Tørvemos	<i>S. molle</i>			X (2)	
Fedtets Tørvemos	<i>S. subnitens</i>			X (2)	
Tæt Tørvemos	<i>S. compactum</i>			X (2)	

Tabel 9.1. Samstilling af forskellige lister for plantearter på danske højmoser. EU angiver den liste af arter, som er opført i Fortolkningsmanualen for 7110. Sup. angiver den liste af arter, som Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser angiver som almindeligt forekommende arter på danske højmoser. DK angiver en totalliste over arter, som findes på danske højmoser. Alm. DK angiver de arter, som er almindeligt forekommende på danske højmoser. (1) Plantearter, der forekommer på EU-listen, men som ikke findes på danske højmoser. (2) Plantearter, der findes på danske højmoser, men som hverken forekommer på EU-listen eller på den supplerende Sup.-liste. (3) Plantearter, der er almindeligt forekommende på danske højmoser, men som hverken findes på EU-listen eller på den supplerende Sup.-liste. Kilde: Risager (1998a), Europa-Kommissionen (2003) og Søgaard et al. (2003).

* Dværg Birk og Mose-Post er udeladt i den danske gengivelse af Fortolkningsmanualens liste over højmosearter (Søgaard et al., 2003:97).

** Risagers liste omfatter alene karplanter og tørvemosser, Alm. Flagelmos (*Odontoschisma sphagni*) og Rensdyrlaver (*Cladonia* sp.) er således ikke omfattet. Risager og Aabys højmosesovervågning fra 1995-96 viser dog, at disse arter er almindeligt forekommende på danske højmoser (Risager & Aaby, 1996; 1997).

*Sphagnum*arterne udgør en meget væsentlig del af højmosens naturlige vegetation, og forekomst af de fleste *Sphagnum*arter, særligt *Sphagnum cuspidatum*, er indikatorer for naturtypens hydrologiske balance. De almindeligt forekommende *Sphagnum*arter burde derfor angives. I det terrestriske delprogram skal der som anført i kapitel 7 laves vurderinger af dækningsgrad af højler inden for de udlagte 5-metercirkler. Højler defineres bl.a. ud fra *S. cuspidatum*, men *S. cuspidatum* er ikke anført som hjemhørende art på 7110.

Om end artslisten for danske højmoser altså er utilstrækkelig, har dette nok kun haft en begrænset betydning for, hvilke områder, som i praksis er blevet og bliver kortlagt som 7110, da amterne generelt har en stor botanik-faglig ekspertise, og derfor indgående kendskab til de enkelte højmoselokaliteter (Frederiksborg Amt, 2001; samtale Voigt, 2004; korresp. Olsen, 2005).

9.5 Kritik af 91D0 *Skovbevoksede tørvemose

Udpegning af den prioriterede habitatnaturtype 91D0 *Skovbevokset tørvemose har i en årrække været en torn i øjet på danske højmoses eksperter (Aaby, 2003; samtale Risager, 2004). Naturtypen er i den danske fortolkning defineret som “vådbundsskov domineret af *birk*, *skovfyr* eller *rødgran*, som forekommer på relativt næringsfattig og sur bund med et højt grundvandsspejl, typisk på tørvejord.” (Søgaard et al., 2003:141, *kursiv i original*). Naturtypen er desuden defineret ud fra en række karakteristiske arter. En forudsætning for, at der kan være tale om skovbevokset tørvemose er, ifølge Aaby, at vandstanden er meget høj, og at der er en tørvebund med dække af levende tørvemosser (Samtale Aaby, 2005).

Der har tydeligvis været en del usikkerhed om, hvordan naturtypen skulle forstås. Således anfører Phil et al. i 2000 i en foreløbig rapport om bevaringsstatus af prioriterede habitatnaturtyper i Danmark, med Mette Risager som kilde, at “[d]et vurderes, at naturlig træbevoksede højmoser af klimatiske årsager ikke forekommer i Danmark ... og at disse derfor snarere bør betragtes som nedbrudte højmoser (7120)” (Phil et al., 2000:66). Senere anføres det, at den største trussel mod naturtypen er sænkning af vandspejlet (Phil et al., 2000:68). To udsagn som har været væsentlige i den diskussion, som har fundet sted omkring 91D0.

I den endelige rapport for kriterier for gunstig bevaringsstatus for habitat-naturtyperne anføres det: “Træbevoksede højmoser i Danmark er opstået efter dræning og tørvegravning og bør restaureres til aktive højmoser, hvor det kan lade sig gøre. Sådanne steder bør træbevokset tidligere højmose derfor forvaltes som naturtype 7120” (Søgaard et al., 2003:141).

I en publikation fra 2000 angives Ryssens Grav i Store Vildmose og Holmegårds Mose som typiske lokaliteter for naturtypen (Skov- og Naturstyrelsen, 2000). Ryssens Grav var med sikkerhed tidligere en del af Vildmosen, som siden er blevet drænet og tørvegravet. Området er invaderet af Dun-Birk som danner en kratskov. Jordbunden er meget tør, og der er kun meget begrænset forekomst af tørvemosser. Lokaliteten stemmer alene overens med CORINE-beskrivelsen af 91D0 på to punkter: der er tørvebund og en bevoksning af birketræer (Aaby, 2003). Skovbevoksningen på Holmegårds Mose består ligeledes overvejende af birk på ret tør jordbund, med meget spredt bevoksning af tørvemosser. Dræning og tørvegravning har også her muliggjort en omfattende indvandring af birk (Samtale Risager, 2004; samtale Aaby, 2005). To af de lokaliteter, som angives som typiske for naturtypen skovbevoksede tørvemoser, var altså tidligere højmose. Som følge af dræning og tørvegravning er der på lokaliteterne udviklet en vegetation, som ligner 91D0. Alligevel synes lokaliteterne ikke at indfri de kriterier, som der i den danske fortolkning stilles til 91D0, da der ikke er tale om 'vådbundsskov'.

Det har været temmelig uklart, hvordan naturtypen faktisk skulle forstås, og om der skulle lægges vægt på at det var en vådbundsskov med levende tørvemosser. I den naturtypebeskrivelse, som skal anvendes ved kortlægning af naturtyper, angives det således: "Der er som regel mosser til stede, ofte i form af tørvemos" (Fredshavn, 2004: appendiks 4b), men det er altså ikke et krav. Det anføres, at typen *typisk* findes på tørvejord, men at tørvebund altså heller ikke er en forudsætning (Fredshavn, 2004: appendiks 4b). Endeligt har Risager og Aaby harceleret mod, at tilstedeværelse af Rødgran benyttes til at bestemme naturtypen. Rødgran har sit naturlige udbredelsesområde uden for Danmark, alligevel er den af Skov- og Naturstyrelsen opført som en hjemhørende art (Aaby, 2003; samtale Risager, 2004).

I Holmegårds Mose udlagde Storstrøms Amt med Skov- og Naturstyrelsens godkendelse over 100 ha som 91D0 (Samtale Risager, 2004). Der var tale om en undertype af 91D0, nemlig 91D1 (type 44.A1 i CORINEs systematik) *Sphagnum* birkeskov. Aaby og Risager anfægtede, at det man så på Holmegårds Mose var et successionstrin, at der rettelig var tale 7120 Nedbrudt højmose, og at litteraturen viste at 91D0 aldrig havde forekommet naturligt i Danmark – eller i givet fald var uhyre sjælden (Aaby, 2003; samtale Risager, 2004). At udpege 7120 som 91D0 ville ikke alene være fejlagtigt, det ville desuden betyde at myndighederne forpligtede sig til at forvalte områderne som en prioriteret naturtype, hvilket ville indebære, at man måtte sikre en gunstig bevaring af noget som var et successionstrin, og som kunne 'vokse ud af' 91D0. Værre var, at forvaltning af 91D0 ville være uforenelig med sikring af en gunstig bevaringsstatus af de nærliggende tilbageværende partier 7110. Gunstig bevaringsstatus for højmoseresterne på Holmegårds Mose kræver en øget vandstand, og en

øget vandstand ville udgøre den største trussel mod den prioriterede naturtype 91D0 (Aaby, 2003; samtale Risager, 2004).

91D1 kan inddeles i to varianter, en variant, som forekommer i fattigkær (Fen Formation, type 44A12), og én, som forekommer på højmoseflader (Bog Formation, type 44A11). Fen Formation (44A12) forekommer i fx fattigkær i forbindelse med randen omkransende en højmoseflade (Korresp. Aaby, 2003). Skov- og Naturstyrelsen tog problematikken op i Scientific Working Group under Kommissionen, og resultatet blev til sidst, at definitionen på 91D0 i Fortolkningsmanualen ændredes, således blev en del af den tidligere definition slettet, og der tilførtes et nyt afsnit 3, som anfører:

Where bog woodland has colonized former non-woodland bog because of human impacts (bog degradation), the bog woodland may be removed in order to restore favourable conservation status of the former bog (types 7110, 7130 and 7140). Such secondary bog woodland is included in the definition of type 91D0, but generally has lower conservation priority than restoration of the original bog type (Korresp. Rudfeld, 2004).

Udpegningsgrundlaget for Holmegårds Mose er siden blevet ændret. Således udgør 91D0 i dag under 5 ha (Samtale Risager, 2004). Her vil vi lade Mette Risager få det sidste ord:

De eneste naturtyper, som er i fremgang i Danmark, er Skovbevoksede tørvemoser og submediterrane Enebærkrat på heder, overdrev eller skrænter. Det er to typer, som vi overhovedet ikke har i Danmark. Man skulle sætte sig lidt mere ind i, hvad der er ånden i Habitatdirektivet. Det har været meningen, at man ville beskytte noget af det bedste – ikke opfinde ny natur, som vi ikke før har haft i Danmark (Samtale Risager, 2004).

9.6 Nøgle til habitattyper

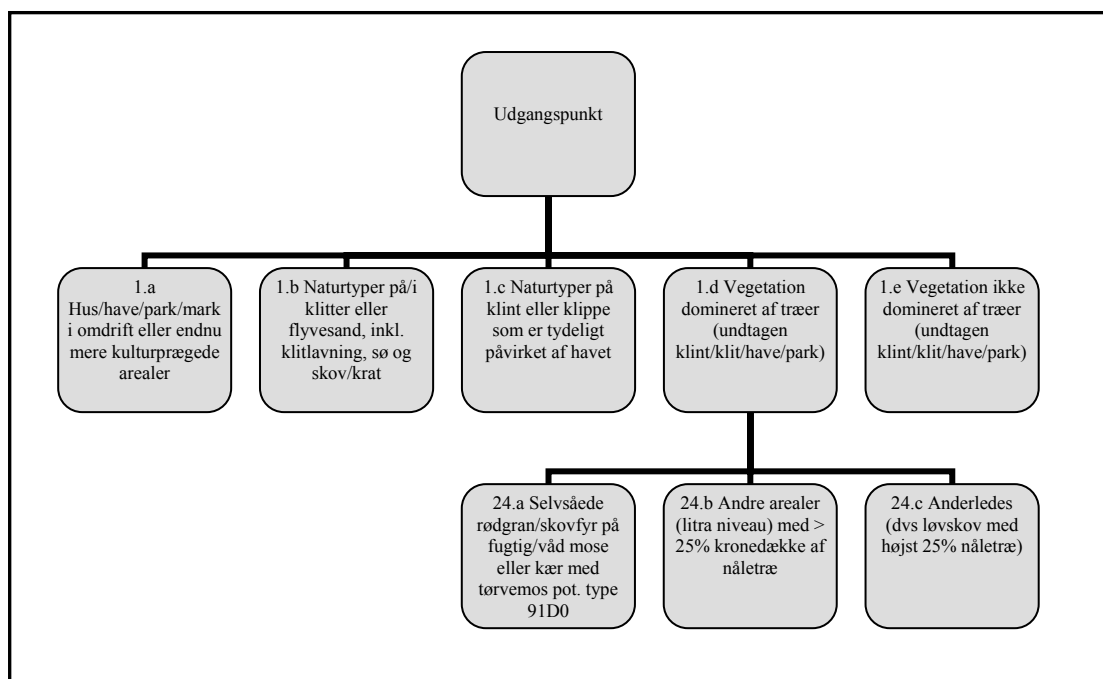
Problematikkerne omkring 7110, 7120 og 91D0 er altså delvist blevet løst, interessant er det dog at reflektere over, hvad der gjorde håndteringen af netop disse naturtyper særligt kompliceret.

Højmoser er som sagt karakteriseret ved deres meget våde miljø, og det er langt hen af vejen også det, som gør dem besværlige. Tager man til sammenligning en naturtype som overdrevet, så er det en tør naturtype, hvis udbredelse man populært sagt kan regulere ved at flytte hegnspæle. Det er selvfølgelig en forsimpeling, og en lang række forhold spiller ind på overdrevets trivsel. Alligevel er det et glimrende billede, for til sammenligning er det langt vanskeligere at regulere en højmose alene af den grund, at den hovedsageligt består af vand, og at vand nu engang bevæger sig fra højere til lavere niveau; hvis det hydrologiske bassin forstyrres, så drænes højmosen.

Danmarks Miljøundersøgelser har landets førende kompetencer inden for visse naturtyper, bl.a. overdrev og heder i form af specialister som Rasmus Ejrnæs og Knud Erik Nielsen. Ejrnæs og Nielsen har endvidere været meget centralt placeret i forhold til opbygning af hele metodikken bag NOVANA programmet, og samtidig har de været medspillere i øvelsen omkring udvikling af kriterier for gunstig bevaringsstatus for habitat-naturtyperne (Samtale

Ejrnæs, 2004; samtale Nielsen, 2004). Derimod har Danmarks Miljøundersøgelser viden om og kompetencer i forhold til højmoser, og højmoserrelaterede naturtyper været meget mangelfuld (Samtale Risager, 2004). Det har betydet, at de områder, hvor Danmarks Miljøundersøgelser havde kompetencer, har været udgangspunktet for de metodikker, som er udviklet. Metodikkerne er med andre ord velegnede til naturtyper, som Danmarks Miljøundersøgelser har et grundigt kendskab til, omvendt er metodikkerne måske mindre velegnede til mere 'våde' naturtyper. Mette Risager er i al fald, som det fremgår af ovenstående, meget kritisk overfor den tilgang, som Danmarks Miljøundersøgelser har benyttet.

Et helt andet aspekt af problematikken omkring 7110, 7120 og 91D0 vedrører udpegning af habitat-naturtyper. Amterne har som tidligere anført stået for indberetning af forekomst af habitat-naturtyperne. Til hjælp herfor har Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser udarbejdet en nøgle til identifikation af naturtyper (Fredshavn, 2004: appendiks 4a). Risager omtaler nøglen på følgende måde: "Går man igennem manualen, så ligner det noget, som er lavet til en folkeskoleklasse." (Samtale Risager, 2004).



Figur 9.3. Nøgle til bestemmelse af naturtyper. Bestemmelse af 91D0 *Skovbevoksede tørvemose.
Kilde: Fredshavn (2004: appendiks 4a).

Nøglen angiver i figur 9.3, hvordan det er muligt at komme frem til naturtypen 91D0. Som det ses, er to niveauer tilstrækkeligt til potentielt at definere 91D0 – en prioriteret naturtype. Som supplement til nøglen anvendes en beskrivelse af de enkelte naturtyper (Fredshavn, 2004: appendiks 4b). Naturtypebeskrivelserne omfatter en kort, generel beskrivelse af

naturtypen. Der nævnes en række for naturtypen karakteristiske arter, og der gives vejledninger til afgrænsning fra beslægtede naturtyper.

Nøglen og naturtypebeskrivelsen er altså de værktøjer, som i 2004 blev anvendt til kortlægning af naturtyper. Nøglen er siden gledet ud af programmet, således at kortlægningen fra 2005 alene sker på baggrund af naturtypebeskrivelsen (Fredshavn et al., 2004). I det følgende gennemgås naturtypebeskrivelser for højmoserrelaterede naturtyper.

Naturtype 7110 kan ifølge naturtypebeskrivelsen inddeles i tre særskilte enheder flade, rand og lagg, "som alle er omfattet af naturtypen, så længe mosen er aktiv og arealet ikke skovbevokset" (Fredshavn, 2004: appendiks 4b). I et område med forekomst af højmose kan altså såvel højmoseflade, rand og laggzone kortlægges som 7110. Vegetationen på flade, rand og laggzone er dog ganske forskelligartet. I CORINE er der som tidligere omtalt defineret en række særlige naturtyper for de plantesamfund som forekommer i rand og lagg. Med henblik på kortlægning af en højmoses hydrologiske bassin er det nødvendigt at betragte højmosen som en enhed, men i forhold til en kortlægning af vegetationen er det bedre at adskille flade fra rand og lagg. Højmosefladen kan fx blive klassificeret som én naturtype, og rand og laggzone som forskellige typer af fattigkær eller ekstremfattigkær. Højmosefladen er den del af højmosen, som bedst afspejler højmosens bevaringstilstand. Såfremt højmosefladen ikke kortlægges adskilt fra rand og lagg, vil det ikke være muligt at følge den arealmæssige udvikling af højmosefladen.

Det virker desuden som en noget underlig afgrænsning, at hvis arealet er skovbevokset, så skal rand og lagg ikke omfattes af 7110. Skidendam er således et eksempel på en lokalitet, hvor der vokser en naturlig skovbevoksning i randen.

Naturtype 7120 er defineret som tidligere højmosearealer, hvis hydrologi er blevet forstyrret (Fredshavn, 2004: appendiks 4b). Vegetationen på 7120 indeholder stadig mange af de arter, som er almindeligt forekommende på højmoser. Desuden sker en indvandring af højmosefremmede arter, fx Blåtop (Fredshavn, 2004: appendiks 4b). Kun arealer, hvor det kan forventes, at der inden for 30 år igen finder tørveopbygning sted, skal kortlægges som 7120 (Europa-Kommissionen, 2003). I naturtypebeskrivelsen bliver kravet til tørvedannelse bl.a. udlagt som, at tilstedeværelse af tørvemosser kan anvendes som kriterium for afgrænsning mellem 7120 og 7110: "Afgrænsning mod 7110, aktiv højmose, kan baseres på forekomst af levende tørvemos henholdsvis blåtop, således at arealer på højmoseflade uden levende tørvemos eller med meget blåtop henføres til type 7120" (Fredshavn, 2004: appendiks 4b).

Forekomst/fravær af *Sphagnum*arter og Blåtop må dog betragtes som et utilstrækkeligt kriterium for afgrænsning af 7110 fra 7120. I forbindelse med overvågning af danske højmoser undersøgte Aaby og Risager vegetationen inden for 5-metercirkler, som blev

placeret uden for de bevarede højmosepartier. På Holmegårds Mose undersøgtes et område, som lå mellem de to bevarede højmosepartier, og hvor der havde fundet omfattende tørvegravning sted. På Draved Mose undersøgtes et område inden for Russerfennen³⁰ (Risager & Aaby, 1996). På Holmegårds Mose blev 5-metercirklen placeret i, hvad Risager og Aaby betegner som, et 'åbent ekstremfattigkær'. Der var en spredt vegetation af Blåtop og tæt vegetation af *Sphagnum*, domineret af *Sphagnum magellanicum* og *S. fallax*, men der var også forekomst af *S. cuspidatum*, *S. fimbriatum*, *S. rubelleum*, *S. capillifolium* og *S. papillosum* (Risager & Aaby, 1996). Russerfennen betegnes som et 'delvist åbent fattigkær', som er helt domineret af Blåtop, men alligevel forekommer også en enkelt *Sphagnum*art, *S. fimbriatum*. Begge 5-metercirkler ligger i områder, som strukturelt kan betegnes som nedbrudt højmose, idet de har været udsat for henholdsvis dræning, gødskning og tørvegravning. Området, hvor 5-metercirklen blev placeret på Holmegårds Mose, er ved at regenerere, og er dækket af et tørvelag, som vegetationsmæssigt ligner en hængesæk. Området i Draved Mose ligner vegetationsmæssigt nok mere et typisk eksempel på 7120, sådan som typen udlægges i naturtypebeskrivelsen. Der er dominans af Blåtop, dog er der også forekomst af tørvemos. Det er i de gennemgåede eksempler vanskeligt alene at lægge tilstedeværelse eller fravær af tørvemosser og Blåtop til grund for afgrænsning af type 7110 fra 7120.

Arealer som er hosliggende til 7110, men som er forstyrrede eller beskadigede, skal ifølge Fortolkningsmanualen udpeges som 7120, beskyttes og om muligt regenereres til aktiv højmose (Europa-Kommissionen, 2003). I Naturtypebeskrivelsen angives det: "Ved moderat forstyrrelse af hydrologien gennem begrænset dræning, tørvegravning på naboarealer eller lignende ændres typen så længe vegetationen er nogenlunde uændret og lysåben, til naturtypen 7120." (Fredshavn, 2004: appendiks 4b). Dette synes i overensstemmelse med Fortolkningsmanualen. Områder, som alene består af nedbrudt højmose (uden *Sphagnum*dække), og hvor der ikke er bevaret hosliggende højmosepartier kan dog tillige kortlægges som 7120.

Beskadigede højmoser kan dog ikke alene kortlægges som enten 7110 eller 7120. "I afgravede højmosekomplekser kan der være en finkornet mosaik af hængesæk type 7140 med tørvegrave af type 3160 [Brunvandede søer og vandhuller], nedbrudt højmose type 7120 og skovbevokset tørvemose type 91D0" (Fredshavn, 2004: appendiks 4b). Risager betragter dette som en alvorlig misforståelse. De arealer som ligger inden for højmosens oprindelige hydrologiske bassin bør alene kortlægges som enten 7110 eller 7120. Tørvegravning og andre forstyrrelser af højmoser kan føre til fænomener som ligner 7140, 3160, 91D0, mm. Disse

³⁰ Under 1. Verdenskrig forsøgte tyskerne at opdyrke en del af Dragved Mose ved hjælp af russiske krigsfanger – deraf navnet. Området blev drænet og gødsket, og man forsøgte at dyrke kartofler men med ringe udbytte (Risager & Aaby, 1996; samtale Voigt, 2004).

fænomener er dog alene successionstrin, og bør ifølge Risager ikke betragtes – og derigennem beskyttes – som selvstændige habitat-naturtyper (Samtale Risager, 2004).

9.7 Opsamling

Habitatdirektivets klassifikation af habitat-naturtyper anvender CORINE-klassifikationen. CORINE-klassifikationen bygger på midteuropæiske principper for klassifikation af plantesamfund. Crawley (1997:510) angiver fire fænomener som vanskeligt lader sig klassificere: a) tydeligt ustabile plantesamfund, b) små fragmenter af natur, c) overgangsfænomener, hvor plantesammensætningen forandres kraftigt som følge af skarpe økologiske gradienter og d) mosaikfænomener (se afsnit 9.1). Pedersen og Wernberg peger på, at overgangsfænomener mellem nogle naturtyper efter NOVANA programmets naturtypebeskrivelser vanskeligt lader sig klassificere. Dette stemmer overens med problemstilling c). Højmosen kan på flere måde ses som et mosaikfænomen, jf. problemstilling d).

Det hydrologiske bassin består af flade, rand og lagg, der hver består af forskellige plantesamfund. Gradienter fra højmoseflade til rand er på uforstyrrede højmoser ret tydelige, da abiotiske faktorer som vandstand og pH ændres ret hurtigt. Højmosen lader sig således praktisk inddele i flade, rand og lagg. I forhold til en strukturel forståelse af højmosen er det vigtigt at definere højmosen som omfattende flade, rand og lagg. Med hensyn til en vegetationsmæssig klassifikation af højmosen forholder det sig dog anderledes. I NOVANA programmets kortlægning af habitat-naturtyper bør der dog sondres mellem disse tre enheder, således at fladen klassificeres adskilt fra og rand og lagg. Selve højmosefladen kan desuden opfattes som et mosaikfænomen, bestående af tuevegetation og høljevegetation. Der sondres i Habitatdirektivets klassifikation af højmose ikke mellem plantesamfund på tuer og høljer. Alligevel kan højmosens strukturelle karakter i højere grad anvendes til at klassificere højmosetyper, og er i al fald et væsentlig element for at følge naturtypens udvikling.

Anvendelsen af Habitatdirektivets klassifikation af naturtyper har medført en række problemer for forståelse og definition af højmoserelaterede naturtyper. Den artsliste som Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser har udarbejdet for 7110 er mangelfuld og fejlagtig. Værre er det, at der råder forvirring om, hvad der er 7110 *Aktiv højmose, hvad der er 7120 Nedbrudt højmose, og hvad der er de associerede naturtyper 91D0 *Skovbevokset tørvemose, 7140 Hængesæk og 3160 Brunvandede søer og vandhuller. Forvaltningsmæssigt er det mere hensigtsmæssigt alene at operere med 7110 og 7120, hvor målsætningen for 7120 er gendannelse til 7110. Den naturtypebeskrivelse som Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser har udviklet bør revideres, således at en række tvetydigheder afklares.

Kapitel X

I 1987 iværksatte Skov- og Naturstyrelsen et naturovervågningsprogram for 21 danske højmoser. Undersøgelsens formål var gennem regelmæssig og systematisk indsamling af data at tilvejebringe viden om de danske højmosers bevaringstilstand. Naturovervågningen af højmoserne fra 1987-89 blev efterfølgende gentaget i 1995-96 (Aaby, 1987; 1988; 1990; Risager & Aaby, 1996; 1997).

Formålet med vores feltundersøgelser er at gentage de nævnte undersøgelser, og efterfølgende sammenligne vores data med de tidligere undersøgelsesdata. Ved sammenligningen ønsker vi at vurdere eventuelle ændringer i vegetationssammensætningen i perioden 1987-2004.

Højmoseovervågningsprogrammet er ikke en del af NOVANA programmet, men overvågningen har indgået i evalueringen af de danske højmosers bevaringstilstand i perioden frem til NOVANA programmets iværksættelse (Pihl et al., 2000). NOVANA programmets dataindsamling blev påbegyndt i 2004, og det vurderes, at der vil gå nogle år, før det er muligt på baggrund af det indsamlede data at vurdere højmosernes bevaringsstatus (Korresp. Fredshavn, 2005).

10.1 Tidligere naturovervågning af højmoser

Overvågningen af de danske højmoser blev i 1987-1989 udført af Bent Aaby og i 1995-96 af Bent Aaby og Mette Risager. Overvågningen omfattede en lokalitetsgennemgang, hvor de fundne plantearter på højmoseflade, rand og lagg blev bestemt. Der blev lavet en fotopanorering fra 3-4 punkter på højmosefladen. Der blev udlagt et linietransekt, hvor dækningsgrad og frekvens af plantedækket blev registreret. Højmosefladens relief opmålt langs transektet, og plantearterne inden for en række 5-metercirkler, blev bestemt (Aaby, 1987; 1988; 1990; Risager & Aaby, 1996; 1997).

10.2 Valg af feltlokaliteter

Da vi i udgangspunktet vidste, at vores undersøgelse ville forgå over flere dage og med assistance fra Bent Aaby, skulle højmoselokaliteterne være nemme at tage til for alle parter, og derfor helst ligge på Sjælland. Samtidigt skulle højmoserne været omfattet af de tidligere naturovervågningsundersøgelser samt indgå i NOVANA programmets overvågning. Det skulle være muligt at sammenholde vores data med NOVANA programmets data. På baggrund af disse kriterier har vi valgt Skidendam og Holmegårds Mose.

Vores feltbesigtigelse og vegetationsundersøgelse er foregået i perioden august-september 2004. Ved feltbesigtigelsen af Holmegårds Mose deltog Bent Aaby, Thorbjørn Stoltze og Henrik Suidicani. Ved feltbesigtigelsen af Skidendam deltog Bent Aaby. Bent Aaby har

samtidigt været til stor hjælp i forbindelse med ensretning af metoder i forhold til tidligere undersøgelser. I det følgende afsnit redegøres der for vores vegetationsundersøgelser på henholdsvis Skidendam og Holmegårds Mose.

10.2.1 Feltgennemgang

For at få en generel viden om de valgte højmoselokaliteters vegetation og struktur lavede vi en feltbesigtelse af de to moser. Her blev højmosens forskellige dele, flade og evt. rand og laggzone identificeret, og de almindeligt forekommende arter noteret. Vores 'guider' (Bent Aaby, Thorbjørn Stoltze og Henrik Suidicani) gav os samtidig vigtig information om områdernes historie, forvaltning, botanik og trusler.

I overensstemmelse med de tidligere undersøgelser lavede vi en billedpanorering hen over de valgte lokaliteters højmoseflade. Billederne er taget fra samme fotopunkt og i samme retning i årene 1987, 1995 og 2004, og er derfor sammenlignelige.

10.2.2 Etablering af linietransekt

Det tidligere linietransekt, som er udgangspunktet for vores vegetationsundersøgelser, blev gendannet med hjælp fra Bent Aaby. Ved genetableringen var det afgørende at finde de tidligere transektmarkeringer. Linietransektet blev i sin tid markeret med et plastikrør, nedstukket i højmosetørven. Plastikrøret markerede midtpunktet for transektet.

