



Miljø- og Energiministeriet
Danmarks miljøundersøgelser

Det lysåbne landskab

Faglig rapport fra DMU, nr. 372
2001

Lis Ellemann
Rasmus Ejrnæs
Jens Reddersen
Jesper Fredshavn

Afdeling for Landskabsøkologi
Danmarks Miljøundersøgelser

Datablad

Titel:	Det lysåbne landskab
Forfattere: Afdeling:	Lis Ellemann, Rasmus Ejrnæs, Jens Reddersen & Jesper Fredshavn Afdeling for Landskabsøkologi
Serietitel og nummer:	Faglig rapport fra DMU nr. 372
Udgiver:	Miljø- og Energiministeriet Danmarks Miljøundersøgelser©
URL:	http://www.dmu.dk
Udgivelsestidspunkt:	September 2001
Teknisk redaktion: Faglig kommentering:	Kirsten Zaluski Jesper Fredshavn
Finansiering:	Rapporten er støttet af Handlingsplansekretariatet, Skov- og Naturstyrelsen.
Figurer & tegninger:	Størstedelen af figurerne i denne rapport er med kildeangivelse gengivet efter eller baseret på figurer i tidligere udgivelser om emnet
Bedes citeret:	Ellemann, L., Ejrnæs, R., Reddersen, J. & Fredshavn, J. 2001: Det lysåbne landkab. Danmarks Miljøundersøgelser. 112 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 372. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
Frie emneord:	Biologisk mangfoldighed, overdrev, eng, mose, klit, hede, flora, fauna, status, udvikling, landbrug, Wilhjelms
Redaktionen afsluttet:	28. august 2001
ISBN:	87-7772-637-5
ISSN:	0905-815X
ISSN (elektronisk):	1600-0048
Sideantal:	112
Oplag:	400
Pris:	kr. 120,- (inkl. 25% moms, ekskl. forsendelse)
Internet:	Rapporten findes også som PDF-fil på DMUs hjemmeside

Købes i boghandelen eller hos: Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
DK-8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15
e-mail: tpe@dmu.dk

Miljøbutikken
Information og Bøger
Læderstræde 1
DK-1201 København K
Tlf.: 33 95 40 00
Fax: 33 92 76 90
butik@mem.dk
www.mem.dk/butik



Tryksagen er mærket med det nordiske miljømærke Svanen. Licensnr. 541 006. Det garanterer officielle miljøkrav ud fra tryksagens livscyklus. Trykt med planteolie-farver på miljøgodkendt papir. Tryksagen kan genbruges.
Phønix-Trykkeriet A/S, Århus. ISO 14001 miljøcertificeret og EMAS-godkendt.

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

English Summary 7

Indledning 9

Historie 9

Beskyttelse 10

Biologisk betydning 11

Metode 13

Udredningens opbygning 14

Strandeng 15

Areal 15

Typer 15

Beskyttelse 17

Økologi 17

Trusler 18

Arter og artsgruppers udvikling 23

Naturpleje 33

Nøgletendenser for strandenge 34

Overdrev 35

Areal 35

Typer 35

Beskyttelse 35

Økologi 36

Trusler 36

Arter og artsgruppers udvikling 42

Nøgletendenser for overdrev 48

Enge og moser 49

Areal 49

Typer 49

Beskyttelse 51

Økologi 52

Trusler 53

Arter og artsgruppers udvikling 57
Udvikling i naturkvalitet i moser i Fyns Amt 62
Udvikling i sårbare ekstremrigkær 64
Nøgletendenser for moser og ferske enge 65

Heder 67

Areal 67
Typer 67
Beskyttelse af heder 68
Hedernes økologi 69
Trusler mod heden 69
Arter og artsgruppers udvikling 72
Naturpleje 76
Nøgletendenser for heder 77

Klitter 80

Areal 80
Typer 81
Beskyttelse af klitter 81
Klitternes økologi 82
Trusler 83
Arter og artsgruppers udvikling 85
Nøgletendenser for klitter 87

Udvikling, årsager og handlemuligheder 88

Gælden fra fortiden 89
Den lysåbne natur gror til 91
Fremgang for de få – på bekostning af de mange 92
Natur behøver plads 94
Globale forandringer 97
Udviklingstendenser for plante- og dyrearter 97
Mangel på viden 100
De fremtidige muligheder 101

Litteraturliste 103

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

Forord

Blomstrende enge klædt i gult og lilla, hedens duftende lyngtæppe, overdrevenes farvestrålende sommerfugle og strandengenes mangfoldige fugleliv. Det er de lysåbne naturtyper, og de er en vigtig del af vores naturarv. Her finder vi en mangfoldighed af dyr og planter helt ulig den biologiske ensformighed, der kendetegner det bebyggede og dyrkede landskab. Alle disse mange arter har levet i sameksistens med mennesker gennem tusinder af år. Nu trues deres fortsatte eksistens af de landskabsforandringer, som begyndte med landboreformerne for godt 200 år siden. Siden da har mennesker ekspanderet på alle tænkelige måder. Befolkningen er femdoblet i takt med en voldsom vækst i landbrugsproduktionen på bekostning af ekstensivt udnyttede arealer som heder, enge og overdrev. Efterhånden som naturområderne er blevet overflødige som græsgange for landbruget, er de lysåbne naturtyper i stort omfang blevet bebygget med sommerhuse eller plantet til med skov. Selvom de lysåbne naturtyper i dag nyder lovmæssig beskyttelse, går de stadig en usikker fremtid i møde. Kvælstofdeposition, vandstandssænkninger, kystsikring, ophørt drift og klimaændringer fører alle til, at levevilkårene forandres for dyr og planter. I denne udvikling er det dog ikke alene sådan, at det over een kam er gået tilbage for al flora og fauna. Nogle (ret få) arter har kunnet omstille sig til den 'moderne' verden, har nydt godt af udviklingen og er herigennem blevet uhyre udbredte og almindelige. Hovedparten af arterne har imidlertid fået det svært, er gået stærkt tilbage, er i fare for at uddø eller er endog uddøde. Denne udredning tager temperaturen på de lysåbne naturtyper. Vi ser på, hvordan det er gået med disse forskellige naturtyper og deres karakteristiske dyre- og plantearter gennem de sidste 20 år. Vi vurderer årsagerne og ser på fremtidsudsigterne.

Det er en stor mundfuld at tegne sådan et generelt billede, og det havde da heller ikke været muligt uden hjælp fra eksperter i det ganske land, forskere såvel som forvaltere med deres daglige gang i naturen. En særlig tak skal rettes til Hans Jørgen Degn, Knud Flensted, Anna Bodil Hald, Kirsten Zaluski, Per Hartvig, Jesper Madsen, Bettina Nygaard, Peter Odderskær, Stefan Pihl, Lars Maltha Rasmussen, Tine Nielsen Skaftø, Flemming Skov, Knud Tybirk, Erik Vinther og Peter Wind. Tak til alle, der har bidraget med figurer.

Ud over udredningens forfattere har Peter Lange (DMU) bidraget til udredningen med bokse om fuglelivet i Tøndermarsken og Tipperne, Erik Mandrup Jacobsen og Bo Svenning Petersen (Ornis Consult a/s) har bidraget med afsnittet om samleindeks for fugle knyttet til lysåbne naturtyper, og Erik Vinther (Fyns Amt) har bidraget med afsnit om rødlistede arter på fynske strandenge og moser.

Sammenfatning

Den samlede dokumentation for udviklingen i Danmarks lysåbne naturtyper og deres arter er sporadisk. Alligevel tegner de eksisterende undersøgelser et tydeligt billede af en natur, som er sårbar og under stærkt pres. I det følgende beskrives de tendenser, som især præger udviklingen i de lysåbne naturtyper. Flere af disse udviklingstendenser forstærker hinanden.

1. Gælden fra fortiden

Alle de lysåbne naturtyper er gennem de sidste 200 år blevet reduceret til en brøkdel af deres tidligere udbredelse. Mange arter i den danske flora og fauna er knyttede til de lysåbne naturtyper, og en stor del af disse arter er i dag rødlistede. Selv med en stabilisering i antallet af levesteder forventes en yderligere tilbagegang for en række rødlistede arter, idet der kan være en betydelig tidsforskydning mellem ødelæggelsen af levesteder og resulterende uddøen af bestandene. Mange arter kan nemlig ofte klare længere perioder på ikke-bæredygtige levesteder, hvor den endelige lokale uddøen først følger senere – typisk ved sammenfald af omstændigheder i naturlige og menneskeskabte fluktuationer. På trods af forbedret beskyttelse af den tilbageværende natur er tilbagegangen fortsat i de seneste 20 år. Og vi må forvente en yderligere tilbagegang for den biologiske mangfoldighed i Danmark, før udviklingen vender.

2. Fremgang for de få – på bekostning af de mange

De lysåbne naturtyper er i dag nogenlunde sikret rent arealmæssigt (kvantitativt). Kernen i nutidens problemer og beskyttelse er imidlertid kvaliteten af de tilbageværende levesteder. Således er kvaliteten af mange lysåbne naturtyper i dag truede af næringsstofberigelse. Eutrofiering fremmer de få arter tilpasset næringsrige levesteder på bekostning af de mange nøjsomme planter og specialiserede dyr, som er tilpasset næringsfattige lysåbne levesteder. Næringsstofferne binder sig til jordbunden og eutrofieringen er derfor mange steder i praksis irreversibel, medmindre der foretages drastiske skridt.

3. Den lysåbne natur gror til

De lysåbne naturtyper er truede af tilgroning. Tilgroning er forårsaget af flere ting, især ophør af græsning og høslæt, eutrofiering og vandstandssænkning. Desuden er reduktion af den naturlige dynamik medvirkende til tilgroningen. Eutrofiering, dræning og ophørt dynamik fører til, at levesteder, som før forandredes meget langsomt ved driftsophør, i dag ændres dramatisk i løbet af en kort årrække.

4. Natur behøver plads – i både rum og tid

Planter og dyr på små levesteder er særlig udsatte for at forsvinde. Små arealer er desuden udsat for en øget påvirkning fra omgivelserne. I små isolerede naturområder er det endvidere vanskeligt at praktisere en naturforvaltning, som tilgodeser naturlige dynamiske processer, som fx erosion, sandvandring og vandstandsfluktuation og arternes

behov for kontinuitet. Selv i større naturområder er en dynamisk naturforvaltning vanskelig. Der findes således ikke mange større naturområder i Danmark, hvor naturen ikke er påvirket direkte eller indirekte af kliddæmpning, kystsikring, vandløbsregulering, dræning eller inddæmning.

5. Globale forandringer

Vores atmosfære og klima er under forandring med temperaturstigning og vandstandshævning i havet til følge. Konsekvenserne for naturen kendes ikke, men kystnære naturtyper som klitter og strandenge er naturligvis særligt udsatte. Hurtige klimaforandringer vil især gå ud over arter med lav spredningsevne tilknyttet de mest fragmenterede naturtyper, som derfor ikke kan nå at 'vandre' til nye levesteder.

6. Mangel på viden

Selvom udviklingstendenserne for de terrestriske naturtyper er veldokumenterede, medfører mangel på terrestrisk forskning og overvågning, at vi ikke kan kvantificere den dokumenterede tilbagegang, og at vi ikke kan forudsige, hvor stor en indsats der skal til for at vende udviklingen

English Summary

The entire documentation of the development of Denmark's open natural and semi-natural habitats and their species is sporadic. Nevertheless, the studies available clearly depict a vulnerable nature under heavy stress. The trends particularly affecting the development of these habitat types will be described in the following sections. Some of these development trends are mutually enforced.

1. The debt from the past

During the last 200 years all open natural and semi-natural habitats have been reduced to a fraction of their previous range. Many Danish flora and fauna species are associated with the open natural habitat types and a great part of these species are nowadays red-listed. Even if the number of habitats is stabilised, a further reduction of a wide range of red-listed species is to be expected, as there may be a considerable time delay between the damage of habitats and the consequential extinction of populations. Many species can survive for quite some time in non-sustainable habitats where the final local extinction will only occur at a later stage – typically caused by coinciding instances of natural and man-made fluctuations. Despite the enhanced protection of the remaining nature, the decline has continued for the last 20 years and a further decline in Denmark's biological diversity must be expected before this development is reversed.

2. Progress of the few – at the cost of the many

At present, the open natural and semi-natural habitats are reasonably safeguarded at area level (quantitatively). The core of the present pro-

blems and preservation is the quality of the remaining habitats. Thus, the quality is today threatened by eutrophication. Eutrophication favours the few species adapted to nutrient-rich habitats at the cost of the many hardy plants and specialist animals that are adapted to oligotrophic open habitats. The nutrients are retained by the soil and hence the eutrophication is at many locations practically irreversible unless drastic action is taken.

3. The open nature becomes overgrown

The open natural and semi-natural habitats are threatened by scrub encroachment caused for instance by cessation of grazing and mowing, eutrophication, and lowering of the water table. Reduction of the natural dynamics is also contributing to scrub encroachment. The effects of eutrophication, drainage and ceased dynamics are that habitats, which used to change very slowly after discontinuation of extensive farming practices, are today changing dramatically within only a few years.

4. Nature needs space - and time

Plants and animals living in small habitats are particularly liable to disappear. Small areas are also exposed to an increased impact from the surroundings. In small isolated nature areas it is also difficult to implement nature management methods providing for natural dynamic processes such as erosion, littoral sand drift, water level fluctuations, and the species' need for continuity. Even in large nature areas dynamic nature management proves difficult and in Denmark there are only few large nature areas where nature is not directly or indirectly affected by dune stabilisation, coastal protection, watercourse regulation, drainage or damming.

5. Global changes

Our atmosphere and climate are undergoing changes resulting in rise of temperature and increased water levels in the seas. The impact on nature is unknown but near-shore natural habitat types such as dunes and salt meadows are, of course, especially endangered. Rapid climatic changes will in particular affect those species that have a low dispersal rate and are associated with the most fragmented natural habitat types, thus being unable 'travel' to new habitats.

6. Lack of knowledge

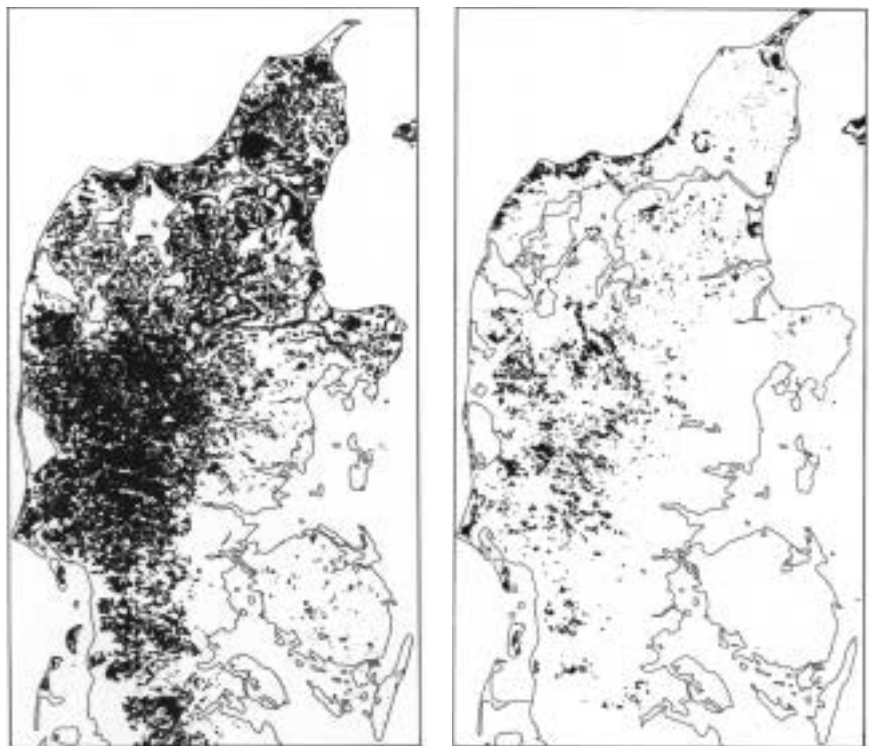
Although the development trends in the terrestrial natural habitat types are well documented, the conclusion is that due to lack of terrestrial research and monitoring we cannot quantify the observed decline and are unable to predict the magnitude of the efforts needed to reverse the development.

Indledning

Denne redegørelse har til hensigt at belyse tilstand og udvikling for de lysåbne naturtyper og deres arter med fokus på de sidste 20 år. De sidste 20 år er valgt, fordi der i denne periode har været stigende fokus på forvaltningen af de biologiske ressourcer, og i perioden 1978 til 1992 er de lysåbne naturtyper alle blevet omfattet af en generel beskyttelse. Det spørgsmål, vi forsøger at besvare her, er således om den hidtidige indsats har været tilstrækkelig til at sikre mod et fortsat tab af biologisk mangfoldighed.

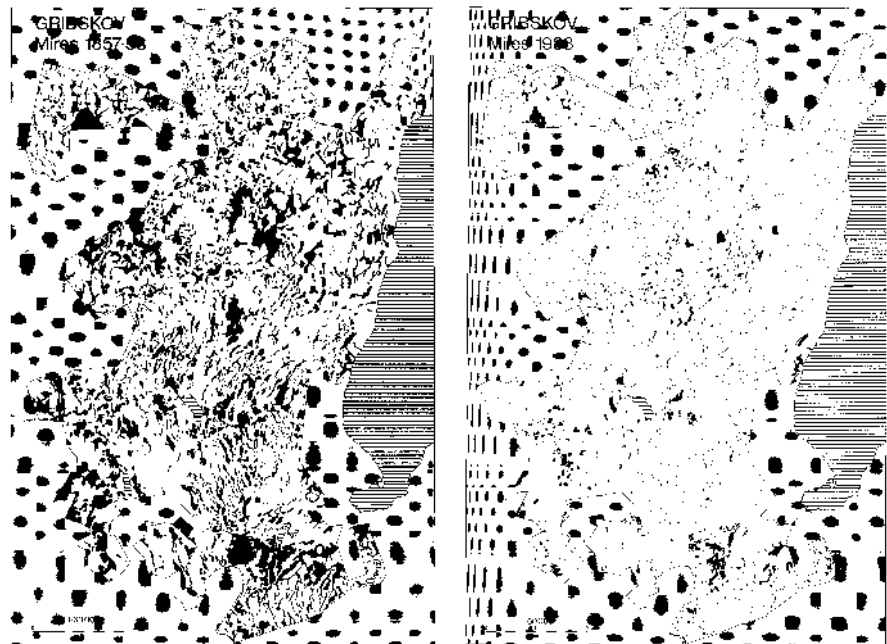
Historie

Danmark er oprindeligt et skovland. I takt med fortidens rydning af skoven og omdannelse til landbrugsland kom de lysåbne naturtyper, klitter, heder, moser, ferske enge, strandenge og overdrev til at udgøre et stadigt større areal. For blot 200 år siden var det danske landskab helt anderledes end i dag – med vidtstrakte heder, store fugtige områder og overdrev, der tilsammen dækkede op imod 75% af landet (Christensen 2000 og Fig. 1 og Fig. 2A). Den efterfølgende udvikling i det åbne land med dræning, gødskning, omlægning, inddragelse ved opdyrkning, tilplantning og bebyggelse har medført en stærk reduktion af dette areal, og nu dækker de terrestriske lysåbne naturtyper under 9% af landets areal (Skov- og Naturstyrelsen 1996). I samme periode er den landbrugsmæssige betydning af de næringsfattige græsningsarealer kraftigt reduceret. Dyrene holdes i dag primært på stald, og hvis de går ude, foregår græsningen især på gødskede og dermed næringsrige græsmarker i omdriften. Sådanne arealer er produktive, men til gengæld uden værdi som levested for de mange karakteristiske arter hjemmehørende på vore lysåbne naturtyper.



Figur 1: Kort over hedens udstrækning i Jylland og på Fyn omkring år 1800 sammenlignet med situationen i 1951. Situationen omkring 1800 er gengivet efter Videnskaberne Selskabs kortværk 1762. (Gengivet efter Hansen 1980).

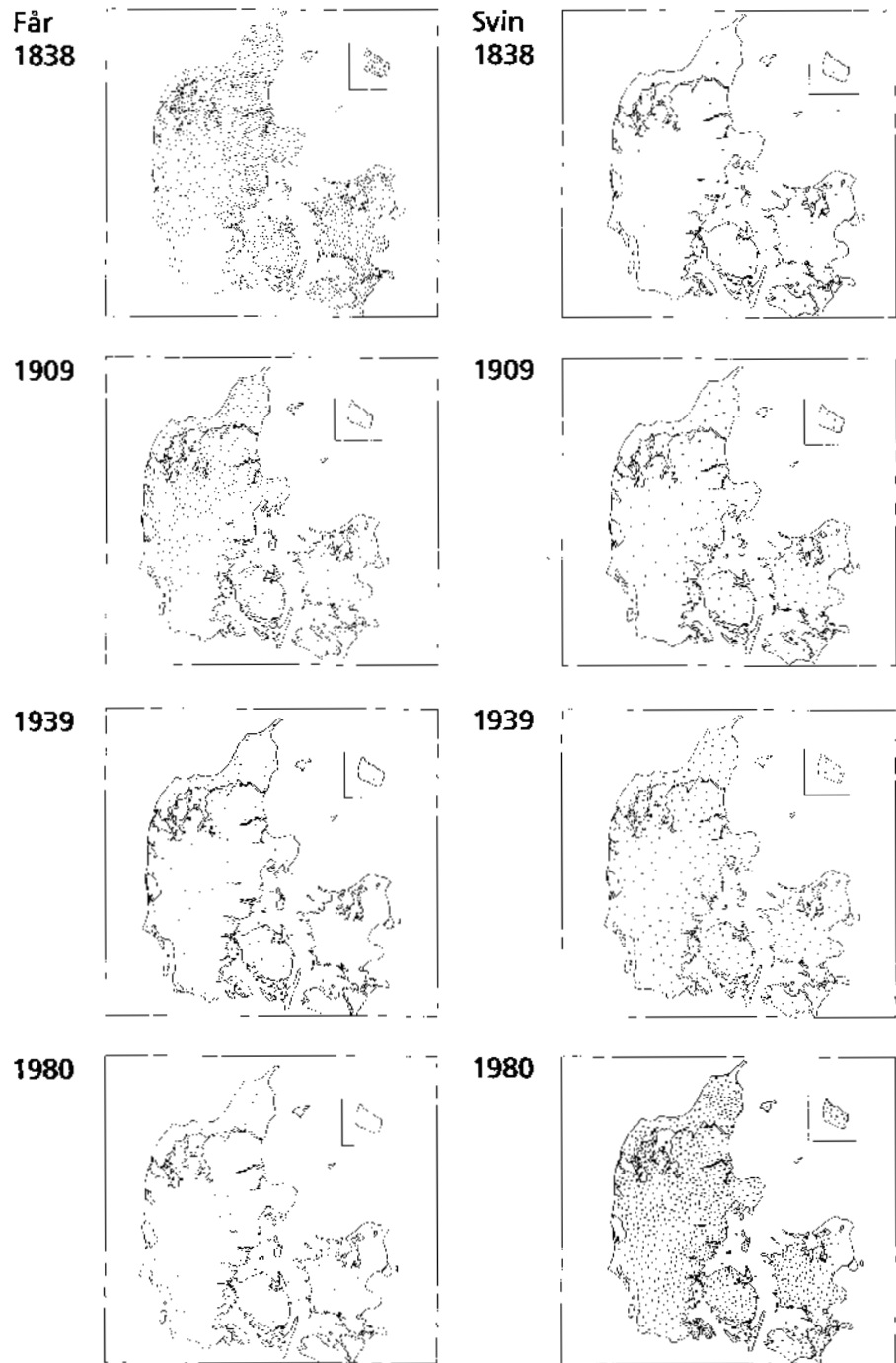
Der er sket en polarisering i udnyttelsen af de lysåbne naturtyper, så de enten udnyttes mere intensivt med fx gødskning, sprøjtning, omsåning og hyppige slæt eller slet ikke udnyttes, hvor de i stedet ofte bliver overladt til tilgroning.



Figur 2A: Udbredelse af moser i Gribskov, Nordsjælland. I 1857-58 var det totale antal af moser 1632, som dækkede 21% af skovarealet. I 1988 var der 1751 moser, som imidlertid kun dækkede 3,4% af skovarealet. (Gengivet efter Rune 1997).

Beskyttelse

I dag er de lysåbne naturtyper omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3 om beskyttede naturtyper eller for klitternes vedkommende §8 om klitfredning. Loven yder en god beskyttelse mod en række u hensigtsmæssige ændringer i arealanvendelsen (især kvantitative forandringer), men yder kun ringe beskyttelse mod fx ophør af græsning, fortsat gødskning, og påvirkninger fra omgivelserne såsom vandindvinding, kvælstofdeposition og afdrift af sprøjtemidler og gødningsstoffer fra tilgrænsende markarealer (kvalitative forandringer). Sådanne påvirkninger kan – uden at naturområderne formelt forsvinder – ødelægge naturområdernes værdi som levested for de karakteristiske vilde dyr og planter.

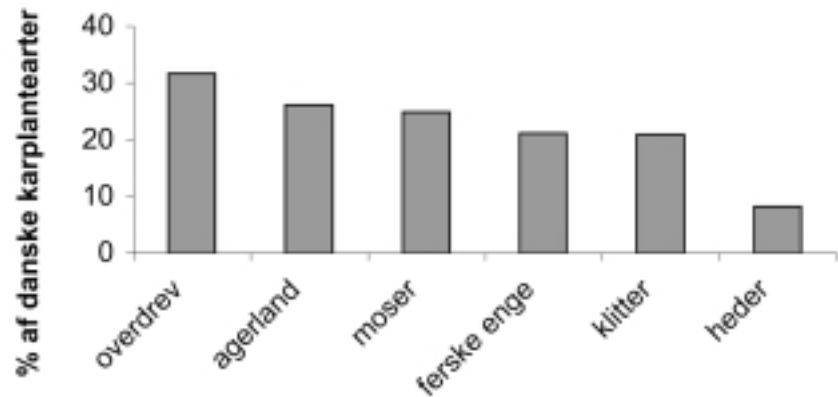


Figur 2B: Udviklingen i mængde og udbredelse af får og svin i Danmark 1838-1980. Hver prik svarer til 1.000 får, henholdsvis 10.000 svin. Udviklingen i fåre- og svinehold gennem de sidste 160 år afspejler omlægningen af husdyrproduktionen fra ekstensiv kødproduktion baseret på afgræsning af blandt andet lysåbne naturtyper til intensiv kødproduktion baseret på dyrkning/import af foderafgrøder. Fårene forsvandt sideløbende med at overdrev og heder blev taget under plov; først på de bedre jorde i Østdanmark, siden også de vestjyske heder (baseret på Kamp 1984).

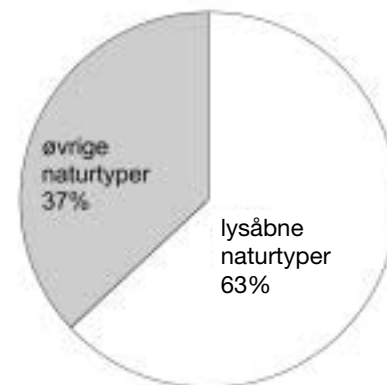
Biologisk betydning

De lysåbne naturtyper er levested for mange plante- og dyrearter (Fig. 3). Specielt huser de lysåbne naturtyper mange af de arter som er blevet så sjældne, at de er opført på den såkaldte Røddliste – en liste over arter, som er forsvundne, akut truede, sårbare eller sjældne (Stoltze og Pihl 1998 a,b). Hele 63% af de rødlistede planter er hjemmehørende i lysåbne naturtyper (Fig. 4), og mere end hver ottende danske karplan-

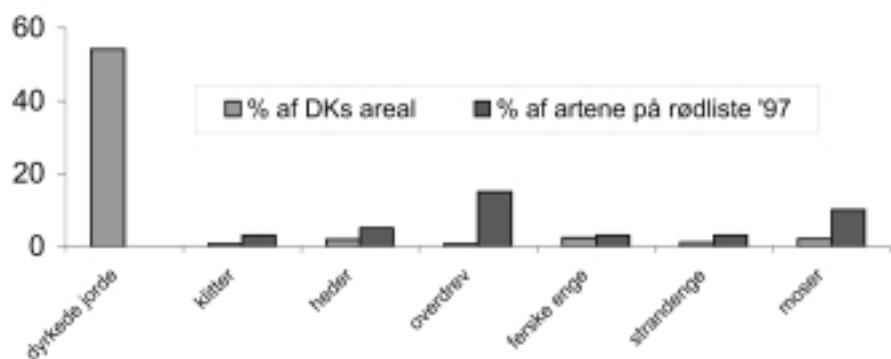
teart er rødlistet og knyttet til en lysåben naturtype. Overdrevene er særligt rige på arter og rødlistede arter. Selvom overdrev blot udgør 0,6% af Danmarks areal, er de hjemsted for >15% af alle de rødlistede plantearter (485 arter). I den modsatte ende af spektret findes de dyrkede marker, der med hele 54% af landets areal huser mindre end 0,5% af de rødlistede plantearter (15 arter; Fig. 5). Der er således mange gode grunde til at udvise en ganske særlig opmærksomhed i naturforvaltningen over for de tilbageværende arealer med lysåbne naturtyper.



Figur 3: Levestederne for danske karplanter tilknyttet lysåbne naturtyper (baseret på Stoltze & Pihl 1998b).



Figur 4: Levestederne for rødlistede karplanter (baseret på Stoltze & Pihl 1998b).



Figur 5: De lysåbne naturtyper og deres andel af Danmarks areal sammenholdt med andelen af de rødlistede plantearter (baseret på Groth et al. 1998 og Stoltze & Pihl 1998b).

Metode

Denne udredning er baseret på en gennemgang af den tilgængelige danske litteratur om emnet. I forbindelse med udredningen er der foretaget litteratursøgning på databaser over international og dansk litteratur. Kontakter til eksperter inden for de forskellige naturtyper og arter har også fungeret som en værdifuld kilde til litteratur. Desuden har Skov- og Naturstyrelsen stået for tilvejebringelse af litteratur, herunder rapporter fra amternes kortlægning og overvågning af naturen. Blandt den anvendte litteratur kan nævnes overvågningsrapporter for naturtyper, plante- og dyrearter, amternes registrering af §3-områder, atlasundersøgelser af fugle, sommerfugle og planter. Der er også anvendt international litteratur om generelle tendenser og økologisk teori, som kan illustrere, forklare eller perspektivere forskellige udviklingstendenser. Under søgning og udvælgelse af litteratur er der blevet lagt særlig vægt på at belyse de vigtigste udviklingstendenser såvel som at afdække årsagerne til den beskrevne udvikling. I udredningen er der desuden lagt vægt på at beskrive, hvordan de forskellige faktorer indbyrdes påvirker hinanden og dermed hæmmer eller fremmer bestemte udviklingstendenser.

Begrebet 'naturkvalitet' kan anvendes i mange forskellige sammenhænge (jf. fx Nygaard et al. 1999 og Reddersen et al. 2000). I denne redegørelse anvendes begrebet i en ret snæver biologisk betydning til at beskrive, i hvor høj grad et område er velegnet som levested for de arter, der er karakteristiske for de pågældende lysåbne naturtyper. Hermed bliver det muligt at vurdere udviklingen – ikke alene i kvantitativt – men også i naturtypernes kvalitet, hvilket er særlig relevant, når tidsperspektivet er de sidste 20 år. Mens fjernelsen af lysåbne naturtyper nemlig i store træk er ophørt via den juridiske beskyttelse, så er levestedernes kvalitet ikke dermed langt fra sikret.

Selvom der eksisterer megen viden om Danmarks natur har det været vanskeligt at finde kvantitative undersøgelser af udviklingen for arter og naturtyper. Specielt er det slående, at der findes så få lange tidsrækker, som beskriver de enkelte naturtyper og arters udvikling. Vi har derfor ofte været henvist til spredte eksempler på status og udvikling for forskellige naturtyper og arter. Vi har prioriteret eksempler, som blev fundet repræsentative for vigtige udviklingstendenser. Der er i udredningen lagt særlig vægt på arter af karplanter, padder, fugle og dagsommerfugle, som hører til blandt de bedst undersøgte grupper. Vi har dog ikke eksplicit diskuteret, hvorvidt eksemplerne er repræsentative i forhold til den samlede flora og fauna af svampe, planter og dyr, men specielt karplanterne må vel siges at være fundamentale for de lysåbne naturtyper biologiske mangfoldighed.

De rødlistede arter fylder meget i udredningen, og det skyldes at disse arters udvikling er bedst undersøgt. I beskrivelsen af de rødlistede arters udvikling har vi lagt vægt på at illustrere tendenser, som også de mere almindeligt forekommende arter er underlagt. Desuden er de rødlistede arter i modsætning til de mere almindelige arter i fare for at forsvinde, hvilket retfærdiggør, at de gives en særlig opmærksomhed. Der findes mange tusinde forskellige arter med tilknytning til de lysåbne naturtyper i Danmark. Hver art har sine unikke karakteristika, som gør at den kan adskilles morfologisk og funktionelt fra andre

arter. I denne udredning har vi imidlertid valgt at fokusere på det generelle frem for det specielle, og grupperet arterne, således at de omtalte arter kan betragtes som repræsentanter for en større gruppe af arter, som må formodes at være påvirket på tilsvarende vis.

Udredningens opbygning

Udredningen er bygget op i fem afsnit, som omhandler naturtyperne strandeng, overdrev, eng/mose, hede og klit. For hver naturtype beskrives areal, flora og fauna, økologi og beskyttelse. Dernæst beskrives de vigtigste udviklingstendenser for såvel naturtypen, som dens karakteristiske arter. I et tværgående kapitel afslutter vi med at trække hovedtendenserne op, belyse de vigtigste årsager og vurdere mulighederne for at påvirke den beskrevne udvikling. Forrest i udredningen findes en sammenfatning, som opsummerer udredningens hovedkonklusioner.

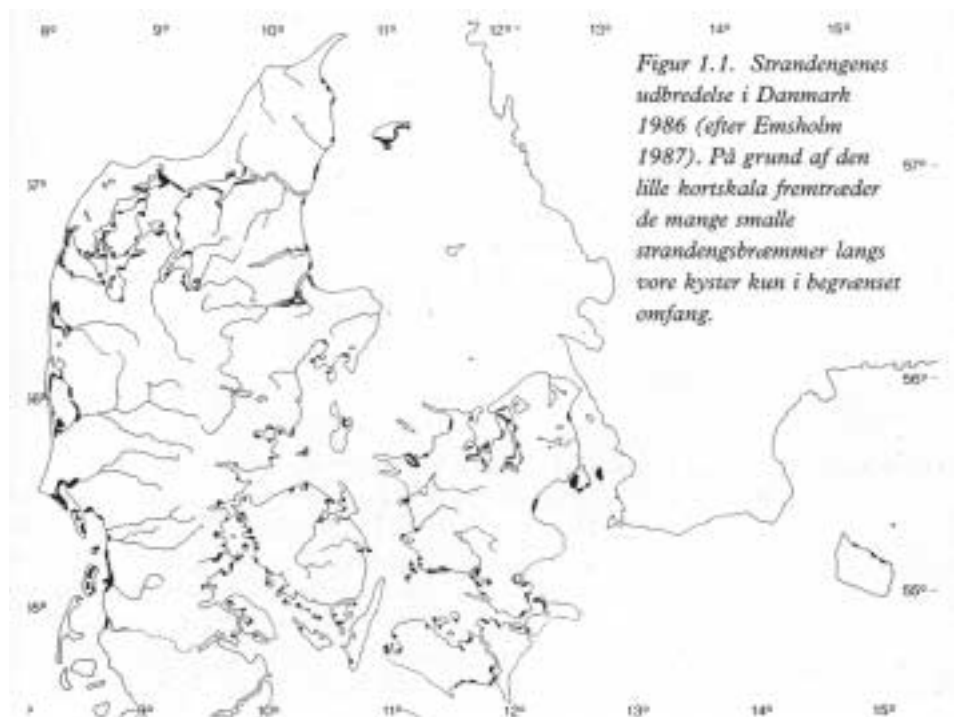
Strandenge

Areal

Amterne har registreret knapt 44.000 ha med strandeng, der er omfattet af §3 i Naturbeskyttelsesloven (Skov- og Naturstyrelsen 1998). I de strandengsregistreringer, hvor det arealmæssige forhold mellem botanisk strandeng og strandrørsump er udregnet, dækker strandeng et areal, som er 2 til 4 gange så stort som arealet med strandrørsump (Vadstrup et al. 1996; Emsholm 1987).

Typer

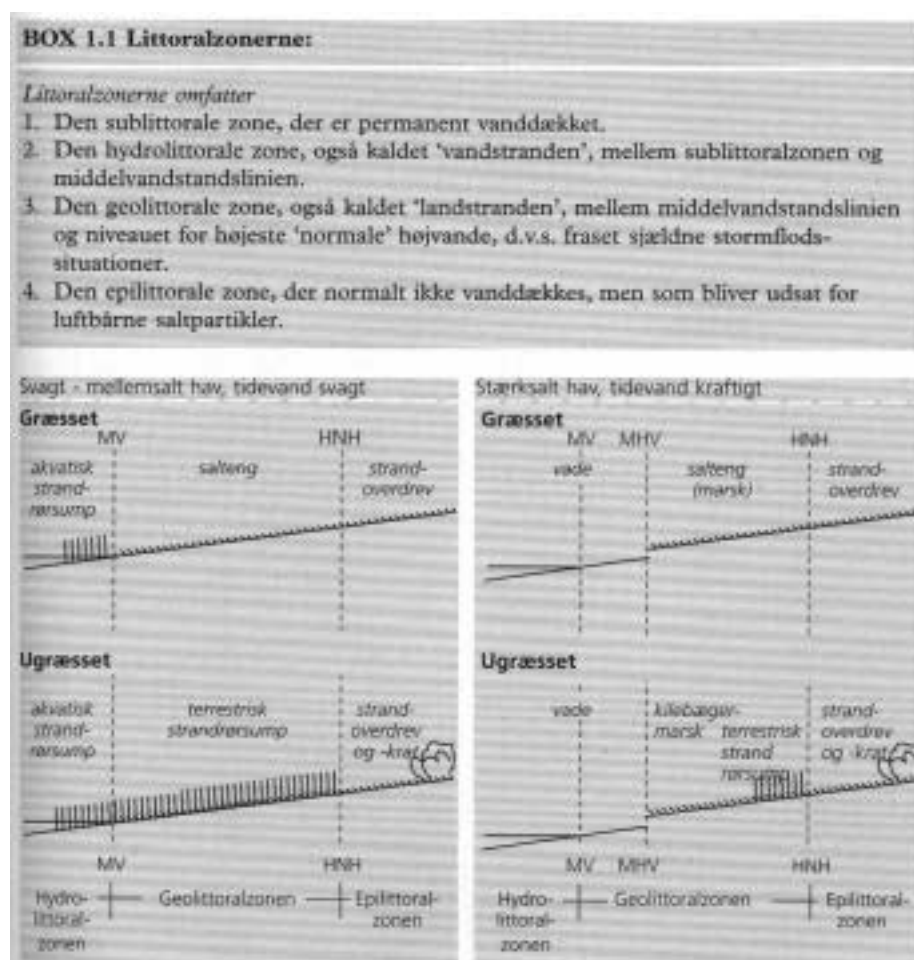
Strandenge kan defineres som lavtliggende, saltvandspåvirkede, vegetationsdækkede arealer, som fortrinsvis findes langs beskyttede kyster (Fig. 6). Strandengenes vegetation består af salt- og vandtolerante græsser, halvgræsser, siv og andre urter, som danner et mere eller mindre sammenhængende plantedække af varierende højde. Strandenge inkluderer lavtvoksende engagtig vegetation og saltenge såvel som strandrørsump.



Figur 6: Oversigtskort over registrerede strandenge (inkl. strandrørsumpe). (Gengivet efter Emsholm 1987).

Strandeng består af et kompleks af meget forskellige vegetationstyper, som i deres sammensætning og lokale udstrækning er bestemt af følgende kårfaktorer: Havvandets saltholdighed, vandstandssving-

ninger, ferskvandspåvirkningen fra landsiden samt karakteren og intensiteten af den landbrugsmæssige udnyttelse. Desuden har jordbund og topografi betydning for hvilken natur, der udvikles. Strandengen kan opdeles i tre zoner, også kaldet littoralzoner (Fig. 7). Neden for middelvandstandslinien ligger hydrolittoralzonen, mellem denne og højeste "normale" højvande ligger geolittoralzonen, og oven for denne ligger epilittoralzonen. Disse zoner kan udvikle sig forskelligt afhængig af saltholdighed, tidevand og udnyttelse (Vestergaard 2000). Vandstandssvingningerne resulterer i en zonerings af vegetationen (Jensen 1999) med de mest salttålede arter, hvor strandengene overskyldes hyppigst (op til to gange i døgnet) og de mindst salttålede arter, hvor vegetationen kun sjældent overskyldes. Strandenge adskiller sig fra andre naturtyper ved at være saltpåvirkede, enten ved direkte oversvømmelse med havvand eller for strandoverdrevets vedkommende gennem luftbåret salt. Selvom overgangen mellem strandeng og andre naturtyper er økologisk velafgrænset, vil der forekomme gradvise overgange til fugtige naturtyper som moser, ferskvandsrørsumpe og ferske enge, og til tørre naturtyper som overdrev (Vestergaard 2000).



Figur 7: Strandengens vegetationstyper i relation til littoralzoner, hydrologi og græsning. (Gengivet efter Vestergaard 2000). MV: middelvandstandslinien; MHV: middel-højvandstandslinien; HNH: højeste "normale" vandstand.

Beskyttelse

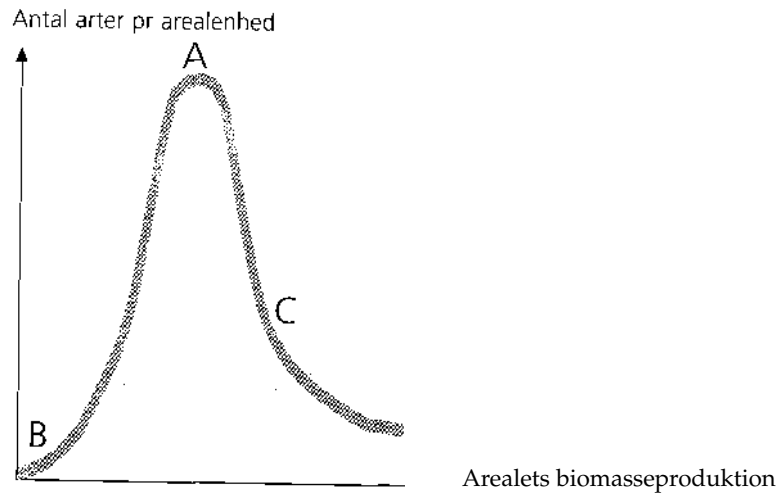
Strandenge er omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3, såfremt en forekomst af strandeng (eller af strandeng i kombination med vandløb, sø, mose, eng, overdrev eller hede) har et areal på mindst 2.500 m². Beskyttelsen indebærer, at hidtidig udnyttelse må fortsætte, men at gødsning og dræning og omlægningshyppighed ikke må intensiveres samt at opdyrkning og tilplantning ikke må finde sted (Lov om naturbeskyttelse 1992; Vejledning om Naturbeskyttelsesloven 1993). Strandenge er også omfattet af EF-Habitatdirektivet, under en enkelt naturtype, type 1330, strandenge. Disse omfatter plantesamfund, som jævnligt (fx ved vinterstorme) oversvømmes af havet men forekommer langs kyster, der er beskyttet mod væsentlig bølgepåvirkning og deraf følgende erosion (Skov- og Naturstyrelsen 2000).

Strandenge og vader udgør en vigtig del af de 27 danske områder omfattet af Ramsar-konventionen (en international konvention om beskyttelse af vådområder af international betydning for især vandfugle). Ramsar-områderne blev senere sammen med 85 nye områder inkluderet i EF-fuglebeskyttelsesområderne. Ud over strandengene omfatter EF-fuglebeskyttelsesområderne dog også salte og ferske vådområder og andre terrestriske naturtyper, bl.a. ferske enge, moser, og skove. Hvert område fungerer som rasteplass for mindst 1% af bestandene af en eller flere arter af trækfugle, eller som yngleplads for en eller flere beskyttelseskrævende fuglearter (Jensen 1996).

Økologi

De mest karakteristiske planter for strandeng er *rød svingel*, *harril* og *strand-annelgræs* samt, for strandeng med høj saltholdighed og kraftigt tidevand, tillige *kveller* og *stilkløs kilebæger*. En mere detaljeret gennemgang af de forskellige plantesamfund findes i Mikkelsen (1980), Nygaard et al. (1999) og Vestergaard (2000).

Ekstensiv udnyttelse i form af græsning og høslæt er centrale for strandengene og deres økologi. Såfremt den traditionelle græsning og høslæt på strandenge ophører, vil de hurtigt vokse til i rørsump (Fig. 7), som oftest har tre dominerende arter – *tagrør*, *strand-kogleaks* og *blågrøn kogleaks*. Græsning af strandeng fjerner biomasse og forebygger mod, at rørsumpens højt voksende arter skygger de lavere lyskrævende arter væk (Fig. 8). Græsningen er samtidig med til at skabe en mikrovariation til glæde for mange forskellige planter og dyr. Jordbunden påvirkes af dyrenes tramp med dannelse af såvel fugtige huller som tørre tuer, ligesom jordens dræningsforhold ændres, således at vand tilbageholdes i længere tid. Den uregelmæssige fordeling af dyrenes gødning er ligeledes med til at skabe variation på den enkelte strandeng. Endelig påvirker forskellige dyr strandengene på forskellige måder, fx er heste meget selektive og kan bide plantedele af tæt ved jorden, mens kvæg er mindre selektive. Hydrologien er vigtig for strandengens planter og dyr. Således er dannelsen af små og store oversvømmede områder en forudsætning for mange af strandengens fugle- og paddearter. Desuden er erosion og tangpålejring bestemmende for bl.a. plantearternes fordeling (Vestergaard 2000).



Figur 8: Artsantallet for vegetationen og dets afhængighed af produktivitet og ophobning af førne og biomasse. Figuren viser hvordan antallet af plantearter i et område afhænger af områdets produktivitet og/eller den ophobede biomasse og førne. Når vilkårene for plantevækst er ekstremt dårlige som følge af hyppige og kraftige forstyrrelser (fx højt græsningstryk) eller mangel på næring, er diversiteten lav (B). Ved moderat produktivitet og moderat forstyrrelse, som man finder det på den ugødskede og ekstensivt græssede strandeng, kan mange plantearter eksistere sammen i det samme område (A). Ved høj produktivitet og ringe forstyrrelse (fx græsningsophør), vil få højt voksende arter indvandre/udkonkurrere andre arter og artsantallet falder (C). Dræning, gødskning og ophørt drift vil føre til en succession i retning af (C) med faldende diversitet til følge. (Gengivet efter Vestergaard 2000).

