



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 661, 2008

Tilstandsvurdering af levesteder for arter



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

Faglig rapport fra DMU nr. 661, 2008

Tilstandsvurdering af levesteder for arter

Bjarne Søgaard
Stefan Pihl
Peter Wind
Jesper Fredshavn

Datablad

- Serietitel og nummer: Faglig rapport fra DMU nr. 661
- Titel: Tilstandsvurdering af levesteder for arter
- Forfattere: Bjarne Søgaard, Stefan Pihl, Peter Wind & Jesper Fredshavn
Afdeling: Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet
- Udgiver: Danmarks Miljøundersøgelser©
Aarhus Universitet
URL: <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsesår: Marts 2008
Redaktion: Tommy Asferg
Faglig kommentering: Styregruppen, Flemming Skov, Morten Elmeros
- Finansiel støtte: By- og Landskabsstyrelsen
- Bedes citeret: Søgaard, B., Pihl, S., Wind, P. & Fredshavn, J. 2008: Tilstandsvurdering af levesteder for arter. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 72 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 661. <http://www.dmu.dk/Pub/FR661.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Rapporten videreudvikler metoderne til vurdering af naturtilstanden i Habitatdirektivets terrestriske naturtyper til også at omfatte en tilstandsvurdering af levesteder for udvalgte arter omfattet af Habitatdirektivet (bilag II) og Fuglebeskyttelsesdirektivet (ynglefugle på bilag 1 og regelmæssigt tilbagevendende træfugle). Naturtilstanden vurderes på en referenceskala fra 0 til 1, opdelt i 5 tilstandsklasser fra dårlig til høj naturtilstand. I rapporten opstilles indikatorer til vurdering af levesteder for 9 arter omfattet af Habitatdirektivet og 6 arter omfattet af Fuglebeskyttelsesdirektivet.
- Emneord: Levesteder, arter, fugle, Habitatdirektivet, Fuglebeskyttelsesdirektivet, tilstandsvurdering.
- Layout: Grafisk værksted, DMU Silkeborg
- Forsidefoto: Bjarke Huus Jensen (Lokalitet med djævelsbid, hedepletvinge).
- ISBN: 978-87-7073-035-8
ISSN (elektronisk): 1600-0048
- Sideantal: 72
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) på DMU's hjemmeside <http://www.dmu.dk/Pub/FR661.pdf>

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

1 Tilstandsvurdering og naturplanlægning 8

- 1.1 Indledning 8
- 1.2 Natura 2000-planlægning 8
- 1.3 Overordnet beskrivelse af tilstandsvurderingssystemet 9
- 1.4 Centrale begreber og definitioner 9

2 Tilstandsvurdering og bevaringsstatus 13

- 2.1 Habitatdirektivets bevaringsstatus 13
- 2.2 Kriterier for gunstig bevaringsstatus 14
- 2.3 Vurdering på forskellige skalaer 15

3 Indikatorer til vurdering af levesteders naturtilstand 16

- 3.1 KGB-rapportens indikatorer 16
- 3.2 Udvælgelse af tilstandsvurderingens indikatorer 18
- 3.3 Identifikation og afgrænsning af arealerne 19
- 3.4 Indikatorer for levesteder og levestedernes størrelse 19
- 3.5 Vurdering af levesteder 19

4 Levestedsvurderinger for arter 20

- 4.1 Metodens egnethed for arter omfattet af Habitatdirektivets Bilag II 20
- 4.2 Sommerfugle 22
- 4.3 Biller 24
- 4.4 Snegle 26
- 4.5 Karplanter 28
- 4.6 Mosser 43

5 Levestedsvurderinger for fugle 47

- 5.1 Metodens egnethed for fugle 47
- 5.2 Ynglefugle 49
- 5.3 Trækfugle 50
- 5.4 Ynglefugle 51
- 5.5 Trækfugle 61

6 Referencer 64

Bilag 1 Tilstandsvurdering af levesteder 69

Danmarks Miljøundersøgelser

Faglige rapporter fra DMU

[Tom side]

Forord

Beregningsmetoder for vurdering af naturtilstand for Habitatdirektivets lysåbne habitatnaturtyper og skovtyper er fremlagt i tidligere DMU-rapporter (Fredshavn & Skov 2005, Fredshavn & Ejrnæs 2007, Fredshavn m.fl. 2007). I denne rapport er metoderne overført og søgt tilpasset til levesteder for arter omfattet af Habitatdirektivet og Fuglebeskyttelsesdirektivet, idet der er opstillet indikatorer og beregningsmetoder for tilstandsvurdering af en række udvalgte arters levesteder.

Denne rapport giver en beskrivelse af systemets metoder og grundlæggende opbygning. Den endelige kalibrering af systemets scoreværdier og vægte, således at de resulterende indeks stemmer overens med arbejdsgruppens vurderinger af arealernes tilstand, afventer en række praktiske test og indgår derfor ikke i rapporten.

Systemet er udviklet af DMU i tæt samarbejde med Skov- og Naturstyrelsen (SNS) og By- og Landskabsstyrelsen (BLST), til hvem der rettes en særlig tak. Medlemmerne i den faglige styregruppe har været:

- Jens Erik Lindegaard Hansen, Miljøcenter Aarhus
- Dan Hjort, Miljøcenter Nykøbing
- Lisbeth Bjørndal Andersen, BLST
- Erik Buchwald, BLST
- Sten Asbirk, BLST
- Rune Hauskov Kristiansen, SNS
- Martin Schneekloth, BLST
- Peter Wind, DMU
- Stefan Pihl, DMU
- Jesper Fredshavn, DMU
- Bjarne Søgaard, DMU

Sammenfatning

Denne rapport videreudvikler metoderne til vurdering af naturtilstanden i Habitatdirektivets terrestriske naturtyper til også at omfatte en tilstandsvurdering af levesteder for udvalgte arter omfattet af Habitatdirektivet (bilag II) og Fuglebeskyttelsesdirektivet (ynglefugle på bilag 1 og regelmæssigt tilbagevendende trækfugle). Tilstandsvurderingssystemet er udviklet med særligt henblik på Natura 2000-planlægningen, hvor man i basisanalysen foretager en kortlægning og en tilstandsvurdering af levesteder for arter omfattet af de to direktiver. Ud fra basisanalysen opstilles mål for området, der stiler mod at sikre gunstig bevaringsstatus for de pågældende arter.

Tilstandsvurderingen af levestederne bygger på en kortlægning, hvor der på lokaliteterne foretages en vurdering af den arealmæssige afgrænsning af artens levested. På grundlag af feltdata for en række indikatorer, der beskriver artens levemuligheder, foretages en tilstandsvurdering, hvor lokalitetens egnethed som levested kategoriseres i én af fem tilstandsklasser.

Der benyttes en fælles referenceskala for tilstanden af de enkelte arters levesteder, hvor referencetilstanden angives på en kontinuert skala fra 0 til 1. Denne værdi kan senere indpasses i de 5 tilstandsklasser for levestedets naturtilstand, som i intervallet mellem 0 og 1 fordeler sig på følgende måde: dårlig (V), ringe (IV), moderat (III), god (II) og høj (I) naturtilstand.

Udvælgelsen af indikatorer til brug for tilstandsvurderingen tager udgangspunkt i 'Kriterier for gunstig bevaringsstatus' (Søgaard m.fl. 2005). Indikatorerne skal omfatte relevante egenskaber for de pågældende arter, og de skal indeholde angivelser af, hvilke tærskelværdier der skal være opfyldt, for at arten skal kunne opnå gunstig bevaringsstatus. I henhold til Habitatdirektivet grupperes indikatorerne for gunstig bevaringsstatus i de tre overordnede elementer: bestand, levested og levestedets størrelse.

For levesteder og levestedernes størrelse er der udvalgt indikatorgrupper, der i varierende omfang indgår i vurderingen af de enkelte arters levesteder. Det drejer sig om vegetationsstruktur, fysiske og kemiske forhold samt forstyrrelse og prædation, som suppleres med afstanden til nærmeste bestand.

Metodens egnethed afhænger af, hvor tæt arten er knyttet til en bestemt naturtype som levested. Jo mere entydigt en art er knyttet til en bestemt naturtype, jo bedre er arten egnet til, at der udvikles et sæt indikatorer til vurdering af levestedets naturtilstand. Karplanter og snegle er i forhold til fuglene lavmobile og kan knyttes entydigt til én eller nogle ganske få habitater. Fugle er højmobile og i stand til at bebo forskellige naturtyper til forskellige tider. Trækfugle har fx sjældent andet end fødegrundlaget, som knytter dem til deres opholdssted uden for yngletiden. For de arter, som ikke umiddelbart findes egnet for denne metode, bør der overvejes andre metoder til vurdering af tilstand af levesteder.

I denne rapport er der opstillet indikatorer til vurdering af levesteder for 9 arter omfattet af Habitatdirektivet og 6 arter omfattet af Fuglebeskyttelsesdirektivet. Rapportens bilag omfatter desuden vurderingstabeller med kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levesteder for de pågældende arter.

1 Tilstandsvurdering og naturplanlægning

1.1 Indledning

Nationalt og internationalt er der stigende behov for, at forvaltningen af naturområder sker ud fra centrale målsætninger baseret på objektive vurderinger af deres aktuelle og potentielle/optimale tilstand. Forvaltningen foregår typisk på flere regionale niveauer, der understreger behovet for en koordineret indsats og fælles retningslinier. Danmark har i de seneste år udviklet et system til kortlægning og tilstandsvurdering af den terrestriske natur (Fredshavn & Skov 2005, Fredshavn & Ejrnæs 2007), der også internationalt har vakt interesse, idet der for første gang med en relativ beskedne indsats kan dannes et tilstrækkeligt grundlag for den videre planlægning, fx i forbindelse med forvaltningen af Natura 2000-netværket af naturtyper og arter.

Det foreslåede tilstandsvurderingssystem er et helt generelt system, der kan bruges til at vurdere naturens tilstand, opstille målsætninger og danne grundlag for at prioritere indsatsen på geografisk afgrænsede naturområder. Systemet er oprindeligt beregnet til brug i den regionale naturforvaltning, men det har fra starten været hensigten, at systemet også skal kunne bruges i andre sammenhænge, hvor der er behov for en tilstandsvurdering og målsætning af naturen, fx i forbindelse med nationalparker, naturgenopretningsprojekter eller større internationalt beskyttede naturområder såsom Natura 2000-områderne (Anon. 2002, Fredshavn & Skov 2005). Allerede i forbindelse med udviklingen af systemet er det sidstnævnte blevet aktuelt, og brugen af tilstandsvurderingssystemet i forbindelse med Lov om Miljømål spiller derfor en vigtig rolle i beskrivelsen af systemet i denne rapport. Udgangspunktet for systemet, som det foreligger nu, er Habitatdirektivets og Fuglebeskyttelsesdirektivets naturtyper og arter, men der er allerede initiativer til at udvide systemet til også at omfatte den danske natur mere generelt.

Tilstandsvurderingen af levestederne bygger på en kortlægning, hvor der på lokaliteterne foretages en vurdering af den arealmæssige afgrænsning af artens levested. På grundlag af feltdata for en række indikatorer, der beskriver artens levemuligheder, foretages en tilstandsvurdering, hvor lokalitetens egnethed som levested kategoriseres i én af fem tilstandsklasser.

1.2 Natura 2000-planlægning

Lov om miljømål stiller krav til Miljøministeriet om udarbejdelse af en Natura 2000-plan for Natura 2000-områderne. Natura 2000-planen indeholder en basisanalyse, en målsætning og en indsatsplanlægning for hvert område. Basisanalysen består af en kortlægning af naturtyper og levesteder for arter på Habitatdirektivets og Fuglebeskyttelsesdirektivets bilagslister. På baggrund af kortlægningen foretages en tilstandsvurdering og en vurdering af trusler. Ud fra basisanalysen opstilles mål for området, der sikrer gunstig bevaringsstatus for naturtyper og arter, og

der udarbejdes indsatsprogrammer, der for den enkelte planperiode beskriver, hvorledes der arbejdes frem mod målene.

1.3 Overordnet beskrivelse af tilstandsvurderingssystemet

Der benyttes en fælles referenceskala for tilstanden af de enkelte arters levesteder, som lokaliteterne kan indplaceres på. Denne referenceskala skal afspejle levestederne, som vi ser dem i dag (modificeret i større eller mindre grad af mennesket), og som bæredygtigt kan opretholdes på langt sigt. Som endepunkter på referenceskalaen vælges hhv. de bedste og de ringeste eksempler på naturtilstand i Danmark baseret på eksisterende viden om levestederne. Ved udpegningen af disse lokaliteter bør det sikres, at der tages hensyn til eventuelle regionale forskelle. Et givet områdes placering i forhold til referencetilstanden angives på en kontinuert skala fra 0 til 1. Denne værdi kan senere 'oversættes' til tilstandsklasser som fx 'høj naturtilstand' eller 'moderat naturtilstand' afhængig af, om værdien er større eller mindre end givne grænseværdier.

De kriterier, der ligger til grund for udpegningen af indikatorer, skal afspejle de vigtigste økologiske strukturer og funktioner for det pågældende levested og skal yderligere kunne dække de vigtigste negative påvirkninger på levestedet. For hver art udpeges en række indikatorer, der har til formål effektivt og ressourcebesparende at afspejle de valgte kriterier. Valg af indikatorer skal ske under hensyntagen til den enkelte art og den geografiske skala. Der skal ligeledes foreligge en beskrivelse af, hvordan indikatorerne omsættes til den fælles referenceskala. Valg af indikatorer tager udgangspunkt i 'Kriterier for gunstig bevaringsstatus' (Søgaard m.fl. 2005).

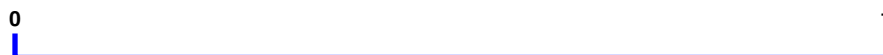
Et yderligere krav til systemet er, at det foruden at give et hurtigt øjebliksbillede af naturens tilstand i et større område skal kunne indgå i et naturplanlægningssystem, hvor der på baggrund af levestedernes tilstand og de konstaterede trusler kan udarbejdes en plan for områdets videre forvaltning til gavn for den pågældende art.

1.4 Centrale begreber og definitioner

Da det er vigtigt, at alle brugere af et tilstandsvurderingssystem har samme forståelse af, hvordan systemet fungerer, følger her en kort gennemgang af centrale begreber. Systemet står nærmere beskrevet i Skov m.fl. (2003) og Fredshavn & Skov (2005).

Referenceskala

En fælles referenceskala sikrer, at man kan måle, hvor forskellige to lokaliteter er. Samtidig kan den bruges til at bestemme en lokalitets absolutte placering i forhold til skalaens yderpunkter.