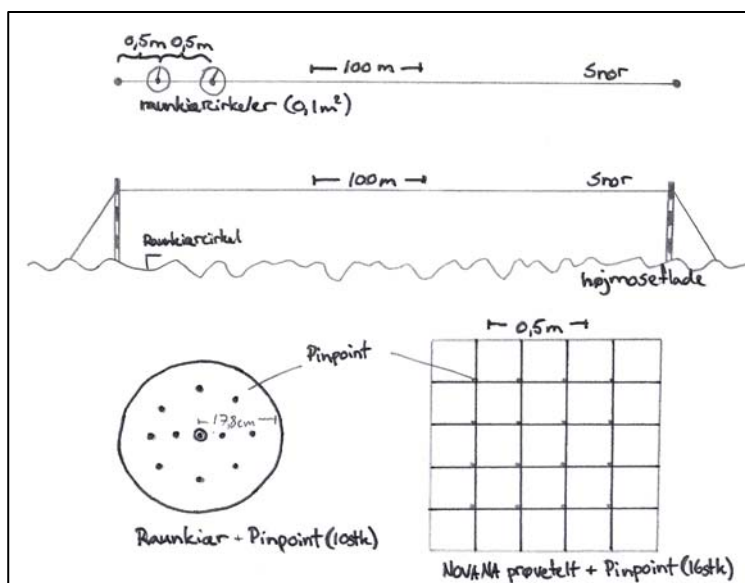
Markeringerne blev genfundet og transektet blev på baggrund af kendt kompasretning genetableret, så det så vidt muligt lå identisk med transektet fra undersøgelsen i 1987 og 1995. Transektet er 100 meter langt. Det er i sin tid blevet placeret, så det kunne repræsentere vegetationen på den pågældende højmoseflade (Aaby, 1987).



Figur 10.1. Luftfoto over Skidendam, med indtegnet målestok og 100-metertransekt (sort linie). Kilde: Notat Frederiksborg Amt (2001).

Der blev udført to undersøgelser i tilknytning til linietransektet. Først blev overfladerelieffet for højmosefladen bestemt, dernæst blev vegetationssammensætning, dækningsgrad og frekvens af de enkelte plantearter registreret.

Overfladerelieffet blev bestemt ved udspænding af en snor ca. en halv meter over højmosefladen langs med linietransektet. Ved hjælp af en libelle sikredes vandret udspænding af snoren, og for hver halve meter blev afstand mellem snor og højmoseflade målt. Ved at fastsætte et tilfældigt nulpunkt kunne højmosens relative overfladerelief derved bestemmes. Efterfølgende blev overfladerelieffet sammenholdt med de indsamlede vegetationsdata fra transektet.



Figur 10.2. Øverst: 100-metertransektet set fra oven og fra siden. Nederst til venstre: raunkiaercirkel. Nederst til højre: kvadratiske prøvefelt anvendt i NOVANA. Prøvefelterne er gengivet i samme målestoksforhold. De sorte prikker angiver placering af pinpoint-stik.

I overensstemmelse med de tidligere undersøgelser fra 1987 og 1995 blev der i vores undersøgelse udlagt en raunkiaercirkel ($0,1 \text{ m}^2$) for hver halve meter af 100-metertransektet (dvs. 200 raunkiaercirkler³¹). De enkelte plantearters vegetationsdække inden for raunkiaercirklen blev vurderet i to niveauer og i henhold til de definerede dækningsgradsklasser (se tabel 10.1). Det første niveau blev defineret som den vegetation, der fandtes i niveau med *Sphagnum*arterne, mens det andet niveau blev defineret som den vegetation, der voksede i niveau med Hedelyng, Smalbladet Kæruld og Revling. For at få så stor overensstemmelse med de tidligere metoder som muligt, demonstrerede Bent Aaby, hvordan bestemmelsen af dækningsgradsklasser tidligere var gjort.

³¹ I undersøgelsen fra 1996 udlagdes dog 201 raunkiaercirkler, således omfattedes her begge endepunkter i modsætning til vores undersøgelse og undersøgelsen fra 1987.



Figur 10.3. 100-metertransekt på Holmegård Mose i 2004 med snor til opmåling af overfladerelief.

I undersøgelserne fra 1987 og 1995 sondres der mellem fire forskellige dækningsgradsklasser gående fra + til III (se tabel 10.1). Dækningsgradsklasse + angiver forekomst af enkelte, spredte eksemplarer, hvor dækningsgradsklasse III angiver, at den pågældende art er dominerende inden for raunkiærcirklen (Aaby, 1987; Risager & Aaby, 1996).

Værdier ved dækningsgrad	Dækningsgrad
+ = Enkelte, spredte eksemplarer	$\leq 5 \%$
I = Fåtalige	5-20 %
II = Almindelige	20-60 %
III = Dominerende	$\geq 60 \%$

Tabel 10.1. Dækningsgradsklasser relateret til dækningsgrader i procent.
Kilde: Aaby (1987), Risager og Aaby (1996).

Hver raunkiærcirkel repræsenterer altså to vegetationsniveauer. I hvert vegetationsniveau kan vegetationen have en dækningsgrad på op til 100 pct. (Risager & Aaby, 1996). Det betyder, at der i det nederste lag kan være et vegetationsdække, hvor fx *Sphagnum magellanicum* er almindelig, og *S. fallax* er dominerende, mens der i det øverste lag kan være et vegetationsdække, hvor fx Hedelyng er almindelig og Revling er dominerende.

Inden for hver raunkiærcirkel blev der også foretaget en pinpoint-undersøgelse. Pinpoint-undersøgelsen er en anden metode til bestemmelse af plantearternes dækningsgrad (se afsnit 5.3). Undersøgelsen blev udført ved hjælp af en metalpind, som blev nedstukket ti gang inden for hver raunkiærcirkel; to stik omkring centrum og otte i en radius af ca. 10 cm fra centrum (se figur 10.2). Alle plantearter, som berørte metalpinden, blev identificeret og noteret. Ved plantearter menes den levende vegetation af karplanter, mosser og alger. Pinpoint-undersøgelsen var ikke en del af højmoseovervågningsprogrammet i 1987, men blev taget med som supplement til den eksisterende vurdering af vegetationsdække i 1995 (Samtale

Aaby, 2004). Ved pinpoint-undersøgelserne er alle arter, der har haft berøring med metalpinden, forsøgt identificeret, dvs. at også planter, som ikke er rodfæstet i raunkiærcirklen, er omfattet af undersøgelsen.

10.3 Metode til plante- og *Sphagnum*bestemmelse

I forbindelse med bestemmelse af plantearter havde vi i starten svært ved at skelne mellem de mange *Sphagnum*arter. Samples af de forskellige arter blev derfor indsamlet og nedfrosset til senere bestemmelse sammen med Bent Aaby. Til artsbestemmelsen brugt vi kraftige forstørrelsesglas (8-16 gange forstørrelse) og i enkelte tilfælde mikroskop. Undersøgelserne blev foretaget i august og september, hvor farveforskellen mellem *Sphagnum*arterne er størst. Farveforskellen er et godt udgangspunkt for den videre artsbestemmelse.

Vi anvendte "Vitmossor i Norden" (NN, 1989) som den primære bestemmelsesnøgle til *Sphagnum*arterne. *Sphagnum*arterne blev bestemt ud fra størrelse, vedstruktur og voksested, samt struktur af stamblade og grenblade. Stambladene og grenbladene kan variere i størrelse og form, og bladvokanten er hos nogle arter flosset og hos andre afrundet (se afsnit 4.1.3). Vi har ikke været i stand til at skelne mellem *Sphagnum angustifolium* og *S. fallax*, da de ligner hinanden uhyre meget. Begge arter er derfor i vores datasæt angivet som *S. fallax*. Vi har desuden haft vanskeligt ved at identificere en række bladmosser.

10.4 Diskussion af feltundersøgelser

Den væsentligste kvalitet ved Aaby og Risagers højmoseovervågningsundersøgelse er, at undersøgelsen omfatter data fra både 1987 og 1995. Dette gør det muligt at vurdere en vegetationsudvikling over tid. Der kan gå flere år før en eventuel negativ påvirkning af en højmose kan registreres i vegetationen, og det er derfor nyttigt at have vegetationsdata, der spænder over en årrække, hvis udviklingstrenden for lokaliteten skal vurderes.

Aaby og Risagers undersøgelse kan kritiseres på en række områder. Et væsentligt spørgsmål er, om det undersøgte transekt faktisk giver et repræsentativt billede af vegetationen på højmosefladen. På Skidendam var den nordvestlige del af højmosefladen væsentlig mere træbevokset end den sydøstlige del. Desuden er der forskel mellem den nordvestlige og sydøstlige del af mosen med hensyn til tue-højlestruktur samt forekomst af *Sphagnum cuspidatum* (*Sphagnum*art som primært vokser i højle). Disse forskelle omfattes ikke af undersøgelsen, da linietranssektet udelukkende er placeret i den sydøstlige del af højmosen. I den forbindelse kunne kortere transekter, udlagt på forskellige dele af højmosen, være et godt alternativt, idet det ville give en større repræsentativitet af hele højmosefladens vegetation.

Transektundersøgelsen er den mest tidskrævende del af naturovervågningen, og det bør overvejes, om tidsforbruget står mål med vidensindsamlingen. Aaby og Risager brugte to hele

dage på at bestemme arter langs ét linietranssekt. Dette er væsentligt mere end den tidsramme, der er afsat til hver højmose i det nuværende NOVANA program (Samtale Aaby, 2004).

Lokaliteten forstyrres ved brug af den valgte undersøgelsesmetode. Opmåling af overfladerelief og udlægning af 200 raunkiærcirkel medførte en omfattende nedtrampning af vegetationen langs transektet. Særligt pinpoint-undersøgelsen med 2.000 stik på hver lokalitet samt indsamling af plantearter til bestemmelse belaster vegetationen. Slitage af feltlokaliteten bør overvejes i forbindelse med udformningen af feltundersøgelserne, og her er Aabys metode bestemt ikke særligt skånsom.

Aaby og Risagers højmoseovervågning havde bl.a. til formål at vurdere mosernes bevaringstilstand. På den baggrund bør det diskuteres, om det er hensigtsmæssigt at linietranssektet udelukkende repræsenterer den intakte højmoseflade. Ved en transektplacering fra højmosefladen og ind over de tilgrænsende naturtyper som fx fattigkær, vil der kunne etableres viden om forholdet mellem de tilgrænsende naturtypers vegetation og vegetationen på højmosefladen.

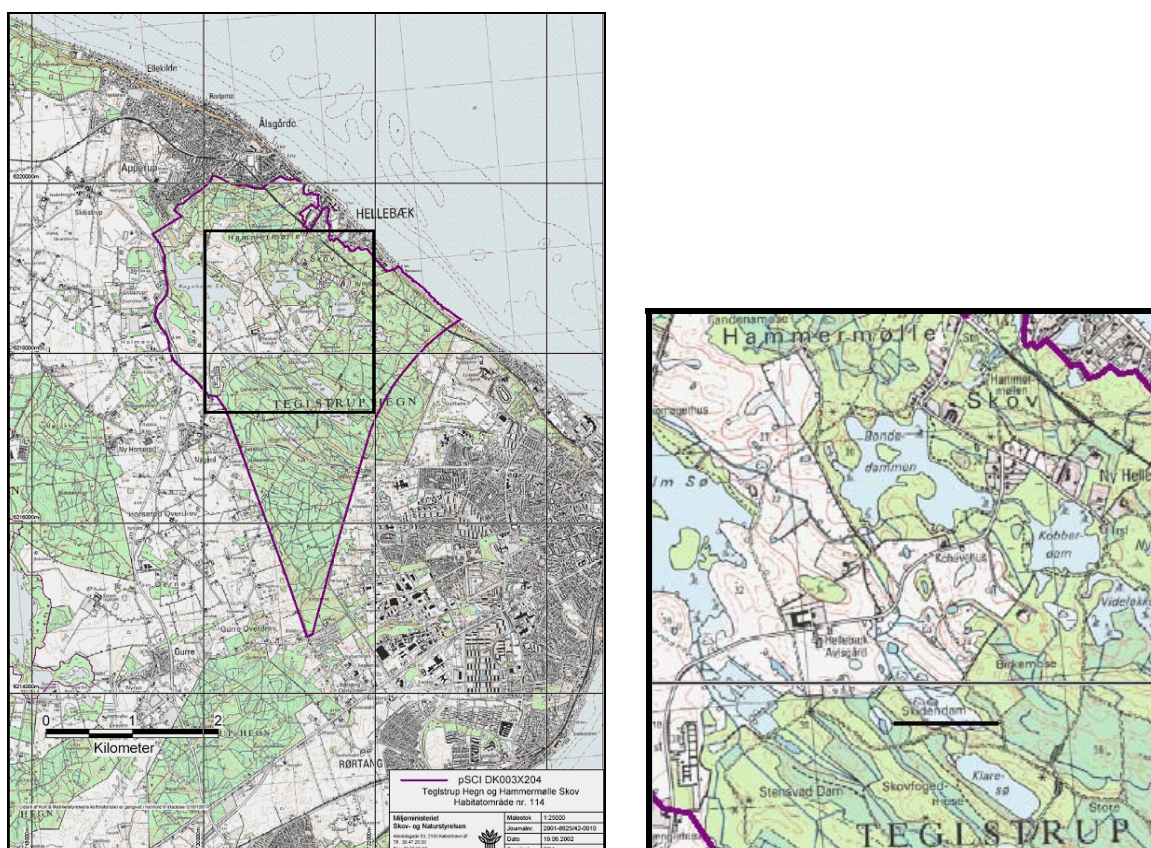
Aabys metode til bestemmelse af dækningsgrad inden for raunkiærcirklen er temmelig subjektiv. Dertil kommer, at de anvendte dækningsgradsklasseintervaller ikke er lige store, hvilket vanskeliggør statistisk behandling af de indsamlede data. Pinpoint-undersøgelsen er mindre personafhængig, selvom der kan opstå situationer, hvor der kan være tvivl om, hvorvidt den enkelte planteart berører metalpinden. Det kan fx være, hvis et strå blæser ind på metalpinden, eller hvis planternes berøring med metalpinden er svær at se, fx når planterne vokser langt nede i *Sphagnum*dækket.

Kun midtpunktet for linietranssektet blev genfundet i 2004, og transektets retning måtte genetableres på baggrund af kompasretning. I Holmegårds Mose var vi usikre på, om det genetablerede transekt fulgte transekterne fra 1987 og 1995. Hvis målet er en præcis genetablering af linietranssektet, er det væsentligt, at endepunkter genfindes, da usikkerheder i forbindelse med genetableringen undgås.

10.5 Skidendam

Skidendam ligger i Teglstrup Hegn, som hører ind under Frederiksborg Skovdistrikt. Teglstrup Hegn og Hammermølle Skov er udpeget som habitatområde nr. 114 med et samlet areal på 891 ha. 11 naturtyper indgår i udpegningsgrundlaget for området, herunder 7110 *Aktiv højmose. Skidendam dækker ca. 5 ha og ligger i et kuperet skovterræn omgivet af løvskov (Risager & Aaby, 1996; www.sns.dk). Mosen er udsat for relativt lave kvælstofdepositioner sammenlignet med andre danske højmoser. Kvælstofdepositionerne er dog beregnet til 17,13 kg N/ha/år (Risager, 1998b), hvilket langt overskrider den fastsatte tålegrænse for naturtypen (Bak et al., 1999) (se afsnit 4.6).

Skidendam betragtes som Sjællands bedst bevarede højmose, med en stor botanisk værdi bl.a. på grund af den sjældne højmosevegetation (Frederiksborg Amt, 2001). Risager og Aaby konkluderer i 1996, at vegetationsdækket ændres i retning af en mere højmosepræget vegetation med tuer og *Sphagnum*dominerede flader samt en mindre forekomst af hængesækarter som Blomster-Siv og Næb-Star. Vegetationen gav ingen tegn på øget kvælstoftilførsel i perioden 1987-1996. Den største trussel blev derfor vurderet at være manglende vedligeholdelse af eller hærværk mod det stemmeværk i mosens nordlige end, der sikrer vandstanden i højmosen. Det blev foreslået at opstemningen gøres mere permanent, fx ved at træspærringen erstattes af en betonspærring (Risager & Aaby, 1996).



Figur 10.4a. (venstre billede). Beliggenhed for Skidendam i Teglstrup Hegn syd for Hellebæk.
Figur 10.4b (højre billede). Udsnit af figur 10.3a (se firkant). Beliggenhed for Skidendam syd for Hellebæk Avlsgård. Kilde: www.sns.dk.

10.6 Holmegårds Mose

Holmegårds Mose er beliggende på Sydsjælland nogle kilometer fra Næstved. Mosen ligger i et kuperet morænelersområde med et opland, hvor der drives intensivt landbrug. Et areal på 328 ha er udpeget som habitatområde for Holmegårds Mose (habitatområde nr. 145). Habitatområdet rummer 13 naturtyper, heriblandt 90 ha 7110 *Aktiv højmose og ca. 225 ha 7120 Nedbrudte højmose (COWI, 2003; korresp. Olsen, 2005; www.sns.dk). Den intakte

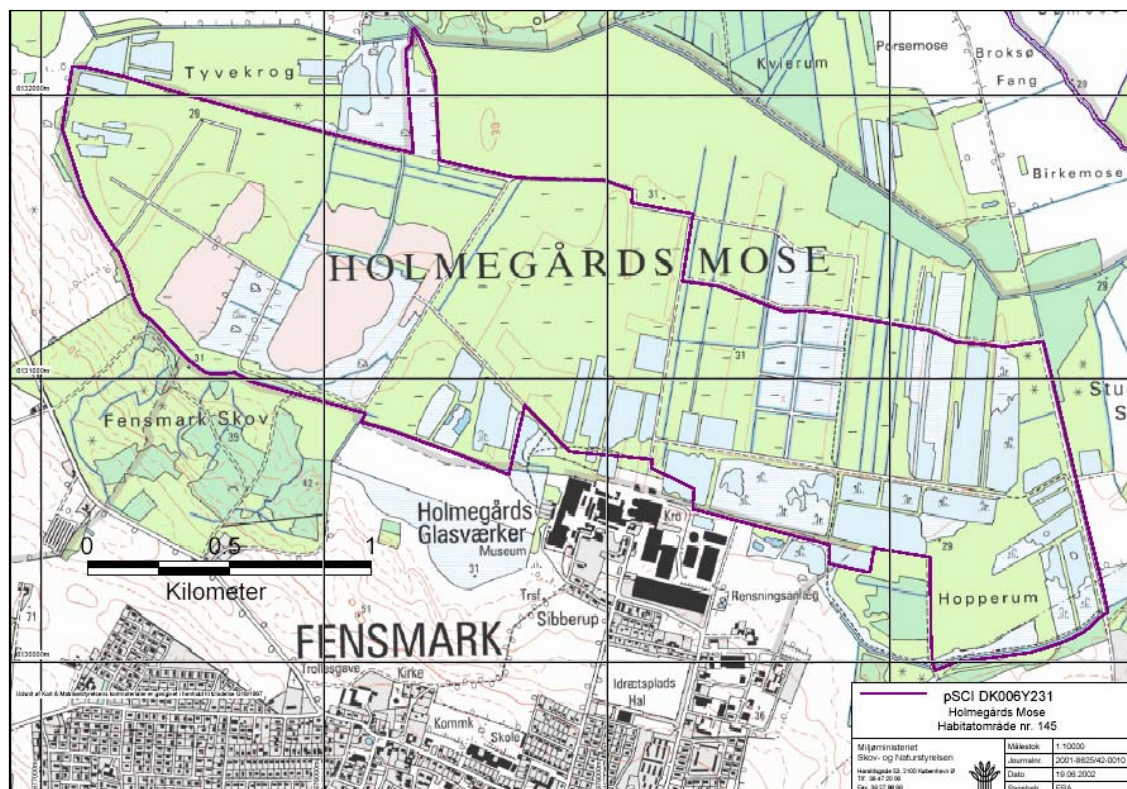
højmoseflade vurderes imidlertid at være væsentligt mindre end højmosens samlede areal. To partier på henholdsvis 10 og 17 ha, beliggende i den vestlige del af mosen udgør den tilbageværende, intakte højmoseflade. Rundt om højmosefladerne findes åbne tørvegrave samt fattigkærs- og rigkærsvegetation med spredt træbevoksning. Flere steder gennemskæres området af balke³² som i dag fungerer som vanddæmninger imellem de forskellige naturtyper. Effekten ses tydeligt, ved at vegetationen er meget forskellig på hver side af balkene, alt efter om vandet holdes ude eller inde på området (Risager & Aaby, 1996; COWI, 2003; www.sns.dk). Botanisk og ornitologisk vurderes højmosen og kærene som meget betydningsfulde. Der er ved tidligere kortlægning af området fundet 318 forskellige plantearter, heraf er 32 på den lokale liste over truede plantearter i Storstrøms Amt (Harritz & Håkansson, 2002; COWI, 2003).

Holmegårds Mose er dannet på en stor issø, som opstod efter den seneste istid for 18.000-11.000 år siden. Issøen groede til med tørvemos for ca. 9.000 år siden, og tørvlaget vurderes i dag at være 3-5 meter over den oprindelige søbund (COWI, 2003). Mosen har tidligere været hjemsted for stenalderstammer under jægerstenalderen (9.000-6.880 f.kr.), og er i dag internationalt bevaringsværdig på grund af arkæologiske og kulturhistoriske levn.

I 1825 byggedes Holmegårds Glasværk og tørveindvindingen i Holmegårds Mose blev intensiveret for at skaffe brændsel til glasværket. Tørveindvindingen toppede i efterkrigstiden og stoppede først i 1970. Mange steder findes stadig grøfter, der afvander mosen og tilfører mosen næringsrigt vand, og ingen steder er mosens hydrologi upåvirket. Store mængder kvælstof og fosfor tilføres højmosen via overløb af spildevand fra kloaksystemet i Fensmark. Derudover belastes højmosen af ekskrementer fra ænder i området (COWI, 2003; korresp. Risager, 2005). Den samlede kvælstofdeposition i området er beregnet til 21,36 kg N/ha/år (Risager, 1998b), hvilket langt overskrider tålegrænsen (se afsnit 4.6).

Vegetationsændringerne fra 1987 til 1996 indikerer, at vækstforholdene er blevet tørrere, og at fugtigheden i nogle af de små tørvegrave er så lav, at vækst af tørvemosser ikke kan finde sted. Der blev imidlertid ikke konstateret tegn på øget tilførsel af næringsstoffer fra luften siden 1987, og de højmosefremmede arter vurderedes forsat at være repræsenteret i et meget begrænset antal på den centrale del af de to højmoseflader. Den største trussel vurderedes derfor i 1996 at være udtørring som følge af grøfter og dræn. En lukning af disse samt en vandstandshævning i området blev derfor anbefalet i 1996 (Risager & Aaby, 1996).

³² Balk er en betegnelse for afgrænsning af tørvegravning. Balkene virker i dag som dæmninger, der holder vandet tilbage. Balkene spiller dermed en vigtig rolle i forhold til at sikre vandstanden i de områder, der afgrænses af balke (Samtale Stoltze, 2004; korresp. Risager, 2005).



Figur 10.5. Holmegårds Mose nord for Fensmark by. Den intakte højmoseflade ses i venstre side af kortet og udgøre en del af det lyserødt markerede område. Kilde: www.sns.dk.

Størstedelen af Holmegårds Mose blev fredet i 1987 (452 ha) og i dag omfatter fredningen 492 ha. Danmarks Naturfredningsforening ønskede i 2002 at udvide fredningsbestemmelserne til at omfatte 706,2 ha af Holmegårds Mose (Harritz & Håkansson, 2002; COWI, 2003). COWI har i den forbindelse undersøgt områdets tilstand og givet forslag til naturpleje- og naturgenopretning af mosen. Målsætningen i de foreslåede projekter har været at genoprette og sikre en vækst af tørvemos samt en bestand af andre biotoptypiske arter for området. Derudover ønskedes det at sikre rent, surt vand til padderne i området samt stoppe tilgroningen med Dun-Birk og Blåtop. For at nå målsætningen foreslår COWI en række genopretningsscenarier, hvor vandstanden hæves, og vandkvaliteten i tilløb og tørvegrave forbedres. Sideløbende foreslås en rydning af træer og planter, så højmosefladen holdes åben (COWI, 2003).

Adspurg om, hvordan Skov- og Naturstyrelsen har forholdt sig til Danmarks Naturfredningsforenings fredningsforslag, fortæller Thorbjørn Stoltze, at Skov- og Naturstyrelsen i første omgang ikke mente, at yderligere fredning var relevant. Senere har Skov- og Naturstyrelsen imidlertid accepteret store dele af fredningsforslaget. En hævnning af sommervandstanden ses da også som den eneste måde, hvormed væksten af Blåtop og Dun-Birk kan begrænses (Samtale Stoltze & Suidicani, 2004).

Kapitel XI

Resultaterne af de gennemførte vegetationsundersøgelser fra 2004 på Holmegårds Mose og Skidendam gennemgås i det følgende kapitel. Resultaterne sammenlignes med tidligere undersøgelser foretaget i 1987 og 1995 og med resultater, indsamlet i NOVANA programmet i 2004.

11.1 Feltbeskrivelse af Holmegårds Mose

Der findes på Holmegårds Mose ingen egentlig laggzone rundt om de to bevarede højmoserflader. Syd for højmoserfladerne findes en grøft til dræning af området. Højmoserfladerne er præget af tidligere tiders gravning af grøfter og 'husmandsgrave'. Husmandsgrav er en betegnelse for en tørvegrav, der er af en sådan størrelse, som én person kunne grave i løbet af én dag (Risager & Aaby, 1996). I kraft af deres våde miljø fungerer en del af husmandsgravene i dag som kunstige høljer. Husmandsgravene har desuden lokalt en drænende effekt på de tilstødende tuer (Aaby, 1987). Tuevegetation som Hedelyng, Klokkelyst, Revling og Tue-Kæruld er dominerende på højmoserfladen, mens randzonen er tilgroet med Blåtop, Bølget Bunke og Mosebølle.

Højmoserfladen har en markant topografiske struktur, og højdeforskellen imellem tuer og høljer er flere steder mere end 50 cm. Mange af de lavere partier er dog uden vand, og kun nogle af husmandsgravene er permanent vandfyldte.



Figur 11.1a (1987)



Figur 11.1b (1995)



Figur 11.1c (2004)

Figur 11.1a-c. Syd-østlige del af Holmegårds Mose i 1987, 1995 og 2004. Bemærk den kraftige vækst af træer og dværgbuske i 1987.

Risager og Aaby (1996) konkluderede, at omfattende naturpleje på Holmegårds Mose siden 1987, i form af trærydning og sprøjtning med Round-up, havde skabt en åben og sammenhængende højmoseflade (se figur 11.1a og 11.1b). Det blev dog pointeret at Round-up kun bør anvendes som en nødløsning. Som det ses på figur 11.1b og 11.1c, er højmosen i dag lige så åben som i 1995. Den åbne højmoseflade med mange træstød vidner om en kontinuerlig trærydning.

Der er iagttaget følgende ‘minus-strukturer’ for Holmegårds Mose:

Minus-struktur for Holmegårds Mose			
Trævækst	Begrænset. Trærydning flere steder. De tilstødende arealer er dog stærkt tilgroet med Dun-Birk.	Kørsel/færdsel	Ingen hjulspor. Meget få besøgende og de fleste bliver i randzonen.
Tørvegrave	Flere steder. Husmandsgravene har fået funktion som kunstige højler.	Græsning	Ingen.
Grøfter	Flere steder og tilbageløb af næringsrigt vand til højmossefladen.	Fodring af ænder	Ja, men er blevet begrænset inden for de sidste par år.
Dræning	Ja, flere steder og igennem flere årtier. Det største problem for højmosens økologi i dag.		

Tabel 11.1. Minus-struktur for Holmegårds Mose i 2004. Kilde: Samtale Stoltze og Suidicani (2004).

Som det fremgår af tabel 11.1, er dræning den største trussel for Holmegårds Mose. Flere steder langs randen af de to højmosseflader kan der observeres grøfter. Vi kunne ikke konstatere tilløb eller afløb af vand fra grøfterne, men randområderne var tørkepræget, og i randzonen voksede en tæt vegetation af Blåtop og Bølget Bunke. Blåtop og Bølget Bunke er næringsstofkrævende arter, der indikerer en frigivelse af næringsstof fra tørvelaget som følge af dræning (Risager & Aaby, 1996).

Der er en begrænset færdsel af mennesker på mosen. I de dage, hvor undersøgelsen blev gennemført, mødte vi kun en lille gruppe af mennesker, der gik langs balkene. Der var ingen besøgende på den stærkt kuperede højmosseflade. Vi observerede ingen husdyr på selve højmossefladen, men i det sydøstlige hjørne af højmosseranden var der en indhegning med får, med henblik på afgræsning af den tætte bevoksning af Blåtop og Bølget Bunke. Der var tydelig tegn på jagt i mosen. Skydetårne og foderpladser var anlagt i områderne omkring de to højmosseflader. Ifølge Stoltze er antallet af ænder dog blevet reduceret inden for de seneste år. Det er vigtigt at antallet af ænder begrænses, hvis eutrofiering af området mange søer skal undgås (Samtale Stoltze & Suidicani, 2004).