Trusler

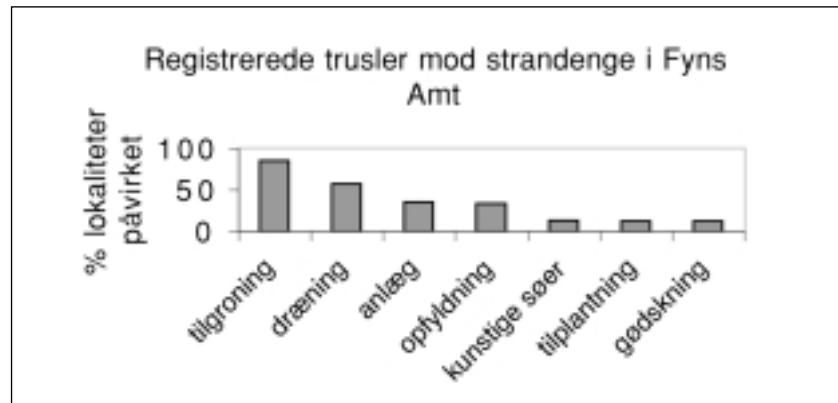
Tilgroning

Tilgroning er den bedst dokumenterede trussel mod strandenge i dag. Andersen-Harild (1988) skønnede, at ca. 30% af strandengsarealet er under tilgroning. Dette skøn støttes af opgørelser, som viser, at langs det meste af Jyllands østkyst er 20-35% af de tidligere strandenge omdannet til strandrørsump (Møller & Jensen 1993). Tal fra amternes strandengsregistrering viser, at tilgroningsproblemet i nogle områder er væsentligt større (Tab. 1).

Tabel 1: Drift af strandenge og rørsumpe (græsning, rørskæring eller høslæt) efter opgørelser fra Århus, Fyns og Nordjyllands Amter. Tallene viser en tendens, men opgørelserne kan ikke direkte sammenlignes, da der er anvendt forskellige metoder til opgørelserne. Baseret på Fyns Amt (1993), Moselund & Pinnerup (1984), Bjerregaard (1988), Christiansen et al. (1991) og Vadstrup et al. (1996).

Naturtype	Med udnyttelse	Uden udnyttelse	Heraf tilgroet	
Strandeng:				
Fyns Amt	1948 ha	3107 ha	61%	
- do. -	179 lok.	221 lok.	55%	342 lok. 86%
Københavns Amt				31 lok. 67%
Limfjorden	2800 ha	600 ha	21%	
Kattegat/Mariager Fjord	815 ha	507 ha	38%	
Århus Amt	820 ha	412 ha	33%	
Rørsump:				
Århus Amt	348 ha	216 ha	38%	

Således skønnes tilgroning at true ca. 2/3 af i alt 46 strandenge i Københavns Amt (Moeslund & Pinnerup 1984). Og på langt hovedparten (342) af 400 fynske strandenge var tilgroning registreret som et problem - også selvom 179 strandenge blev helt eller delvist afgræsset (Fyns Amt 1993). Problemet med tilgroning synes at tiltage. I Fyns Amt ophørte græsningen på 22 strandenge i 1985-91 på trods af de offentlige tilskud til videreførelse af ekstensive driftsformer. Tilgroning er umiddelbart den trussel, som påvirker flest strandengslokaliteter i Fyns Amt (Fig. 9).



Figur 9: Oversigt over registrerede trusler ift. forekomster med strandeng i Fyns Amt (data fra Fyns Amt 1993). Flest lokaliteter (> 50%) skønnes påvirkede af tilgroning og/eller dræning. Forekomst af rekreative anlæg og opfyldninger er registreret på hver tredje strandeng, men er typisk af mindre omfang og har normalt kun små effekter på forekomstens biologiske naturkvalitet.

Der synes at være betydelige regionale forskelle i udnyttelsen af strandengene. I Nordjyllands Amt er der forskel på andelen af græssede strandenge ved Limfjorden, hvor 89% udnyttes, og ved Kattegat og Mariager Fjord, hvor kun 62% udnyttes (Tab. 1). Årsagen ligger formentlig i en kombination af naturgivne og kulturbetingede forhold. Limfjorden er generelt omgivet af god landbrugsjord, mens der langs Kattegat fra Skagen til Mariager Fjord ligger et bælte med ringe jordbundsbonitet. Dette påvirker både landbrugsdriften, fx antallet af kreaturer, og arealudnyttelsen generelt (Christiansen et al. 1991). Således er der fx langs østkysten udlagt en række sommerhusområder. Langs Limfjorden er der derimod en landbrugsdrift, hvor der ikke er problemer med at skaffe kvæg til afgræsning af de større arealer (Bjerregaard 1988). Ophør af græsning sker typisk i forbindelse med afvanding, indhegning og opdyrkning af de højereliggende dele af strandengen. De resterende smalle kystnære arealer er da ikke længere attraktive som græsningsarealer, dels på grund af deres ringe udstrækning, dels fordi der ikke længere findes arealer som dyrene kan søge op på ved højvande. Høslæt er ikke et realistisk alternativ, da områderne nærmest kysten oftest er for våde til at bære maskiner.

Eutrofiering

Næringsberigelse af strandene sker dels ved direkte gødskning på strandene eller deres naboarealer, dels indirekte fra det øgede næringsstofindhold, specielt kvælstof og fosfor, i havvandet, som lejlighedsvist overskylder strandene (Vestergaard 2000). Desuden tilføres strandene en øget mængde kvælstof via luften – fra lokale såvel som fjernere kilder.

Undersøgelser på Skallingen med tilførsel af henholdsvis kvælstof, fosfor og kalium har vist, at på denne strand er det tilførsel af kvælstof, som forøger produktionen. Produktionen af plantebiomasse var ved tilførsel af 75 kg N/ha mere end dobbelt så højt, som på ikke-gødskede arealer og på arealer, som kun var tilført fosfor eller kalium (Jensen et al. 1987).

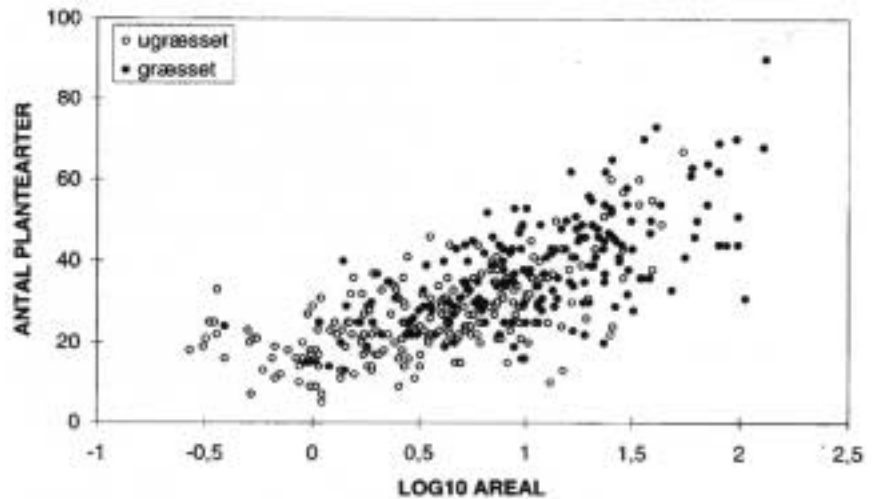
Undersøgelser i Fyns Amt viste, at 12% af samtlige strandlokaliteter var påvirkede af direkte gødskning på arealet. Problemet var dog størst for strandoverdrevene. Ved gødskning og anden eutrofiering begünstiges græsarter som almindelig kvik, rajgræs og rød svingel på bekostning af arter, der foretrækker næringsfattig jordbund, og samlet set falder artsantallet markant (Fyns Amt 1993). Måske er problemet med gødskning større end antaget. En stor interviewundersøgelse om drift af vedvarende græsarealer viste, at gødskning forekom på hele 39% af de 248 ha., som var registreret som strand under §3 inden for undersøgelsesområdet (Andersen upubliceret). Der er ikke dokumenteret effekter på vegetationen af den forøgede kvælstoftilførsel via havvandet, men indirekte effekter ses i form af øget aflejring af alger på strandene ved højvande (Vestergaard 2000).

Dræning

Nogle af de største og alvorligste trusler mod strandene gennem de sidste 100-150 år har været inddigning, dræning og afvanding (Jensen 1987). Disse indgreb hindrede oversvømmelse og afkortede de perioder, hvor stranden var meget våd. Begge dele medførte en radikal ændring af de naturlige processer på stranden. Selvom strandene i dag er beskyttet af Naturbeskyttelseslovens §3, er det stadig tilladt at vedligeholde eksisterende afvandingssystemer. I Fyns Amt vurderes det, at 57% af strandene er direkte påvirket af dræning (Fig. 9). Større strandene med minimalt dræningspræg er meget sjældne i Fyns Amt (Fyns Amt 1993).

Størrelse og isolation

Såvel teoretisk som empirisk er der en positiv sammenhæng mellem antallet af plante- og dyrearter på en lokalitet og lokalitetens størrelse. I Fyns Amt har man undersøgt sammenhængen mellem antal plantearter og arealstørrelse opdelt på henholdsvis græssede og ikke-græssede strandene (Fig. 10). Resultatet påviste en klar lineær sammenhæng mellem (logaritmen til) arealet og antallet af plantearter på arealet. Ved at bruge denne sammenhæng er det muligt at give et skøn på, hvad en reduktion i et givet areal betyder for antallet af arter. Således kan man på 1 ha strand forvente at finde 20 arter (ca. ens for græsset og ugræsset), mens man på 100 ha strand kan forvente at finde 55 arter på græssede arealer over for kun 46 arter på græssede arealer (Tab. 2).



Figur 10: Sammenhæng mellem artsdiversitet (antal plantearter) og areal af forekomsten baseret på 400 lokaliteter med strandeng i Fyns Amt. En strandeng er angivet som græsset, når der var græsning på blot en del af lokaliteten (Gengivet efter Vinther & Tranbjerg 1999).

Artsdiversiteten (antal arter) er dog kun et aspekt; den konkrete artsammensætning er nok så vigtig. Sjældne plantearter forekommer således også hyppigere på store end på små strandenge, fx var det kun på store strandenge (over 10 ha), at der forekom mere end tre rødlistede arter (Vinther & Tranbjerg 1999). Årsagen til sammenhængen mellem areal og artsantallet er ikke kendt. Det kan både skyldes en effekt af areal på balancen mellem uddøen og (gen-)indvandring af bestande eller skyldes, at variationen i kårfaktorer og levesteder er større på en stor forekomst end på en lille.

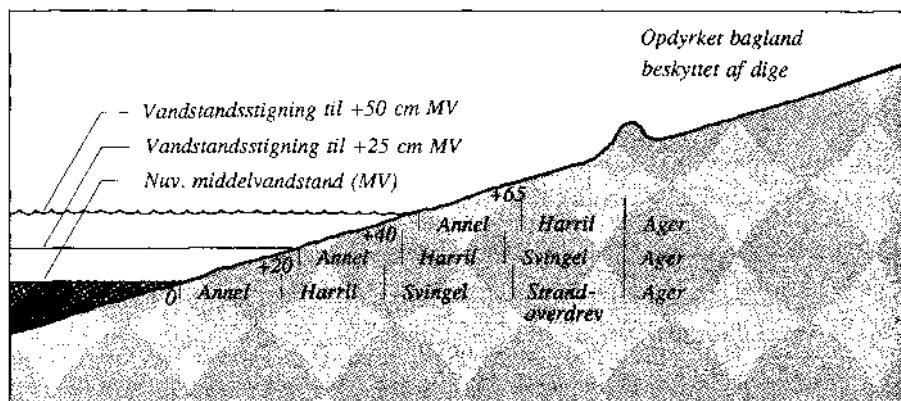
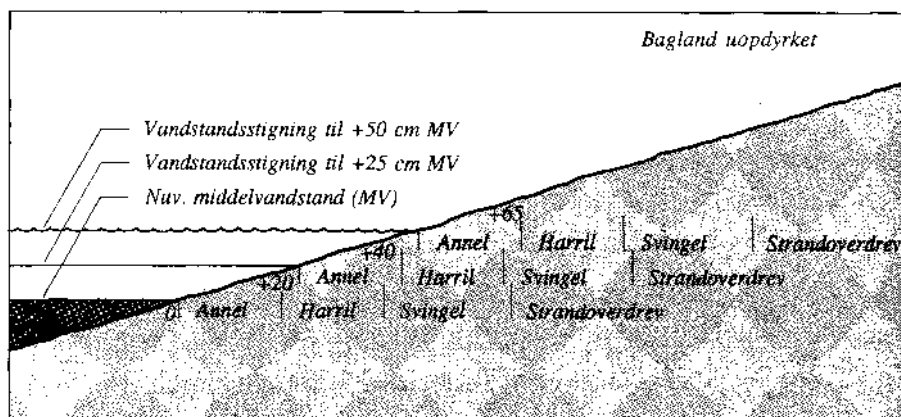
Tabel 2: Teoretisk sammenhæng (lineær regression, Fig. 10) mellem antal plantearter på fynske strandenge i relation til deres størrelse og udnyttelse (baseret på Vinther & Tranbjerg 1999).

Driftform	1 ha	10 ha	100 ha
Samtlige forekomster	19	36	53
- Græssede	20	37	55
- Ugræssede	19	33	46

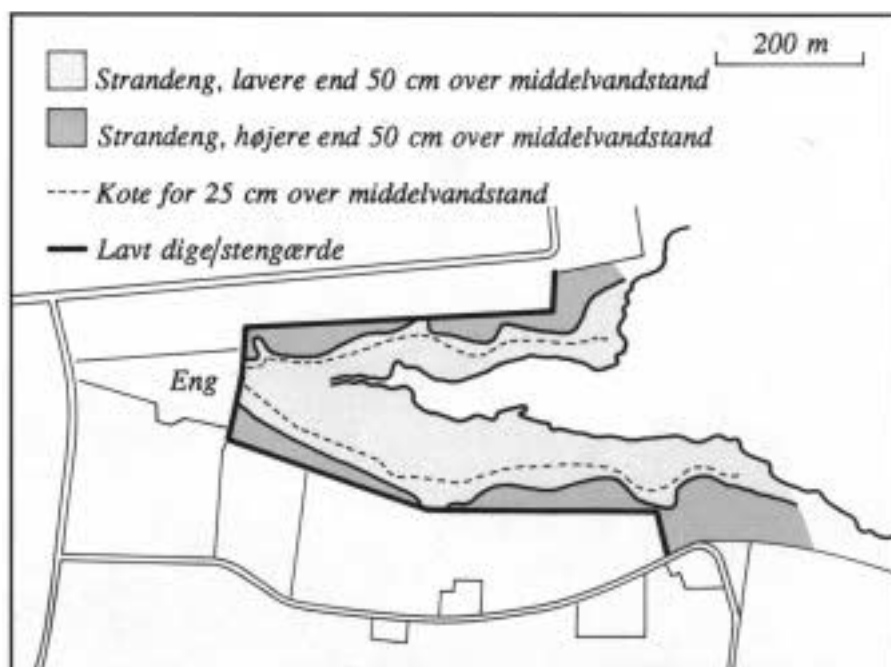
Flere amter beskriver i deres registreringer af strandenge, at græsningen fortrinsvist ophører på de mindre og smalle strandengsarealer, da de ikke er rentable at hegne og afgræsse (Bjerregaard 1988; Fyns Amt 1993; Vadstrup et al. 1996). Problemet illustreres af græsningsmønstret langs Limfjorden, hvor det umiddelbart kun er knapt 20% af arealet, som er uden græsning, mens det er hele 40% af den totale strandengskyststrækning, der er uden græsning (Bjerregaard 1988). Netop for strandeng er afstanden mellem forekomsterne mere afhængig af den samlede kyststrækning med strandeng end af det samlede areal med strandeng. Derfor bidrager tilgroningen af disse små, smalle forekomster mere til isolation af de tilbageværende velbevarede strandenge end arealtabet umiddelbart antyder.

Klimaændringer

Strandenge er flade, lavtliggende arealer, som let oversvømmes, og derfor vil den forventede vandstandsstigning på 50 cm over de næste hundrede år medføre store ændringer på de nuværende strandenge (Fig. 11).



Figur 11: Strandengens vegetationszoner og deres forskydning ved stigning i havets middelvandstand på henholdsvis 25 og 50 cm. Hvis forskydningen begrænses af bagvedliggende arealer, fx i form af et dige, reduceres strandengens areal (Vestergaard et al. 1992).



Figur 12: Eksempel på strandengslokaltitet (ved Guldborgsund), der viser hvorledes strandengens areal reduceres ved en stigning i havets middelvandstand på henholdsvis 25 og 50 cm (Vestergaard et al. 1992).

Stigninger i vandstanden kunne betyde, at plantezonerne blot forskyder sig indad. Dette vil imidlertid kræve, at der indad findes arealer,

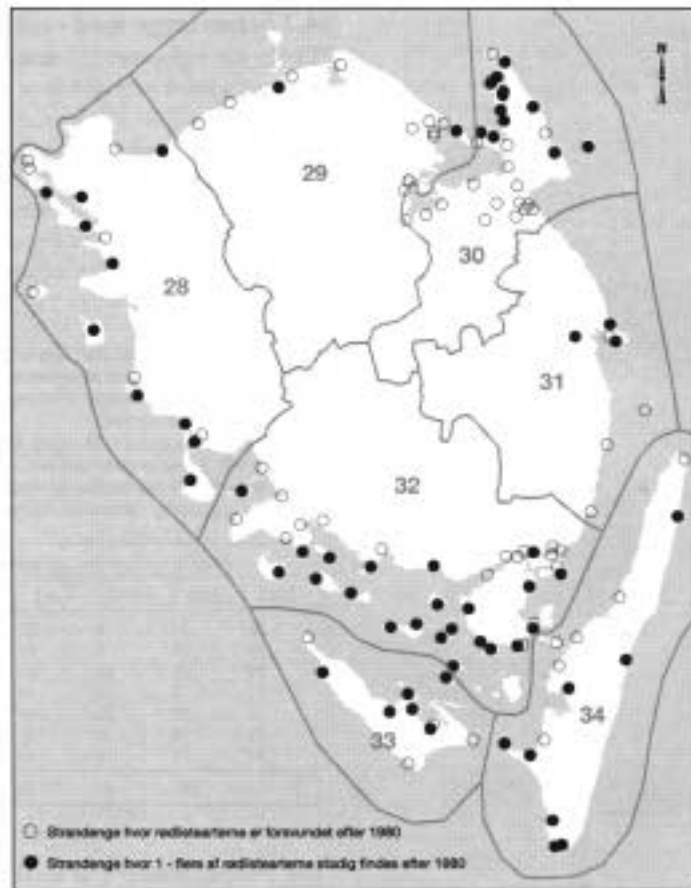
som de kan kolonisere (topografi, arealudnyttelse mm.), hvilket i minimum vil kræve, at der stilles land til rådighed for en sådan ny strandengsudvikling. Beskyttes derimod det nuværende landareal mod havstigninger af diger, vil der ske en betydelig reduktion i strandengsarealet (Fig. 11 og 12). Andre forhold kan dog påvirke dette hændelsesforløb. Hyppigere oversvømmelser vil således også kunne medføre en forøget aflejring af materiale og dermed landhævning, men om denne vil kunne følge trit med vandstandsstigningen er uvist. Med den fremtidige vandstandsstigning kan det forventes, at strandengsarealet vil blive reduceret eller i bedste fald forblive uændret (Vestergaard 2000).

Arter og artsgruppers udvikling

Planter

Forekomsten af rødlistede plantearter på strandeng er formentlig gået stærkt tilbage. En undersøgelse af 131 strandenge i Fyns Amt, hvorfra der tidligere var angivet forekomst af rødlistede arter, resulterede kun i genfund på 62 af lokaliteterne svarende til en reduktion på 53% (Vinther & Tranbjerg 1999). Tilbagegangen var endda endnu større for arterne i rødlistens mest truede kategorier ('muligvis forsvundet', 'akut truet' og 'sårbar'). Her var der kun genfund på 7 ud af i alt 36 tidligere forekomster - svarende til en reduktion på 80%. Den største tilbagegang for rødlistede arter var sket på strandengene langs den fynske kyst og på landfaste øer, mens småøernes strandenge havde klaret sig bedre (Fig. 13). Disse geografiske forskelle forklarede ved, at der på landfaste arealer er forsvundet flere strandengslokaliteter som følge af byudvikling og landvindinger, mens den mere ekstensive landbrugsdrift i højere grad har holdt stand i udkantsområder såsom ikke-landfaste småøer. Det var ingen tegn på, at de tilbageværende lokaliteter med rødlistede arter til gengæld var særligt rige på rødlistede arter. Tilbagegangen viste sig nemlig også som en nedgang i antal rødlistede plantearter pr. lokalitet på de tilbageværende lokaliteter: Hvor der før 1980 blev gjort 301 enkeltfund af rødlistede plantearter på de 131 strandenge, blev der i perioden efter 1980 kun gjort 100 enkeltfund på de tilbageværende 62 lokaliteter. Nedgangen svarer til, at man tidligere på de mange strandenge med rødlistede plantearter kunne forvente at finde 2,3 rødlistede arter pr. lokalitet, hvor man i dag på de færre lokaliteter kun kan forvente at finde 1,6 arter pr. lokalitet (Vinther & Tranbjerg 1999).

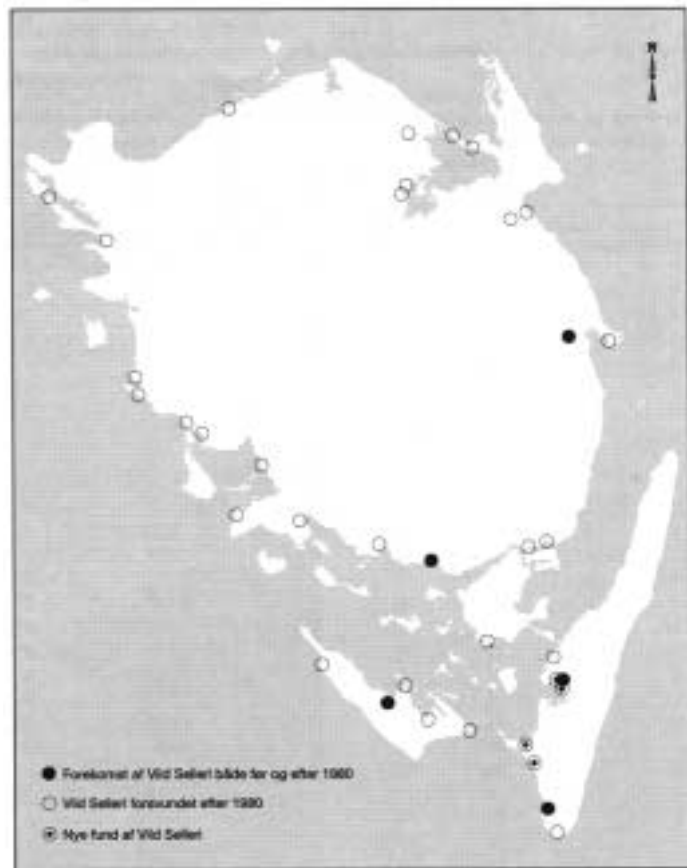
Forsøg på at genfinde rødlistede plantearter på deres tidligere forekomster (før 1980) viste, at arterne meget ofte ikke kunne genfindes. Arter, som tidligere var registreret på flere end 10 lokaliteter, var i gennemsnit forsvundet fra to tredjedele af lokaliteterne (Tab. 3), mens nogle af de arter, der tidligere kun var kendt fra enkelte lokaliteter, var helt forsvundet (Vinther & Tranbjerg 1999). En af de arter, der er gået markant tilbage er vild selleri, som med en enkelt undtagelse nu kun findes i og omkring det Sydfynske Øhav (Fig. 14). For nogle få arter resulterede eftersøgningen til gengæld dog også i fund på helt nye lokaliteter. Det drejer sig bl.a. om tangurt, der antageligt er under spredning i Fyns Amt (Fig. 15).



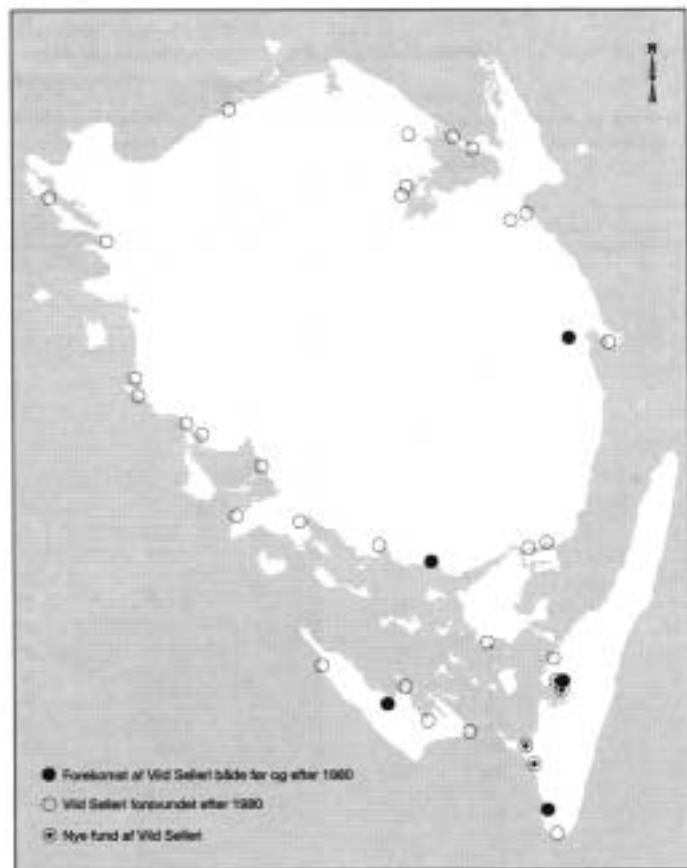
Figur 13: Kort over 131 strandenge i Fyns Amt, der før 1980 indeholdt rødlistede plantearter. Det er desuden angivet, om strandengene stadig efter 1980 indeholdt 1-flere af de pågældende rødlistede arter. Tallene 28-34 angiver inddelingen af Fyns Amt i TBU-distrikter (Gengivet efter Vinther & Tranbjerg 1999).

Tablet 3: Udbredelsen af karplanter (opført som enten sårbar eller 'sjælden' på Rødliste 1990) og som forekom på mindst ti strandenge i Fyns Amt før 1980 (baseret på Vinther & Tranbjerg 1999). Hvor det nuværende antal voksesteder (sidste søjle) overstiger 'Genfund efter 1980', skyldes det nyfund efter 1980.

Planteart	Voksesteder før 1980	Genfund efter 1980	Reduktion	Nuværende antal voksesteder
Sårbar:				
Læge-stokrose	11	2	82%	3
Spæd kløver	13	3	77%	5
Sjælden:				
Drue-gåsefod	13	3	77%	5
Eng-ensian	10	4	60%	6
Eng-klaseskærm	26	9	65%	34
Hundesalat	10	6	40%	10
Knudearve	17	1	94%	1
Mangeblomstret ranunkel	20	8	60%	9
Strand-nellike	19	8	56%	9
Strand-stenkløver	25	9	64%	19
Tangurt	19	10	47%	62
Vild selleri	33	5	85%	9



Figur 14: Strandenge med forekomst af *vild selleri* før og efter 1980 samt nye fund af arten (Gengivet efter Vinther & Tranbjerg 1999).



Figur 15: Strandenge med forekomst af tangurt før og efter 1980 samt nye fund af arten (Gengivet efter Vinther & Tranbjerg 1999) .

Fugle

Fugle er generelt mindre specialiserede i forhold til naturtyperne end planter, hvirvelløse dyr og padder. Således findes mange fuglearter i flere forskellige lysåbne naturtyper og kan også forekomme sted- og periodevist i agerlandet. Af samme grund kan fuglene være vanskelige at indarbejde i denne rapport, som er opdelt efter naturtyper. Alligevel må specielt strandeng nævnes som et af de vigtigste levesteder for både rastende trækfugle og visse karakteristiske ynglefugle. Derfor er fuglefaunaen inddrages specielt i dette afsnit i form af et samleindeks for et antal mere almindelige arter af ynglefugle med tilknytning til lysåbne naturtyper. Nedenfor, i afsnittet om enge og moser, kommer vi ind på udviklingen for nogle sjældnere fuglearter.

Samleindeks for "lysåbne fugle"

Baseret på 150-350 årlige punkttællinger af ynglefugle i perioden 1982-2000 har Ornis Consult til denne rapport beregnet et samleindeks for arter, der er karakteristiske og relativt almindelige i lysåbne naturtyper (Tab. 4). Ved at sammenligne optællingsruter, der er gentaget fra år til år, får man mulighed for at beregne bestandsindeks og derved vurdere ændringer i de danske ynglefuglebestande – for enkeltarter såvel som grupper af arter. Punkttællingerne kan opdeles på arealtyper og herunder 'lysåbne naturtyper' (ferske enge, strandenge samt overdrev: biotopkode 9) og 'hede' (kode 5). Alle typer af mose er samlet i een kategori (kode 4), hvoraf en ukendt andel dog er mere eller mindre under tilgroning. Samleindekset er sammensat af indeks for otte udvalgte arter, der er karakteristiske for lysåbne naturtyper og samtidigt tilstrækkeligt hyppige til at et indeks kan beregnes, nemlig strandskade, vibe, dobbeltbekkasin, rødben, sanglærke, engpiber, bynkefugl og rødrygget tornskade. Af disse forekommer vibe og rødben på 'gullisten' (Stoltze & Pihl 1998a) i kategorien 'opmærksomhedskrævende'. For strandskade, dobbeltbekkasin, rødben, engpiber, bynkefugl og rødrygget tornskade er der benyttet indeks på landsplan, da disse arter vurderes at være så nært tilknyttet lysåbne naturtyper, at bestandsudviklingen på landsplan er nogenlunde repræsentativ for udviklingen i lysåbne naturtyper. For vibe og sanglærke, hvor store dele af bestandene yngler i det dyrkede land, er der derimod beregnet et særskilt indeks for enge, strandenge og overdrev.

Tab. 4: Samleindeks for ynglende fugle i lysåbne naturtyper. *: Data fra punkter med min. 75% eng, strandeng og overdrev. For de øvrige mere specifikke arter er anvendt data fra alle punkter (landsindeks). Bemærk, at nye arter tildeles et indeks svarende til samleindeks for at hindre, at de påvirker samleindeks alene ved deres opdukken. Bemærk også, at indeks i perioden 1982-1987 er baseret på blot 1-2 arter. Dette skønnes dog acceptabelt, idet tendensen her falder fint i tråd med udviklingen i perioden efter 1987. (Originaldata fra Ornis Consult a/s)

Lysåben natur	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00
Strandskade	100	97	106	99	97	85	82	78	116	101	112	95	125	112	122	131	103	100	74
Vibe*											93	73	65	68	59	65	48	37	31
Dobbeltbekkasin											93	79	66	108	113	117	87	128	123
Rødben						108	65	62	55	51	46	43	43	41	52	52	44	46	58
Sanglærke*								85	113	105	108	130	131	126	128	119	109	105	99
Engpiber						108	76	106	113	89	95	77	91	87	72	65	56	95	77
Bynkefugl		97	76	81	89	131	101	96	82	94	104	103	76	52	58	68	54	59	49
Rødr.tornskade														85	82	75	92	97	102
Samleindeks	100	97	91	90	93	108	81	85	96	88	93	86	85	85	86	86	74	83	76

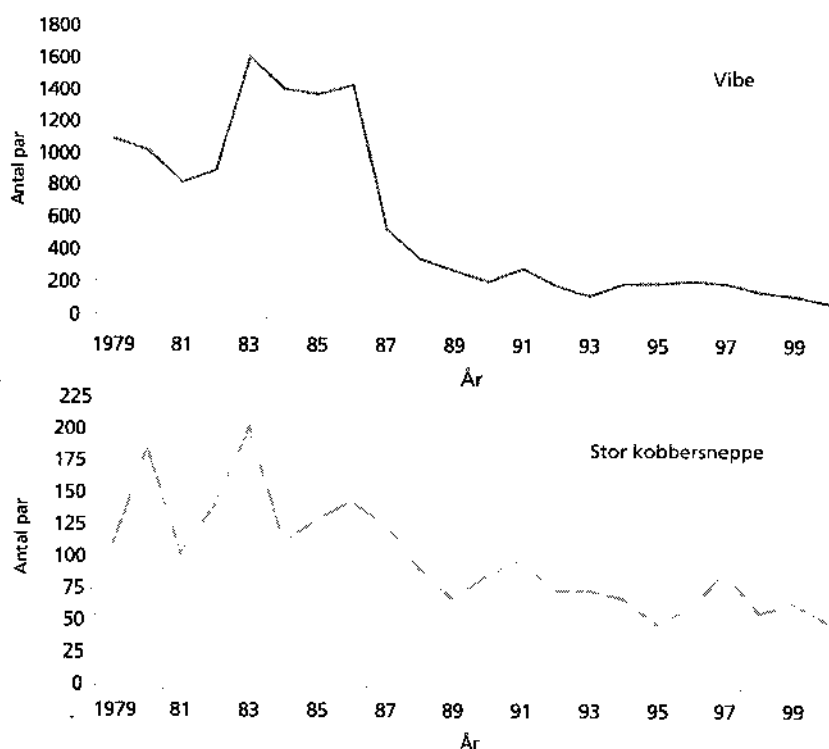
Box 1: Fuglene i Tøndermarsken

I 1988 blev 2.750 ha i Tøndermarsken fredet for at sikre Danmarks største marskareal som et samlet naturområde af international klasse. Områdets fugleliv har været overvåget af DMU siden 1978, og resultaterne viser, at ynglefuglene er gået voldsomt tilbage i antal siden midten af 1980'erne. Bestanden af vibe, dobbeltbekkasin, stor kobbersneppe, rødben, brushane og sortterne er samlet reduceret fra ca. 2.000 par til 188 ynglepar i perioden 1986-2000. Alle disse arter er stærkt afhængige af græssede engområder med vandsamlinger og åbne grøfter. Tøndermarsken havde national betydning for 14 ynglefuglearter i 1986 og for 11 arter i år 2000. Af de 14 arter er bestandene af de 10 arter i perioden reduceret med 50% eller mere.

I samme periode er antallet af får i området næsten fordoblet, og anvendelsen af suppleringsfoder i fenerne er næsten tredoblet fra 1995 til 1999. Også antallet af kreaturer, der græsser i området om sommeren, er steget gennem de seneste 20 år. Der er således tale om en intensiveret anvendelse af arealerne i perioden. Husdyr træder under græsning på fuglereder og æg, og undersøgelser viser, at tætheden af husdyr og deres udbindingstidspunkt har stor betydning for hvor mange æg, der klækkes, og dermed for det samlede antal unger, der kommer på vingerne. I samme periode er antallet af grøfter med vand og vandfyldte bredzoner reduceret. Især vibe, rødben og stor kobbersneppe foretrækker at yngle i eller nær sådanne fugtige områder.

Undersøgelserne fra Tøndermarsken peger på lav vandstand og intensiveret landbrugsdrift som de væsentligste årsager til faldet i bestandene af ynglefugle i området. En højere vandstand og et mere ekstensivt landbrug vurderes derfor at kunne bidrage til igen at forbedre forholdene for de ynglende fugle i Tøndermarsken. Desuden er det vigtigt at være opmærksom på at frahegning af den våde bredzone mellem engen på den ene side, og vandløb, søer og kyst på den anden, fører til tilgroning af netop de partier, som har den største betydning for fuglene.

(Kilde: Rasmussen & Laursen 2000)



Figur 16: Udviklingen i antal ynglepar af vibe og stor kobbersneppe i Tøndermarskens ydre koge i årene 1979-2000. Begge arters antal er faldet betydeligt siden 1980'erne. (Gengivet efter Rasmussen & Laursen 2000).

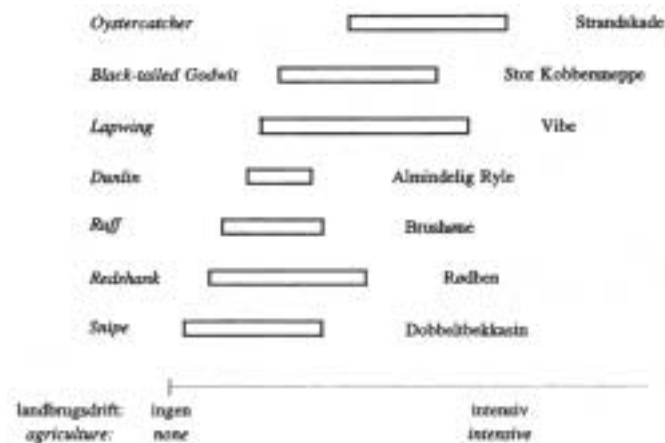
Signifikant tilbagegang

I perioden 1982-2000 kan der konstateres en markant tilbagegang i det beregnede samleindeks ($r = -0.71$, $p < 0.001$). Dermed bekræfter samleindekset i denne rapport formodningen om, at fugle tilknyttet disse naturtyper generelt har stadigt vanskeligere vilkår i Danmark. Tabel 4 viser dog også, at der er forskelle mellem arterne. Således ses en markant tilbagegang for vibe og tilbagegang for rødben, engpiber og bynkefugl. Derimod synes dobbeltbekkasin at være i fremgang i perioden fra 1993 til 2000, dog med store årlige fluktuationer. Denne tendens er dog ikke i overensstemmelse med Grell (1998) – måske fordi udviklingen her vurderes over en længere periode. Det er således muligt, at dobbeltbekkasin efter en periode med nedgang nu er i fremgang igen. Bestanden af sanglærke er gennem perioden stort set uændret eller i svag fremgang. I den ret korte periode, hvor det har været muligt at beregne indeks for rødrygget tornskade, har bestanden været stort set uændret eller i svag fremgang. Samme udvikling er beskrevet af Grell (1998).

Puljning af arter kan være problematisk, især hvor det dækker over helt forskellige udviklinger i bestandene. Omvendt er ideen med et samleindeks netop at øge robustheden i tendenserne i forhold til bestandsindeks for de enkelte arter. Tilbage står spørgsmålet om, hvorvidt tilbagegangen afspejler forringelser af fuglenes danske levesteder, dvs. de lysåbne naturtyper, og i hvor høj grad andre forhold, såsom forholdene i fuglenes vinterkvarterer, også spiller en rolle. Men netop fordi samleindekset er sammensat af arter med højst forskellige trækvaner, vinterkvarterer og fødevalg, er det sandsynligt, at den samlede nedgang for disse arter kan hænge sammen med en generel forringelse af fuglenes levesteder her i landet.

Ynglefugles afhængighed af landbrugsmæssig udnyttelse

Vibe, *stor kobbersneppe*, *almindelig ryle*, *brushøne* og *rødben* er alle afhængige af en vis landbrugsmæssig drift, som endnu var udbredt i første halvdel af 1900-tallet. Dengang indebar drift af enge typisk, at engområder lå oversvømmede til hen i maj, hvorefter de langsomt tørrede ud. Udsætning af kvæg skete relativt sent, eller også blev der sidst på sommeren slået hø og siden eftergræsset af heste og kreaturer. Inden for de nævnte fuglearter er der variation i hvilken intensitet og driftform, der er optimal for bestandsstørrelse og reproduktion (Fig. 17 og Tab. 5). Alle arter er dog i større eller mindre udstrækning sårbare over for gødskning og dræning. Begge faktorer fører til tidligere plantevækst bl.a. med mulighed for tidligere udbinding eller høslet, som medfører øget tab af reder og unger (Tab. 6). *Vibe* tåler nogen dræning og gødskning, mens *almindelig ryle* og *brushøne* ikke yngler på gødskede enge. Selvom *vibe* tolererer nogen gødskning, er arten afhængig af, at vegetationen forbliver åben, og at vandstanden ikke falder hurtigt. I så fald reduceres ungerens fødegrundlag og dermed mulighederne for ynglesucces. Tidspunkt for høslet er af stor betydning for overlevelsesmulighederne for unger af *stor kobbersneppe*, *almindelig ryle* og specielt *brushøne*, da de forbliver på engen til de er flyvefærdige (Tab. 6).



Figur 17: Forskellige engvadefugles toleranceinterval (min./max.) i forhold til intensitet i landbrugsdriften på danske og hollandske enge (intensitet som kreaturgræsning, slåning, dræning og gødskning kombineret). Gengivet efter Thorup 1998).

Table 5: Habitatkrav og relation til landbrugsmæssig drift for fem karakteristiske arter af ynglefugle tilknyttet eng. (Modificeret efter Vestergaard 2000).

	Habitatkrav til levested	Habitatkrav ved udførelse	Opnås med
<i>Vibe</i>	kort vegetation gennem hele rugetiden	ret kort og forholdsvis åben vegetation gerne fugtige områder med rigelige forekomster af invertebrater	kreaturgræsning, helst uden dræning kombineret slåning og græsning særlig velegnet; høslæt alene holder ikke bredzoner og fugtige lavninger tilstrækkeligt åbne
<i>Stor kobbersneppe</i>	fugtig eng med godt udsyn i april-maj store tuer velegnede til redeplacering	fugtig eng med høj og ret åben vegetation rigelig forekomst af insekter i vegetationen, som vil mangle ved tidlig slåning	udrænede enge med ret sent høslæt eller ekstensiv kreaturgræsning nogen gødsning tolereres
<i>Almindelig ryle</i>	kortgræsset eng med godt udsyn forekomst af vandfyldte eller fugtige lavninger	fugtige områder med kort vegetation til ultimo juni	udrænnet, ugødsket fugtig eng med mosaik inkl. fugtige lavninger høslæt eller højt græsningstryk der sikrer lav vegetation
<i>Brushøne</i>	kortgræsset eng med godt udsyn og med spredte tuer til reder	fugtige områder med ret kort vegetation til medio juni	udrænnet, ugødsket fugtig eng uden for kraftig saltpåvirkning især høeng er velegnet, men også eng med ekstensiv kreaturgræsning
<i>Rødben</i>	små krav til vegetationshøjden nærhed til gode foderområder som vadeflader eller vandfyldte lavninger	fugtige kystbræmmer eller vandsystemer, der ikke må have for tæt bredvegetation	ekstensiv græsning eller slåning med års mellemrum tilstrækkeligt til at opretholde en god ynglehabitat vandfyldte pander og loer bevares

Tabel 6: Effekt af tidspunktet for udsætning og høslet på trampning af reder og dræbte ungekuld. (Gengivet efter Vestergaard 2000).

	Nedtrampede reder ved græsning påbegyndt (%)				Dræbte ungekuld ved slåning (%)				
	15. maj	23. maj	1. juni	15-jun	20. maj	10. juni	20. juni	1. juli	15. juli
<i>Stor kobbersneppe</i>	45	23	13	1	100	97	45	19	3
<i>Vibe</i>	27	16	8	2					
<i>Almindelig ryle</i>	73	54	34	16	100	95	58	32	16
<i>Brushøne</i>	80	61	33	5	100	100	92	51	<5
<i>Rødben</i>	67	51	29	3					

Alle de fem arter, *vibe*, *stor kobbersneppe*, *almindelig ryle*, *brushøne* og *rødben* er blevet kraftigt reducerede som følge af dræning og opdyrkning af engene. Også de seneste år er der for arterne konstateret negativ udviklingstendens. Erfaringer fra Tipperne har vist, at en høj vandstand i de tidlige forårsmåned og en sen udbinding af kreaturer, gerne kombineret med slåning af engvegetationen, har positiv effekt på bestandene af disse arter (Thorup 1998).

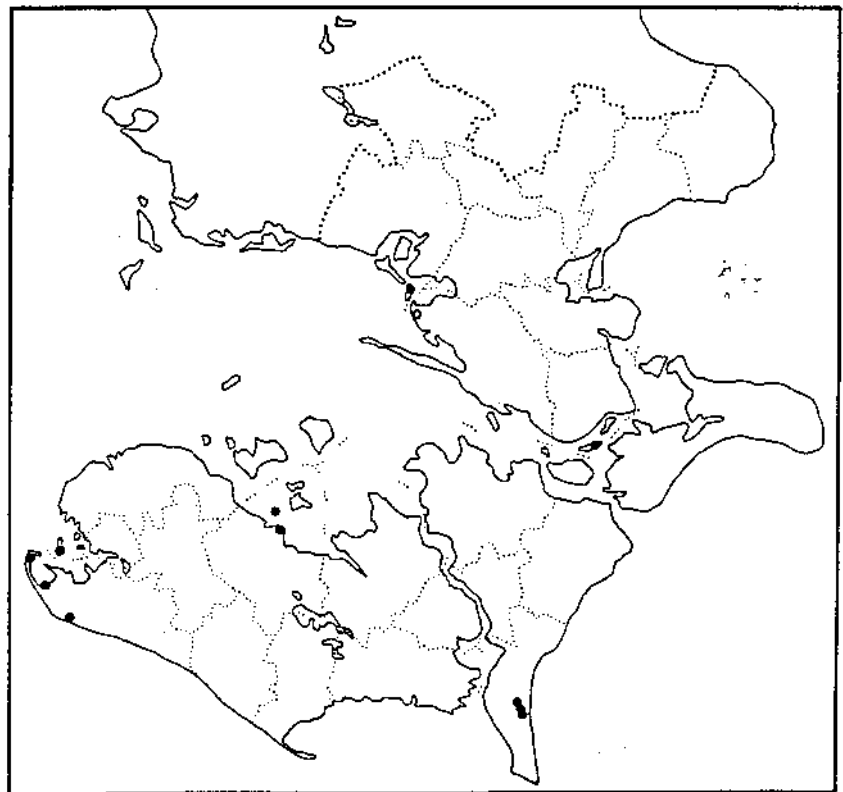
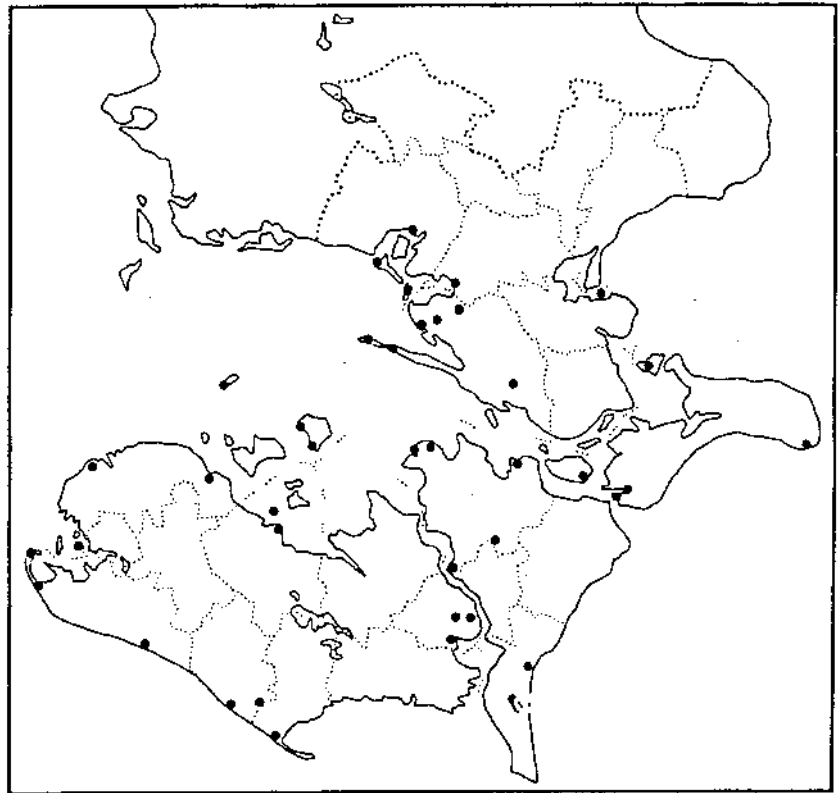
Padder

Stort set alle de 14 danske paddearter kan leve på strandeng. En del paddearter findes fortrinsvis på strandenge med en rig insektfauna og gode ynglesteder. Et godt ynglested er typisk et lavvandet, lysåbent vandhul med afgræssede kanter. I nogle tilfælde bruger arterne kun strandengen i en periode af deres liv, hvor de fx yngler på strandengen og derefter søger længere op på land, eller omvendt yngler i ferskvande for så senere at vandre ud på strandengen for at søge føde (Vestergaard 2000).