Det er vigtigt, at alle målinger omsættes til den samme referenceskala. Traditionelt bruges ofte en ordinal skala i tilstandsvurderingssystemer, men man kan opnå større fleksibilitet og præcision ved at bruge en intervallskala, dvs. en kontinuert skala, der som nulpunkt har den ringeste mulige tilstand og som toppunkt den bedst tænkelige tilstand. Her er anvendt en kontinuert intervallskala med 1 som den højest opnåelige tilstand og 0 som den laveste, akkurat som den økologiske tilstand af vandmiljøet indplaceres på en skala fra 0 til 1 i Vandrammedirektivet.



Referencetilstand

For at kunne vurdere tilstand i forhold til en referenceskala er det nødvendigt at beskrive den ideelle tilstand for de enkelte levesteder. Det er vigtigt, at referenceskalaen repræsenterer hele variationsbredden af levestederne, lige fra den optimale tilstand til de ringeste tilstande, hvor levestedet er så påvirket, at der næppe er de forhold til stede, der kræves, for at arten kan leve der. Hvis skalaen benyttes til at vurdere Habitatdirektivets krav, vil der være en øvre del af skalaen, hvor en opretholdelse eller forbedring af tilstanden svarer til, at Habitatdirektivets krav til gunstig bevaringsstatus kan opfyldes for arten. Det er vigtigt at skelne mellem denne grænse for levestedets tilstand i forhold til Habitatdirektivet og eventuelle konkrete målsætninger for det enkelte levested. Målsætningerne for det enkelte areal kan være både lavere, på niveau eller højere.

Den højest opnåelige tilstand kan beskrives teoretisk, eller man kan udpege et konkret område, som repræsenterer denne tilstand. For de enkelte arter tages udgangspunkt i levestederne, som vi ser dem i dag (modificeret i større eller mindre grad af mennesket), og som bæredygtigt kan opretholdes på langt sigt. Den højest opnåelige tilstand kan opnås ved at opstille nogle optimale rammebetingelser for artens opretholdelse, som fx at fjerne eller reducere negative påvirkninger, og beskrive, hvad arten vil udvikle sig til under disse betingelser. I nogle tilfælde vil denne tilstand være tæt på den økologiske tilstand, som den ville have været på den pågældende lokalitet helt uden påvirkning af mennesker.

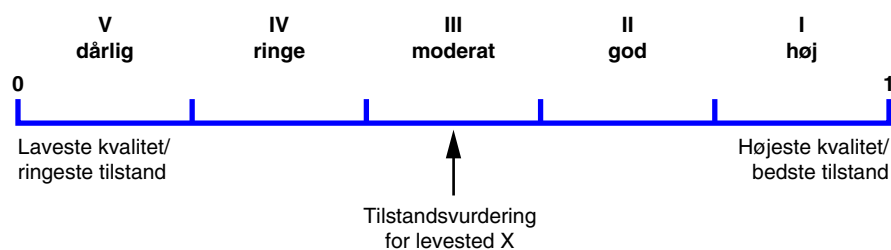
Tilstandsvurdering

Tilstandsvurderingen har til formål at vurdere tilstanden af et objekt, her et levested for en given art, dels i forhold til andre lokaliteter (relativt), dels i forhold til den højest opnåelige tilstand (absolut).

Tilstandsvurderingen skal, med andre ord, kunne rangordne arealerne i forhold til hinanden. Tilstandsvurderingen tager udgangspunkt i de *indikatorer*, der er beskrevet for den højest opnåelige tilstand og resulterer i en værdi, der indplacerer arealet på den fælles *referenceskala*.

Tilstandsklasser

En tilstandsvurdering baseret på en intervallskala kan til enhver tid 'oversættes' til en ordinal skala med fx fem klasser. I eksemplet nedenfor falder tilstandsvurderingen for levestedet X i tilstandsklasse III, der svarer til 'moderat'.



Vurderingen af levestedernes naturtilstand opererer med 5 tilstandsklasser (I, II, III, IV og V) svarende til Vandrammedirektivets fem kvalitetsgrupper, og de fem naturtilstandsklasser, der benyttes til vurdering af naturtilstand på lysåbne og skovdækkede naturtyper.

- I. Høj naturtilstand - tæt på det i dag optimale
- II. God naturtilstand
- III. Moderat naturtilstand
- IV. Ringe naturtilstand
- V. Dårlig naturtilstand.

De to øverste klasser, I og II, opfylder Habitatdirektivets krav til gunstig bevaringsstatus, dog under forudsætning af, at der foreligger en prognose, der siger, at arealet også i fremtiden vil kunne opretholde den høje eller gode naturtilstand.

Skalaens fem tilstandsklasser omfatter principielt alle tilstandsformer for levestederne. Det betyder også, at tilstandsklasse V, dårlig naturtilstand, vil omfatte levesteder, hvor naturtilstanden er så påvirket og ødelagt, at det kan være vanskeligt at erkende, om lokaliteten overhovedet kan fungere som levested for arten.

Indikatorer

Indikatorer, eller udvalgte egenskaber om man vil, repræsenterer de konkrete målbare parametre, der benyttes til at vurdere tilstanden med. Indikatorer kan bruges til at vurdere naturens tilstand, advare om ændringer og bidrage til at diagnosticere årsagen til eventuelle ændringer. Danmark har udarbejdet et sæt indikatorer for Habitatdirektivets og Fuglebeskyttelsesdirektivets arter (Søgaard m.fl. 2005). Indikatorerne bygger på kendte påvirkninger og trusler for de enkelte arter. Det konkrete input til tilstandsvurderingssystemet udgøres af indikatorer på forskellige niveauer og med forskelligt formål.

Er årsagssammenhængen mellem de negative påvirkninger og naturens tilstand tilstrækkeligt fastlagt, kan man vurdere, hvilke værdier indikatoren kan antage på den enkelte lokalitet inden for den enkelte naturtilstandsklasse. I mange tilfælde vil der ikke være tilstrækkelig information til endeligt at fastlægge indikatorernes kriterieværdier, og man kan da benytte sig af ekspertvurderinger, der senere kan justeres, når tilstrækkeligt datamateriale er til rådighed.

Ved beregning af et samlet indeks for indikatorerne til vurderingen af levestedets naturtilstand indgår to variable, score og vægtning. Scoren fastlægges på en skala mellem 0 og 100 på baggrund af variationsbredden af levestedernes referenceskala, der er inddelt i fem kategorier afhængig af afstanden fra den ideelle tilstand. Samtidig er der foretaget en

vægtning de enkelte indikatorer imellem i forhold til deres relative betydning i den samlede vurdering af levestedets tilstand. Ved simpel multiplikation af scoren og vægtningen fremkommer indekset for naturtilstanden for en arts levested. Levestedsvurderingernes kategorier, score og vægtning for de enkelte arter er gennemgået i kapitel 4, mens konkrete regneeksempler af udvalgte arter fremgår af bilag 1.

2 Tilstandsvurdering og bevaringsstatus

Tilstandsvurderingssystemet vurderer naturens tilstand på lokaliteterne og inddeler dem i fem tilstandsklasser, svarende til Vandrammedirektivets fem økologiske tilstandsklasser. Habitatdirektivet opererer med en vurdering af bevaringsstatus, der kan angives som hhv. gunstig eller ugunstig. Tilstandsvurderingssystemet omfatter arter, som benytter levesteder, der hører under såvel Vandrammedirektivet som Habitatdirektivet og Fuglebeskyttelsesdirektivet. Da systemet på den ene side benytter Vandrammedirektivets tilstandsklasser og på den anden side beskriver disse i forhold til Habitatdirektivets bevaringsstatus, skabes et reelt link mellem de tre direktiver. Det er derfor i udviklingen af systemet forsøgt at bringe så stor grad af overensstemmelse som muligt mellem vurderingen af naturtilstand og vurderingen af bevaringsstatus.

Vurderingen af bevaringsstatus i relation til Habitatdirektivet og inddelingen i tilstandsklasser i relation til både Vandrammedirektivet og tilstandsvurderingssystemet bygger alle på en vurdering af, hvorvidt udvalgte egenskaber opfylder fastlagte grænseværdier eller kriterier. Vandrammedirektivet kalder disse egenskaber for kvalitetselementer, og i arbejdet med Habitatdirektivet og Fuglebeskyttelsesdirektivet og tilstandsvurderingssystemet omtales egenskaberne som indikatorer. For Vandrammedirektivets vedkommende fastlægges kvalitetselementerne og deres kriterier på EU-niveau, og der er i henhold til direktivet indlagt procedurer til interkalibrering af laboratoriemetoder og måleresultater i bestræbelserne på at opnå en høj grad af ensartethed på tværs af EU-landene.

Habitatdirektivet har ikke fra starten haft procedurer til opnåelse af ensartethed, hverken i forhold til overvågnings- eller målemetoder eller i forhold til vurderingsprincipper. I afrapporteringen 2001 var Danmark et af de få lande, der havde foretaget en egentlig vurdering af bevaringsstatus (Pihl m.fl. 2000), mens EU-Kommissionen gennem kravene til rapporteringen i 2007 og igen i 2013 vil søge at få indarbejdet fælles vurderingsprincipper. Vurderingen var alene foretaget ud fra eksisterende data og viden - og kun undtagelsesvis på grundlag af et egentligt overvågningsprogram. Ved rapporteringen i 2007 havde Danmark for første gang adgang til egentlige overvågningsdata fra NOVANA-programmet med start i 2004.

2.1 Habitatdirektivets bevaringsstatus

En arts bevaringsstatus er ifølge Habitatdirektivet et resultat af alle de forhold, der indvirker på en art (se tekstboks 1). Til forskel fra Vandrammedirektivet, der alene foretager en vurdering af den aktuelle økologiske tilstand ud fra målbare og objektive kvalitetselementer, baseres Habitatdirektivets vurdering af gunstig bevaringsstatus for arterne dels på målinger af den aktuelle udbredelse og bestandsstørrelse, dels på en vurdering af den forventede fremtidige udvikling, både i forhold til artens naturlige udbredelse og mulighederne for fortsat at have tilstrækkeligt store levesteder til at opretholde bestandsstørrelsen af arten.

Forudsætningen for at kunne vurdere den fremtidige udvikling er et kendskab til de årsag-virkningsforhold, der har afgørende indflydelse på arten og levestedernes udvikling, og måleresultater af den aktuelle tilstand i forhold til opstillede kriterier. Eksempler på årsag-virkningsforhold kan være N-deposition, der fører til udkonkurrering og bortskygning af konkurrencesvage plantearter. Et andet eksempel er afvanding og vandindvinding, der påvirker ynglevandhullerne for mange paddearter.

Boks 1 - Habitatdirektivets artikel 1, i

En arts bevaringsstatus: resultatet af alle de forhold, der indvirker på arten og som på langt sigt kan få indflydelse på dens bestandes udbredelse og talrighed inden for det område, der er nævnt i artikel 2.

En arts "bevaringsstatus" anses for "gunstig", når:

- data vedrørende bestandsudviklingen af den pågældende art viser, at arten på langt sigt vil opretholde sig selv som en levedygtig bestanddel af dens naturlige levesteder, og
- artens naturlige udbredelsesområde hverken er i tilbagegang, eller der er sandsynlighed for, at det inden for en overskuelig fremtid vil blive mindsket, og
- der er og sandsynligvis fortsat vil være et tilstrækkeligt stort levested til på langt sigt at bevare dens bestande.

2.2 Kriterier for gunstig bevaringsstatus

Nationalt set skal der opstilles målsætninger, der kan sikre, at Habitatdirektivets krav om gunstig bevaringsstatus af naturtyper og arter er opfyldt. Habitatdirektivet angiver kun en række mere overordnede krav for at sikre arterne gunstig bevaringsstatus. Der er heller ikke på forhånd defineret et krav i Habitatdirektivet om tidspunktet for, hvornår den gunstige bevaringsstatus skal være opnået. Det er et krav, at landene i deres rapportering gør rede for, hvilken indsats der er iværksat for at sikre gunstig bevaringsstatus. Som en indledende manøvre til at sikre en form for ensartethed på tværs af landene er de i forbindelse med rapporteringen til EU blevet bedt om at indrapportere de kriterier, de har benyttet for at vurdere, om det aktuelle udbredelsesområde og den aktuelle bestandsstørrelse er gunstige. Det minimale gunstige udbredelsesområde og – bestandsstørrelse er hhv. benævnt FRR (Favourable Reference Range) og FRP (Favourable Reference Population) i vejledningen til af-rapporteringen (Anon. 2006).

I Danmark har Skov- og Naturstyrelsen bedt Danmarks Miljøundersøgelser om at foretage en biologisk vurdering af, hvilke indikatorer og krav til disse der skal indgå i vurderingen af gunstig bevaringsstatus. I 2003 publicerede DMU således den faglige rapport "Kriterier for gunstig bevaringsstatus" (Søgaard m.fl. 2003, 3. udg. 2005), hvori de relevante indikatorer for hver naturtype og hver art beskrives. For hver indikator er der så vidt muligt også opstillet et kriterium for, hvilke værdier indikatoren skal opfylde, for at arten vil være i gunstig bevaringsstatus. For en række indikatorer har fastsættelsen af kriterier måttet afvente et bedre datagrundlag. Vurderingen af gunstig bevaringsstatus vil blive foretaget på grundlag af de nævnte indikatorer, men endnu er der ikke taget stilling til, hvor mange og hvilke af kriterierne der skal være opfyldt, før bevaringsstatus vurderes som gunstig.

ling til, hvor mange og hvilke af kriterierne der skal være opfyldt, før bevaringsstatus vurderes som gunstig.

2.3 Vurdering på forskellige skalaer

I KGB-rapporten er angivet kriterier på hhv. nationalt og lokalt niveau. På baggrund af landenes indrapportering til Den Europæiske Kommission vil disse niveauer blive opskaleret til hhv. europæisk og biogeografisk niveau. Den nationale vurdering foretages på baggrund af oplysningerne på lokalt niveau, hvor lokalt niveau her defineres som de forhold, der kan måles eller beskrives inden for den enkelte lokalitet. Dermed er det en kombination af artens aktuelle bestandsstørrelse og levestedernes forventede udvikling, der tilsammen udgør det grundlag, vurderingen af gunstig bevaringsstatus på højere niveauer bygger på. I vurderingen af bevaringsstatus indgår således en vurdering af den forventede udvikling, så forudsætningen for, at en art vurderes at være i gunstig bevaringsstatus, er altså dels, at den aktuelle bestandsstørrelse og levestedernes aktuelle naturtilstand er gunstig, dels at levestederne også fremover forventes at kunne opretholde en tilstrækkelig bestandsstørrelse.

Generelt gælder, at vurderinger af naturtilstand og bevaringsstatus bør tage udgangspunkt i den enkelte art og dens mulige levesteder. En sammenvejning af levesteders naturkvalitet på tværs af arterne vil ofte være meningsløs og sløre eller fremhæve informationen om fx små værdifulde forekomster for sjældne arter. Forsøger man at tage højde herfor ved at vægte de værdifulde arters levesteder højt, kan forekomsten af et værdifuldt levested for en sjælden art få uforholdsmæssig stor betydning for den samlede vurdering af et større og i øvrigt inferiørt område. Det er derfor mere anbefalelsesværdigt at adskille informationen om de enkelte arter og deres levesteder, når der skal foretages en samlet vurdering af fx et habitatområdes naturværdi og behov for forvaltningsindsats.