11.2 Feltbeskrivelse af Skidendam

Skidendam er omgivet af en ca. 7 meter bred laggzone med en efterårsvandstand på ca. 75 cm. I laggzonen er der en vegetation af Liden Andemad og Vandranunkel. I mellem laggzonen og højmossefladen findes en ca. 10 meter bred, træbevokset rand med en vegetation af Elm, Grå Pil, Dun-Birk og Skov-Fyr. Bunddækket har en karakteristisk fattigkærsvegetation med arter som Sødgræs, Gul Iris, Forglemmigej, Alm. Star, Næb-Star, Kærmyse, Sværtvæld samt Tue-Kæruld og Lyse-Siv. Af *Sphagnum*arter dominerer *Sphagnum fallax*, men også *S. papillosum* blev fundet.



Figur 11.2a (1987)



Figur 11.2b (1995)



Figur 11.2c (2004)

Figur 11.2a-c. Nordøstlige del af Skidendam i 1987, 1995 og 2004. Bemærk at højmosefladen på alle tre billeder er ryddet for dværgbuske og træer.

Højden af træbevoksningen aftager jævnt ud mod højmosefladen, og ved overgangen fra rand til højmoseflade findes kun enkelte, ca. 2 meter høje træer.

Højmosefladen er våd og tue-højlestrukturen svagt udviklet. Det meste af højmosefladen er dækket af *Sphagnum fallax*, på tuerne findes dog primært *S. magellanicum* og *S. rubellum* samt bladmosserne *Hypnum cypressiforme*, *Aulacomnium palustre* og *Polytrichum strictum*.

I den nordlige og nordvestlig del af højmosefladen, findes der en spredt bevoksning af Dun-Birk og Skov-Fyr. Træerne bærer præg af langsom vækst, og flere steder vidner stød om trærydning på højmosefladen. Inde på midten af højmosefladen findes en dystrof (brunvandet)

sø med en diameter på ca. 40 meter. Langs søbredden findes et bælte med ekstremfattigkær, hvor der vokser Tagrør, Dun-Birk og Skov-Fyr samt tørvemosserne *Sphagnum fallax* og *S. papillosum* (se figur 11.2a-c).

Som det fremgår af figur 11.2a-c er der ingen markant forskel i højden af vegetationen på højmosefladen i årene 1987, 1996 og 2004. Den åbne højmoseflade med træstød vidner om en kontinuerlig trærydning.

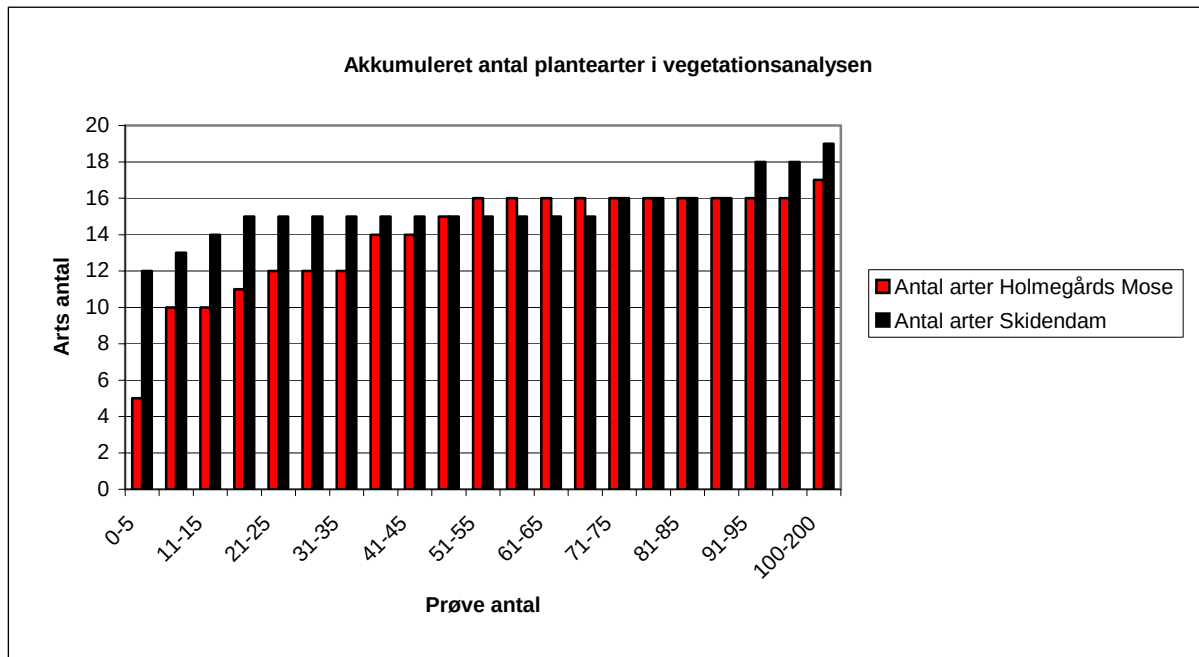
Der er gravet en grøft tværs gennem Skidendam. Formålet var at dræne en nærliggende sø. Drænet er siden blev lukket og grøften er groet til (Samtale Aaby, 2004). Dog ses den forstyrrende virkning tydeligt ved en kraftig vækst af Tagrør og Dun-Birk langs den tilgroede grøft. Ud over den tværgående grøft er der ikke observeret 'minus-strukturer' for Skidendam. Som det fremgår af tabel 11.2, er der meget få besøgende i mosen, og der er ikke tegn på jagt eller anden færdsel. Den største trussel vurderes derfor fortsat at være slitage af eller hærverk mod stemmeværket i mosens nordlige ende.

Minus-struktur for Skidendam			
Trævækst	Beskeden. Primært i den nordlig og nordvestlige del. Flere steder rydning samt tegn på langsom trævækst.	Kørsel/færdsel	Ingen hjulspor. Meget få besøgende og de fleste bliver i randzonen.
Tørvegrave	Ingen.	Græsning	Ingen.
Grøfter	En tværgående under højmosefladen.	Fodring af ænder	Ingen.
Dræning	Et stemmeværk regulerer vandstandsniveauet.		

Tabel 11.2. Minus-strukturer for Skidendam i 2004.

11.3 Fordeling af plantearter

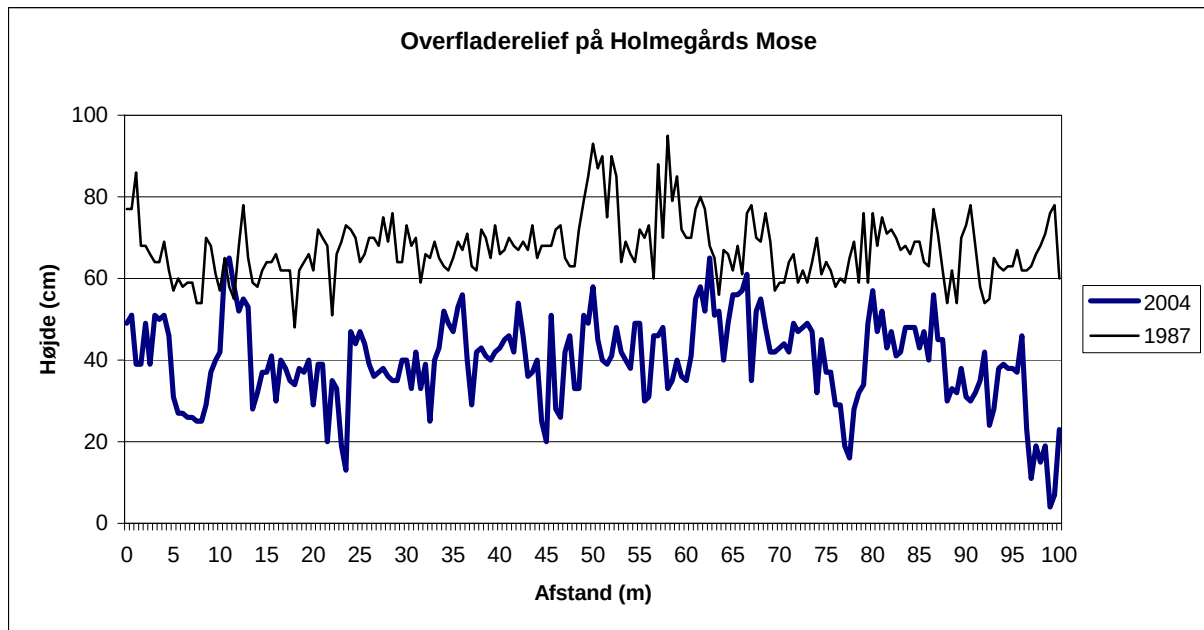
Figur 11.3 viser det akkumulerede antal fundne plantearter på henholdsvis Holmegårds Mose og Skidendam. Det fremgår af figuren, at mere end halvdelen af arterne på højmosen blev fundet i de første 10 prøvefelter, og mere end 75 pct. af arterne i de første 25 prøvefelter. Den høje andel af plantearter fundet i begyndelsen af prøveserien vidner om en relativt homogen vegetationssammensætning på højmosefladen. Vegetationssammensætningen varierer dog kraftigt i gradienter fra tuer til høljer.



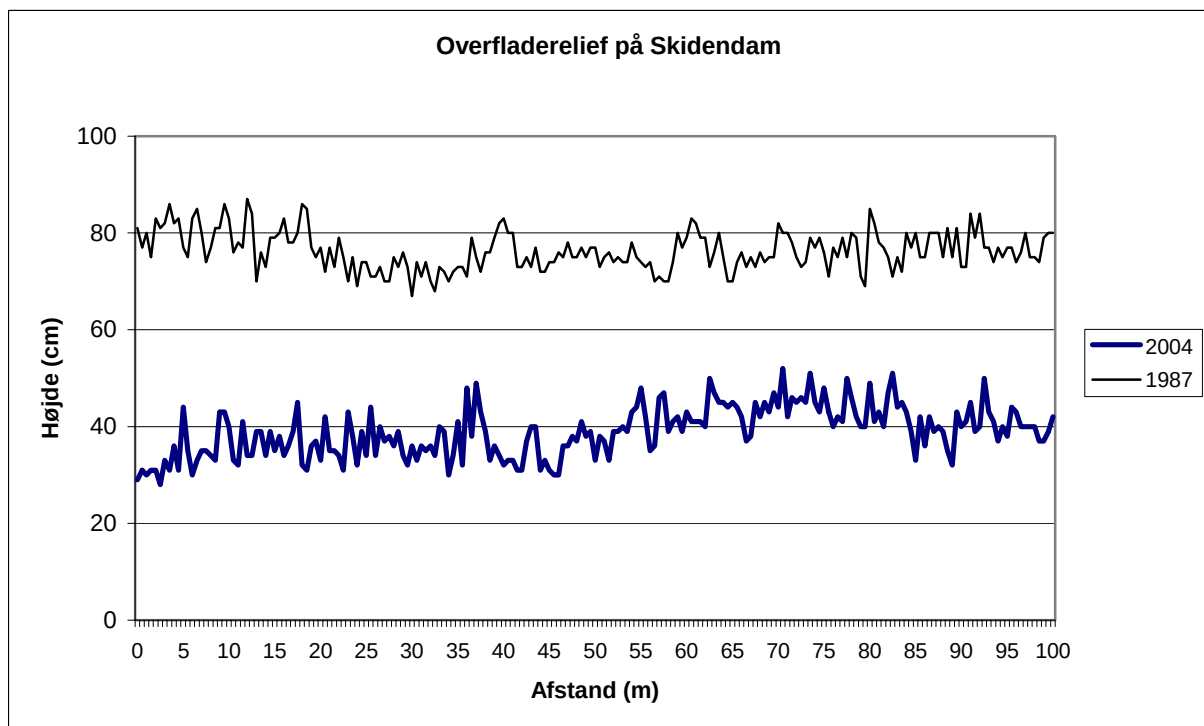
Figur 11.3. Antal akkumulerede plantearter i vegetationsanalysen. Bemærk at mere end 50 pct. af arterne findes inden for de første 10 prøvefelter, og at mere end 75 pct. af arterne er fundet inden for de første 25 prøvefelter.

11.4 Overfladerelief

På Holmegårds Mose er der en forskel mellem det højeste og laveste punkt på 65 cm (figur 11.4a), mens der på Skidendam er en forskel på 20 cm (figur 11.4b). Der er generelt større højdeforskelle på Holmegårds Mose. Overfladereliefferne målt i 1987 er for begge højmoser i god overensstemmelse med overfladereliefferne målt i 2004. Der er en indbyrdes forskel mellem de to højmosers overfladeprofil, hvilket er betinget af at Skidendam er en meget ung højmose, der er ved at udvikle sig fra en hængesæk til en højmose (transition mire), mens Holmegårds Mose er en gammel højmose, hvis overfladerelief er præget af flere årtiers tørvegravning (Aaby, 1987).



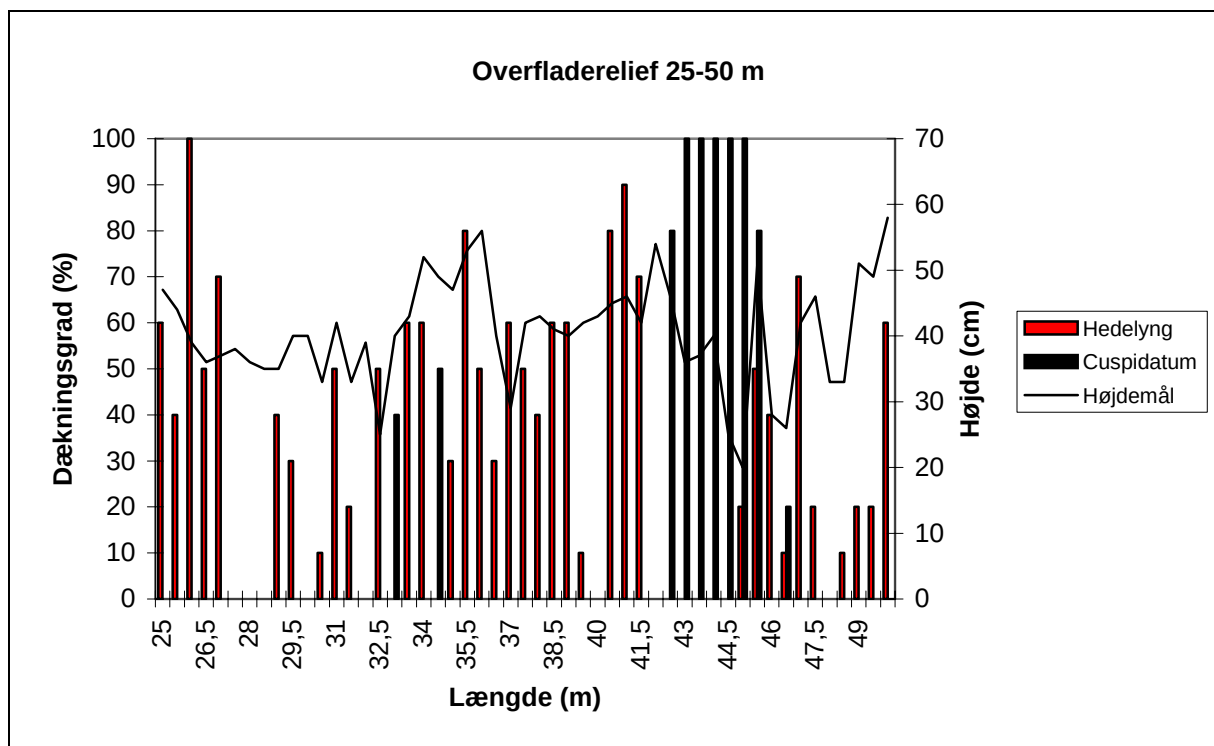
Figur 11.4a. Overfladerelief for Holmegårds Mose. Måling er fortaget for hver halv meter. De to serier er angivet ud fra hvert sit vilkårlige nulpunkt.



Figur 11.4b. Overfladerelief for Skidendam. Måling er fortaget for hver halv meter. De to serier er angivet ud fra hvert sit vilkårlige nulpunkt.

I figur 11.5 ses et udsnit på 25 meter af 100-metertransektet på Holmegårds Mose. Dækningsgraden (bestemt ved pinpoint) for *Sphagnum cuspidatum* samt Hedelyng er angivet med søjler. Højlearter som *Sphagnum cuspidatum* findes primært i de laveste partier af det skitserede højderelief, men det er langt fra i alle de lave partier langs overfladerelieffet at S.

cuspidatum findes. I de områder, hvor *S. cuspidatum* findes er dækningsgraden til gengæld stor. Hedelyng, som er kendetegnende for tuerne, er imidlertid fundet langs hele transektet. Flere steder observerede vi Hedelyng vokse på kanterne af tuerne. Kun de steder, hvor der var meget vådt, fandt vi ikke Hedelyng. Dette kunne derfor tyde på at trenden om at tuevegetationen vokser ind i høljerne (Risager & Aaby, 1996) stadig gør sig gældende i 2004.



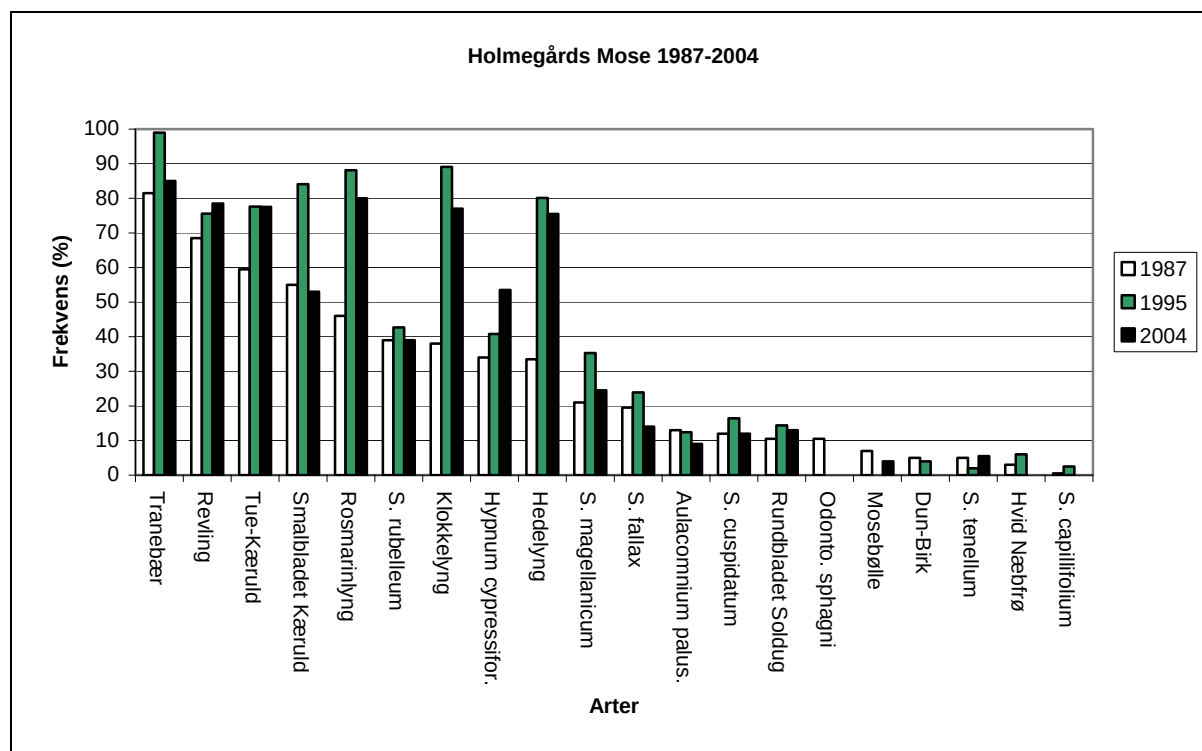
Figur 11.5. 25 meter af 100-metertransektet på Holmegårds Mose i 2004. Dækningsgrad for Hedelyng og *Sphagnum cuspidatum* samt overfladerelieffet. Dækningsgraden er fundet ved pinpoint-bestemmelse (16 pinpoint-hits = 100 pct. dækning).

Aaby sammenlignede i 1987 det topografiske højdeprofil for Holmegårds Mose med den vegetation, som voksede langs transektet. Defineredes høljer alene ud fra topografien, udgjorde gamle tørvegrave 51,5 pct. af 100-metertransektet – altså godt halvdelen af transektets længde. Defineredes høljer derimod alene ud fra vegetationen, fandt Aaby kun forekomst af høljearterne *Sphagnum cuspidatum* og *S. fallax* langs 26,5 pct. af transektet. Det gør altså en betydelig forskel om høljer defineres ud fra vegetationen eller alene på baggrund af topografien. En række af de gamle tørvegrave var groet til med *S. rubellum* og *S. magellanicum*. Disse tuearter 'koloniserede' en række af tørvegravene, således at der i visse af de gamle tørvegrave er begyndte at dannes tuestrukturer (Aaby, 1987).

11.5 Vegetationsudvikling på Holmegårds Mose

Figur 11.6 viser forekomst i frekvens af plantearter på Holmegårds Mose i 1987, 1995 og 2004. Af de fundne arter er *Sphagnum fallax*, Mosebølle, Blåtop og Smalbladet Mangeløv

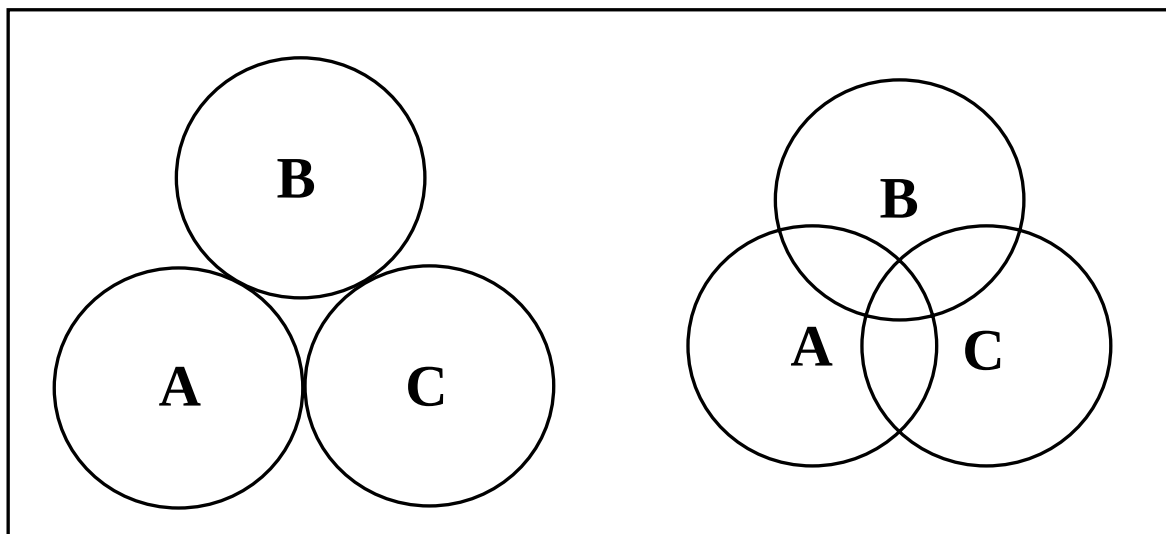
højmosefladefremmede arter (jf. tabel 7.8). På nær *S. fallax* er forekomsten af disse arter enten fraværende eller stærkt begrænsede i 1987, 1995 og 2004. *S. fallax* regnes ikke for naturligt forekommende på danske højmoseflader, men ses som en indikator for at højmosefladen er næringsstofberiget (Samtale Aaby, 2004).



Figur 11.6. Forekomst af plantearter i frekvens på Holmegårds Mose i årene 1987, 1995 og 2004. Arter, der ikke er medtaget pga. lav frekvens, er: *Sphagnum capillifolium*, *Myrica sp.*, *S. subnitens*, *S. papillosum*, Blåtop, Smalbladet Mangeløv. Kilde: Aaby (1987), Risager og Aaby (1996) samt egne undersøgelser i 2004.

Dun-Birk blev ikke fundet i 2004 og forekomsten var beskedne 5 pct. i 1987 og 4 pct. i 1995. Den lave frekvens af Dun-Birk og andre træsorter må primært tilskrives en omfattende og systematisk naturpleje, hvor træskud håndledes.

Betragtes vegetationsbilledet overordnet, fremstår forekomst af tuevegetation klart mere dominerende end høljevegetationen. Til tuevegetation kan regnes dværgbuske (Hedelyng, Reving, Rosmarinlyng og Klokkelyng), Tue-Kæruld og bladmosserne *Hypnum cypressiforme* og *Aulacomnium palustre*. Til høljevegetation kan regnes Hvid Næbfrø og tørvemosserne *S. cuspidatum* og *S. fallax*. Hvid Næbfrø blev ikke fundet i 2004 og forekomsten var meget begrænset i 1987 og 1995 (henholdsvis 3 pct. og 6 pct.).

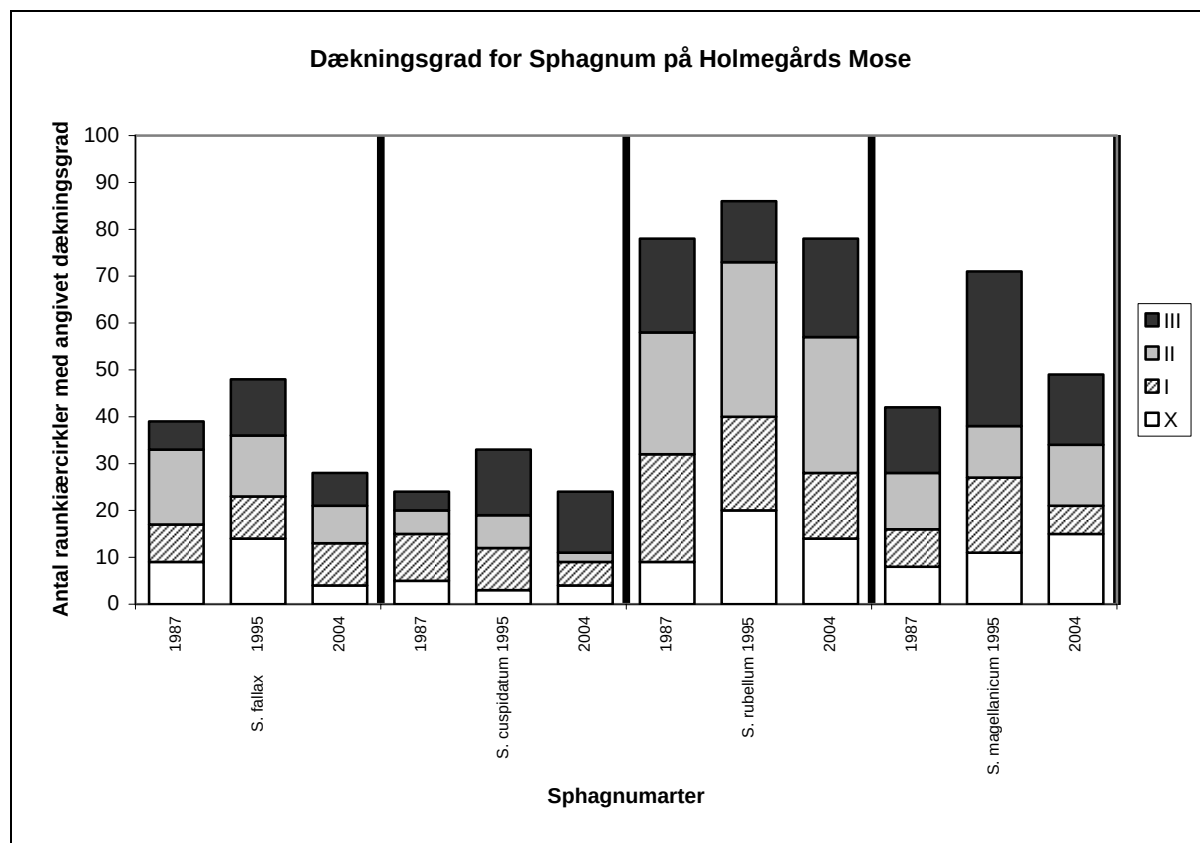


Figur 11.7. Model for fordeling af plantearter.

Dataserierne fra 1995 og 2004 ligger tæt på hinanden i relation til frekvens af fundne plantearter. En enkelt plantear, Smalbladet Kæruld, skiller sig dog ud. Forekomsten af Smalbladet Kæruld er gået kraftigt tilbage fra 84 pct. til 53 pct., hvilket tyder på tørrere forhold i højmosen (Korresp. Risager, 2005). Dataserien fra 1987 adskiller sig tydeligt fra 1995 og 2004. Frekvensen af samtlige af de hyppigst forekommende arter er lavere i 1987 end i 1995 og 2004. Da det samlede plantedække i hele perioden har været 100 pct., lader denne lavere frekvens sig alene forklare ved, at vegetationsstrukturen er blevet mere kompleks, og dermed mere homogen. Forekomsten af de enkelte arter har således været mere samlet i 1987 end i 1995 og 2004 (Samtale Aaby, 2005). En sådan udvikling er vist i figur 11.7. Hver cirkel repræsenterer en plantear. I venstre side af figuren er forekomst af arterne A, B og C fuldstændigt adskilt. I højre side af figuren er vegetationsstrukturen blevet mere kompleks, og arterne A, B og C forekommer mere samlet.