To paddearter er i særlig grad knyttet til strandeng, nemlig *strandtudse* og *grønbroget tudse*. *Grønbroget tudse* er opført på Rødlisten som 'sårbar' (Stoltze & Pihl, 1998b). Begge arter er afhængige af lav vegetation, da yngleadfærden ophører ved tilgroning, ligesom de begge er sårbare over for konkurrence og prædation. De yngler derfor fortrinsvist i vandhuller, der er ekstreme mht. saltholdighed, mangel på vegetation eller andre forhold (Tab. 7), der virker begrænsende for mange andre dyrearter.

Tabel 7: Oversigt over faktorer, som påvirker ynglesucces hos strandtudse og grønbroget tudse (baseret på Briggs & Damm 1998 og Fog 1997).

Faktor	Effekt
Tilgroning af vandfladen med tagrør	Ophør af yngleadfærd og dermed reproduktion
Temporær udtørring af vandhul	Nedsat prædation og konkurrence fra større fisk, vandkalve og andre vandlevende predatorer
Tidlig udtørring af vandhul	Mindre konkurrence fra specielt haletudser af skrubtudsen (hæmmer strandtudsens haletudser)
Udvikling af høj bredvegetation	Giver skjulesteder for ænder og vadefugle, der øger prædation på haletudser og voksne
Meget tidlig eller total udtørring af vandhul	Ødelæggelse af ynglehabitat



Figur 18: Den tidligere forekomst af strandtudse (øverst) samt forekomsten i 1997 (nederst) i Storstrøms Amt (Fog 1998).

Område	Antal frøer i betand(e)	Antaldel- bestande	Udviklingstendens
Avernak-Korshavn ¹	2200		Har haft gavn af plejeindsatsen for grønbroget tudse
Hjørtø ¹	10		Faldende bestand; har ikke kunnet yngle i nyetablerede vandhuller
Skarø ¹	100		Findes stadig på eneste afgræsset parcel. Har ikke opnået ynglesucces i nygravet hul, pga. konkurrence fra grønbroget tudse og grøn frø
Birkholm ¹	10		Ikke hørt ved paddeundersøgelser siden 1991
Knold-Dyreborg ¹	200		Kun på strandengen på Knold, har ikke spredt sig til nye vandhuller
Tåsinge ¹	50		Bestand på 10 hanner; stabil
Bjørnø ¹	300		Fald fra 264 til 79 hanner 1989-91; formodentlig pga. manglende afgræsning
Hindsholm ²	500	(5)	(Bestand 1): Stigning fra 4 til 91 hanner i 1992-96. (2): 34 hanner; jævnlig men ikke årlig ynglesucces. (3): Bestand oftest < 10 hanner siden 1988. Dog 40 hanner i 1996, som resultat af nyoprensning af vandhul, som dog hurtigt voksede til. (4): Bestand stærkt truet. (5): I 1970'erne ≥ 200 hanner. Fra sidst i 1980'erne 100-150, men registrering af ynglesucces mangler.
Thurø ²	10		Fald til 10 indiv. 1987-96 pga. græsningsophør
Klintholm ²	100		Stabil bestand med ca. 100 voksne indiv.
Bogense ²	200	(2)	Gode bestand i råstofgrave. Reetablering af råstofgravene vil sandsynligvis udrydde bestandene.
Lyø	50		Fald fra ca. 40 til 28 hanner 1988-91
Halmø	20		Fald til 20 indiv. 1987-96 pga. græsningsophør
Bågå	100		Fald til 100 indiv. pga. manglende græsning
Torø	100		Udviklingstendens ukendt
Fyns, sydkyst	200	(3)	Bestanden er ustabil og afgræsning bør genoptages på flere af strandene
Fyn Helnæs bugten	700	(4)	Stabil bestand på Helnæs på ca. 500 indiv. Bestande i resten af bugten ustabile.
Ålehoved	100		Stabil bestand på ca. 100 voksne indiv.
Knudshoved	?		Bestand sidst hørt i 1997, muligvis uddød.
Årslev-Langeskov	700	(2)	Gode bestande i råstofgrave med mindst 200-300 voksne indiv. pr. lokalitet. Reetablering af råstofgravene vil sandsynligvis udrydde bestandene
Ørbæk			Bestand på 100 voksne indiv.
Refvindinge	100	(2)	

Tablet 8: Områder i Fyns Amt med bestande af strandtudse. I områder, hvor der findes flere isolerede bestande, er dette angivet. Angivelse af antal hanner beror på bestandsopgørelser af kvækkende hanner (baseret på Briggs & Damm 1998). Noter: 1: Naturpleje iværksat mhp. grønbroget tudse. 2: Naturpleje iværksat mhp. strandtudse.

Strandtudse har en hurtig æg- og larveudvikling i varme vandhuller, hvilket muliggør artens reproduktion i lavvandede vandhuller, som udtørres tidligt. Herigennem kan *strandtudse* undgå konkurrence fra andre mere almindelige paddearter som *butsnudet frø* og *skrubtudse*. Uddybning af vandhullet (oprensning) kan omvendt medføre at *strandtudse* bliver udkonkurreret. Også for *grønbroget tudse* er lejlighedsvis udtørring af vandhullet nødvendig for ynglesuccessen, da arten ikke kan yngle, hvor der er prædation fra større fisk, ikke mindst ål.

Lavvandede vandsamlinger, som er særligt værdifulde for *strandtudse* og *grønbroget tudse*, er samtidig også mest udsatte for at tørre ud så tidligt, at alle haletudser dør. Selv en moderat udgrøftning af strandengen med blot lidt tidligere udtørring af lavvandede partier kan derfor være katastrofal for disse arter (Vestergaard 2000).

Udbredelse af *strandtudse* i Storstrøms Amt blev registreret i 1997 og sammenholdt med tidligere registreringer (Fig. 18). De tidligere registreringer giver indtryk af, at *strandtudse* førhen var jævnt udbredt i hele amtet, dog med ret stor afstand mellem bestandene. I 1997 blev *strandtudse* kun registreret på fem lokaliteter. Selvom *strandtudse* kan være overset på endnu ikke registrerede lokaliteter, er indtrykket af en stor tilbagegang givetvis korrekt. *Strandtudse* har klaret sig bedst på små øer og isolerede halvøer, hvor der stadig er store, uforstyrrede strandengsområder. Den største bestand i Storstrøms Amt findes i Bøtø-reservatet, hvor *strandtudse* formentlig nyder godt af områdets status som fredet reservat (Fog 1998).

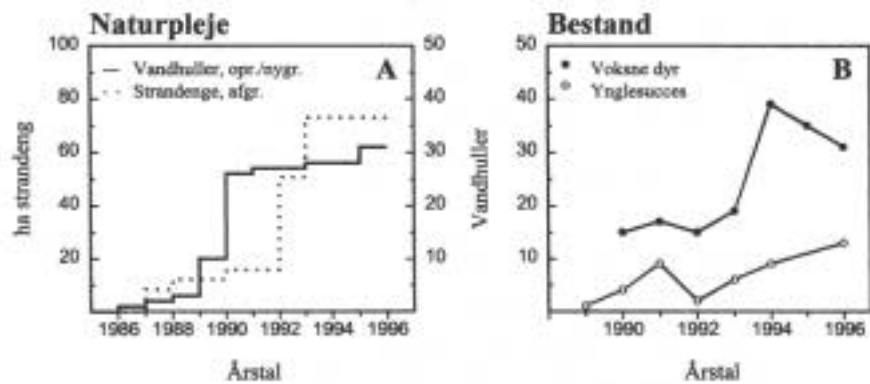
Også i Fyns Amt har bestandene af *strandtudse* været i tilbagegang (Briggs & Damm 1998). Fra 1940 til 1985 er bestandene gået stærkt tilbage, og alene i perioden 1985-90 uddøde flere af delbestandene inden for fem områder, mens hele bestanden på to lokaliteter formodentlig uddøde i 1990'erne. Opgørelser af bestandene i 1996 viste, at flere bestande er i tilbagegang - oftest på grund af manglende græsning af strandengene (Tab. 8), fx på Thurø, Bågå og Halmø. Faktisk er de fleste lokaliteter, der endnu har stabile bestande af *strandtudse*, lokaliteter med naturpleje i forhold til sikring af *strandtudse* eller *grønbroget tudse*.

Naturpleje

Eksempel på naturpleje for grønbroget tudse

I perioden 1988 til 1990 har Fyns Amt overvåget sjældne padde og iværksat naturpleje med henblik på at redde blandt andre *strandtudse* og *grønbroget tudse*. *Grønbroget tudse* var på daværende tidspunkt i stærk tilbagegang; så sent som i 1985-90 uddøde bestande på Langeland, Lyø og Halmø, og mange bestande var stærkt truet. Tilbagegangen var forårsaget dels af manglende græsning, dels af tilgroning af vandhuller og oversvømmelse af andre områder. I 1990-96 blev 40 vandhuller gravet/oprenset, og på 70 ha strandeng og eng blev der etableret afgræsning. På øer med bestande er antallet af voksne individer af *grønbroget tudse* steget fra ca. 1.000 til ca. 4.500. I samme periode er antallet af vandhuller med kvækkende hanner steget fra 15 til 30, og antallet af vandhuller med yngel steget fra 1 til 10 på de fem øer, hvor overvågning er foretaget årligt (Fig. 19). På de i alt 11 lokaliteter

med *grønbroget tudse* har seks af bestandene opnået en størrelse, så de skønnes at have gode chancer for at overleve på lang sigt. Regionalt set er *grønbroget tudse* dog stadig en sårbar art med ca. 60-70% af den samlede 1996-bestand i Fyns Amt koncentreret på de fire øer, Avernakø, Birkholm, Skarø og Strynø (Briggs og Damm 1998).



Figur 19: Naturpleje for og bestand af *grønbroget tudse* på Avernakø, Hjortø, Birkholm, Strynø og Skarø. A: Antal vandhuller og hektar strandeng afgræsset (akkumuleret). B: Antal vandhuller med hhv. voksne dyr og ynglesucces (Briggs & Damm 1998).

Nøgletendenser for strandenge

Kvaliteten af strandenge som levesteder for dyr og planter er blevet forringet, også gennem de sidste 20 år. De vigtigste årsager til denne forringelse har været tilgroning, dræning og gødskning. På langt de fleste strandenge i Fyns Amt, 342 ud af 400, var tilgroning vurderet som et problem i 1991. Samtidigt vurderedes 57% af strandengene at være direkte påvirket af dræning, og at mange af de udrænedede lokaliteter også var påvirkede af dræning (Fyns Amt 1993). En større interviewundersøgelse viste samtidigt, at gødskning forekom på hele 39% af de i alt 248 ha §3-strandenge inden for undersøgelsesområdet (Andersen upubl.).

Forringelserne i levestedet afspejles i bestandsudviklingen for arterne tilknyttet strandenge. Undersøgelse af rødlistede karplanter på strandenge i Fyns Amt før og efter 1980 viste en tilbagegang i lokaliteter med rødlistede arter på 81%. Et samleindeks for fugle som er karakteristiske for de lysåbne naturtyper viser en markant og statistisk signifikant tilbagegang de sidste 20 år. Især ses en meget stor tilbagegang for *vibe* og *rødben*. Antallet af lokaliteter med padder er generelt gået tilbage med 60% i perioden 1945-1985 (Stoltze & Pihl 1998b). I Fyns Amt findes de fleste stabile bestande af *strandtudse* nu kun på lokaliteter, hvor der er foretaget naturpleje.

Overdrev

Areal

Arealet af overdrev, som er beskyttet under Naturbeskyttelsesloven, omfatter 25.986 ha. Heraf ligger knap en tredjedel i Nordjyllands Amt, efterfulgt af Århus Amt, som har godt 4.000 ha, mens der kun er få overdrevsområder i Roskilde og Københavns Amt (Skov- og Naturstyrelsen 1998).

Typer

Overdrev er lysåben urtedomineret vegetation på veldrænet bund, typisk uden anden kulturpåvirkning end græsning. Overdrev kan findes på jævnt terræn såvel som på skrænter. Jordbunden kan være udvasket, men er det langt fra altid, den kan også være kalkrig. På fx skrænter kan erosionen modvirke udvaskningen ved hele tiden at eksponere frisk geologisk materiale. Vegetationen er i reglen tæt og danner en sammenhængende grønsvær, men den kan også være ret åben, især på steder med stærk udtørring, såsom sydvendte skrænter. Overdrev opretholdes af græsning, men arealer, som lever op til definitionen, er dog overdrev uanset om de i øjeblikket græsses. Danske overdrev kan inddeles i typer efter jordbundsforhold og graden af tørke. På sandjord, der har en lav pH, findes en type, der kan betegnes surgræsland, kalkholdig jordbund med højere pH giver grundlag for kalkgræsland, på stærkt soleksponerede skrænter findes tørgræsland og på kalk- og næringsfattigt sand findes sandgræsland (Bruun & Ejrnæs 2000). Med til overdrevsnaturen regnes også tørre krat, bestående af arter som tåler græsning, såsom *æble*, *slåen*, *enebær* samt arter af *tjørn* og *rose*. Surgræsland, sandgræsland og grønsværklit danner overgange mellem overdrev og henholdsvis hede- og klitvegetation (Bruun & Ejrnæs 1998).

Beskyttelse

Overdrev er beskyttet efter Naturbeskyttelseslovens §3. Af Vejledning om Naturbeskyttelsesloven (Skov- og Naturstyrelsen 1993) fremgår, at overdrev er naturligt veldrænede, vedvarende græsarealer. Overdrev er således tørbundsarealer med lysåben græs- og urtevegetation, der aldrig eller kun meget sjældent har været pløjet op, og som oftest er præget af græsning. Overdrev er ofte beliggende på kuperet eller andet højereliggende terræn. Overdrev kan være græssede, slåede eller uudnyttede arealer. Dyrkede marker kan, selv i nyere tid, udvikle vegetation af overdrevslignende karakter – især på mager jordbund. Sådanne arealer har hidtil også været fortolket som omfattede af lovens beskyttelse, men en helt ny landsretsdom (juni 2001) har fastslået at sådanne 'opgivne agre' med vegetation af overdrevskaraktér ikke er omfattede. Overdrev er i vejledningen næsten udelukkende defineret botanisk, ud fra forekomsten af typiske planter. Det præciseres dog, at kystskrænter, der overvejende er græsklædte, er beskyttede uanset vegetationens sammensætning i øvrigt.

EF-Habitatdirektivet omfatter tre naturtyper, som hører til overdrev (Tab. 9). Disse tre typer dækker det meste af det, vi i Danmark forstår

Tabel 9: Naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet og som hører til overdrev (Skov- og Naturstyrelsen 2000)

Naturtyper	Beskrivelse
6120* Meget tør overdrevs- eller skræntvegetation på kalkholdigt sand	Den del af dansk overdrevs- eller skræntvegetation på kalkrig-neutral sandjord, som er eller formodes at være naturligt åben som følge af meget tør, varm og sandet jordbund. Der er ofte synlig bar jord mellem planterne, og ret stort indslag af enårige arter. Den naturlige tørhed og jordens urolighed har været nok til at holde vegetationen åben
6210 Overdrev og kret på mere eller mindre kalkholdig bund do. *(vigtige orkidelokaliteter)	Den del af dansk overdrevsvegetation, inklusive skrænter og krat, som er ekstensivt drevet og vokser på mere eller mindre kalkrig bund. Der skal som regel have været græsset, selvom græsning kan være ophørt for en del år siden, eller eventuelt kun sker ved den naturlige fauna
6230* Artsrige overdrev eller græsheder på mere eller mindre sur bund	Den del af dansk overdrevsvegetation (inklusive græshede), som er ekstensivt drevet og vokser på mere eller mindre sur bund, og som danner sammenhængede (sluttet) grønsvær (domineret af flerårige arter), inklusive krat eller buske – dog eksklusiv områder domineret af dværgbuske

* prioriterede naturtyper, som er særlig vigtige at beskytte, da de inden for EU anses for sjældne eller truede.

ved overdrev, dog er sandgræsland uden en sluttet grønsvær ikke omfattet, medmindre det forekommer i klitter, og meget artsfattigt surgræsland er heller ikke omfattet (Skov- og Naturstyrelsen 2000). Endvidere omfatter Habitatdirektivets overdrevstyper kun overdrev, som ikke er markant påvirket af gødskning og omlægning.

Økologi

Overdrev er en meget artsrig naturtype og et vigtigt levested for oprindeligt hjemmehørende planter, svampe og hvirvelløse dyr. For eksempel findes 32% af alle danske karplantearter på overdrev, og 55% af de danske dagsommerfuglearter er specifikt knyttet til overdrev.

Overdrev er imidlertid samtidig en dynamisk naturtype. Overdrevsvegetation kan betragtes som et stadium i en succession i retning mod skov - en succession, som er sat i stå af græsningen samt eventuelle klima- og jordbundsfaktorer, der hindrer trævækst. På tørre sandede skrænter og på kalkbund forløber denne tilgroning umådeligt langsomt, mens det går ganske stærkt på frodig morænejord. Uden græsning vil det første der typisk sker være en tilgroning med høje græsser og urter. Samtidig vil en række små arter forsvinde og diversiteten vil falde. Der er dog også nogle overdrevsarter, som kan trives i en årække uden græsning og danne sammenhængende højstaudevegetation. I visse tilfælde kan et sådant højstaude-stadium være langvarigt, da højstaudevegetationen gør det vanskeligt for vedplanter at etablere sig. På et tidspunkt vil indvandringen af vedplanter begynde. Selv når et overdrev græsses vil det sjældent være i fuldstændig ligevægt. Langsomt indvandrer tornede buske, som spirer godt i vegetationsåbninger med tilgængelig mineraljord, og som tolerer græsning. De fleste af de rigtigt gamle overdrev, vi har tilbage i Danmark, er karakteriserede ved små sammenhængende grupper primært bestående af sådanne græsningstolerante vedplanter.

Trusler

Gødskning og tilgroning er de største trusler mod overdrevsnaturen. Drifthistoriens store betydning for overdrevenes biologiske kvalitet illustreres af en undersøgelse af vegetationen på en lang række danske overdrev (se noter tab. 9), hvor drifthistorien havde større indflydelse

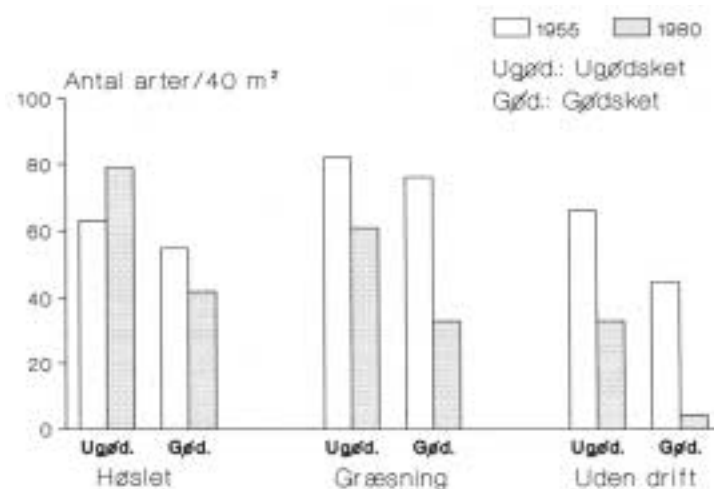
på artssammensætningen end de naturgivne betingelser (Ejrnæs & Bruun 1995).

Tilgroning

Tilgroning synes at være et alvorligt problem i opretholdelsen af danske overdrev og deres karakteristiske vegetation. Feilberg (1990) gensejlede i 1989 et stort antal skrænter med overdrev, hvis vegetation var blevet kortlagt af Böcher og Fredskilde i hhv. 1940 og 1951. Undersøgelsen viste, at vegetationen mange steder havde forandret sig markant i løbet af de mellemliggende ca. 50 år. En tredjedel af skrænterne var fuldstændigt tilgroede med vedplanter, og mange af de øvrige skrænter var blevet invaderet af højt voksende konkurrencearter, især *draphavre*. På flertallet af skrænterne kunne der endvidere observeres en klar tilbagegang for arter knyttet til næringsfattig jordbund og en fremgang for kulturbundne arter.

Den nærliggende forklaring på de observerede ændringer er det udbredte ophør af græsning, men det er sandsynligt, at indirekte gødskning og kvælstofdeposition mange steder har ført til en accelereret tilgroning. Netop kombinationen af græsningsophør og eutrofiering virker særlig negativt. Et 25-årigt forsøg på overdrev i Skåne viste, at gødskning havde størst negativ effekt på artsantallet, når den kombineredes med ophør af drift, græsning eller høslæt (Fig. 20). Begge faktorer bidrager til en forøget ophobning af levende biomasse og førne. Her var vegetationen ikke længere karakteristisk lav og åben, men i stedet høj og lukket, hvor kun få arter nu kunne spire og overleve i den intensive konkurrence om lys og næringsstoffer (Forgelfors & Steen 1982 citeret i Plöger 1991).

For alle tre overdrevstyper omfattet af Habitatdirektivet (Tab. 9) angives det, at naturtyperne på mange af forekomsterne er påvirket af omfattende tilgroning, og at der er registreret væsentlig tilbagegang for disse typer og deres arter som følge af tilgroning (Pihl et al. 2000). Bevaringsstatus for to af typerne er vurderet som usikker, mens bevaringsstatus for den sidste type er vurderet som ugunstig.



Figur 20: Udviklingen i artsrigdom over 25 år, målt som artstæthed i hhv. 1955 og 1980, på et skånsk overdrev på sandjord med forskellige eksperimentelle driftsformer igennem perioden, nemlig gødet vs. ugødet samt høslæt vs. græsning vs. uden sådan udnyttelse. Ændringen (faldet) i artsrigdommen fra 1955 til 1980 på gødskede prøveflader er for alle tre driftsformer signifikant forskellig fra ændringen på ugødskede prøveflader. (Gengivet efter Fogelfors & Steen 1982 i Plöger 1991).

Feltbotanisk Klub undersøgte nogle overdrevsplanters udbredelse i Danmark (Petersen 1994), og det blev registreret, om arterne forekom på græssede eller ugræssede lokaliteter (Tab. 10). For de ugræssede overdrev fremgår det dog desværre ikke, hvornår eventuel græsning ophørte. Det ses dog tydeligt, at nogle arter, som fx lancetbladet høgeurt, er meget afhængige af konstant græsning.

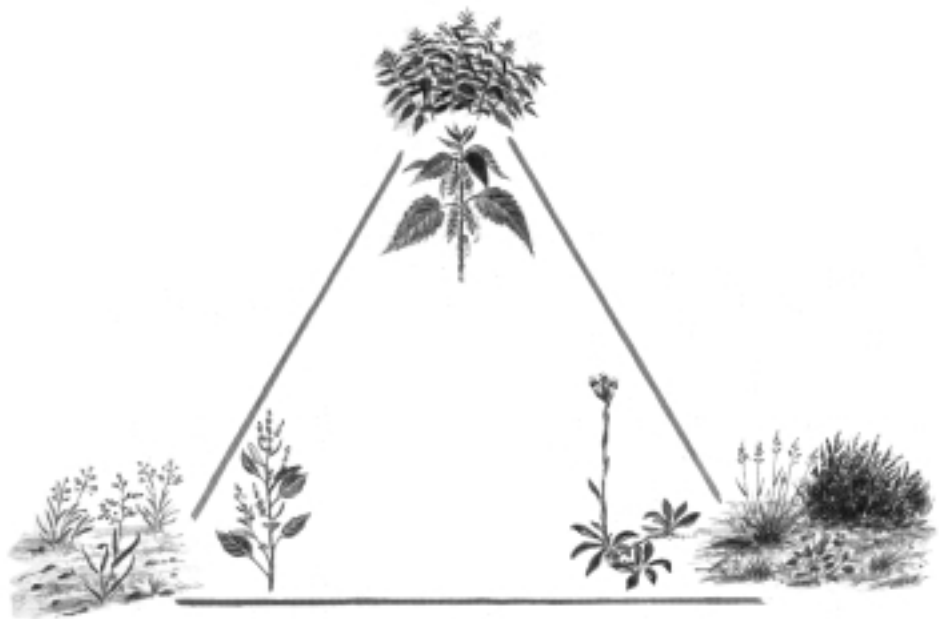
Tabel 10: En række plantearters forekomst på græssede og ugræssede overdrev. Kun overdrev, hvor der forelå oplysninger om græsningsforhold, er medtaget (N=610), og heraf var 65% græssede og 35% ugræssede (efter Petersen 1994). For arter, hvor græsning er uden betydning, forventes 65% af fundene således at forekomme på de græssede lokaliteter.

	Andel af fund på græssede overdrev (%)	Antal fund i alt (100%)
> 65% af fund på græssede lok.:		
<i>Lancetbladet Høgeurt</i>	94	48
<i>Forskelligfarvet Forglemmigej</i>	84	81
<i>Lav Tidsel</i>	82	129
<i>Vår-Star</i>	77	92
<i>Hjertegræs</i>	75	184
<i>Kornet Stenbræk</i>	74	333
<i>Guldblomme</i>	73	63
<i>Knold-Ranunkel</i>	72	313
<i>Dunet Vejbred</i>	71	94
< 65% af fund på græssede lok.:		
<i>Knoldet Mjødurt</i>	58	98
<i>Lav Skorzonér</i>	57	84
<i>Eng-Havre</i>	56	125
<i>Dunet Havre</i>	48	95

Lancetbladet høgeurt var tidligere vidt udbredt og ret almindelig næsten overalt i landet (Fig. 21), men er netop gået stærkt tilbage (se nedenfor). Andre arter kan klare sig længere efter ophørt græsning. Det gælder fx *lav skorzonér*, der kan stille sine rosetblade mere lodret og frembringe en 1? meter høj blomstrende stængel (Christensen 1994).



Figur 21: TBU-kort, der viser den tidligere udbredelse af *lancetbladet høgeurt* (Gengivet efter Wiinstedt 1939). Fuld skravering betyder, at arten var almindeligt udbredt.

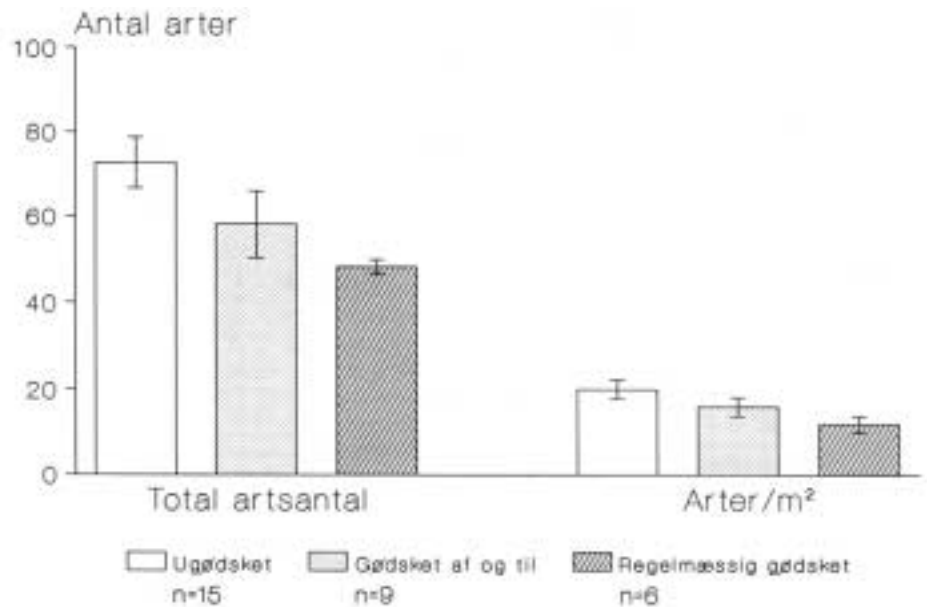


Figur 22: En inddeling af levesteder i tre forskellige typer giver et godt overblik over de forskellige plantearters overlevelsesstrategier (Gengivet efter Ejrnæs et al. 1998). Store hurtigtvoksende arter, som fx *stor nælde* og *lådden dueurt*, er tilpasset næringsrige og stabile levesteder. De kaldes konkurrenceplanter, fordi de sådanne steder vokser hurtigt og er i stand til at tage lys og næring fra andre arter. Hurtigt voksende arter med hurtig frøsætning, som fx *hvidmelet gåsefod*, er tilpasset ustabile miljøer og kaldes pionérplanter, da de er gode til at kolonisere nye områder. Små langsomt voksende arter, som fx *kattefod* og *liden klokke*, er tilpassede næringsfattige og stabile miljøer og kaldes nøjsomhedsplanter. Nøjsomhedsplanterne kan også vokse (og vokser endda hurtigere) på mere næringsrig jordbund, men bliver i dette miljø udkonkurreret af de hurtigtvoksende konkurrenceplanter. Alle tre plantetyper er tilpasset forskellige naturlige naturtyper, men desuden trives pionérplanter også på dyrkede marker, mens konkurrenceplanterne trives på udyrkede næringsrige arealer. Nøjsomhedsplanterne bliver skygget bort på de næringsrige levesteder og er derfor blevet de store tabere – ikke kun i Danmark, men i hele den vestlige verden. Problemet er ekstra stort, fordi der ovenikøbet er flere arter af nøjsomhedsarter end af konkurrence- og pionerarterne, og det skyldes, at næringsfattige miljøer har været næsten enerådende indtil dette århundrede.

Kvælstoftilførsel

Et af nøglepunkterne for overdrev er næringsstofferne. Den mængde kvælstof, landbruget typisk tilfører ved NPK-gødskning af vedvarende græsarealer ligger i størrelsesordenen 50-150 kg N/ha/år, hvilket er af samme størrelsesorden som den mængde plantetilgængeligt kvælstof som årligt mineraliseres på ugødskede overdrev. Selv et enkelt års tilførsel af gødning kan medføre ændringer, og længere tids gødskning medfører uvægerligt, at artsrig overdrevsvegetation degenererer til artsfattig og triviel vegetation bestående af hurtigtvoksende pionérplanter og konkurrenceplanter (Fig. 22).

Den negative effekt af gødskning på artsdiversiteten ses også klart af ovennævnte skånske forsøg over 25 år (Fig. 23). Her var resultatet af gødskning et signifikant fald i både det totale antal af arter og det gennemsnitlige antal arter pr. m² (gengivet efter Fogelfors & Steen 1982 cit. i Plöger 1991).



Figur 23: Gødskningens effekt på artsdiversiteten, såvel det totale artsantal som artstætheden, i et 25-årigt forsøg på overdrev på sandjord i Syd-Skåne.

Gødskningens store betydning for overdrevsvegetationen illustreres også af observationer på Ordrup Næs (Nordsjælland), hvor der findes to overdrevslokaliteter, der formentlig aldrig har været opdyrket (Bruun & Ejrnæs 1995). Lokaliteterne er botanisk værdifulde med arter som *due-skabiose*, *svalerod*, *aks-ærenpris*, *hjørterod*, *grå-* og *vår-potentil*, *lyng-silke* og *dansk astragal*, samt en lang række sjældne 'overdrevs-svampe' af slægterne *vokshat*, *rødblåd* og *køllesvamp*. Men på begge lokaliteter findes de sjældne og karakteristiske arter kun på mindre arealer – cirka 20% af hver lokalitet. Hovedparten af lokaliteterne har nemlig i de sidste 25 år været gødsket med flere hundrede kg NPK-gødning pr. ha om året, og på disse gødskede arealer finder man hovedsageligt en monoton grønsvær domineret af *almindelig rajgræs*.

Der er ingen landsdækkende undersøgelse af hvor stor en del af overdrevene, der gødskes. En større interviewundersøgelse om forvaltning af vedvarende græsarealer (udvalgt geografisk repræsentative og inkluderende vedvarende græsarealer knyttet til forskellige naturtyper) viste, at ikke mindre end 58% af overdrevsarealet blev gødsket og i flere tilfælde også omlagt (Andersen, unpubl.). Selvom undersøgelsen kun omfattede privatejede vedvarende græsarealer inden for landbrugsdriften, og altså ikke medregnede statsejede eller ugræssede overdrevsarealer, er der alligevel tale om en opsigtsvækkende høj andel.

I Danmark er der ikke udført systematiske undersøgelser af effekten af kvælstofdeposition på overdrev. Internationalt har man fastsat tålegrænsen for de mest følsomme artsrige overdrev til 10-15 kg N/ha/år, mens kalkoverdrev har en lidt højere tålegrænse på 15-35 kg N/ha/år (Bak et al. 1999). Det vurderes samtidigt, at tålegrænsen for de danske overdrev ligger i intervallet 10-15 kg N/ha/år. Den lokale påvirkning er summen af den generelle deposition plus det lokale bidrag, som mange steder er betydeligt – især p.g.a lokale bidrag fra ammoniak, der især kommer fra husdyrproduktion i landbruget, og som i stor udstrækning afsættes tæt ved kilden (Bak et al. 1999).

Fragmentering

I det danske landbrugslandskab ligger naturarealerne spredt som større eller mindre fragmenter adskilt af agerland. Man kan tale om at naturen er blevet fragmenteret. Det tilbageværende overdrevsareal er stærkt fragmenteret, og fragmenterne ligger spredt, og ofte med store indbyrdes afstande. Overdrev er generelt mere fragmenterede end de øvrige beskyttede naturtyper. Overdrevene er i dag trængt tilbage til små stejle skrænter – ved kysten, i ådale og på bakkestrøg - mens de andre lysåbne naturtyper ofte dækker store sammenhængende arealer i bunden af ådale, ved kysterne og i flyvesandsområder. Opsplitningen har to typer af effekter, dels en større kontaktflade mellem agerjord og natur, og dels isolation af de enkelte arters bestande.

Den større kontaktflade, randeffekten, forårsager bl.a. øgede tilførsler via afdrift af gødnings- og sprøjtemidler, idet det er almindelig landbrugsmæssig praksis at gødske og sprøjte ind over naboarealer for at opnå fuld dosering ud til markranden. Der kan altså ske en betydelig tilførsel af næringsstoffer fra dyrkede agre til overdrevsarealer – især ned af skrænter, hvilket har stor betydning for overdrev, da mange overdrev findes på skrænter (Bruun & Ejrnæs 1998).

Isolationen af bestandene, fragmenteringen, betyder, at arealerne og dermed bestandene på arealerne bliver mindre men også at disse mindre bestande i højere grad isoleres fra hinanden. Størrelsen af en bestand svinger oftest fra år til år, og en gang imellem medfører katastrofeagtige hændelser (fx ekstreme vejrforhold i et eller flere på hinanden følgende år) dramatiske nedgange i lokale bestande. Sådanne situationer fører naturligvis hurtigere til kritiske lave bestande og ud døen for små bestande end for store bestande. I en fragmenteret naturtype som overdrev, hvor der er langt til nærmeste nabobestand, er sandsynligheden for genindvandring lille. Små og isolerede bestande leverer også færre emigranter, hvilket også medvirker til mindre spredning af bestande til nye egnede men ubeboede levesteder (Hanski & Gilpin 1997). Samtidig er mulighederne for frøspredning med dyr over lange afstande også reduceret. Før landboreformen i slutningen af 1700-tallet var mange overdrev en del af landsbyens fællede, der blev afgræsset af husdyr, som havde mulighed for at bevæge sig over et stort område. Mange plantearter er tilpasset dyrespredning, enten ved at hænge i pels eller klove eller ved at bevare spiringsevnen gennem passage af dyrenes mave og tarm (Bruun & Fritzboeger 1999).

Det bør nævnes, at overdrevene også fra naturens hånd har været en fragmenteret naturtype, omgivet af skov, strand, mose, klit og hede. Hvorvidt overdrevene i dag er mere fragmenterede, end de ville have været hvis mennesket ikke havde "blandet sig" i udviklingen er uvist. Og mens der er god grund til at forklare tilbagegangen for mange af overdrevenes arter med hel eller delvis ødelæggelse af levestederne, er betydningen af reducerede spredningsmuligheder som følge af isolation dårligere underbygget (jf. også diskussion i Harrison 1994).

Invasive arter

Tilgroningstruslen mod overdrevene er blevet forøget ved at store græsningssområder gennem dette århundrede er blevet konverteret til

nåleskovsplantager og sommerhusområder. Herfra breder sig mange steder forskellige invasive arter som *rynket rose*, *gyvel*, *skov-fyr* og *bjerg-fyr* sig ind på tørre sandede arealer. Sådanne arter må betragtes som en trussel mod bl.a. "tørketålende græsvegetation på kalkrig jordbund" - en af EF-Habitatdirektivets naturtyper. Truslen er både direkte (konkurrence) og indirekte, idet indvandring af vedplanter mildner det lokale klima og modvirker de betydningsfulde erosionsprocesser (Pihl et al. 2000).

Arter og artsgruppers udvikling

Planter

Overdrev huser en særegen flora. Blandt de almindelige og karakteristiske arter er der næppe én, der ikke også forekommer ret hyppigt i andre naturtyper, mens der blandt de sjældne arter er mange specialiserede arter af karplanter, mosser, laver og svampe.

Ud af 66 rødlistede overdrevsplanter findes 28 arter på kalkgræsland (Tab. 11). Af disse 28 arter har 21 arter førhen været mere almindelige. Det tilsvarende antal for tørgræsland er 23 arter, hvoraf 17 arter førhen var mere almindelige og for surgræsland 15 arter, hvoraf 7 førhen var mere almindelige. Det er især arter i kategorierne 'sårbar' og 'sjælden', som tidligere har været mere almindelige, mens de arter, der er 'uddøde/muligvis uddøde' aldrig har forekommet med mere end nogle få (spontane) populationer (Dette mønster genfindes dog ikke hos danske dagsommerfugle, jf. nedenfor). Foruden de rødlistede arter er også mange ikke-rødlistede overdrevsarter gået markant tilbage i det sidste halve århundrede. Det skyldes dels overdrevsfloraens store artsrigdom, og dels at den generelle tilbagegang for naturarealet i Danmark gennem de sidste 200 år har ramt overdrevsnaturen særlig hårdt (Bruun og Ejrnæs 1998).

I perioden 1980-89 undersøgte Feltbotanisk Klub udbredelsen af en række karakteristiske planter for overdrev og heder. I undersøgelsen blev Danmark inddelt i 2.200 ruder á 5x5 km, og der blev indsamlet oplysninger fra halvdelen af ruderne. *Lancetbladet høgeurt* var tidligere anset for almindelig til ret almindelig over hele landet med undtagelse af den jyske vestkyst (Fig. 21). Med de spredte fund i 1980-89 må *lancetbladet høgeurt* konstateres at være gået meget tilbage. Arten er, som tidligere nævnt, følsom over for tilgroning og findes næsten udelukkende på græssede lokaliteter (Petersen 1994). Arten forekommer mest

Tabel 11: Udbredelsen på forskellige typer overdrev af 66 plantearter, omfattet af kategorierne 'forsvundet', 'truet', 'sårbar' og 'sjælden' på Rødlisten 1990, samt arternes tidligere udbredelse (ombearbejdet efter Bruun & Ejrnæs 1998).

	Forsvundet/muligvis forsvundet		Akut truet		Sårbar		Sjælden	
	tidligere mere almindelig	altid fåtallig	tidligere mere almindelig	altid fåtallig	tidligere mere almindelig	altid fåtallig	tidligere mere almindelig	altid fåtallig
kalkgræsland	0	2	2	3	5	2	14	0
tørgræsland	0	2	0	0	1	2	16	2
surgræsland	0	3	1	0	3	2	3	3
Total	0	7	3	3	9	6	33	5

på mere fugtige overdrev, der ved græsningsophør særlig hurtigt gror til med høje græsser og urter.

Vår-star var tidligere almindelig på øerne og i Østjylland. Selvom den lille, tidligt blomstrende plante let overses, så har tilbagegangen været markant, især på Fyn og Sjælland. *Vår-star* er meget følsom over for gødskning og er afhængig af græsning for at kunne klare sig (Petersen 1994). Også mindre almindelige arter, som fx almindelig månerude, blev undersøgt. *Almindelig månerude* vokser på gamle sandede brakmarker, overdrev, heder og klitter og forekom tidligere ret hyppigt i hele Jylland og noget sjældnere på øerne. I undersøgelsen blev arten fundet mange steder i det nordlige Jylland, mens manglen af fund i det vestlige og sydlige Jylland kan skyldes mangel på feltbotanikere. På øerne er *almindelig månerude* blevet sjælden, måske undtaget den nordlige halvdel af Sjælland. Mange af artens tidligere voksesteder er forsvundet eller ødelagt, da permanente græsningsarealer på tør bund er blevet sjældnere, og nu ofte gødskes (Christiansen & Nielsen 1986).

Status over orkidéer i perioden 1979-94 (Wind 1997) viste, at nogle arter som *salep-gøgeurt*, *horndrager* og *hylde-gøgeurt* gik frem på de i alt 7 overvågede bestande. Andre arter som *hvid sækspore* og *bakke-gøgelilje* var gået markant tilbage med mere end en halvering i antal blomstrende skud på de i alt 13 overvågede lokaliteter, som inkluderede alle lokaliteter med hvid sækspore (Tab. 12).

Tab. 12: Status og udviklingstendenser for orkidéer på overdrev (Wind 1997). Arterne er anført efter deres status på Rødlisten 1997 (Stoltze & Pihl 1998b).

	National totalopgørelse		Status for udvalgte overvågede orkidébestande			
	Antal lok. 1979 ¹	Antal lok. 1994 ²	Antal bestande	Første år, antal skud	Seneste år, antal skud	Udviklings- tendens
Forsvundet:						
<i>ridder-gøgeurt</i> *	0	0				
<i>poselæbe</i> *	0	0				
<i>skrueaks</i> *	1-2	0				
Akut truet:						
<i>bakke-gøgeurt</i> *	1-2	13	1	13	11	?
<i>hvid sækspore</i> *	3-20	7	7	23	11	--
Sårbar:						
<i>flueblomt</i> *	1-2	1				
<i>fruesko</i>	1-2	2	1	58	91	+
Sjælden:						
<i>horndrager</i> *	1-2	1	1	13	632	++
<i>salep-gøgeurt</i> *	21-200	33	3	531	1398	++
<i>hylde-gøgeurt</i>	3-20	13	3	315	923	++
<i>rød hullæbe</i>	1-2	2	1	16	8	?
<i>stor gøgeurt</i>	3-20	10	3	317	357	o
Ej på listen:						
<i>bakke-gøgelilje</i>	>200	123	6	146	58	--
<i>pletlet gøgeurt</i>	>200	367	8	807	658	o
<i>ægbladet fliglæbe</i>	>200	411	8	556	355	-
<i>skov-gøgelilje</i>	>200	283	5	464	191	--
<i>tyndakset gøgeurt</i>	>200	513	11	1010	1763	+

* Forekommer kun på naturtypen overdrev. Udviklingstendens (++) fremgang >100%, (+) fremgang 25-50%, (o) udvikling ±25%, (-) tilbagegang 25-50%, (--) tilbagegang >50%, (?) vurdering ikke mulig.

Note 1: Baseret på skøn af Løjtnant, 1979; 2: Overvågning af orkidéer foregår fortsat, men oversigt med samlede udviklingstendenser ikke udarbejdet for de seneste år.

Opgørelsen af status før og nu er ikke præcis og nuanceret nok til på tilfredsstillende måde at belyse udviklingen i de enkelte bestande. Ud fra de generelle tendenser er det dog vurderet, at mens antallet af bestande (antal forekomster nationalt) synes at være stabiliseret, bliver antallet af individer i bestandene stadig mindre. Nedgang i indvidantal menes især at hænge sammen med ophør af drift. Desuden er der en tendens til, at nedgang især forekommer hos de orkidé-arter med de snævre habitatkrav, dvs. tilknyttet en enkelt naturtype, mens orkidéarter med en bredere økologisk amplitude klarer sig bedre (Wind 1997).

Svampe, mosser og laver

På overdrev ses et særligt samfund af svampe. Det er svampe af de meget artsrige slægter *vokshat*, *rødblåd* og *køllesvamp*. Dertil kommer de mindre slægter *jordtunge*, *nonnehat* og *alfehat*. På virkeligt artsrige overdrevslokaliteter kan findes en snes arter af *vokshat*, lige så mange af *rødblåd*, en halv snes *køllesvamp*-arter, samt et par arter af *jordtunge* og *nonnehat* (Bruun & Ejrnæs 1998). Endvidere er gamle overdrevskrat på varme skrænter et vigtigt levested for en række svampearter, herunder flere rødlistede arter af slægten *parasolhat*. En sammenligning af lav- og mosfloraen på ikke-gødskede danske overdrev omkring 1950 og 1995, tyder på at der har fundet ændringer sted i mos- og lavfloraen, omend disse ændringer er små sammenlignet med tilsvarende ændringer i Holland (Ejrnæs & Poulsen, i trykken). De mest sandsynlige årsager til ændringerne på de danske overdrev er et generelt aftagende græsningstryk. Mange mosser og laver er nemlig afhængige af en lysåben og forstyrret jordbund uden et tæt plantedække.

Fugle

De danske overdrev har generelt en lav ynglefugletæthed og er forholdsvis artsfattige. Fuglefaunaen består sædvanligvis af *sanglærke*, *tornirisk*, *tornsanger*, *engpiber*, *gulspurv*, *bynkefugl* og *rødrygget tornskade* (Bruun & Ejrnæs 1998), hvoraf de fleste kræver en vis kratvegetation for at yngle.

Det samme gælder for den sjældne overdrevsart, *høgesanger*, en af landets sjældneste og mest truede fuglearter. *Høgesanger* er omfattet af rødliste 1997 som akut truet, men arten er muligvis forsvundet. Denne fugl var tidligere udbredt over hele Danmark, men allerede fra begyndelsen af det 20. århundrede blev udbredelsesområdet indskrænket og i 1940 var den forsvundet fra det meste af Jylland. I 1960'erne blev bestanden anslået til 100-200 ynglepar, mens senere systematiske undersøgelser har vist, at Danmark i 1983 kun havde 16 ynglepar og i 1984 kun 9 (Grell 1998). I 1998 blev der kun registreret et enkelt ynglepar (på Møn), mens ynglende *høgesanger* i 1999 ikke blev set på nogle af de lokaliteter, som var kendt for at rumme *høgesanger* (Grell 2000). De sidste 20-40 år har bl.a. budt på radikale ændringer af høgesangerens hjemlige biotoper især med ændret landbrugsdrift, men også opførelse af sommerhusbebyggelser og brugen af kystnære områder til rekreative aktiviteter. Manglende kendskab til de konkrete årsager til de seneste 15-20 års tilbagegang for *høgesanger* gør det vanskeligt at udpege foranstaltninger, der muligvis kunne vende udviklingen (Grell 1998).

Insekter generelt

Mange insektarter er tilpasset det specielle mikroklima på de lysåbne og tørre overdrev og en betydelig del af Danmarks ca. 18.000 insektarter er mere eller mindre specifikt knyttet til overdrev. Blandt de bedst studerede insektgrupper, sommerfugle med ca. 2.400 arter og biller med ca. 3.700 arter, er 25-30% af arterne helt eller delvist knyttet til overdrev. Blandt de 1.024 billearter, som er omfattet af Rødliste 1990, forekommer 272 (25%) på overdrev (Bruun & Ejrnæs 1998).