3 Indikatorer til vurdering af levesteders naturtilstand

Udvælgelsen af relevante indikatorer er hovedsageligt en faglig proces baseret på de kendte påvirkningsfaktorer for arterne og deres levesteder og kendskabet til de afledte fysisk/kemiske samt biologiske effekter. I forbindelse med overvågningen af arter og naturtyper er der i "KGB-rapporten" (Søgaard m.fl. 2005) udvalgt relevante indikatorer, der dækker de vigtigste påvirkningsfaktorer og deres effekter.

Den metode til vurdering af naturtilstand, der omtales i denne rapport, er baseret på et mindre detaljeret datagrundlag end det, overvågningen tilvejebringer, men ved at tage udgangspunkt i de samme påvirkningsfaktorer opnås en direkte sammenhæng mellem overvågningsresultaterne og tilstandsvurderingen. Vurderingen af naturtilstand er dermed også en faglig vurdering baseret på informationer om indikatorernes tilstand og udvikling.

Udvælgelsen af indikatorer til brug for tilstandsvurderingen tager dermed udgangspunkt i Habitatdirektivet og Fuglebeskyttelsesdirektivet og KGB-rapportens indikatorer, men den beskrevne metode til opstilling af indikatorerne er så generel, at tilstandsvurderingssystemet også kan tilpasses arter, der ikke er omfattet af direktiverne.

3.1 KGB-rapportens indikatorer

På baggrund af Habitatdirektivets generelle krav til gunstig bevaringsstatus er der udvalgt en række indikatorer, der indledningsvis opfylder følgende krav:

- De skal kunne danne grundlag for overvågning af naturtypens eller artens bevaringsstatus
- De skal være biologisk relevante og kunne tjene som udgangspunkt for naturforvaltning
- De skal være umiddelbart forståelige og være baseret på fagligt forsvarlige forenklinger
- De skal være operationelle og lægge op til reproducerbare overvågningsmetoder
- De skal være kvantificerbare.

Indikatorerne skal omfatte relevante egenskaber for de pågældende naturtyper og arter. De skal indeholde angivelser af, hvilke tærskelværdier der skal være opfyldt, for at naturtypen eller arten kan opnå gunstig bevaringsstatus.

I henhold til Habitatdirektivet grupperes indikatorerne for gunstig bevaringsstatus for arter i de tre overordnede elementer:

- bestand
- levested
- levestedets størrelse.

I KGB-rapporten er opstillet indikatorer for arter på Habitatdirektivets bilag II, ynglefugle på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag I samt regelmæssigt tilbagevendende trækfugle. Indikatorer for de enkelte arters krav til levesteder i denne rapport er stort set sammenfaldende med disse. Tabel 1 opsummerer rapportens indikatorer for levested/levestedets størrelse for arter/fugle behandlet i denne rapport.

Tabel 1. Oversigt over KGB-rapportens indikatorer for levested/levestedets størrelse fordelt på arter/artsgrupper, som er behandlet i denne rapport.

Egenskab	Enhed	Hedepletvinge	Kildevældsvindelsnegl	Fruesko	Gul stenbræk	Enkelt månerude	Mygblomst	Klyde	Engryle	Brushane	Markpiber	Hvepsevåge	Troldand	Pibeand	Grøn buxbaumia	Blank seglmos
		Eremit														
Vegetationsstruktur																
Vedplanter	Dækningsgrad	X	X													
Djævelsbid	Areal	X														
Blomstrende urter	Dækningsgrad	X														
Blotlagt jordbund	Dækningsgrad			X	X	X	X								X	
Højde af urtevegetation	Centimeter	X		X	X	X	X									X
Græsningstryk	Visuel vurdering					X										
Egnede træer	Antal		X													
Nedbrydningsgrad af ved	Trinvis matrix														X	
Lav urtevegetation	Dækningsgrad							X	X	X	X					
Strandeng	Areal							X	X	X				X		
Klitområde	Areal										X					
Løvskov	Areal											X				
Egnet redested	Antal muligheder							X								
Pander og loer	Andel								X	X						
Bart sand	Andel										X					
Tykkelse af førnelag	Centimeter															
Tueformet græs/siv	Dækningsgrad															
Udyrket areal (min. 1 ha)	Afstand	X	X													
Enge og moser inden for 3 km	Areal											X				
Submers vegetation (100% bunddække)	Areal													X		
Forstyrrelse/prædation																
Forstyrrelser	Uforstyrrethed							X	X	X	X	X		X		
Prædation	Kategorier							X	X	X	X					
Fysiske og kemiske forhold																
Næringsstofniveau	Kategorier		X	X												
Næringsstof- og kalkindhold	Ellenberg-værdier			X			X									X
Jordbunds fugtighed	Centimeter				X	X	X								X	X
Saltholdighed	Andel i ‰								X	X						
Jordfugtighed / grundvandstand	Dansk Normal NuL								X	X						
Surhedsgrad	pH				X										X	X
Forekomst																
Afstand til nærmeste bestand	Meter / Kilometer	X	X	X	X	X	X									

3.2 Udvælgelse af tilstandsvurderingens indikatorer

Ved den valgte metode til tilstandsvurdering vurderes den aktuelle naturtilstand ud fra umiddelbart observerbare indikatorer for levestedets areal, struktur, funktion og artstilstedeværelse. Ofte foretages kun en kortvarig besigtigelse af lokaliteten uden mulighed for prøvetagning til kemiske analyser, og flere af påvirkningsfaktorerne vurderes indirekte i form af deres effekt på strukturparametre og artstilstedeværelse eller i form af afstanden til påvirkningskilden. Naturtilstanden beskrives ved at indplacere den på referenceskalaen fra 0 til 1 og dermed ved at placere det pågældende areal i én af de fem tilstandsklasser. Den sikkerhed, hvormed indplaceringen sker, afhænger selvfølgelig af det datagrundlag, der er til rådighed. Ud fra de mere omfattende overvågningsdata, baseret på direkte målinger af påvirkningerne og deres effekter, kan tilstanden selvfølgelig beskrives mere præcist, end tilfældet er ved den her angivne metode til tilstandsvurdering. Alligevel kan der ved omhyggelig udvælgelse af indikatorer og ved at beskrive deres tilstand i et tilstrækkeligt robust system sikres en tilstrækkelig grad af reproducerbarhed og sikkerhed ved vurderingen. Tilstandsvurderingen på den konkrete lokalitet baseres på en kortlægning, hvor arealet indledningsvis afgrænses og identificeres som levested ud fra ortofoto og feltbesigtigelse. Efterfølgende foretages der en registrering af de udvalgte indikatorer direkte i felten.

En kortlægning giver et øjebliksbillede af situationen. Der vil ofte mangle de detaljerede oplysninger om lokaliteternes forhistorie, som kendetegner en tilbagevendende overvågning. Dermed kan det være vanskeligt at vurdere den konkrete udvikling i naturtilstanden på lokaliteten. Negative påvirkninger på levestedet vil imidlertid ofte give sig udtryk i en række strukturelle og biologiske indikatorer, der kan give et fingerpeg om påvirkningsgraden. En lav grad af negative påvirkninger vil forventelig give en stabil eller fremmende udvikling af levestedet, og omvendt vil en høj grad af negative påvirkninger føre til en degradering og indskrænkning af levestedet.

Effekten af de negative påvirkningsfaktorer kan i varierende grad aflæses i den aktuelle økologiske tilstand. Et levested i høj eller god økologisk tilstand rummer ofte mange levemuligheder for en stor bestand af arten, men selv små påvirkninger kan dramatisk ændre livsvilkårene i negativ retning. For eksempel vil blot en enkelt tilførsel af gødning til et artsrigt overdrev eller en artsrig fugtig eng kunne påvirke levemulighederne for mange sjældne og krævende plantearter. Lokalteter i ringe eller dårlig økologisk tilstand vil ikke være sårbare på samme måde, men påvirkningen kan alligevel være det sidste skub, der helt forhindrer artens tilstedeværelse på lokaliteten. For at skaffe et mere eksakt billede af sammenhængen mellem påvirkningsgrad og biologisk respons ved forskellig økologisk tilstand er det derfor nødvendigt at foretage målinger af både påvirkningsfaktorerne og deres effekt på de fysiske/kemiske forhold og vegetationens sammensætning, således som det sker i NOVA-NA-overvågningen.

3.3 Identifikation og afgrænsning af arealerne

Indledningsvis foretages en identifikation og afgrænsning af artens levested. En lokalitet er i denne sammenhæng et geografisk afgrænset område med alle de arealanvendelsesmuligheder, der forekommer. Det omfatter både dyrkede og udyrkede arealer, og det kan være vanskeligt at foretage en præcis afgrænsning af levestedet.

Afgrænsningen af levestedet foretages indledningsvis ud fra ortofoto og eksisterende oplysninger. Ved besigtigelsen af arealet verificeres forekomsterne, hvilket på overskuelige og let tilgængelige lokaliteter kan ske visuelt, måske ud fra enkelte centrale punkter. Er levestedet opdelt på flere adskilte forekomster, eller består det af større, uoverskuelige eller vanskeligt tilgængelige forekomster, kræver det ofte en gennemvandring af lokaliteterne, for at der kan foretages en tilstrækkelig afgrænsning. Af ressourcemæssige hensyn kan det være nødvendigt, at ikke hele arealet besigtiges, men at afgrænsningen i stedet foretages ud fra de strukturer, der kan vurderes fra udvalgte centrale punkter, sammenholdt med de strukturer, der kan erkendes på ortofoto. Den efterfølgende vurdering af indikatorer foretages i disse tilfælde også kun ud fra de centrale punkter. Er levestedet tydeligt opdelt i flere enheder, der nok kunne rumme arten, men fremstår meget forskellige, fx med meget forskellige påvirkningsgrader, skal hvert delareal afgrænses, og der skal foretages en separat registrering af tilstanden på det enkelte areal. Omvendt kan det også være tilfældet, at levestedet er opdelt på flere tætliggende delarealer, der vurderes så ensartede, at de kan omfattes af samme registrering. Har levestederne større indbyrdes afstand end 100-200 m foretages altid separate registreringer for lavmobile arter.

3.4 Indikatorer for levesteder og levestedernes størrelse

Med udgangspunkt i de indikatorer, der indgår i kriterierne for gunstig bevaringsstatus (Søgaard m.fl. 2005), og den oversigt, der er givet i Tabel 1, er der til brug for tilstandsvurderingen udvalgt følgende indikatorgrupper for levesteder og levestedernes størrelse, der i varierende omfang indgår i vurderingen af de enkelte arters levesteder:

- Vegetationsstruktur
- Fysiske og kemiske forhold
- Forstyrrelse og prædation.

Desuden er der valgt yderligere én indikatorgruppe til at supplere tilstandsvurderingen:

- Forekomst (afstand til nærmeste bestand).

3.5 Vurdering af levesteder

I Bilag 1 er der gennemført delvis teoretiske eksempler på levestedsvurderinger for de arter, som er medtaget i denne rapport. I det omfang det har været muligt, har vurderingerne haft et reelt område som udgangspunkt. Da der ikke tidligere har været udført forskning eller undersøgelse, som har kunnet klarlægge de enkelte elementers indbyrdes vigtighed for de vurderede arter, er vægtningen af indikatorerne sket som det bedste kvalificerede bud ud fra den tilgængelige viden.

4 Levestedsvurderinger for arter

4.1 Metodens egnethed for arter omfattet af Habitatdirektivets Bilag II

Den oprindelige klassifikation af naturtyper til brug for vurdering af naturtilstand tager udgangspunkt i de naturtyper, der er beskrevet i Naturbeskyttelseslovens § 3 (overdrev, hede osv.) og EF-habitat-direktivets naturtyper. Det er således ikke alene antallet af naturtyper, en art bebor, men også selve typen af levestedet, der afgør, om arten er velegnet til at få udviklet et sæt indikatorer til vurdering af potentielle levesteder.

Egnetheden hænger derfor primært sammen med artens mobilitet og i hvilket omfang, dens forekomst kan knyttes til én eller få habitater - samt kvaliteten af disse levesteder.

Lavmobile arter som karplanter og mosser, der ofte har en tæt og direkte tilknytning til én eller ganske få naturtyper, vil derfor som regel være velegnede til levestedsvurdering. Det samme gælder relativt lavmobile insekter og snegle som eremit, stellas mosskorpion, kildevældsvindelsnegl og hedepletvinge.

Derimod vil højmobile pattedyr, som bevæger sig over store områder med forskelligt naturindhold, ikke være egnet for metoden. For flagermus, som har overvintringskvarterer i hule træer og underjordiske murer, vil man dog i en vis udstrækning kunne vurdere et områdes potentiale som overvintringskvarter. For odder vil det desuden være muligt at vurdere et områdes kvalitet som levested for arten ud fra forekomsten af vådområder, skjul og uforstyrrethed.

For en række lavmobile og mindre mobile arter, som har mindre præcise habitatpræferencer, fx padder og guldsmede, vil metoden være mindre egnet. Det samme vil gælde for arter, hvor der ikke er tilstrækkelig viden om levestedskriterierne.

En oversigt over arternes (Bilag II) egnethed for vurdering af tilstanden af deres levesteder fremgår af Tabel 2.

For de arter, som ikke umiddelbart findes egnet for denne metode, bør der overvejes andre metoder til vurdering af tilstand af levesteder.

Table 2. Metodens egnethed til vurdering af levesteder for arter omfattet af Habitatdirektivets Bilag II.

Pattedyr	Velegnet	Mindre egnet	Ikke egnet
Bredøret flagermus			X
Damflagermus			X
Bechsteins flagermus			X
Odder		X	
Gråsæl			X
Spættet sæl			X
Marsvin			X
Karplanter			
Enkelt månerude	X		
Fruesko	X		
Mygblomst	X		
Vandranke			X
Liden najade			X
Gul stenbræk	X		
Mosser			
Grøn buxbaumia	X		
Blank seglmos	X		
Padder			
Stor vandsalamander		X	
Klokkefrø		X	
Biller			
Bred vandkalv		X	
Lys skivevandkalv		X	
*Eremit	X		
Stellas mosskorpion	X		
Sommerfugle			
Hedepletvinge	X		
Guldsmede			
Stor kærguldsmed		X	
Grøn kølleguldsmed		X	
Snegle			
Skæv vindelsnegl		X	
Kildevælds-vindelsnegl	X		
Sump-vindelsnegl		X	
Muslinger			
Flodperlemusling		X	
Tykskallet malermusling		X	

4.2 Sommerfugle

4.2.1 Hedepletvinge *Euphydryas aurinia*

Levested

Hedepletvinge lever på fugtige heder og ugødede enge på mager jord med bevoksninger af djævelsbid *Succisa pratensis*, som er den foretrukne værtsplante. Levestedet er gerne grænseområder mellem fugtige og tørre arealer på næringsfattig bund, fx i kanten af hede og hedemose, lavninger mellem de inderste klitter og de bagvedliggende heder eller en mosaik af hedemose og græsarealer, hovedsageligt plejet ved en ekstensiv kreaturgræsning. Larverne lever på og af djævelsbid, og i august-september spinder de et overvintringsspind.