Den høje frekvens i 2004 af Hedelyng (75,5 pct.), Tue-Kæruld (77,5 pct.), Revling (78,5 pct.) og *Hypnum cypressiforme* (53,5 pct.) vidner om en tør højmose. Set i perioden 1987-2004 er forekomsten i frekvens for disse fire arter gået kraftigt frem, hvilket tyder på at højmosen er blevet mere tør. Fra 1995 til 2004 er frekvensen af højlearterne *Sphagnum cuspidatum* og *S. fallax* gået tilbage henholdsvis 16,4 til 12 pct. og 23,9 til 14 pct.

Figur 11.8 viser forekomst både i absolut antal raunkiærcirkler og i dækningsgradsklasser for de mest almindeligt forekommende tørvemosser på Holmegårds Mose i 1987, 1995 og 2004. For *Sphagnum fallax* viser udviklingen 1995-2004 en signifikant tilbagegang i dækningsgradsklasse + (enkelte, spredte forekomster) samt tilbagegang af både dækningsgradsklasse II og III (almindelig forekomst og dominerende forekomst). *S. fallax* stod således tættere i 1995 end 2004, og der var flere spredte forekomster. En udvikling som peger imod at mosen er blevet mere tør.



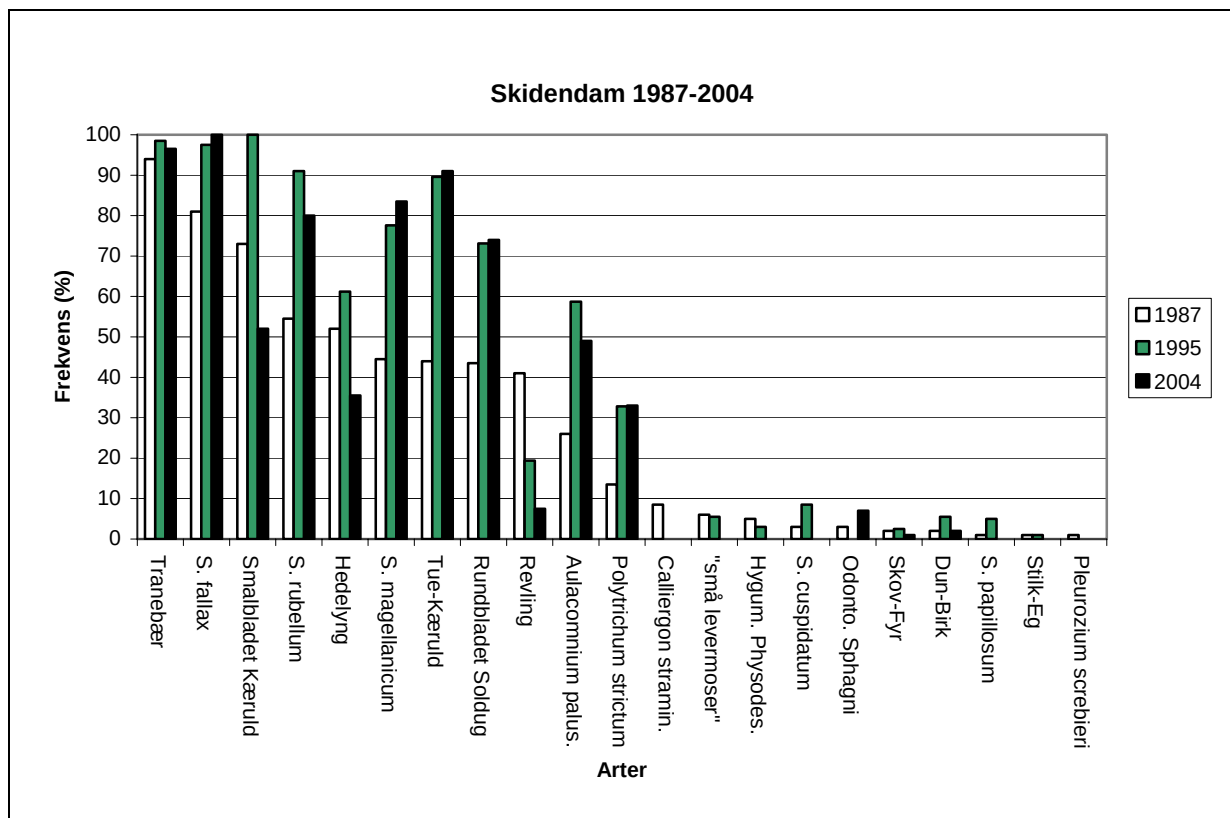
Figur 11.8. Dækningsgrad for de fire mest forekommende *Sphagnum*arter på Holmegårds Mose. Dækningsgradsklasserne er vurderet efter følgende kriterier: + = Enkelte, spredte eksemplarer ($\leq 5\%$); I = Fåtalig ($5-20\%$); II = Almindelig ($20-60\%$) og III = Dominerende ($\geq 60\%$). Kilde: Aaby (1987), Risager og Aaby (1996) samt egne undersøgelser i 2004.

For *Sphagnum cuspidatum* udgør dækningsgradsklasse III omkring halvdelen af de frekvensmæssige forekomster i 1995 og 2004. Forekomster i dækningsgradsklasse III har været konstant i perioden 1995-2004. Dette vidner om, at *S. cuspidatum* trives de steder, hvor den står tæt. Til gengæld har der været en tilbagegang af *S. cuspidatum* i de områder, hvor den i 1995 stod mere spredt (dækningsgradsklasse I og II). Den lille forekomst af *Sphagnum cuspidatum* tyder også på, at højmosefladen er blevet mere tør. Dog virker det som om, at vandstanden er tilstrækkelig i de husmandsgrave, hvor *S. cuspidatum* står tæt. Set over hele perioden 1987-2004 er forekomst i dækningsgradsklasse III for *S. cuspidatum* steget markant, hvilket tyder på, at vandstanden i de dybeste husmandsgrave er steget eller blevet mere stabil. Forekomst af både *S. rubellum* og *S. magellanicum* er gået tilbage i perioden 1995-2004, hvorimod der har været en samlet fremgang siden 1987. Denne fremgang skyldes sandsynligvis rydning af højmosefladen (Korresp. Risager, 2005). Det er vanskeligt at pege på en samlet udviklingstrend, men særligt dækningsgradsklasse III for *S. magellanicum* er gået kraftigt tilbage i perioden 1995-2004.

Holmegårds Mose fremstår som en tør højmose, hvor udviklingstrenden går imod tørrere forhold. Dog trives *Sphagnum*arterne i visse af de kunstige højler, hvor vandstanden lader til at være tilstrækkelig. Forekomst af *Sphagnum fallax* tyder på en for høj belastning af næringsstoffer.

11.6 Vegetationsudvikling på Skidendam

Figur 11.9 viser forekomst i frekvens af plantearter på Skidendam i årene 1987, 1995 og 2004. Af de fundne højmosedefremmede arter (jf. tabel 7.8), forekommer kun *Sphagnum fallax* i tilstrækkelig høj frekvens til at være medtaget i figur 11.9. Forekomsten af *S. fallax* er meget høj (81 pct. i 1987, 97,5 pct. i 1995 og 100 pct. i 2004). *S. fallax* er en almindeligt forekommende art på ekstremfattigkær, og den store forekomst vidner om, at Skidendam er en mose, som er ved at udvikle sig fra hængesæk til højmose (se afsnit 4.2).



Figur 11.9. Forekomst af plantearter i frekvens på Skidendam i 1987, 1995 og 2004. Arter, der ikke er medtaget pga. lav frekvens, er: *Hygum. physodes*, Stilk-Eg, *Mylium sp.*, Europæisk Lærk, *Dicranella heterom.* *Calliergon cordifol.*, *Calliergon stramin.* *Pleurozium scrobieri*, *Dicranum bonjeanii*. Kilde: Aaby (1987), Risager og Aaby (1996) samt egne undersøgelser i 2004.

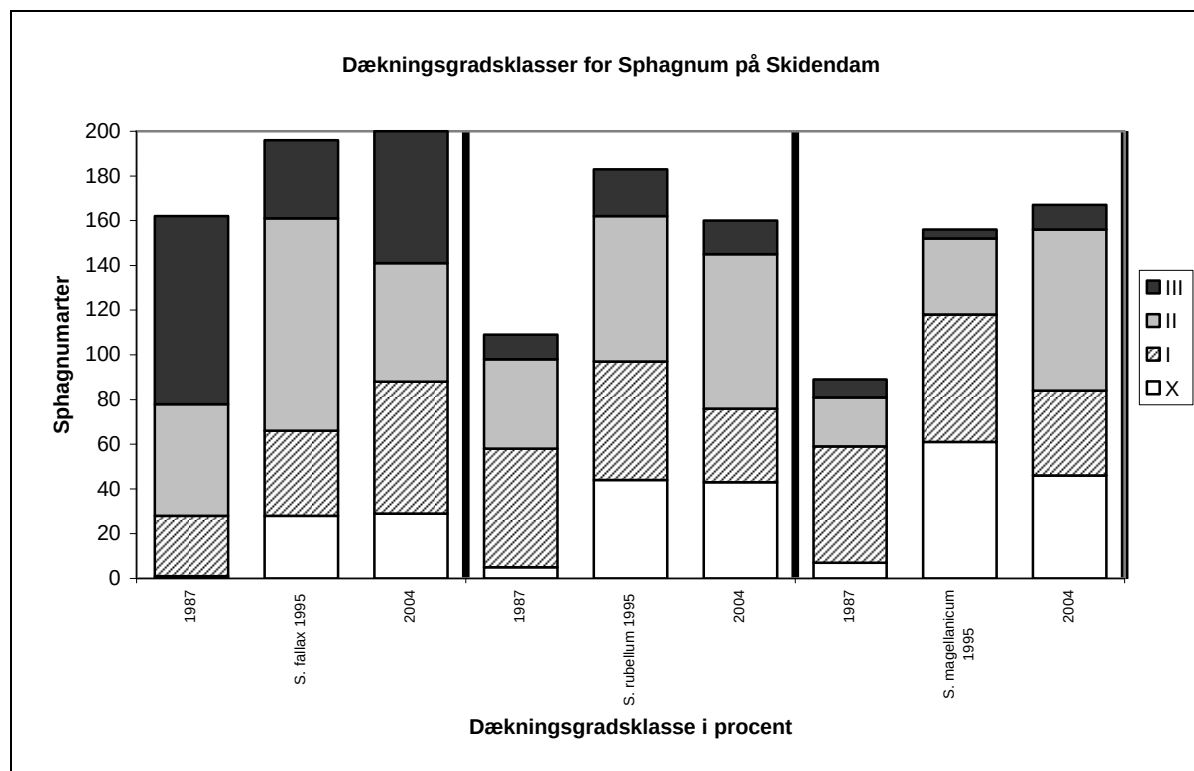
Betragtes fordelingen af arter overordnet, tegner der sig et meget anderledes billede for Skidendam end for Holmegårds Mose. Dværgbuskene er ikke lige så fremtrædende på Skidendam, som på Holmegårds Mose, og to arter, Klokkeling og Rosmarinlyng, findes slet ikke på mosen. Til tuevegetationen kan regnes dværgbuskene Hedelyng og Revling og

bladmosserne *Aulacomnium palustre*, *Scleropodium purum*, og *Polytrichum strictum*. Tue-Kæruld står på Skidendam jævnt fordelt på såvel lavere som højere partier, og kan derfor ikke ses som en egentlig tueart. Til høljevegetation kan regnes Hvid Næbfrø og tørvemosserne *S. fallax*, *S. angustifolium*, *S. tenellum* og *S. cuspidatum*. Forekomsten af Hvid Næbfrø, *S. angustifolium*, *S. tenellum* og *S. cuspidatum* er dog så begrænset, at de ikke kan anvendes som indikatorer. *S. tenellum* blev for første gang fundet på Skidendam i 2004. Om end *S. fallax* kan betragtes som høljeart, forekom den i samtlige prøvefelter i 2004. På de højere partier var forekomst af *S. fallax* dog betydeligt mere spredt end i de lavere partier.

De to dataserier fra henholdsvis 1995 og 2004 ligner hinanden. Dog er forekomst af Smalbladet Kæruld betydeligt højere i 1995 end i 1987 og 2004, mens forekomst af Hedelyng er betydeligt lavere i 2004 end i 1987 og 1995. Forekomst af bladmossen *Aulacomnium palustre* er væsentligt højere i 1995 end i 2004, og forekomst af Revling er gået kraftigt tilbage fra 1987 til 2004. På nær Revling og Hedelyng er frekvensen for de hyppigst forekommende arter lavere i 1987 end i 1995 og 2004. Dette kunne tyde på at en tilsvarende udvikling har fundet sted på Skidendam som på Holmegårds Mose, hvor vegetationsstrukturen er blevet noget mere kompleks – om end billedet ikke er lige så entydigt for Skidendam.

Revling er gået markant tilbage i hele perioden 1987-2004. I 1987 var frekvensen af Revling 41 pct., i 1995 19,4 pct. og i 2004 7,5 pct. Revling er en pionerart, og det er forventeligt at en tilbagegang af Revling finder sted som følge af en øget fremvækst af lyng. Hedelyng er den eneste lyngart, som findes på Skidendam. Forekomsten af Hedelyng steg fra 52 pct. i 1987 til 61,2 pct. i 1995. Frekvensen af Hedelyng er dog siden faldet til 35,5 pct. i 2004, hvilket næsten svarer til en halvering. Dette kan skyldes tre forhold: 1) et vådere miljø, 2) succession eller 3) angreb af Lyngens bladbille (Samtale Aaby, 2005). Da der ikke er registreret tilfælde af Lyngens bladbille på Skidendam kan denne mulighed udelukkes. Hvis tilbagegangen af Hedelyng skulle tilskrives succession, måtte dette medføre, at større vedplanter var i stand til at udkonkurrere Hedelyngen. Dette er imidlertid ikke tilfældet, og tilbagegangen af Hedelyng må derfor tilskrives et vådere miljø.

Figur 11.10 viser forekomst både i absolut antal raunkiaercirkler og i dækningsgradsklasser for de mest almindeligt forekommende tørvemosser på Skidendam i 1987, 1995 og 2004. I perioden 1987-2004 er frekvensen af *Sphagnum fallax* øget. Til gengæld er andelen af forekomster i dækningsgradsklasse III blevet noget reduceret. Den høje frekvens skyldes en øget forekomst i dækningsgradsklasse + og I. Der er således kommet flere spredte forekomster af *S. fallax*, hvilket stemmer overens med antagelsen om at vegetationsstrukturen er blevet mere kompleks, og at højmossefladen er blevet vådere, således at *S. fallax* nu kan vokse steder, hvor den ikke tidligere trivedes.



Figur 11.10. Dækningsgrad for de tre mest forekommende *Sphagnum*arter på Skidendam. Dækningsgradsklasserne er vurderet efter følgende kriterier: + = Enkelte, spredte eksemplarer ($\leq 5\%$); I = Fåtalig ($5-20\%$); II = Almindelig ($20-60\%$) og III = Dominerende ($\geq 60\%$). Kilde: Aaby (1987), Risager og Aaby (1996) samt egne undersøgelser i 2004.

Både frekvens og forekomst i dækningsgradsklasse +, II og III af *Sphagnum magellanicum* og *S. rubellum* er steget i perioden 1987 til 1995. At forekomst i dækningsgradsklasse II og III for *S. magellanicum* og *S. rubellum* er steget kan tyde på, at der på trods af et vådere miljø sker en udvikling i mod øget tue-højlestruktur, hvor *S. magellanicum* og *S. rubellum* står ret tæt på tuerne.

Da stemmeverket ikke er blevet ændret i perioden 1987-2004, må det vådere miljø på Skidendam tilskrives naturplejetiltag i form af lokal rydning af træskud på mosefladen i det område, hvor transektet er udlagt.

Sammenlignes Holmegårds Mose med Skidendam i forhold til forekomst af 'plusarter' (jf. tabel 7.8), er der en langt højere forekomst af tørvemosser og Soldug sp. på Skidendam. Forekomst af Hvid Næbfrø er lav på begge moser og forekomst af *Sphagnum cuspidatum* er noget højere på Holmegårds Mose end på Skidendam (*S. cuspidatum* blev ikke fundet på Skidendam i 2004). Af 'minusarter' (jf. tabel 7.8) er dominansforholdet på Holmegårds Mose skævvredet til fordel for tuevegetationen. Naturpleje – særligt på Holmegårds Mose – betyder, at højmosefremmede arter (samt en række lokalt hjemhørende arter, som betragtes som uønskede) fjernes. Forekomsten af 'minusarter' er derfor forholdsvis lav. *S. fallax* bør for Skidendams vedkommende ikke ses som en 'minusart', da den er naturligt hjemhørende i

hængesæksamfund. I takt med at Skidendam via succession udvikler sig til en højmose, vil mosen blive mere næringsfattig, og *S. fallax* kan på sigt blive udkonkurreret af andre tørvemosser.

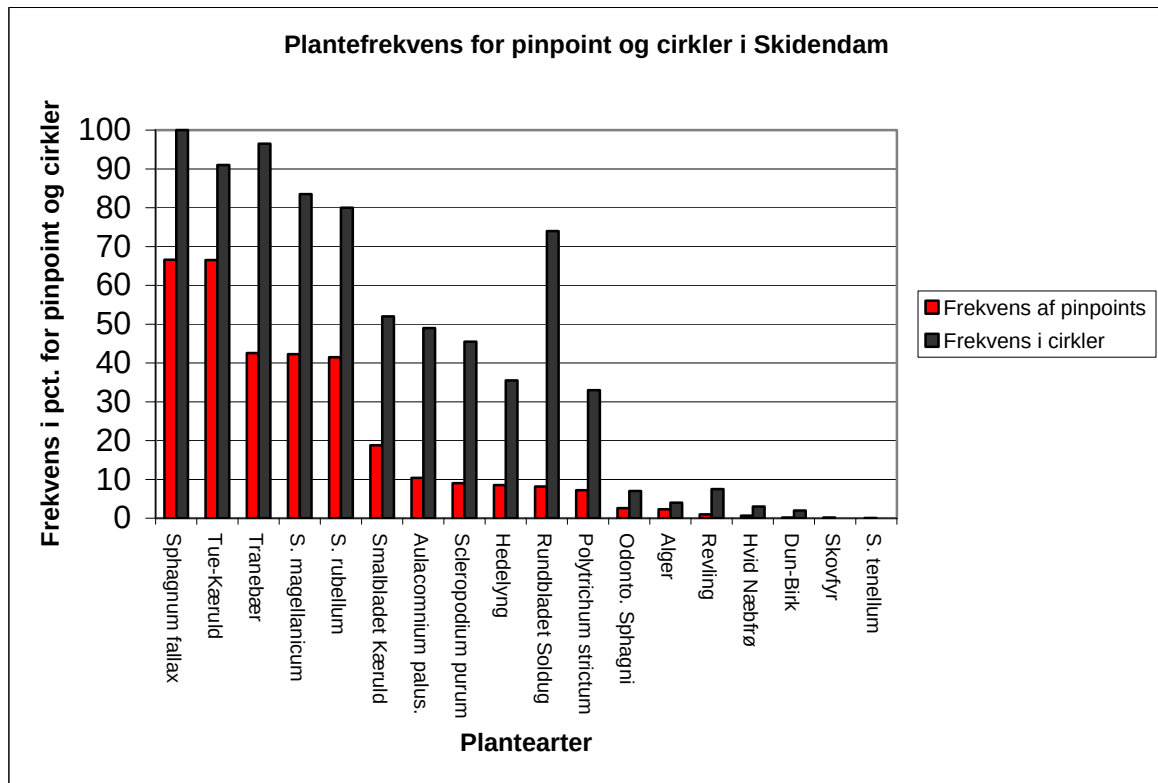
11.7 Plantefrekvens og plantehits

Planternes dækningsgrad og forekomst er for Skidendam og Holmegårds Mose afbilledet i figur 11.11 og 11.12. Planternes dækningsgrad er udtrykt i frekvens af pinpoint-hits ud af i alt 2.000 pinpoint-stik, mens planteforekomsten er udtrykt ved frekvens af plantefund ud i de i alt 200 cirkler (raunkiærcirkler på 0,1 m²).

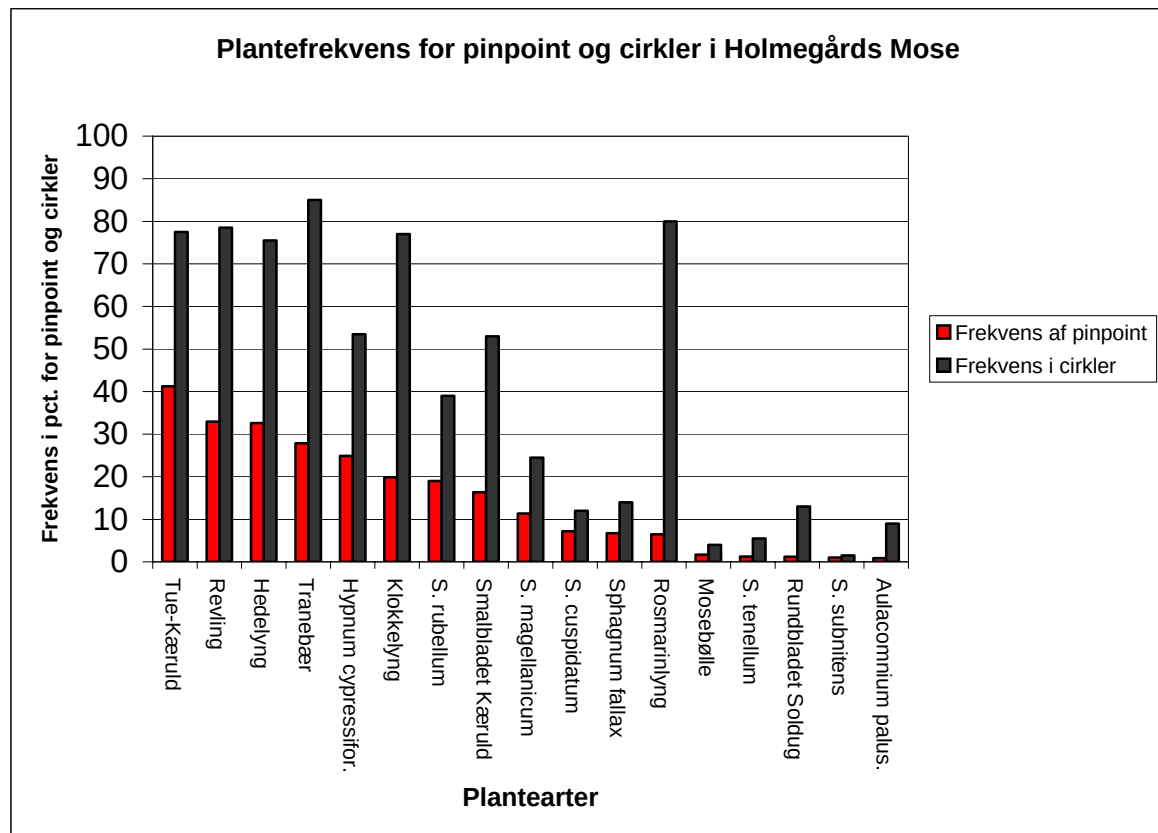
De arter, der er fundet med en høj frekvens i cirklerne i Skidendam, er generelt også de arter med den største frekvens af pinpoint-hits. Arter som Tue-Kæruld, Tranebær, *Sphagnum fallax*, *S. magellanicum* og *S. rubellum* er alle fundet med en høj frekvens i cirklerne og er repræsenteret med en høj frekvens af pinpoint-hits (se figur 11.11). Disse arter er kendetegnet ved enten at dække det meste af højmosefladen, fx *S. fallax*, eller have blade og grene, der breder sig ud over højmosefladen, fx Tranebær og Tue-Kæruld. Derved rammes de relativt ofte ved pinpoint-bestemmelsen i forhold til de mere opretstående planter. Arter som *Aulacomnium palustre*, Smalbladet Kæruld, Hedelyng, *Scleropodium purum*, *Polytricum strictum* og Rundbladet Soldug blev alle fundet med en relativ høj frekvens i raunkiærcirklerne, men er repræsenteret med en væsentligt lavere frekvens af pinpoint-hits. Årsagen kan her være, at flere af de nævnte arter enten er meget små i vækst, fx Rundbladet Soldug, eller har en høj repræsentation af små skud, fx Hedelyng. Derved rammes de relativt sjældent ved pinpoint-bestemmelsen, men forekommer relativt ofte i de 200 cirkler.

På Holmegårds Mose er arter som Tue-Kæruld, Revling, Hedelyng og Tranebær fundet med en høj frekvens i cirklerne, og har samtidigt en høj frekvens af pinpoint-hits (se figur 11.12). Rosmarinlyng og Klokkelyng er derimod repræsenteret med en høj frekvens i cirklerne, men med en lille frekvens i pinpoint-undersøgelsen. Det må antages, at en af årsagerne hertil er, at begge arter er små og opretstående. Sandsynligheden for at ramme en lille, opretstående plante er mindre end for at ramme arter, der enten er meget store eller breder sig ud over højmosefladen.

En sammenligning mellem planterne fundet med en høj frekvens i henholdsvis Holmegårds Mose og Skidendam viser, at der på Holmegårds Mose er en højere frekvens af arter, karakteristiske for tuerne, mens der i Skidendam er en højere frekvens af *Sphagnum*-arter. Holmegårds Mose har en højere frekvens og dækningsgrad af plantearter, der er karakteristiske for tuerne. Pinpoint-undersøgelsen viser, at de fleste plantearter fundet med en høj frekvens også har en høj dækningsgrad.



Figur 11.11. Plantefrekvens ved pinpoint samt forekomst i cirkler på Skidendam.



Figur 11.12. Plantefrekvens ved pinpoint samt forekomst i cirkler på Holmegårds Mose.

11.8 Sammenligning af NOVANA data med egne undersøgelser

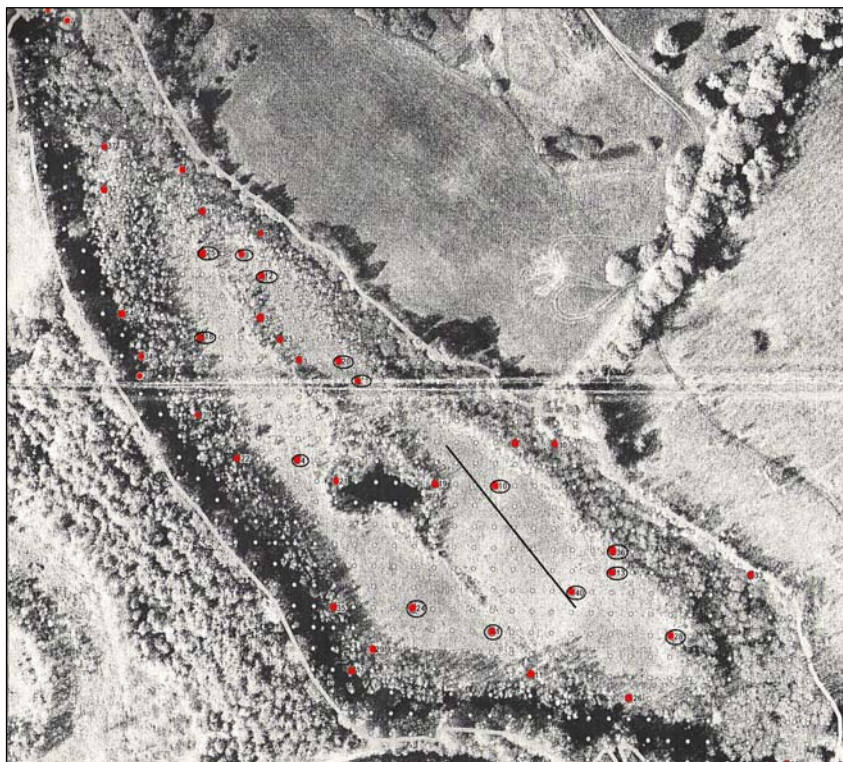
Resultater fra NOVANA programmets overvågning af Skidendam og Holmegårds Mose sammenlignes med vores egen højmoseovervågning fra 2004. De metodiske tilgange er meget forskellige i de to undersøgelser. I NOVANA programmet udlægges prøvefelterne tilfældigt inden for et større område, som kan omfatte flere forskellige naturtyper. 100-metertransekter, som er anvendt i vores egen undersøgelse, er derimod placeret strategisk på højmosefladen. De anvendte overvågningsmetodikker er også forskellige med hensyn til størrelse og form af prøvefelter. I NOVANA programmet udlægges 40 prøvefelter. Prøvefelterne er kvadratiske med et areal på $0,25 \text{ m}^2$, og de enkelte planters dækningsgrad bestemmes ved 16 pinpoint-stik. I transektundersøgelsen udlægges 200 prøvefelter. Prøvefelterne er cirkler med et areal på $0,1 \text{ m}^2$, og de enkelte plantearters dækningsgrad bestemmes ved 10 pinpoint-stik¹. I NOVANA programmet udlægges 40 prøvefelter på henholdsvis Skidendam og Holmegårds Mose, mens der i transektundersøgelsen udlægges 200 prøvefelter på hver højmose.