Dagsommerfugle

Danmark har 73 hjemmehørende dagsommerfugle, hvortil der traditionelt knytter sig en særlig interesse, og hvor videngrundlaget mht. biologi og udbredelse også er særlig godt (Stoltze 1996). Hele 40 af disse arter er tilknyttet overdrev og 15 af disse er omfattet af rødlisten (Fig. 24). Ud af de 14 rødlistede arter, som stadig lever i Danmark, har 13 tidligere været mere almindelige (Tab. 13). Årsagerne til dagsommerfuglenes markante tilbagegang på overdrev er ikke undersøgt i detaljer, men opdyrkning, gødskning og tilgroning formodes at høre til de vigtigste årsager. Opdyrkning har ført til at store områder er forsvundet, mens tilgroning og gødskning har medført ændret kvalitet i de tilbageblevne områder. Ved gødskning bliver vegetationen tættere og højere, hvorved mikroklimaet nær jordoverfladen bliver betydeligt koldere. Derfor har gødskning af overdrevsarealer, selv i beskedent omfang, formentlig en alvorlig negativ effekt på dagsommerfugle og andre insekter, idet mange af disse er varmekrævende arter, der opholder sig nær jordoverfladen i ganske lav eller åben vegetation (Stoltze 1996, Bruun & Ejrnæs 1998). Tilgroning og gødskning vurderes således til at være de negative faktorer, som påvirker flest rødlistede sommerfuglearter (Tab. 13).

Mange af arterne har været i tilbagegang i årtier, men selv hvor tilbagegangen først for alvor observeres i disse år, skal årsagerne meget vel findes i hændelser og forandringer for år tilbage.



Figur 24: Levestederne for 73 hjemmehørende arter af dagsommerfugle. Arterne tilknyttet overdrev er opdelt i rødlistede og ikke-rødlistede arter.

Modelberegninger viser, at der kan gå flere hundrede år fra en habitatreduktion eller fragmentering har fundet sted til arten faktisk uddør (Hanski 1997). Overdrevene var tidligere blandt de mest udbredte lysåbne naturtyper i Danmark, men allerede i 1800-tallet skete der en

Table 13: Rødlistede dagsommerfugle på overdrev og de to negative faktorer, som påvirker flest arter (Udarbejdet på basis af Stoltze og Pihl 1998 og Stoltze 1996).

Art	Levested	Status	Tidligere udbredelse	Årsag til tilbagegang	
				tilgroning	gødskning
<i>sort ildfugl</i>	overdrev	forsvundet	to solide bestande	x	
<i>fransk bredpande</i>	overdrev	akut truet	mere almindelig	x	x
<i>hedepletvinge</i>	grænseområder ml. fugtige og tørre arealer på næringsfattig bund, fx hede, tørvemose og klitlavning	akut truet	mere almindelig	x	x
<i>sortpletlet blåfugl</i>	klitheder og tørre ugødede overdrev	akut truet	mere almindelig	x	
<i>sortbrun blåfugl</i>	overvoksede klitter, kystskrænter og kystoverdrev m. <i>blodrød storkenæb</i>	akut truet	har altid været fåtallig	x	
<i>gråbåndet bredpande</i>	kystnære heder og overdrev, ældre klitter	sårbar	mere almindelig	x	x?
<i>kommabredpande</i>	strandoverdrev, klitområder	sårbar	mere almindelig	x	x?
<i>markperlemorsommerfugl</i>	ugødskede blomsterrige steder (overdrev)	sårbar	mere almindelig	x	x
<i>skovperlemorsommerfugl</i>	enge og overdrev langs skovbryn, ugødede skovenge	sårbar	mere almindelig	x	x
<i>klitperlemorsommerfugl</i>	klitter, heder, sandede marker og overdrev	sårbar	mere almindelig		
<i>okkergul pletvinge</i>	åbne tørre steder på let jord	sårbar	mere almindelig	x	x
<i>guldhale</i>	lysåbne krat el. skovbryn m. slåen el. mirabel	sårbar	mere almindelig		
<i>violetrandet ildfugl</i>	ugødede, blomsterrige og svagt sårbar græssede overdrev og enge		mere almindelig	x	x
<i>engblåfugl</i>	ugødede og blomsterrige fugtige og tørre arealer; også i pionervegetation på ler	sårbar	mere almindelig	x	x
<i>argusblåfugl</i>	heder el. i tilgroede klitter m. kort vegetation, moseterræn m. solvarme pletter af blottet tørvejord	sårbar	mere almindelig	x	

markant indskrænkning som følge af opdyrkning. Siden har gødskning, omlægning, tilplantning og tilgroning gjort yderligere indhug på areal og kvalitet af overdrevene. Selvom tilbagegangen i dag er bremset op, kan den fortsat negative udvikling for sommerfuglearterne godt skyldes, at mange af de sidste bestande har været så små og isolerede, at det kun var et spørgsmål om tid før de uddøde (jf. diskussion om fragmentering ovenfor).

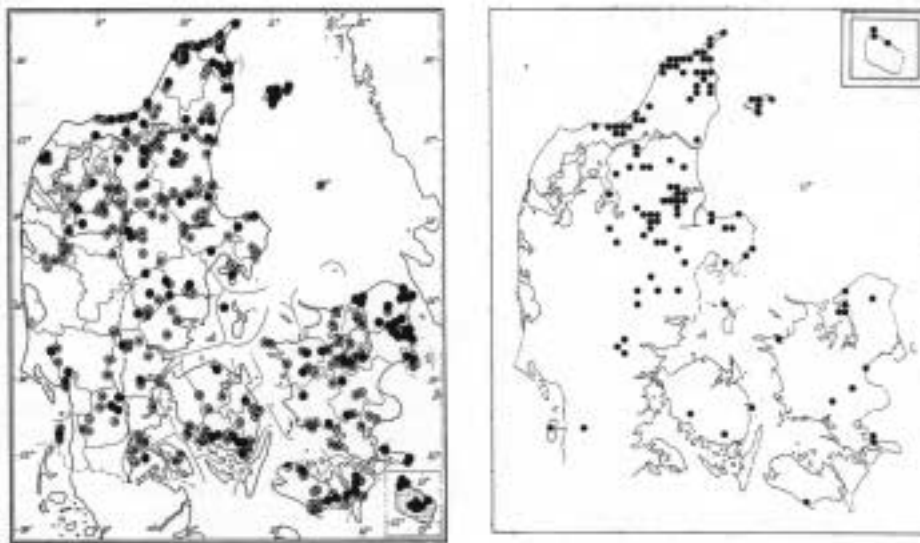
Padder

Overdrev er en vigtig naturtype for flere arter af padder. Det gælder navnlig de sjældne, varmekrævende arter, der kræver lysåbne, ikke for tilgroede og ikke for eutrofe vandhuller, og sådanne finder man typisk på overdrev. I Danmark er vandhuller på overdrev et typisk levested for *klokkefrø*, som er opført på rødlisten som 'akut truet'. Også *løvfrø*, som er opført på rødlisten som 'sårbar', trives særlig godt på overdrev med varme vandhuller og krat. Desuden er overdrev med vandhuller vigtige for *løgfrø*, *grønbroget tudse*, *strandtudse*, *springfrø* og *grøn frø* samt *stor* og *lille vandsalamander*. For at bevare paddearterne på overdrev er det vigtigt at finde den rette græsningsform. Hvis fx græsningstrykket bliver for stort, kan både vandhuller og overdrevsvegetation blive for nøgne med for få skjulesteder (Bruun & Ejrnæs 1998)

Eksempel 1 - Bakke-gøgelilje

Udbredelsen af *bakke-gøgelilje* blev kortlagt i 1947 og opdateret frem til 1974 (Fig. 25). Denne kortlægning viste, at *bakke-gøgelilje* har forekommet jævnt udbredt over hele Danmark, dog kun fåtalligt i Vestjylland.

Undersøgelser i 1980'erne af Feltbotanisk Klub viste, at *bakke-gøgelilje* næsten var totalt forsvundet fra den sydlige del af Jylland og fra Øerne, inkl. Bornholm. Selvom der er angivelser af flere fund på Sjælland, er de fleste af bestandene så små, at der ikke hvert år findes blomstrende individer, og den sjællandske bestand er samlet set næppe på mere end 100 blomstrende individer pr. år (Christiansen 1989). I 1994 var det samlede antal kendte lokaliteter med *bakke-gøgelilje* 124, og i de seks overvågede bestande var der en markant tilbagegang på 60% (Wind 1997). Ifølge resultater fra de seneste års overvågning synes *bakke-gøgelilje* at fortsætte med at gå tilbage, bl.a. er arten forsvundet på overvågede lokaliteter i Roskilde, Sønderjyllands og Viborg amter, og er således kun fundet i overvågede lokaliteter i Nordjyllands Amt, hvor den kun er i fremgang i én ud af ni bestande (Wind 1999).



Figur 25: Udbredelse af bakke-gøgelilje før 1974 (t.v.). Kvadrater med angivelser af bakke-gøgelilje 1982-89 (t.h.).
•: fund med herbariebelæg. §: litteraturangivelser]] temmelig almindelig. (Gengivet efter Grøntved 1948 og Christiansen 1989).

Eksempel 2 - Hedepletvinge

Hedepletvinge lever ofte i grænseområdet mellem fugtige og tørre arealer på næringsfattig jordbund med artsrig lav vegetation. Den yngler i områder med rigelige mængder af *djævelsbid*, der er larvernes fortrukne værtplante (Stoltze 1996).

I det 19. århundrede var *hedepletvinge* udbredt i det meste af landet, men i dag lever den kun få steder i Jylland. *Hedepletvinge* er rødlistet som en akut truet art og er opført på EF-Habitatdirektivet. Det er vurderet, at den i 1999 var på 6-10 lokaliteter. Eftersøgninger i 1998 på 21 lokaliteter, hvor *hedepletvinge* de fleste steder var blevet påvist i begyndelsen af 1990'erne, resulterede blot i fund på 4 lokaliteter. Den nationale bevaringsstatus for *hedepletvinge* vurderes som ugunstig (Pihl et al. 2000).

Opdyrkning, tilplantning og gødskning har ført til, at arten pludselig er forsvundet, mens den andre steder er forsvundet lige så stille efter mange år uden afgræsning af lokaliteterne. *Hedepletvinge* tåler hverken gødskning, græsningsophør eller intensiv græsning på levestedet. Det vurderes, at ekstensiv græsning af ikke-gødskede arealer med forekomst af *djævelsbid* er nødvendig for at give *hedepletvingen* mulighed for at overleve (Stoltze 1996).

Nøgletendenser for overdrev

Kvaliteten af overdrev som levesteder for dyr og planter er blevet forringet, også gennem de sidste 20 år. De vigtigste årsager til denne forringelse har været ophør af græsning og eutrofiering. En stor interviewundersøgelse med landmænd viste, at kun 42% af i alt 74 ha, der var registreret som overdrev, hverken blev gødsket eller omlagt (Andersen, unpubl.).

Foringelsen af overdrevene afspejles også i bestandsudviklingen for arterne tilknyttet overdrev. Ud af 66 rødlistede karplanter er det vurderet, at 45 af arterne tidligere var mere almindelige (Bruun & Ejrnæs 1998). Den samme negative udvikling er dokumenteret for dagsommerfugle og padder.

Enge og moser

Areal

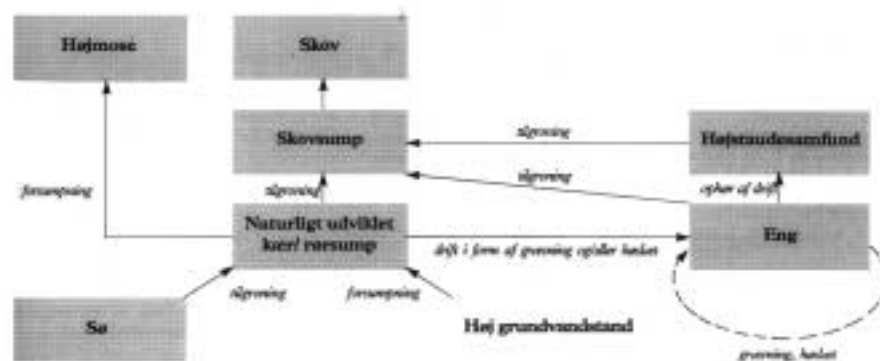
Moser dækker ifølge amternes §3-registrering 89.919 ha. Heraf ligger mere end en tredjedel i Nordjyllands og Ringkøbing amter og en anden tredjedel i Viborg, Århus og Ribe amter (Skov- og Naturstyrelsen 1998). De ferske enge dækker 103.722 ha, hvoraf knapt 30% ligger i Nordjyllands Amt. Desuden findes store engarealer i Ribe og Sønderjyllands amter (Skov- og Naturstyrelsen 1998).

Typer

Mose og eng er områder med stærk fugtighedspræget vegetation, og ofte anvendes de to betegnelser mose og eng i flæng om forskellige typer af vådområder. Moser og enge har en høj vandstand, som om sommeren er ca. 0-30 cm under terræn og om vinteren i hvert fald periodisk når op omkring terrænhøjde. Moser er naturligt dannede plantesamfund og omfatter højmoser og lavmoser, også kaldet kær. Eng bruges derimod typisk som betegnelse for vådbundsarealer med en tydelig kulturpåvirkning (græsning og slåning).

I det følgende gennemgås forskellige typer af moser, og derefter hvordan moser er relateret til enge gennem traditionel udnyttelse. Moser er karakteriseret ved oftest at være tørvedannende og kan inddeles i fire hovedgrupper, rørsump, skovsump, kær og højmoser (Tab. 14). Vegetationen i de første tre (rørsump, skovsump og kær) er domineret af planter med tydeligt forskellig struktur: Rørsump med tagrør og halvgræsser, skovsump med dominans af træer og buske og kær med lave græsser og urter. De lysåbne moser deles endvidere i to principielt forskellige mosetyper efter vandtilførsel: Højmose, som får vand udelukkende fra nedbør, og kær, som får både grundvand og nedbør (Tab. 14). De forskellige typer af mose er nært knyttet til hinanden, idet kær kan gro til, så der udvikles sumpskov eller de kan udvikle sig til højmoser. Dannelse af højmoser forudsætter et så fugtigt klima og næringsfattigt substrat, at tørvemosser (*Sphagnum*) kan etablere sig. En egentlig højmose er først dannet, når tørvemoslaget er vokset ca. 50 cm op over grundvandsspejlet - under denne højde har tørvemosset stadig forbindelse til grundvandet (Vinther 1993). Foruden moser dannet i fugtige lavninger findes også vældmoser, der dannes ved kilder, fx når grundvand siver ud af en skrænt.

Alle typer af moser kan være i et naturligt stadium af en udvikling; dog har langt de fleste kær været udnyttet eller udnyttes stadig til høslæt og/eller græsning. Dette har ændret konkurrenceforholdene for de enkelte plantearter, så der er opstået relativt lavtvoksende artsrige plantesamfund. Derved er de naturbetingede kær blevet kulturpåvirkede kærssamfund - også kaldet enge (Fig. 26). Fra gammel tid af har anvendelsen af de fugtige arealer til kreaturernes græsning i sommerhalvåret og høslæt til vinterfoder været almindelig. Engene fra de forskellige kærtyper kan teoretisk have overlevet helt fra jernalderen, dvs. 2000 år (Vinther 1993).



Figur 26: Udviklingsmæssig sammenhæng mellem de forskellige mosetyper. Engsamfundet opretholdes ved høslæt og/eller græsning. Ved ophørende udnyttelse sker der en tilgroning og engen udvikles mod skovsump og senere egentlig skov, oftest med højstaudesamfundet som mellemed (Gengivet efter Vinther 1993).

Tab. 14: Forskellige hovedgrupper og typer af moser og ferske enge (udarbejdet på basis af Vinther 1985 og Tranbjerg et al. 1996).

		Karakteristika og udvikling	Undertyper
Mose	Rørsump	Dominans af sumpplanter, ofte høje græsser el. græslign. arter. Udvikles oftest som rand i m.e.l.m. permanent vanddækkede lavvandede områder med stillestående og langsomt strømmende vand. Kan også udvikles som tilgroningssamfund i moser, hvor græsning er ophørt	indre rørsump ydre rørsump ¹
	Skovsump	fugtighedsbundssamfund med dominans af træer og buske. Er typisk opstået ved tilgroning af lysåbne moser, men kan også have fungeret som stævningssskove igennem flere hundrede år	ellesump birkesump pilesump askesump
	Højmose	Dannet i fugtige lavninger ved tilgroning af søer el. v. tørvedannelse på næringsfattig jordbund. Vegetationen på toppen får kun vand via nedbør, da de nedre sammenpressede tørvelag er vandstandsende ift. grundvand i jord under højmosen	
	Naturligt dannede kær	Lysåbne plantesamfund på periodisk vandmættet jordbund m. arter der ikke tåler udtørring. Græsning, slåning mm. begrænser vedplanter og medfører dominans af græsser, halvgræsser, siv og urter. Sådanne moser har stor variation i artssammensætning	ekstremfattigkær overgangsfattigkær overgangsrigkær ekstremrigkær
Fersk eng	Kulturskabte kær ²	Lysåben vegetation skabt ved afgræsning og /el. høslæt af naturlige kærsumfund el. v. fældning af sumpskove med efterfølgende slåning eller græsning	

Note: 1: Regnes efter naturbeskyttelsesloven til søarealet. 2: Ved græsning og/eller høslæt har kulturskabte enge lav vegetation og mange arter. Ved ophør af udnyttelse vil udviklingen gå over eng med høje urter og færre arter og senere med busksamfund med nye arter.

Vegetationen i kær varierer betydeligt, både hvad angår artssammensætning og artsantal. Denne variation skyldes især forskelle i kærernes grundvandsforhold, næringsstoffer, og specielt kalkindhold i jordbunden og vandet, typen og graden af udnyttelse samt plantegeografiske forhold. Kærerne inddeles traditionelt i fire typer: ekstremfattigkær, overgangsfattigkær, overgangsrigkær og ekstremrigkær, spændende fra meget artsfattige til meget artsrige samfund. Typen af kær reflek-

teres også i den type af eng, der dannes ved påvirkning med græsning og slet (Tab. 15). Ud fra driftformen skelnes desuden mellem to typer af enge, nemlig naturenge og kulturendege, selvom der i praksis eksisterer en glidende overgang mellem de to typer.

Naturenge er enge, der ikke omlægges og kun i beskedent omfang drænes, ligesom de drives uden eller med minimal gødskning, anvendelse af pesticider og udsåning af kulturgræsser. I modsætning til dette drives kulturendege med omlægning med jævne mellemrum, kraftig dræning, isåning af kløver eller kulturgræsser, årlig gødskning, og/eller sprøjtning (Larsen & Vikstrøm 1995). Følgelig har kulturendege en ensformig og forudsigelig flora og invertebratfauna, men de kan stadig godt være vigtige levesteder for fugle og pattedyr.

Tabel 15: De forskellige typer af kær og de tilsvarende engtyper (på baggrund af Larsen & Vikstrøm (1995) og Risager (1994).

Kærtype	Forekomst og karakteristika
Ekstremfattigkær	Overvejende i Jyllands hedeegne. Karakteriseret ved en ret ensartet græs-agtig vegetation, domineret af stararter (Carex) og m. tæt bunddække af tørvemosser (Sphagnum) (~ ekstremt næringsfattige enge).
Overgangsfattigkær	Findes på mere næringsrig jord. Har større artsantal og forholdsvis mange tokimbladede urter (~ moderat næringsfattige enge uden kalkpræg).
Overgangsrigkær	Er den almindeligste kærtype i Danmark. Forekommer på mineralrige moræne aflejringer med grundvand rigt på opløste mineralsalte. Normalt m. højere artsantal end fattigkærene, og m. tokimbladede urter i en mere dominerende rolle, mens Sphagnum kun spiller lille rolle (~ næringsrige enge).
Ekstremrigkær	Meget kalk- eller næringsrige kær, som især udvikles på steder, hvor der er et højt kalkindhold i jorden. Artsantallet er meget højt, og de tokimbladede urter er ofte dominerende. Der findes også et veludviklet moslag, men artssammensætningen er fundamentalt forskellig fra fattigkær (~ kalkenge).

Beskyttelse

Moser og ferske enge er omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3. Ifølge loven må ændringer af moser og ferske enge ikke foretages, når de enkeltvis eller sammen med andre naturtyper omfattet af §3 er >2.500 m² i sammenhængende areal. Moser, der ligger i forbindelse med søer >100 m² er ligeledes beskyttet uanset deres størrelse (Skov- og Naturstyrelsen 1992).

I bemærkningerne til Naturbeskyttelsesloven defineres moser på følgende måde: Begrebet "moser og lignende" i lovmæssig forstand omfatter således udyrkede eller ekstensivt udnyttede områder præget af en ferskvandspåvirket naturlig eller overvejende naturlig vegetation, som er knyttet til en høj gennemsnitlig vandstand, og som ofte har dannet tørv eller anden organisk aflejrings. Tørvedannelse eller lignende organisk aflejrings er dog ikke en betingelse for, at et areal kan karakteriseres som mose. Om et område kaldes mose eller kær har ingen betydning for beskyttelsen (Skov- og Naturstyrelsen 1993).

I Vejledning om registrering af beskyttede naturtyper (Skov- og Naturstyrelsen 1993) gives følgende beskrivelse: Ferske enge er skabt ved menneskelig påvirkning, fx ved slåning eller græsning og

eventuelt grøftning og dræning af naturlige kærsamfund. Der skelnes mellem beskyttede ferske enge og kulturgræsmarker, således at enge, som ikke bliver omlagt eller som er i ekstensiv drift, er beskyttede, mens kulturgræsmarker, som er omlagt hyppigere end hvert 7.-10. år, eller hvor der er høstet en mellemafgrøde hyppigere end hvert 7.-10. år, ikke er omfattet af Naturbeskyttelseslovens §3.

Flere af plantesamfundene i mose og eng er omfattet af EF-Habitatdirektivet, og en del af disse er prioriterede naturtyper (Tab. 16). Af prioriterede naturtyper kan nævnes højmoser, kalkrige moser med *hvas avneknippe*, væld med kalkholdigt vand, skovbevoksede tørve-moser og typer af sumpskove.

Økologi

Aktiv højmose er en af de mest stabile lysåbne naturtyper. Tidligere var aktive højmoser almindeligt forekommende, men de er i dag sjældne (Vinther 1985). Flere højmoser har en historie, der rækker flere tusinde år tilbage. Udbredelse og habitatkvalitet af dette unikke økosystem med lang kontinuitet er imidlertid blevet kraftigt indskrænket gennem de sidste 200 år som følge af dræning, tørvegravning og opdyrkning. Derudover er den ekstremt næringsfattige højmose truet af den øgede kvælstofdeposition. Effekten af henholdsvis dræning og kvælstof er svær at adskille, idet begge processer fører til tilgroning og indvandring af arter, som er fremmede for højmoser (Pihl et al. 2000).

Både de naturligt dannede kær og moser og de kulturpåvirkede enge er dynamiske plantesamfund, som ved tilgroning eller forsumpning udvikler sig til andre plantesamfund (Fig. 26). Engenes opretholdelse er fuldstændig afhængig af en regelmæssig afgræsning, høslæt eller en kombination deraf. En ophørende eller aftagende udnyttelse betyder en stærk ændring af konkurrenceforholdene i plantesamfundet. De højt voksende urter samt andre græsnings- og slåningsfølsomme arter, som ofte har været til stede som spredte, lavtvoksende individer, får pludselig mulighed for at vokse op og brede sig, ligesom buske og træer kan etablere sig. Denne tilgroning er spontan og kan på under ti år omdanne en artsrig blomstereng til et højstaudesamfund bestående af bestandsdannende, flerårige urter, som fx *stor nælde*, *lådden dueurt*, *tagrør* og *almindelig mjødurt* med indslag af spredte buske. Til sidst i udviklingen vil der dannes en sumpskov (Vinther 1993).

Table 16: Naturtyper omfattet af EF habitatdirektivet i moser og ferske enge (Skov- og Naturstyrelsen 2000). Naturtyper mærket med * er prioriterede, dvs. særligt vigtige at beskytte, da de inden for EU anses for sjældne eller truede.

Naturtyper	Beskrivelse
6410 Tidvis våd eng på mager el. kalkrig bund, ofte med blåtop	Eng- og kærsumfund, som udvikles på steder med svingende grundvandstand. Der er meget lidt nitrat og fosfat til rådighed for planterne. Naturtypen findes typisk, hvor der er ekstensiv græsning eller slåning. På kalkrig bund udvikles artsrige sumfund med arter fra rigkær, mens der på kalkfattig bund ses meget blåtop og arter af siv.
7110* Aktive højmoser	Den del af vore moser, som hovedsaglig tilføres vand via nedbør, og som derfor er sure og næringsfattige. I aktive højmoser skal hydrologien være nogenlunde uforstyrret, således at vegetation af tørvemosser (<i>Sphagnum</i> spp.) er udbredt, hvilket muliggør mosens aktive vækst og sikrer de særlige hydrologiske forhold.
7120* Nedbrudte højmoser med mulighed for naturlig gendannelse	Højmoser, som har fået ødelagt eller forstyrret deres naturlige vandbalance, men hvor der fortsat vokser højmoserplanter. Ændringerne er ofte sket som følge af menneskelig påvirkning, fx. afvanding el. gravning af tørv. Hovedparten af arterne vil ofte være de samme som i den aktive højmoser. Naturtypen omfatter lokaliteter, hvor vandbalancen stadig kan genoprettes.
7140 Hængesæk og andre kærsumfund dannet flydende i vand	Dannes flydende i vandskorpen af søer eller vand-huller. Efterhånden kan hængesækken vokse sig så tyk på grund af tørvdannelse, at den kun gynger eller skælver lidt, når man går på den. Mosser udgør ofte en væsentlig del af vegetationen, og i sene successionsstadier indvandrer buske og træer.
7150 Plantesamfund med næbfrø, soldug el. ulvefod på vådt sand eller blottet tørv	Pionersamfund på fugtig, blottet tørv el. sand med næbfrø, soldug eller liden ulvefod. Sådanne samfund kan udvikles fx. på blottet tørv i højmoser, men også i frost- eller vanderoderede partier af fugtige heder og moser og på sand, som er vådt eller tidvis oversvømmet.
7210 * Kalkrige moser og sumpe med hvas avneknippe	Fugtig eller vådbundsvegetation domineret af el. med væsentlige indslag af hvas avneknippe. Oftest ved bredden af småsøer, i moser el. som successionstrin i ekstensivt udnyttede enge/kær. De fleste voksesteder er kalkrige/rigkær, men sure moser/fattigkær kan også huse denne naturtype.
7220* Kilder eller væld med kalkholdigt (hårdt) vand	Kilder eller væld med kalkholdigt (hårdt) vand (i modsætning til kilder/væld med blødt/ neutralt vand). De er generelt små (punkt- eller linieformede) med som regel mosdominerede plantesamfund. Både bassin-, strøm- og sumpkilder omfattes af definitionen, herunder også den tilhørende vældvegetation. Kilder og væld af denne type findes ofte som små delelementer i moser, kær, skov eller overdrev, men kan i visse tilfælde også være bevaret selv i det åbne agerland.
7230 Rigkær	Moser og enge med konstant vandmættet jordbund, hvor grundvandet er mere eller mindre kalkholdigt, men næringsfattigt, således at den særlige rigkærvegetation opstår. Med græsning eller slåning er vegetationen åben og lavtvoksende, som regel med mange lave starrer og mosser. Uden græsning eller slåning udvikles mere højt voksende og tilgroede typer, som efterhånden ændres til krat eller sumpskov. En sjældne variant er ekstremrigkær, som findes på særligt kalkrig bund.

Trusler

Dræning

Da høj vandstand er en forudsætning for moser og enge, medfører dræning en radikal ændring af levevilkårene. Også dræning og voldsom vandløbsvedligeholdelse på omkringliggende arealer kan påvirke vandstanden i enge og moser drastisk. Naturbeskyttelsesloven beskytter enge og moser mod etablering af nye dræn, mens vedligeholdelse af eksisterende dræn er tilladt. Sammenligning af kort fra 1857 og 1988 (Rune 1997) viste, at arealet med mose i nord-sjællandske statsskove over de 130 år var reduceret med mere end 80% (Fig. 2a+b).

Tabel 17: Driftformer samt andre faktorer, som er registreret som påvirkningsfaktorer i moserne i ti fynske kommuner (Total N = 668 moser). Det totale antal påvirkninger er større, da mange forekomster er registreret som påvirkede af flere faktorer samtidigt. Baseret på Tranbjerg et al. (1995; 1996) og Fyns Amt (1991a, b; 1992a, b).

	Kerteminde, Munkebo, Ullerslev, Langeskov	Ærøs- købing, Marstal	Fåborg	Nyborg	Tommerup	Odense	Totalt	Andel af registre- rede moser
tilgroning	161	45	98	44	55	126	529	79%
dræning	131	35	39	16	36	57	314	47%
opfyldning	73	18	29	14	27	30	191	29%
tilplanting	65	5	34	22	21	42	189	28%
græsning	20	20	33	15	28	44	160	24%
kunstig sø	36	2	15	17	19	17	106	16%
andeopdræt	41	2	24	15	7	12	101	15%
bebyggelse	12		8	9	16	21	66	10%
vejanlæg	23	5	16				44	
gødskning						42	42	
jordbearbejdning	15	3	4	6	4		32	
høslæt	4	1	1		5	11	22	
stævning	10						10	
rørskær	4	?		2	?	?	6	
Væk ift. 4-cm kort	41						41	
Total antal registre- rede moser	180	50	159	51	68	160	668	

Registreringer i 10 fynske kommuner viste, at næsten halvdelen af moserne skønnedes påvirkede af dræning (Tab. 17). Dræning fremmer tilgroningen, idet træer lettere etablerer sig i veldrænet jord. Dræning kan også have andre og mere indirekte effekter, fx. ved at muliggøre tidligere udsætning af græssende dyr. Blot en uges tidligere udsætning kan medføre øget risiko for nedtrampning af reder af *vibe*, *rødben* og *stor kobbersneppe*. Desuden medfører dræning (et potentiale for) stigende planteproduktion, der kan bane vejen for mere intensiv drift med større græsningstryk, gødskning og omlægning.

Ud over dræning medfører også vandindvinding en udtørring af moserne. Vældmoser, der hører til de mest artsrige og værdifulde moser, er den mosetype, som vandindvinding først påvirker. I Københavns Amt, hvor grundvandsspejlet er sænket med ca. 10-15 meter siden 1980'erne, er det vurderet, at vandindvinding er den trussel som påvirker flest moser (Skov- og Naturstyrelsen ikke publ.; Moeslund & Pinnerup 1984). Undersøgelser viser, at den oprindelige vegetation ikke umiddelbart genetableres i områder, som igennem en årrække har været drænet (Hald & Petersen 1992).

Tilgroning

Amterne vurderer, at tilgroning som følge af ophørt eller ændret udnyttelse udgør den største trussel mod de lysåbne moser og enge (Larsen & Vikstrøm 1995). Ophør af græsning og/eller høslæt har ofte drastiske konsekvenser, fordi det netop er denne drift, der igennem en meget lang periode har været forudsætningen for, at de fleste kær i Danmark er forblevet lysåbne eller med kun ringe opvækst af træer (Lindgaard & Amtkjær 1998).

Registrering af moser i 10 fynske kommuner viste, at tilgroning skønnedes at påvirke knapt 80% af moserne (Tab. 17). Denne registrering inkluderede dog også skovsumpe, således at tilgroning påvirkede væsentligt mere end 80% af de lysåbne mosetyper, rig- og fattigkær. Således var kun 5% af forekomsterne uden tilgroningsproblemer i otte fynske kommuner, hvor forekomster uden påvirkning af tilgroning er opgjort separat for rørsump og kær (Tab. 18).

Tab. 18: Tilgroning af forskellige vegetationstyper i mose og kær i 10 fynske kommuner med fokus på lysåbne mosetyper. Baseret på Tranbjerg et al. (1995; 1996) og Fyns Amt (1991a, b; 1992a, b).

Kommuner	Totalt antal registrerede moser	Lokaliteter uden påvirkning af tilgroning	Tilgroning af forskellige vegetationstyper
Kerteminde, Munkebo, Ullerlev og Langeskov	180	19	17 lokaliteter uden tilgroning er "oprindelige" skovsumpe, mens kun 2 moser er helt uden tilgroning.
Ærøskøbing og Marstal	50	5	5 lokaliteter uden større tilgroning, som alle overvejende udgøres af græssede overgangsrigkær
Fåborg	159	61	11 lokaliteter med lavtvoksende kærvegetation er uden problemer med tilgroning
Nyborg	51	7	tilgroning i større eller mindre omfang på alle lokaliteter med rørsumpe og kær på nær én
Tommerup	68	13	de fleste lokaliteter uden tilgroning er ellesumpe
Odense	160	34	de fleste lokaliteter uden tilgroning er ellesumpe

Bibeholdelse af afgræsning er central ift. tilgroningen, og der er en tæt sammenhæng mellem græsning og forekomsten af særligt værdifulde botaniske lokaliteter. I fx Nyborg Kommune græsses 9 af de 13 lokaliteter, som er klassificeret som af største botaniske betydning og disse 9 lokaliteter udgør 60% af de afgræssede lokaliteter i kommunen. På de lokaliteter, hvor græsningen er ophørt, afhænger artsrigdommen af, hvornår græsning er ophørt. Stor artsrigdom findes på lokaliteter, hvor tilgroningen endnu er ret svag, mens andre mere tilgroede lokaliteter også er mere artsfattige (Tranbjerg *et al.* 1996).

Kvælstoftilførsel

Overvågning af udvalgte ekstremfattigkær viste, at tilgroningen siden 1970 er foregået betydeligt hurtigere end tidligere (Risager 1994). For højmoser viste overvågningen 1987-96 en generel fremgang for tuevegetationen med arter af dværgbuske, *tue-kæruld*, *smalbladet mangeløv* og en almindelig mosart, *Hypnum cupressiforme*. Udviklingen af tuevegetation er kendt for tørre klimaperioder, men tilgroning af højmoserne kan ikke alene forklares med udtørring. Rensdyrlavarten, *Cladonia portentosa*, har således været i kraftig tilbagegang på tre forekomster, og denne art er ikke særlig følsom for udtørring, men er meget følsom over for luftforurening. Denne tilbagegang tyder altså på en eutrofiering (Risager & Aaby 1997). Hovedparten af danske højmoser vurderes – i en foreløbig opgørelse – at have ugunstig bevaringsstatus (20 af 22 lokaliteter, Pihl *et al.* 2000). Denne negative vurdering bygger primært på det ret store antal højmoser, som har

problemer med eutrofieringsrelateret tilgroning og dræning. På halvdelen af de højmoser, der er registrerede i forbindelse med overvågning under EF-Habitatdirektivet, er således registreret *blåtop*, en art, der er fremmed for højmoser, og som derfor tyder på forstyrrelser.

Højmoser og ekstremfattigkær er meget næringsfattige og er nogle af de mest sårbare danske naturtyper i forhold til kvælstoftilførsel. Tålegrænsen er i Danmark anslået til 5-10 kg N/ha/år (Bak et al. 1999). Gødskning og anden eutrofiering påvirker dog også rigkærene voldsomt, idet der i rigkær ofte findes en blanding af konkurrencesvage og konkurrencestærke arter. De konkurrencesvage arter udgør hovedparten af alle arter, mens færre arter er konkurrencestærke. De konkurrencestærke arter inkluderer bl.a. forskellige græsser og højt-voksende urter, som bl.a. *stor nælde*, *almindelig mjødurt*, *vild kørvel* samt arter af *dueurt*, *mælkebøtte* og *tidsel*. Disse arter responderer kraftigt på gødskning og udkonkurrerer de mange konkurrencesvage arter (Plöger 1991 og Fig. 22). Mosernes nuværende tilstand ift. næringsrigdom afspejles i hyppigheden af de enkelte arter (eller typer af arter). Således er *stor nælde*, som indicerer næringsrige steder, registreret i 90% af de Nordøstfynske moser. Arter, som bl.a. *tagrør*, *gul iris*, *ladden dueurt*, *rød-el*, *vand-mynte*, *bittersød natskygge* og *grå-pil*, der kan tåle gødskning og tilgroning fandtes i mere end halvdelen af moserne. Modsat blev hele 38 arter, som tidligere var registreret i moserne, ikke genfundet, heriblandt *hvid næbfrø*, *rundbladet soldug*, *tranebær* og *eng-troldurt* – alle arter, som er karakteristiske for næringsfattige kær (Tranberg et al. 1996).

Invasive arter

Kæmpe-bjørneklo synes at være under hastig fremgang også i moser og enge. Den er allerede fundet i næsten hver fjerde nordøstfynske mose, og en effektiv bekæmpelse synes nu at være nødvendig (Tranbjerg et al. 1996). *Kæmpe-bjørneklo* begunstiges af gødskning, og begrænses bedst af hård græsning. Af andre arter, som er invasive på lavbundsarealer, kan nævnes *canadisk gyldenris* og *japansk pileurt*.

Anlæg i moser

Registreringerne fra de 10 fynske kommuner dokumenterer også en række andre trusler, såsom anlæggelse af kunstige damme, udsætning af ænder, bebyggelse, vejanlæg og opfyldning (Tab. 17; Tranberg et al. 1996, 1995; Fyns Amt 1991a, 1991b, 1992a, 1992b). I hver syvende mose var der anlagt en kunstig dam og i et tilsvarende antal moser foregik opdræt af ænder. Anlæggelse af kunstige damme kræver dog i dag en tilladelse fra amtet. Kunstige damme kan godt udvikle sig til værdifulde levesteder, men det er helt afgørende, at dammene placeres i områder, hvor man ikke ved anlægget ødelægger eksisterende værdifuld flora og fauna, samt at dammene etableres med udformning (jævnt skrånende bredder, lys/skygge) og andre forhold (vandkvalitet), der sikrer, at de kan fungere optimalt i biologisk henseende. Dammene kan dog også have en lokalt drænende effekt, som kan ændre de hydrologiske forhold i mosen. Udsætning og opdrift af ænder vil ofte medføre unaturligt store bestande, som ændrer det naturlige plante- og dyreliv på grund af de tilførte næringsstoffer ved fodring, mv. Udsætning af ænder medfører endvidere ofte etablering af trådhegn, andehuse og jagtskure, hvor de æstetiske problemer dog er større end de

biologiske. Endvidere er der eksempler på at jagtrelaterede aktiviteter kan have negativ indflydelse på særligt følsomme naturtyper som højmoser, som er specielt sårbare overfor slid (Pihl et al. 2000). I den fynske undersøgelse blev der endeligt registreret opfyldning i næsten hver tredje mose (Tab. 17).

Arter og artsgruppers udvikling

Planter

Blandt de hjemmehørende arter i mose og eng findes 52 rødlistede planter, og mange af disse har været i stærk tilbagegang (Tab. 19). Som eksempel kan det nævnes, at flere af disse arter, *bredbladet kæruld*, *hvidgul gøgeurt*, *liden kæruld*, *pukkellæbe* og *rank viol*, er blandt de 34 plantearter, som i nyere tid synes at være forsvundet fra moser på Nordøstfyn (Tranbjerg 1996).

Tabel 19: Arter af karplanter hjemmehørende i moser og på enge og omfattet af rødliste 1997 (Stoltze & Pihl 1998b).

Status	Arter
Forsvundet	<i>Kalk-øjentrøst</i> , <i>Kongescepter</i> , <i>Risgræs</i> , <i>Topspirende pileurt</i>
Akut truet	<i>Fin kæruld</i> , <i>Kølle-star</i> , <i>Priklæbet gøgeurt</i> , <i>Sod-siv</i> , <i>Strand-star</i> , <i>Tørve-viol</i>
Sårbar	<i>Afbidt høgeskæg</i> , <i>Bakke-stilkaks</i> , <i>Baltisk ensian</i> , <i>Blomster-siv</i> , <i>Bredbladet kæruld</i> , <i>Bredbægret ensian</i> , <i>Dværg-ulvefod</i> , <i>Grenet star</i> , <i>Gul star</i> , <i>Gul stenbræk</i> , <i>Hvidgul gøgeurt</i> , <i>Kæmpe-rapgræs</i> , <i>Langakset trådspore</i> , <i>Langbladet soldug</i> , <i>Liden kæruld</i> , <i>Løgurt</i> , <i>Mose-vintergrøn</i> , <i>Mygblomst</i> , <i>Pukkellæbe</i> , <i>Rank viol</i> , <i>Rosmarin-pil</i> , <i>Rust-skæne</i> , <i>Svensk øjentrøst</i> , <i>Vejbred-vandaks</i>
Sjælden	<i>Dynd-skræppe</i> , <i>Eng-ensian</i> , <i>Fin bunke</i> , <i>Hartmans star</i> , <i>Kongebregne</i> , <i>Kvæsurt</i> , <i>Liden padderok</i> , <i>Mosepost</i> , <i>Muldebær</i> , <i>Pur-løg</i> , <i>Purpur-gøgeurt</i> , <i>Salep-gøgeurt</i> , <i>Sort pil</i> , <i>Sort skæne</i> , <i>Sump-viol</i> , <i>Trådstænglet løvefod</i> , <i>Vendsyssel-gøgeurt</i>

Orkidéerne er en af de plantegrupper, som er genstand for stor interesse, sådan at fund af disse arter ofte er blevet indberettet. På baggrund af disse oplysninger samt en række mere systematiske undersøgelser har Wind (1997) beskrevet status og udviklingstendenser for orkidéer og herunder de arter, der er tilknyttet mose og eng (Tab. 20). Den markante tilbagegang i antallet af orkidéer, som rapporteredes op til 1980 (Løjtnant & Worsøe 1978), er tilsyneladende bremset noget op, idet det samlede antal forekomster i Danmark estimeret i 1979 ikke afviger markant fra antallet i 1994. Sammenligning alene i antal forekomster mellem de to år er dog ikke nuanceret nok til på tilfredsstillende måde at belyse udviklingen i bestandene. I nogle af de overvågede bestande er der observeret markante tilbagegange, mens der for andre arter er observeret markant fremgang (Tab. 20). For de fleste orkidéarter er bestandsstørrelserne i de overvågede bestande dog gået tilbage i form af en nedgang i det samlede antal blomstrende individer (Wind 1997). Der findes ikke undersøgelser, som kan forklare årsagerne til denne kvalitative forringelse. Antallet af blomstrende skud har været faldende for især *langakset trådspore*, *hvidgul gøgeurt*, *pukkellæbe* og *korallod*, mens der er fundet fremgang i antallet af blomstrende skud hos *maj-gøgeurt* og *vendsyssel-gøgeurt*. Af sidstnævnte blev dog kun en enkelt bestand overvåget. Det er bemærkelsesværdigt, at flere af de forekomster, hvor bestandene viser fremgang, er under pleje (Wind & Ballegaard 1996).

Gul stenbræk er rødlistet som sårbar art (Stoltze & Pihl 1998b), og er endvidere omfattet af EF-Habitatdirektivet (Pihl et al. 2000). Den er således en af de arter, som Danmark har forpligtiget sig til at søge at bevare. *Gul stenbræk* vokser i lysåbne væld og vældmoser med sommerkøligt vand. I perioden før 1950 er den med sikkerhed fundet på henved 90 lokaliteter (Wind 1988). I 1998 blev den eftersøgt på 17 lokaliteter, hvor den havde groet inden for de sidste 20 år (Wind et al. 1999). På over halvdelen af lokaliteterne (10) blev den ikke genfundet. På de 7 lokaliteter, hvor stenbræk blev genfundet, var forekomsten enkelte steder stabil, men hovedparten af forekomsterne var i tilbagegang, samtidig med at der var stort behov for at forebygge tilgroning. På denne baggrund blev den foreløbige nationale bevaringsstatus for *gul stenbræk* i Danmark vurderet til at være ugunstig (Pihl et al. 2000). I midten af firserne undersøgte Olesen & Warncke (1987) de genetiske forhold i en af de største danske populationer af *gul stenbræk* og fandt på basis af analyse af 1.000 skudspidser, at populationen blot bestod af 6-12 genetiske individer. Olesen & Warncke (1990) vurderede, at spredning via store græssende dyr muligvis var central for spredning over større afstande (mellem forekomster), og altså for udvekslingen af genetisk materiale mellem de forskellige bestande af *gul stenbræk*. Det vides dog ikke, om indavlsdepression allerede påvirker *gul stenbræks* muligheder for at overleve. Til gengæld er der et stort og vel-dokumenteret behov for at sikre den mod tilgroning.

Tabel 20: Hyppighed og udviklingstendenser for orkidéer i enge og moser (Wind 1997).

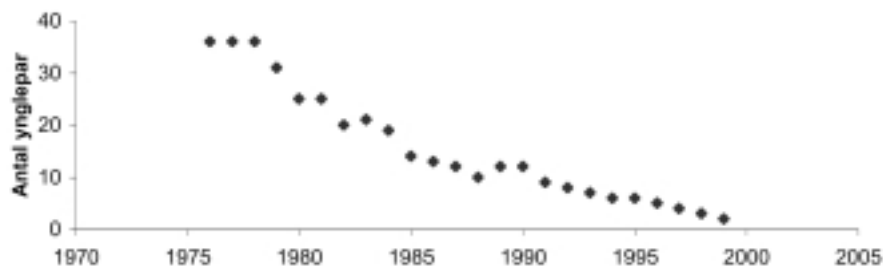
Rødlistestatus art	National opgørelse		Status for udvalgte overvågede orkidébestande			
	Antal lok. 1979 ¹	Antal lok. 1994 ²	Antal bestande	Første år, antal skud	Seneste år, antal skud	Udviklings- tendens
Akut truet:						
<i>priklæbet gøgeurt*</i>	1-2	2	0			?
Sårbar:						
<i>langakset trådspore*</i>	3-20	4	3	497	127	--
<i>hvidgul gøgeurt*</i>	3-20	3	3	58	18	--
<i>pukkellæbe*</i>	3-20	15	4	153	16	--
<i>mygblomst*</i>	3-20	18	4	129	132	o
Sjælden:						
<i>purpur gøgeurt*</i>	21-200	42	6	93	119	+
<i>vendsyssel-gøgeurt*</i>	3-20	13	1	34	98	++
Ej på listen:						
<i>hjertelæbe*</i>	3-20	16	3	17	4	--
<i>korallod</i>	3-20	18	3	129	1	--
<i>kødfarvet gøgeurt*</i>	> 200	589	15	968	842	o
<i>maj-gøgeurt*</i>	> 200	672	20	5750	15325	++
<i>sump-hullæbe*</i>	> 200	213	7	967	716	-
<i>plettet gøgeurt</i>	> 200	367	12	807	658	o
<i>hjertebladet fliglæbe</i>	3-20	18	1			?
<i>ægbladet fliglæbe</i>	> 200	411	10	556	355	-

*art, der alene forekommer på mose og eng. Udviklingstendenser: (++) fremgang >100%, (+) fremgang 25-100%, (o) stabil (+/- 25%), (-) tilbagegang 25 - 50%, (--) tilbagegang >50%, (?) vurdering ikke mulig. Noter: (1) Baseret på skøn af Løjtnant (1979); (2) Overvågning af orkidéer foregår fortsat, men oversigt med samlede udviklingstendenser er ikke udarbejdet for de seneste år.

Fugle

En del fuglearter er knyttet til både strandenge og ferske enge. Udviklingen hos de mere almindelige arter, som bl.a. *vibe*, *rødben*, *stor kobbersneppe*, *brushane* og *almindelig ryle* findes under strandenge, mens nogle af de sjældnere arter, *hvid stork*, *engsnarre* og *trane* beskrives her.