For at kunne understøtte en population i en kortere årrække behøver levestedet formodentlig ikke at være ret stort. Et par enkelte djævelsbidplanter vil formodentlig kunne fungere som trædesten et år. Størrelsen på levestedet med vedvarende populationer varierer meget. Den kan både være mindre end 0,5 ha og større end 20 ha (Skov- og Naturstyrelsen 2000). En undersøgelse af engelske populationer viste, at omkring halvdelen af populationerne forekom på arealer, der var under 2 ha, og kun 1/6 forekom på arealer, der var over 10 ha. Den største var på 40 ha (Warren 1994).

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Hedepletvinge var tidligere vidt udbredt i det meste af landet. Arten er dog sidst set uden for Jylland i 1920'erne, og omkring 1950 begyndte den også at forsvinde fra mange af de jyske lokaliteter.

Hedepletvinge blev ved NOVANA-overvågningen (inkl. løsfund) i 2004 og 2006 kun registeret i Nordjyllands Amt på henholdsvis 14 og 21 lokaliteter (Søgaard m.fl. 2007). Med de nye fund af hedepletvinge i 2006 er der sket en yderligere forøgelse i antallet af bestande, og der er også konstateret en forøgelse af enkelte bestande i forhold til perioden 2000-2004. Den samme udvikling blev konstateret i 2004 i forhold til perioden 2000-2001. På tre lokaliteter er der i 2006 talt mere end 125 larvespind, som svarer til en levedygtig bestand på ca. 500 voksne individer (Skov- og Naturstyrelsen 2000). I 2004 blev der kun optalt flere end 125 larvespind i én bestand, så der synes generelt at være en positiv udvikling i antallet af bestande og antal larvespind gennem perioden 2000-2006.

I denne vurdering skal man dog tage højde for, at de senere års store opmærksomhed gennem NOVANA-artsovervågningen og LIFE-projektet ASPEA har bidraget til øget viden om levesteder for arten. De nye forekomster repræsenterer derfor sandsynligvis i en vis udstrækning oversete forekomster frem for nyetablerede populationer eller metapopulationer (Helsing 2007).

Data - indikatorer

Ved vurdering af levesteder for hedepletvinge indsamles data for indikatorer som angivet i Tabel 3.

Forekomst af djævelsbid

En tæt bestand af djævelsbid på mindst 200 m², der ikke er skjult i høj vegetation, er nødvendig for at opretholde levedygtige bestande af hedepletvingens larver. De fem kategorier i tabel 3 kan evt. suppleres med en vurdering af djævelsbid efter DAFOR-skalaen (Søgaard m.fl. 2004).

Forekomst / arealandel med blomstrende urter

En tæt bestand af blomstrende urter er nødvendig for at opretholde bestanden af de voksne individer. Specielt guldblomme, tidsler og håret høgeurt er gode nektarplanter.

Tabel 3. Hedepletvinge. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Forekomst af djævelsbid (arealstørrelse)	>500 m ²	351-500 m ²	200-350 m ²	<200 m ²	0 m ²
Arealandel med blomstrende urter	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Urtevegetation lavere end 25 cm	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Dækningsgrad af vedplanter	0-5%	6-10%	11-30%	31-75%	76-100%
Afstand til udyrket areal (min. 1 ha)	0 m	<100 m	100-499 m	0,5-1 km	>1 km
Afstand til nærmeste bestand	På lokalitet	< 3 km	3-5 km	5-25 km	> 25 km

Urtevegetation lavere end 25 cm

Den foretrukne vegetationstype er et lavtvoksende og lysåbent plantesamfund med blotlagte jordpletter. Imago flyver i maj-juni, og i denne periode er en vegetationshøjde på ca. 8-25 cm særlig vigtig. Højden kan dog variere meget på levestederne, og flere af nektarplanterne er væsentligt over 25 cm, fx tidslerne.

Dækningsgrad af vedplanter

Opvækst af vedplanter og andre højt voksende arter har negativ effekt på hedepletvinge. På arealer med forekomst/potentiel forekomst af hedepletvinge bør dækningsgraden af træer og buske højst være 5%.

Afstand til udyrket areal på mindst 1 ha

Arealerne omkring levestedet må helst ikke være agerjord eller andre arealer med en intensiv udnyttelse med fx gødskning, sprøjtning, dræning mv.

Afstand til nærmeste bestand

Der er divergerende meninger om spredningspotentialet hos hedepletvinge. Som hovedregel gælder, at man næppe skal forvente en hurtig kolonisation af arealer, der ligger mere end 500 m fra kernelokaliteten. Det vil dog ikke være utænkeligt, at der kan forekomme en kolonisation på arealer, der ligger fra 3 til 5 km fra eksisterende populationer, men de vil være sjældne (Skov- og Naturstyrelsen 2000).

4.3 Biller

4.3.1 Eremit *Osmoderma eremita*

Levested

Eremit er knyttet til løvtræer i gamle skove, fx dyrehaver. Men ofte findes den i park- eller allétræer uden for skovene. Larven findes i smuld i hule stammer eller større grene, undtagelsesvis er den dog fundet i smuld under tyk egebark. Den kan leve i mange arter af løvtræer (i Danmark især i eg, bøg, ask, lind, hestekastanie, el og elm) og i sjældne tilfælde også i nåltræer. Den findes oftest i voluminøse stammer (flere meters omkreds), men er også fundet ynglende i træer af mindre dimensioner.

Det er nok i særlig grad træets placering (gode lysforhold) og hulhedens beskaffenhed (rigeligt med smuld), som er afgørende for eremittens valg af levested. Arten kan findes i hulheder fra omkring jordoverfladen til højt oppe i træerne. Hulhederne er som regel dannet på steder, hvor en gren er knækket af. Brudstedet indtages herefter af trælevende svampe, i eg især den svovlgule poresvamp, som nedbryder cellulosen og danner rødsmuld/brunsmuld. I andre løvtræer, fx bøg og ask, findes eremitlarver oftest i sort, kompostagtigt smuld som i årtier har hobet sig op, ofte under hulrugende fugles reder. Det nedbrudte ved og smuld er eremitarvens fødeemne. Larverne er med til at udhule træet, og larveekskrementer og andet organisk materiale kan i tykke stammer udgøre adskillige hektoliter (Martin 2002).

En svensk undersøgelse (Ranius 1995) anslår en gennemsnitlig årlig population af voksne biller pr. levested/træ til omkring 20 individer. Desuden har svenskerne påvist, at kun ca. 15% af alle imagines forlader det træ, de har udviklet sig i. Resten tilbringer hele livet inden i eller uden på værtstræet. Radiotelemetriske undersøgelser i Sydsverige har vist, at hvis billerne i det hele taget forlader træet, er flyvedistancen i gennemsnit kun 50-100 meter (maksimalt 330 meter) væk fra træet. I Tyskland er artens "udbredelsesformåen" opgivet til 1-2 kilometer (Stegner 2002). Eremiten må således karakteriseres som en stationær art, der kun tilfældigt træffes uden for et yngleområde.

Udbredelse, status og udvikling

Eremittens nuværende udbredelse i Danmark er begrænset til øerne øst for Storebælt, og arten er i de seneste årtier kun kendt fra Sjælland og Lolland. Tidligere fandtes den også på Falster (sidst set 1938), og i Østjylland er et enkelt eksemplar fundet ved Fusingø i 1886. Fra ca. 1830 til 2003 er der i alt registreret omkring 30 danske lokaliteter med eremitefund. I perioden efter 1950 er den kendt fra i alt 14 lokaliteter (fem i Sydsjælland, fire i Nordøstsjælland og fem på Lolland).

Ved overvågningen i 1999 (Pihl m.fl. 2000) blev den fundet på ni af disse lokaliteter (Sjælland: Vallø Dyrehave, Oreby Skov, Lekkende Dyrehave, Vemmetofte Dyrehave, Sorø Sønderkov og Bognæs Storskov; Lolland: Maltrup Skov, Krenkerup Haveskov og Halsted Kloster Dyrehave). Samtlige ni lokaliteter er udlagt som EF-habitat-områder. Endnu et EF-habitatområde, Teglstrup Hegn/Hammermølle Skov, er udpeget på grundlag af eremitefund, men her er der ikke fundet individer siden 1990

(Martin 2002). I alt er der således udpeget 10 habitatområder af hensyn til eremit. Ved overvågningen under NOVANA i 2004 blev eremit genfundet på otte af de ni lokaliteter, hvor den blev registreret i 1999 (Søgaard m.fl. 2006).

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for eremit indsamles data for indikatorer som angivet i Tabel 4.

Tabel 4. Eremit. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I-V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Antal egnede værtstræer <300 m	>25	11-25	6-10	1-5	0
Egnede værtstræer i fremtid (25 år)	>25	11-25	6-10	1-5	0
Afstand til nærmeste bestand	På lokalitet	<2 km	2-10 km	11-25 km	> 25 km

Antal egnede værtstræer

Det er nødvendigt med et stort antal gamle træer med en indbyrdes afstand på højst 300 m (denne afstand definerer grænsen for en metapopulation/artens spredningspotentiale), som her og nu kan fungere som værtstræer for arten. Egnede værtstræer defineres som eg, bøg og andre løvtræer med diameter i brysthøjde på >50 cm med åbenlyse eller sandsynlige hulheder. Bevaring af døde træer og grene er til gavn for eremit.

Gode hule træer er levested for eremitten i årtier - for egs vedkommende formentlig i århundreder. Nye levesteder dannes meget langsomt. Kun hvor andre træer end de aktuelt beboede levesteder bevares til passende størrelse og ælde, så de kan udvikle hulheder, kan eremitten overleve på længere sigt. I Danmark og andre lande nær artens nordgrænse lever den næsten kun på steder, hvor egnede træer står solitære og solåbne (Rasmussen 2007).

Antal egnede værtstræer i fremtiden

Inden for de yngre aldersgrupper af træer bør det sikres, at et antal fremover vil blive egnede værtstræer for eremit. Tidshorisonten er sat til 25 år. Det er vigtigt, at der skabes en kontinuitet i tid og rum for levestederne for eremit. Den største trussel mod arten er det faktum, at der på mange lokaliteter mangler "mellemdrende" træer, der kan nå at udvikle sig til passende levesteder, inden de eksisterende træer falder eller nedtages. Alléer med forekomst af eremit bør ikke fornys på én gang, men kun med enkeltræer som erstatning for de, der falder af sig selv eller må nedtages af sikkerhedshensyn (Rasmussen 2007).

Antal træer bør i hver gruppe være mindst det dobbelte af antallet af nuværende værtstræer og minimum fem.

Afstand til nærmeste bestand

Eremitten har en meget begrænset spredningsevne fra kun få hundrede meter og måske op til et par kilometer. Det betyder reelt, at de tilbageværende danske bestande må anses som fuldstændigt isolerede fra hverandre. Naturlige spredningsafstande på mere end to kilometer må betragtes som ret usandsynlige. Spredning på mere end to kilometer vil kun kunne ske via andre dyr, som benytter hulheder i træer, fx hulrugende fugle og pattedyr (flagermus, eger og mårdyr), men eksempler herpå kendes ikke.

4.4 Snegle

4.4.1 Kildevældsvindelsnegl *Vertigo geyeri*

Levested

Kildevældsvindelsnegl lever hovedsagelig tæt på grænsen mellem, hvad der er vanddækket, og hvad der ikke er vanddækket. En sådan grænsezone findes fx i sumpvegetation med tuestruktur, hvor der står lidt vand imellem tuerne, og i kildevæld, hvor der året rundt er et forgrenet net af vandstrømme omgivet af vegetation, der lige akkurat står på tør bund. Kildevæld har desuden den fordel, at det vand, der vælder frem, som regel har et relativt højt calciumindhold.

Kildevældsvindelsnegl lever på visne blade i bunden af meget fugtig vegetation. Den kræver på én gang stabil tilstedeværelse af egnet førn, som er det lag af døde blade, småkviste og lignende, der ligger på jordoverfladen. Sneglene lever af at afgræsse den mikroflora, der lever på førnen. Det er også vigtigt, at levestederne er lysåbne, så vegetationen domineres af lavtvoksende star-arter, da tuerne kan yde sneglene beskyttelse mod græsning, og samtidig være vigtige overvintringssteder for arten.

Udbredelse, status og udvikling

Kildevældsvindelsnegl er i perioden ca. 1900-1970 blevet fundet på 14 lokaliteter i Danmark fordelt på den nordlige del af Jylland, Nord- og Sydsjælland samt Bornholm.

I 1999 og 2000 er hovedparten af disse lokaliteter blevet undersøgt, og på én lokalitet lykkedes det tilsyneladende at genfinde arten, efter at den sidst er registreret på dette sted i 1936. Nærmere undersøgelser af skallerne har imidlertid vist, at der var tale om en anden art af *Vertigo*. Konklusionen var derfor, at arten ikke var genfundet i Danmark siden 1970, og at det var usikkert, om den stadig forekommer her (Fog 2002). I september 2001 blev arten imidlertid tilfældigt fundet i Nordjylland på en ny lokalitet og med sikkerhed bestemt som værende en kildevældsvindelsnegl.

Vindelsnegle overvåges i NOVANA i perioden 2005-2007. I perioden 2005-2006 er kildevældsvindelsnegl eftersøgt på godt 400 lokaliteter og fundet på 16 lokaliteter i den kontinentale zone og på 0 lokaliteter i den atlantiske. Yderligere forventes i alt 200 lokaliteter fordelt på begge zoner undersøgt i 2007.

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for kildevældsvindelsnegl indsamles data for de indikatorer, som er angivet i Tabel 5.

Tabel 5. Kildevældsvindelsnegl. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Næringsstofindhold	Intet	Meget lavt	Lavt	Moderat	Højt
Dækningsgrad af vedplanter	0-5%	5-10%	11-30%	31-75%	76-100%
Dækningsgrad af lavtvoksende, tueformet græs/siv	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Afstand til udyrket areal (min. 1 ha)	0 m	<100 m	100-499 m	0,5-1 km	>1 km
Tykkelse af førnelag	8-10 cm	5-7 cm	2-4 cm	1-3 cm	0 cm
Afstand til nærmeste bestand	På lokalitet	< 2 km	2-10 km	11-25 km	>25 km

Næringsstofindhold

Det er en forudsætning for tilstedeværelsen af arten i et område, at vandet er næringsfattigt. Der bør derfor være minimal tilførsel af næringsstoffer til levestedet, som vil kunne påvirke strukturen i plantesamfundene.