De anvendte metodikker adskiller sig altså på en række områder, hvilket gør det vanskeligt direkte at sammenligne de to metoder. På to punkter adskiller undersøgelserne sig væsentligt fra hinanden: prøvefelterne er placeret i forskellige dele af de to moser og størrelsen af de udlagte prøvefelter er forskellige. Arealet af prøvefelterne er 2,5 gange større i NOVANA programmets undersøgelse end i transektundersøgelsen. Et større areal betyder, at sandsynligheden for at en art optræder i et prøvefelt forøges. Alt andet lige, må det derfor forventes, at de enkelte arters forekomst i frekvens er højere når NOVANA programmets $0,25 \text{ m}^2$ store prøvefelter benyttes i forhold til raunkjærcirkelens $0,1 \text{ m}^2$.

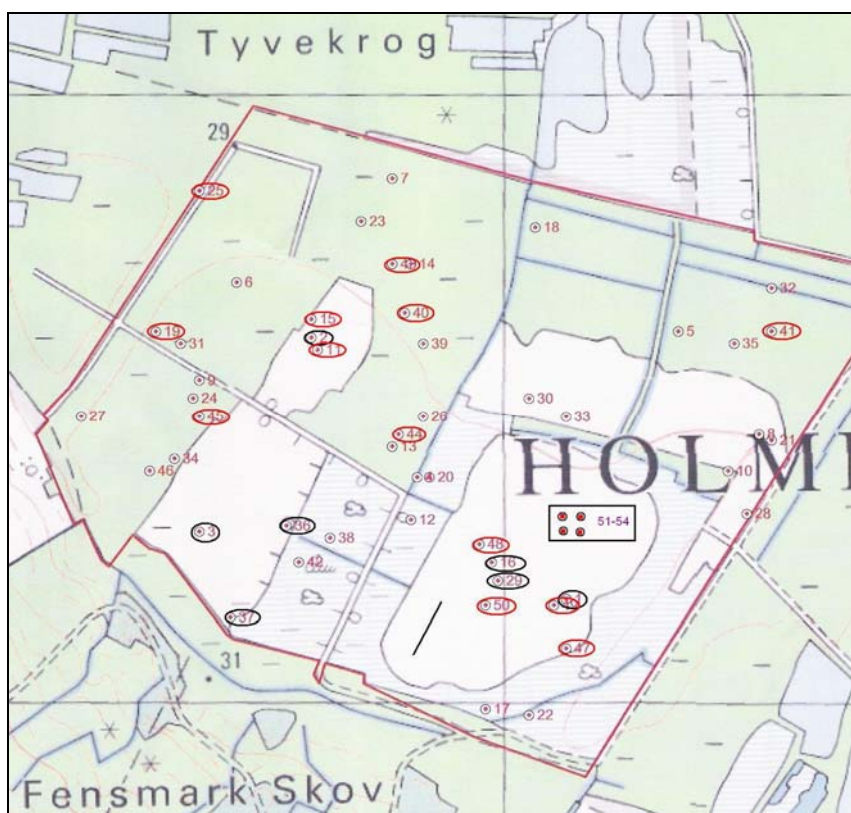
Når prøvefelterne placeres på forskellige steder, er det i sagens natur forskellige undersøgelsesdata, som indsamles. For at kunne sammenligne NOVANA programmets overvågningsdata med data indsamlet ved 100-metertransekter, er det væsentligt at udvælge prøvefelter, som er sammenlignelige for de to undersøgelser.

På figur 11.13 og 11.14 ses de udlagte prøvefelter på henholdsvis Skidendam og Holmegårds Mose. 100-metertransektet er markeret ved en sort streg og NOVANA programmets prøvefelter med røde punkter. I NOVANA programmets undersøgelse er prøvefelterne ikke alene placeret på højmosefladen men tillige på de tilstødende naturtyper. Dette betyder at en række prøvefelter på Skidendam er placeret i højmosens skovbevoksede rand, og på Holmegårds Mose i arealer, der kan betegnes som nedbrudt eller sekundær højmose. Ved sekundær højmose forstås nedbrudt højmose, som er ved at regenerere til højmose.

¹ Desuden bestemmes dækningsgrad ved vurdering af plantedækket i fire dækningsgradsklasser (se kapitel 10).



Figur 11.13. Skidendam. Røde punkter med og uden ring er prøvefelter fra 'NOV.7110'. Røde punkter med ring er prøvefelter fra 'OS 7110'. Sort streg er transekt med prøvefelter fra '2004'. Kilde: Frederiksborg Amt (2004).



Figur 11.14. Holmegårds Mose. Røde punkter samt punkter med sort ring er prøvefelter i 'NOV.7110'. Røde punkter med sort ring er prøvefelter i 'OS 7110', Røde punkter med

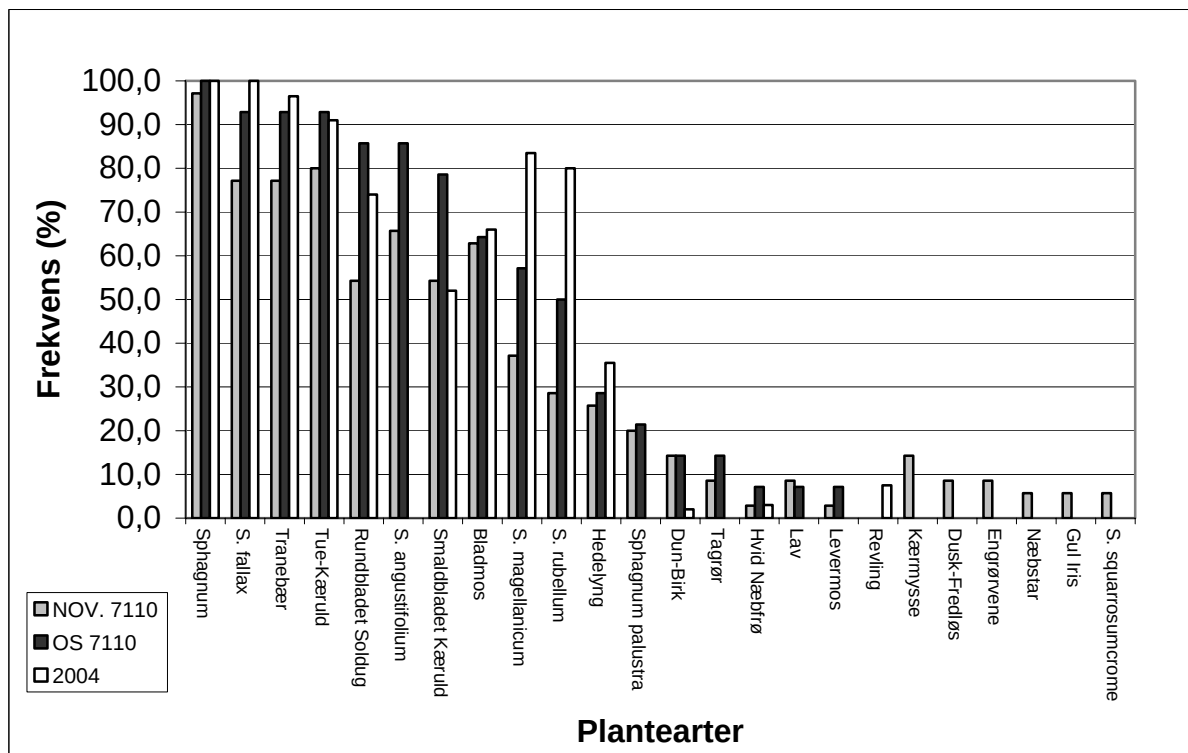
rød ring er punkter, som er blevet kasseret. Kasse med punkterne 51-54 er ny udlagte punkter, der er med i 'NOV.7110' samt i 'OS 7110'. Den sorte streg markerer transektet med prøvefelter fra '2004'. Kilde: Storstrøms Amt (2004).

For at gøre data fra de forskellige undersøgelser sammenlignelige har vi opdelt NOVANA programmets data i to dataserier. Den ene dataserie, 'NOV.7110', omfatter hele datasættet for højmosen. For Skidendams vedkommende er 5 af de 40 punkter dog udeladt, da de af de amtslige inventører blev defineret som tilhørende andre naturtyper end 7110. For Holmegårds Mose er alle 40 prøvefelter udlagt i det der betegnes som 7110 *Aktiv højmose (Korresp. Olsen 2005), nogle af prøvefelter er dog udtaget og erstattet med supplerende prøvefelter.

Dataserien, 'OS 7110', består af udvalgte prøvefelter, som er placeret på den del af mosen, som Risager og Aaby (1996) definerer som selve højmosefladen. For Skidendam udgøres 'OS 7110' af 14 prøvefelter og for Holmegårds Mose af 11 prøvefelter. De to dataserier 'NOV.7110' og 'OS 7110' sammenlignes med resultaterne fra vores egen vegetationsundersøgelse, der benævnes '2004'.

11.8.1 Skidendam

Prøvefelter fra dataserie 'NOV.7110' omfatter et væsentligt større og mere varieret område end 'OS 7110' og '2004'. I 'NOV.7110' er fundet en række plantearter, der er almindeligt forekommende i kærsumfund: Dusk-Fredløs, Engrørhvene, Næbstar, Gul Iris og *Sphagnum squarrosum* (se figur 11.15). Disse højmosefremmede arter forekommer ikke i dataserierne 'OS 7110' og '2004'. Arter som derimod er almindeligt forekommende på højmosefladen, findes i en lavere frekvens i 'NOV.7110' end i 'OS 7110' og '2004' (jf. tabel 7.8).



Figur 11.15 Frekvensen af plantearter i Skidendam fundet ved forskellige metoder. Plantearter fundet med en frekvens på ≤ 5 pct. er ikke medtaget i diagrammet.

*Sphagnum*arter kendetegnet ved et næringsrigt eller skyggefuldt miljø, er fundet med en højere frekvens i 'NOV.7110' og 'OS 7110'. *Sphagnum palustre* er fundet med en frekvens på 20 pct. i 'NOV.7110' og 22 pct. i 'OS 7110', men er ikke fundet i '2004'. *Sphagnum palustre* er skyggekrævende og karakteristisk for svagt til middel næringsrige kær med træbevoksning. *Sphagnum squarrosum* er kun fundet i 'NOV.7110' og vokser også skyggefuldt (NN, 1989).

Plantearter der er karakteristiske for lysåbne forhold, er derimod fundet med en højere frekvens i '2004' og 'OS 7110'. Frekvensen af Rundbladet Soldug er 74 pct. i '2004' og 86 pct. i 'OS 7110', men kun 54 pct. i 'NOV.7110'. Rundbladet Soldug er almindelig på den åbne højmosesflade, og mere sjælden i højmoseranden (Moen, 1985).

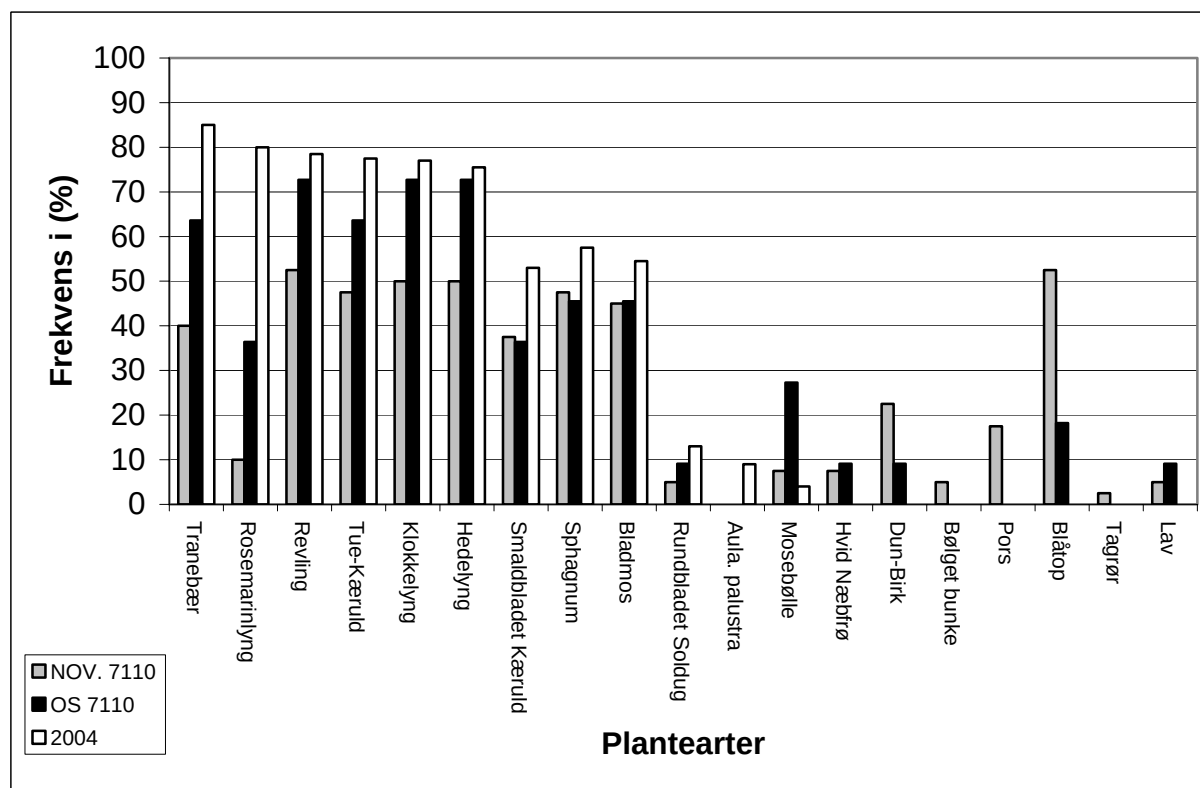
Frekvensen af *S. angustifolium* er 65 pct. i 'NOV.7110' og 85 pct. i 'OS 7110', men findes ikke i '2004', da den er lagt ind under *S. fallax* (jf. kapitel 10). *S. angustifolium* blev ikke fundet på Skidendam ved overvågningen i 1987 og forekomsten var beskedne 3 pct. i 1995 (Aaby, 1987; Risager & Aaby, 1996). Den store forskel tyder på, at der er uenighed blandt inventørerne om, hvordan tørvemossen skal bestemmes.

11.8.2 Holmegårds Mose

Af tabel 11.16 fremgår det, at der i dataserierne 'NOV.7110' og 'OS 7110' er fundet en række højmosefladefremmede arter (jf. tabel 7.8). Frekvensen af Blåtop er 52 pct. i 'NOV.7110' og 18 pct. i 'OS 7110', og Mosebølle er 8 pct. i 'NOV.7110' og 28 pct. i 'OS 7110'. Blåtop er ikke fundet i '2004', og frekvensen af Mosebølle er 4 pct. i '2004'.

De høje frekvenser af Blåtop og Mosebølle i 'NOV.7110' og 'OS 7110' indikerer, at der er en stor frekvens af højmosefladefremmede arter i randområderne og i de til højmosefladerne tilstødende arealer. Dette stemmer godt overens med vores feltobservationer, hvor vi fandt Blåtop og Mosebølle i randområderne.

Hedelyng, Klokkelyng, Tue-Kæruld, Rosmarinlyng, Tranebær og Revling er alle fundet med en lavere frekvens i 'NOV.7110' sammenholdt med de to andre dataserier. Dun-Birk er derimod fundet med en højere frekvens, hvilket stemmer fint overens med vores feltobservationer, som viste, at fattigkærene omkring højmosefladerne er tilgroet med Dun-Birk. Forskel i frekvens mellem de tre dataserie kan antages at være en konsekvens af at tuevegetationen i de tilstødende kær udskygges af Dun-Birk. I forbindelse med NOVANA programmets overvågning af Holmegårds Mose er det på nuværende tidspunkt ikke muligt at sondre mellem de enkelte *Sphagnum*arter. Tørvemosser er derfor alene anført som *Sphagnum* sp. Frekvensen af *Sphagnum* sp. er noget højere i '2004' end i 'NOV.7110' og 'OS 7110'.



Figur 11.16. Frekvens af plantearter i Holmegårds Mose fundet ved forskellige metoder. Plantearter med en frekvens på ≤ 5 pct. er ikke medtaget i diagrammet.

11.8.3 Diskussion af NOVANA data i forhold til egne undersøgelser

Som det fremgår af figur 11.14 og 11.15 er den geografiske afgrænsning af en prøvestation, afgørende for hvilke plantearter, der registreres ved vegetationsundersøgelser, og med hvilken frekvens arterne forekommer. I dataserien 'NOV.7110' findes en række plantearter, der er typiske for kærsumfund, men som enten er fremmede eller sjældent forekommende på højmosefladen. Afgrænsningen af prøvestationen bør ses i sammenhæng med det formål undersøgelsen skal tjene. I det terrestriske delprogram bruges vegetationsdata til at vurdere de forskellige naturtypers bevaringstilstand. Det er i den forbindelse vigtigt at gøre sig klart, hvad der måles på, og med hvilket formål der måles. Plantearternes forekomst og frekvens varierer kraftigt mellem højmosens lagg, rand og flade. Udlægningen af prøvefelterne bør tag hensyn til dette forhold, kun derved sikres en tilstrækkelig viden om de enkelte områders vegetation samt et passende antal prøvefelter inden for de enkelte områder.

Kapitel XII

Naturovervågning af højmoser bør tage udgangspunkt i højmosens struktur og funktion. Højmosens struktur og funktion diskuteres i forhold til naturovervågning.

12.1 Højmosers økologi

Højmoser er karakteriseret ved udelukkende at blive forsynet med næringsfattigt regnvand, og *Sphagnum*arternes tilstedeværelse er afgørende for opretholdelsen af højmosens våde og sure miljø (se afsnit 4.1.3). En række højmosetyper er gennem tiden blevet defineret; klima og terrænforholdene er afgørende for deres forskellige karaktertræk. Hvad angår hydrologi, overfladerelief, udbredelse og vegetationssammensætning er de danske højmoser meget forskellige.

12.1.1 Hydrologi

Højmosens hydrologiske balance er betinget af forholdet mellem mængden af nedbør og mængden af vand, der fordamper eller løber af. Vandstands niveauet i højmosens sekundære vandspejl vil som konsekvens af klima og årstid svinge gennem året. Dræning og tørvegravning kan endvidere bevirke, at det sekundære vandspejl over længere perioder sænkes, hvorved den økologiske balance forskubbes. Overvågningen af højmosens hydrologiske balance bør derfor foretages kontinuerligt over hele året med vandstandslogger.

12.1.2 Vegetation

Højmosen er kendetegnet ved en særlig vegetation, der betinger højmosens særlige vilkår. Vegetationen er sammensat af arter, der er tilpasset højmosens våde og næringsfattige forhold. En ændring af disse forhold vil afspejle sig i vegetationssammensætningen og have betydning for højmosens økologiske balance. Højmosefladens vegetation vil dog typisk forandres ganske langsomt, og det vil derfor være tilstrækkeligt, hvis vegetationen overvåges engang hvert 6. år.

*Sphagnum*arternes tilstedeværelse på højmosefladen er på en og samme tid afgørende for og afhængige af højmosens hydrologiske balance. I kraft af deres struktur medvirker de til at nedbøren tilbageholdes på højmosen. Sænkes højmosens sekundære vandspejl, kan *Sphagnum*arterne imidlertid ikke trives, og højmosen mister sin vandtilbageholdelseskapacitet. Hydrologien og *Sphagnum*dækket er derved indbyrdes koblet, og det er derfor væsentligt at overvåge *Sphagnum*dækket. For at bevaringstilstanden er gunstig skal *Sphagnum*dækket være tæt ved 100 pct. Overvågningen kan ske ved en vurdering af *Sphagnum*arternes dækningsgrad.

*Sphagnum*arterne har forskellige tolerancer i forhold til vandstands- og næringsstofniveau. Et kendskab til de forskellige arters udbredelse er derfor en god indikator for højmosens hydrologiske balance. Det er dog væsentligt at tage hensyn til den enkelte højmoselokalitets specifikke forhold.

Mange danske højmoser er belastet af høje næringsstofftilførsler og dræning. Ved tørre og næringsrige forhold kan karplanter sprede sig på bekostning af *Sphagnum*arter. Nogle af karplanterne, herunder en række arter der er karakteristiske for tuerne, er naturligt forekommende på højmosefladen, mens andre kan karakteriseres som 'fremmede'. En stor udbredelse af karplanter kan bevirke en bortskygning af *Sphagnum*arter, og derved medvirke til en udtørring og næringsstofberigelse af højmosen. Udbredelsen af disse arter sammenholdt med udbredelsen af de arter der er karakteristiske for høljerne er derfor en måde, hvorpå højmosens tilstand kan undersøges. Breder tuevegetationen sig samtidigt med at høljevegetationen går tilbage, er det en indikator for, at højmosen er tør og næringsberiget. Breder høljevegetationen sig samtidigt med at tuevegetationen går tilbage, er det en indikator for det modsatte.

Vegetationen på tuer og høljer kan undersøges på to forskellige måder. 1) Ved et lukket transekt, hvor de enkelte prøvefelter ligger klods op ad hinanden, i en gradient fra tue til hølje. Ved gentagne undersøgelser over tid vil det være muligt at følge udvikling af tue- og høljevegetationen. 2) Vegetationen på tuer og høljer kan undersøges separat. Udviklingen af vegetationen kan følges ved, at der udvælges et antal tuer og høljer, hvor de samme tuer og høljer følges over tid.

12.1.3 Geokemiske forhold

Da plantearter kan have en forsinket respons på de påvirkninger de udsættes for, er der behov for overvågning af en række fysisk-kemiske forhold: pH, ledningsevne, nitratindhold af overfladevand og kvælstofindhold af *Sphagnum*topskud. Disse forhold kan bl.a. give viden om højmosevegetations bufferkapacitet over for yderligere kvælstofbelastning, og medvirke til en hurtig indgriben såfremt kvælstofbelastningerne øges. Ledningsevne bør måles årligt, og nitratindhold af overfladevand og kvælstofindholdet i *Sphagnum*topskud bør måles enten årligt eller hvert 6. år.

*Sphagnum*arterne er afgørende for den ionbytning, der finder sted i højmosen, og som forårsager den lave pH på 3,5-4,5. Den lave pH har stor betydning for *Sphagnum*arternes konkurrencebetingelser på højmosen, og for den hastighed, hvormed højmosetørven nedbrydes. pH bør derfor måles årligt, så det sikres, at pH ligger inden for 3,5-4,5.

12.1.4 Areal

Den arealmæssige udbredelse af de danske højmoser er meget forskellig. Nogle danske højmoser har en højmoseflade på under ½ ha, mens den største højmose har et areal på ca. 2.300 ha (Hansen, 2003). En reduktion i højmosearealets størrelse har betydning for højmosens bufferkapacitet over for påvirkninger. Højmosens arealmæssige udvikling bør derfor undersøges. Arealet kan undersøges ved et transekt, der dækker overgangen mellem højmoseflade og rand. Ved at undersøge vegetationen langs dette transekt, vil det være muligt over tid at vurdere, hvorvidt vegetationen i randen vokser ind over fladen, og derved reducerer højmosefladens areal. Til at supplere transektundersøgelsen bør der foretages feltbesigtigelser samt foretages luftfoto, hvorved hele højmosefladens udbredelse kan følges.

I tabel 12.1 er angivet de foreslåede overvågningsparametre.

Overvågningsparameter	Formål	Frekvens	Målsætning
Vandstandslogger	Måling af minimum og maksimum vandstand	Løbende	Må højst variere 0,5 m og i højler 0,1 m
Kvælstofindhold af <i>Sphagnum</i>	Måling af næringsstofbelastning	Årligt / hvert 6. år	Bør være < 10 mg N/g tørvægt
pH	Måling af pH	Årligt	Bør være imellem 3,5 - 4,5
Nitratindehold af overfladevand	Måling af næringsstofbelastning	Årligt / hvert 6. år	NO ₃ -N bør være < 0,03 mg N/liter
Ledningsevne	Måling af næringsstofbelastning	Årligt	Bør være < 100 µS/cm
Vegetationsundersøgelse af højler og tuer	Udvikling af vegetation på tuer og højler	Hvert 6. år. Bør måles separat på 5-6 tuer og højler, eller ved transekter fra tuer til højler	Tuevegetation bør ikke vokse frem på bekostning af højvegetation. Høj forekomst af <i>Sphagnum</i> arter vigtig
Vegetationsundersøgelse af dækningsgrad af <i>Sphagnum</i> dække	Udvikling af <i>Sphagnum</i> dække	Hvert 6. år	Dækningsgrad af <i>Sphagnum</i> arter bør være tæt på 100 pct.
Vegetationsundersøgelse af gradient fra højmoseflade til rand	Udvikling af højmosefladens areal	Hvert 6. år	Højmosefladens areal bør være stabil eller i vækst

Tabel 12.1. Anbefalede parametre til overvågning af højmoseflade.

12.2 Højmoseregulering

Regulering af højmoser bør tilrettelægges med henblik på at sikre højmosens biotiske og abiotiske forhold. En sådan regulering kan defineres som en *vilkårsregulering*.

Det er ikke muligt at foranstalte en meningsfuld regulering af en højmose i forhold til mængden af nedbør og overfladefordampning. Til gengæld kan en højmoses hydrologiske bassin sikres ved at afløb af vand fra højmosen reguleres; etablerede dræn brydes og grøfter lukkes. Hvis det hydrologiske bassin i Holmegårds Mose skal sikres, kan det være nødvendigt, at hele det område, som højmosen oprindeligt udgjorde, udlægges som mose.

Dette vil betyde, at et ret stort areal en del af året oversvømmes, hvilket de lokale lodsejere nok ikke vil være begejstret for.

Der er udviklet en række alternative metoder til at sikre det hydrologiske bassin på højmoser. Højmosedræn kan opdæmmes ved nedgravning af plader, brædder o.l. samt ved opfyldning med jord eller tørv (Brooks & Stoneman, 1997). Storstrøms Amt har i foråret 2005 lavet en forsøgsordning med nedgravning af sådanne plader i Holmegårds Mose (Korresp. Olsen, 2005). Af mere vidtgående tiltag kan der etableres pumper, der leder vand ind på højmosefladen eller etableres voldanlæg for at sikre en tilstrækkelig høj vandstand på højmosefladen (Brooks & Stoneman, 1997; samtale Aaby, 2004).

Næringsstofbelastning af højmoser kan reguleres ved at begrænse kildernes udledning eller ved at sikre en tilstrækkelig afstand til kilderne. Kvælstofdepositioner fra landbruget udgør langt det største bidrag til de danske højmoser. Etablering af en bufferzone på minimum 300 meter vil kunne nedbringe landbrugets bidrag væsentligt. Skal problemet omkring kvælstofbelastning af højmoser dog for alvor løses, kræver det mere vidtgående tiltag end blot en udvidelse af bufferzonen, idet den landbrugsmæssige anvendelse af gylle da grundlæggende skal ændres.

Langsigtet bevaring af højmoser i Danmark er altså afhængig af politiske prioriteringer. Prioriteringer, der vil møde voldsom modstand, jo mere vidtgående de reguleringsmæssige tiltag bliver. Det er derfor interessant at se, hvordan EF-Domstolen vælger at fortolke Habitatdirektivets naturbeskyttelse. Fastlægger EF-Domstolen en stram fortolkning af direktivet, kan medlemsstaterne blive pålagt at sikre bevaringsstatus af de beskyttede naturtyper ved at bringe negative påvirkninger fra fx landbruget til ophør.

Såfremt de hydrologiske og geokemisk forhold sikres, vil naturen (i bedste fald) på sigt sørge for, at højmoserne bevares, eller at nedbrudte højmoser bringes tilbage til aktiv højmose. En vandstandshævning kan fx, afhængig af træarterne, jord- og vandforholdene, drukne træer eller sinke deres vækst. Udvikling af højmosevegetation kan dog være en meget langvarig proces, og det kan derfor være en idé at hjælpe udviklingen på vej, fx ved at sprede tørvemosser (se fx Brooks & Stoneman, 1997).

12.3 Regulering og pleje af Holmegårds Mose

Den regulering, som i praksis finder sted på Holmegårds Mose adskiller sig fra *vilkårsreguleringen* ved, at højmosens biotiske og abiotiske forhold ikke søges tilstrækkeligt sikret. Den eksisterende fredning fra 1987 omfatter kun en del af det hydrologiske bassin. Danmarks Naturfredningsforening har udarbejdet et forslag til udvidelse af fredningen af Holmegårds Mose. Den nye fredning sigter mod at hæve mosens sommervandstand, men det er stadig ikke hele højmosens hydrologiske bassin, der vil blive sikret. For at bevare

højmosens vegetation foranstalter Storstrøms Amt årligt omfattende og ressourcekrævende rydning af uønskede trævækst på højmosefladen.

Højmosen reguleres altså i forhold til, de arter, som den er defineret ud fra og ikke i forhold til at sikre de nødvendige biotiske og abiotiske betingelser. En sådan regulering kan defineres som en *naturtyperegulering*, hvor naturtypen reguleres i forhold til, hvordan den er klassificeret. Da der ikke har været den politiske vilje til at foranstalte en vilkårsregulering af Holmegårds Mose, kan en naturtyperegulering hjælpe, men den løser ikke problemerne.