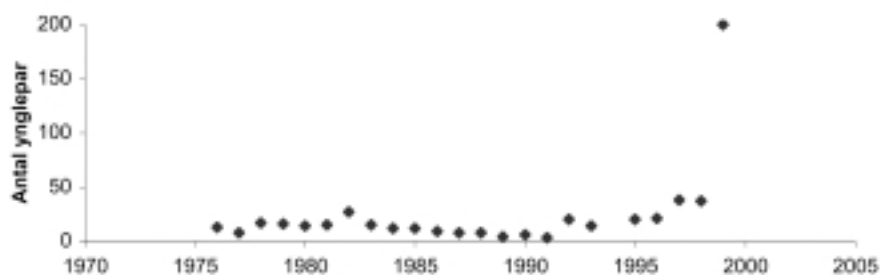
I perioden 1976-98 er antallet af danske storkepar gået tilbage fra 36 til 2 par (Fig. 27). Samtidig viste en international totalopgørelse i 1994/95 en fremgang i den samlede storkebestand for første gang siden 1934. Denne generelle fremgang skyldes både bedre yngleområder med øget fødegrundlag og bedre overvintringsbetingelser i Afrika. Storken er dog især gået frem i Østeuropa, hvor den økonomiske recession har øget arealet med fugtige enge. Også andre steder, som i Spanien, hvor overrislingsanlæg har ført til øget fødegrundlag, er storken gået frem (Skov 1997 a,b). Så tæt på som Tyskland er også den slesvig-holstenske bestand vokset, hvilket tilskrives en målrettet genskabelse af levesteder (Grell 1998). Den fortsatte tilbagegang i den lokale danske bestand kan både skyldes manglende fødegrundlag og Danmarks geografiske placering på nordgrænsen for storkens udbredelse. Her giver de kølige og fugtige danske somre ikke optimale ynglebetingelser for storken. Skov (1997 a,b) vurderer, at forudsætningen for, at et område skal kunne tiltrække storkene, er uhindret dynamik i hydrologien med årstidsbetinget variation i vandstanden. Dette sikrer, at engene vil være oversvømmede i længere perioder, og netop i det lave sjapvand vil tusindvis af frøer kunne udklækkes som føde for storkene. Samtidig er afgræsning afgørende, da storken ikke kan fange byttedyr i høj vegetation (Skov 1997 a,b).



Figur 27: Antal ynglepar af hvid stork i Danmark igennem de seneste 24 år. Baseret på Christensen & Søby (1998), Grell (1999, 2000), Lindballe et al. (1994, 1995), Søby et al. (1997, 1998, 1999) og Sørensen (1995).

Den danske bestand af *engsnarre* er blevet beregnet til førhen at have være oppe på 10-20.000 par. Men ændringer i anvendelsen af engene har haft katastrofale følger for *engsnarre* (Fig. 28), idet denne art først og fremmest lever og yngler på ekstensivt drevne høslætenge, som ikke er gødskede eller drænedede, og som slås sent. Den er i dag omfattet af Rødliste 1997 (Stoltze & Pihl 1998b) som 'akut truet', og arten er den eneste danske ynglefugl, som er på listen over Verdens mest truede fuglearter. De senere år har antallet af registrerede *engsnarre* været stærkt stigende, og 1999 var endnu et rekordår med mere end 200 syngende hanner, men kun et enkelt ynglepar (Grell 1998; Thorup 1999). Specielt var antallet stort på Bornholm, og den markante ind-

vandring af *engsnarre* kan givetvis henføres til den stærkt stigende bestand i Østeuropa, hvor arealer, som blev dyrket af kollektivlandbrugene, nu henligger som udyrkede græsmarker. Hvis indvandringen af *engsnarre* fortsætter de kommende år, synes der at være gode chancer for at få engsnarren tilbage som fast dansk ynglefugl – forudsat at passende ynglebiotoper er tilstede til denne specialiserede art. Dette omfatter blandt andet sen slåning af enge og helst levesteder samlet i relativt store sammenhængende områder (Tab. 21).

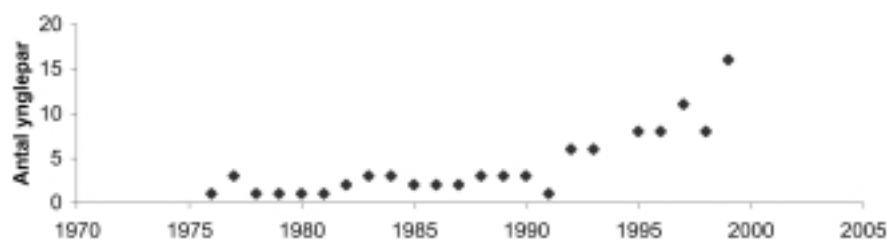


Figur 28: Engsnarre i Danmark igennem de seneste 24 år, registreret som antal syngende hanner. Baseret på Christensen & Søby (1998), Grell (1999, 2000), Lindballe et al. (1994, 1995), Søby et al. (1997, 1998, 1999) og Sørensen (1995).

Tabel 21: Engsnarrrens krav til yngleområdet (efter Thorup 1999).

Habitaten	Fugtighedsforhold	Høslæt	Græsning	Andet
Mosaik af fugtige, ikke-gødskede høenge og områder med kraftigere vegetation (<i>tagrør, nælde, røgræs, iris</i>)	Høj vandstand på engene i hv.f. af indirekte betydning – sikrer ekstensiv udnyttelse og sent høslæt	Slåning efter ca. 1. aug. sikrer, at max. ca. 25% unger går tabt ved slåning. Slåning fra mark og ud, eller fra den ene ende. En uslået zone bør efterlades	Yngler kun i ugræsede enge. Eftergræsning efter august-høslæt og meget ekstensiv græsning (<0,25 kreatur/ha)	Yngler socialt, og forekomst af flere hanner samtidig stiger. Leveaktivitet. Levesteder for <i>engsnarre</i> derfor helst $\geq 200-400$ ha

I Danmark findes *trane* ynglende i åbne og uforstyrrede, næringsfattige hedemoser såvel som i mere tilgroede, næringsrige moser. I de sidste år har tranen været i fremgang i Danmark (Fig. 29), hvilket følger den markante fremgang i Tyskland. Denne fremgang menes at hænge sammen med, at tranen i Tyskland er begyndt at tilpasse sig agerlandet og at yngle i agerlandets småbiotoper (Grell 1998). I Danmark har tranen i mange år ynglet i Nordjylland i bl.a. Hansted-reservatet. I de senere år er ynglende traner også fundet på Bornholm og siden 1997 også i Sønderjylland (Grell 1999).



Figur 29: Antal ynglende tranepar i Danmark gennem de seneste 24 år. Baseret på Christensen & Søby (1998), Grell (1999, 2000), Lindballe et al. (1994, 1995), Søby et al. (1997, 1998, 1999) og Sørensen (1995).

Dagsommerfugle

Moser og enge er levested for 13 af de danske dagsommerfuglearter, som er omfattet af Rødlisten 1997, og heraf er 5 arter anført som 'forsvundet' (Tab. 22). Blandt disse 5 arter, har 3 arter dog altid været fåtallige i Danmark, mens de 2 øvrige arter, *mørk pletvinge* og *herorandøje* tidligere var mere almindeligt forekommende arter. I Danmark var begge arter tilknyttet lokaliteter, der lå i læ af skove. *Mørk pletvinge* var tilknyttet ugødskede, fugtige, og gerne vældpåvirkede enge, mens *hero-randøje* var tilknyttet både fugtige og tørre skovenge, som igennem lang tid havde været græsset. De dagsommerfugle, der er opført på Rødlisten som 'akut truede' og 'sårbare' har imidlertid alle tidligere været mere almindeligt forekommende. Bortset fra de allersjældneste arter er der altså tale om markante tilbagegange. Tilgroning og tilplantning udgør en trussel mod alle de rødlistede sommerfuglearter tilknyttet moser og ferske enge, men også afvanding udgør en trussel mod flere af arterne (Tab. 22).

Tabel 22: Status for rødlistede dagsommerfugle-arter tilknyttet enge og moser, deres tidligere forekomst og de negative faktorer, som påvirker flest arter. (baseret på Stoltze & Pihl 1998 a,b og Stoltze 1996).

Art	Tidligere forekomst	Negative faktorer	
		tilgroning og tilplantning	afvanding
Forsvundet:			
<i>svalehale</i>	fåtallig	x	x
<i>mørk pletvinge</i>	mere almindelig	x	x
<i>herorandøje</i>	mere almindelig	x	
<i>terningsommerfugl</i>	fåtallig	x	
<i>stor ildfugl</i>	fåtallig	x	
Akut truet:			
<i>hedepletvinge</i>	mere almindelig	x	x
Sårbar:			
<i>violetrandet ildfugl</i>	mere almindelig	x	x
<i>ensianblåfugl</i>	mere almindelig	x	x?
<i>engblåfugl</i>	mere almindelig	x	
<i>bølleblåfugl</i>	mere almindelig	x	x
<i>engperlemorssommerfugl</i>	mere almindelig	x	
<i>moseperlemorssommerfugl</i>	mere almindelig	x	
<i>moserandøje</i>	mere almindelig	x	x

Udvikling i naturkvalitet i moser i Fyns Amt

Fyns Amt har undersøgt udviklingen i de fynske mosers naturkvalitet (Vinther et al. 2001). Som mål for naturkvalitet er anvendt mosernes indhold af rødlistede plantearter, forekomst af den engang så almindelige *engblomme*, samt hvorvidt mosen indeholder plantearter tilhørende mosetypen ekstremrigkær.

Udgangspunktet for undersøgelsen var de lokaliteter i Fyns Amt, hvor der før 1980 var angivet forekomst af enten rødlistede plantearter, engblomme eller ekstremrigkær. Det blev derefter undersøgt, om de samme lokaliteter stadig var forekomster ift. de kategorier i perioden fra 1980 og fremefter. Metoden giver derfor ikke et billede af den totale ændring af arternes udbredelse, men bygger på en antagelse om, at eventuelle ændringer i de tre kategorier på de undersøgte lokaliteter kan benyttes til at give et billede af den generelle udvikling inden for de fynske moser.

Resultaterne viste, at der var sket et markant fald i naturkvalitet i de fynske moser (Fig. 30a). Af de i alt 172 moser, der før 1980 havde forekomst af 1-flere rødlistede plantearter, var det kun de 45, som stadig havde forekomst af disse arter efter 1980, svarende til at de rødlistede plantearter var forsvundet fra hele 74% af lokaliteterne. De mest sjældne arter ('akut truede' og 'sårbare') var tilmed forsvundet fra hele 85% af lokaliteterne. Dertil kommer, at der i de tilbageværende moser med forekomst af rødlistearter var foregået en betydelig nedgang i bestandsstørrelserne med næsten en halvering af disse arters bestande.

I alt indgik der 46 rødlistede plantearter i undersøgelsen fra Fyns Amt. Af disse er 20 arter nu forsvundet fra amtet. Det drejer sig om:

Bakke-gøgeurt, Fin kæruld, Fladaks, Hvidgul gøgeurt, Tørve-viol, Afbidt høgeskæg, Langakset trådspore, Pukkellæbe, Rank viol, Bredbladet kæruld, Otteradet ulvøfod, Melet kodriver, Småfrugtet vandstjerne, Krybende ranunkel, Langbladet soldug, Rosmarin-pil, Flydende kogleaks, Storlæbet blærerod, Brun næbfrø og Kantbælg.

Desuden er 15 af de resterende 26 arter i dag meget sårbare, idet de kun er kendt fra hver 1-2 lokaliteter.

Vinther et al. (2001) har endvidere påvist, at der er større risiko for, at en rødlistet planteart er uddød fra de fynske moser, hvis arten

- før 1980 kun var kendt fra 10 eller færre lokaliteter,
- er lavtvoksende
- er tilknyttet kvælstoffattige jordbundsforhold.

Det er imidlertid ikke kun mosernes indhold af meget sjældne plantearter, der er blevet reduceret. Udbredelsen af den tidligere så udbredte og ret almindelige *engblomme* var ligeledes gået meget markant tilbage og var forsvundet fra 72% af de 88 tidligere kendte forekomster på Fyn.

For ekstremrigkærene viste den fynske undersøgelse, at 59% af de 92 tidligere kendte ekstremrigkær er forsvundet. Det er specielt de lavtvoksende skillearter for naturtypen, der er forsvundet, nemlig fra 80-100% af deres tidligere kendte voksesteder. De tilbageværende lokaliteter indeholder hovedsagelig kun en enkelt skilleart, i langt de fleste tilfælde den op til 1 m høje *butblomstret siv*. Fyns Amt har tidligere også påvist en væsentlig reduktion i strandengenes naturkvalitet (Vinther & Tranbjerg 1999). Reduktionen i mosernes naturkvalitet er dog ifølge Vinther et al. (2001) endnu større end for strandengene.

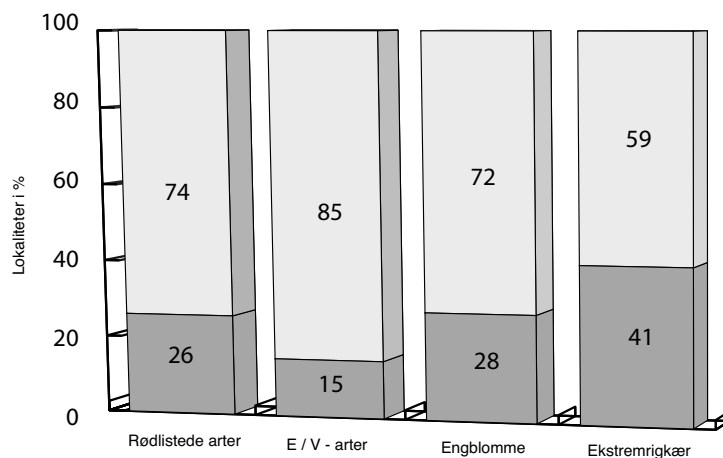
Selvom Fyns Amt har påvist en meget markant negativ udvikling inden for mosernes naturkvalitet, vurderer Vinther m.fl. (2001), at den reelle udvikling antagelig er endnu værre. De ældre oplysninger stammer i stort omfang fra de store og botanisk set meget værdifulde lokaliteter, således at oplysninger om de mere ydmyge lokaliteter må antages at være underrepræsenteret i det 'gamle' materiale. Alligevel er den negative udvikling også forekommet på de store "kernelokaliteter". Endelig stammer de ældre oplysninger om forekomst af de rødlistede arter og engblomme fra sporadiske og usystematiske undersøgelser og udgør antagelig kun en ringe delmængde af arternes faktiske udbredelse på daværende tidspunkt. Alligevel har den nyere totale kortlægning af mosernes indhold af plantearter vist, at de rødlistede arter - med en enkelt undtagelse - i dag kendes fra betydeligt færre lokaliteter end i perioden før 1980.

Tilbagegangen i strandengenes og mosernes naturkvalitet skal antageligt ses i sammenhæng med en arealmæssig reduktion af strandengene og moserne på hver ca. 70% i løbet af perioden fra ca. 1940 til 1992. Samtidig har amtets registreringer vist, at de tilbageværende lokaliteter i stort omfang påvirkes af indgreb som bl.a. gødskning, tilplantning, dræning, opfyldning, rekreative anlæg m.m. Sådanne indgreb har en negativ effekt på områderne som levested for naturligt hjemmehørende plantearter. Den største trussel mod de resterende strandenge og især moser er dog tilgroning som følge af ophørt afgræsning (jf. fx Fyns Amt 1993; Tranberg et al. 1996). Afgræsning forekommer kun på hhv. ca. 8% og 41% af de tilbageværende moser og strandenge (Fyns Amt, upublicerede data fra 12 kommuner og Fyns Amt 1993), og netop denne store forskel i afgræsningen er sandsynligvis årsag til, at naturkvaliteten i moserne er reduceret endnu mere end på strandengene. Vinther et al. (2001) peger dog også på, at den øgede atmosfæriske kvælstofbelastning antagelig har en mere negativ effekt på moserne end på strandengene. Den nuværende belastning på 15-20 kg N/ha/år overskrider således tålegrænsen for de mest næringsfattige mosetyper som højmose, ekstremfattigkær samt ekstremrigkær, og lokalt kan belastningen være betydeligt højere end de 20 kg N/ha/år. Tålegrænsen for strandenge og til dels også strandoverdrev er ikke entydigt overskredet ved den nuværende baggrundsbelastning.

Det er dog ikke kun arternes biologiske karakteristika, som er afgørende for, om de har overlevet i Fyns Amt. Fredning og naturpleje generelt er en anden og meget væsentlig årsag til, at flere af de meget sjældne plantearter stadig forekommer i fynske moser. Det gælder

arter som *blomstersiv*, *liden kæruld*, *mygblomst*, *sort skæne*, *hertelæbe* og *strand-nellike*, som udelukkende findes i moser, der plejes efter aftale med Fyns Amt.

Vinther et al. (2001) konkluderer derfor, at hvis den biologiske mangfoldighed skal bevares og genskabes i de fynske moser, er det nødvendigt at gennemføre en målrettet indsats. Især er det vigtigt at bevare/genskabe optimale levevilkår for de rødlistede plantearter på deres nuværende voksesteder og arbejde for, at de rødlistede arter findes i flere og store bestande inden for amtet. Derved øges chancen for at bevare arterne. Desuden konkluderer amtet, at det er nødvendigt at gøre en ekstraordinær indsats for de lavtvoksende plantearter, der enten er afhængig af græsning / høslet og/eller er tilknyttet en kvælstoffattig jordbund.



Figur 30a: Den procentvise tilbagegang i naturkvalitet, målt som forekomst af rødlistede plantearter (truede og sårbare arter), af engblomme og af ekstremrigkær hhv. før og efter 1980. Den nederste del af søjlen angiver den procentdel af moserne, som efter 1980 stadig indeholdt de pågældende arter/naturtyper, mens den øverste del angiver den andel af moserne, hvor arterne/naturtypen var forsvundet (Gengivet efter Vinther et al. 2001).

Konkret anbefalede amtet ud fra undersøgelsen følgende:

- der genskabes optimale levevilkår for de rødlistede arter på deres nuværende voksesteder
- på de nuværende voksesteder foretages der en udvidelse af arealet med gunstige vækstbetingelser for arterne,
- der genskabes gunstige vækstbetingelser for rødlistede arter på deres tidligere voksesteder
- der foretages en generel pleje/genopretning af eksisterende moser, således at arealet af moser med enten græsning eller høslet øges
- der genskabes moser på nuværende kulturrenge/agerjord
- der gennemføres en indsats for at begrænse kvælstofbelastningen.

Udvikling i sårbare ekstremrigkær

Ekstremrigkær er af flere grunde særligt sårbare for ændringerne i moderne tid. Data fra hovedstadsregionen illustrerer reduktionen af ekstremrigkær i et område. Seks af de otte skillearter, *sort skæne*, *melet*

kodriver, *mygblomst*, *langakset trådspore*, *pukkellæbe* og *rust-skæne* har aldrig været anset for almindelige, og deres voksesteder er derfor blevet registreret, så det i dag er muligt at få et indtryk af arternes tidligere udbredelse. Før 1950 er 65 lokaliteter med mindst en af de seks sjældne skillearter registreret, mens der efter 1950 kun kendes 14 lokaliteter med fund af mindst en af de seks arter. I 1980 resterer ni lokaliteter, med en af skillearterne, og af disse ni er de tre nyfundne lokaliteter (Fig. 30b) (Christiansen 1986). I en undersøgelse af 331 ekstremrigkær registrerede Wind (1992), at 181 lokaliteter (svarer til 55%), var uden drift, mens der var græsning eller høslæt på de resterende. Plejebehovet var endda større, idet 78% af lokaliteterne havde behov for yderligere pleje. 154 af lokaliteterne blev vurderet til at være meget sårbare, mens 135 blev vurderet til at være sårbare, hvilket tilsammen svarer til 87% af lokaliteterne.

Nøgletendenser for moser og ferske enge

Moser og ferske enge er blevet forringet som levesteder for dyr og planter, også gennem de sidste 20 år. Forringelse er især forårsaget af ophør af græsning, vandstandssænkning og eutrofiering. Disse påvirkninger sætter sig alle igennem som hurtigere tilgroning. Fyns Amt registrerede, at ud af 668 moser var de 79% påvirkede af tilgroning og 47% af dræning.

I bedømmelsen af bevaringsstatus for Habitatdirektivets naturtyper blev 20 ud af 22 højmoser vurderet til have en ugunstig bevaringsstatus, især på grund af tilgroning forårsaget af eutrofiering og dræning. For ekstremrigkærene, en anden særligt følsom mosetype, har udviklingen også været meget negativ, fx i hovedstadsregionen, og her er der især problemer med ophør af tidligere ekstensive driftsformer, hvorfor en bevarelse i høj grad vil være afhængig af plejeforanstaltninger.



Figur 30b: Fund i hovedstadsregionen af *langakset trådspore*, *mygblomst*, *pukkel-læbe*, *melet kodriver*, *rust-skæne* og *sort skæne* før 1950, efter 1950 og efter 1980 (Gengivet efter Christiansen 1986).

Eksempel 1- Udvikling i forskellige vegetationstyper i moser på Nordøstfyn

Fyns Amts undersøgelser af 180 moser beskriver tilgroningen i de forskellige typer af moser (Tab. 23). De fire tilbageværende lokaliteter med fattigkær er under stærk tilgroning. Riggkærene, hvoraf overgangsrigkærene er de mest almindelige med 82 lokaliteter, er ligeledes præget af tilgroning. Mange af dem er under 1.000 m² og dermed ikke beskyttet af Naturbeskyttelseslovens §3, og på fx den indre del af Hindsholm er de fleste små lokaliteter nu så tilgroede, at de ikke længere kan opfattes som kær. I næsten hver fjerde mose er der registreret områder med tilgroningssamfund, dvs. områder som må antages engang at have været rigkær. Skovsumpe er derimod hyppigt forekommende. De er oftest ret unge og repræsenterer typisk tilgroning af tidligere græssede eller slåede kær. Enkelte skovsumpe har dog eksisteret i mange år og udgør måske naturskovsrester. I 118 moser, sv.t. 2 ud af 3 moser, findes pilesump, som oftest rummer en artsfattig flora, mens især askesump (24 moser) og ellesump (72 moser) kan være lokaliteter med høj artsdiversitet af både planter og dyr (Tranbjerg et al. 1996).

Tablet 23: Forekomst af forskellige vegetationstyper i 180 moser i Kerteminde, Munkebo, Ullerslev og Langeskov kommuner. Det samlede antal af vegetationstyper overstiger antal moser, da en mose oftest har forekomst af flere vegetationstyper (baseret på Tranbjerg et al. 1996).

Vegetationstype	Forekomst antal lokaliteter	% af lokaliteter (N=180)
rørsump	143	79%
pilesump	118	66%
sø	99	55%
overgangsrigkær	82	46%
ellesump	72	40%
tilgroningssamfund	44	24%
askesump	24	13%
birkesump	17	9%
ekstremrigkær	13	7%
overgangsfattigkær	4	2%
ekstremfattigkær	2	1%

Eksempel 2- Ekstremrigkærenes udvikling og nuværende status:

Ekstremrigkær hører til blandt de mest artsrige, men også de mest truede danske plantesamfund. Ekstremrigkær er i Danmark defineret som kær, der rummer mindst én af de otte såkaldte 'skillearter', som er butblomstret siv, sumphullæbe, sort skæne, melet kodriver, mygblomst, langakset trådspore, pukcellæbe og rust-skæne. I løbet af det sidste halve århundrede er mange ekstremrigkær forsvundet. Rødliste 1997 inkluderer flere af ekstremrigkærens skillearter, rust-skæne, sort skæne, mygblomst, langakset trådspore og pukcellæbe (Stoltze & Pihl 1998b) og ca. 10% af de karplantearter, som er medtaget i Rødliste 1990, optræder i ekstremrigkær (Wind 1992).

Heder

Areal

Amternes kortlægning af heder efter Naturbeskyttelseslovens §3 viser, at Danmark har 82.013 ha hede, hvilket svarer til ca. 1,9% af landets areal (Skov- og Naturstyrelsen 1998). Dette areal er sikkert for højt. Opgørelse over hedearealet fra 1991, der blev udarbejdet ud fra bl.a. hedesignatur på Kort og Matrikelstyrelsens 4 cm kort, viser at Danmark på det tidspunkt kun havde 70.000 ha hede tilbage, og at der i perioden 1960-91 er sket mere end en halvering af hedearealet (Emsholm & Asbirk 1992). I det følgende vil amternes registrering af hede under §3 blive brugt, idet disse arealangivelser bruges som referencer i den øvrige litteratur. De store hedeområder findes især i Nord- og Vestjylland, mens hedearealet i Østjylland og på øerne er meget begrænset.

Typer

Heden findes oftest på sandede og næringsfattige jorde, som er udvaskede og sure. Hederne omfatter typer domineret af dværgbuske og nøjsomme urter samt græsheder med dominans af blåtop og bølget bunke. Jordbunden under heden er karakteriseret af, at der er opbygget et mor-lag, som bl.a. består af døde plantematerialer, og et allag hvor udvaskede mineraler udfældes. Hederne i Danmark har udviklet sig på klitter eller som følge af menneskets udnyttelse og udpining af næringsfattige jorde ved bl.a. skovrydning, afgræsning, opdyrkning og tørveskrælning. Disse former for udnyttelse af heden medfører, at de næringsstoffer, der er blevet ophobet i planter og morlag, fjernes. Heden kan inddeles i to hovedtyper; indlandshede og klithede.

Typiske arter for tørre indlandsheder er *hedelyng*, *revling*, *tyttebær*, *hedemelbærris* og arter af *visse*. Den mest udbredte vegetationstype er *hedelyng-tyttebær-revling*-samfundet, som findes på næringsfattig jordbund med et tykt morlag. Desuden findes et *vikke/hedelyng*-samfund på grovsandede jorde med tyndt morlag i det sydlige Jylland og et *hedelyng/bølget bunke*-samfund på udvasket morænesand fortrinsvis i Østjylland og på øerne (Nygaard *et al.* 1999). Hovedparten af indlandsheden er en mosaik af vegetation i forskellige udviklingsstadier. De stadier, hvor den dominerende vegetation består af dværgbuske, som fx *hedelyng* og *revling*, kan strække sig over et helt århundrede. Dette gælder selv uden nogen form for menneskelig indblanding – forudsat at heden ikke er udsat for kraftig frøspredning fra træer og for kvælstoftilførsel (Kristensen 1998). Ved manglende driftpåvirkning og udpining udvikler hederne sig ofte – gennem næringsophobning - til græsheder, først et *bølget bunke*-samfund og senere et *blåtop/bølget bunke*-samfund. De fugtige heder findes overvejende på sandede og tørveholdige jorde i Midt- og Vestjylland, ofte kun som et smalt bælte omkring vandhuller, i fugtige lavninger på heden og i tilknytning til hedemoser. De typiske arter er *klokkelyng*, *rosmarinlyng*, *mosebølle*, *hedelyng*, *tranebær* og tørvemosser.

På udvaskede og kalkfattige klitter, kan udvikles klitheder, som oftest er domineret af *revling*. Klithederne kan være dannet under meget ringe kulturpåvirkning, og nogle af disse områder kan være naturligt forekommende (Buttenschøn 1993). Klithede kan imidlertid også være resultatet af tidligere tiders driftformer. Observationer af klithedevegetation med 45 års tidsinterval viser, at klithede over en længere år-række kan være meget stabil (Christiansen 1989). Grænsen mellem den grå klit og klithede kan være svær at drage, da de ofte findes i mosaik (Riis-Nielsen et al. 1991).

Heden rummer en speciel mos- og lavflora, og på nogle heder udgør laver så væsentlig og karakteristisk en del af vegetationen, at heden bliver betegnet likén-hede (Mentz 1900).

Beskyttelse af heder

Hede er omfattet af §3 i Naturbeskyttelsesloven, såfremt den i sig selv eller sammen med andre beskyttede naturtyper dækker mere end 2.500 m². Hede har været beskyttet naturtype siden 1984, hvor hedearealer over 5 ha var beskyttet under §43. Den nuværende beskyttelse af hede omfatter både arealer med hedevegetation og tilgroede områder, idet der i vejledningen til amterne om registreringen er beskrevet, at 'mange hedearealer er under tilgroning af selvsåede buske og træer som eg, birk, bævreasp, gyvel, ene og selvsåede nåletræer som bjergfyr' samt at 'betydelige hedearealer, der ikke er under regelmæssig naturpleje, har stedvis karakter af mere eller mindre lukket krat' (Skov- og Naturstyrelsen 1993). EF-Habitatdirektivet omfatter flere naturtyper, som hører under hede (Tab. 24). Klithede er en såkaldt 'prioriteret' naturtype på europæisk niveau, for mens klitheder er udbredte i Danmark, er de på europæisk plan sjældne og unikke (Skov- og Naturstyrelsen 2000).

Tabel 24: Naturtyper inden for 'hede' omfattet af EF-Habitatdirektiv (Skov- og Naturstyrelsen 2000).

Naturtype	Beskrivelse
2140* Kystklitter med dværgbuskvegetation (klithede)	Stabile/gamle klitter bag de ydre klitter, med et m.el.m. lukket vegetationsdække domineret af dværgbuske - fx <i>revling</i> , <i>lyng</i> , <i>klokkelyng</i> eller <i>visse</i> . Dele af naturtypen er på tørre klitter, andre er i fugtige lavninger. I Danmark langs Vestkysten er denne type meget udbredt, men på europæisk plan er de mere sjældne og truede og derfor med status 'prioriteret naturtype'.
2310 Indlandsklitter med <i>lyng</i> og <i>visse</i>	Indlandsklitter domineret af hedevegetation med 1-flere arter af <i>visse</i> . Klitterne består af flyvesand, som ikke stammer fra havet, men derimod fra istidsaflejringer. Sandbunden er meget næringsfattig, sur og udvasket. De varme og tørre forhold er fordelagtige for en del særlige organismer.
2320 Indlandsklitter med <i>lyng</i> og <i>revling</i>	Indlandsklitter domineret af hedevegetation med <i>revling</i> . Klitterne består af flyvesand, som ikke stammer fra havet, men derimod fra istidsaflejringer. Sandbunden er meget næringsfattig, sur og udvasket. Typiske arter er <i>hedelyng</i> og <i>revling</i> .
2330 Indlandsklitter med åbne græsarealer med sandskæg og hvene	Åbne græs- eller urtebevoksninger på klitter, hvor sandet er omlejret fra smeltevands-aflejringer. Naturtypen er ofte artsfattig og indeholder mange enårige arter. Typiske arter er <i>sandskæg</i> , <i>sand-star</i> , <i>hvene-arter</i> , <i>vår-spergel</i> , <i>flipkrave</i> og laver (<i>Cladonia</i> og <i>Cetraria</i>). Naturtypen findes pletvis på de jyske indsander.
4010 Våde dværgbusksamfund med <i>klokkelyng</i>	Vegetation udenfor kystklitter domineret af dværgbuske, som trives ved fugtige forhold, fx. <i>klokkelyng</i> -hede og hedemose med dværgbuske. <i>Klokkelyng</i> dominerer oftest, gerne ledsaget af tue-kogleaks og blåtop. Naturtypen findes overvejende på sandede og tørveholdige jorder i Jylland, ofte kun som et smalt bælte omkring vandhuller, i fugtige lavninger på heden og i tilknytning til højmoser.
4030 Tørre dværgbusksamfund (heder)	Vegetation domineret af dværgbuske, som trives ved tørre forhold. Dværgbuskhede udvikles oftest på sandet og udvasket, næringsfattig og sur jord. Naturtypen findes hovedsageligt på sandede og næringsfattige jorde i Vest-, Midt- og Nordjylland samt enkelte steder på mindre arealer i det østlige Danmark.

Hedernes økologi

I hedens økologi er flere faktorer centrale, bl.a. hedelyngens livscyklus og den særlige evne til at optage organiske kvælstofforbindelser hos dværgbuskene i lyngfamilien. *Hedelyng* er en pionérplante, som etablerer sig effektivt på jord, der har været forstyrret og udpint. Ved gentagne udpininger, som var den traditionelle anvendelse af heden, havde *hedelyng* mulighed for at opnå en meget stor dækningsgrad (Buttenschøn 1993). Til gengæld skal *hedelyng* forynges med jævne mellemrum, da den kun bliver omkring 25 år gammel. Netop foryngelsen er den kritiske fase for *hedelyng*, da arten ikke spirer i det løse lag af visne blade og grene, der skabes, når buskene dør. Den kræver en fast jordbund, som fx. den faste overflade af hedetørv eller en blottet mineraljord. Samtidig kræver den lys for at spire. Hvis græsser eller *revling* når at vokse op, har *hedelyng* ikke store chancer. *Revling* kræver ganske vist de samme spiringsbetingelser, men den bliver meget gammel og spreder sig vegetativt med lange rodslående skud. Græsser, som *bølget bunke* og *blåtop* er flerårige og spirer derimod villigt også på løsere bund.

På næringsfattig jordbund er *hedelyng* og andre dværgbuske af lyngfamilien konkurrencemæssigt stærke i forhold til græsser. Det skyldes, at de via symbiose med en speciel svampetype kan optage organiske kvælstofforbindelser, der bl.a. findes i store mængder i morlaget (Kristensen 1998). Ved øget næringsmængde formindskes denne konkurrencemæssige fordel, og dermed bliver de langsomt voksende dværgbuske mindre konkurrencedygtige i forhold til græsser som *bølget bunke* og *blåtop*.

Successionen forløber typisk langsommere i klithede end på indlandsheden. Klitheden anses af nogle for at være et klimakssamfund, mens andre mener, at den nuværende klithede er resultatet af tidligere tiders græsning og slåning (Feilberg & Jensen 1993; Pihl *et al.* 2000). Netop forstyrrelserne er centrale for forståelsen af hedernes dynamik. Forstyrrelser kan være naturlige, som erosion og sandpålejninger, eller menneskeskabte, som fx afgræsning eller opdyrkning. Indtil for ca. 50 år siden var klithederne mere dynamiske med mange åbne partier, som var skabt ved brug af klitheden som fælles græsningsområde. Græsningsophør, kystsikring og sanddæmpende foranstaltninger har reduceret dynamikken i klitterne og klitheden, og dermed de åbne partier, der er så vigtige for regeneration af *hedelyng* (Buttenschøn 1993; Nygaard *et al.* 2000).

Likénheden, som er karakteriseret ved dominans af laver, kan udvikles i klithedens tidlige successionstrin. Likénheder findes også som successionstrin efter *hedelyng*, som dør på grund af alder og i områder, hvor særligt tørre forhold medfører, at *hedelyng* dør samtidig med, at indvandring af *revling* hindres (Riis-Nielsen *et al.* 1991).

Trusler mod heden

Tilgroning

Tilgroning er en af de største trusler mod hederne (Riis-Nielsen *et al.* 1991). I vejledningen til registrering af heder understreges det, at egentlige buske (ikke dværg-buske) og træer udgør et væsentlig element på mange hedearealer. Ud fra de arealmæssige angivelser er det

derfor ikke muligt at sige hvor stor en del af det §3 registrerede hedeareal, der i dag er dækket af hedelyng og andre dværgbuske.

Udviklingen på Nørholm Hede viser (Holmsgaard 1986), hvordan en tidligere åben dværgbuskhede efter græsningsstop mange steder har udviklet sig til en græshede bevokset med mange træer og buske (Eksempel 1, se nedenfor). Randbøl Hede er et andet eksempel på en dramatisk udvikling fra dværgbuskhede til græshede (Eksempel 2, se nedenfor). På Randbøl Hede er træerne også gået frem, selvom de i høj grad er holdt under kontrol ved hjælp af pleje (Degn 1996; 1997a,b). Det generelle omfang af tilgroning på heder afspejles af den registrering, som Viborg Amt har foretaget af heder i Bjerringbro, Fjends, Ålestrup, Thisted, Viborg, Sallingsund, Hanstholm, Spøttrup, Sundsøre, Karup og Hvorslev Kommune (Hesselager 1993; Jonassen 1993; 1994a,b; Rasmussen 1990a,b; 1993; Søndergård 1993a,b; Viborg Amt 1994a,b). Registreringsrapporterne beskriver bl.a., hvordan de fleste indlandsheder er truet af opvækst af træer, og hvordan hedelyngen flere steder er gammel og døende, så græsser eller *revling* er ved at få overtaget.

Det angives endvidere, at mange hedearealer er meget små. Det vil sådanne steder være praktisk uoverkommeligt at opretholde løbende pleje af disse, da der hele tiden vil ske nyindvandring af træer fra de nærliggende plantager. Problemet med tilgroning illustreres af Ålestrup Kommune (Rasmussen 1990b), hvor en registrering viste, at 24 ud af 35 heder med et gennemsnitsareal på 0,75 ha ikke længere havde karakter af hede, selvom de var angivet som heder på Kort- og Matrikelstyrelsens kort. Den samme tendens er fundet i en undersøgelse fra 1985 af 43 heder i Ringkøbing Amt (Christensen et al. 1986). De fleste af disse heder havde en kraftig og tæt vækst af *revling*. *Hedelyng* havde en ringe vitalitet, og en stor del af hederne havde en mere eller mindre kraftig opvækst af *bjerg-fyr*. Et par heder var endda blevet plantet til eller opdyrket. Disse opgørelser af hvor truede de fleste heder er af tilgroning bekræftes også af andre undersøgelser. Feltbotanisk Klubs statusundersøgelse af heder og overdrev, som sluttede i 1989, viste, at 46% af de undersøgte hedelokaliteter var truet af tilgroning og 14% var truet af tilplantning (Petersen 1994).

Kvælstoftilførsel

Tålegrænsen for nedfald af luftbåren kvælstof (kvælstofdeposition) er for tørre heder vurderet til at være 15-20 kg N/ha/år. Med et nedfald på i gennemsnit 15 kg N/ha/år i 1996 forventes det, at de danske heder, som er næringsfattige og traditionelt har været anset for kvælstofbegrænsede, vil reagere på tilførslen af kvælstof (Bak et al. 1999). Det er ganske vist kendt, at heden i sit karakteristiske morlag, hede-tørven, kan ophobe meget kvælstof bundet i utilgængeligt form (Kristensen 1998), men omvendt kan der - med den øgede kvælstoftilførsel - nås et mætningspunkt, hvorefter økosystemet bliver funktionelt og artsmæssigt ustabil (Tybirk et al. 2000). Gødskningsforsøg har vist, at på meget udvaskede jorder med lavt fosforindhold og lav basemætning er vegetationen nogle steder hovedsagelig begrænset af fosfor, sådan at der ikke kommer klare effekter af øget tilførsel af kvælstof. Det formodes dog også, at denne fosforbegrænsning er af nyere dato og udviklet som følge af en akkumulering af kvælstof på lokaliteten igennem de sidste 30 år (Riis-Nielsen 1997; Bak et al. 1999).

Mens der i Danmark ikke er påvist nogen direkte negativ virkning på *hedelyng* af øget kvælstoftilførsel, er det påvist, at kvælstof kan have alvorlige indirekte virkninger. Eksperimentel tilførsel af 15 og 35 kg kvælstof medførte i første række et øget indhold af kvælstof i blade af *hedelyng*, hvilket i anden række fik *lyngens bladbille* til at trives bedre med en kraftig vækst i antallet af bladbiller til følge. Det vurderes derfor, at udbrud af *lyngbladbille* kan blive alvorligere og hyppigere i Danmark som følge af kvælstofdeposition. Dette er allerede observeret i Holland (Nielsen 1986; Riis-Nielsen 1997). Desuden kan det være svært for *hedelyng* at nå at etablere sig igen før græsser og *revling*, da den spirer langsommere end disse arter - som regel først et år efter dens død som følge af *lyngbladbille*-angreb.

Den massive fremgang af *bølget bunke* og *blåtop* på Randbøl Hede kan delvis forklares med naturlig succession ved ophør af pleje eller traditionel drift, men kan også delvist forklares med den høje kvælstofdeposition (Degn 1996, 1997a,b). De to faktorer, kvælstof og succession, spiller i øvrigt sammen, idet øget kvælstoftilførsel kan medføre en forøget hastighed af successionen i dens tidligeste trin. Denne ændring kan være alvorlig, idet de fleste sjældne planter og laver på heden netop tilhører sådanne tidlige faser i successionen (Riis-Nielsen *et al.* 1998). Hollandske undersøgelser viser, at øget tilgængelighed af næringsstoffer medfører øget vækst af *blåtop* i forhold til *hedelyng* (Aerts & Heil 1993).

Klitheder har en lavere beregnet tålegrænse, 10-15 kg kvælstof N/ha/år, og den nuværende deposition i de kystnære egne af Danmark ligger generelt på 6-15 kg N/ha/år. Historisk har den atmosfæriske tilførsel været på mellem 2-5 kg N/ha/år. Det nuværende niveau af luftbåren ammoniak truer dermed klithedernes langsigtede stabilitet. På sigt kan denne tilførsel forskyde balancen i disse følsomme plantesamfund i retning mod mere nitrofile arter som *bølget bunke* (Nygaard *et al.* 2000). Forsøg med kvælstofbelastning i klitheder resulterede i en fremgang for *revling* og *sand-star* på bekostning af *cypresmos* (Riis-Nielsen 1997; Bak *et al.* 1999).

På likéhederne er der også observeret ændringer i sammensætningen af vegetationen. De langsomtvoksende laver, som normalt kun bliver få cm høje, tåler ikke konkurrencen fra mere højt voksende plantearter, men er afhængige af åben vegetation, som findes på de ekstremt udvaskede og næringsfattige jorde (Johnsen & Søchting 1994). I begyndelsen af firserne sås første gang udbredte skader - i form af sortfarvning - på rensdyrlaver i de kystnære likéheder (Johnsen & Søchting 1990). Overvågning 1985-90 af 15 forskellige lokaliteter med likéhede viste, at der i denne periode skete en markant stigning i dækningsgrad for *hedelyng* parallelt med signifikante fald i dækningsgraden af rensdyrlaver, græsser og mosser. Da overvågningssperioden var meget kort i forhold til livscyklus hos *hedelyng*, er det ikke muligt at forudsige den langsigtede udvikling. Tidligere observerede skader på rensdyrlav udviklede sig tilsyneladende ikke yderligere igennem denne 6-årige periode (Johnsen & Søchting 1995). En svensk undersøgelse viste, at det især er de laver, som lever i symbiose med kvælstoffikserende blågrønner, som er gået stærkt tilbage (Hallingbäck 1991). Som årsag hertil anførtes bl.a. faldende pH og øget kvælstofdeposition, hvor kvælstoffikseringen påvirkes, hvorefter laverne

svækkes og eventuelt til sidst dør. Johnsen & Søchting (1995) konkluderede, at det var særlig vigtigt at følge udviklingen af klitheder med rensdyrslav på grund af den markante negative udviklingstendens for rensdyrslav registreret på de danske likéheder, de observerede skader på rensdyrslav og særligt katastrofale udvikling for rensdyrslav-dækket i egne af Europa med høj deposition af kvælstof-forbindelser.

Klimaændring

I et forsøg på en hede i Mols Bjerge er der etableret rullegardiner for at skabe en ændring af klimaet svarende til en opvarmning på ca. 1^o C. Efter første sæson er det konstateret, at bølget bunke vokser hurtigere, mens hedelyng ikke har øget dens væksthastighed. Tværtimod forværredes angreb af *lyngbladbille* i det varmere klima. Konsekvensen kan blive, at græsser hurtigere vil udkonkurrere lyng, hvis temperaturen stiger (Torben Riis-Nielsen, pers. komm.).

Invasive, ikke hjemmehørende plantearter

Tilgroningen på Nørholm Hede viser, hvor hurtigt en ikke-hjemmehørende art som *bjerg-fyr* kan indvandre på heden. I klitheder kan også andre invasive arter som *rynket rose* og mosset *Campylopus introflexus* sprede sig og danne tætte bestande. *Campylopus introflexus* kan danne så tætte tæpper i tørre heder, at næsten ingen anden vegetation kan etablere sig (Johnsen 1998).

Arter og artsgruppers udvikling

Planter

Den største ændring af vegetationen på indlandshederne er den allerede beskrevne tendens med succession fra dvægbuskhede med dominans af *hedelyng* over græshede med *bølget bunke* og *blåtop*, der igen gror til med buske og træer, sådan som det er tilfældet på Randbøl og Nørholm Hede (se bokse med eksempler nedenfor) og tilsyneladende generelt. En af de plantegrupper, som er specielt truet af tilgroningen på heder, er laver, og knapt 1/10 af hedens lavararter er rødlistede (Tab. 25, Wind & Stoltze 1998).

Tabel 25: Antal af rødlistede hedearter fordelt på laver, svampe og karplanter (Wind & Stoltze 1998).

Gruppe	Totalt antal arter på Rødliste 1997	Antal rødlistede hedearter	Andel rødlistede hedearter (%)
Laver	574	48	8,4
Svampe	860	1	0,1
Karplanter	220	14	6,4

For at få indtryk af hvor meget en biotop er truet, kan man se på antallet af rødlistede arter i forhold til det samlede antal arter, der har pågældende biotop som det foretrukne levested (såkaldte 'biotoptypiske arter'). For karplanterne i tørre hedesamfund gælder det, at 14 ud af i alt 29 biotoptypiske arter optræder på rødlisten – altså næsten halvdelen (Tab. 26, Wind & Stoltze 1998). Flere af de rødlistede arter er

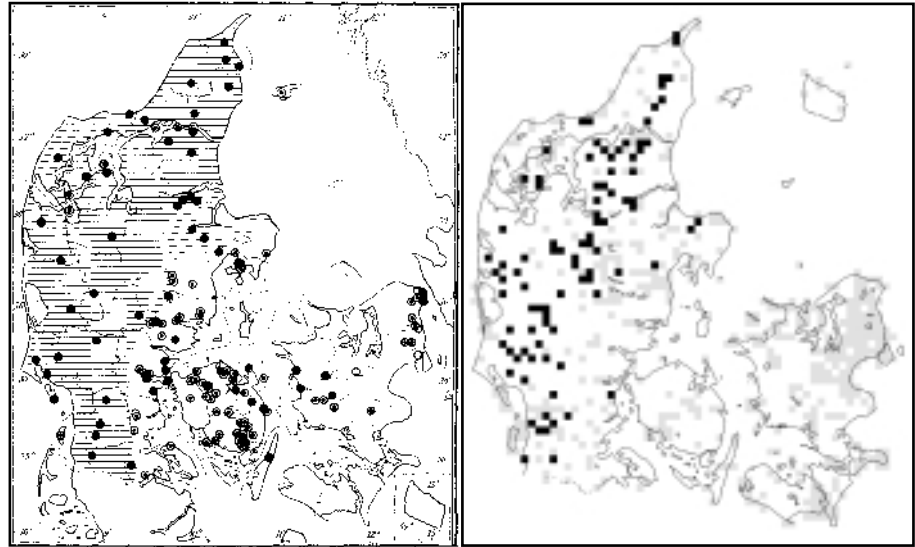
tilknyttet lysåbne voksester, og nogle optræder kun på steder, hvor der fortsat sker forstyrrelse af vegetationsdækket, fx som følge af drift (Tab. 26). Udviklingen for flere af de rødlistede arter er kritisk, da de kun findes i meget små bestande, hvis langsigtede overlevelse er usikker. For andre arter er bevaringsstatus usikker, simpelthen fordi vi mangler viden om deres udbredelse.

Det er dog også gået tilbage for mere almindelige arter som fx *guldblomme* (Tab. 26). *Guldblomme* kan betragtes som repræsentant for de mange langsomt-voksende plantearter på heder og sure overdrev, som er følsomme over for tilgroning og eutrofiering. Arten vokser på frodige heder og sure overdrev, ofte på steder med trykvand på overgangen til kærvegetation. Den har tidligere ofte optrådt i successionen på opgivne hedeagre eller afbrændte hedestykker (Pedersen 1961).

Tabel 26: Biotopstypiske karplantearter på tør hede. Baseret på Wind & Stoltze (1998) samt (1) Pihl et al. 2000; (2) Wind et al. (1999); (3) Wind & Stoltze (1998); (4) Christiansen (1987); og (5) Dansk Botanisk Forenings Flora Danica Undersøgelse (upubl.).