Dækningsgrad af vedplanter

Opvækst af vedplanter og andre højt voksende arter har negativ effekt på kildevældsvindelsnegl. På arealer med forekomst/potentiel forekomst af arten bør dækningsgraden af træer og buske højst være 5%.

Dækningsgrad af lavtvoksende halogræsser, græsser og siv med tueformet vækst
Sumpvegetation med tuestruktur - bl.a. stararter og skæne - synes at være vigtige tilholdssteder for kildevældsvindelsnegl, da tuerne synes at yde sneglene beskyttelse mod græsning og samtidigt kan udgøre vigtige overvintringssteder for arten.

Tykkelse af førnelag

Kildvældsvindelsnegl ernærer sig hovedsagelig ved at krybe omkring på de visne blade i bunden af vegetationen og afgræsse mikrofloraen på overfladen af disse. Det er derfor vigtigt for arten, at der på levestedet findes et permanent og relativt tykt førnelag af planterester. Især førn af calciumholdige planter som fx star giver et mikroklima, som giver gode levemuligheder for arten. Små snegle som *Vertigo*-arterne har en kort generationstid og er næppe i stand til at overleve perioder på flere måneder eller halve år, hvor de ikke kan tage føde til sig. Det betyder, at egnet substrat/førn til deres fødesøgning skal være til stede næsten kontinuert (Fog 2002).

Afstand til udyrket areal på mindst 1 ha

Arealerne omkring levestedet må helst ikke være agerjord eller andre arealer med en intensiv udnyttelse med fx gødskning, sprøjtning, dræning mv.

Afstand til nærmeste bestand

Arten har en meget begrænset aktiv spredningsevne, der formentlig kun løber op i ganske få meter. Spredning over længere afstande må formodes at være af passiv karakter og være knyttet til vind- og vandspredning af plantemateriale med voksne individer/æg (strå, frø, førn) eller evt. via græssende dyr.

4.5 Karplanter

4.5.1 Fruesko *Cypripedium calceolus*

Levested

Fruesko er en naturligt hjemmehørende jordstængel geofyt. Arten har underjordisk, vandret voksende jordstængel, der kan blive mindst 20 år gammel (Kull 1999). Fra jordstænglen udgår de bladbærende skud, der kan forblive enten vegetative eller bære mellem 1 og 3 blomster.

Fruesko forekommer to steder i Danmark. I Buderupholm Bjergeskov vokser fruesko på en nordvestvendt, skovklædt skråning domineret af bøg, mens den ved Skindbjerg optræder på en nordøstvendt, græsklædt skråning med spredte enebærbuske. På den nordlige ende af skrænten på sidstnævnte lokalitet forekommer plantet rødgran, hvor fruesko også kan findes på skovbunden. Kalkindholdet i jordbunden er højt på begge lokaliteter.

Formering og spredning

Fruesko har to formeringsstrategier. Vegetativt foregår det ved, at jordstænglen forgrener sig. Derved opstår kloner, hvor mange vegetative og blomstrende skud fra samme individ eller flere individer står tæt sammen. Blomsterne er indrettet til fremmedbestøvning. Bestøvningen udføres i Danmark af arter af glimmerbøsser (*Meligethes* spp.), dansefluer (*Empididae* spp.) og løvfluer (*Lauxaniidae* spp.) (Thomsen & Ankersen 1996). Undersøgelser har vist, at frugtsætningen generelt er lav. En moden kapsel anslås at producere op til 36.000 frø.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Fruesko har været kendt i Buderupholm Bjergeskov siden 1884, hvor bestanden blev opdaget af en lokal forstassistent (Lange 1885). Den anden bestand ved Skindbjerg blev opdaget i slutningen af 1960'erne. I 1973 blev der registreret 2 blomstrende skud.

I 1943 iværksatte statsskovvæsnet en optælling af de blomstrende og vegetative skud i Buderupholm-bestanden. Antallet toppede i 1950'erne og 1960'erne med 200-250 skud årligt og med 300 i midten af 1960'erne som det højeste. I perioden 1975-1990 faldt antallet til under $\frac{1}{3}$ med 55 skud som det laveste i 1989. I løbet af 1990'erne og 00'erne har antallet af skud stabiliseret sig og er steget noget i løbet af perioden. Rundt om de gamle individer i lysningen findes der ingen nye planter, mens der i de mere tætte, skovklædte dele i 2005 blev fundet flere unge planter.

Overvågningen af Skindbjerglund-bestanden blev iværksat i 1982 med optællinger af først de blomstrende skud og fra 1987 også de vegetative skud. Bestanden ved Skindbjerg har været i næsten uafbrudt fremgang siden overvågningen blev iværksat. I 2005 har bestanden rundet 1.000 skud, idet det her er langt sværere at afgrænse de enkelte individer. Der kan hvert år konstateres unge planter i det lave græs omkring de gamle individer, ligesom arten trives på vegetationsløs, skygget bund under rødgranerne.

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for fruesko indsamles data for de indikatorer, som er angivet i Tabel 6.

Tabel 6. Fruesko. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Blotlagt jordbund	0-1%	2-5%	6-10%	11-50%	51-100%
Urtevegetation lavere end 15 cm	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Kalkindhold (Ellenberg-R)	> 7,0	7,0-6,0	5,9-5,0	4,9-4,0	< 4,0
Afstand til nærmeste bestand	På lokalitet	< 2 km	2-10 km	11-25 km	> 25 km

Blotlagt jordbund

Vegetationsløs eller førnedækket jordbund spiller i en eller anden udstrækning formodentlig en rolle ved etablering af nye planter. Da fremspiring kræver en vis fugtighed, vil en helt nøgen jordbund ikke være til fordel. Derfor skønnes det, at forekomsten af en mosaik af lavtvoksende karplanter i kombination med et moslag eller førnelag isprængt vegetationsløse huller er til gavn for frøspiringen. Et fladedækkende vegetationslag på en lokalitet hæmmer formodentlig fremspiringen i stort omfang.

Urtevegetation lavere end 15 cm

For en god fremspiring er det fordel, at vegetationsdækket består af lavtvoksende karplanter og mosser. Plejeforanstaltninger kan fremme artsdiversiteten, idet eksempelvis forsøg med høslæt viser, at lavtvoksende arter indfinder sig og fremmes efter få års slåning af vegetationsdækket. I den forbindelse er det vigtigt at fjerne den afslåede biomasse (Jørgensen 2005). Antallet af lavtvoksende arter kan indirekte aflæses af vegetationshøjden.

Kalkindhold (Ellenberg-R)

Den jordbund, fruesko foretrækker at vokse i, er moderat fugtig med en sommerudtørring, næringsfattig til moderat næringsrig og i særdeleshed fri for kvælstof og baser. Surhedsgraden ligger mellem svagt sur over neutral til basisk. Vigtigt er det, at moderjorden er muldrig og overlejrer et kalklag, så jordbunden bliver kalkrig. Jordbundens kalkindhold udtrykkes i Ellenberg-værdier.

Afstand til nærmeste forekomst af arten

En mulig grund til dårlig frugtsætning og rekruttering i Buderupholm-bestanden kan være indavl. Foreløbige undersøgelser tyder på, at spireevnen hos pollenkorn og frø er reduceret. Men den manglende evne til spiring kan skyldes de omstændigheder, forsøgene blev udført under. En anden begrænsende faktor for frøsætningen er antal og mængde af pollinatorer (enlige bier af slægterne *Halictus*, *Lasioglossum* og *Andrena*). Optimal isolation og barriereeffekt af indhegningen er blevet diskuteret som begrænsende for frugtsætningens succes (Thomsen & Ankersen 1996).

En måde til at modvirke indavl er, at skabe spiringsbetingelser, så antallet af nabobestande forøges, hvorved der kan foregå en genetisk udveksling bestandene imellem. Denne kan ske enten i form af pollen eller ved frø. Udenlandske undersøgelser angiver, at frømodningen kan tage op til 20 uger på danske breddegrader, hvilket er forholdsvis lang tid sammen-

lignet med andre tempererede orkidéarter. Orkidéfrø er pladeformede og lette, hvorfor de kan spredes over store afstande med vinden. Frøspiring er afhængig af symbiose med mykorrhiza, men svampepartneren er hidtil ukendt. Spiring foregår ned til 5 cm's dybde, dvs. relativt dybt, og sker formodentlig om foråret.

4.5.2 Gul stenbræk *Saxifraga hirculus*

Levested

Gul stenbræk er en naturligt hjemmehørende hemikryptofyt, dvs. at foryngelsesknoppen overvintrer i overfladen af moslaget. Herfra udgår straktledede udløbere, der forgrener sig over mosoverfladen. Fra forgreningspunktet kan individerne sende bladbærende blomsterskud, der kan have 1 til 3 blomster.

Gul stenbræk vokser i ensvarme vældmoser, hvor grundvand siver frem og skaber grobund for en række karakteristiske mosser, bl.a. piberensermos (*Paludella squarrosa*), kær-gyldenmos (*Helodium blandowii*) og glinsende kærmos (*Tomenthypnum nitens*). Gul stenbræks foretrukne voksested er epifytisk i toppen af mostuerne. Karplanternes vegetationsdække er sjældent artsrigt og domineres ofte af én eller to, gerne lavtvoksende arter, fx kær-padderok (*Equisetum palustre*), sump-kællingetand (*Lotus pedunculatus ssp. pedunculatus*), trævlekrone (*Lychnis flos-cuculi*) eller almindelig syre (*Rumex acetosa*).

Formering og spredning

Gul stenbræk har to formeringsstrategier: Vindslyngsspredning af frø og vegetative skud. Blomsterne besøges af et bredt spektrum af insekter, og bestøvningen udføres af forskellige arter af fluer, biller og sommerfugle, hvoraf de hyppigste er svirrefluerne *Eurimyia lineata* og *Neosascia tenur*, svampemyggen *Asindulum nigrum* og kløver-køllesværmer (Olesen & Warncke 1987).

Frøproduktionen er bedst hos de først dannede blomster. Forekommer der flere blomster i blomsterstanden, er frøproduktionen i de næstdannede kapsler ringe. Frøsætningen falder igennem sæsonen. Antal frøanlæg/frugtanlæg og en blomsts chance for at udvikle en kapsel ændrer sig ikke igennem sæsonen (Olesen & Warncke 1987).

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Før 1950 blev arten med sikkerhed fundet på ca. 90 lokaliteter, fortrinsvis i Midt- og Nordjylland samt i Vestjylland og i Nordsjælland. Efter 1950 er arten gået stærkt tilbage og blev i perioden 1969-1990 rapporteret fra 17 lokaliteter i hhv. den vestlige, nordlige og østlige del af Jylland.

I 1998 blev gul stenbræk eftersøgt på de 17 lokaliteter og genfundet på syv med samlet ca. 2.900 blomstrende skud. I 2006 blev arten eftersøgt i fire amter og genfundet i de to. I Viborg Amt blev den genfundet på 3 lokaliteter, mens den blev genfundet på to lokaliteter i Nordjyllands Amt. Den blev ikke genfundet i Ringkøbing og Århus Amter.

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for gul stenbræk indsamles data for de indikatorer, som er angivet i Tabel 7.

Tabel 7. Gul stenbræk. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Blotlagt jordbund	0-1%	2-5%	5-10%	11-50%	51-100%
Urtevegetation lavere end 25 cm	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0- 5%
Jordfugtighed/grundvandsdybde	< 2 cm	2-5 cm	6-10 cm	11-25 cm	> 25 cm
Næringsstofindhold	Intet	Meget lavt	Lavt	Moderat	Højt
Kategorier for surhedsgrad (pH)	< 6,0	6,0-6,8	6,9-7,2	7,3-8,0	> 8,0
Afstand til nærmeste bestand	På lokalitet	< 2 km	2-10 km	11-25 km	> 25 km

Blotlagt jordbund

Kontrollerede dyrkningsforsøg har vist, at gul stenbræks frø spirer villigt på filtrerpapir. Kim- og ungplanter, der overføres til almindelig plantemuld i potter, udvikler sig villigt til modne planter. Omvendt er der endnu ikke ved grundig eftersøgning på de naturlige voksesteder påvist kimplanter. Dette udelukker ikke, at spiring sker i moslaget. Udsåning af frø på blottet mineraljord i vældområdet gav ingen kimplanter. Frøprædationens betydning er ukendt men må spille en væsentlig rolle (Olesen & Warncke 1987).

Vegetationsløs jordbund spiller således en lille eller slet ingen rolle ved fremspiring af nye planter. Jordbunden skal have en vis fugtighed, mens vanddækket jord er til ulempe, da gul stenbræks frø ikke kan flyde, men i stedet synker til bunds og mister spireevnen. Derfor skønnes det, at forekomsten af en mosaik af lavtvoksende karplanter i kombination med et moslag uden eller med få vegetationsløse huller er til gavn for frøspiringen.

Urtevegetation lavere end 25 cm

For at gul stenbræk kan trives, er det en forudsætning, at den ikke overskygges af vedplanter og højt voksende karplanter som tagrør (*Phragmites australis*), rørgræs (*Phalaris arundinacea*) m.fl. Det er af større betydning, at vegetationsdækket består af en mosaik af store bladmosser og lavtvoksende karplanter. Formodentligt er et velegnet voksested et vældområde, hvis vegetationsdække er selvopretholdende, dvs. at der ikke sker en indvækst af vedplanter og højt voksende urter, også selv om voksestedet er uden kreaturgræsning, eller denne er meget ekstensiv.

Jordfugtighed/grundvandsdybde

Gul stenbræk lever på alle danske lokaliteter som epifyt i moslaget. Den er i følge de hidtidige undersøgelser ikke iagttaget på blottet jordbund endsige på tidvist eller permanent vanddækkede steder. Det er derfor af betydning, at der forekommer ensvarmt, udsivende grundvand, at det er i (langsom) bevægelse, og at der forekommer (mos)tuer, der er i grundvandskontakt men ikke eller kun i korte, sjældne perioder overskylles, fx i vinterperioden.

Næringsstofindhold

Gul stenbræk viser tilsyneladende ingen præferencer for grundvandets mineralindhold. Derimod trives den dårligt eller slet ikke i næringsholdigt grundvand. Derfor er friholdelse af dens levesteder for gødskning og atmosfærisk nedfald af stor betydning, også fordi næringsstofferne kan rykke ved den fine balance, som det lavtvoksende vegetationsdækkes selvopretholdelse i vældområderne er betinget af. En indirekte virk-

ning af næringstilførsel kan være, at højt voksende og mere konkurrencestærke urter fremmes, jf. diskussionen om vegetationshøjden.

Surhedsgrad

Hidtidige erfaringer peger på, at gul stenbræk trives optimalt i neutralt grundvand, og at artens tolerance over for ændret pH er meget snæver. En ændring af surhedsgraden i henholdsvis mere sur eller basisk retning synes at være til ulempe for artens trivsel.