Det herskende princip i forhold til naturregulering bør bygge på vilkårsregulering. Udgangspunktet bør være, at hvis de nødvendige vilkår sikres, så 'kan naturen selv'. Hvis det så viser sig at naturen har 'brug for en hånd', kan naturtyperegulering blive sat i spil. En række kulturnaturtyper, fx hede og overdrev, har brug for aktiv pleje for ikke at gro til.

Tørvegravningen på Holmegårds Mose har forandret den oprindelige natur, og ny natur er skabt. 13 forskellige naturtyper indgår i udpegningsgrundlaget for Holmegårds Mose. Ud over 7110 *Aktiv højmose, 7120 Nedbrudt højmose og 91D0 *Skovbevokset tørvemose, drejer det sig bl.a. om 3160 Brunvandede søer og vandhuller, 7140 Hængesæk, 7210 Kalkrige moser og sumpe og 7150 Plantesamfund med Næbfrø, Soldug eller Ulvefod (www.sns.dk). I forbindelse med tørvegravningen ramte man i tørvegraven 'Kær 40' den underliggende kalkgytje. Dette har betydet, at en pionerart som Mygblomst fik gode vækstbetingelser (Samtale Stoltze & Suidicani, 2004). Forekomster af Mygblomst (1903 Mygblomst) er beskyttet af Habitatdirektivet, men hvad skal man stille op med sådanne naturfænomener? Har de en værdi i sig selv eller er de blot 'successionstrin'?, sådan som biolog Mette Risager betragter dem (se kapitel 9).

I Habitatdirektivet stilles der ikke særlige krav til dannelseshistorien for habitat-naturtyperne. Modsvaret forekomsten af en naturtype, de krav som stilles i direktivet og den definition af naturtypen, som findes i Fortolkningsmanualen, så har landene været forpligtet til at indberette forekomsten uanset dannelseshistorie. At der forekommer en række menneskeskabte naturtyper i udpegningsgrundlaget for Holmegårds Mose er et resultat af Habitatdirektivets forpligtelse – eller i al fald sådan som forpligtelsen er blevet udlagt i Danmark. At disse naturtyper indgår i udpegningsgrundlaget er ikke i sig selv et problem. Det kan til gengæld blive et problem, hvis der enten skal anvendes ressourcer på at beskytte sådanne menneskeskabte naturfænomener, eller hvis bevaringen af disse naturtyper er uforenelig med beskyttelse af anden natur. I forhold til naturkvalitetsbegrebet (se kapitel 3) har disse naturfænomener en relativ lav grad af *autenticitet*, *vildhed* og *oprindelighed* sammenlignet med urørt natur.

Disse menneskeskabte successionsfænomener er dog ikke uden værdi. Anvendes omfattende ressourcer på beskyttelse og pleje af sådanne successionsfænomener, kan man dog være bekymret for, at dette sker på bekostning af anden natur, med højere naturkvalitet, som der følgelig ikke er ressourcer til at beskytte.

Forekomsten af en habitattype skal ses i relation til den nationale forekomst af den pågældende type. At en habitat-type optræder i udpegningsgrundlaget for Holmegårds Mose betyder derfor ikke nødvendigvis, at der er en forpligtelse til at sikre en gunstig bevaringsstatus af forekomsten. Er forekomsten af fx 1903 Mygblomst samlet set gunstig på nationalt niveau, vil der – i forhold til Habitatdirektivet – givetvis ikke ske noget ved, at forekomsten af Mygblomst i 'Kær 40' forsvinder.

Habitatdirektivet medfører nok en vis fastfrysning af den enkelte habitat-naturtype, således at fx kulturnaturen ikke gror til gennem succession. Dog fremgår det af direktivets artikel 9, at: "... ophævelse af en lokalitets status som særligt bevaringsområde [kan] komme på tale, hvis overvågningen efter artikel 11 viser, at den naturlige udvikling berettiger dertil." (artikel 9). Det må antages at der ved 'naturlig udvikling' menes autogen succession (i modsætning til alloge, altså ude fra kommende, hvilket i praksis vil sige menneskeskabt succession). I visse tilfælde kan en naturtype altså 'vokse ud af' beskyttelsen.

Det er målsætningen, at der i henhold til miljømålsloven laves forvaltningsplaner for de enkelte habitatområder. Disse forvaltningsplanerne skal omfatte en tilstandsvurdering af trusler, en målsætning for området samt et indsatsprogram for, hvordan målsætningen nås. Der er endnu ikke lavet en sådan forvaltningsplan for Holmegårds Mose (Korresp. Olsen, 2005). En forvaltningsplan for Holmegårds Mose må dog forventes at tage udgangspunkt i 7110 *Aktiv højmose. Målsætningen for 7110 vil så være afgørende for områdets videre udvikling. Omfatter målsætningen fx en vandstandshævning i området, kan dette medføre, at andre af de habitat-typer, som findes i området, ikke trives.

At den interne prioritering mellem to naturtyper kan være et problem er 91D0 *Skovbevokset tørvemose et godt eksempel på. Det er uforeneligt i det samme område at sikre en gunstig bevaringsstatus af 91D0 *Skovbevokset tørvemose og 7110 *Aktiv højmose, da gunstig bevaringsstatus af højmose vil medføre en vandstandshævning, som drukner skovbevoksningen (se afsnit 9.5). Da begge naturtyper er 'prioriterede', kunne den skovbevoksede tørvemose ikke umiddelbart opgives til fordel for højmosen. Først efter at sagen var fremlagt for Scientific Working Group, blev der indført en passus i definitionen af 91D0, som muliggjorde en intern prioritering mellem de to naturtyper.

Habitatdirektivets naturtyper er defineret på baggrund af en midteuropæisk tradition for opdeling af plantesamfund. EU-landene er beliggende i klimatisk set meget forskellige regioner, og der er derfor stor forskel på, hvordan en højmose tager sig ud i fx Nordsverige og

Midttskland. Det er ikke mange af de samme arter, som vil optræde på begge moser. Højmose er i Europa-Kommissionens fortolkningsmanual til habitat-naturtyperne defineret ud fra en bruttoliste over arter. En liste der ikke har meget at gøre med, hvilke arter, som faktisk findes på danske højmoserflader. Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser har forsøgt at tilpasse denne bruttoliste over højmosearter til danske forhold. Det er dog en meget mangelfuld liste, som man har stillet op (se afsnit 9.4). Listen bør revideres kraftigt, hvis den skal give mening i forhold til kortlægning og forvaltning af danske højmoser.

Kapitel XIII

Danmarks Miljøundersøgelser har udarbejdet en række operationelle bevaringsmålsætninger for danske højmoser, såkaldte 'kriterier for gunstig bevaringsstatus'. Der er tale om foreløbige kriterier, som Danmarks Miljøundersøgelser vil justere i takt med at der finder en vidensopbygning om højmoser sted gennem den løbende overvågning. Det vurderes af Danmarks Miljøundersøgelser, at der vil gå nogle år, før det vil være muligt at vurdere bevaringsstatus for danske højmoser.

13.1 Resultater fra egen vegetationsundersøgelse

Der er i dette projekt blevet foretaget vegetationsundersøgelser på Holmegårds Mose og Skidendam i efteråret 2004. Vegetationsundersøgelserne er tilrettelagt således, at de er direkte sammenlignelige med undersøgelser foretaget i 1987 og 1995. Dermed er det muligt at følge vegetationsudviklingen over 17 år.

Holmegårds Mose

Holmegårds Mose har ingen egentlige laggzone. Højmosefladen er åben, tør og kuperet og flere steder findes husmandsgrave, der vidner om tidligere tiders tørvegravning.

Højmosens vegetation er domineret af karplanter. I 2004 var der en frekvensmæssig høj forekomst af Revling (78,5 pct.), Tue-Kæruld (77,5 pct.) og Hedelyng (75,5 pct.) og bladmossen *Hypnum cypressiforme* (54,5 pct.). Dette vidner om en tør højmose. Af *Sphagnum*arter var forekomsten i frekvens størst for *Sphagnum rubellum* (39 pct.) og *S. magellanicum* (24,5 pct.). Forekomsten i frekvens for de *Sphagnum*arter, som står vådt, var væsentligt lavere: *S. fallax* (14 pct.) og *S. cuspidatum* (12 pct.). Der, hvor *S. fallax* og *S. cuspidatum* står tæt, er dækningsgraden til gengæld høj. I de dybeste tørvegrave er vandstanden så høj, at høljevegetationen trives. Dækningsgraden af *Sphagnum*dækket er langt fra 100 pct.

Alene ud fra vegetationen er det dermed muligt at vurdere bevaringsstatus for Holmegårds Mose som ugunstig. Der er ikke en høj frekvens af højmosefremmede arter, men dette kan bl.a. tilskrives kontinuerlig rydning af uønsket trævækst.

Sammenlignes vegetationssammensætningen i 2004 med 1987 og 1995 er det muligt at følge en udviklingstrend. Forekomsten i frekvens for de hyppigst forekommende arter var betydeligt lavere i 1987 end i 1995 og 2004. Dette viser, at vegetationen overordnet set er blevet mere kompleks og dermed mere homogen i perioden 1987-2004.

Der var i 2004 en betydeligt højere forekomst i frekvens af tuevegetationen end i 1987, hvilket viser, at en række karplanter har bredt sig kraftigt på højmosefladen. Dette må skyldes

tørrere forhold. Tilbagegangen af Smaldbladet Kæruld fra 1995 (84,1 pct.) til 2004 (53 pct.) kan tilsvarende tilskrives tørrere forhold. Forekomsten af *Sphagnum*arter har derimod været nogenlunde stabil. Forekomsten af *Sphagnum*arter er dog gået tilbage i perioden 1995-2004. Udviklingen i perioden 1987-2004 har været negativ.

Det kan altså på baggrund af vegetationsundersøgelsen konkluderes, at Holmegårds Mose er i en ugunstig bevaringsstilstand, og at udviklingstrenden er negativ. Den største trussel for højmosen er fortsat dræning af højmosefladen.

Skidendam

Skidendams højmoseflade er våd og domineret af *Sphagnum fallax*. Overfladerelieffet er uden de store topografiske udsving, hvilket vidner om at Skidendam som mose er et udviklingstrin mellem hængesæk og højmose (på engelsk defineres denne type mose som 'transition mire'). En grøft gennemskærer højmosefladen. Grøften er lukket, men virkningen ses fortsat ved en ekstremfattigkærsvegetation langs den tilgroede grøft.

Højmosefladens vegetation var i 2004 kendetegnet ved en 100 pct. dækning af *Sphagnum*arter. Forekomsten i frekvens af *Sphagnum*arter var *Sphagnum fallax* (100 pct.), *S. magellanicum* (83,5 pct.), *S. rubellum* (80 pct.).

Af karplanter var forekomsten af Tue-Kæruld (91 pct.), Smaldbladet Kæruld (52 pct.), Hedelyng (35,5 pct.), Revling (7,5 pct.) og Soldug sp. (74 pct.). Den høje forekomst af Soldug sp. vidner om lysåbne forhold. Forekomsten af Dun-Birk (2 pct.) og Skov-Fyr (1 pct.) var meget lille, hvilket bl.a. må tilskrives trærydning på højmosefladen.

Skidendam er en højmose med en meget høj vandstand, hvilket bevirker, at *Sphagnum*arterne trives. Den høje dækningsgrad af *Sphagnum* viser, at højmosen er i en gunstig bevaringsstatus. Højmosefladen er ikke opdelt i en tydelig tue-højlestruktur, men på vise partier står tuevegetationen tættere.

I perioden 1987-2004 er *Sphagnum*dækket vokset og tuevegetationen gået tilbage. Der er sket en ret markant forandring i vegetationssammensætningen. En del af udviklingen kan tilskrives en højere vandstand, som følge af lokal trærydning på højmosefladen. En del af udviklingen må tilskrives strukturelle forandringer af højmosen som følge af, at Skidendam udvikler sig fra hængesæk til højmose. Udviklingen i perioden 1987-2004 har været positiv.

På baggrund af vegetationen kan Skidendam altså vurderes som en højmose, der er i en gunstig bevaringsstilstand. Dog er højmosen fortsat præget af den grøft, som tidligere er gravet gennem højmosen. Den største trussel mod højmosen vurderes at være slitage af eller hærverk mod det stemmeværk, som sikrer højmosens hydrologiske bassin.

Egne undersøgelser versus NOVANA

Ved sammenligning af frekvensen for plantearter fundet i NOVANA programmet og vores egen undersøgelse, må det konkluderes at afgrænsning af prøvestationen har stor betydning for, hvilke arter der findes og med hvilken frekvens.

Prøvestationen i NOVANA programmet omfatter et væsentligt større område af Holmegårds Mose og Skidendam, end vores egen undersøgelse. En række plantearter, der vokser skyggefuldt og næringsrigt, blev fundet i NOVANA programmet men ikke i vores egen undersøgelse.

At prøvefelterne i NOVANA programmet udlægges i et område, der spænder over mange forskellige plantesamfund, gør det svært at vurdere områdets tilstand ud fra de fundne plantearter. En forekomst af plantearter, der er karakteristiske for kær-samfund i højmoseranden, kan godt indikere et problem på højmosefladen, men ved en sammenblanding af disse prøvefelter fra flade og rand, vides det ikke, hvor planten forekommer. Der er behov for en opdeling af prøvefelterne i henhold til højmosens forskellige plantesamfund. En opdeling sikrer et tilstrækkeligt antal prøvefelter på højmosefladen samt en viden om plantesamfundene på de forskellige dele af højmosen, herunder rand, lagg og flade.

13.2 Problemer ved NOVANA programmets overvågning af højmoser

Skov- og Naturstyrelsens og Danmarks Miljøundersøgelses arbejde i forhold til indfrielse af Habitatdirektivets forpligtelser til overvågning af højmoser kan kritiseres på en række områder. I det følgende er disse kritikpunkter beskrevet.

13.2.1 Problemer ved forståelse af en højmoses struktur og funktion

På grund af dræning, tørvegravning og eutrofiering er danske højmoser i dag meget forskellige med hensyn til areal, struktur og funktion og vegetation. Dette er et uhyre vigtigt forhold, som bør lægges til grund for overvågning af danske højmoser. Nogle højmoser har således, fx Holmegårds Mose, ikke længere en naturlig lagg og rand, og dele af den oprindelige højmose er simpelthen gravet bort. Overvågning af højmoser bør derfor organiseres i forhold til, hvad den tilbageværende højmose omfatter af fx rand, flade og lagg samt højmosens potentiale. Hvad har man med at gøre, er der tale om primær højmose (altså oprindelig højmose), sekundær højmose (fx gamle tørvegrave som delvist er regenereret) eller nedbrudt højmose? I hvilken grad er det fx muligt at regenerere nedbrudt højmose, og hvad er forudsætningerne for, at højmosen kan bringes i en gunstig bevaringstilstand?

For at vurdere dette potentiale er det nødvendigt at have kendskab til højmosens areal og struktur og funktion. Storstrøms Amt har så omfattende kendskab til Holmegårds Mose, at det ikke er nødvendigt at afvente en vidensopbygning for at målsætte mosen. Højmosens bevaringstilstand er ugunstig og udviklingstrenden er negativ. For Holmegårds Mose bør der

allerede nu stilles egentlige målsætninger på baggrund af lokalitetens potentiale, og overvågningsprogrammet kan så tilrettelægges således, at det er muligt at overvåge, om den målsætning, som stilles, faktisk nås.

De kriterier som stilles for struktur og funktion i NOVANA programmet er mangelfulde på en række områder:

- 1) Højmosens hydrologi undersøges ikke tilstrækkeligt. Vandstanden af det sekundære vandspejl anføres som kriterium, men det måles ikke! Der benyttes således ikke vandstandslogger på højmosen. For naturtyper som 6410 Tidsvis våde enge og 7230 Riggær anvendes vandstandslogger, og de vandstandslogger som anbefales logger dagligt vandstanden. Sådanne vandstandslogger bør også anvendes på højmosen, således at minimum og maksimum vandstand løbende registreres.
- 2) Dækningsgraden af høljer måles i 5-metercirklen. Dækningsgraden af *Sphagnum*arter er en afgørende indikator for højmosens hydrologiske balance. Ud over en vurdering af dækningsgrad af høljer bør dækningsgraden af *Sphagnum*arter inden for 5-metercirklen vurderes. Målsætningen for en højmose i gunstig bevaringstilstand bør være et *Sphagnum*dække tæt ved 100 pct.
- 3) Dækningsgraden af græsser i høljer anføres som indikatorer for uforstyrret hydrologi. Den eneste græs, som i Danmark vokser på drænede højmoser er Blåtop. Hvis Blåtop anvendes som indikator, bør den undersøges på hele højmosefladen og ikke kun i høljerne.
- 4) Som kriterium for pH er angivet, at pH skal være stabil eller ikke væsentlig lavere end 4,2. Dette er forkert. pH bør ikke være væsentligt **højere** end 4,5.
- 5) Der er ikke sat kriterier for ledningsevne, som foreløbigt kriterium kunne stilles: ledningsevne < 100 µS/cm.
- 6) Der angives en minimum 100 meter bufferzone til nærmeste areal med pesticidanvendelse og gødskning. Bufferzonen bør tilrettelægges i forhold til lokale forhold, bl.a. mosens hydrologi og bundsubstrat. Wilhjelmudvalget anbefaler en bufferzone på minimum 300 meter for sårbare naturtyper som højmoser.

13.2.2 Problemer omkring kortlægning

En tilstrækkelig kortlægning af højmosen bør være fundamentet for udlægning af prøvefelter. Der findes i NOVANA programmet en række problemer omkring kortlægning af højmoserelaterede naturtyper:

- 1) Artslisten for højmoser er meget utilstrækkelig. Artslisten består dels af en bruttoliste over højmosearter fra fortolkningsmanualen til Habitatdirektivets naturtyper, dels af en supplerende liste over almindeligt forekommende arter på danske højmoser. En række af de arter, som er nævnt på Fortolkningsmanualens liste, forekommer ikke på danske højmoser. Omvendt er der en række arter, som faktisk findes på danske højmoser, men som hverken er nævnt på Fortolkningsmanualens liste eller på den supplerende liste. Således omfatter listen kun én af de fem mest almindeligt forekommende *Sphagnum*arter.
- 2) Den naturtypebeskrivelse, som Skov- og Naturstyrelsen og Danmarks Miljøundersøgelser har udarbejdet, er utilstrækkelig i forhold til kortlægning af danske højmoser. For det første omfatter naturtypebeskrivelsen den ovenstående, utilstrækkelige artsliste. For det andet angives afgrænsningen fra 7110 *Aktiv højmose til 7120 Nedbrudt højmose at være tilstedeværelse/fravær af Blåtop og levende tørvemos. Det er ikke muligt alene på baggrund af tilstedeværelse/fravær af Blåtop og levende tørvemos at afgrænse højmose fra nedbrudt højmose. For det tredje angiver naturtypebeskrivelsen, at tørvegravet højmose kan klassificeres som 7140 Hængesæk, 3160 Brunvandede søer og vandhuller og 91D0 Skovbevokset tørvemose. Tørvegravet højmose bør alene klassificeres som 7110 *Aktiv højmose eller 7120 Nedbrudt højmose med mulighed for naturlig gendannelse.
- 3) Højmosen kortlægges samlet som 7110. Der sondres således kun mellem højmosens flade, rand og lagg, hvis rand og lagg er skovbevokset (en skovbevokset rand eller lagg skal ikke omfattes af 7110). Der bør sondres mellem flade, rand og lagg ved kortlægningen af 7110, således at det er muligt at overvåge de enkelte dele af højmosen adskilt.

Den mangelfulde artsliste har ikke i praksis haft betydning for kortlægningen af Skidendam og Holmegårds Mose, idet amterne har haft omfattende kendskab til de to lokaliteter i forvejen. Naturtypeskrivelsen har dog haft en betydning for, hvordan lokaliteterne er blevet kortlagt. På Skidendam blev den skovbevoksede rand kortlagt som 91D0 Skovbevokset tørvemose, hvilket inventørerne dog måtte ændre, da randen dermed forvaltningsmæssigt ville blive underlagt skovdistriktet.

13.2.3 Problemer i forhold til udlægning af prøvestationer

21 højmoselokaliteter er omfattet af NOVANA programmets overvågning. 10 højmoser overvåges intensivt og 11 ekstensivt. På baggrund af overvågningen af de 10 intensive lokaliteter er det målsætningen at modelberegne påvirkninger af de resterende 11 lokaliteter. De intensivt overvågede højmoser overvåges årligt med hensyn til fysisk-kemiske parametre

og vegetation og de ekstensivt overvågede hvert 6. år. Der er en række problemer forbundet med denne opdeling i intensiv og ekstensiv overvågning af højmoser:

- 1) Det kan ikke lade sig gøre at modelberegne hydrologien for en højmose, da hver enkelt højmoses hydrologi qua dræning og tørvegravning er unik.
- 2) Det er ikke muligt at skelne år til år variationer i vegetationen fra en egentlig vegetationsudvikling. Vegetationsundersøgelser bør kun finde sted hvert 6. år. Det er ressourcespild at lave vegetationsundersøgelser årligt, og der vil desuden være en ikke uvæsentlig slitage forbundet med overvågningen (særligt fra pinpoint-undersøgelsen).
- 3) Af de fysisk-kemiske prøver bør vandstand måles løbende med vandstandslogger, og pH og ledningsevne bør måles årligt. Nitratanalyser og måling af kvælstofindhold af *Sphagnum* kan måles enten årligt eller hvert 6. år.

På baggrund af problem 1-3 må det konstateres, at opdelingen af højmoser i intensiv og ekstensiv overvågning grundlæggende bør ændres. På nær måling af nitratanalyser og kvælstofindhold i *Sphagnum* bør overvågningen foretages med samme frekvens på intensive og ekstensive stationer.

13.2.4 Problemer forbundet med udlægning af prøvefelter

Prøvefelter bliver i NOVANA programmet udlagt tilfældigt – dog således at der minimum er 10 meter mellem hvert felt. En prøvestation udlægges i forhold til én naturtype, den primære naturtype. Andre naturtyper, sekundære naturtyper, kan også være omfattet af den samme station. Inventøren kan vælge at genplacere op til 1/3 af de tilfældigt udlagte felter, hvis det skønnes at den primære naturtype ikke er tilstrækkeligt dækket.

Problemer forbundet med udlægning af prøvefelter for højmoser:

- 1) Højmosen er en meget uhomogen naturtype, den kan opdeles i flade, rand og lagg. Fysisk-kemiske forhold som hydrologi, pH og næringsstofbelastning er meget forskellige på flade, rand og lagg, og vegetationen er følgelig tilsvarende forskellig. Hvis der ikke sondres mellem prøvefelter i flade, rand og lagg, er det ikke muligt at lave en tilstandsvurdering af højmosen endsige følge udviklingen over tid.
- 2) Højmosefladen kan opdeles efter dens tue-højlestruktur. Udvikling af tuer og højler er en vigtig indikatorer for højmosens hydrologiske balance. Hvis prøvefelterne placeres tilfældigt, er det uklart, hvor i tue-højlegradienten data indsamles.
- 3) De udlagte prøvefelter genplaceres ikke præcis samme sted fra gang til gang. Desuden er det ikke hensigten at sammenligne de enkelte prøvefelter over tid. Når felterne placeres et nyt sted i hver overvågningsrunde, kan det være vanskeligt at skelne en vegetationsudvikling fra den variation, som alene skyldes en ny placering af prøvefeltet.

- 4) Udlægning af prøvefelter fandt i Skidendam sted før end området blev kortlagt. Dette har betydet, at en væsentlig del af prøvefelterne er udlagt i den skovbevoksede rand. Den skovbevoksede rand er ikke længere omfattet af 7110 *Aktiv højmose.
- 5) Det er uklart, hvordan Danmarks Miljøundersøgelser vil adskille data for de forskellige naturtyper, som er omfattet af en lokalitet. Alle 40 prøvefelter på Holmegårds Mose er udlagt for 7110 *Aktiv højmose, om end en del af prøvefelterne ligger i noget som burde betragtes som 7120 Nedbrudt højmose. På Skidendam er prøvefelterne ligeledes udlagt for 7110, en væsentlig del af felterne ligger dog i den skovbevoksede rand.
- 6) Der udlægges 40 prøvefelter for både Skidendam og Holmegårds Mose. Der er tale om ret små lokaliteter, 40 prøvefelter giver en unødvendig stor datamængde – særligt når overvågningen finder sted årligt, og der ikke er sat mere tid af til efterbehandling af data.

NOVANA programmet er tilrettelagt således, at data lader sig behandle statistisk. Tilfældig udlægning af prøvefelter kan nok være velegnede på mere homogene naturtyper som overdrev og heder. Overvågning af højmoser bør tage udgangspunkt i højmosens uhomogene struktur. Frem for tilfældig udlægning af prøvefelter vil det være bedre at følge udviklingen af en række tuer og høljer. Disse tuer og høljer kan så vælges tilfældigt. Udviklingen af de samme tuer og høljer bør følges over tid.

13.2.5 Problemer ved sammenvejning af data

Det er fastlagt at tilstandsvurderingen af kortlægningsdata finder sted på baggrund af en numerisk skala fra 0-1, hvor 1 er den ideelle naturtilstand. Hvordan tilstandsvurderingen af den løbende overvågning af naturtyperne vil finde sted, er ikke endeligt fastlagt. Der vil ske en sammenvejning af data i forhold til areal, struktur og funktion og bevaringsstatus for naturtypens karakteristiske arter. Hvilken vægt de enkelte parametre får tildelt, er ikke fastlagt. Tilstandsvurderingen skal føre til en inddeling af alle naturtyper i forhold til 5 tilstandsklasser, hvor kun tilstandsklasse 1 (høj) og 2 (god) er gunstig bevaringsstatus.

Problemer forbundet med sammenvejning af data:

- 1) For at højmosens struktur og funktion kan vurderes, er det nødvendigt, at det er de rigtige parametre, som der måles i forhold til. Af ovenstående fremgår det at dette ikke er tilfældet.
- 2) Det er uklart, hvilke overvågningsparametre gunstig bevaringsstatus vil blive vurderet ud fra, og det er ikke fastlagt, hvordan overvågningsparametrene sammenvejes.
- 3) Det er uklart, hvordan udvikling af højmosens areal vil blive målt, herunder om der sondres mellem udvikling af flade, rand og lagg.

- 4) Det er uklart, hvordan bevaringsstatus for forskellige højmoselokalteter vil blive sammenvejet. De enkelte højmoser er meget forskellige med hensyn til bl.a. hydrologi og bundsubstrat.

13.2.6 Problemer forbundet med vidensopsamling

Der har været en række problemer forbundet med kommunikationen mellem Danmarks Miljøundersøgelser og amterne:

- 1) Danmarks Miljøundersøgelser har ikke forud for overvågningen i 2004 uddannet inventørerne i forhold til de metodikker, som bliver anvendt i NOVANA programmet. Dette har betydet, at særligt i forhold til kortlægningen af habitatområder har amterne på en række områder tolket de tekniske vejledninger forskelligt, hvilket betyder, at dele af den indsamlede data ikke kan sammenlignes.
- 2) Danmarks Miljøundersøgelser arrangerede i efteråret 2004 et seminar, hvor inventørerne gav feedback på NOVANA programmet. Vidensopsamlingen omfattede i udgangspunktet ikke eksternt ansatte inventører. Der er altså givetvis en række erfaringer, som Danmarks Miljøundersøgelser ikke har fået samlet op.
- 3) Der mangler et fælles forum for inventører, fx en hjemmeside, hvor inventørerne kan udveksle erfaringer, fx kunne der være en række FAQ (ofte stillede spørgsmål). Hjemmesiden kunne også omfatte billedeksempler på naturtyper, som er vanskelige at klassificere.

13.2.7 Afsluttende bemærkning

NOVANA programmets naturovervågning er tilrettelagt ud fra en forstilling om at god naturovervågning skal bygge på repræsentativitet og personuafhængighed, og at repræsentativitet og personuafhængighed bedst indfries ved tilfældig udlægning af et meget stort antal prøvefelter. Danmarks Miljøundersøgelser har valgt grundlæggende at anvende de samme vegetationsmæssige overvågningsmetodikker for alle naturtyper. Naturovervågning af højmoser er ikke i tilstrækkelig grad tilrettelagt i forhold til højmosens særlige struktur og funktion. Dette har betydet, at det ikke er de rigtige kriterier som der 'læses på'. Resultatet er, at der bruges uforholdsmæssigt mange ressourcer på at overvåge højmoser, uden at den indsamlede data kan forventes at give et fyldestgørende billede af højmosernes bevaringstilstand.

13.3 Generalisering af specialets konklusioner

Specialets konklusioner bygger på en vurdering af anvendeligheden af NOVANA programmets naturovervågningsmetoder for højmoser. Mange af de anførte problemer er

knyttet specifikt til højmoser. Det er derfor begrænset, i hvilket omfang konklusionerne kan overføres til overvågning af andre naturtyper. For 'tørre' naturtyper, der er mere homogene, og som dækker større arealer, er NOVANA programmets metodik givetvis velegnet. Konklusioner herom må dog bero på konkrete undersøgelser. Det er dog tænkeligt, at NOVANA programmet ikke i tilstrækkelig høj grad er tilrettlagt i forhold til de enkelte naturtypers struktur og funktion.