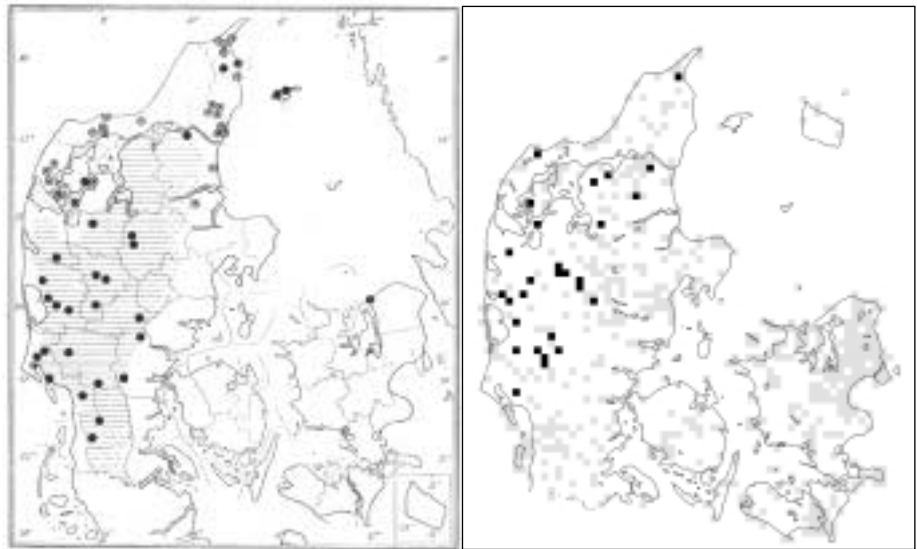
Dansk navn	Bevaringsstatus og udvikling	Specifikke habitatkrav
Uddød:		
<i>bjerg-melbærris</i>		
<i>bjerg-ulvefod</i>	Tidl. kendt fra 3 lokaliteter - bevaringsstatus usikker ¹	lysåbent
<i>tysk visse</i>	Tidl. i alt registreret på 20 lokaliteter – senest i 1967 ²	
Akut truet:		
<i>flad ulvefod</i>	Kendt fra 3 lokaliteter - bevaringsstatus ugunstig ¹	lysåbent & forstyrret
<i>hvid sækspore</i>	I 1998 kun fundet på to lokaliteter – heraf den ene bestand med kun tre blomstrende skud ³	
<i>kamillebladet månerude</i>		
Sårbar:		
<i>baltisk ensian</i>		
<i>bredbægret ensian</i>		
<i>cypres-ulvefod</i>	Kendt fra 13 lokaliteter – bevaringsstatus er usikker ¹	lysåbent
<i>ugrenet edderkopurt</i>		
<i>vår-kobjælde</i>	Kun en lokalitet med en bestand af rimelig størrelse ³	lysåbent
Sjælden:		
<i>lyng-silke</i>		
<i>lyng-star</i>		
<i>otteradet ulvefod</i>	Kendt fra 45 lokaliteter – bevaringsstatus usikker ¹	lysåbent & forstyrret
Ej på rødlisten		
<i>almindelig ene</i>		
<i>almindelig ulvefod</i>		
<i>blåbær</i>		
<i>engelsk visse</i>		
<i>gråris</i>		
<i>guldblomme</i>	Synes at være gået stærkt tilbage ^{4,5}	lysåbent
<i>hedelyng</i>		
<i>hede-melbærris</i>	Synes at være gået stærkt tilbage ⁵	
<i>hårret visse</i>		
<i>kattefod</i>		
<i>lav skorzonner</i>		
<i>pletet gøgeurt</i>	På otte overvågede lokaliteter var udviklingen i de fleste bestande status quo ²	
<i>revling</i>		
<i>tyttebær</i>		
<i>vild gyldenris</i>		

Danmarks topografisk-botaniske undersøgelse viser at guldblomme tidligere har været temmelig almindelig i Vest- og Nordjylland (Fig. 31), mens den senere Atlas Flora Danica-undersøgelse viser, at guldblomme nu kun findes i omkring halvdelen af de undersøgte 5 x 5 km ruder i dette område (Fig. 31). Kortet viser også, at guldblomme stort set er forsvundet fra øerne og Østjylland. Tilbagegangen skyldes formentlig opdyrkning, tilgroning og gødskning af heder og overdrev.



Figur 31: Kortet til venstre viser udbredelsen af guldblomme før 1960. Tæt skravering på kortet svarer til at arten er almindeligt forekommende, åben skravering svarer til forekomst hist og her. Udfyldte cirkler indikerer fund med belæg, mens cirkler med prik henviser til fund uden belæg (Pedersen 1961). Kortet til højre giver et billede af udbredelsen af guldblomme i 1992-2000 i de undersøgte 5 x 5 km ruder. Arten er fundet i de sorte felter, men trods eftersøgning ikke fundet i de grå felter (Dansk Botanisk Forenings Atlas Flora Danica, upubl.).

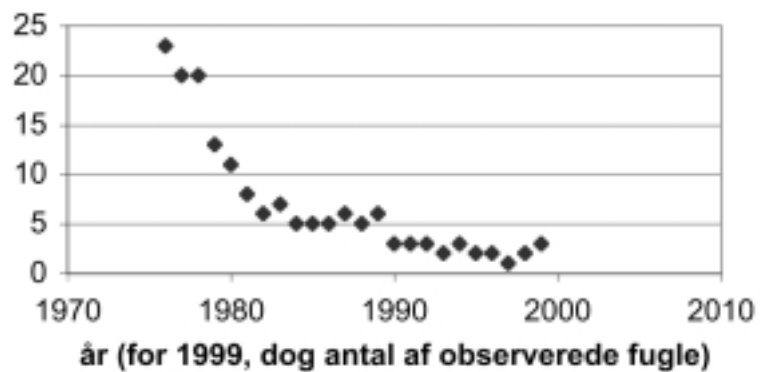
Hede-melbærris er en anden art, der er gået tilbage (Tab. 26). Det er en dværgbusk, og kan som sådan siges at repræsentere gruppen af hjemmehørende dværgbuske, som alle er truede af ophørt drift og eutrofiering. *Hede-melbærris* er karakteriseret ved at have krybende sideskud, være lyselskende og foretrække åbne sydeksponeerede bakkesider med lav vegetation. Danmarks topografisk-botaniske undersøgelser (Bøcher 1937) viser, at den tidligere har været almindelig på de vestjyske indlandsheder (Fig. 32). De foreløbige udbredelseskort fra Atlas Flora Danica tyder på, at *hede-melbærris* er gået meget tilbage, især i Sønderjylland. Tilbagegangen skyldes formentlig dels reduktionen af hedearealet, dels eutrofiering og tilgroning af det resterende hedeareal. Tilgroning har som konsekvens, at voksestederne for *hede-melbærris*, nemlig de lysåbne områder med lav vegetation, er blevet sjældnere.



Figur 32: Kortet til venstre viser udbredelsen af *hede-melbærris* før 1935. Tæt skravering på kortet svarer til at arten er almindeligt forekommende, åben skravering svarer til forekomst hist og her. Udfyldte cirkler indikerer fund med belæg, mens cirkler med prik henviser til fund uden belæg (Böcher 1937). Kortet til højre giver et billede af udbredelsen af *hede-melbærris* i 1992-2000 i de undersøgte 5 x 5 km kvadrater. Arten er fundet i de sorte felter, men trods eftersøgning ikke fundet i de grå felter (Dansk Botanisk Forenings Atlas Flora Danica, upubl.).

Fugle

Urfugl, hjejle og tinksmed er nogen af mest karakteristiske hedefuglearter. For mange mennesker er urfuglen et symbol på de vidtstrakte åbne heder. Siden sidst i 1970'erne er udbredelsen af *urfugl* faldet fra 20 til ca. 3 lokaliteter i de sidste ti år (Fig. 33). På disse sidste lokaliteter er dansende urfugle ikke set siden 1993, og de sidste års observationer af *urfugl* inkluderer også eftersøgning af urfugle uden for de tidligere faste lokaliteter. På Rødlisten må *urfugl* nu formentlig flyttes fra kategorien 'akut truet' til 'uddød'. Urfuglens tilbagegang er sket på trods af, at man gennem en stor indsats forsøgte at sikre artens tre kerne lokaliteter, hvilket sandsynligvis udsatte dens uddøen, men altså ikke kunne ændre den langsigtede udvikling (Grell 1998).



Figur 33: Antallet af lokaliteter med urfugle. Baseret på Christensen et al. (1996), Grell (1999, 2000), Lindballe et al. (1994, 1995), Søby et al. (1997, 1998, 1999) og Sørensen (1995).

Hjejle hører ligeledes til de åbne lyngheder, hvor den foretrækker en sparsom og kort hedevegetation. Arten har gennem en del år ynglet i Hansted-reservatet, men kendskabet til artens bestandsudvikling er mangelfuldt. I 1984 blev bestanden vurderet til 5-12 par, i 1996 til 6-10 par (Grell 1998). I forbindelse med atlasundersøgelsen i 1993-96 blev hjejlen imidlertid fundet ynglende på nye, hidtil oversete lokaliteter. Der er således håb for, at denne truede art alligevel vil klare sig herhjemme (Sørensen 1995; Grell 1998).

Tinksmed var i begyndelsen af sidste århundrede en ret almindelig og vidt udbredt ynglefugl over det meste af Jylland. Fra 1950'erne til 1980'erne blev bestanden af *tinksmed* samlet reduceret med 75%. Tilbagegangen i 1980'erne formodes især at være forårsaget af tilgroning af dens ynglelokaliteter. Som et resultat af en målrettet naturpleje bl.a. på hederne i Thy er det lykkedes at stabilisere bestanden på ca. 70 ynglende par (Grell 1998, 1999).

Dagsommerfugle

På de fugtige og tørre indlandsheder og klitheder lever 16 arter af dagsommerfugle, og heraf er de 6 opført på rødlisten som 'akut truet' eller 'sårbar' (Stoltze 1996; Stoltze & Pihl 1998).

De akut truede og sårbare sommerfugle er karakteriseret ved at være meget specialiserede i forhold til larvens værtsplante – det er typisk arter specifikt tilknyttet hede eller andre næringsfattige lysåbne levesteder – arter, som ikke er sjældne, men dog kun findes i begrænset omfang.

For eksempel er *hedepletvinge* tilknyttet bevoksninger med rigelige mængder af *djævelsbid*. Derimod er de mere almindeligt forekommende sommerfuglearter oftest arter, som ikke er begrænset til en enkelt værtsplanteart eller knyttet til værtsarter, der er tilpasset næringsrige forhold og derfor findes hyppigt og vidt udbredt i agerlandet. At der er andre 'flaskehalse' for bestandene, deres udbredelse og overlevelse, kan dog ses af, at de fleste sjældne arter af dagsommerfugle kun har bestande på en meget lille brøkdel af værtsplanternes forekomster, og her menes tilgroning og fragmentering at være vigtige faktorer, nationalt som internationalt (Stoltze & Pihl 1998; Hanski & Gilpin 1997). Således er det karakteristisk, at det specielt er lavmobile arter af dagsommerfugle (fx arter af pletvinge, blåfugl, ildfugl), der er gået tilbage i nyere tid, mens højmobile arter (fx mange takvinger og kålsommerfugle) er gået frem (Hodgson 1993).

Naturpleje

Lynghedens afhængighed af naturpleje er tydelig illustreret ved vegetationsudviklingen på Nørholm og Randbøl Hede (Eksempel 1 og 2). Den hidtidige pleje af statens hedearealer omfatter afgræsning på ca. 10% og rydning af træopvækst på hovedparten af hedearealerne. Kun i meget begrænset omfang bruges intensive plejemetoder som afskrælning og afbrænding. Såfremt man ønsker at sikre fornyelse af *hedelyng* er intensive plejeformer mest effektive, og de er på nogle heder den eneste mulighed. Den fremtidige hedepleje bør ses i et nationalt kulturhistorisk perspektiv, hvor plejeindsatsen koncentrerer om de store resterende hedeområder, hvor der foretages intensive ple-

jeindgreb med lange mellemrum (Tybirk 1998). De øvrige hedearealer bør plejes med mere nænsomme og naturefterlignende plejemetoder som fx græsning. Mens det er kendt, at intensive metoder favoriserer hedelyng, mangler der en grundlæggende viden om effekterne på den biologiske mangfoldighed.

Nøgletendenser for heder

Kvaliteten af heder som levesteder for dyr og planter er blevet forringet, også gennem de sidste 20 år. De vigtigste årsager til denne forringelse har været ophør af drift og eutrofiering. Faktorer som begge fører til hastigere vegetationsudvikling og tilgroning. På f.eks. Randbøl Hede faldt arealet med dværgbuske fra 87% i 1954 til 23% i 1995, samtidig med at arealet domineret af blåtop blev tidoblet, en udvikling, som tilskrives dels driftophør, dels høj kvælstofdeposition (Degn 1996, 1997a). Under feltbotanisk Klubs undersøgelse blev 46% af 360 hedelokaliteter registreret som truet af tilgroning, mens 14% var truet af tilplantning (Petersen 1994).

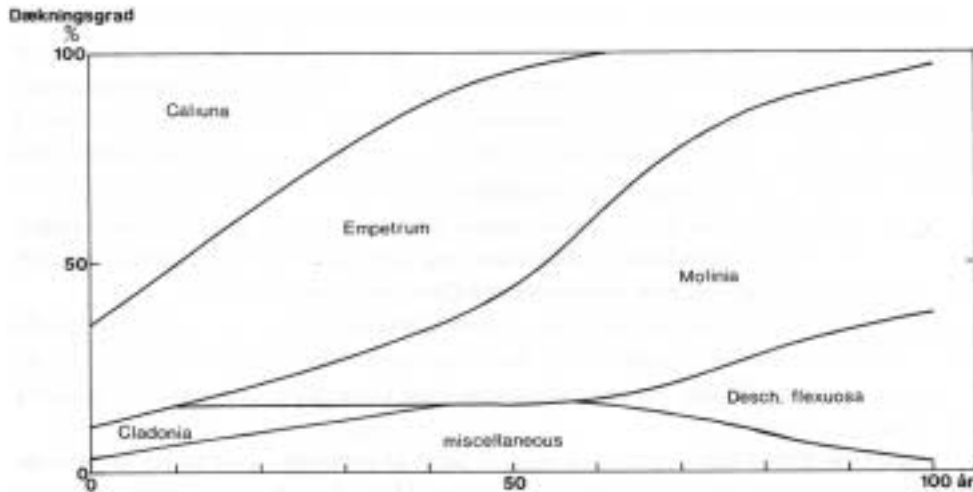
Ændringerne på hederne ses i udviklingen af arter tilknyttet heder, specielt for arter tilknyttet lysåbne heder. Resultater af Atlas Flora Danica (upubl.) viste, at både *guldblomme* og *hede-melbærris*, er gået tilbage. Begge arter er følsomme over for tilgroning. Hedens mest karakteriske fugl, *urfugl*, ynglede sidst i 70-erne på 20 lokaliteter, i dag er den forsvundet som ynglefugl. Også *tinksmed* er gået stærkt tilbage (Sørensen 1995; Grell 1998), men bestandene af både denne art og hjejlen er muligvis stabiliseret omend på et kritisk lavt niveau.

Eksempel 1- Naturpleje af Randbøl Hede – og dens indflydelse på vegetationen.

På Randbøl Hede har hedeplejen omfattet afgræsning og rydning af træer. Desuden er omkring 70% af Randbøl Hede blevet slået eller afbrændt mindst en gang i tidsrummet 1954-1995, svarende til at 2% af arealet plejes hvert år. Denne pleje har ikke været tilstrækkelig til at sikre Randbøl Hede en tilstand som i 1954, hvor næsten hele heden var ren lynghede. Omvendt findes en vegetation domineret af hede-lyng stort set kun på steder, hvor der er foretaget naturpleje. Uden naturpleje ville der således have været meget lidt hedelyng på Randbøl Hede. Til sammenligning var den pleje, som i gennemsnit omfattede 5,9% af arealet i perioden i 1960 til 1985 på det Grøn'ske areal, i stand til sikre hedelyngens dominans gennem en år-række (Degn 1997b). I dag udgør blåtop en alvorlig trussel mod den dværg-busk-dominerede hedevegetation, idet hverken slåning eller af-brænd-ing er effektive over for blåtop. Forsøg med afskrælning af lyng-tørve for at bevare eller genskabe en vegetation med stort islæt af hedelyng er igang.

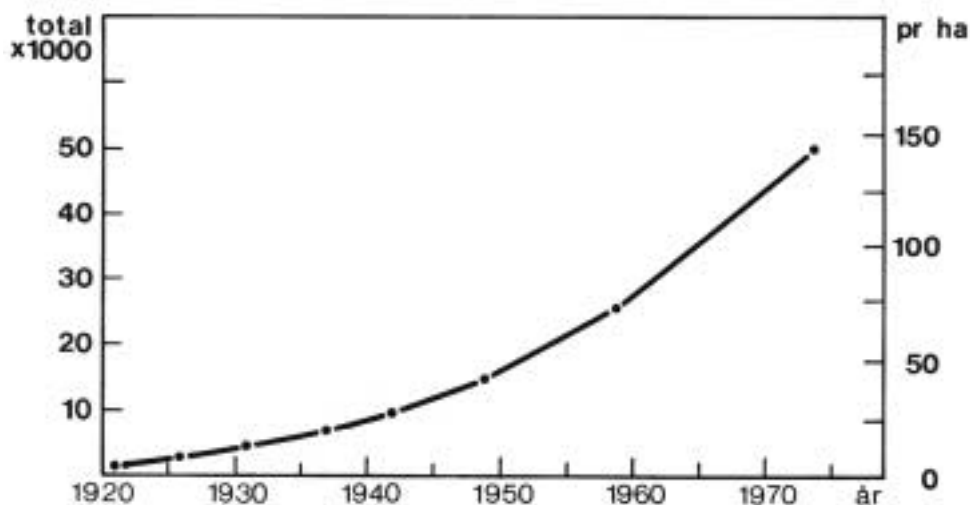
Eksempel 2 - Nørholm Hede

Nørholm hede ligger ca. 10 km nordøst for Varde og har et areal på ca. 350 ha. Statens Forstlige Forsøgsvæsen fulgte vegetationsudviklingen fra 1890, hvor græsningen ophørte. Fig. 34 viser dette successionforløb, hvor heden gik fra dværgbuskhede med *hedelyng* og *revling* over hede med *revling* og *blåtop* til en hede med store områder, der er græshede domineret af *blåtop* og *bølget bunke*, hvor den sidste art kan findes selv under et betydeligt kronedække (Holmsgaard 1986).



Figur 34: Forandringer i dækningsgrad af de dominerende arter og grupper på Nørholm Hede under successionsforløbet, som strækker sig over en ca. 100-årig periode, begyndende med fåre- og kreaturgræsningens ophør (Holmsgaard 1986). *Calluna*: *hedelyng*, *Empetrum*: *revling*, *Molinia*: *blåtop*, *Desch. flexuosa*: *bølget bunke*, *Cladonia*: rensdyrlav, *miscellaneous*: diverse.

Siden græsningens ophør er der sket en nærmest eksponentiel udvikling i indvandring og opvækst af træer og buske (Fig. 35). Indvandringen af løv- og nåltræer er forløbet parallelt, med størst antal af hhv. birk og bjergfyr, men også med meget eg og røn, som vokser op beskyttet af fyrretræer mod vind og bid. Træernes indvandring betyder, at store områder af heden ikke længere fremtræder som en åben hedeflade og derimod visse steder har antaget karakter af skov og fyrrekrat. De indvandrede træarter afspejler bevoksningen i den nærmeste omegn, således har bjergfyr spredt sig fra et tilplantet dige, der afgrænser heden (Holmsgaard 1986).



Figur 35: Udvikling i antallet af træer og buske på Nørholm Hede 1921 – 1974 (gengivet efter Holmsgaard 1986).

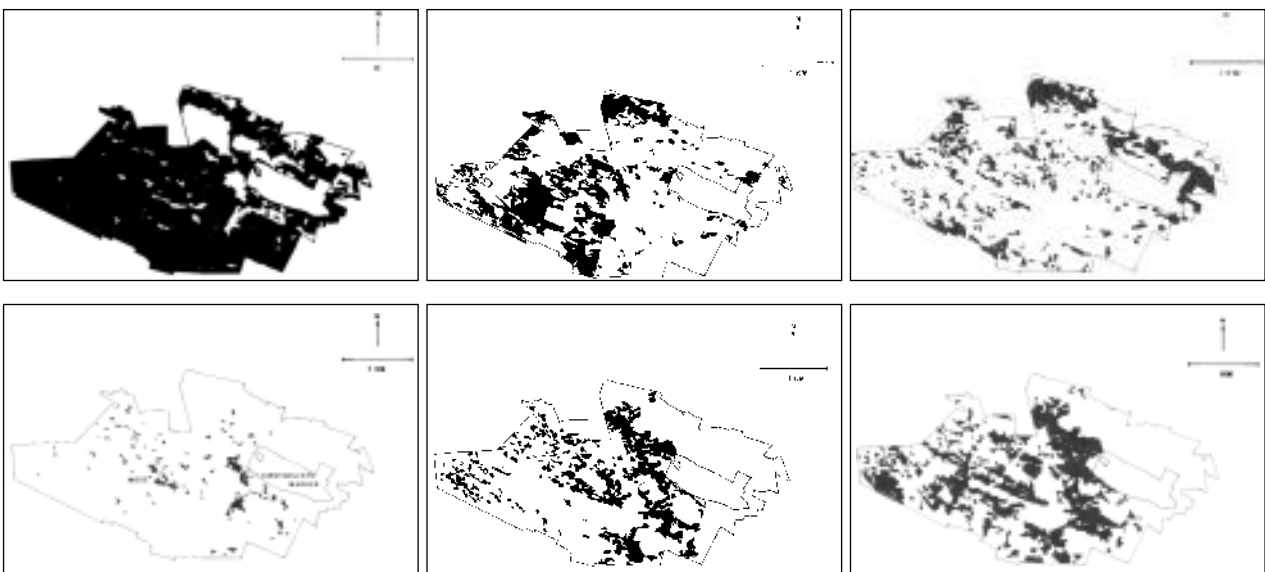
Eksempel 3 - Randbøl hede

Randbøl Hede ligger 25 km vest for Vejle, og dækker ca. 800 ha. De botaniske undersøgelser går helt tilbage til 1941 (Böcher 1941), og fra 1954 eksisterer der luftfotos, hvorpå ændringer fra lyng-hede til græshede kan følges. Med de nye undersøgelser fra 1992 og 1995 samt den fortsatte over-vågning, er Randbøl Hede en af de bedst beskrevne heder i Danmark (Degn 1996, 1997a,b).

Vegetationsændringer i perioden 1954-1995

Flyfotoanalyserne tegner et klart billede af ændringerne i vegeta-tionen på Randbøl Hede (Fig. 36). I 1954 var Randbøl Hede en hede med store sammenhængende arealer domineret af dværg-buske. I dag er det en hede domineret af *blåtop* og *bølget bunke*, mens arealer med dominans af dværgbuske er små og spredte, og kun enkelte dværg-busk-områder er større end 25 ha. Det to-tale areal med dværgbuske er faldet fra 87% i 1954 til 23% i 1995 (Degn 1996, 1997b). En anden tendens i vegetationsudviklingen på Randbøl Hede er stigningen i arealet af *blåtop*-dominerede områder. Der er tale om en jævn stigning i perioden 1954-1996 fra 28 til 289 ha, hvilket svarer til en tidobling af arealet. Omkring 36% af Randbøl hede er i dag domi-neret af *blåtop*. Blåtops be-tydning på Randbøl Hede er endda steget endnu mere end tallene viser. I 1954 fandtes *blåtop* stort set kun på få og små områder, såsom lavninger og meget gamle marker, hvor den til gengæld var helt dominerende. Tallet for 1954 omfatter derfor næsten hele artens forekomst. Situationen i 1996 er anderledes. Ud over de indtegnede områder, hvor arten er dominerende, er der måske 100 eller 200 ha, hvor den gror sammen med dværgbuske eller *bølget bunke*, og udgør et væsentligt islæt (Degn 1997a). Degn (1997a) vurderer, at hvis fremgangen for *blåtop* får lov til at fortsætte i samme tempo, vil Randbøl Hede i løbet af et par årtier næsten udelukkende være dækket af græsser.

Samtidig med at græsserne er blevet dominerende på Randbøl Hede, er træer og buske også gået frem, selvom de i høj grad er holdt under kontrol ved hjælp af pleje. I denne periode er også an-tallet af plante-arter gået frem. I 1995 findes halvanden gang så mange plante-arter som i 1941, men ifølge Degn (1997a) er det ikke nogen berigelse, da de nytilkomne arter ikke hører til i en he-devegetation. Specielt er enårige planter og laver blevet sjældnere. Af rødlistede arter findes to arter af karplanter, *vår-kobjælde* og *bredbægret ensian* på Randbøl Hede. De indsamlede data for de to arter viser, at bestandene er små og isolerede, og at der derfor kun skal små negative æn-dringer til, før de forsvinder (Degn 1997a).

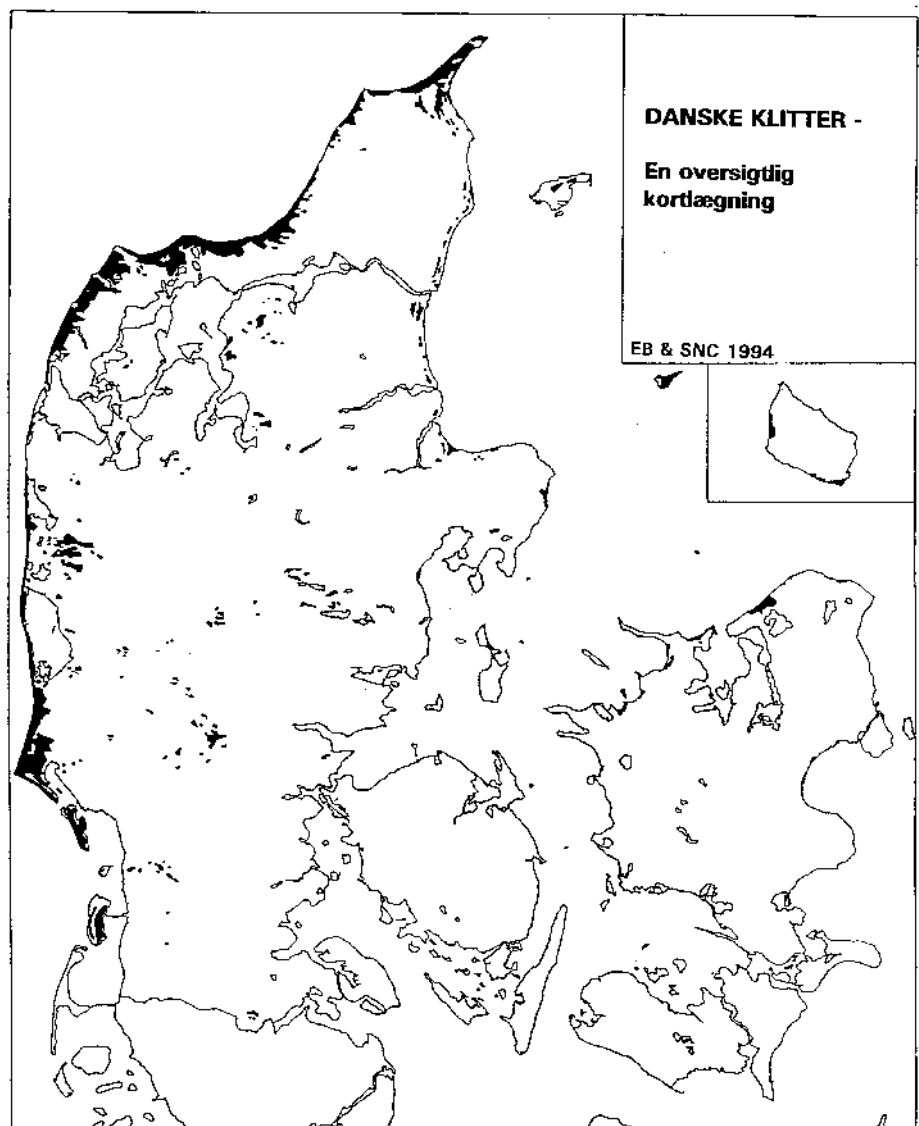


Figur 36: Udbredelse af dværgbuske (øverst) og blåtop-dominerede arealer (nederst) på Randbøl Hede i (fra venstre mod højre) 1954, 1974 og 1995 (baseret på Degn 1996 og 1997a).

Klitter

Areal

Ud fra geomorfologiske kriterier er det samlede klitareal opmålt til at være 127.000 ha, svarende til 3,0% af Danmarks areal. Denne kortlægning inkluderer alle arealer, hvor vindskabte klitformer kunne påvises og omfatter landbrugsland, plantager og sommerhusområder såvel som kystnære klitheder, kær og overdrev (Fig. 37) (Brandt & Christensen 1994). Arealet med egentlig klitvegetation er noget usikkert. Det er af Groth m.fl. (1998) vurderet til at være omkring 31.000 ha, svarende til 0,7% af Danmarks areal, men denne vurdering er baseret på et groft skøn. Feilberg & Jensen (1993) anfører, at det samlede flyvesandsområde udgør 164.000 ha, mens klitbæltet langs Vestkysten med en bredde fra på 0-15 km udgør 75-80.000 ha, hvoraf halvdelen er tilplantet med skov. Ca. 25.000 ha kan betragtes som dæmpede, mens omkring 12.000 ha er mere eller mindre labile.



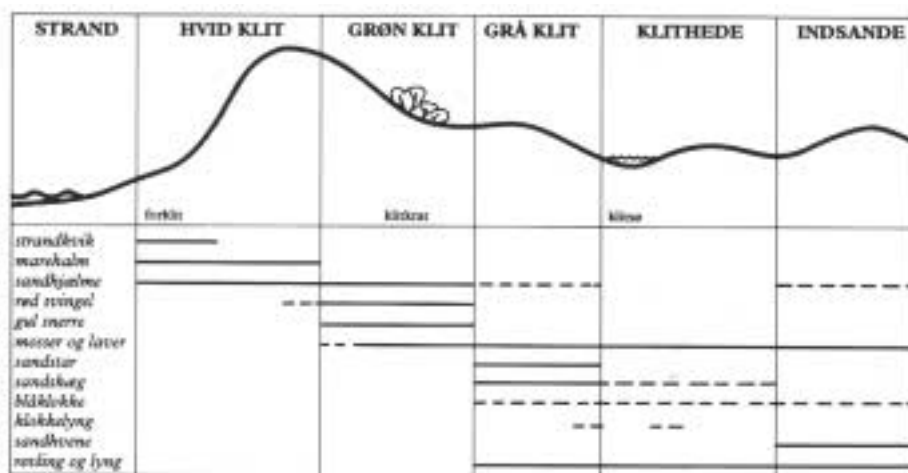
Figur 37: Klitareal i Danmark. (Gengivet efter Brandt & Christensen 1994).

Typer

Klitter er sandformationer dannet af vinden i de områder, hvor sand i tilstrækkelig mængde bliver tilgængelig for vindens påvirkning. Sandvandring skaber dynamik og er selvfølgelig en nøgelfaktor for vegetationen i klitterne. Men også andre faktorer spiller en rolle, såsom sandets kornstørrelse, indhold af næringsstoffer og kalk, nedbørmængde, afstand til grundvandsspejl, saltpåvirkning og klitfladens eksponering i forhold til sol.

Klitterne henføres til forskellige hovedgrupper, hvid, grøn og grå klit (Fig. 38). Rækkefølgen angiver vegetationens normale udvikling med stigende alder og afstand til havet. Den hvide klit ligger nærmest havet og indeholder ofte rester af skaldyr (kalk) og forskellige organiske stoffer tilført fra havet. Den grønne klit (grønsværsklit) forekommer, hvor sandets kalkindhold er stort og er biologisk nært beslægtet med overdrev. Den grå klit er den ældste klittype. Her er sandet udvasket og har en lav pH. I den grå klit kan der udvikles klithede. Den grå klit og klitheden udgør normalt en ret stabil slutfase (Feilberg & Jensen 1993).

I de tørre klitter er vand ofte en begrænsede faktor, således at sandets evne til at holde på vandet og de små terrænforskelle bliver afgørende for fordelingen af planterne. I de fugtigere lavninger er vandet ligeledes en afgørende faktor. Ved høj grundvandsstand kan der dannes klitsøer. Klitvegetationernes afgrænsning til andre vegetationstyper er i praksis vanskelig, og de forskellige vegetationstyper forekommer ofte i mosaik. På samme måde som mosaikmønstre dannes i klitten fx ved nye vindbrud, danner klitten også mosaikmønstre med andre naturtyper. Den grå klit rummer områder med klithede, mens den grønne klit rummer overdrev. I denne redegørelse omtales klitheder under heder, mens overdrevene i klitter tildels behandles i afsnittet om overdrev.



Figur 38: Skematisk figur over de typiske vegetationstyper i klitter fra havet og ind i land. (Gengivet efter Feilberg & Jensen 1993).

Beskyttelse af klitter

Ifølge den danske Naturbeskyttelseslov (Skov- og Naturstyrelsen 1993) gælder der en klitfredning (§8) i mindst et 100 m bredt klitbælte langs hele Vestkysten af Jylland fra Skagen til Skallingen samt Fanø

Tabel 28: Naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet i klitter (Skov- og Naturstyrelsen 2000). (*) angiver prioriterede naturtyper, hvor der er vedtaget en særlig beskyttelse, da de inden for EU anses for sjældne eller truede.

Naturtyper	Beskrivelse
2110 Forstrand og begyndende klitdannelse	De første stadier i dannelse af klitter. Naturtypen består typisk af vindribber, strandvolde, hævede sandflader på den øvre strand eller forklitter ved foden af de høje klitter.
2120 Hvid klit og vandremiler	De yderste rækker af klitter langs kysterne og heraf afledte vandremiler og lign. De kaldes hvide klitter og danner ofte rækker langs kysten med en typisk bevoksning af hjælme og marehalm.
2130 Stabile kystklitter med urteagtig vegetation (grå klit og grøn-sværklit)	Stabile klitter bag den hvide klit, med mere eller mindre lukket vegetationsdække af urteagtige planter - græsser, urter, mosser, ofte i en mosaik.
2160 Kystklitter med <i>havtorn</i>	Kystklitter med krat eller mange buske af <i>havtorn</i> , ofte ledsaget af andre buske som <i>alm. hyld</i> og <i>gråris</i> .
2170 Kystklitter med <i>gråris</i>	Kystklitter eller klitlavninger med krat eller mange buske af <i>gråris</i> .
2180 Kystklitter med selvsåede bestande af hjemmehørende træarter	Kystklitter med bevoksning af skovtræarter, som ikke er plantet. Træarter skal være hjemmehørende i Danmark (inkl. <i>skovfyr</i>).
2190 Fugtige klitlavninger*	Fugtige eller vanddækkede klitlavninger rummer mange plantearter. Naturtypen er meget varieret og særegen og omfatter en række forskellige undertyper såsom klitsøer, kær, fugtige græs- og sivbevoksede områder og rørsump i klitlavninger.
2250 Kystklitter med <i>ene</i> *	Kystnære klitter inklusive klitlavninger, hvor <i>ene</i> optræder almindeligt eller ligefrem som krat eller bevoksninger.

og Rømø. Arealet blev senere udvidet til en 300 m bred zone, hvor klitfredning og strandbeskyttelse er kombineret. Klitfredningen indebærer, at der ikke må foretages ændringer i tilstanden af de klitfredede arealer, og at arealerne ikke må afgræsses. Hensigten med klitfredning er først og fremmest en sikring mod sandflugt, men landskabelige hensyn og naturbeskyttelseshensyn indgår også. Mens klitarealer i Danmark generelt ikke er fredet efter Naturbeskyttelseslovens §3, vil de dog være omfattet af denne lov såfremt de indeholder naturtyper, der hører under Naturbeskyttelsesloven. Dette vil især gælde for grøn og grå klit, der kan være omfattet som hede og overdrev, mens hvid klit generelt ikke vil være omfattet af §3.

EF-Habitatdirektivet omfatter flere naturtyper i klitterne (Tab. 28), idet der blandt andet skelnes mellem klitter med forskellige hjemmehørende arter af buske og træer og klitter med urtevegetation. Habitatdirektivets indlandsklitter og klitter med dominans af dværgbuske er omtalt under heder. Hertil kommer at mange klitarealer falder inden for Ramsar- og EU-fuglebeskyttelsesområder (Falk & Brøgger-Jensen 1990).

Klitternes økologi

Den fortsatte dannelse af nye klitter er essentiel for hele klitsystemet. Naturen i klitterne er i forskellig grad tilpasset afblæsning og pålejring af sand, og de mange pionerarter er afhængige af den fortsatte dynamik, hvor sandvandringen løbende sikrer dannelse og forekomsten af tidlige successionsstadier.

Den hvide klit er stærkt påvirket af sandvandring. Især *sand-hjælme*, men også *marehalm* er den hvide klits toneangivende arter. Disse arter og mange andre af den hvide klits flerårige planter har lange jord-

stængler eller kan danne knopper fra rødderne, der kan skyde op gennem sandet. Det giver mulighed for en meget effektiv vegetativ forering – og ikke mindst en stor modstandsdygtighed over for både vinderosion og pålejring af sand. Ja, nogle arter bliver ligefrem stimuleret af sandpålejring (Hansen 1994).

I den grønne klit er sandet dækket af vegetation, så sandflugten er dæmpet. Den grønne klit findes i områder med større kalkindhold, og er mere rig på karplanter end den mere udbredte grå klit. Specielt i klitlavningerne, hvor fugtigheden er større er den særlig frodig. Af karakteristiske planter kan nævnes *rød svingel*, *gul snerre*, *smalbladet timian*, *gråris* og *bidende stenurt* og de mindre almindelige som *blodrød storkenæb*, *klit-kambunke* og *engelskgræs*.

I klitterne findes ret ofte krat, der først og fremmest består af *havtorn*, somme tider af *klit-rose* og ikke helt sjældent af begge slags, men også andre af arter vild *rose* kan forekomme. Længst væk fra yderkysten i den grå klit består vegetationen hovedsageligt af *sandskæg*, *sand-star* og laver, mest rensdyrlaver. Mens den grå klit er fattig på karplanter, er antallet af lavararter ofte betydeligt (Böcher 1980). Tilstedeværelsen og fordelingen af laver afhænger af mikroklima, risiko for tilsanding og konkurrence fra mosser og højere planter. Laverne er afhængige af fortsatte forstyrrelser, så der dannes nye næringsfattige områder, hvor de kan etablere sig (Pihl et al. 2000).

Zoneringen i klitterne afspejler den dynamiske klitudvikling med afblæsning og pålejring af sand, udvaskning af kalken i sandet og/eller ophobning af humus og næringsstoffer. Mange steder kan zoneringen være afløst af et mosaikagtigt mønster, som følge af blandt andet lokale vindbrud og lokal indfygning af strandsand. Vinden kan bore sig ind i et klitparti og ikke sjældent kan en erosion nå ned til grundvandet, således at der i bruddets bund dannes en eller flere småsøer eller pytter (Böcher 1980).

Den værdi, man i naturforvaltningen tillægger typer af kystklitter med bevoksning af hjemmehørende vedplanter, illustreres af, at flere sådanne naturtyper er udskilt og særskilt omfattet af EF-Habitatdirektivet (Tab. 28). Klitterne, som vi kender dem i dag, er resultatet af omfattende sandvandring kombineret med en ekstensiv landbrugsudnyttelse. I dag mangler vi viden om, hvad den nuværende kystsikring og dæmpning af sandvandring betyder for vegetationsudviklingen i de danske klitter, hvilket vanskeliggør en vurdering af det naturlige endemål for klitternes succession (klimaks). Derfor kan det være vanskeligt at fastsætte mål og metoder for forvaltningen af klitterne. For eksempel er det i dag usikkert, i hvilket omfang tidligere græsning i klitterne er en forudsætning for klitternes nuværende biologiske status, karakteristika og særlige naturværdier.

Trusler

Sikring af kysten og dæmpning af sandflugt

Klitterne er traditionelt blevet forvaltet med henblik på at dæmpe sandflugten og sikre kysten. Hovedproblemet var og er sandfygning fra klitterne og ind på naboarealer. Dette problem blev på nationalt

plan løst ca. 1850-1930 med bl.a. varig dæmpning af klitterne ved plantning af klitplantagerne. For havklitterne op langs vestkysten er det beskyttelsen mod havets erosion, der er hovedformålet med forvaltningen. Mange steder danner klitterne det yderste værn mod havet for de bagvedliggende områder, fx områder med landbrug, sommerhuse, byer, veje eller andre samfundsmæssige værdier. Dæmpningen af sandflugt i den hvide klit sker ved tilplantning af *hjelme* og opsætning af fyrreris. Gennem de seneste årtier har klitternes egenverdi, som nogle af vore mest naturprægede arealer, og som særdeles væsentlige rammer for et voksende friluftsliv, imidlertid fået mere og mere opmærksomhed. Holdningen til sandflugt, og hvad der skal gøres ved den, er således i de seneste år blevet mere nuanceret (Feilberg & Jensen 1993).

Feilberg & Jensen (1993) vurderede, at kun omkring 15% af klitbæltet langs Vestkysten (ca. 12.000 ha) ikke er dæmpet. Den omfattende dæmpning af klitterne fører til et mindre varieret klitsystem, hvor store vindbrud er sjældne. Fx. dannes der kun sjældent nye lavninger, mens de gamle lavninger i det lange løb enten gror eller sander til. Små vindbrud, der hurtigt kontrolleres, skaber imidlertid kun sjældent nye fugtige klitlavninger, så af hensyn til disse er det vigtigt, at klitter får lov til at bevæge sig over store afstande (Brandt & Christensen 1994). Tilstedeværelsen af vindbrud kan desuden være essentielt for et velfungerende klitsystem (Carter (1988) cit. p. 7 i Brandt & Christensen (1994)), idet pionérvegetationen herfra kan kolonisere og dermed dæmpe nye vindbrud. Ved ophør af hidtidig klitdynamik kan det være hensigtsmæssigt at tillade nye typer af vindbrud, fx. ved slid på stier. Vindbrudscyklus er en naturlig del af mange klitsystemer, især på kalkfattigt sand, hvor vegetationen er mindre stabil. Det vil oftest kun være en lille del af det samlede klitsystem, der derved bliver mobilt, hvorved processen hovedsagelig fører til en intern omfordeling af sandet. Det er ukendt i hvilken grad den nuværende sikring af kysterne, som formindsker erosionen og tilførslen af bl.a. kalkrige aflejringer, påvirker de bagvedliggende klitters dynamik.

Bebyggelse og slitage

De eksisterende klitarealer må forventes at blive yderligere truet gennem byggemodning, tilplantning og bebyggelse. Der er nemlig udlagt relativt store og endnu ubrugte arealreservationer til sommerhuse og rekreative anlæg i kystzonen. Det skønnes, at der er mulighed for at bygge endnu ca. 20.000 sommerhuse på allerede udpegede sommerhusområder i kystzonen, en forøgelse på mere end 20% af det nuværende antal sommerhuse i kystzonen. Desuden forventes der en fortætning af eksisterende sommerhusbebyggelser (Holten-Andersen et al. 1998; Nellemann 2000).

Ved planlægningen af nye anlæg er det vigtigt at tage højde for, at nogle vegetationstyper, som f.eks. grå klit, er særligt sårbare over for slid. Mos- og lavvegetationen har en meget lav bæreevne, da den i varmt og tørt vejr er sprød, så der skal ikke megen færdsel til, før der kan ske skader på den, som det vil tage mange år for naturen at genoprette. Med den stigende benyttelse af klitområderne til friluftsliv ses allerede i dag en stigende nedslidning (Feilberg & Jensen 1993). Generelt er slitage i klitterne i dag af mindre betydning, dog kan slidpåvirkningen lokalt, omkring særlige turistområder som parker-

ingspladser og særlige turistattraktioner, være så kraftig, at indgreb kan være nødvendige (Feilberg & Jensen 1993; Christensen 1994). Ud fra en biologisk synsvinkel kan det være positivt med en vis slitage i den hvide klit, idet den kan være med til at skabe de vindbrud, som er centrale for klitternes dynamik og som i dag ellers er sjældne.

Ændring af klima og vandspejl

Klitterne er en ud af seks europæiske landskabstyper, der anses for at være særligt følsomme over for den ændring af klimaet, som kan blive en følge af "drivhuseffekten" (Vestergaard 1994b). Denne følsomhed er især knyttet til vandets kredsløb. I de tørre klitter er der ofte et underskud af vand og mange planter er tilpasset dette ved fx indrullede blade, sukkulens og dybtgående rodsystem. Hvis temperaturen stiger uden at nedbørsmængden om sommeren øges, vil det medføre en øget fordampning og forøget vandstress for planterne. Desuden kan en forskydning af nedbøren i løbet af året medføre forøget risiko for vandunderskud eller længere tørkeperioder i vækstsæsonen.

En stigende vandstand vil medføre forstærket erosion i klitterne, specielt i forbindelse med ekstreme højvands- og stormflods-situationer (Vestergaard 1994). Det forventes, at en vandstands-stigning på 50 cm vil medføre en 5 gange øget hyppighed af stormflod på den jyske vestkyst (Vestergaard 2000). Samtidig synes ekstreme vejr-situationer at være tiltaget i det 20. århundrede (Holten-Andersen et al. 1998).

Kvælstoftilførsel

Tålegrænsen for kvælstoftilførsel er ikke beregnet for klitter. Den er dog formodentlig ca. 10-15 kg N/ha/år, hvilket er den tålegrænse, som Tybirk & Jørgensen (1998) har beregnet for overdrev og klithede - to vegetationstyper, som har meget til fælles med de mere stabile klitter. Øget næringsmængde kan give bedre betingelser for nogle arter af vedplanter og en række græsser, og medføre udkonkurrering af laver og urter, der er tilpasset næringsfattige lysåbne levesteder.

Tilgroning med "ikke hjemmehørende" arter

Rynket rose og *bjerg-fyr* er begge "ikke hjemmehørende" arter, som mange steder koloniserer anselige arealer i de kystnære naturtyper. I de tætte krat, som disse arter danner, udelukkes den naturlige vegetation efterhånden fuldstændigt.

Bjerg-fyr er især en trussel for områder nær plantager, hvor *bjerg-fyr* kan indvandre ved selvsåning (Feilberg & Jensen 1993). *Rynket rose* kan også brede sig kraftigt, og er samtidig meget vanskelig at bekæmpe ved nedskæring, da den skyder kraftigt igen fra sit omfattende rodsystem. De dybtgående rødder er desuden i stand til at hente næring fra eventuelle rigere jordlag op gennem klitsandet, hvilket kan give grundlag for en vegetationsudvikling mod krat af fx *pil* og *bævreasp* med islæt af *stor nælde* og *tidsel* (Jørgensen 1999).

Arter og artsgruppers udvikling

Laver og karplanter

Klitterne huser ca. 300 lavarter, svarende til ca. 1/3 af samtlige danske

laver. Da klitter er udbredte i Danmark er kun få af klitternes laver omfattet af den danske rødliste. Den store udbredelse af klitter betyder dog, at danske klitter formentlig huser en af Europas største koncentrationer af rensdyrslaver, og nogle af disse har muligvis deres største forekomster i Danmark (Alstrup 1994). En forsvinden af de danske klitter kan betyde, at nogle arter vil blive sjældne eller truede arter på europæisk plan. Den største trussel mod laverne i klitterne er tilplantningen og den medfølgende dæmpning af dynamikken i klitterne, idet laverne er pionérplanter og afhængige af, at der løbende skabes nye næringsfattige åbne områder, som de kan kolonisere. På åbne klitarealer, hvor sandflugten er dæmpet, opbygges med tiden et humuslag. Plantenæringsstoffer fra luften og nedbøren kan derpå binde sig til humuslaget, så de tidligere næringsfattige grå klitter og klitheder efterhånden byder på bedre vækstbetingelser for karplanter, mens laverne, der er tilpasset næringsfattige miljøer, næppe er konkurrencedygtige (Alstrup 1994).