Afstand til nærmeste forekomst af arten

Ud over frøprædation kan også indavl spille en betydelig rolle for kvaliteten af de frø, der produceres. En måde til at modvirke indavl er, at skabe spiringsbetingelser, så antallet af nabobestande forøges, hvorved der kan foregå en genetisk udveksling bestandene imellem. Denne kan ske enten i form af pollen eller frø.

4.5.3 Enkelt månerude *Botrychium simplex*

Levested

Enkelt månerude er en naturligt hjemmehørende geofyt, der har en underjordisk jordstængel og en overjordisk grøn del differentieret i en stængel og et blad samt ofte en separat gren, der bærer sporehuse. Jordstænglen er flerårig og kan leve underjordisk i flere år uden at sætte overjordiske skud eller fortsætte væksten, selv om ekstreme klimatiske situationer kan bevirke, at det overjordiske skud går til.

Enkelt månerude vokser i Danmark på strandoverdrev og knoldet ferskeng, hvor den optræder på toppen af tuerne hævet nogle cm over grundvandsspejlet. Nogle af de tidligere voksesteder har været på gammel sø- og havbund samt digegrave. Det er tilsyneladende af vigtighed, at jordbunden er sandet og tørveholdig. Samtidig er det væsentligt, at det øvrige vegetationsdække består af lavtvoksende urter, eller at urtelaget ved græsning holdes lavt. Karakteristiske følgearter kan være almindelig star (*Carex nigra*), blågrøn star (*Carex flacca*), fåblomstret kogleaks (*Eleocharis quinqueflorus*), tusindfryd (*Bellis perennis*), hundesalat (*Leontodon saxatilis*), leverurt (*Parnassia palustris*) og vellugtende gulaks (*Anthoxanthum odoratum*).

Formering og spredning

Formeringsstrategien for enkelt månerude er sporespredning. Sporerne dannes i sporehusene. Ved modenhed brister sporehusene, og sporerne kan ved vindens hjælp transporteres over store afstande. På passende levesteder spirer sporerne underjordisk og danner en flerårig forkim, der lever i symbiose med svampemykorrhiza. Forkimen er ophav til et nyt individ, der skyder frem, når de rigtige betingelser er til stede. Vegetativ formering ved fx jordstængeldeling forekommer ikke.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Den ældste registrering i Danmark er fra 1890, hvor enkelt månerude blev fundet ved Gårdbogård ved Frederikshavn (Ostenfeld 1897). Frem til 1950 blev arten registeret på syv lokaliteter (Wiinstedt 1953). Arten var formodentlig forsvundet fra hovedparten inden 1950, idet de fleste fund og angivelser er dateret til 1800-tallet og begyndelsen af 1900-tallet.

Enkelt månerude vokser to steder i Danmark. Arten blev genfundet ved Saltbæk Vig i 1980 og blev registreret her med års mellemrum i de følgende 20 år. Siden 2000 er der i flere år udført systematiske registreringer, hvor de enkelte individer blev GPS-lokaliseret.

De systematiske registreringer af enkelt månerude viser, at individantallet svinger. GPS-lokaliteringen viser, at findestederne for individerne varierer inden for et ca. 15 ha stort område, idet den som nævnt er i stand til at overleve underjordisk i flere år (Christiansen & Leth 2002, Leth 2004).

Enkelt månerude blev fundet på Djursland i 2001. Fundet blev verificeret i 2002, og der blev registreret 35 individer. Den blev også registreret i 2003 og i 2005, men ikke i 2004 og 2006.

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for enkelt månerude indsamles data for de indikatorer, som er angivet i Tabel 8.

Tabel 8. Enkelt månerude. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Blotlagt jordbund	0-1%	2-5%	6-10%	11-50%	51-100%
Urtevegetation lavere end 6 cm	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Jordfugtighed/grundvandsdybde	< 2 cm	2-5 cm	6-10 cm	11-25 cm	> 25 cm
Græsningstryk	Intet	For lavt	Optimalt	For højt	Overgræsning

Blotlagt jordbund

Enkelt månerude optræder oftest på sandet, noget fugtig bund, som er beklædt med kort græs. Det antages derfor, at blotlagt jordbund i alt fald til tider har betydning for etablering af nye individer, da sporerne skal kunne synke ned i jorden og spire. De overjordiske skud synes at kunne skyde op gennem et lavt vegetationsdække, der sammen med et tørvelag kan virke isolerende mod tørke. Sammenhængende vegetationsløse flader er formodentlig ikke en fordel for arten.

Urtevegetation lavere end 6 cm

For at enkelt månerude kan trives, er det en forudsætning, at den ikke overskygges af vedplanter og højt voksende karplanter. Græsning er væsentligt for opretholdelse af et lavt vegetationsdække, hvorfor antallet af dyreenheder bør være stort nok til at bide vegetationen regelmæssigt i enkelt månerudes overjordiske periode, dvs. medio maj til ultimo juli.

Målinger af plantedækkets højde på voksestedet ved Saltbæk Vig viser, at vegetationshøjden varierer mellem 1 og 30 cm, mens den omkring de enkelte individer af enkelt månerude oftest er under 6 cm (Leth 2004).

Jordfugtighed/grundvandsdybde

Enkelt månerude lever på steder med høj fugtighed i omgivelserne. Det drejer sig om høj luftfugtighed, idet de to nuværende og alle de tidligere kendte voksesteder enten er kystnære eller ligger i forbindelse med vådområder. Samtidig fordrer den en vis nærhed af grundvand, uden at jordstængel og det overjordiske skud bliver oversvømmet.

Græsningstryk

Vegetationshøjden kan reguleres ved hjælp af græsningstrykket. Græsningstrykket er et udtryk for antallet af græssende dyr pr. arealenhed. Trykkets effekt på en lokalitet afhænger af dyrearten og -racen, dyrenes alder, størrelse og antal samt græsningsperiodens længde, men samtidig af lokalitetens biomasseproduktion og vegetationens næringsværdi.

Græsningstrykket kan fastsættes ud fra lokalitetens behov og type. Antallet af dyreenheder pr. arealenhed afhænger af voksestedets fremherskende naturtype. Skov- og Naturstyrelsens naturtypemonografier giver bud på græsningstrykkets størrelse for de tre kulturkrævende naturtyper: overdrev (Bruun & Ejrnæs 1998, s. 181-187), ferske enge (Larsen & Vikstrøm 1995, s. 73) og strandenge (Vestergaard 2000, s. 201-202).

Afstand til nærmeste forekomst af arten

Enkelt månerude spredtes ved hjælp af vindbårne sporer, hvilket kan styrke bestandenes muligheder for genetisk udveksling. Afstanden mellem de danske bestande er omkring 100 km, mens der er lidt over 100 km mellem Saltbæk Vig bestanden og den nærmeste svenske på Falsterbohalvøen. Levedygtige sporer af karsporeplanter kan formodentlig vindspredes vidt omkring, hvorfor en afstand på 100 km ikke anses for at være en absolut barriere. Det er derfor ikke muligt at opstille en brugbar indikator.

4.5.4 Vandranke *Luronium natans*

Levested

Vandranke er en naturligt hjemmehørende hydro-/helofyt. Arten har flydende eller krybende stængler, der er rodslående ved leddene og forankrer planten i bunden. Her dannes vintergrønne rosetter af båndformede undervandsblade. Rosetterne kan anlægge opstigende stængler med knippeformede båndblade. Stænglerne bærer tillige elliptiske flydeblade og blomsterstilke.

Vandranke vokser i den nedre å eller i kanaler med ringe vandbevægelse. Den er endvidere registreret i søer og opgivne brunkulsejer. I Danmark vokser den submers indtil et par meters dybde. Substratet, arten vokser i, består af blødt dynd eller sand. Fælles for voksestederne er næringsrigdom og okkerudskilning. For vandløbs og kanalers vedkommende foregår der tillige grødeskæring og/eller oprensning, ligesom bredderne er uden skyggegivende træer. Ifølge Lansdown & Wade (2003) har vandranke i England en bred tolerance med hensyn til voksestedets kemiske og strukturelle sammensætning.

Formering og spredning

Vandranke har fem formeringsstrategier, tre vegetative, der formodentlig er de vigtigste metoder til spredning, da vandranke kan være bestanddannende (B. Moeslund, pers. medd. 2006), og to generative.

- Fra bundrosetterne radierer nedliggende stængler, der slår rod.
- Bundrosetterne rives op og slår rod andetsteds.
- Stænglernes bladrosetter brækker af eller afslås og slår rod andetsteds.
- Blomstringen foregår i luften, hvor de skålformede blomster flyder på vandoverfladen. Denne blomstertype er tilpasset generalist pollinatorer, der sørger for fremmedbestøvning. Antallet af blomster i en bestand er gerne beskedent, da det enkelte individ ofte sætter én blomst pr. opstigende stængel. Blomstringen er noget uregelmæssig. Til gengæld er blomstringsperioden lang og strækker sig over 2 måneder fra juni til august. De 2,5 mm lange nødder spredes via vandet og muligvis også med vandfugle (Ljungstrand 1999).
- Planter, der vokser på dybere vand, kan i begrænset omfang danne opstigende skud med kleistogame blomster (B. Moeslund, pers. medd. 2006). Skuddene når ikke vandoverfladen, og blomsterne forbliver lukkede. Befrugtningen sker ved selvbestøvning.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Det ældste danske fund af vandranke på Botanisk Museum i København blev gjort i 1795 ved 'Skiernbro' (Wind 1993).

Omkring 1940 var den kendt fra ca. 25 lokaliteter fordelt på 3 botaniske distrikter (16, 17 og 27). De fleste fund er gjort i den nedre del af selve Skjern Å, samt i sidekanaler og mosehuller på strækningen fra Borris til og med åens delta. I nordsyd-gående retning strakte udbredelsen sig fra Nissum Fjord til den nu afvandede Ørnsø ved Ribe (Mikkelsen 1943). Forurening, afvanding og regulering har haft en negativ effekt på mange af de tidligere voksesteder.

Vandranke forekommer fortsat i et relativt begrænset område af Vestdanmark fra Nissum Fjord i nord til Værnengene i syd med tyngdepunkt i den nedre del af Skjern Å systemet. I 2004 blev den indberettet til Botanisk Museum, København fra Sjælland i en mose, hvor finderen har kendt bestanden siden 2001 (Nielsen 2005). Den kendes i dag fra elleve lokaliteter, de ni i Ringkøbing Amt, én i den nordlige del af Ribe Amt og én i Odsherred i Vestsjællands Amt.

Ringkøbing Amt har gennemført en kortlægning af vandranke forekomst i 1993 (Magård 1993). DMU foretog en gennemgang af artens voksesteder med hovedvægt på forekomsterne i vandløb og kanaler (Wind 1999). Ringkøbing Amt har fra 2004 iværksat et overvågningsprogram for arten, hvor den overvåges med 3 års interval. Den blev konstateret i bl.a. vandhuller i Skjern Enge, der blev etableret i forbindelse med restaureringen 1999-2002 af den nedre del af Skjern Å-deltaet (Nielsen 2005). DMU undersøgte i forbindelse med restaureringsprojektet flere vandhuller og afsnørede ålejer uden fund af bestande af arten. Den blev konstateret på de kendte steder i Skjern Å's hovedløb og Sydlige Parallelkanal (Glüsing & Baattrup-Pedersen 2005).

Data – indikatorer

Der mangler danske oplysninger om vandranke levestedskrav, ligesom der endnu ikke er udarbejdet beskrivelser af de naturtyper, den forekommer i. Der er næppe tvivl om, at den som vintergrøn har en fordel frem for de fleste andre vandplanter i den periode, hvor de visner bort, men omvendt er udsat for en kraftig konkurrence i sommermånederne fra andre vandplantearter.

På den baggrund er det ikke muligt at anvende de traditionelle parametre som blotlagt bund, sigtddybde og vandkvalitet som mål for vurderinger af levestedsbetingelserne for vandranke. Parametrene giver et øjebliksbillede af tilstanden på måletidspunktet. Skal målinger af parametrene være meningsfulde, bør de foretages gennem hele vækstsæsonen for at dække variationen i levestedsvilkårene. I vandløbs- og sødelen af NOVANA-programmet er målehyppigheden ca. hver 14. dag i perioden 1. maj til 30. september.

4.5.5 Liden najade *Najas flexilis*

Levested

Liden najade er en naturligt hjemmehørende, enårig hydrofyte. Arten overvintrer som frø, der spirer på søbunden om foråret og danner op til 30 cm høje skud. Arten er enbo, dvs. at de hanlige og hunlige organer sidder i bladhjørnerne i adskilte blomster på samme plante. På grund af levevis kan arten forekomme i vekslende mængder fra år til år (Moeslund & Schou 1993). Arten anses for at være en varmetidsrelikt (Eriksson 1995).

Liden najade vokser i rent, næringsfattigt, stillestående ferskvand i sandbund iblandet gytje, i kalkslam og på gruset, stenet bund. Det anses samtidig for vigtigt, at søbunden på spiringstidspunktet ikke er groet til med andre vandplanter, idet den hvert år spirer fra frø i sedimentet (Grøn 2005). Når dens frø først er spiret, kan den tilsyneladende klare sig i relativt tæt vegetation af andre søbundsplanter. Arten er registreret i det samme, begrænsede område af Nors Sø gennem 13 år, gerne i selskab med arter af kransnålealger. Her er den registreret på dybder indtil 4 meter (B. Moeslund, pers. medd. 2006).

Formering og spredning

Liden najades formering foregår kønnet ved submers bestøvning af blomsterne. Det er uvist, om selvbestøvning på samme plante kan finde sted, eller om pollen skal tilføres fra andre individer. Frøene kan beholde deres spireevne i lang tid (Käsermann 1999).

Liden najade har vandspredning, og frøene kan spredes med strømmen. Frøene kan også spredes med vade- og svømmefugle (Eriksson m.fl. 1949, Eriksson 1995), idet planterne anses for at være en væsentlig fødekilde - i alt fald i Sverige (Olsson 2005) og i Nordamerika

<http://www.ecy.wa.gov/programs/wq/plants/plantid2/descriptions/najfle.html>.

En forklaring på den ringe spredningssucces i Danmark kan være, at Nors Sø og Vandet Sø er mindre eftertragtede som fourageringssted for fugle, og at vade- og svømmefugle ikke kan nå planterne på de dybder, de vokser på i Nors Sø (P. Clausen, pers. medd. 2006).

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Liden najade blev første gang fundet i Danmark i 1941 i Filsø (Moeslund & Schou 1993), hvor arten sidst blev registreret i 1947 (Eriksson m.fl. 1949, Løjtnant & Worsøe 1977). De eneste kendte voksesteder for liden najade i dag er Nors Sø, hvor arten blev opdaget i 1993 (Moeslund & Schou 1993) og Vandet Sø, hvor arten blev opdaget i 2002 (B. Moeslund, pers. medd. 2003).