En naturtype er ikke kun de arter, som vokser i habitatet. Naturtyper er afhængige af en velfungerende struktur og funktion. Principperne for regulering bør derfor bygge på *vilkårsregulering*. Reguleres naturtyper alene i forhold til *naturtyperegulering*, løses de strukturelle problemer ikke, og det er ikke naturtypen som bevares, men noget, som har en række arter til fælles med naturtypen. En sikring af gunstig bevaringsstatus forudsætter derfor at habitat-naturtyperne vilkårsreguleres.

Litteratur og referencer

- Aaby, B., 1987:** "Overvågning af højmoser 1987 - Naturovervågningsrapport", Skov- og Naturstyrelsen.
- Aaby, B., 1988:** "Overvågning af højmoser 1988 - Naturovervågningsrapport", Skov- og Naturstyrelsen.
- Aaby, B., 1990:** "Overvågning af højmoser 1989 - Naturovervågningsrapport", Skov- og Naturstyrelsen.
- Aaby, B., 1994:** "Monitoring Danish raised bogs", i Gruning, A. (red.): *Mires and Man – Mire conservation in densely Populated Country – the Swiss Experience*, Swiss Federal Institut for Forest, Snow and landscape Research: Birmensdorf Switzerland.
- Aaby, B. 2003:** "Habitatdirektivets naturtyper og arter", i Reenberg, A., Christensen, P., Agger, P. og Aaby, B. (red.): *Wilhelm+2 Status-konference 2003 Habitatdirektivet*, Naturrådet: Roskilde.
- Aerts, R., Wallén, B. og Malmer, N., 1992:** "Growth limiting nutrients in *Sphagnum*-dominated bogs subjektet to low and high atmospheric nitrogen supply", *Journal of Ecology* 80:131-140.
- Agger, P., Christensen, P., Reenberg, A. og Aaby, B., 2002:** "Eutrofiering, tålegrænser og målsætninger for kvælstof- og fosforbelastning", i Agger, P., Christensen, P., Reenberg, A. og Aaby, B. (red.): *Det fede Landskab – landbrugets næringsstoffer og naturens tålegrænser*, Vismandsrapport 2002, Naturrådet: Roskilde.
- Andersen, V. og Gamdrup, P., 1994:** "Forskningsmetoder", i H. Andersen (red.): *Videnskabsteori & metodelære*, Samfundslitteratur: Frederiksberg.
- Anker, H.T., 2003:** "Habitatdirektivet og EU's regulering på naturområdet", i Reenberg, A., Christensen, P., Agger, P. og Aaby, B. (red.): *Wilhelm+2 Status-konference 2003 Habitatdirektivet*, Naturrådet: Roskilde.
- Arler, F., 2000:** "Bæredygtighed og naturkvalitet", i Holten-Andersen, J., Pedersen, T.N., Stensen Christensen, H. og Manninen, S. (red.): "Dansk Naturpolitik – i bæredygtighedens perspektiv", *Temarapport*, Nr. 2, 2000.
- Bak, J., 1996:** "Kortlægning af tålegrænser for svovl og kvælstof", Danmarks Miljøundersøgelser, *Faglig rapport fra DMU*, nr. 159.
- Bak, J., 2001:** "Kortlægning og analyseprojekt vedrørende væsentlige ammoniakpunktkilder og sårbar naturtyper i det åbne land", Skov- og Naturstyrelsen, Wilhjelmudvalget.
- Bak, J., Tybirk, K., Gundersen, P., Jensen, J.P., Conley, D. og Hertel, O., 1999:** "Natur- og miljøeffekter af ammoniak", Skov- og Naturstyrelsen.
- Begon, M., Harper, J. L. og Townsend, C.R., 1996:** *Ecology*, Blackwell Science Ltd: Oxford.
- Brooks, S. og Stoneman, R., 1997:** *Conserving Bogs. The management Handbook*, The Stationary Office: Edingburg.
- Bruun, H.H. og Ejrnæs, R., 1998:** *Overdrev – en beskyttet naturtype*, Gads Forlag: København.
- Buch, S., Dueholm, K., Elgaard, S., Flatman, A., Hviid, C., Höhle, J., Jepsen, H.F., Jørgensen, L.T., Laursen, V.W., Madsen, P.S. og Sørensen, J.M., 2004:** "Vejledning om ortofotos", Geoforum, www.geoforum.dk.
- Christensen, N. og Møller, F., 2001:** "Nationale og internationale miljøindikatorsystemer. Metodeovervejelser", Danmarks Miljøundersøgelser, *Faglig rapport fra DMU*, nr. 347.
- Christensen, P., Agger, P., Aaby, B. og Reenberg, A., 2003:** "Habitatdirektivet – en hjørnesten i den fremtidige naturforvaltning?", i Reenberg, A., Christensen, P., Agger, P. og Aaby, B. (red.): *Wilhelm+2 Status-konference 2003 Habitatdirektivet*, Naturrådet: Roskilde.
- COWI, 2003:** "Fredning af Holmegårds Mose. Ikke-teknisk resumé af forundersøgelserne for naturpleje og naturgenopretning", COWI.
- Crawley, M. J., 1997:** *Plant Ecology*, Blackwell Science Ltd.: Oxford.
- de Visser, A. M., 2000:** "Flersidig arealanvendelse – Bæredygtig brug og forvaltning af det åbne land?", i Holten-Andersen, J., Pedersen, N. P., Stensen, H., Manninen, S. (red.): *Dansk Naturpolitik. I bæredygtighedens perspektiv*, *Temarapport* nr. 2, 2000, Naturrådet: Roskilde.

- DMU, 2002:** "Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse – del 1. Høringsudgave", Danmarks Miljøundersøgelser.
- DMU, 2003a:** "Notat. Revisionsgruppens stillingtagen til høringssvar for NOVANA", Overvågningssektionen, 30. april 2003.
- DMU, 2003b:** "Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Del 3. Bilag 1 Naturtyper og arter."
- DMU, 2004a:** "Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse – del 1", *Faglig rapport fra DMU*, nr. 495.
- DMU, 2004b:** "Notat vedrørende tekniske anvisninger for naturtyper og småbiotoper".
- Ejrnæs, R., 2002a:** "Naturopfattelser og naturforvaltning – et nutidigt perspektiv", i Møller, P.G., Ejrnæs, R., Höll, A., Krogh, L. og Madsen, J. (red.): *Foranderlige landskaber*, Syddansk Universitetsforlag: Odense.
- Ejrnæs, R., 2002b:** "Konkurrerende naturopfattelser i naturforvaltningen", i Møller, P.G., Ejrnæs, R., Höll, A., Krogh, L. og Madsen, J. (red.): *Foranderlige landskaber*, Syddansk Universitetsforlag: Odense.
- Europa-Kommissionen, 1991:** "CORINE Biotopes", Europa-Kommissionen.
- Europa-Kommissionen, 1999:** "Interpretation Manual of European Union Habitats Eur 15 / 2", Europa-Kommissionen, www.europa.eu.int.
- Europa-Kommissionen, 2000:** "Forvaltning af Natura 2000-områder. Habitatdirektivets artikel 6. 92/43/EØF", www.europa.eu.int.
- Europa-Kommissionen, 2003:** "Interpretation Manual of European Union Habitats. EUR 25", www.europa.eu.int.
- Flick, U., 1998:** *An Introduction to Qualitative Research*, SAGE Publications: London
- Frederiksborg Amt, 2001:** Notat om Skidendam, upubliceret.
- Frederiksborg Amt, 2004:** Kort over NOVANA-prøvefelter på Skidendam.
- Fredshavn, J., 2004:** "Tekniske anvisninger til kortlægning af terrestriske naturtyper", Danmarks Miljøundersøgelser, Tekniske anvisninger fra Fagdatacenter for Biodiversitet, TA-N3, version 1.01.
- Fredshavn, J., Nielsen, K.E., Ejrnæs, R. og Skov, F., 2004:** "Tekniske anvisninger til overvågning af terrestriske naturtyper", Danmarks Miljøundersøgelser, Tekniske anvisninger fra Fagdatacenter for Biodiversitet, TA-N1, version 1.03.
- Fredslund, H., 2001:** "Formidlingsmetode og erkendelsesproces", i Pedersen, K.B. og Nielsen, L.D. (red.): *Kvalitative metoder – fra metateori til markarbejde*, Roskilde Universitetsforlag: Frederiksberg.
- Hansen, K., 2003:** *Der er et yndigt land. En fattig natur i et rigt samfund. Status over Danmarks natur*, Gads Forlag: København.
- Hansen, K. og Madsen, K. J., 1984:** "Vegetation changes of a Danish mire 1957-1981", *Nordic Journal of Botany* 4:481-490.
- Harritz, P. og Håkansson, B., 2002:** "Forslag om fredning af Holmegårds Mose i Storstrøms Amt. Holmegaard og Suså kommuner", Danmarks Naturfredningsforening, *Journal* 1-17 / 010526.
- Ibsen, S. R., 2001:** "Bevaringsstatus og naturforvaltningsbehov for skov-naturtyper omfattet af Habitatdirektivet", *Arbejdspapir* 1, Naturrådet.
- Jensen, P. N., 2003:** "Habitatdirektivet og amterne", i Reenberg, A., Christensen, P., Agger, P. og Aaby, B. (red.): *Wilhelm+2 Status-konference 2003 Habitatdirektivet*, Naturrådet: Roskilde.
- Johnson, B., 1992:** "Institutional Learning", i Lundvall, B. (red.): *National Systems of Innovation: towards a theory of innovation and interactive learning*, Pinter: London.
- Kammeradvokaten, 2002:** "Notat om implementering af Habitatdirektivet", i Hansen, K., 2003: *Hasardspillet med Danmarks natur*, Dansk Ornitologisk Forening.
- Kent, M. og Coker, P., 1992:** *Vegetation Description and Analysis*, Belhaven Press: London.

- Kirkeby, O.F., 1994:** "Abduktion", i H. Andersen (red.): *Videnskabsteori & metodelære*, Samfundslitteratur: Frederiksberg.
- Kvale, S., 1997:** *Interview*, Hanz Reitzels Forlag: Gylling.
- Libes, S. M., 1992:** "An introduction to marine biogeochemistry", John Wiley & Sons: New York.
- Lindsay, R., 1995:** "Bogs: The Ecology, Classification and Conservation of Ombrotrophic Mires", Scottish Natural Heritage: Battleby.
- Lindsay, R. Riggall, J. og Bur, F., 1985:** "The use of small-scale surface patterns in the classification on British peatlands". *Aquilo Ser. Botanica* 21:69-79.
- Malmer, N., 1985:** "Remarks to the classification of mires and mire vegetation. Skandinavian arguments", *Aquilo. Ser. Botanica* 21:9-17.
- Malmer, N., Svenson, B.M. og Wallén, B., 1994:** "Interactions between *Sphagnum* osses and field layer vascular plants in development of peat-forming systems", *Folia Geobotanica & Phytotaxonomica* 29: 483-496.
- Meuser, M. og Nagel, U., 1991:** "ExpertInneninterviews – vielfach erprobt, wening bedacht", i Garz, D. og Kraimer, K. (red.): *Qualitativ-empirische Sozialforschung*, Westdeutscher Verlag: Opladen.
- Miljøstyrelsen, 2000:** "NOVA-2003 programbeskrivelse for det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003", *Redegørelse fra Miljøstyrelsen* nr. 1, 2000.
- Moen, A., 1985:** "Classification of mires for conservation purposes in Norway", *Aquilo Ser. Botanica* 21:95-100.
- Neuman, W.L., 2003:** *Social Research Methods*, Pearson Education Inc.: USA.
- NN, 1989:** *Vit mossor i norden*, Mossornas Vänner: Göteborg.
- NN, 1995:** "Basis for Mapping of Critical Loads", *TemaNord*, 1995:610.
- Nygaard, B., Mark, S., Baattrup-Pedersen, A., Dahl, K., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Hansen, J., Lawesson, J., Münier, B., Møller, P.F., Risager, M., Rune, F., Skriver, J., og Søndergaard, M., 1999:** "Naturkvalitet - kriterier og metodeudvikling". *Faglig rapport fra DMU*, nr. 285.
- Näsman, U. og Odgaard, B., 2002:** "Kulturlandskabsparadigmet – det plejede landskab som forvaltningsmål", i Møller, P.G., Ejrnæs, R., Höll, A., Krogh, L. og Madsen, J. (red.): *Foranderlige landskaber*, Syddansk Universitetsforlag: Odense.
- Olsen, P.B. og Pedersen, K., 1997:** *Problemorienteret projektarbejde – en værktøjsbog*, Roskilde Universitetsforlag: Frederiksberg.
- Ovesen, C. H. og Søgård, S., 1993:** *Naturplejebogen – en håndbog i pleje af naturområder og kulturlandskaber*, Skov- og Naturstyrelsen, 1993.
- Pagh, P., 2001:** "Responsum om dansk gennemførelse af Habitatdirektivets art. 6", *Arbejdsrapport 2*, Naturrådet.
- Pagh, P., 2003:** "Habitatdirektivet: danske fortolkningsvanskeligheder", i Reenberg, A., Christensen, P., Agger, P. og Aaby, B. (red.): *Wilhelm+2 Status-konference 2003 Habitatdirektivet*, Naturrådet: Roskilde.
- Petersen, P.M. og Vestergaard, P., 1993:** *Basisbog i vegetationsøkologi*, Gads Forlag: København.
- Phil, S., Ejrnæs, R., Søgaard, B. Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. og Laursen, J. S., 2000:** "Naturtyper og arter omfattet af EF-Habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus", *Faglig rapport fra DMU*, nr. 322.
- Revsbech, K., 1999:** *Lærebog i miljøet*, Jurist- og Økonomforbundet: København.
- Risager, M., 1998a:** "Naturkvalitetsvurdering af højmoser", DMU afdeling for landskabsøkologi, upubliceret.
- Risager, M., 1998b:** "Impacts of nitrogen on Sphagnum dominated bogs – with emphasis on critical load assessment", Plant ecology, Botanical Institute, Faculty of Science, university of Copenhagen.
- Risager, M., 2003:** "Vedrørende offentlig høring af forslag til NOVANA det nationale natur- og miljøovervågningsprogram", høringssvar i forbindelse med offentlig høringsrunde af NOVANA programmet.

- Risager, M. og Aaby, B., 1996:** "Højmoser 1995", *Arbejdsrapport fra DMU og Miljø- og Energiministeriet*, Naturovervågning nr. 15.
- Risager, M. og Aaby, B., 1997:** "Højmoser 1996": *Arbejdsrapport fra DMU og Miljø- og Energiministeriet*, Naturovervågning nr. 46.
- Rudfeld, L., 2003:** "Habitatdirektivet og dansk naturforvaltning" i Reenberg et al. (red.): *Wilhelm+2 Statuskonference 2003 Habitatdirektivet*, Naturrådet: Roskilde.
- Sharp, J.A. og Howard, K. 1996:** *The Management of a Student Research Project*, Gover: Aldershot.
- Sjörs, H., 1990:** "Divergent succession in mires, a comparative study", *Aquilo Ser. Botanica* 28: 67-77.
- Skov, F., Buttenschøn, R., og Clemmensen, K.B., 2003:** "Naturplanlægning – et system til tilstandsvurdering af naturområder", *Faglig rapport fra DMU*, nr. 436.
- Skov- og Naturstyrelsen, 1993:** "Vejledning til naturbeskyttelsesloven", Skov- og Naturstyrelsen.
- Skov- og Naturstyrelsen, 2000:** *Danske naturtyper i det europæiske NATURA 2000 netværk*, Skov- og Naturstyrelsen: København.
- Skov- og Naturstyrelsen, 2001:** "Vejledning om administration af internationale naturbeskyttelsesområder", Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Skov- og Naturstyrelsen, 2002:** "Officielle skøn over det nationale areal af habitatdirektivets naturtyper", notat.
- Skov- og Naturstyrelsen, 2003:** "Natura 2000 og § 3 arealer", notat.
- Stoltze, M. , og Risager, M., 1999:** "Fænomenet Højmoser", *Naturens verden*, nr. 11-12.
- Storstrøms Amt, 2004:** Kort over NOVANA-prøvefelter på Holmegårds Mose.
- Streefkerk, J.G. og Casparie, W.A., 1989:** "The hydrology og bog ecosystems. Guidelines for management". Staatsbosbeheer, National Forest Service in the Netherlands, Utrecht and Biologische-Archaeologische Institut, State University, Groningen.
- Svendsen, L.M., van der Bijl, L., Boutrup, S. og Norup, B. (red.), 2005:** "Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse – del 2", *Faglig rapport fra DMU*, nr. 508.
- Søgaard, B. Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E., Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Bregnballe, T., Madsen, J., Baatrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Møller, P.F., Riis-Nielsen, T., Buttenschøn, R.M., Fredshavn, J., Aude, E. og Nygaard, B., 2003:** "Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet", *Faglig rapport fra DMU*, nr. 457.
- Vasander, H., 1982:** "Plant biomass and production in virgin, drained and fertilized sites in a raised bog in southern Finland", *Annales Botanica Fennici* 19: 103-125.
- Vasander, H., 1984:** "Effect of forest amelioration on diversity in an ombotrophic bog", *Annales Botanici Fennici* 21:7-15.
- Vinter, E., 1991:** *Moseplejebogen – retningslinjer for pleje af moser og enge*, Skov- og Naturstyrelsen.
- Wilhelmudvalget, 2001:** "En rig natur i et rigt samfund", Hovedrapport fra Wilhelmudvalget, Miljø- og Energiministeriet: København.
- Økland, R.H., 1990:** "Sommerfeltia supplement 1", Sommerfeltia: Oslo.

Hjemmesider:

www.sns.dk: Skov- og Naturstyrelsens hjemmeside, 21.05.2005.

<http://www2.skovognatur.dk/natura2000/habitat/>

http://www2.skovognatur.dk/natura2000/om_natura2000/

<http://www.skovognatur.dk/natura2000/habitat/udpegningsprocessen>

http://www2.skovognatur.dk/natura2000/om_natura2000/omraadelister/storstroemsamt.htm

http://www2.skovognatur.dk/natura2000/om_natura2000/omraadelister/FrederiksborgAmt.htm

<http://www2.skovognatur.dk/natura2000/kort/habitat/pdf/hab145.pdf>

<http://www2.skovognatur.dk/natura2000/kort/habitat/pdf/hab114.pdf>

http://www2.skovognatur.dk/natura2000/habitat/oplysninger/udpegningsgrundlag/udpegningsliste101_150.htm

www.eunis.eea.eu.int: "EUNIS – European Nature Information System", 15.11.2004.

<http://www.eunis.eea.eu.int>

Samtale og korrespondance:

Aaby, Bent, 2003: Korrespondance 24. juni, mødereferat omkring 91D0.

Aaby, Bent, 2004: Samtale 11. september.

Aaby, Bent 2005: Korrespondance 5. marts.

Aaby, Bent, 2005: Samtale 4. februar.

Buchwald, Erik, 2004: Samtale 1. marts, bilag D.

Ejrnæs, Rasmus, 2004: Samtale 18. marts.

Fredshavn, Jesper, 2005: Korrespondance 10. marts, bilag G.

Hald, Anne Bodil, 2004: Samtale 9. marts.

Nielsen, Knud Erik, 2004: Samtale 17. marts, bilag B.

Olsen, Gitte, 2005: Korrespondance 9. maj, bilag H.

Pedersen, Nina Kjær og Wernberg, Hans, 2004: Samtale 14. december, bilag E.

Risager, Mette, 2004: Samtale 18. marts, bilag A.

Risager, Mette, 2005: Korrespondance 4. maj.

Rudfeld, Lars, 2004: Korrespondance 16. November, ændring af definition af 91D0.

Rudfeld, Lars, 2004: Samtale 5. marts, bilag C.

Stoltze, Thorbjørn og Suidicani, Henrik, 2004: Samtale 2. juni, bilag F.

Voigt, Aksel, 2004: Samtale 19. marts.

Lovgivning mm.:

Bek. nr. 782 af 1998-01-11: "Bekendtgørelse om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder (EF-fuglebeskyttelsesområder, EF-habitatområder og Ramsarområder).", www.retsinfo.dk.

Bek. nr. 477 af 2003-07-06: "Bekendtgørelse om afgrænsning og administration af internationale naturbeskyttelsesområder (EF-fuglebeskyttelsesområder, EF-habitatområder og Ramsarområder).", www.retsinfo.dk.

Bmk. til lovforslag nr. 70, 1991: Bemærkninger til forslag til Lov om naturbeskyttelse, Tillæg A til Folketingstidende, Folketingsåret 1991-92.

Bmk. til lovforslag nr. 15, 2003: Bemærkninger til forslag til Lov om Miljømål m.v., www.retsinfo.dk.

Bmk. til lovforslag nr. 146, 2003: Bemærkninger til forslag til Lov om ændringer af lov om naturbeskyttelse m.v., www.retsinfo.dk.

C 83/97: Kommissionen mod Tyskland. Tyskland dømt for ikke at have gennemført direktiv 92/43 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter.

C 371/98: Kommissionen mod England. *First Corporate Shipping Ltd.* Medlemsstaterne må ikke inddrage økonomiske og sociale hensyn ved udpegning og afgrænsning af forslag til særlige bevaringsområder efter Habitatdirektivets artikel 4, stk. 1.

C 71/99: Kommissionen mod Tyskland. Tyskland dømt for ikke rettidigt at have fremsendt et fuldstændigt forslag over forslag til lokaliteter af fællesskabsværdi og for ikke at have sendt oplysninger om de enkelte lokaliteter.

C 220/99: Kommissionen mod Frankrig. Frankrig dømt for ikke rettidigt at have fremsendt et fuldstændigt forslag over forslag til lokaliteter af fællesskabsværdi og for ikke at have sendt oplysninger om de enkelte lokaliteter.

C 103/00: Kommissionen mod Grækenland. Grækenland dømt for ikke at have iværksat fornødne beskyttelsesforanstaltninger for skildpaddes yngleområde på øen Zakynthos' strande.

C 117/00: Kommissionen mod Irland. *Irlandsdommen*. Irland dømt for at have tilsidesat sine forpligtelser i forhold til at beskytte fuglearten grousen inden for fuglebeskyttelsesområdet Owenduff-Nephin Beg Complex.

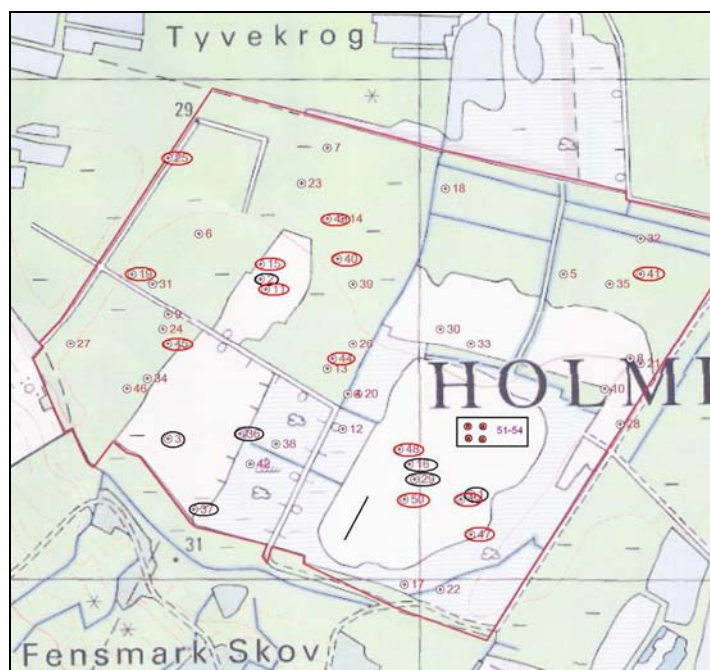
Direktiv 79/409/EØF af 1979-02-04: "Rådets direktiv 79/409/EØF af 2. april 1979 om beskyttelse af vilde fugle", www.europa.eu.int.

Direktiv 92/43/EØF af 1992-21-05: "Rådets direktiv 92/43/EØF af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter", www.europa.eu.int.

Direktiv 2000/60/EF af 2000-23-10: "Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger", www.europa.eu.int.

Lov nr. 1150 af 2003-17-12: "Lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale naturbeskyttelsesområder (miljømålsloven)", www.retsinfo.dk.

Bilag til speciale: Bevaringsstatus for danske højmoser



Speciale ved Institut for Miljø, Teknologi og Samfund

Maj 2005

Oversigt:

Tekstbokse og tabeller til figurer

Bilag 1: Tekstboks til kapitel 6, side i

Bilag 2: Tekstboks til kapitel 6, side i

Bilag 3: Tekstboks til kapitel 6, side ii

Bilag 4: Tekstboks til kapitel 6, side ii

Bilag 5: Tabel til figur 11.3, side iii

Bilag 6: Tabel til figur 11.4a og 11.4b, side iv-viii

Bilag 7: Tabel til figur 11.5, side viii-ix

Bilag 8: Tabel til figur 11.6 og 11.9, side x

Bilag 9: Tabel til figur 11.8 og 11.10, side xi

Bilag 10: Tabel til figur 11.11 og 11.12, side xii

Bilag 11: Tabel til figur 11.15 og 11.16, side xiii

Bilag 12: Tabel med dækningsgradsklasser, side xiv

Bilag 13: Tabel med dækningsgradsklasser, side xv

Bilag 1

- Natura 2000-områder afgrænses. Habitatområder, fuglebeskyttelsesområder og Ramsarområder forvaltes samlet. Bekendtgørelsen er bindende forskrifter for myndigheder i forhold til planlægning og administration af Natura 2000-områder.
- En række aktiviteter, som myndigheder normalt kan give tilladelse til, reguleres indenfor Natura 2000-områder. Der kan ikke gives tilladelse, godkendelse eller dispensation til projekter eller planer, der indebærer forringelse af et habitatområdets naturtyper (Bek. nr. 782 af 1998-01-11, § 4, stk. 3).
- Beskyttelsen omfatter såvel aktiviteter inden for som uden for de beskyttede områder. Beskyttelsen omfatter ikke eksisterende lovlig anvendelse, fx landbrugsmæssig drift, tørvegravning eller jagt. Hvis lovlige aktiviteter er i strid med beskyttelsesforpligtelserne, må myndighederne benytte lovgivningens almindelige regler i form af plejeaftaler, fredning eller lignende, for at sikre områdets bevaringsmålsætning (Skov- og Naturstyrelsen, 2001:7-8).

Habitatbekendtgørelsens naturbeskyttelse.

Bilag 2

§ 3-beskyttelsen

- Den generelle beskyttelse (§ 3, stk. 2) omfatter: søer og vandhuller, vandløb, heder, moser o.l., strandenge, strandsump, ferske enge og overdrev, hvis områderne alene eller i mosaik med andre § 3-beskyttede naturtyper udgør mindst 2.500 m² (for søer gælder en grænse på 100 m²). Desuden er klitter beskyttet i henhold til § 8.
- Der må ikke foretages ændringer af tilstanden af § 3-beskyttede områder. Beskyttelsen omfatter ikke eksisterende aktiviteter, som er lovligt anmeldt eller godkendt eller som ikke kræver tilladelse (Skov- og Naturstyrelsen, 1993). Gødskning og/eller anvendelse af kemiske bekæmpelsesmidler, hidtidig anvendt i den landbrugsmæssige drift, må videreføres, uden at der kræves tilladelse hertil. Gødskning i moser og på heder er dog forbudt. Vedligeholdelse af eksisterende dræn er ikke i strid med beskyttelsen, hvorimod nedlægning af nye eller ændring ved eksisterende dræn kræver dispensation (Bmk. til lovforslag nr. 70, 1991).
- Private lodsejere er ikke forpligtet til at foranstalte plejeaktiviteter, som hindrer tilgroning af et beskyttet område. Et § 3-område kan som følge af succession 'vokse ind i' eller 'vokse ud af' beskyttelsen (Skov- og Naturstyrelsen, 1993).
- Stat, amter og kommuner har plejepligt på § 3-områder. Områderne må ikke varigt skifte karakter. Plejen kan fx foranstalles ved at fjerne selvsåede træer på eng- og hedearealer (Skov- og Naturstyrelsen, 1993; Bmk. til lovforslag nr. 70, 1991).

Fredning

- Fredning er et virkemiddel, som kun bliver anvendt, hvis beskyttelsen i den sædvanlige lovgivning er utilstrækkelig (Revsbech, 1999:221). Fredning kan sigte mod at bevare en tilstand (status-quo fredning) eller mod at ændre tilstanden for at tilvejebringe en ny tilstand, som så skal bevares (Revsbech, 1999:222).
- En fredningskendelse kan medføre et forbud mod aktiviteter inden for det beskyttede område. En fredningskendelse kan medføre et påbud, som forpligter lodsejere, private såvel som offentlige, til at foranstalte plejeaktiviteter, der sikrer en særlige tilstand af området. En fredning kan bruges til at reetablere, restaurere eller skabe ny natur (Bmk. til lovforslag nr. 70, 1991).
- Fredning kan kun finde sted mod fuldstændig erstatning (jf. grundlovens § 73) (Revsbech, 1999:229). Erstatning udbetales til ejere, brugere og andre indehavere af rettigheder over de fredede ejendomme. Kompensationen beregnes på baggrund af de økonomiske tab som fredningen medfører ved tidspunktet for fredningen (Revsbech, 1999:229).