Brandt & Christensens (1994) oversigt over danske klitter, der er baseret på en geomorfologisk definition af klit, indeholder også en botanisk kvalitetsvurdering af de forskellige lokaliteter. Da andre vegetationstyper end klit indgår i denne vurdering, kan oversigten imidlertid ikke anvendes specifikt mhp. status for klitvegetation i Danmark.

Ifølge Wind (1994) er lokaliteter med klitvegetation kun sparsomt repræsenteret blandt lokaliteter af størst botanisk betydning, og såfremt de er det, drejer det sig typisk om store sammenhængende klitområder og lokaliteter med grønklit. Omvendt kunne hvert eneste klitområde, der ikke er tilplantet, med en vis ret klassificeres som lokalitet af stor botanisk betydning, da der er tale om en relativt uforstyrret og oprindelig naturtype. I europæisk perspektiv har Danmark et særligt ansvar for at bevare klitternes naturtyper.

I alt 208 arter af karplanter kan siges at være hjemmehørende i klit, og kun 14 af disse arter findes på den danske rødliste (Tab. 29, Stoltze & Pihl 1998).

Tabel 29: Karplanter i klitterne, der er inkluderet i Rødliste 1997 (Stoltze & Pihl 1998).

Planteart	Status	Levested
<i>strand-star</i>	akut truet	hvid klit
<i>baltisk ensian</i>	sårbar	grøn klit
<i>bredbægret ensian</i>	sårbar	grågrøn klit
<i>stilk-siv</i>	sårbar	klitlavning
<i>dværg-ulvefod</i>	sårbar	afblæsningsflade, fugtigt
<i>eng-ensian</i>	sårbar	klitlavninger
<i>strand-snerle</i>	sjælden	
<i>klit-star</i>	sjælden	klitlavninger
<i>hvidgrå draba</i>	sjælden	kalkprægede klitter
<i>tæt blomstret hullæbe</i>	sjælden	grøn klit
<i>baltisk svingel</i>	sjælden	grågrøn klit i Østdanmark
<i>skotsk lostilk</i>	sjælden	
<i>flydende kogleaks</i>	sjælden	våd bund
<i>nordisk øjentrøst</i>	sjælden	grønsværsklit

Hovedparten af disse rødlistede karplanter er tilknyttet klitlavninger og grøn klit. Det relativt lave antal rødlistede karplanter afspejler at klitterne, i modsætning til mange af de andre naturtyper, stadig eksisterer som relativt store, sammenhængende og uforstyrrede områder (Wind 2000).

Fugle

Markpiber yngler her i landet udelukkende i åbent og tørt, sandet kliterræn nær kysten. Danmark udgør en del af nordgrænsen for *markpiber*, og arten har altid været en fåtallig ynglefugl med en temmelig lokal udbredelse, primært i Kattegat-området (Grell 1998). Den danske bestand af *markpiber* har været i tilbagegang gennem mange år og er blevet markant reduceret i løbet af de sidste 15 år. Bestanden opgøres i dag, med nogen forsigtighed, til 20-25 par. Den registrerede tilbagegang i Danmark følger *markpiberens* generelle negative udviklingstendens i resten af Europa. Den generelle europæiske tilbagegang tilskrives især ødelæggelse af fuglens levesteder som følge af intensiveret landbrugsproduktion, formindsket afgræsning og tilplantning (Grell 1998).

Dagsommerfugle

Klitterne er levested for 19 af de 73 danske dagsommerfuglearter. Af disse 19 arter er fire rødlistede. *Sortbrun blåfugl* og *sortplettet blåfugl* er akut truede arter, mens *gråbåndet bredpande* og *klit-perlemorsommerfugl* er sårbare arter. Ingen af arterne er udelukket tilknyttet klitter. For tre af arterne, *sortbrun blåfugl*, *sortplettet blåfugl* og *gråbåndet bredpande*, påvirkes artens muligheder for at overleve negativt af tilgroning, mens årsagen til *klit-perlemorsommerfuglens* sjældenhed ikke er kendt (Stoltze & Pihl 1998).

Nøgletendenser for klitter

De danske klitter er på europæisk plan unikke, og set i det lys er vor viden om udviklingen af klitterne som levested for planter og dyr meget begrænset. Dog er det tydeligt, at forudsætningen for klitterne - den naturlige dynamik med konstante vindbrud, sandflugt og ny tilgroning - er reduceret som følge af sandflugtdæmpende foranstaltninger, tilplantning, kystsikring, mm. Det er vurderet, at kun omkring 15% af klitbæltet langs vestkysten findes i en tilstand med mere eller mindre fri dynamik. Sammenlignet med andre danske lysåbne naturtyper er bevaringsstatus dog relativt god – formentlig især pga. de endnu relativt store, sammenhængende og uforstyrrede forekomster af klit.

Udvikling, årsager og handlemuligheder

De fleste lysåbne naturtyper har været omfattet af lovmæssig beskyttelse siden 1992, moser dog siden 1978, og strandenge og heder siden 1984. I praksis har arealerne således været beskyttet mod nye tiltag, som påvirker naturen negativt (Tab. 30). Naturtypernes udbredelse er kortlagt af amterne, men der har været begrænsede ressourcer til at vurdere og overvåge forekomsternes tilstand. Det er derfor ikke muligt at give en samlet vurdering af status og udvikling for arter og levesteder gennem de sidste 20 år. Ofte er det ikke muligt at sammenligne de eksisterende data, og for mange områder eksisterer ingen data eller kun data om få arter fra et meget beskedent område eller areal.

Tabel 30: Udvikling i arealet og beskyttelse af af lysåbne naturtyper ift. lovgivningen (baseret på Skov- og Natur-styrelsen 1996; Holten-Andersen et al. 1998; Christensen 2000).

Naturtype	Nuværende areal (ha)	Andel af landareal (%)	Skønnet reduktion inden for seneste 100-200 år	Min. areal af forekomst, der udløser beskyttelse (ha)		
				1978	1984	1992
Klit	30.000	0,7	Ca. 90% ¹	2		
Hede	82.013	1,9	Ca. 90% (100 år)	-	>5	>0,25
Overdrev	25.986	0,6	70-90% (100 år)	-	-	>0,25
Ferske enge	103.722	2,4	70-90% (100 år)	-	-	>0,25
Strandenge og strandsumpe	43.622	1,0	70-90% (100 år)	-	>3	>0,25
Moser	89.919	2,1	90-95% (200 år)	>0,50	>0,50	>0,25

noter: 1 Baseret på hvor stor en del af flyvesandsarealet, der stadig er labilt; 2: beskyttet under klitfredningsloven

Tabel 31: Vurdering af datagrundlaget for bevaringsstatusens tre hovedområder (udbredelse, struktur og funktion, karakteristiske arter) og samlet vurdering af bevaringsstatus for ni prioriterede lysåbne naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet (baseret på Pihl et al. (2000)).

Naturtype	Datagrundlag - udbredelse	Datagrundlag - struktur og økologisk funktion	Datagrundlag - karakteristiske arter	Samlet vurdering af bevaringsstatus for typen
2130 Stabile kystklitter med urtevegetation (grå klit)	Usikkert	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Usikker
2140 Stabile kalkfattige klitter med <i>Empetrum nigrum</i>	Usikkert	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Usikker
2250 Kystklitter med <i>Juniperus</i> spp.	Tilfredsstillende	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Gunstig
6120 Tørketålende græs på kalkrig jordbund	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Usikker
6210 Delvis naturlig tør græs- og kratvegetation på kalk (<i>Festuca Brometalia</i>) *(vigtige orkidélokalteter)	Tilfredsstillende	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Usikker
6230 Artsrig græsvegetation med <i>Nardus</i> på siliciumholdig jordbund i bjergegne (og områder neden for bjergene i det kontinentale Europa)	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Ugunstig
7110 Aktive højmoser	Tilfredsstillende	Usikkert	Utilstrækkeligt	Ugunstig
7210 Kalkholdige moser med <i>Cladium mariscus</i> og arter af <i>Caricion davallianae</i>	Tilfredsstillende	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Usikker
7220 Kalkflejrede vældmoser med tufdannelser (<i>Cratoneurion</i>)	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Utilstrækkeligt	Usikker

Manglen på viden om udviklingen i naturtyperne og de tilknyttede arter understreges stærkt i den foreløbige status for ni lysåbne naturtyper omfattet af EF-Habitatdirektivet (Pihl et al. 2000). Forfatterne vurderer således, at datagrundlaget mht. 'karakteristiske arter' er 'utilstrækkeligt' for samtlige ni naturtyper (Tab. 31). Datagrundlaget mht. naturtypernes 'struktur og økologiske funktion' bedømmes som 'utilstrækkeligt' for otte naturtyper og 'usikkert' for en naturtype. Datagrundlag mht. naturtypernes 'udbredelse' bedømmes som 'tilfredsstillende' for fire naturtyper, 'utilstrækkeligt' for tre og 'usikkert' for to.

Eksisterende viden om planter og dyr omhandler hovedsageligt de sjældnere arter. For mange af de mere almindelige men ligeledes karakteristiske arter, der er tilknyttet de lysåbne naturtyper, er det derfor hverken muligt at beskrive deres udvikling frem til i dag eller at forudsige, hvordan det vil gå dem i fremtiden. Der kan således ske store ændringer i den danske flora og fauna, uden at det vil kunne dokumenteres i normal forstand (før-nu situationen). Alligevel giver den eksisterende litteratur et billede af hvilke ændringer, som har fundet sted, og hvilke som kan ventes at finde sted i fremtiden.

Gælden fra fortiden

Relikter fra tidligere tider

I begyndelsen af 1800-tallet dækkede de lysåbne naturtyper; klitter, heder, strandenge, ferske enge, overdrev og moser op imod 75% af landets areal I dag dækker de mindre end 9%, hvilket svarer til en reduktion på omkring 70-90% (Tab. 30) (Holten-Andersen *et al.* 1998, Christensen 2000).

De lysåbne naturtyper har mistet deres væsentlige økonomiske betydning som græsningsområder for fritgående dyr i landbruget (Fig. 2b). Resultatet har været at landbrugsdriften enten er blevet intensiveret eller opgivet. Intensiveringen har betydet at store arealer med lysåbne naturtyper er blevet omlagt, så arealerne nu indgår i det dyrkede agerland, eventuelt som gødskede græsmarker. På andre arealer er driften ophørt med tilgroning til følge, eller de er blevet tilplantet med skov. Opdyrkning og tilplantning var karakteristisk for udvikling indtil midten af firserne, mens driftsophør er den fremherskende udviklingstendens for de seneste par årtier.

Mens den landbrugsmæssige interesse i de lysåbne naturtyper er faldende, medfører øget arealkonkurrence stigende interesse for disse 'alligevel-ikke-anvendte-områder'. Store klitområder er bebygget eller udlagt til sommerhuse eller andre rekreative formål. Det samme gælder for lange strækninger af kystskrænter og strandenge. Mange moser forvaltes i dag ud fra jagtmæssige interesser, hvilket bl.a. kan medføre tilplantning, udsætning af vildt og etablering af anlæg i moser. Vandmiljøplan II kan også ses som eksempel på et ønske om at nyttiggøre de ubenyttede naturarealer. Planen implicerer således etablering af nye vådområder ved oversvømmelse af lavbundsarealer, med henblik på at få omsat kvælstof, som udvaskes fra oplandet.

Fragmentering

I den danske situation er fragmentering og habitatreduktion i praksis to sider af samme sag, og det kan være vanskeligt at adskille deres effekter på naturen. Habitatreduktion medfører en reduktion i be-

standsstørrelsen og dermed større risiko for, at en art uddør på sin lokale forekomst. Fragmentering påvirker dertil arternes spredningsmuligheder gennem øget isolation af levesteder og bestande, hvorfor genindvandring får ringere mulighed for at kompensere for lokal uddøen. Fragmentering øger tillige betydningen af randeffekter, fx forstyrrelser fra tilgrænsende naboarealer med intensiv arealudnyttelse. De nuværende områder med lysåbne naturtyper udgør kun fragmenter af naturtyper, som næsten alle tidligere var meget mere udbredte (Tab. 30). Hvad denne fragmentering betyder og har betydet for arternes lokale og nationale overlevelse og udbredelse er i dag ukendt, idet man må forvente en ofte betydelig tidsforskydning mellem ødelæggelse og fragmentering af levestederne og den resulterende uddøen af arter. Mange plante- og dyrearter kan klare længere ugunstige perioder, og vil derfor ikke umiddelbart uddø efter fragmentering eller forringelse af deres levesteder (Tilman et al. 1994). Med denne effekt må der i fremtiden forventes yderligere tab af arter, også selvom de nuværende områder bevares. Landskabsøkologisk modellering af fragmenterede bestande kan være et effektivt værktøj til forudsigelse af sådanne komplekse sammenhænge. Sådanne modelberegninger viste, at den lavmobile dagsommerfuglearart *okkergul pletvinge*, kunne overleve i flere hundrede år efter, efter at bestand, landskab og miljø var ændret til en ikke-bæredygtig tilstand, hvor uddøen i længden var uundgåelig (Hanski 1997). Det er tankevækkende, at årsagen til at så mange af fx vore sommerfuglearter har svært ved at overleve i dag, måske skal findes i forandringer i landskab og miljø, som fandt sted for mange årtier siden.

Habitatreduktion og fragmentering kan også skabe vanskeligheder for naturforvaltningen. Reduktionen i levestedernes størrelse begrænser også muligheden for at flere successionsstadier kan sameksistere dynamisk på samme tid og område, og det kan i stedet blive op til forvaltningen at beslutte hvilket successionsstadium, der skal fastfryses på lokaliteten. Desuden bevirker fragmenteringen, at fortsat drift (og naturpleje) bliver vanskeligere, fx er det besværligere og dyrere at hegne og afgræsse små isolerede parceller.

Isolation

Habitatreduktion og fragmentering skaber altså isolation. De eksisterende lysåbne naturtyper er generelt mindre og ligger i dag med større afstand end tidligere. Dyr og planter får dermed sværere ved at sprede sig fra sted til sted samtidig med at behovet for spredning øges, da lokal uddøen forekommer hyppigere i små bestande (Bruun 2000; Edenhamn et al. 1999). Virkningen af isolation på en art vil afhænge af artens spredningsevne, men også af dens populationsstruktur og livshistorie. Mest udsat er kortlivede, højtspécialiserede arter med en begrænset spredningsevne (fx Hodgson 1993) og stor følsomhed over for ændringer i deres levevilkår (fx klimasvingninger). Dette gælder ofte for arter, som lever i såkaldte metapopulationer (Hanski & Gilpin 1997), hvor overlevelsen af arten inden for et større geografisk område er afhængig af, at der til stadighed sker migration af individer fra overlevende enkeltbestande til andre levesteder, hvor bestandene er uddøde. Der er dog relativt få veldokumenterede eksempler (findes specielt inden for dagsommerfugle og padder) fra litteraturen på arter, som findes i egentlige metapopulationer (Harrison 1994).

En helt anden type trussel, en genetisk, er også fremført i forbindelse med isolation af bestande, nemlig såkaldt 'indavlsdepression', der betyder en nedsat livsduelighed og reproduktionsevne i kritisk små bestande, hvor den genetiske variation derfor er meget begrænset. Selvom der er nogen evidens for formindsket genetisk variation i små populationer (Olesen & Warncke 1990), er der ikke megen dokumentation for konkrete effekter af indavlsdepressioner for overlevelsen af små bestande (Harrison 1994). Området er dog under intensiv udforskning i disse år.

Der er således ikke hverken teoretisk eller empirisk tvivl om, at isolation har en stor negativ indflydelse på visse arters overlevelse samt for mange arters evne til at sprede sig til nye levesteder. Alligevel er det værd at pointere, at den grundlæggende forudsætning for arternes eksistens er mængden af egnede levesteder (altså både deres kvantitet og kvalitet), og det er først og fremmest ødelæggelse og forarmning af levestederne, snarere end isolationen, som har eroderet den biologiske mangfoldighed (Menges 1991; Simberloff *et al.* 1992; Harrison 1994; Hanski & Gilpin 1997). Dette antydes også af eksempler fra den danske flora, hvor flere af de sjældneste planter, fx arter af *orkidéer*, *ulvefod* og *månerude*, har meget talrige og små frø, der kan spredes langt. Årsagerne til deres tilbagegang er derfor næppe isolation i sig selv, men at de (ligesom de øvrige nøjsomhedsplanter) kræver en næringsfattig og periodisk forstyrret jordbund for etablering, overlevelse og reproduktion, men derimod ikke tåler konkurrence fra tæt vegetation og kraftigt voksende arter, som forekommer på flere og flere af deres forekomster og i landskabet som helhed. Den måske største betydning af den øgede isolation er, at de lavmobile arter i dag ville være meget længe om at indfinde sig, hvis deres levesteder genskabes. I dag kan vi glæde os over at se *havørn* og *kongeørn* vende tilbage til Danmark, men vi vil næppe kunne forvente det samme for uddøde karplanter eller lavmobile insekter og padder. Isolationseffekten betyder altså, at reaktionen på eventuelle naturforvaltningsmæssige indgreb over for habitatreduktionen vil være uhyre træg, i praksis nærmest irreversibel, for mange af de lavmobile arter.

Den lysåbne natur gror til

Tilgroning er et af de største problemer for de lysåbne naturtyper. Hovedårsagen til tilgroning er ophørt drift, men i mange tilfælde igangsættes eller accelereres tilgroningen af næringsberigelse og/eller sænkning af vandstanden (Fig. 39).



Figur 39: Skematisk oversigt over trusler mod lysåbne naturtyper og deres indbyrdes sammenhæng. Fed skrift angiver effekter af truslerne på naturtyperne. Ikke alle lysåbne naturtyper er berørt af samtlige trusler.

Der eksisterer ingen samlet oversigt over problemets omfang og årsager, men stikprøver illustrerer omfanget af tilgroningen på nogle af de lysåbne naturtyper (Tab. 31). Umiddelbart ser det ud til, at problemet er størst for moser og strandenge, hvor ca. 3/4 af forekomsterne er truet af tilgroning, mens det er ca. 1/3 for heder og overdrev. Forskellen kan dog skyldes anvendelsen af forskellige kriterier, og at tilgroning er mere synlig i de fugtige naturtyper.

I langt de fleste lysåbne naturtyper er tilgroning en naturlig proces under danske forhold, og gamle krat, der ofte veksler med lysåbne arealer, kan være meget karakteristiske og artsrige. Men den nuværende udvikling med hurtig tilgroning af større områder kan medføre total ændring, og dermed til lokal uddøen af arter, som i forvejen er sjældne og fragmenterede i deres udbredelse.

Fremgang for de få – på bekostning af de mange

Eutrofiering er sammen med tilgroning den vigtigste trussel mod den danske natur, og som nævnt ovenfor er de to ofte tæt forbundne. De lysåbne naturtyper tilføres næringsstoffer på flere måder: Direkte ved gødskning af områderne, indirekte ved spild af gødning fra naboarealer, ved afsætning af ammoniak fra lokale kilder som husdyrbrug og marker og ved tilførsel af øgede næringsstofmængder i de forhøjede generelle 'baggrunds niveauer' (regionalt, nationalt og internationalt) såsom kvælstofoxider fra afbrænding af fossile brændstoffer (Fig. 39). Årsagen til, at nogle af de lysåbne naturtyper gødskes direkte, er, at det er tilladt at fortsætte den hidtidige drift (og dermed også gødskning) på de beskyttede områder i samme omfang, som før området kom under Naturbeskyttelsesloven.

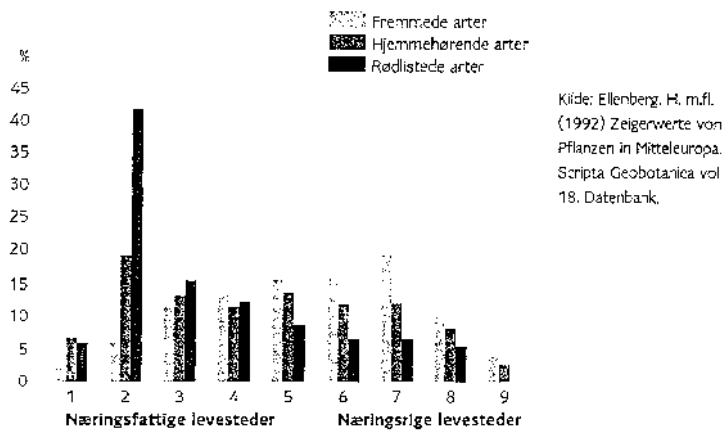
Øget kvælstofmængde er blevet en alvorlig trussel for de fleste planter (Fig. 22) og mange dyr. Med ganske få undtagelser er de vilde planter og dyr i Danmark udviklet i en fjern fortid, hvor næringsrige levesteder var yderst sjældne – og det er de for så vidt stadig fra naturens hånd. Derfor har mange arter tilpasset sig levevilkår med knaphed på en eller flere vigtige ressourcer og kaldes derfor ofte 'nøjsomhedsarter'. Således er det karakteristisk for de fleste planter i vores klimazone, at de vokser ganske langsomt, men at de til gengæld er meget gode til at holde på de opsamlede næringsstoffer.

I det menneskeskabte næringsrige miljø kommer disse nøjsomhedsplanter til kort over for nogle få hurtigt-voksende konkurrenceplanter som fx *stor nælde*, *hundegræs*, *vild kørvel* og *lådden dueurt*. Presset på de nøjsomme arter illustreres tydeligt af, at de er overrepræsenteret på rødlisten (Fig. 40). Den negative effekt af gødskning på faunaen skyldes ofte forekomsten af en højere og tættere vegetation, der er negativ for mange arter af insekter, fugle og padder. Mange dyrearter har vist sig afhængige af en lav, lysåben vegetation fx pga. det varmere mikroklima, fødesøgning eller for at holde øje med mulige fjender.

Kvælstof er dog ikke under alle omstændigheder den begrænsende faktor for plantevækst. Foruden kvælstof kan også andre stoffer spredes til naturarealer fra tilgrænsende landbrugsarealer, fx kan fosfor tilføres via jordfygning eller overfladeafstrømning af regnvand. Med de nuværende data er det ikke muligt at give en samlet vurdering af,

hvor stor en del af de lysåbne naturtyper, der er påvirket af eutrofiering. En interviewundersøgelse med landmænd viser, at mange strandenge, overdrev og ferske enge stadig gødskes direkte (Tab. 32; Andersen upubl.).

For moser og enge har Fyns Amt (1991a,b; 1992a,b) og Vinther (1993) registreret, at hver fjerde lokalitet blev gødsket. Direkte gødskning sker formodentlig kun på arealer, som i forvejen jævnlige er blevet gødsket og dermed i forvejen er forringede eller ødelagte som levesteder for de sjældne dyr og planter. Ud fra et ønske om at sikre bevarelse af områder med høj naturkvalitet er det alarmerende, at en stor del af de græssede naturarealer gødskes, samtidig med at ophør af græsning er så stor en trussel på de resterende arealer.



Figur 40: Danske plantearters præference for voksesteder med forskelligt kvælstofniveau. Højden af de tre søjler i hver gruppe angiver andel af hhv. fremmede (søjle 1), rødlistede (søjle 2) og øvrige hjemmehørende (søjle 3) arter, som foretrækker netop det aktuelle næringsniveau. Værdierne på x-aksen kan fortolkes således, at 1-4(-5) dækker variationen i lavproduktive halvnatur-arealer, mens kategorierne 6-9 dækker over gødskede marker og naturligt produktive arealer (fx tangvolde og rørsumpe) (baseret på bl.a. Ellenberg et al. 1992).

Tabel 32: Lysåbne naturtyper og effekter af gødskning.

Naturtype	Andel gødsket (samlet areal el. antal lokaliteter)	Indikatorer på gødskningspåvirkningen	Tålegrænse ³ (kg N/ha/år)
Klit			
Indlandshede		fremgang for græsser, tilbagegang for dværgbuske	15-20
Klithede			10-15
Overdrev	58% (74 ha) ^{1,4}		10-15
Ferskeng	41% (180 ha) ¹		20-35
Strandeng	39% (248 ha) ¹		
Ferskeng og mose	26% (160 lok.) ²	stor nælde er fundet i 90% af 180 moser på Nordøstfyn	
Højmose		fremgang for blåtop, tilbagegang for rensdyrlav	5-10

Kilder/noter: (1) Interview om drift af vedvarende græsarealer i 8 sogne (Andersen upubl.); 2: Fyns amts registreringer af moser i Odense kommune (Fyns Amt 1992b) 3: vurderinger ifølge Bak et al. (1999). 4: inkluderer omlagte arealer, hvoraf de fleste gødskes.

Foderværdien af "ugødsket vegetation" er lav i forhold til andre foederressourcer, og afgræsning af disse områder er derfor urentabel i en moderne driftsøkonomi. Med de nuværende data er det ikke muligt at vurdere hvor mange lokaliteter, der er påvirket af indirekte næringsstoffertilførsel, men kvælstofdeposition må betragtes som en alvorlig trussel mod mange naturtyper. Ud fra internationale tålegrænser for kvælstoffertilførsel har danske forskere i samarbejde med udenlandske forskere fastsat tålegrænser for forskellige danske naturtyper (Tab. 32). For de mest næringsfattige naturtyper, højmoser, klitheder og overdrev, overskrides de fastsatte tålegrænser, da den årlige kvælstoffertilførsel via luften er på gennemsnitligt ca. 15 kg N/ha/år. Dertil kommer et betydeligt ekstra bidrag via lokale kilder, såsom landbrug med store husdyrbesætninger. Øget tilgroning er registreret på bl.a. højmoser og heder, og på nogle højmoser har vegetationen ændret sig radikalt med bl.a. indvandring af *blåtop* og tilbagegang for rensdyrlav. På heder er der flere steder observeret en hastig succession fra lynghede til græshede domineret af *bølget bunke* eller *blåtop*. Begge disse græsser er kendt for at udkonkurrere lyngplanterne ved øget næringsmængde.

Natur behøver plads

Dynamiske processer er en vigtig del af økologien på de lysåbne naturtyper. Dynamikken forårsages af bl.a. fysiske fænomener som sandflugt, sedimentation, erosion langs kyster og på skrænter og vandstandsfluktuationer men også af biologiske faktorer som fx græsning inkl. tråd. I mange af de lysåbne naturtyper (gen-)skaber dynamik nye levesteder. For eksempel er mange planter og insekter afhængige af bar jord for at etablere sig eller yngle, og flere paddearter er afhængige af, at der løbende opstår nye vandhuller, hvor der i starten ikke er en fiskebestand (prædation). Mange forskellige tiltag har nedsat den naturlige dynamik i de lysåbne naturtyper. I de kystnære naturtyper er det især kystsikring og sandflugtsdæmpning.

I de fugtige lysåbne naturtyper er den naturlige hydrologiske dynamik typisk blevet påvirket af sænkning af vandstanden og dæmpning af vandstandssvingninger ved dræning, grøftning, udretning af vandløb og dæmningsbyggeri. Vandstandsregulering har for mange områder både nedsat den naturlige dynamik og samtidig medført en intensiveret drift med fx gødskning og regelmæssig omlægning. Oven i alle disse tiltag, som nedsætter den naturlige dynamik, så fører ophør af græsning også til nedsat dynamik.

Størrelsen af et naturområde betyder meget for muligheden for at tilgodese dynamiske processer i naturforvaltningen. På små arealer kan fri dynamik medføre, at hele området ændres og dermed fører til lokal uddøen af arter, mens der på større arealer er bedre mulighed for, at der på samme tid kan forekomme genstart af successionen ind imellem forskellige andre stadier af successionsdynamikken uden at hele området ændrer karakter på een gang.

Ændring af vandstand

Vandstandssænkning har en direkte effekt på flora og fauna, og udtørring medvirker desuden indirekte til øget tilgroning (Fig. 39). For moser, ferske enge og strandenge, hvor fugtighed er grundlaget for

naturtypen, medfører vandstandssænkning radikale ændringer. I de tørre naturtyper, som heder, klitter og overdrev kan sænket vandstand udgøre en trussel mod artsrige plantesamfund i fugtige lavninger eller på trykvandspåvirkede skrænter. Der findes ingen undersøgelser af hvor stor en del af de lysåbne naturtyper, der er påvirket af vandstandssænkning, og hvilke ændringer det har medført. Eksisterende data tyder på, at omkring halvdelen af alle moser og strandenge er direkte påvirket af dræning (Tab. 33). Dertil kommer indirekte påvirkning ved dræning af naboområder og sænkning af grundvandsstand ved vandindvinding. Fx er det i Fyns Amt vurderet, at større strandenge med kun minimalt eller ingen præg af dræning er meget sjældne (Fyns Amt 1993). Sammenligning af kort fra 1857-1988 viste, at arealet af moser i nordsjællandske statsskove var reduceret med mere end 80% (Rune 1997). I Københavns Amt, hvor grundvandspejlet er sænket med ca. 10-15 meter siden 1980'erne, er det vurderet, at vandindvinding er den vigtigste negative påvirkningsfaktor for moserne (Skov- og Naturstyrelsen upubl.; Moeslund & Pinnerup 1984).

Tabel 33: Lokaliteter med lysåbne naturtyper påvirket af vandstandsændringer (baseret på Moeslund & Pinnerup (1984); Fyns Amt (1991a,b; 1992a,b); Vinther (1993) og Tranberg et al. (1995, 1996)).

Naturtype	Andel af lokaliteter direkte påvirket af dræning	Anden information
Strandenge	57% (400 lok.)	mange udrænedede lokaliteter er influeret af dræning, da de ligger på ydersider af dæmninger
Moser	47% (668 lok.)	vandindvinding er den mest udbredte trussel mod moser i hovedstadsregionen

Ændret vandstand kan dog også bestå i en hævnning af vandstanden. En pludselig forandring vil bryde den hydrologiske kontinuitet og kan føre til uddøen af mange af de sjældne arter (Hald 1998). Det vil i sådanne situationer udgøre et specielt landskabsøkologisk problem, at vegetationszonerne og de tilknyttede dyr ikke blot gradvist kan forskydes opad/indad i terrænet, idet der her som regel vil være begrænsninger og konflikter med anden arealudnyttelse. Dette vil bl.a. kunne gælde ved genskabelse af våde enge eller havstigninger. Ved øget vandtilførsel er det desuden vigtigt at skelne mellem næringsfattigt grundvand og næringsrigt overfladevand. Ved oversvømmelse af eksisterende naturenge og moser med kvælstofrigt overfladevand vil den artsrige lysåbne vegetation blive omdannet til monotone tætte bevoksninger af *tagrør* og lignende høje urter.

Randeffekt

Fragmentering af de lysåbne naturtyper har resulteret i en større kontaktflade den enkelte naturforekomst og de tilgrænsende nabo-biotoper med anden arealudnyttelse, hvorved eventuelle randeffekter fra naboarealerne får forøget betydning – om ikke andet så ud fra rent geometriske argumenter. Randeffekterne er givetvis alvorligst, hvor naboarealerne anvendes til intensiv konventionel landbrugsdrift med gødsning og pesticidanvendelse. Med de eksisterende data er det dog ikke muligt at give en samlet dokumentation og vurdering af,

hvad randeffekter betyder for udviklingen på de lysåbne naturtyper. For heder, klitter og højmoser kan det dog nævnes, at beliggenhed nær plantager medfører øget frøpres og dermed risiko for tilgroning. For strandenge, ferske enge og overdrev, som ligger nær marker, er der øget risiko for tab/afdrift af gødning og sprøjtemidler, mens beliggenhed nær større husdyrbrug medfører øget deposition af ammoniak.

Overgangszoner mellem forskellige uforstyrrede naturtyper kan ellers være meget værdifulde (fx overgangen fra skov til eng eller overdrev). Til sådanne overgangszoner hører således skovbryn og små skovlysninger op til lysåbne naturarealer af god kvalitet, og de hører måske til de allermest truede lysåbne "naturtyper", hvilket også afspejles i rødlisten. De rødlistede sommerfuglearter, som ikke er knyttet til en af de lysåbne naturtyper, er med en enkelt undtagelse tilknyttet skovbryn eller eng/overdrev i skovlysninger. To af arterne, *hero-randøje* og *mørk pletvinge*, var tidligere mere almindeligt forekommende arter i lysninger ved skove (Stoltze 1996; Stoltze & Pihl 1998). I dag må de betragtes som uddøde. Flere rødlistede plantearter, bl.a. flere arter af orkidéer, er ligeledes tilknyttet lysninger i skove. Tilbagegangen for denne type levested skyldes bl.a. det skarpe skel mellem skoven og andre landskabstyper, som opstod med fredsskovsforordningen. Med denne forordning ophørte skovgræsningen, og mens man mange steder reddede højskoven, mistede man samtidig en række artsrige overgangssamfund mellem skoven og de lysåbne naturtyper.

Mens de lysåbne naturtyper i dag forvaltes efter naturbeskyttelsesloven drives skovene efter skovloven. Denne opsplittning i forvaltningen betyder for eksempel, at skovbryn som grænser op til enge og overdrev ikke er beskyttede som natur. Desuden er græsning og høslæt i skovene stort set ophørt. Tilmed er det almindelig praksis i skovene at beskytte unge bevoksninger mod rådyrgræsning ved hegning, hvorved man opnår en tæt og ligestammet, men også mørk og biologisk ensformig, skov.

Kontinuitet

Lang kontinuitet er karakteristisk for de værdifulde naturområder. På sådanne områder har planter og dyr haft lang tid til at indvandre og tilpasse sig eksisterende levevilkår, herunder jordbundstype, mikroklima og forstyrrelser såsom vindens erosion, vandstandssvingninger og gentagne afgræsninger og slåninger. I sagens natur er det ikke muligt at genskabe kontinuitet, og derfor er det vigtigt at beskytte områder med lang kontinuitet.

For mange af de lysåbne naturtyper er de mest værdifulde områder endnu ikke kortlagt. Stikprøver viser, at omkring kun 30-50% af de registrerede overdrevsarealer faktisk er ugødskede med lang kontinuitet. Tilsvarende blev kun 12% af moserne i Fyns Amt bedømt i kategorien 'bedste botaniske værdi'. Dette tal er dog antageligt lidt lavt sat, idet det bygger på botaniske kriterier, som ikke nødvendigvis er sammenfaldende med lang kontinuitet. Alligevel er det værd at understrege, at §3-registreringen af de beskyttede naturtyper ikke nødvendigvis rummer en biologisk kvalitetsvurdering af de registrerede områder, og at selve den fysiske registrering og kortlægning af §3-

arealer altså langt fra giver et biologisk relevant billede af status for de lysåbne naturtyper, hverken lokalt eller nationalt.

Globale forandringer

FN's internationale klimapanel vurderer, at såfremt den hidtidige udvikling fortsætter, kan vi i Danmark forvente en temperaturstigning på 2°C i løbet af de næste hundrede år, en vandstandsstigning på omkring 50 cm og en stigning i nedbøren (IPPC 1995 cit. i Vestergaard 2000). Disse ændringer vil have en direkte effekt på de forskellige naturtyper. En stigende vandstand vil specielt påvirke kystnære naturtyper som strandenge og klitter. Strandengsarealet vil antageligt blive reduceret, men man kunne dog forestille sig arealet opretholdt, såfremt strandengene fik lov til at ekspandere ind i landet og/eller den naturlige sedimentation øgedes, så den fulgte vandstandsstigningen (Vestergaard 2000).

Sådanne temperaturstigninger ville medføre ændret udbredelse af planter og dyr (Vestergaard 2000). I Danmark overlapper ydergrænserne for mange forskellige plante- og dyrageografiske regioner, hvorfor forskydninger i klimazonerne vil kunne få store effekter. Fx inden for de sjældnere dagsommerfugle har vi mange sydligt og sydøstligt udbredte arter, som er tilpasset varmere klima (Stoltze 1996), og sådanne arter vil da have mulighed for at brede sig og blive almindeligere i Danmark. Heroverfor står imidlertid fx nordligt udbredte arter (herunder senglacial-relikter, fx visse vandløbsinsekter) vil blive fortrængt. Det er dog temmelig usikkert, hvorvidt den nuværende fragmentering af de lysåbne naturtyper ville tillade de mange arter med begrænsninger i spredningsevnen at sprede sig fra det ene habitatfragment til det næste i takt med klimaforandringen.

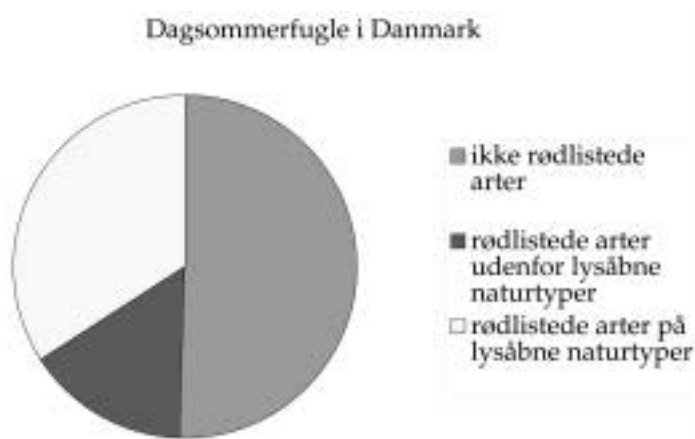
Foruden de direkte effekter påvirker klimaændringer også konkurrenceforhold mellem forskellige arter. Igangværende forsøg viser fx, at en temperaturstigning på blot 1°C medfører øget vækst af *bølget bunke*, men ikke af *hedelyng*. Samtidig er der ved denne temperaturstigning observeret kraftigere angreb af *lyngens bladbill*e (Torben Riis-Nielsen, pers. komm).

Udviklingstendenser for plante- og dyrearter

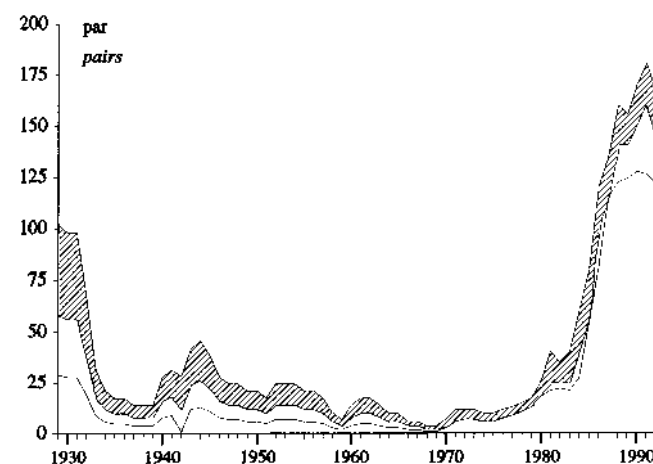
Den nye udvikling i det danske landskab har været domineret af massiv tilgroning, eutrofiering og vandstandsændringer på de tilbageværende forekomster af lysåbne naturtyper, og det har ført til udbredt ødelæggelse af levesteder for mange oprindelige arter af svampe, planter og dyr. Det er ikke muligt ud fra eksisterende tal at give en blot nogenlunde fuldstændig vurdering af arternes udvikling inden for de sidste 20 år. De eksisterende spredte undersøgelser peger dog på, at tilbagegang har været den fremherskende udviklingstendens, mens fremgang hører til undtagelserne. Derudover er det karakteristisk, at tilbagegangen blandt planterne især har ramt de oprindelige arter og herunder arter med moderat-lav spredningsevne og specielt de mange såkaldte 'nøjsomhedsarter', som er knyttet til de naturligt næringsfattige lysåbne naturtyper. Tilbagegangen har både

ramt tidligere vidt udbredte arter såsom *stjerne-star*, *hede-melbærris*, *guldblomme* og *kattefod* og de sjældnere arter, så som mange arter af orkidéer. De få arter, der har vist fremgang, er typisk tilpasset oprindeligt sjældne naturligt næringsberigede levesteder, fx *stor nælde* og *lådden dueurt*, eller også er det kosmopolitiske arter med stort spredningspotentiale og tilknytning til arealer med betydelig menneskelig forstyrrelse.

Den danske plante- og dyreverden har således både mistet gamle arter og fået nye arter, men det er altså helt forskellige typer af arter, der henholdsvis mistes og vindes. Disse forskelle i typer på arter, der mistes og vindes, går tilbage eller frem, er karakteristiske for typen af forandringer, som landskabet, levestederne og arealanvendelsen undergår, nemlig fra ekstensiv udnyttelse med moderat udviklingstempo til intensiv udnyttelse med stærkt udviklingstempo. Den udviklingstendens, der synes at gælde for planterne gør sig også gældende for mange af dyrene. En tredjedel af de danske dagsommerfugle er både rødlistede og knyttet til de lysåbne naturtyper (Fig. 41). Siden 1950 er 9 arter uddøde og et stort antal er gået markant tilbage (Stoltze 1996). To dagsommerfuglearter, der endnu findes enkelte steder i Danmark, *hede-pletvinge* og *sortpletlet blåfugl*, er omfattet af EF-Habitatdirektivet. Begge arters bevaringsstatus vurderes at være ugunstig (Pihl et al. 2000).



Figur 41: Dagsommerfugle i Danmark, rødlistestatus og biotoptilknytning.



Figur 42: Almindelig ryle. Ynglebestanden på Tipperne 1928-1992: tre års glidende gennemsnit af den optalte ynglebestand (nederste linie) og et skønnet interval for den reelle bestand (skraverede område). Gengivet efter Thorup (1998).

Eksempel - Græsningens betydning for fuglefaunaen på lysåbne græsarealer

Den omfattende tilgroning af fersk- og strandenge, som har fundet sted gennem de seneste 20-50 år har haft en negativ indflydelse på levevilkårene for områdernes ynglefugle. At ophørt græsning og slåning er blandt de vigtigste årsager til fuglenes tilbagegang, demonstreres af eksempler fra Tipperne i Vestjylland og 19 mindre enge i Århus amt.

På Tipperne findes godt 700 ha strandeng, hvoraf de 600 ha har mere eller mindre lav vegetation, der regelmæssigt græsses eller slås. Området var i perioden 1962-71 uden græssende kreaturer og høslæt, og engene begyndte at gro til. Fra midt i 1960'erne til midt i 1970'erne dominerede plantesamfund, der dannede høje og tætte bevoksninger, og bestanden af *alm. ryle* forsvandt næsten fuldstændigt (Fig. 42). I 1972 blev græsningen genoptaget som led i et pleje-projekt og i 1984 iværksattes tillige en omfattende slåning, hvorefter bestanden af *alm. ryle* steg kraftigt, fra <50 par til ca. 150 par i 1990 (Thorup 1998). En tilsvarende udvikling er også konstateret for de øvrige vadefuglearter, der yngler på Tipperne: *brushane*, *dobbeltbekkasin*, *stor kobbersneppe* og *rødben*.

For mange mindre engarealer gælder, at helt eller delvis driftophør har påvirket områdernes fugleliv negativt. Ynglefugle-tællinger på 19 mindre engområder i Århus Amt indikerer, at ynglebestandene af engfugle er reduceret med 25% fra 1978-80 til 1993-95. Hovedparten af engene (14) vurderedes til at være under tilgroning eller i omdrift (Nielsen & Lange 1998). Det er vigtigt at bemærke, at græsningen på engene ikke kun er af betydning for ynglefuglene, men også for trækfugle som gæs og ænder og for dagrastende flokke af viber og hjejler, som alle foretrækker kortgræssede enge.

Ud fra de langvarige undersøgelser på Tipperne er det muligt at opstille en række kriterier for de forskellige fugles krav til redehyabiten (Thorup 1998; jf. Fig. 43):

<i>Spidsand</i>	kortgræsset meget åben eng med tuer
<i>Skeand</i>	fugtige engområder, kraftigt tuedannelse, med vandhuller og grøfter
<i>Strandskade</i>	kortgræssede eller næsten vegetationsløse områder, gerne nær kysten
<i>Klyde</i>	vegetationsløse flader eller områder med meget kort, åben vegetation, ofte tæt på vadeflader eller pander og loer
<i>Vibe</i>	flad, kort max. 10 cm høj vegetation
<i>Almindelig ryle</i>	græssede enge med meget kort vegetation; fugtige områder og/eller vadeflader i nærheden
<i>Brushane</i>	10-20 cm høj græsvegetation med tuer, iblandet fugtige områder med helt lav vegetation, hvor ungerne kan fouragere
<i>Dobbeltbekkasin</i>	græsland og moseområder med blød jord, gerne områder uden regelmæssig slåning, hvor der forekommer tuer og områder med kraftig vegetation
<i>Stor kobbersneppe</i>	fugtige enge med ekstensiv græsning
<i>Rødben</i>	alle typer åben græslandskab med tuer af min. 10-20 cm's højde til reden
<i>Sanglærke</i>	ekstensivt græssede arealer
<i>Engpiber</i>	ekstensivt udnyttet græslandskab med fugtige områder
<i>Gul vipstjert</i>	græssede og/eller slåede enge eller strandsump, med partier med lav vegetation

Vigtige årstal i Tippeternes nyere historie. Efter Thorup (1998):

1931:	slusen ved Hvide Sande etableres, lav vandstand og lav saltholdighed i fjorden
1946-1961:	græsning og høslæt aftager gradvist
1962-1971:	ingen græsning
1972:	græsning og slåning genoptages
1976 ff.:	græsning og slåning intensiveres.



	Kreaturalgræsset fugtig eng	Sump
Ikke-ynglende arter	Stære, Drosler, Dobbelt Bekkasin	Svaler, Stære, Drosler, Svømmende
Ynglende arter	Vibe, Dobbelt Bekkasin, Rødben, Gull Vipstjert	Grastrøbet Lappedykker, Blisshøne, Grønbenet Rørørne, Rørspurv, Sivsanger, Vandrikse, Lille Lappedykker

Figur 43: Typiske fugle på ferskeng og i bredzonen ved lavvandet sø. Gengivet efter Ferdinand (1980). Tegning: Jens Gregersen.

Flere fuglearter tilknyttet de lysåbne naturtyper er gået tilbage. Blandt de mere almindelige arter er specielt *vibe*, *rødben* og *bynkefugl* gået tilbage. Nogle arter er dog også gået frem, omend mindre markant. Dette gælder bl.a. *rødrygget tornskade*, som begunstiges af tilgroningen, idet den trives på overdrev og heder med forekomst af spredte krat. Blandt de sjældne fugle er *engsnarre* og *trane* gået frem. Fremgangen for *engsnarre* formodes at skyldes bestandsfremgang i Østeuropa. Modsat er det gået med *hvid stork* i Danmark. Den er gået tilbage fra 25 til 2 par i løbet af de seneste 20 år, og ynglende *urfugl* er i løbet af perioden forsvundet helt. Også for storken spiller bestandsudviklingen i lande syd for os dog en rolle for dens forekomst i Danmark, som ligger på nordgrænsen af dens udbredelsesområde.

I Danmark findes 14 arter af padder, heraf er 6 arter rødlistede, og de øvrige er inkluderet i gulliste 1997 som opmærksomhedskrævende. I løbet af 1990'erne er der gjort en betydelig indsats for mange padderarter. På trods af dette er den foreløbige bevaringsstatus for *strandtudse* og *grønbroget tudse* (som begge er arter med særlige forpligtigelser, da de er anført på Habitatdirektivet) vurderet som henholdsvis 'ugunstig' og 'usikker'. For *grønbroget tudse* har naturpleje dog betydet, at den hidtidige tilbagegang er bremset på de plejede forekomster (Pihl et al. 2000).