Bestanden af liden najade i Nors Sø har været overvåget hvert år siden fundet i 1993. Bestandens størrelse og til dels også artens udbredelse i søen varierer meget fra år til år (Wind 1999, 2002). Det har ikke været muligt at relatere denne variation til variationen i søens miljøkvalitet. Det kan derfor konstateres, at liden najade som enårig art udviser store år-til-år svingninger. Dette skyldes næppe variation i vandets klarhed, men mere variation af den omkringvoksende kransnålealgevegetation (B. Moeslund, pers. medd. 2006).

Grundvandsundersøgelser har vist, at Nors Sø ikke modtager vand fra de omkringliggende marker, og vurderinger har vist, at det i dag er stort set umuligt at pege på betydende miljøforringende faktorer i søens opland. Miljøtilstanden i søen er derfor næsten så god, som den kan forventes at blive i Danmark (B. Moeslund, pers. medd. 2006).

Vandet Sø er tilsvarende blevet genundersøgt for bl.a. liden najade i 2003 og 2005, men uden genfund (Grøn 2005).

Data – indikatorer

Der mangler danske oplysninger om liden najades levestedskrav, ligesom der endnu ikke er udarbejdet beskrivelse af den naturtype, arten forekommer i.

På den baggrund er det ikke muligt at anvende de traditionelle parametre som blotlagt bund, vegetationshøjde, sigtdybde og vandkvalitet som mål for vurderinger af levestedsbetingelserne for liden najade. Skal målinger af parametrene være meningsfulde, bør de foretages gennem hele vækstsæsonen for at dække variationen i levestedsvilkårene. I vandløbs- og sødelen af NOVANA-programmet er målehyppigheden ca. hver 14. dag i perioden 1. maj til 30. september.

4.5.6 Mygblomst *Liparis loeslii*

Levested

Mygblomst er en naturligt hjemmehørende hemikryptofyt. Arten har stængelknolde, der vokser i toppen af moslaget eller øverst i kalkslamlaget. Dens levevis svarer derfor funktionelt til epifyter, der vokser på andre planter, fx træer. Fra stængelknolden udgår blade og hos blomstrende individer stængler med op til 25 blomster.

Mygblomst vokser på steder, hvor kalkindholdet i grundvandet er højt. Arten er specifikt knyttet til rigkær og klitlavninger omgivet af kalkholdige klitter eller aflejringer af kalkskaller i undergrunden.

Formering og spredning

Mygblomst har tre formeringsstrategier. Vegetativt foregår det ved, at stængelknoldene deler sig. Derved opstår kloner, hvor flere vegetative og blomstrende skud fra samme individ står tæt sammen (Wind 2002). Blomsterne er som udgangspunkt indrettet til fremmedbestøvning. Mechanismer i blomsterne bevirker imidlertid, at der sker en selvbestøvning (Hagerup 1941), hvilket er den overvejende bestøvningsform. Dette bevirker, at mygblomst i Danmark udviser ringe genetisk variation (Andersen m.fl. 2005).

Mygblomsts evne til selvbestøvning resulterer i, at et stort antal blomster danner kapsler, der rummer betydelige mængder af frø. En bestands potentiale til at kolonisere et nyt voksested øges af blomsternes evne til frøproduktion efter selvbestøvning.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Mygblomst er blevet registreret på 105 lokaliteter i Danmark i egne med kalkholdig jordbund især i Vendsyssel, Østjylland og på Øerne (Wind 2002).

Overvågningen af mygblomst blev iværksat i 1984, da Århus Amt påbegyndte at optælle bestanden ved Tved (Ravnsted-Larsen 1988). I 1987 indgik denne bestand i det nationale overvågningsprogram for orkidéer. Samtidig blev overvågning af andre bestande igangsat, således at bestande ved Hadsund, Urup, Bagholt og Holmegård blev optalt. Siden fulgte overvågning af andre bestande, og med iværksættelsen af NOVANA blev alle kendte bestande af mygblomst overvåget.

I 2006 blev mygblomst overvåget på 16 lokaliteter, det højeste antal i hele perioden, hvor arten er blevet overvåget. Samtidig er 6.324 optalte i 2006, det største antal individer, der er blevet optalt siden 1984.

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for mygblomst indsamles data for de indikatorer, som er angivet i Tabel 9.

Blotlagt jordbund

Blotlagt jordbund spiller formodentlig i en eller anden udstrækning en rolle ved etablering af nye planter. Da fremspiring kræver en vis fugtighed, vil en helt nøgen jordbund ikke være en fordel. Derfor skønnes det, at forekomsten af en mosaik af lavtvoksende karplanter i kombination med et moslag isprængt vegetationsløse huller er til gavn for frøspirin-

gen. Et fladedækkende vegetationslag på en lokalitet hæmmer formodentlig fremspiringen i stort omfang.

Tabel 9. Mygblomst. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Blotlagt jordbund	0-5%	6-10%	11-30%	31-75%	76-100%
Urtevegetation lavere end 15 cm	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Jordbundsforhold/ grundvandsdybde	< 2 cm*	2-5 cm	6-10 cm	11-25 cm	> 25 cm
Kalkindhold (Ellenberg-R)	> 7,0	7,0-6,0	5,9-5,0	4,9-4,0	< 4,0
Afstand til nærmeste bestand	På lokalitet	< 2 km	2-10 km	11-25 km	> 25 km

Urtevegetation lavere end 15 cm

For at sikre en god fremspiring er det fordel, at vegetationsdækket består af lavtvoksende karplanter og mosser. Plejeforanstaltninger kan fremme artsdiversiteten, idet eksempelvis forsøg med høslæt viser, at lavtvoksende arter indfinder sig og fremmes efter få års slåning af vegetationsdækket. Det er i den forbindelse vigtigt at fjerne den afslåede biomasse (Jørgensen 2005). Antallet af lavtvoksende arter kan indirekte aflæses af vegetationshøjden.

Jordfugtighed/grundvandsdybde

Mygblomst lever på alle danske lokaliteter som epifyt i moslaget eller i fugtigt kalkslam i kærområdet. Den kræver formodentlig en relativ høj grundvandsstand, gerne nær eller noget under terrænniveau i vækstperioden. Individernes stængelknolde kan formodentlig tåle vintervanddække, mens de bør være uden vanddække i sommerperioden og samtidig undgå udtørring.

Kalkindhold (Ellenberg-R)

Den jordbund, mygblomst foretrækker at vokse i, er fugtig, næringsfattig til moderat næringsrig og i særdeleshed fri for kvælstof og baser. Vigtigt er det, at moderjorden indeholder kalk, så den overliggende jordbund kan blive kalkrig. Jordbundens kalkindhold udtrykkes i Ellenbergværdier.

Afstand til nærmeste bestand

De hidtidige undersøgelser af mygblomsts genpulje har ikke kunnet påvise genetisk variation i og imellem de danske bestande (Andersen m.fl. 2005). Dette indikerer, at genpuljen i den samlede danske bestand er snæver, hvilket også afspejler sig i, at artens økologiske præference er snæver. Omvendt tyder resultaterne af overvågningen på, at mygblomst er i stand til at etablere/genetablere sig på steder, hvor levestedsforholdene tilfredsstillende dens økologiske krav. Den har således kunnet etablere sig på lokaliteter, fx ved Holmegård, hvor der som følge af menneskelig aktivitet er opstået passende levesteder (Wind 2002).

Mygblomsts frøproduktion er stor, og i lighed med andre orkidéarter kan dens frø formodentlig spredes vidt omkring. Der antages at være en omvendt proportionalitet mellem spredningsafstand og frøenes overlevelse.

4.6 Mosser

4.6.1 Grøn buxbaumia *Buxbaumia viridis*

Levested

Grøn buxbaumia er en enårig, acrocarp (topfrugtet), naturligt hjemmehørende bladmos. Arten har reducerede, uanselige, ikke vedvarende gametofyter, de egentlige mosplanter. Disse kan enten rumme antheridier (sædgemmer) eller arkegonier (æggemmer). I antheridierne dannes spermatozoider, der er selvbevægelige i vand. Når spermatozoiderne kommer i kontakt med ægcellen i arkegonierne, udvikles en sporofyt i form af et stort og veludviklet sporehus.

Grøn buxbaumia vokser på stærkt nedbrudte, barkløse stammer og stubbe af løv- og i Danmark især nåletræ. Nedbrydningsgraden af stammerne skal være så fremskreden, at overfladestrukturen er opløst. Arten er i Danmark også fundet på formluede grannåle (S. Lægaard, pers. medd. 1997) og på rå jord på skrænter langs skovveje (belæg i herb. C, Holmen m.fl. 2005).

Formering og spredning

Grøn buxbaumias sporehuse skyder frem i eftersommeren og udvikler sig successivt i løbet af vinteren og foråret. De skifter farve fra grønt til brunt i takt med, at sporerne modnes. De modne sporer forlader sporehusene i den første halvdel af sommeren og spredes med vinden. Det anslås, at et sporehus kan producere mere end 1 mio. sporer (Weibull 1997).

Det er en forudsætning for sporenes etablering, at der ikke allerede forekommer større mosser, idet disse udgør en for voldsom konkurrence for arten. Grøn buxbaumia kan derfor ikke vokse samme sted i ret mange år og er således afhængig af, at der sker en kontinuerlig tilførsel af dødt ved, som den kan sprede sig til.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Arten er registreret i Nord- og Østjylland, Fyn og Nordsjælland (Jensen 1959). Arten er kendt fra 14 lokaliteter. Ni fund fra Nordsjælland, på Fyn og ved Århus er dateret fra før 1906. Tre fund i Nordjylland er gjort i perioden 1957-1969. Efter 1990 er grøn buxbaumia fundet i Grib Skov i 2004 (Holmen m.fl. 2005) og i 2004/05 (Holmen 2005) samt i Torup Plantage i 1997 (S. Lægaard, pers. medd. 1997).

Grøn buxbaumia er blevet eftersøgt på nuværende og tidligere voksesteder af de tidligere amter.

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for grøn buxbaumia indsamles data for de indikatorer, som er angivet i Tabel 10.

Tabel 10. Grøn buxbaumia. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Nedbrydningsgrad af ved	5	4	3	2	1
Surhedsgrad af ved (pH)	> 7,2	5,6-7,2	3,8-5,5	3,3-3,7	< 3,3
Blotlagte forhold på spiringsstedet	100%	96-99%	91-95%	50-90%	< 50%
Jordfugtighed/grundvands-dybde	100%	96-99%	91-95%	50-90%	< 50%

Nedbrydningsgrad af ved

Grøn buxbaumia vokser i substrater under nedbrydning. Jo mere nedbrudt des bedre. I Sverige er udviklet en model til at forudsige vednedbrydningsdynamikken over tid ved hjælp af en trinvis matrix (jf. Kruys m.fl. 2002).

Ifølge modellen kan der opstilles en 5-trins skala, der er en indikator for egnetheden af ved under nedbrydning som levested for plante- og dyrearter, hvor det højeste trin opnår den højeste score.

Surhedsgrad af ved (under nedbrydning)

Svenske erfaringer fra dels dyrkningsforsøg dels feltundersøgelser peger på, at substratets surhedsgrad har betydning for grøn buxbaumias sporespiring, når substratet er ved under nedbrydning. En formindsket surhedsgrad øger mulighederne for sporofytens forekomst (Wiklund 2003). Omvendt er der også en øvre grænse for surhedsgraden, som sporofyten kan etablere sig ved.

Grad af blotlagte forhold på spiringsstedet

Vegetationsløse forhold på spiringsstedet spiller formentlig en betydelig rolle for sporenes spiring. Ved spiringen dannes et tråd- eller løvformet protonema, hvorfra de nye mosplanter udvikles.

Jordbundsfugtighed

Sporespining og etablering af protonema skal formentlig foregå under fugtige bundforhold - uden at der er tale om oversvømmet jordbund. Jo højere bundfugtighed desto større chance er der for, at protonema kan leve.

Afstand til nærmeste bestand

Grøn buxbaumia spredes ved hjælp af vindbårne sporer, hvilket kan styrke bestandenes muligheder for genetisk udveksling. Levedygtige sporer af karsporeplanter kan formentlig vindspredes vidt omkring, hvorfor længere afstande ikke anses for at være en barriere. Det er derfor ikke muligt at opstille en brugbar indikator.

4.6.2 Blank seglmos *Hamatocaulis vernicosus*

Levested

Blank seglmos er en flerårig, pleurocarp (sidefrugtet), naturligt hjemmehørende bladmos med løs, uregelmæssig forgrening. Stænglerne bærer seglkrummede blade. Sporehusene anlægges på sideskud og er krumme samt forsynet med lang seta (sporehusstilk).

Blank seglmos vokser i lysåbne kilder og vældpåvirkede rigkær, hvor den kan danne grønne, glinsende puder (Andersen m.fl. 1976). Artens voksesteder er minerogene men ikke specielt kalkrige (Hedenäs 1998).

Formering og spredning

Blank seglmos har tre formeringsstrategier. Vegetativt foregår det ved stængeldeling. Derved opstår puderne, der fortsat kan øges i diameter, ligesom løsrevne skud kan transporteres og etablere sig på passende steder. Sporehusene producere sporer, der kan vindspredes over store afstande.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Indtil 1992 var der indsamlet 79 belæg af blank seglmos fra Danmark. Seneste belæg var fra 1985 (Wind 1994). Der foreligger verificerede belæg fra 31 forskellige lokaliteter, heraf flest fra Viborg Amt (Søgaard m.fl. 2006). Arten er imidlertid forsvundet fra hovedparten af de tidligere voksesteder (Søgaard m.fl. 2005).

Blank seglmos blev i 2006 eftersøgt på 64 lokaliteter fordelt på elleve amter. En kritisk gennemgang af indsamlingerne i 2006 og museale belæg viser, at blank seglmos i 2006 forekommer på 9 lokaliteter, alle i Jylland (Goldberg m.fl. 2006).

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for blank seglmos indsamles data for de indikatorer, som er angivet i Tabel 11.

Tabel 11. Blank seglmos. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Urtevegetation lavere end 6 cm	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Jordfugtighed/grundvandsdybde	0 cm	1-5 cm	6-10 cm	11-25 cm	> 25 cm
Næringsstofindhold	Intet	Meget lavt	Lavt	Moderat	Højt
Surhedsgrad (pH)	> 7,2	5,6-7,2	3,8-5,5	3,3-3,7	< 3,3

Urtevegetation lavere end 6 cm

For at blank seglmos kan trives, er det en forudsætning, at den ikke overskygges af vedplanter og højt voksende karplanter. Græsning er væsentlig for opretholdelse af et lavtvoksende vegetationsdække, hvorfor antallet af dyreenheder bør være stort nok til at bide vegetationen regelmæssigt i vækstsæsonen.

Jordfugtighed/grundvandsdybde

Blank seglmos lever på vandmættet jordbund. Det er derfor af betydning, at der forekommer udsivende grundvand, at det er i (langsom) bevægelse, men ikke eller kun i korte, sjældne perioder overskylles, fx i vinterperioden.