Naturbeskyttelseslovens almindelige bestemmelser til naturbeskyttelse og fredning.

Bilag 3

- § 3-beskyttelsen omfatter alene et forbud mod aktivt at ændre tilstanden gennem aktiviteter, hvorimod der ikke er et tilsvarende krav til at gribe ind overfor aktiviteter eller hændelser, som forringer eller forstyrrer en habitatudpeget lokalitet.
- Den generelle beskyttelse omfatter ikke igangværende lovlige aktiviteter, som fx landbrug. Her kan kun skrides ind med egentlige fredninger og medfølgende ekspropriation.
- Beskyttelsen er begrænset til § 3-områdets arealmæssige udstrækning. Påvirkninger som finder sted uden for det § 3-området er derfor ikke omfattet af beskyttelsen.
- Kun land- og ikke søterritorium er omfattet af beskyttelsen, og visse af de af Habitatdirektivet beskyttede naturtyper er marine.
- Der findes i naturbeskyttelseslovens § 65 hjemmel til at dispensere fra den generelle beskyttelse – en hjemmel som ikke er i overensstemmelse med Habitatdirektivets artikel 6, stk. 2.

Peter Paghs kritik af naturbeskyttelsesloven. Kilde: Pagh (2001:32-33).

Bilag 4

- Bekendtgørelsen omfatter alene nye aktiviteter og stiller ikke krav om at gribe ind over for eksisterende aktiviteter.
- Beskyttelsen er, lige som § 3-beskyttelsen, indskrænket til aktiviteter inden for de udpegede habitatområder.
- Bekendtgørelsens beskyttelse retter sig kun mod aktiviteter, som kræver forudgående tilladelse, således er landbrugsmæssig omlægning og fiskeri ikke omfattet.
- Bekendtgørelsen omfatter muligheder for undtagelser, som ikke er hjemlet i direktivet.
- Bekendtgørelsen giver desuden ministeren en generel dispensationsmulighed fra beskyttelsen, en tilsvarende hjemmel findes ikke i Habitatdirektivet.

Peter Paghs kritik af habitatbekendtgørelsen. Kilde: Pagh (2001:29-32).

Bilag 5 – tabel til figur 11.3 (Akkumuleret antal plantearter fundet i prøvefelterne på Holmegårds Mose og Skidendam i 2004)

Prøve antal	Antal arter fundet i Holmegårds Mose	Antal arter fundet i Skidendam
0-5	5	12
6-10	10	13
11-15	10	14
16-20	11	15
21-25	12	15
26-30	12	15
31-35	12	15
36-40	14	15
41-45	14	15
46-50	15	15
51-55	16	15
56-60	16	15
61-65	16	15
66-70	16	15
71-75	16	16
76-80	16	16
81-85	16	16
86-90	16	16
91-95	16	18
96-100	16	18
100-200	17	19

Bilag 6 – tabel til figur 11.4a og 11.4b (Højde i centimeter fra snor til højmosseoverflade på Holmegårds Mose og Skidendam i 1987 og 2004)

Holmegårds Mose								
Afstand	Højde 2004	Højde 1987	Afstand	Højde 2004	Højde 1987	Afstand	Højde 2004	Højde 1987
0	49	77	33,5	43	65	67	35	78
0,5	51	77	34	52	63	67,5	52	70
1	39	86	34,5	49	62	68	55	69
1,5	39	68	35	47	65	68,5	48	76
2	49	68	35,5	53	69	69	42	69
2,5	39	66	36	56	67	69,5	42	57
3	51	64	36,5	40	71	70	43	59
3,5	50	64	37	29	63	70,5	44	59
4	51	69	37,5	42	62	71	42	64
4,5	46	62	38	43	72	71,5	49	66
5	31	57	38,5	41	70	72	47	59
5,5	27	60	39	40	65	72,5	48	62
6	27	58	39,5	42	73	73	49	59
6,5	26	59	40	43	66	73,5	47	64
7	26	59	40,5	45	67	74	32	70
7,5	25	54	41	46	70	74,5	45	61
8	25	54	41,5	42	68	75	37	64
8,5	29	70	42	54	67	75,5	37	62
9	37	68	42,5	46	69	76	29	58
9,5	40	61	43	36	67	76,5	29	60
10	42	57	43,5	37	73	77	19	59
10,5	63	65	44	40	65	77,5	16	65
11	65	58	44,5	25	68	78	28	69
11,5	58	55	45	20	68	78,5	32	59
12	52	68	45,5	51	68	79	34	76
12,5	55	78	46	28	72	79,5	49	59
13	53	65	46,5	26	73	80	57	76
13,5	28	59	47	42	65	80,5	47	68
14	32	58	47,5	46	63	81	52	75
14,5	37	62	48	33	63	81,5	43	71
15	37	64	48,5	33	72	82	47	72

15,5	41	64	49	51	79	82,5	41	70
16	30	66	49,5	49	85	83	42	67
16,5	40	62	50	58	93	83,5	48	68
17	38	62	50,5	45	87	84	48	66
17,5	35	62	51	40	90	84,5	48	69
18	34	48	51,5	39	75	85	43	69
18,5	38	62	52	41	90	85,5	47	64
19	37	64	52,5	48	85	86	40	63
19,5	40	66	53	42	64	86,5	56	77
20	29	62	53,5	40	69	87	45	71
20,5	39	72	54	38	66	87,5	45	62
21	39	70	54,5	49	64	88	30	54
21,5	20	68	55	49	72	88,5	33	62
22	35	51	55,5	30	70	89	32	54
22,5	33	66	56	31	73	89,5	38	70
23	19	69	56,5	46	60	90	31	73
23,5	13	73	57	46	88	90,5	30	78
24	47	72	57,5	48	70	91	32	68
24,5	44	70	58	33	95	91,5	35	58
25	47	64	58,5	35	79	92	42	54
25,5	44	66	59	40	85	92,5	24	55
26	39	70	59,5	36	72	93	28	65
26,5	36	70	60	35	70	93,5	38	63
27	37	68	60,5	41	70	94	39	62
27,5	38	75	61	55	77	94,5	38	63
28	36	69	61,5	58	80	95	38	63
28,5	35	76	62	52	77	95,5	37	67
29	35	64	62,5	65	68	96	46	62
29,5	40	64	63	51	65	96,5	23	62
30	40	73	63,5	52	56	97	11	63
30,5	33	68	64	40	67	97,5	19	66
31	42	70	64,5	49	66	98	15	68
31,5	33	59	65	56	62	98,5	19	71
32	39	66	65,5	56	68	99	4	76
32,5	25	65	66	57	61	99,5	7	78
33	40	69	66,5	61	76	100	23	60

Skidendam								
Afstand	Højde 2004	Højde 1987	Afstand	Højde 2004	Højde 1987	Afstand	Højde 2004	Højde 1987
0	29	81	33,5	39	72	67	38	75
0,5	31	77	34	30	70	67,5	45	73
1	30	80	34,5	34	72	68	42	76
1,5	31	75	35	41	73	68,5	45	74
2	31	83	35,5	32	73	69	43	75
2,5	28	81	36	48	71	69,5	47	75
3	33	82	36,5	38	79	70	44	82
3,5	31	86	37	49	75	70,5	52	80
4	36	82	37,5	43	72	71	42	80
4,5	31	83	38	39	76	71,5	46	78
5	44	77	38,5	33	76	72	45	75
5,5	35	75	39	36	79	72,5	46	73
6	30	83	39,5	34	82	73	45	74
6,5	33	85	40	32	83	73,5	51	79
7	35	80	40,5	33	80	74	45	77
7,5	35	74	41	33	80	74,5	43	79
8	34	77	41,5	31	73	75	48	76
8,5	33	81	42	31	73	75,5	43	71
9	43	81	42,5	37	75	76	40	77
9,5	43	86	43	40	73	76,5	42	75
10	40	83	43,5	40	77	77	41	79
10,5	33	76	44	31	72	77,5	50	75
11	32	78	44,5	33	72	78	46	80
11,5	41	77	45	31	74	78,5	42	79
12	34	87	45,5	30	74	79	40	71
12,5	34	84	46	30	76	79,5	40	69
13	39	70	46,5	36	75	80	49	85
13,5	39	76	47	36	78	80,5	41	82
14	34	73	47,5	38	75	81	43	78
14,5	39	79	48	37	75	81,5	40	77
15	35	79	48,5	41	77	82	47	75
15,5	38	80	49	38	75	82,5	51	71

16	34	83	49,5	39	77	83	44	75
16,5	36	78	50	33	77	83,5	45	72
17	39	78	50,5	38	73	84	43	80
17,5	45	80	51	37	75	84,5	39	77
18	32	86	51,5	33	76	85	33	80
18,5	31	85	52	39	74	85,5	42	75
19	36	77	52,5	39	75	86	36	75
19,5	37	75	53	40	74	86,5	42	80
20	33	77	53,5	39	74	87	39	80
20,5	42	72	54	43	78	87,5	40	80
21	35	77	54,5	44	75	88	39	75
21,5	35	73	55	48	74	88,5	35	81
22	34	79	55,5	42	73	89	32	75
22,5	31	75	56	35	74	89,5	43	81
23	43	70	56,5	36	70	90	40	73
23,5	38	75	57	46	71	90,5	41	73
24	32	69	57,5	47	70	91	45	84
24,5	39	74	58	39	70	91,5	39	79
25	34	74	58,5	41	74	92	40	84
25,5	44	71	59	42	80	92,5	50	77
26	34	71	59,5	39	77	93	43	77
26,5	40	73	60	43	79	93,5	41	74
27	37	70	60,5	41	83	94	37	77
27,5	38	70	61	41	82	94,5	40	75
28	36	75	61,5	41	79	95	38	77
28,5	39	73	62	40	79	95,5	44	77
29	34	76	62,5	50	73	96	43	74
29,5	32	73	63	47	76	96,5	40	76
30	36	67	63,5	45	80	97	40	80
30,5	33	74	64	45	75	97,5	40	75
31	36	71	64,5	44	70	98	40	75
31,5	35	74	65	45	70	98,5	37	74
32	36	70	65,5	44	74	99	37	79
32,5	34	68	66	42	76	99,5	39	80
33	40	73	66,5	37	73	100	42	80

Bilag 7 – tabel til figur 11.5 (Højde fra snor til højmosseoverflade på Holmegårds Mose samt frekvens af Hedelyng og *Sphagnum cuspidatum*)

Holmegårds Mose											
Afstand	Højde 2004	Hedelyng	<i>S. cuspidatum</i>	Afstand	Højde 2004	Hedelyng	<i>S. cuspidatum</i>	Afstand	Højde 2004	Hedelyng	<i>S. cuspidatum</i>
0	49	0	0	33,5	43	60	0	67	35	0	0
0,5	51	0	0	34	52	60	0	67,5	52	30	0
1	39	0	0	34,5	49	0	50	68	55	30	0
1,5	39	0	0	35	47	30	0	68,5	48	40	0
2	49	0	0	35,5	53	80	0	69	42	50	0
2,5	39	70	0	36	56	50	0	69,5	42	40	0
3	51	100	0	36,5	40	30	0	70	43	0	0
3,5	50	100	40	37	29	60	0	70,5	44	20	0
4	51	30	10	37,5	42	50	0	71	42	30	0
4,5	46	20	0	38	43	40	0	71,5	49	10	0
5	31	20	0	38,5	41	60	0	72	47	0	0
5,5	27	20	0	39	40	60	0	72,5	48	0	0
6	27	60	0	39,5	42	10	0	73	49	20	0
6,5	26	10	0	40	43	0	0	73,5	47	70	0
7	26	70	0	40,5	45	80	0	74	32	40	0
7,5	25	0	0	41	46	90	0	74,5	45	90	0
8	25	50	0	41,5	42	70	0	75	37	90	0
8,5	29	0	0	42	54	0	0	75,5	37	50	0
9	37	100	0	42,5	46	0	80	76	29	40	0
9,5	40	70	0	43	36	0	100	76,5	29	10	0
10	42	20	0	43,5	37	0	100	77	19	0	90
10,5	63	30	0	44	40	0	100	77,5	16	50	10
11	65	50	0	44,5	25	0	100	78	28	20	80
11,5	58	10	0	45	20	20	100	78,5	32	60	30
12	52	0	0	45,5	51	50	80	79	34	60	0
12,5	55	0	0	46	28	40	0	79,5	49	30	0
13	53	40	0	46,5	26	10	20	80	57	10	0
13,5	28	40	0	47	42	70	0	80,5	47	10	0
14	32	10	0	47,5	46	20	0	81	52	60	0
14,5	37	40	0	48	33	0	0	81,5	43	0	0
15	37	90	0	48,5	33	10	0	82	47	0	0

15,5	41	30	0	49	51	20	0	82,5	41	70	0
16	30	0	0	49,5	49	20	0	83	42	60	0
16,5	40	0	0	50	58	60	0	83,5	48	60	0
17	38	0	0	50,5	45	20	0	84	48	10	0
17,5	35	0	0	51	40	50	0	84,5	48	10	0
18	34	80	0	51,5	39	90	0	85	43	80	0
18,5	38	100	0	52	41	60	0	85,5	47	50	0
19	37	90	0	52,5	48	50	0	86	40	20	0
19,5	40	10	0	53	42	70	0	86,5	56	0	0
20	29	0	0	53,5	40	80	0	87	45	0	0
20,5	39	40	0	54	38	30	0	87,5	45	0	0
21	39	40	0	54,5	49	10	0	88	30	0	0
21,5	20	10	0	55	49	0	0	88,5	33	10	0
22	35	0	0	55,5	30	20	0	89	32	60	0
22,5	33	0	0	56	31	30	10	89,5	38	70	0
23	19	0	0	56,5	46	30	20	90	31	70	0
23,5	13	30	0	57	46	50	0	90,5	30	0	0
24	47	20	0	57,5	48	50	0	91	32	10	0
24,5	44	50	0	58	33	60	0	91,5	35	80	0
25	47	60	0	58,5	35	30	0	92	42	50	0
25,5	44	40	0	59	40	30	0	92,5	24	10	0
26	39	100	0	59,5	36	40	40	93	28	60	0
26,5	36	50	0	60	35	0	0	93,5	38	100	0
27	37	70	0	60,5	41	30	0	94	39	70	0
27,5	38	0	0	61	55	10	0	94,5	38	30	0
28	36	0	0	61,5	58	0	0	95	38	60	0
28,5	35	0	0	62	52	80	0	95,5	37	90	0
29	35	40	0	62,5	65	0	0	96	46	0	0
29,5	40	30	0	63	51	0	0	96,5	23	90	0
30	40	0	0	63,5	52	20	0	97	11	70	0
30,5	33	10	0	64	40	20	0	97,5	19	0	0
31	42	50	0	64,5	49	20	0	98	15	0	0
31,5	33	20	0	65	56	50	0	98,5	19	0	0
32	39	0	0	65,5	56	30	0	99	4	0	70
32,5	25	50	0	66	57	30	0	99,5	7	0	90
33	40	0	40	66,5	61	0	0	100	23	0	90

Bilag 8 – tabel til figur 11.6 og 11.9 (Frekvens i procent af plantearter på Holmegårds Mose og Skidendam i 1987, 1995 og 2004)

Holmegårds Mose	1987	1995	2004	Skidendam	1987	1995	2004
Plantearter	Frekvens	Frekvens	Frekvens	Plantearter	Frekvens	Frekvens	Frekvens
Tranebær	81,5	99	85	Tranebær	94	98,5	96,5
Revling	68,5	75,6	78,5	<i>S. fallax</i>	81	97,5	100
Tue-Kæruld	59,5	77,6	77,5	Smalbladet Kæruld	73	100	52
Smalbladet Kæruld	55	84,1	53	<i>S. rubellum</i>	54,5	91	80
Rosmarinlyng	46	88,1	80	Hedelyng	52	61,2	35,5
<i>S. rubelleum</i>	39	42,7	39	<i>S. magellanicum</i>	44,5	77,6	83,5
Klokkelyng	38	89,1	77	Tue-Kæruld	44	89,6	91
<i>Hypnum cypressifor.</i>	34	40,8	53,5	Rundbladet Soldug	43,5	73,1	74
Hedelyng	33,5	80,1	75,5	Revling	41	19,4	7,5
<i>S. magellanicum</i>	21	35,3	24,5	<i>Aulacomnium palus.</i>	26	58,7	49
<i>S. fallax</i>	19,5	23,9	14	<i>Polytrichum strictum</i>	13,5	32,8	33
<i>Aulacomnium palus.</i>	13	12,4	9	<i>Calliergon stramin.</i>	8,5	0	0
<i>S. cuspidatum</i>	12	16,4	12	"små levermoser"	6	5,5	0
Rundbladet Soldug	10,5	14,4	13	<i>Hygum. physodes.</i>	5	3	0
<i>Odonto. sphagni</i>	10,5	0	0	<i>S. cuspidatum</i>	3	8,5	0
Mosebølle	7	0	4	<i>Odonto. sphagni</i>	3	0	7
Dun-Birk	5	4	0	Skov-Fyr	2	2,5	1
<i>S. tenellum</i>	5	2	5,5	Dun-Birk	2	5,5	2
Hvid Næbfrø	3	6	0	<i>S. papillosum</i>	1	5	0
<i>S. capillifolium</i>	0,5	2,5	0	Stilk-Eg	1	1	0
<i>Mylia sp.</i>	0,5	2,5	0	<i>Pleurozium screbieri</i>	1	0	0
Liden Soldug	0	0,5	0	<i>Dicranum bonjeanii</i>	1	0	0
<i>S. subnitens</i>	0	2	1,5	<i>Mylia sp.</i>	0,5	1	0
Mos 2	0	0	11	<i>Calliergon cordifol.</i>	0,5	0	0
<i>S. papillosum</i>	0,5	0	1	<i>Scleropodium purum</i>	0	24,9	45,5
Blåtop	0,5	0	0	<i>S. angustifolium</i>	0	3	0
Smalbladet Mangeløv	0,5	0	0	Alger	0	0	4
				Hvid Næbfrø	0	1	3
				Europæisk Lærk	0	0,5	0
				<i>Dicranella heterom.</i>	0	0,5	0

Bilag 9 – tabel til figur 11.8 og 11.10 (Dækningsgradsklasser for udvalgte *Sphagnum*arter på Holmegårds Mose og Skidendam i 1987, 1995 og 2004)

Holmegårds Mose		Dækningsgradsklasser				Skidendam		Dækningsgradsklasser			
<i>Sphagnum</i> arter		X	I	II	III	<i>Sphagnum</i> arter		X	I	II	III
<i>S. fallax</i>	1987	9	8	16	6	<i>S. fallax</i>	1987	1	27	50	84
	1995	14	9	13	12		1995	28	38	95	35
	2004	4	9	8	7		2004	29	59	53	59
<i>S. cuspidatum</i>	1987	5	10	5	4	<i>S. rubellum</i>	1987	5	53	40	11
	1995	3	9	7	14		1995	44	53	65	21
	2004	4	5	2	13		2004	43	33	69	15
<i>S. rubellum</i>	1987	9	23	26	20	<i>S. magellanicum</i>	1987	7	52	22	8
	1995	20	20	33	13		1995	61	57	34	4
	2004	14	14	29	21		2004	46	38	72	11
<i>S. magellanicum</i>	1987	8	8	12	14						
	1995	11	16	11	33						
	2004	15	6	13	15						

Bilag 10 – tabel til figur 11.11 og 11.12 (Frekvens af pinpoint hits og plantefund i procent på Holmegårds Mose og Skidendam i 2004)

Holmegårds Mose				Skidendam			
Plantearter	Frekvens af pinpoint hits	Antal pinpoint hits	Frekvens plantefund	Plantearter	Frekvens af pinpoint hits	Antal pinpoint hits	Frekvens plantefund
Tue-Kæruld	41,25	825	77,5	<i>Sphagnum fallax</i>	66,6	1332	100
Revling	32,95	659	78,5	Tue-Kæruld	66,5	1330	91
Hedelyng	32,6	652	75,5	Tranebær	42,55	851	96,5
Tranebær	27,85	557	85	<i>S. magellanicum</i>	42,25	845	83,5
<i>Hypnum cypressifor.</i>	24,9	498	53,5	<i>S. rubellum</i>	41,5	830	80
Klokkelyng	19,85	397	77	Smalbladet Kæruld	18,8	376	52
<i>S. rubellum</i>	19	380	39	<i>Aulacomnium palus.</i>	10,4	208	49
Smalbladet Kæruld	16,35	327	53	<i>Scleropodium purum</i>	9,05	181	45,5
<i>S. magellanicum</i>	11,35	227	24,5	Hedelyng	8,55	171	35,5
<i>S. cuspidatum</i>	7,2	144	12	Rundbladet Soldug	8,15	163	74
<i>Sphagnum fallax</i>	6,75	135	14	<i>Polytrichum strictum</i>	7,2	144	33
Rosmarinlyng	6,5	130	80	<i>Odonto. Sphagni</i>	2,6	52	7
Mosebølle	1,7	34	4	Alger	2,3	46	4
<i>S. tenellum</i>	1,25	25	5,5	Revling	1	20	7,5
Rundbladet Soldug	1,2	24	13	Hvid Næbfrø	0,65	13	3
<i>S. subnitens</i>	1	20	1,5	Dun-Birk	0,15	3	2
<i>Aulacomnium palus.</i>	0,85	17	9	Skovfyr	0,15	3	0
				<i>S. tenellum</i>	0,05	1	0

Bilag 11 – tabel til figur 11.15 og 11.16 (Frekvens af plantefund i procent i NOVANA program samt i egne undersøgelser i 2004)

Skidendam				Holmegårds Mose			
Plantearter	NOV. 7110	OS 7110	2004	Plantearter	NOV. 7110	OS 7110	2004
<i>Sphagnum sp.</i>	97,1	100,0	100	Tranebær	40	63,6	85
<i>S. fallax</i>	77,1	92,9	100	Rosemarinlyng	10	36,4	80
Tranebær	77,1	92,9	96,5	Revling	52,5	72,7	78,5
Tue-Kæruld	80,0	92,9	91	Tue-Kæruld	47,5	63,6	77,5
Rundbladet Soldug	54,3	85,7	74	Klokkelyng	50	72,7	77
<i>S. angustifolium</i>	65,7	85,7	0	Hedelyng	50	72,7	75,5
Smalbladet Kæruld	54,3	78,6	52	Smalbladet Kæruld	37,5	36,4	53
Bladmos	62,9	64,3	66	<i>Sphagnum</i>	47,5	45,5	57,5
<i>S. magellanicum</i>	37,1	57,1	83,5	Bladmos	45	45,5	54,5
<i>S. rubellum</i>	28,6	50,0	80	Rundbladet Soldug	5	9,1	13
Hedelyng	25,7	28,6	35,5	<i>Aula. palustra</i>	0	0,0	9
<i>S. palustre</i>	20,0	21,4	0	Mosebølle	7,5	27,3	4
Dun-Birk	14,3	14,3	2	Hvid Næbfrø	7,5	9,1	0
Tagrør	8,6	14,3	0	Dun-Birk	22,5	9,1	0
Hvid Næbfrø	2,9	7,1	3	Bølget bunke	5	0,0	0
Lav	8,6	7,1	0	Pors	17,5	0,0	0
Levermos	2,9	7,1	0	Blåtop	52,5	18,2	0
Revling	0,0	0,0	5	Tagrør	2,5	0,0	0
Kærmysse	14,3	0,0	0	Lav	5	9,1	0
Dusk-Fredløs	8,6	0,0	0				
Engrørhvene	8,6	0,0	0				
Næbstar	5,7	0,0	0				
Gul Iris	5,7	0,0	0				
<i>S. squarrosum</i>	5,7	0,0	0				

Bilag 12 – (Dækningsgradsklasser for Holmegårds Mose i 1987, 1995 og 2004)

Holmegårds Mose	Dækningsgradsklasser 1987					Dækningsgradsklasser 1995					Dækningsgradsklasser 2004				
Plantearter	X	I	II	III	SUM	X	I	II	III	SUM	X	I	II	III	SUM
Dun-Birk	4	5	1	0	10	7	1	0	0	8	0	0	0	0	0
Hedelyng	4	35	26	2	67	18	34	76	33	161	46	43	40	22	151
Revling	28	34	55	20	137	39	55	53	5	152	37	45	54	21	157
Klokkelyng	33	27	15	1	76	21	69	86	3	179	72	49	33	0	154
Tranebær	41	99	23	0	163	11	107	81	0	199	63	68	37	2	170
Rosmarinlyng	60	32	0	0	92	88	85	4	0	177	146	14	0	0	160
Mosebølle	2	7	5	0	14	0	0	0	0	0	1	2	3	2	8
Smalbladet Kæruld	39	63	8	0	110	74	65	30	0	169	64	36	5	1	106
Tue-Kæruld	8	23	58	30	119	81	37	37	1	156	51	51	44	9	155
Blåtop	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hvid Næbfrø	4	2	0	0	6	11	1	0	0	12	0	0	0	0	0
Rundbladet Soldug	20	1	0	0	21	18	11	0	0	29	20	6	0	0	26
Liden Soldug	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Smalbladet Mangeløv	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sphagnum fallax</i>	9	8	16	6	39	14	9	13	12	48	4	9	8	7	28
<i>S. cuspidatum</i>	5	10	5	4	24	3	9	7	14	33	4	5	2	13	24
<i>S. tenellum</i>	3	4	3	10	20	2	2	0	0	4	4	5	2	0	11
<i>S. capillifolium</i>	0	1	0	0	1	1	3	1	0	5	0	0	0	0	0
<i>S. subnitens</i>	0	0	0	0	0	2	0	0	2	4	0	0	2	1	3
<i>S. rubelleum</i>	9	23	26	20	78	20	20	33	13	86	14	14	29	21	78
<i>S. magellanicum</i>	8	8	12	14	42	11	16	11	33	71	15	6	13	15	49
<i>S. papillosum</i>	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2
<i>Aulacomnium palus.</i>	22	3	1	0	26	15	8	2	0	25	18	0	0	0	18
<i>Hypnum cypressifor.</i>	17	29	19	3	68	21	21	18	22	82	23	23	39	22	107
<i>Odonto. Sphagni</i>	9	10	2	0	21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Mylia sp.</i>	1	0	0	0	1	5	0	0	0	5	0	0	0	0	0

Bilag 13 – (Dækningsgradsklasser for Skidendam i 1987, 1995 og 2004)

Skidendam Mose	Dækningsgradsklasser 1987					Dækningsgradsklasser 1995					Dækningsgradsklasser 2004				
Plantearter	X	I	II	III	SUM	X	I	II	III	SUM	X	I	II	III	SUM
Dun-Birk	4	0	0	0	4	8	3	0	0	11	3	1	0	0	4
Skov-Fyr	2	1	1	0	4	5	0	0	0	5	2	0	0	0	2
Europæisk Lærk	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Stilk-Eg	2	0	0	0	2	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0
Hedelyng	24	60	17	3	104	39	47	35	2	123	43	22	6	0	71
Reving	18	54	9	1	82	21	17	1	0	39	12	3	0	0	15
Tranebær	33	148	7	0	188	4	97	97	0	198	82	96	15	0	193
Smalbladet Kæruld	26	109	11	0	146	43	80	78	0	201	79	21	4	0	104
Tue-Kæruld	14	67	8	0	89	73	51	54	2	180	42	70	67	3	182
Hvid Næbfrø	0	0	0	0	0	2	0	0	0	2	5	0	1	0	6
Rundbladet Soldug	59	28	0	0	87	147	0	0	0	147	146	2	0	0	148
<i>Sphagnum fallax</i>	1	27	50	84	162	28	38	95	35	196	29	59	53	59	200
<i>S. angustifolium</i>	0	0	0	0	0	5	1	0	0	6	0	0	0	0	0
<i>S. cuspidatum</i>	0	1	5	0	6	6	8	3	0	17	0	0	0	0	0
<i>S. rubellum</i>	5	53	40	11	109	44	53	65	21	183	43	33	69	15	160
<i>S. magellanicum</i>	7	52	22	8	89	61	57	34	4	156	46	38	72	11	167
<i>S. papillosum</i>	0	2	0	0	2	8	2		0	10	0	0	0	0	0
<i>Aulacomnium palus.</i>	18	21	10	3	52	84	22	11	1	118	63	26	9	0	98
<i>Pleurozium schreberi</i>	2	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Schleropodium purum</i>	0	0	0	0	0	48	2		0	50	71	18	2	0	91
<i>Polytricum strictum</i>	7	20	0	0	27	27	36	3	0	66	36	23	7	0	66
<i>Odonto. Sphagni</i>	1	4	1	0	6	0	0	0	0	0	16	3	2	0	21
<i>Bladmos sp.</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9	2	0	0	11
<i>Alger</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6	3	4	2	15