Det er værd at bemærke, at de arter, hvis udviklingstendens kan dokumenteres, ofte samtidig er arter, hvor der er gjort en særlig indsats for bevarelsen. Der er således grund til at tro, at den generelle tilbagegang for arter knyttet til de lysåbne naturtyper er værre end det ser ud, hvis man alene vurderer det ud fra de foreliggende data om fugle, orkidéer og padder.

Mangel på viden

Nærværende udredning har tydeliggjort et vidensbehov i relation til vurderingen af tilstanden og udviklingen i de lysåbne naturtyper og de årsagssammenhænge, som ligger bag.

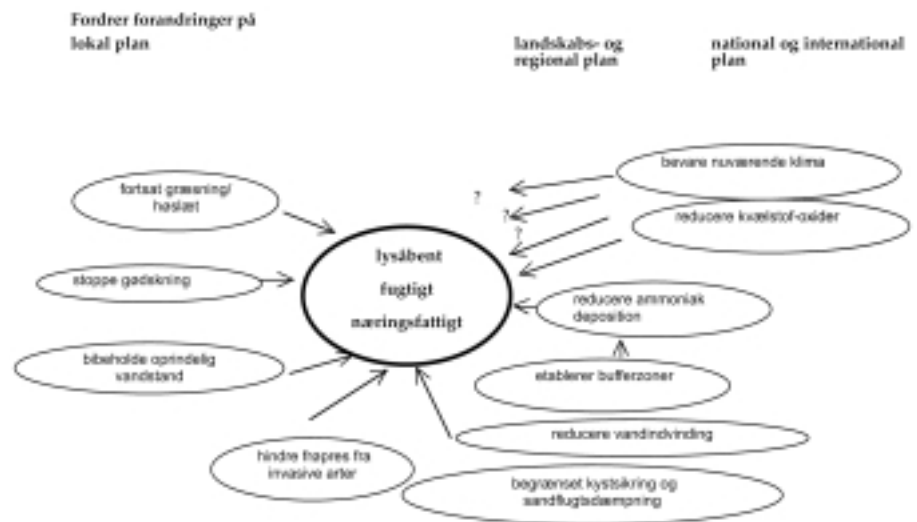
Der er behov for overvågning til at belyse udviklingen i bestande af såvel almindeligere som sjældne arter og udviklingen i areal (kvantitet) såvel som kvalitet af naturtyperne. Desuden er der brug for en vurdering af de kortlagte §3-områdernes kvalitet med henblik på at lokalisere og bevare de sidste virkeligt værdifulde naturområder.

For at kunne dokumentere de årsagssammenhænge, der har betydning for udviklingen og dermed for mulighederne for at vende udviklingen, er der behov for videnskabelige undersøgelser og forsøg med henblik på at dokumentere og kvantificere de vigtigste faktoreres betydning for naturens tilstand. Der er således behov for at få undersøgt betydningen af kvælstofdeposition, herunder især de lokale bidrag til ammoniakdeposition, og at få kvantificeret tilførslen af øvrige næringsstoffer, som fosfor og kalium fx via jordfygning. Der er også behov for at få undersøgt betydningen af fragmentering og isolation af bestande og deraf følgende effekter på overlevelse, spredning og kolonisering. Der er også behov for at forstå og kunne fremskrive tilstand og udvikling i små bestande under forskellige betingelser med henblik på at kunne forvalte de sjældne arter. Endelig er der behov for at få undersøgt betydningen af dynamikken i naturen, herunder succession, for mangfoldigheden af processer, levesteder og arter.

I relation til opretholdelsen af den ekstensive græsningsdrift, der er en forudsætning for langt de fleste lysåbne naturtyper, er der behov for at få afprøvet forskellige græsningsmetoder systematisk. Der mangler erfaringer med konsekvenserne af forskellige metoder, fx de græssende dyrs betydning for frøspredning og græsningens betydning for lokal variation. Der er ligeledes brug for viden om effekterne af de vilde dyrs græsning og om mulighederne for at anvende vilde eller "forvildede" dyr i naturplejen.

De fremtidige muligheder

Afslutningsvis vurderes mulighederne for at ændre den nuværende udvikling i de lysåbne naturtyper ved endnu engang at se på det komplekse af forskellige faktorer, der driver denne udvikling (Fig. 42). Som man kan se af figuren, er der nogle trusler, som umiddelbart kan afværges gennem lokale indgreb, mens andre trusler kun kan modvirkes ved gennemgribende forandringer på regionalt, nationalt eller endog internationalt niveau. Det er således muligt at modvirke tilgroning ved at opretholde eller genoptage græsnings- og/eller høslættdrift, at modvirke vandstandssænkning ved at undgå/opgive vandindvinding og dræning, samt modvirke eutrofiering ved at undgå direkte og indirekte gødskning og minimere ammoniakdepositionen ved at udlægge bufferzoner omkring værdifulde naturarealer. Ved at sætte ind på alle disse lokale niveauer samtidig, kan man desuden undgå den forstærkende effekt som flere af de negative faktorer har på hinanden (jf. Fig. 39). De grænseoverskridende trusler såsom klimaforandringer og deposition af kvælstofoxider er vanskeligere at håndtere. Selvom vi kender påvirkningerne og kan sandsynliggøre deres effekter, er der stadig et stort behov for at dokumentere omfanget af forandringerne.



Figur 44: Muligheder for at ændre påvirkninger af lysåbne naturtyper. Alle ændringer i påvirkninger er ikke nødvendigvis relevante for samtlige typer af lysåbne naturtyper.

Den reduktion og fragmentering af lysåbne naturtyper, som allerede er sket, vil formodentlig føre til, at arter fortsat forsvinder fra deres levesteder i lang tid fremover. For at mindske tabene er det essentielt at sikre de nu sjældne planter og dyr de bedste mulige betingelser for at overleve. Selvom det intuitive respons på fragmentering er etablering af 'korridorer' og 'trædesten' i landskabet, er det vurderingen, at det uden sammenligning største potentiale for naturforbedringer består i en storstilet satsning på at identificere, bevare og forbedre eksisterende værdifulde levesteder. Mange af de sjældne plante- og dyrearter findes således ofte kun på en mindre del af en lokalitet – og ofte i små bestande. Det skyldes, at selv de lokaliteter, der har høj naturværdi, ofte også er påvirket af tilgroning, gødskning eller vandstandsændring. Det største potentiale for bestandstilvækst består således i at identificere eksisterende levesteder med høj kvalitet, og derpå iværksætte en bevarende naturforvaltning. Etablering af nye levesteder, og herunder grønne korridorer og trædesten, er i denne sammenhæng et interessant supplement, hvis de samtidig er værdifulde levesteder (habitatkorridorer og ikke alene spredningskorridorer).

Det er rapportens vurdering, at en vigtig forudsætning for at imødegå de mange trusler mod de lysåbne naturtyper er inddragelse af ejere, brugere og politikere. For at opnå et folkeligt engagement er det nødvendigt med effektiv formidling af både værdien af og truslerne mod de lysåbne naturtyper. Desuden er der behov for viden om og erfaringer med etablering af systemer, der kan sikre fortsat drift af de lysåbne naturtyper, da tidligere tiders økonomiske incitament herfor er forsvundet.

Litteraturliste

- Aerts, R. & Heil, G. W. (red.), 1993: Heathlands - Patterns and Processes in a Changing Environment. Geobotany 20, Kluwer Academic Publisher.
- Agger, P., Andersen, S.S., Brandt, J., Ettrup, H., Gyalokay, T., Hansen, J.M., Jensen, J., Jensen, F.S., Koch, N.E., Larsen, K.S., Mortensen, E., Møller, H.S., Nielsen, T.S., Pedersen, S., Rasmussen, J.B., Rasmussen, J.N., Stoltze, M., Stryg, P.E., Tøevad, A., Waagepetersen, J., Witthøft, H., 1987: Marginaljorder og miljøinteresser – en sammenfatning. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen og Miljøstyrelsen.
- Alstrup, V., 1994: Lavernes situation i de danske klitter. I: C.H. Owesen & P. Vestergaard (red.). Danske klitter - overvågning, forvaltning og forskning. Rapport fra et seminar i Nordjylland, 25-27 maj 1992. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, pp. 62-69.
- Amterne i Danmark, 1999: Amterne i naturen 1999.
- Andersen, E., upubliceret. Vedvarende græsarealer - landbruget og reguleringen. Manuskript til Ph.D.- afhandling. KVL.
- Andersen, U.V., 1995: Resistance of Danish coastal vegetation types to human trampling. Biological Conservation 71: 223-230.
- Andersen-Harild, P., 1988: Status og udviklingstendenser for strandengene. I: S. Asbirk (red.). Naturen i Danmark – status og udvikling. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, pp. 17-19.
- Andrén, H., 1997: Habitat fragmentation and changes in biodiversity. I: Boreal ecosystems and landscapes: Structures, processes and conservation of biodiversity. Ecological Bulletins 46: 171-181.
- Asbirk, S. & Ohrt, H. (red.), 1986: Naturovervågning – rapport fra et symposium. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Asbirk, S. (red.), 1988: Naturen i Danmark – status og udvikling. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Asbirk, S. (red.), 1992: Naturen på landet. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Asbirk, S. (red.), 1995: Naturen tur-retur – om naturovervågning og naturforvaltning. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Bak, J., Tybirk, K., Gundersen, P., Jensen, J.P., Conley, D. & Hertel, O., 1999: Natur- og miljøeffekter af ammoniak. Ammoniakfordampning – redegørelse nr. 3. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, Danmarks Jordbrugsforskning, Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Bang, L., Hansen, C.B., Krigslund, S., Thiim, L., Østergaard, A., 1993: Amterne i naturen 1993. Amterne i Danmark
- Bjerregaard, O., 1988: Strandenge ved Limfjorden. Nordjyllands Amt, Forvaltningen for teknik og miljø, Landskabskontoret.
- Brandt, E. & Christensen, S.N., 1994: Danske klitter - en oversigtlig kortlægning. Bd. 1-2. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Briggs, L. & Damm, 1998: Sjældne padder i Fyns Amt 1990-96 – overvågning, naturpleje og effekter. Fyns Amt, Amphi Consult for Fyns Amt.
- Bruun, H.H. & Ejrnæs, R. 1995: Beskyttede overdrev under lup. Urt 19: 26-31.
- Bruun, H.H., 1997: Vellugtende Skabiose (*Scabiosa canescens*) – status i 1990'erne. Urt 21: 13-20.
- Bruun, H.H. & Ejrnæs, R., 1998: Overdrev – en beskyttet naturtype. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Bruun, H.H. & Fritzbøger, B., 1999: Historiske forandringer i husdyrbruget har medført faldende artsrigdom i skove, enge og overdrev. Urt 23(3): 84- 97.
- Bruun, H.H., 2000: Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. – Ecography 23: 641-650.
- Bruun, H.H. & Ejrnæs, R., 2000: Classification of dry grassland vegetation in Denmark. Journal of Vegetation Science 11: 585-596.
- Buttenschøn, J. & Buttenschøn, R.M., 1982. Grazing experiments with cattle and sheep on nutrient poor, acidic grassland. II. Grazing impact. Natura Jutlandica 21: 19-27.
- Buttenschøn, R.M., 1993: Heder. I: C.H. Owesen. Naturplejebogen. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, pp. 63-72.
- Bülöw-Olsen, A., 1982: Vegetationsændringer i Mols Bjerge som følge af kvæggræsning. Urt 6: 113-118.
- Böcher, T.W., 1937: Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelse nr. 3. Botanisk Tidsskrift bind 44(1): 5-40.
- Böcher, T. W., 1980: Hedens vegetation og flora. I: Danmarks Natur, bd. 4. Gads Naturforum, pp. 118-191.

- Böcher, T.W., 1980: Klitvegetation. I: Danmarks Natur, bd. 4. Gads Naturforum, pp. 252-293.
- Christensen, S.N., Johnsen, I. & Søchting, U., 1986: Vegetationen på heder i Ringkøbing amt – med specielt henblik på laver. Ringkøbing Amtskommune, 66 pp.
- Christensen, S. N., 1994: Turistslitage i klitter. I: C.H. Ovesen & P. Vestergaard (red.): Danske klitter overvågning, forvaltning og forskning, Rapport fra et seminar i Nordjylland, 25-27 maj 1992. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, pp. 70-78.
- Christensen, K. & Søby, E. (red.), 1998: Fugle i Danmark 1996. Årsrapport over observationer. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 92: 201-248.
- Christensen, H.S., 2000: Naturen set på tværs i Dansk Naturpolitik. Viden og Vurderinger. Temarapport nr. 1, 2000, Naturrådet, pp. 316-328.
- Christiansen, S. G., 1986: Ekstremrigkær – plantesamfund i tilbagegang. Urt 10: 118-123.
- Christiansen, S.G. & Nielsen, H., 1986: Projekt heder og overdrev. Urt 10: 36-37.
- Christiansen, S.G. 1987: Projekt heder og overdrev. Urt 11: 42-43.
- Christiansen, S.G. 1988: Nyt fra projekt heder og overdrev. Urt 12: 59-60.
- Christiansen, S.G., 1989: Projekt heder og overdrev. Urt 13: 54-55.
- Christiansen, S.G., 1991: Feltbotanisk Klubs hede- og overdrevsundersøgelse. Urt 15: 39-41.
- Christiansen, H., Jensen, B.H., Laubek, B., Pedersen, K.B.H., Rasmussen, I.M., Larsen, P.A. & Steffensen, A.M., 1991: Strandenge ved Kattegat og Mariager Fjord. Landskabskontoret, Forvaltningen for teknik og miljø, Nordjyllands Amt.
- Degn, H.J., 1996: Ændringer af vegetationen 1954-1995. Randbøl Hede. Arbejdsrapport fra DMU nr. 30. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Degn, H.J., 1997a: Hedeovervågning 1997 Randbøl Hede. Arbejdsrapport fra DMU nr. 63. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Degn, H.J., 1997b: Ændringer i vegetationen på Randbøl Hede 1954-1995. Flora og Fauna 103: 25-46.
- Dybbro, T., 1985: Status for danske fuglelokaliteter. En oversigt over Dansk Ornithologisk Forenings lokalitetsregistrering 1978-81 med eksempler på landsdækkende resultater af projektet. Dansk Ornithologisk Forening. København, 104 pp.
- Edenhamn, P. et al., 1999: Spridningsförmåga hos svenska växter och djur: en kunskapsöversikt för naturvårdsändamål. Stockholm, Naturvårdsverket.
- Ejrnæs, R. & Bruun, H.H., 1995: Prediction of Grassland Quality for Environmental Management. Journal of Environmental Management 41: 171-183.
- Ejrnæs, R., Berthelsen, J.P. & Fredshavn, J., 1998: Naturen og landbruget. Tema-rapport fra DMU nr. 20. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Ejrnæs, R. & Andersen, E., 2000: Arealstatistik som indikator for naturen i agerlandet. Upubliceret notat til Skov- og Naturstyrelsen.
- Ejrnæs, R. & Poulsen, R.S., i trykken: Trends in the bryophyte and lichen flora of Danish semi-natural grasslands over the last 50 years. Lindbergia.
- Ejrnæs, R. & Aude, E., upubliceret: Upublicerede data fra delprojekt "Terrestriske biotopmodeller" under SMP2-centret "Foranderlige Landskaber". Danmarks Miljøundersøgelser.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Diill, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D., 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica 18. Datenbank.
- Emsholm, L., 1987: Kortlægning af ekstensivt udnyttede naturtyper – Strandenge, ferske enge og overdrev - Marginaljorder og miljøinteresser. Teknikerrapport nr. 2. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Emsholm, L. & Asbirk, S., 1992: Hedearealet i Danmark 1991. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Falk, K. & Brøgger-Jensen, S., 1990: Fuglene i internationale beskyttelsesområder i Danmark. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Faurholt, N. & Ravnsted-Larsen, L., 1992: Bevaringsplan for overdrev i Storstrøms Amt. Storstrøms Amt.
- Faurholt, N. 1995: Rødlistede planter i Storstrøms Amt 1995, Storstrøms Amt, 175 pp.
- Faurholt, N., 1998: Bevaringsplan for ekstremrigkær i Storstrøms Amt. Storstrøms Amt, 53 pp.
- Feilberg, J., 1990a: Overvågning af botaniske referenceområder. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Feilberg, J., 1990b: Overvågning af skræntvegetation på Sjælland. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Feilberg, A. & Jensen, F., 1993: Klitter. I: C.H. Ovesen. Naturplejebogen. Miljøministeriet. Skov og Naturstyrelsen, pp. 125-130.
- Ferdinand, L., 1980: Fuglene i landskabet. Dansk Ornithologisk Forening, København.
- Fog, K., 1998: Rødlistede padder og krybdyr i Storstrøms Amt 1997. Natur- og Plankontoret, Storstrøms Amt.

- Frederiksborg Amt, 1998a*: Sjældne padder i Frederiksborg Amt 1990-98. Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø.
- Frederiksborg Amt, 1998b*: Ynglefugle i Lyngby Mose 1998. Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø.
- Frederiksborg Amt, 1999a*: Ynglefugle i Selsø Sø 1999. Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø.
- Frederiksborg Amt, 1999b*: Ynglefugle ved Alsønderup Enge 1999. Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø.
- Frederiksborg Amt, 1999c*: Ynglefugle ved Strødam Engso 1999. Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø.
- Frederiksborg Amt, 1999d*: Havelse Delområde 1999. En botanisk gennemgang af overdrev, gravhøje, strandenge, Børstingerød Mose. Rapport udarbejdet til Frederiksborg Amt.
- Fyns Amt, 1991a*: Moser i Fyns Amt - Nyborg Kommune. Fredningsplanlægning, Rapport nr. 18.
- Fyns Amt, 1991b*: Moser i Fyns Amt - Tommerup Kommune. Fredningsplanlægning, Rapport nr. 20.
- Fyns Amt, 1992a*: Moser i Fyns Amt - Fåborg Kommune. Fredningsplanlægning, Rapport nr. 23.
- Fyns Amt, 1992b*: Moser i Fyns Amt - Odense Kommune. Fredningsplanlægning, Rapport nr. 21.
- Fyns Amt, 1993*: Strandenge i Fyns Amt. Fredningsplanlægning, Rapport nr. 24. Fyns Amt Teknik- og miljøforvaltningen.
- Grell, M. B., 1998*: Fuglenes Danmark. Gads Forlag, Kbh.
- Grell, M.B., 1999*: Truede og sjældne ynglefugle i Danmark 1998 i Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 93: 105-126.
- Grell, M.B., 2000*: Truede og sjældne ynglefugle i Danmark 1999. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 94: 55-72.
- Groth, N. B., Hedegaard, M.B., Holmberg, T., Höll, A. & Skov-Petersen, H., 1998*: Arealanvendelsen i Danmark 1995-2025. By- og Landsplansserien nr. 2. Miljø og Energiministeriet og Forskningscentret for skov og Landskab.
- Hald, A. B. & Petersen, P. M., 1992*: Soil and vegetation in two Danish fens following changes in water regime. *Nordic Journal of Botany* 12: 707-732.
- Hald, A. B., 1998*: Botaniske konsekvenser af Vandmiljøplan II's plan om våde enge. *Urt* 22: 114-119.
- Hammershøj, M. & Madsen, A.B., 1998*: Fragmentering og korridorer i landskabet – en litteraturudredning. Faglig rapport fra DMU, nr. 232. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Hansen, K., 1994*: Klitplanters fordeling i profil set i relation til skudbygning og jordbunds faktorer. I: C.H. Ovesen & P. Vestergaard (red.): Danske klitter - overvågning, forvaltning og forskning. Rapport fra et seminar i Nordjylland, 25-27. maj 1992. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, pp. 46-54.
- Hanski, I., 1997*: Habitat destruction and metapopulation dynamics. I: S.T.A.. Pickett, R.S. Ostfeld, M. Shachak & G.E. Likens (red.). *The ecological basis of conservation*. Chapman & Hall.
- Hanski, I. & Gilpin, M.E. (red.), 1997*: *Metapopulation biology*. Ecology, genetics, and evolution. Academic Press.
- Hansson, M. & Fogelfors, H., 2000*: Management of a semi-natural grassland; results from a 15-year-old experiment in southern Sweden. *Journal of Vegetation Science* 11: 31-38.
- Harrison, S., 1994*: Metapopulations and conservation. I: P.J. Edwards, N.R. Webb & R.M. May (red.). *Large-scale ecology and conservation biology*. Blackwell, Oxford, pp. 111-128.
- Hesselager, M., 1993*: Søer, moser og heder registreret i Sallingsund Kommune. Viborg Amt, Forvaltning for miljø og teknik.
- Hodgson, J.G., 1993*: Commonness and rarity in British butterflies. - *Journal of Applied Ecology* 30: 407-427.
- Holmsgaard, J.E., 1986*: Nørholm Heder. 5. Beretning. Træernes indvandring og floraændringer på Nørholm Hede 1921-1974. Beretninger udgivne ved Den Forstlige Forsøgskommision, bd. 40, pp. 271-357.
- Holten-Andersen, J., Christensen, N., Kristiansen, L.W., Kristensen, P. & Emborg, L., 1998*: *Natur og Miljø 1997*. Påvirkninger og tilstand. Faglig rapport fra DMU nr. 224. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Holten-Andersen, J., Stensen Christensen, H., Pedersen, T.N. & Manninen, S. (red.), 2000*: *Dansk naturpolitik – viden og vurderinger*. Temarapport nr. 1, 2000, Naturrådet, København.
- Jacobsen, E.M., 1992*: Populationsindeks for danske vinterfugle 1975-1990. Dansk Or-

- nithologisk Forenings Tidsskrift 86: 243-252.
- Jacobsen, E.M. 1996: Engfugles bestandsændringer og -tætheder 1976-1995, belyst ved hjælp af punktoptællinger. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 90: 115-118.
- Jacobsen, E.M., 2000: Punkttællinger af ynglefugle i eng, by og skov 1999. Arbejdsrapport fra DMU nr. 125. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Jacobsen, E.M. & Petersen, B.S., (upubl.) 2000: Bestandsudvikling for ynglende fugle i lysåbne naturtyper belyst ved hjælp af punkttællinger. publiceret manuskript, Ornithologisk Konsultation, København. 3 pp.
- Jensen, J. 1980: Fattigkær og Riggkær. I: Danmarks Natur, bd. 7. Gads Naturforum, pp. 365-394.
- Jensen, J.S., 1986: Naturvenlig drift og pleje af danske strandenge. Marginaljorder og miljøinteresser. Teknikerrapport nr. 32. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, A., Blicher-Mathiesen, G. & Skovhus, K. 1987: Kunstgødning af marsk- og strandenge. Naturvenlig drift og pleje af danske strandenge. Marginaljorder og miljøinteresser. Teknikerrapport nr. 30. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, M. W., 1988: Strandengsplejebogen. Miljøministeriet, Skov og Naturstyrelsen.
- Jensen, F., 1994: Dune management in Denmark: Application of the nature protection act of 1992. Journal of Coastal Research 10: 263-269.
- Jensen, F.P., 1996: EF-fuglebeskyttelsesområder og Ramsarområder, Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Jensen, N.O. & Jacobsen, L.B., 1996: Ynglebestanden af Natravns Caprimulgus europaeus i Danmark, 1992-95. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 90: 93-98.
- Johnsen, I. & Søchting, U., 1990: Overvågning af de danske likéheder. Urt 14(1): 4-9.
- Johnsen, I. & Søchting, U., 1994: Likéheder - dynamik og sårbarhed. I: C.H. Owesen & P. Vestergaard (red.). Danske klitter - overvågning, forvaltning og forskning. Rapport fra et seminar i Nordjylland, 25-27 maj 1992. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, pp. 55-69.
- Johnsen, I. & Søchting, U., 1995: Overvågning af danske likenheder. Københavns Universitet, Botanisk Institut.
- Johnsen, I., 1998: Hederne og likéhederne på Anholt. I: M. Strandberg (red.). Hedens kultur og natur. Rhodos, pp. 16-21.
- Jonassen, B., 1993: Søer, moser og heder registreret i Viborg Kommune. Forvaltning for miljø og teknik, Viborg Amt.
- Jonassen, B., 1994a: Søer, moser og heder registreret i Bjerringbro Kommune. Forvaltning for miljø og teknik, Viborg Amt.
- Jonassen, B., 1994b: Søer, moser og heder registreret i Fjends Kommune. Forvaltning for miljø og teknik, Viborg Amt.
- Jørgensen, H., 1999: Skov- og Naturstyrelsens Naturplejestrategi. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Kamp, Aa.H., 1984: Prikkort over dansk landbrug. Geografforlaget.
- Kristensen, H.L., 1988: Turnover and nitrogen in Danish inland heath soils. PhD. Thesis, NERI, University of Ålborg.
- Kristensen, H.L., 1998: Hedens næringsstofkredsløb. I: M. Strandberg (red.). Hedens kultur og natur. Rhodos, pp. 27-32.
- Københavns Amt, 1994a: Botaniske interesser i Sengeløse Mose, Vasby Mose og Tysmosen 1994, rapport nr. 20. Københavns Amt, Teknisk Forvaltning.
- Københavns Amt, 1994b: Botaniske interesser i Hedeland 1994, rapport nr. 19, Københavns Amt, Teknisk Forvaltning.
- Københavns Amt, 1995: Botanisk overvågning 1995, rapport nr. 25. Københavns Amt, Teknisk Forvaltning.
- Københavns Amt, 1996: Botanisk overvågning 1996, rapport nr. 30. Københavns Amt, Teknisk Forvaltning.
- Københavns Amt, 1997: Botanisk overvågning 1997, rapport nr. 31, Københavns Amt, Teknisk Forvaltning.
- Larsen, S.N. & Vikstrøm, T., 1995: Ferske enge - en beskyttet naturtype. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Lennartsson, T. Svensson, R. 1996: Patterns in the decline of three species of Gentianella (Gentianaceae) in Sweden, illustration the deterioration of semi-natural grasslands. Acta Universitatis Upsaliensis Symbolae Botanicae Upsaliensis 31(3): 169-184.
- Lindballe, P., Christensen, R., Munk, M.F., Skov, H., Smidt, J., Søby, E. 1994: Fugle i Danmark 1992. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 88: 111-150.
- Lindballe, P., Christensen, R., Munk, M.F., Skov, H., Smidt, J., Hansen, L.G., Christensen, K. & Søby, E. 1995: Fugle i Danmark 1993. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 89: 145-182.
- Lindgaard, J. E. & Amtkjær, J., 1998: Ekstremfattigkær i Århus Amt. Århus Amt, Natur- og Miljøkontoret.
- Linusson, A.C., Berlin, G.A., Olsson, E.G.A., 1998: Reduced community diversity in

- semi-natural meadows in southern Sweden, 1965-1990. *Plant Ecology* 136(1): 77-94.
- Lov om naturbeskyttelse*. Lov nr. 9 af 3. januar 1992.
- Løjtnant, B. & Worsøe, E., 1977: Foreløbig status over den danske flora. Reports from The Botanical Institute, University of Aarhus.
- Løjtnant, B. 1979: Danmarks orchideer. - *Natur og Museum* 19: 1-30.
- Løjtnant, B. & Worsøe, E., 1993: Status over den danske flora 1993. Gads Forlag.
- Madsen, K.J., 1987: Gødskning af en fersk eng. *Urt* 11: 87-93.
- Menges, E.S., 1991: The application of minimum viable population theory to plants. I: Falk, D.A. & Holsinger, K.E. (red.). *Genetics and conservation of rare plants*. New York, Oxford University Press, pp. 45-61.
- Mentz, A., 1900: Studier over likenvegetation paa heder og beslægtede plantesamfund i Jylland. *Botanisk Tidsskrift* 23: 1-33.
- Mikkelsen, V.M., 1980: Marsk, strandeng og strandsump – plantern. I: *Danmarks Natur*, bd. 4. Kyst klit og marsk. Gads Naturforum, pp. 361-394.
- Mikkelsen, V.M., 1994: Development of vegetation in an overgrown common before and after nature conservation. *Kongelige Danske Videnskabernes Selskab, Biologiske Skrifter* 44: 1-68.
- Moenslund, B., 1987: Vår-kobjælde (*Pulsatilla vernalis* L.) - på vej ud af den danske flora? *Urt* 11: 35-41
- Moenslund, S. & Pinnerup, S.P., 1984: Trusler og indgreb mod moser, heder, overdrev og strandenge i hovedstadsregionen. *Urt* 8: 74- 79.
- Nordjyllands Amt, 1993a: Moser i Nordjylland 1. Nordjyllands Amt, Landskabskontoret.
- Nordjyllands Amt, 1993b: Moser i Nordjylland 2. Nordjyllands Amt, Landskabskontoret.
- Møller, H.S. & Jensen, J., 1993: Strandenge. I: C.H. Ovesen. *Naturplejebogen*. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, pp. 113-117.
- Nellemann, V., 2000: Kystzonen. I: J. Holten-Andersen, H. Stensen Christensen, T.N. Pedersen & S. Manninen (red.): *Dansk Naturpolitik*. Viden og vurderinger. Temarapport nr. 1, 2000, Naturrådet, pp. 172-187.
- Nielsen, B.O., 1986: Masseangreb af lyngens bladbill (Lochmaea suturalis Thoms.) på danske lyngheder 1900-1984 (Coleoptera: Chrysomelidae). - *Entomologiske Meddelelser* 53: 99-109.
- Nielsen, M., & Lange, P., 1998: Fuglelokaliteterne i Århus amt. DOF/ Skov- og Naturstyrelsen.
- Nygaard, B., Mark, S., Baattrup-Pedersen, A., Dahl, K., Ejrnæs, R., Fredshavn, J., Hansen, J., Lawesson, J.E., Münier, B., Møller, P.F., Risager, M., Rune, F., Skriver, J. og Søndergaard, M., 1999: Naturkvalitet – kriterier og metodeudvikling. – Faglig rapport fra DMU, nr. 285. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Nytoft Rasmussen, J., 1986: Marginaljorder og miljøinteresser. Samlerapport nr. IV: Hedesletter og Bakkeøer. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Olesen, J.M. & Warncke, E., 1987: Gul Stenbræks naturhistorie. *Urt* 11: 3-16
- Olesen, J.M. & Warncke, E., 1990: Morphological, phenological and biochemical differences in relation to gene flow in a population of *Saxifraga hirculus*. - *Sommerfeltia* 11: 159-172.
- Overgaard, B., *upubliceret*: Succession i tørre krat på skrænter. Biologisk projektarbejde 2000, Århus Universitet.
- Ovesen, C. H. & Vestergaard, P., 1994: Danske klitter - overvågning, forvaltning og forskning, Rapport fra et seminar i Nordjylland d. 25-27 maj 1992. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Pedersen, A., 1961: Danmarks Topografisk-Botaniske Undersøgelse nr. 28. *Botanisk Tidsskrift* bd. 57(2+3).
- Petersen, B.V. 1994: Projekt heder og overdrev. *Urt* 18: 105-113.
- Petersen, B.S., 1998: The distribution of Danish farmland birds in relation to habitat characteristics. *Ornis Fennica* 75: 105-118.
- Petersen, P.M. & Vestergaard, P., 1998: Basisbog i Vegetationsøkologi. Gads Forlag.
- Pihl, S., Ejrnæs, R., Søgaard, B., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S., 2000: Bevaringsstatus for naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet. Faglig rapport fra DMU nr. 322. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Plöger, P., 1991: Gødskning på vedvarende græsningsarealer - en trussel. *Urt* 1991(1): 4-14.
- Prip, C., Wind, P. & Jørgensen, H., 1995: Biologisk mangfoldighed i Danmark – status og strategi. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Rasmusen, P.E. (red.), 1990a: Søer, moser og heder registreret i Thisted Kommune. Forvaltning for miljø og teknik, Viborg Amt.
- Rasmusen, P.E., 1990b: Søer, moser og heder registreret i Ålestrup Kommune. Forvaltning for miljø og teknik, Viborg Amt.

- Rasmussen, P.E., 1993: Søer, moser og heder registreret i Hanstholm Kommune. Forvaltning for miljø og teknik, Viborg Amt.
- Rasmussen, L.M. & Laursen, K., 2000. Fugle i Tøndermarsken – bestandsudvikling og landbrug. Tema-rapport fra DMU, nr. 35. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Riis-Nielsen, T., Søchting, U., Johansson, M. & Nielsen, P., 1991: Hedeplejebogen. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Riis-Nielsen, T., 1997: Effects of nitrogen on the stability and dynamics of Danish heathland vegetation. Ph.D.-thesis, Københavns Universitet.
- Riis-Nielsen, T., Binding, T. & Frandsen, B.L., 1998: Succession og konkurrence på heden. I: M. Strandberg (red.). Hedens kultur og natur. Rhodos, pp. 33-46.
- Risager, M., 1994: Overvågning af ekstrempfattigkær i 1992. Naturovervågningsrapport. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Risager, M. & Aaby, B. 1997: Højmoser 1996. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 46. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Roskilde Amt & Frederiksborg Amt, 1997: Naturovervågning ved hjælp af fugletællinger, Roskilde Fjord 1997.
- Rune, F., 1997: Decline of mires in four Danish state forests during the 19th and 20th century. Forskningsserien nr. 21. Miljø- og Energiministeriet, Forskningscenter for Skov og Landskab.
- Simberloff, D., Farr, J.A., Cox, J. & Mehlman, D.W., 1992: Movement corridors – conservation bargains or poor investments. – Conservation Biology 6: 493-504.
- Skov, H., 1997: Den hvide storks status i 1997. Hjejlen 1997(4): 23-30.
- Skov, H., 1997: Farvel til en kær sommergæst. Fugle og Natur 1997(2): 4-7.
- Skov- og Naturstyrelsen, 1992: Rådets direktiv af 21. maj 1992 om bevaring af naturtyper samt vilde dyr og planter. 92/43/EOEF
- Skov- og Naturstyrelsen, 1993: Vejledning om Naturbeskyttelsesloven. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Skov- og Naturstyrelsen, 2000: Danske naturtyper i det europæiske NATURA 2000 netværk. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.
- Skov- og Naturstyrelsen, 1996: Notat J. nr. SN 1996-402-0152. Uddrag af forskellige vurderinger af status for naturens tilstand og udvikling.
- Stoltze, M. & Pihl, S., 1998a: Gulliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, Skov- og Naturstyrelsen.
- Stoltze, M. & Pihl, S., 1998b: Rødliste 1997 over planter og dyr i Danmark. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser, Skov- og Naturstyrelsen.
- Stoltze, M., 1996: Danske dagsommerfugle. Gyldendal.
- Stoltze, M., 1998: Hvordan står det til med naturen? Tema-rapport fra DMU nr. 20. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Storstrøms Amt, 1995: Rødlistede fugle i Storstrøms Amt 1995, Storstrøms Amt, Teknik- og Miljøforvaltningen, Natur- og Plankontoret.
- Storstrøms Amt, 1997: Bevaringsplan for fattigkær i Storstrøms Amt. Storstrøms Amt, Teknik- og Miljøforvaltningen, Natur- og Plankontoret.
- Strandberg, M. (red.), 1996: Ammoniak og naturforvaltning. Rapport fra seminar i Silkeborg d. 30 november 1995. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Strandberg, M., (red.), 1998: Hedens kultur og natur. Rhodos.
- Søby, E. & Christensen, K., 1999: Fugle i Danmark 1997. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift: 9-56.
- Søby, E., Christensen, K. & Hansen, L.G., 1997: Fugle i Danmark 1995. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 91(1): 5-48.
- Søndergård, H., 1993a: Søer, moser og heder registreret i Spøttrup Kommune. Forvaltning for miljø og teknik, Viborg Amt.
- Søndergård, H., 1993b: Søer, moser og heder registreret i Sundsøre Kommune. Forvaltning for miljø og teknik, Viborg Amt.
- Sørensen, U.G. 1995: Truede og sjældne danske ynglefugle 1976-1991. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 89(1): 1-48.
- Thorup, O., 1998: Ynglefuglene på Tipperne 1928-1992. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 92: 1-192.
- Thorup, O., 1999: Engsnarrens *Crex Crex* yngleforskel i kulturlandskabet, og artens fortid, nutid og eventuelle fremtid i Danmark. Dansk Ornithologisk Forenings Tidsskrift 93: 71-81.
- Tilman, D., May, R.H., Lehman, C.L. & Nowak, M.A., 1994: Habitat destruction and the extinction debt. – Nature (London) 371: 65-66.
- Tranbjerg, H., Vinther, E. & Falkesgaard, I., 1995: Moser i Fyns Amt - Ærøskøbing Kommune, Marstal Kommune. Fyns Amt.
- Tranbjerg, H., Vinther, E. & Andreasen, A.D., 1996: Moser i Fyns Amt - Kerteminde,

- Munkebo, Langeskov og Ullerslev Kommuner. Fyns Amt.
- Tybirk, K., 1998: Hedens natur er et stykke kulturhistorisk museum. I: Strandberg, M., (red.), 1998: Hedens kultur og natur. Rhodos: 60-63.*
- Tybirk, K. & Hansen, D.N., 1999: Revling i klitheden. Urt 23(4): 115-120.*
- Tybirk, K. & Jørgensen, V., 1999: Ammoniak i landbrug og natur, Jordbrug og Miljø 1. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.*
- Tybirk, K., Nilsson, M.C., Michelsen, A., Kristensen, H.L., Shevtsova, A., Strandberg, M.T., Johansson, M., Nielsen, K.E., Riis-Nielsen, T., Strandberg, B. & Johnsen, I., 2000: Nordic Empetrum dominated Ecosystems: Function and Susceptibility to Environmental Changes. *Ambio* 29(2): 90-97.*
- Vadstrup, M.S., Jensen, C.C. & Gallesen, G. 1996: Strandenge i Århus Amt. Århus amt, Natur og Miljøkontoret.*
- van Dijk, H.W.J. & Grootjans, A.P., 1993: Wet dune slacks: decline and new opportunities. *Hydrobiologia* 265: 281-304.*
- Vestergaard, P., Johnsen, I., Laursen, K. & Asferg, T., 1992: Terrestriske naturtyper. I: Drivhuseffekt og klimaændringer - hvad kan det betyde for Danmark. Miljøministeriet, pp. 171-184.*
- Vestergaard, P., 1994a: Response to mowing coastal brackish meadow plant communities along an elevational gradient. *Nordic Journal of Botany* 15(5): 569-587.*
- Vestergaard, P., 1994b: Klimaændring og klitternes vegetation. I: C.H. Owesen & P. Vestergaard (red.). Danske klitter - overvågning, forvaltning og forskning, Rapport fra et seminar i Nordjylland, 25-27 maj 1992. Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, pp. 13- 22.*
- Vestergaard, P., 1998: Vegetation ecology of coastal meadows in Southeastern Denmark. *Opera Botanica* 134: 1-69.*
- Vestergaard, P., 2000a: Strandeng – en beskyttet naturtype. Gads Forlag. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.*
- Vestergaard, P., 2000b: Natur og klimaforandring. I: J. Holten-Andersen, H. Stensen Christensen, T.N. Pedersen & S. Manninen (red): Dansk Naturpolitik. Viden og vurderinger. Temarapport nr. 1, 2000. Naturrådet, pp. 300-315.*
- Viborg Amt, 1994a: Søer, moser og heder registreret i Hvorslev Kommune. Forvaltning for miljø og teknik, Viborg Amt.*
- Viborg Amt, 1994b: Søer, moser og heder registreret i Karup Kommune. Forvaltning for miljø og teknik, Viborg Amt.*
- Vinther, E., 1985: Moseplejebogen. Miljøministeriet, Fredningsstyrelsen.*
- Vinther, E. 1993: Enge og moser. I: C.H. Owesen (red.). Naturplejebogen. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, pp. 80-90.*
- Vinther, E. & Tranbjerg, H., 1999: Naturkvalitet i strandenge i Fyns Amt før og efter 1980. Fyns Amt.*
- Webb, N.R., 1998: The traditional management of European heathlands. *Journal of Applied Ecology* 35: 987-990.*
- Wind, P., 1988: Fem fund af Gul Stenbræk (*Saxifraga hirculus* L.) Urt 1988: 68-76.*
- Wind, P., 1992: Bevaring af ekstremrigkær i Danmark. *Flora og Fauna* 98: 23-44.*
- Wind, P., 1994: Oversigt over botaniske lokaliteter. Status og forvaltningsbehov. Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen.*
- Wind, P. & Ballegaard, T., 1996: Orkidéer 1987-1995. Arbejdsrapport fra DMU nr. 19. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.*
- Wind, P., 1997a: Overvågning af danske orkidéer 1987-1995. *Flora og Fauna* 103: 49-71.*
- Wind, P., 1997b: Overvågning af overdrev 1996. Arbejdsrapport fra DMU nr. 48. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.*
- Wind, P., 1998a: Overvågning af overdrev 1997. Arbejdsrapport fra DMU nr. 72. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.*
- Wind, P., 1998b: Overvågning af ekstremrigkær 1997. Arbejdsrapport fra DMU nr. 73. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.*
- Wind, P. & Stoltze, M., 1998: Hedernes naturværdier. I: M. Strandberg. Hedens kultur og natur. Rhodos, pp. 47-54.*
- Wind, P., 1999: Overvågning af orkidéer 1998. Påvirkningsfaktorer. Arbejdsrapport fra DMU nr. 109. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.*
- Wind, P., Stoltze, M., Fog, K., Guldager Christiansen, D., Briggs, L. & Rybacki, M., 1999: Overvågning af rødlistede arter 1998. Arbejdsrapport fra DMU nr. 110. Miljø- og Energiministeriet, Danmarks Miljøundersøgelser.*
- Wind, P., 2000: Mangfoldigheden i den danske flora. Urt 24(3): 131-145.*
- Wolff, W.J., Dankers, N., Dijkema, K.K.S., Reijnders, R.J.H., Smit, C.J., 1994: Biodiversity of the Wadden Sea: Recent changes and future projections. I: NATO ASI Series. Series I. Global environmental change; biodiversity, temperate ecosystems and global change 20: 337-355.*

Danmarks Miljøundersøgelser

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

Henvendelser kan rettes til:

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

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

Direktion og Sekretariat
Forsknings- og Udviklingssektion
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Havmiljø
Afd. for Mikrobiel Økologi og Bioteknologi
Afd. for Miljøkemi
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Arktisk Miljø

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

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

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

Afd. for Landskabsøkologi
Afd. for Kystzoneøkologi

Publikationer:

DMU udgiver faglige rapporter, tekniske anvisninger, temarapporter, samt årsberetninger. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web.

I årsberetningen findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2000

- Nr. 338: NEXT I 1998-2003 Halogenerede Hydrocarboner. Samlet rapport over 3 præstationsprøvnings-runder . Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 87 s., 150,00 kr.
- Nr. 339: Phthalates and Nonylphenols in Roskilde Fjord. A Field Study and Mathematical Modelling of Transport and Fate in Water and Sediment. The Aquatic Environment. By Vikelsøe, J., Fauser, P., Sørensen, P.B. & Carlsen, L. 104 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 340: Afstrømningsforhold i danske vandløb. Af Ovesen, N.B. et al. 238 s., 225,00 kr.
- Nr. 341: The Background Air Quality in Denmark 1978-1997. By Heidam, N.Z. 190 pp., 190,00 DKK.
- Nr. 342: Methyl t-Buthylether (MTBE) i spildevand. Metodeafprøvning. Af Nyeland, B. & Kvamm, B.L. 45 s., 75,00 kr.
- Nr. 343: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 1999/2000. Af Asferg, T. 31 s., 40,00 kr.

2001

- Nr. 344: En model for godstransportens udvikling. Af Kveiborg, O. 246 s., 130,00 kr.
- Nr. 345: Important summer concentrations of seabirds in West Greenland. An input to oil spill sensitivity mapping. By Boertmann, D. & Mosbech, A. (elektronisk)
- Nr. 346: The Greenland Ramsar sites. A status report. By Egevang, C. & Boertmann, D. 96 pp., 100,00 DKK.
- Nr. 347: Nationale og internationale miljøindikatorssystemer. Metodeovervejelser. Af Christensen, N. & Møller, F. 161 s., 150,00 kr.
- Nr. 348: Adfærdsmodel for persontrafik. Modelkoncept. ALTRANS. Af Rich, J.H. & Christensen, L. 153 s., 100,00 kr.
- Nr. 349: Flora and fauna in Roundup tolerant fodder beet fields. By Elmegaard, N. & Bruus Pedersen, M. 37 pp., 50,00 DKK.
- Nr. 350: Overvågning af fugle, sæler og planter 1999-2000 med resultater fra feltstationerne. Af Laursen, K. (red.). 103 s., 80,00 kr.
- Nr. 351: PSSD – Planning System for Sustainable Development. A Methodical Report. By Hansen, H.S (ed.) (electronic)
- Nr. 352: Naturkvalitet på stenrev. Hvilke indikatorer kan vi bruge? Af Dahl, K. et al. 128 s., 140,00 kr.
- Nr. 353: Ammoniakemission fra landbruget siden midten af 80'erne. Af Andersen, J.M. et al. 45 s., 50,00 kr.
- Nr. 354: Phthalates, Nonylphenols and LAS in Roskilde Wastewater Treatment Plant. Fate Modelling Based on Measured Concentrations in Wastewater and Sludge. By Fauser, P. et al. 103 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 355: Veststadil Fjord før og efter vandstandshævning. Af Søndergaard, M. et al. (elektronisk)
- Nr. 356: Landsdækkende optælling af vandfugle, vinteren 1999/2000. Af Pihl, S., Petersen, I.K., Hounisen, J.P. & Laubek, B. 46 s., 60,00 kr.
- Nr. 357: The Danish Air Quality Monitoring Programme. Annual report for 1999. By Kemp, K. & Palmgren, F. (electronic)
- Nr. 358: Partikelfiltre på tunge køretøjer i Danmark. Luftkvalitets- og sundhedsvurdering. Af Palmgren, F. et al. (Foreløbig elektronisk udgave)
- Nr. 359: Forekomst af "afvigende" isbjørne i Østgrønland. En interviewundersøgelse 1999. Af Dietz, R., Sonne-Hansen, C., Born, E.W., Sandell, H.T. & Sandell, B.
- Nr. 360: Theoretical Evaluation of the Sediment/Water Exchange Description in Generic Compartment Models (Simple Box). By Sørensen, P.B., Fauser, P., Carlsen, L. & Vikelsøe, J. 58 pp., 80,00 DKK.
- Nr. 361: Modelling Analysis of Sewage Sludge Amended Soil. By Sørensen, P., Carlsen, L., Vikelsøe, J. & Rasmussen, A.G. 38 pp., 75,00 DKK.
- Nr. 362: Aquatic Environment 2000. Status and Trends – Technical Summary. By Svendsen, L.M. et al. (in press)
- Nr. 363: Regulering af jagt på vandfugle i kystzonen. Forsøg med døgnregulering i Østvendssyssel. Af Bregnballe, T. et al.
- Nr. 364: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2000/2001 i Danmark. Wing Survey from the 2000/2001 Hunting Season in Denmark. Af Clausager, I.
- Nr. 365: Habitat and Species Covered by the EEC Habitats Directive. A Preliminary Assessment of Distribution and Conservation Status in Denmark. By Pihl, S. et al. (electronic)
- Nr. 366: On the Fate of Xenobiotics. The Roskilde Region as Case Story. By Carlsen, L. et al. (in press)
- Nr. 367: Anskydning af vildt. Status for undersøgelser 2001. Af Noer, H. et al.
- Nr. 368: Field Report from the Nalunaq Cruise March/April 2001. Arktisk Miljø/Arctic Environment. By Asmund, G. (in press)
- Nr. 369: Typeinddeling og kvalitetselementer for marine områder i Danmark. Af Nielsen, K., Sømod, B. & Christiansen, T. 105 s. (elektronisk).