Næringsstofindhold

Blank seglmos trives dårligt eller slet ikke i næringsholdigt grundvand. Derfor er friholdelse af dens levesteder for gødskning og atmosfærisk nedfald af stor betydning, også fordi næringsstofferne kan rykke ved den fine balance, som det lavtvoksende vegetationsdækkes selvoprettholdelse i vældområderne er betinget af. En indirekte virkning af næringstilførsel kan være, at højt voksende og mere konkurrencesterke urter fremmes, jf. diskussionen om vegetationshøjden.

Surhedsgrad

Det antages, at blank seglmos som rigkærsart foretrækker neutrale eller svagt sure forhold på levesteder.

Blotlagt jordbund

For mange terrestriske mosarter er blotlagt jordbund en vigtig parameter for, at sporerne kan spire og protonema etablere sig. Mange fugtigbunds mosser optræder ofte i tæt vegetation, eller deres voksesteder er vanddækkede i alt fald til visse tider på året. Det kan derfor være vanskeligt for blank seglmos at overleve/etablere sig, hvis der ikke forekommer anden vegetation rundt om den. På den baggrund er det ikke muligt at opstille en score for denne parameter.

Afstand til nærmeste bestand

Blank seglmos spredes ved hjælp af vindbårne sporer, hvilket kan styrke bestandenes muligheder for genetisk udveksling. Levedygtige sporer af karsporeplanter kan formentlig vindsprede vidt omkring, hvorfor længere afstande ikke anses for at være en barriere. Det er derfor ikke muligt at opstille en brugbar indikator.

5 Levestedsvurderinger for fugle

5.1 Metodens egnethed for fugle

Fuglearterne i det samlede udpegningsgrundlag for EF-fuglebeskyttelsesområderne falder naturligt i to grupper. Dels er der de arter, som er optaget på EF-fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I, og som overvejende er ynglefugle. Dels er der de regelmæssigt tilbagevendende trækfugle. For trækfuglene er det afgørende, om der i en given habitat er levested for et antal fugle, som svarer til udpegningen i en længere periode, og ikke blot om nogle få fugle vil kunne hvile i et par timer. Eksempler på levestedsvurderinger er forsøgt udarbejdet for begge grupper af fugle.

Mygblomst og hedepletvinge blev anvendt som eksempler ved de første levestedsvurderinger (Fredshavn & Skov 2005). Disse arter er imidlertid i forhold til fuglene lavmobile og kan knyttes entydigt til én eller nogle ganske få habitater. Fugle er derimod højmobile og i stand til at bebo forskellige naturtyper til forskellige tider, eller er udbredt således, at nogle individer af en art er udbredt i én naturtype, mens andre af den samme art findes i en helt anden naturtype. Et eksempel på en art, der træffes i flere forskellige habitater, er rødrygget tornskade. En del af bestanden yngler i klitter, en anden del på overdrev, mens nogle fugle yngler i unge bevoksninger, hvor træerne er ganske lave.

Trækfugle udgør en speciel type af mobile fugle, der sjældent har andet end fødegrundlaget, som knytter dem til deres opholdssted uden for yngletiden, og som derfor kan træffes i næsten en hvilken som helst habitat.

Jo mere entydigt en art kan knyttes til en bestemt naturtype, jo bedre er arten egnet til, at der udvikles et sæt indikatorer til vurdering af levestedet.

Det er ikke alene antallet af naturtyper, en art bebor, men også selve typen af levestedet, der afgør, om arten er velegnet til denne metode. De fleste ynglefund af stor hornugle gøres eksempelvis i grusgrave, men adskillige ynglefund er gjort på lossepladser, og ofte kan ugleterne ses sidde i kirketårne. Disse levesteder falder ikke ind under naturtyper, som de er defineret i dansk eller international naturforvaltning, og arten vurderes derfor mindre egnet til at indgå i levestedsvurderinger.

Endelig er en række arter så sjældne ynglefugle i Danmark, enten fordi vi ligger på kanten af deres udbredelsesområde, fordi de er under indvandring, eller fordi de er under forsvinden, at vores viden om arternes foretrukne habitater kan være stærkt begrænset. Da systemet bygger på generaliseringer ud fra vores viden, er sådanne sjældne arter ofte uegnede til at indgå i levestedsvurderinger, medmindre der forligger dokumentation for levestedet fra en periode, hvor arten har været mere almindelig.

Den her præsenterede vurdering af fuglearternes egnethed til at indgå i en vurdering af deres levesteder bygger således på såvel antallet som kvaliteten af de levesteder, arten er udbredt i, samt at vi har en vis viden om artens foretrukne habitater i Danmark (Tabel 12).

Tabel 12. Levestedsvurderingsmetodens egnethed for ynglefugle på EF-fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I.

Ynglefugle	Velegnet	Mindre egnet	Ikke egnet
Rørdrum	X		
Sort stork	X		
Hvid stork	X		
Skestork	X		
Bramgås		X	
Hvepsevåge	X		
Rød glente			X
Havørn			X
Rørhøg		X	
Blå kærhøg			X
Hedehøg			X
Kongeørn	X		
Fiskeørn	X		
Vandrefalk	X		
Plettet rørvagtel	X		
Engsnarre		X	
Trane	X		
Klyde	X		
Hvidbrystet præstekrave	X		
Hjejle	X		
Engryle (almindelig ryle)	X		
Brushane	X		
Tinksmed	X		
Sorthovedet måge			X
Sandterne			X
Splitterne	X		
Fjordterne		X	
Havterne		X	
Dværgterne	X		
Sortterne		X	
Stor hornugle			X
Mosehornugle		X	
Perleugle	X		
Natravn			X
Isfugl	X		
Sortspætte	X		
Hedelærke			X
Markpiber	X		
Blåhals			X
Rødrygget tornskade		X	
Arter som ikke indgår i bevaringsstatusrapporten			
Sangsvane			X
Dværgmåge			X

Levesteder er vurderet i forhold til et lille udvalg af de fuglearter, som optræder på udpegningsgrundlagene for de 113 danske EF-fuglebeskyttelsesområder, og hvis bevaringsstatus tidligere er blevet vurderet (Pihl m.fl. 2003). Vurdering af bevaringsstatus er foretaget for i alt 44 arter af ynglefugle, som er opført på EF-fuglebeskyttelses-direktivets Bilag I og 37 arter af regelmæssigt tilbagevendende trækfugle, som optræder talrigt i EF-fuglebeskyttelsesområderne.

5.2 Ynglefugle

Af de oprindeligt 42 fuglearter på EF-fuglebeskyttelsesdirektivets Bilag I, der forekommer regelmæssigt i Danmark oftest som ynglefugle, og som blev behandlet i Pihl m.fl. (2003), er systemets egnethed i første omgang vurderet for 40 arter, da urfugl og høgesanger nu må betragtes som forsvundet fra Danmark som ynglefugle (Tabel 12).

Efterfølgende har sangsvane ynglet med 1-2 par næsten årligt og dværgmåge med ganske få par næsten årligt i et til to områder, så disse to arter er inkluderet i Tabel 12.

De 40 arter er vurderet med hensyn til sammenfald imellem levested og de i EF-habitatdirektivet definerede naturtyper. Det vurderes, at der er et 100% sammenfald imellem levesteder for 21 fuglearter og naturtyperne. Af disse er det dog kun 13 fuglearter, hvor der er et sammenfald imellem én gruppe af naturtyper (fx skov) og arten.

For følgende arter vurderes der at være sammenfald mellem levested og overordnede Habitat-naturtyper:

- strandenge: Engryle (almindelig ryle), brushane og klyde
- klitter: Markpiber
- heder: Hjejle
- moser: Trane
- søer: Fiskeørn
- ferske enge: Hvid stork, plettet rørvagtel
- skove: Sort stork, hvepsevåge, perleugle, sortspætte.

De 40 arter er efterfølgende gennemgået for sammenfald mellem naturtyper, som er identificerbare i felten, men ikke nødvendigvis er naturtyper defineret i EF-habitatdirektivet. Det kan fx være rørskov eller ubeboede småøer, som en række arter anvender som ynglested.

For følgende arter vurderes der at være sammenfald mellem levested og identificerbare naturtyper:

- rørskov: Rørdrum
- sandstrande: Hvidbrystet præstekrave, dværgterne
- ubeboede rævefri småøer: Splitterne
- rene vandløb med brinker: Isfugl
- hedemoser: Tinksmed.

Der er som eksempler gennemgået engryle, brushane og klyde fra strandeng, markpiber fra klitter og hvepsevåge fra skov.

5.3 Trækfugle

EF-fuglebeskyttelsesområderne er i vid udstrækning udpeget af hensyn til trækkende og rastende vandfugle. Vandfuglene fordeler sig uden for yngletiden primært på baggrund af tilgængelige føderessourcer. Føderessourcerne kan blive utilgængelige på grund af tilfrysning af søer, laguner eller endog havet, men tilgængelighed omfatter her først og fremmest, at der ikke foregår menneskelige aktiviteter, som gør, at fuglene jages væk eller forstyrres, og dermed forhindres i at fouragere i et omfang, der sikrer et tilstrækkeligt fødeindtag.

Flere fuglearter raster ét sted om dagen og fouragerer helt andre steder om natten. Det er ikke nødvendigvis samme sted, de fouragerer to på hinanden følgende nætter, men de vil søge at udnytte føderessourcerne inden for et større område og kan således flyve ganske mange kilometer på natlige fourageringstogter til deres foretrukne fødesøgningsområder.

Vurderingen af levestedernes egnethed vil derfor skulle omfatte kendskab til artens foretrukne føde og rastepladsernes egnethed, men også den samlede biomasse af artens føde i tilgængelig afstand og de menneskelige aktiviteters eventuelle bortskræmmende effekter. De to sidste parametre kendes kun sjældent.

Der er som eksempel gennemgået en planteædende art, pibeand. Problemer med en række af de øvrige arter er eksemplificeret ved trolband, som primært æder muslinger.

5.4 Ynglefugle

5.4.1 Hvepsevåge *Pernis apivorus*

Levested

Hvepsevågen yngler i ældre, store, uforstyrrede løvskove, hvor reden placeres i de mere lysåbne dele af skoven. Fuglene fouragerer i skove samt i enge og moser i eller umiddelbart uden for skoven. Fuglene ankommer til ynglepladserne fra midt i maj og er stort set ude af landet igen i begyndelsen af september.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Arten er udbredt som ynglefugl i løvskovsområder, hvilket vil sige øst for israndslinien igennem Jylland. Vest for denne er bestanden spredt. Bestandsudviklingen hos hvepsevågen er stort set ukendt frem til omkring 1980, men formodes at have været stabil omkring det nuværende antal, som er i størrelsesordenen 650 par (Grell 1998).

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for hvepsevåge indsamles data inden for perioden 1/6-15/7 som angivet i Tabel 13.

Tabel 13. Hvepsevåge. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Uforstyrrethed	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen
Ældre løvskovs størrelse	> 100 ha	81-100 ha	61-80 ha	40-60 ha	< 40 ha
Areal af enge og moser inden for en radius af 3 km fra reden	> 50 ha	41-50 ha	31-40 ha	20-30 ha	< 20ha

Uforstyrrethed

Omfatter menneskelig færdsel og aktivitet. Forstyrrelser fører ofte til tab af reder eller opgivelse af yngleforsøg. Menneskelige aktiviteter vil typisk omfatte skovarbejde, sankning, leg og lign.

Det er vanskeligt at kvantificere uforstyrrethed, idet forstyrrelser bredt omfatter menneskelige aktiviteter, som hver især kan have forskellige forstyrrelsesgrader i forhold til hvepsevågernes brug af området. Der er derfor i udstrakt grad tale om en skønsmæssig vurdering.

Total uforstyrrethed dækker et område næsten uden menneskelig aktivitet (skov uden veje og offentligt adgang), hvor *megen uforstyrrethed* dækker et tilsvarende område, hvor menneskelige aktiviteter foregår i afsnit af skoven langt fra hvepsevågerne. Ved *nogen uforstyrrethed* kan der yderligere forekomme tilfældig færdsel af mennesker til fods eller på cykel. *Lidt uforstyrrethed* omfatter ofte områder, hvor færdsel i og i umiddelbar nærhed af området er omfattende, og hvor der findes rekreative støttepunkter som P-pladser og måske anlæg af stier. *Ingen uforstyrrethed* dækker typisk et lignende område med omfattende skovarbejde.

Arealets størrelse

Arealet med løvskov skal have en passende størrelse, således at der er rigelige fourageringsmuligheder. Arealet må gerne indeholde elementer af blandings- eller nåleskov, men langt hovedparten af skoven skal være gammel løvskov.

Enge og moser

Hvepsevågen lever udelukkende af insekter og har brug for enge og moser til fouragering. Disse skal ligge i en ikke for stor afstand fra reden.

5.4.2 Engryle (almindelig ryle) *Calidris alpina schinzii*

Levested

Engrylen (den sydlige underart af almindelig ryle) yngler i større, fugtige strandengsområder med kort vegetation, ringe forstyrrelses- og prædationstryk samt pander og loer til ungerens fouragering. Arten yngede tidligere almindeligt i ferske enge, men er nu koncentreret på nogle få kystnære lokaliteter. Fuglene ankommer til ynglepladserne i løbet af marts måned, og ynglesæsonen strækker sig fra ca. 1. april til ca. 15. juli.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Engrylen er gået meget tilbage som dansk ynglefugl siden midten af 1800-tallet, hvor der menes at have været i tusindvis af ynglepar. I 1970 var arten endnu ret almindelig på strandenge, men er siden næsten forsvundet fra Øerne og Østjylland. Arten er nu koncentreret i de store vest- og nordjyske strandengsområder, men stadig med forekomster på Øerne. I perioden 1970 til 2003 er antallet af ynglepar faldet fra ca. 800 til ca. 350 (Thorup 2003).

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for engryle indsamles data inden for perioden 1/4-15/7 som angivet i Tabel 14.

Tabel 14. Engryle. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Uforstyrrethed	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen
Andel af området med vegetationshøjde < 10 cm	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Strandengsarealets størrelse	> 50 ha	21-50 ha	11-20 ha	6-11 ha	0-5 ha
Andel af areal der er pander og loer	> 10%	6-10%	2-5%	0-1%	0%
Saltholdighed i lo-systemer	0-9,9‰	10-10,9‰	11-12,9‰	13-15‰	>15‰
Jordfugtighed/grundvandsstand	0-5 cm	6-10 cm	11-20 cm	21-30 cm	> 30 cm
Prædationstryk	Meget lille	Lille	Moderat	Højt	Meget højt

Uforstyrrethed

Omfatter menneskelig færdsel og kreaturer. Forstyrrelser fører ofte til tab af reder eller opgivelse af yngleforsøg. Menneskelig færdsel vil typisk ske i forbindelse med kreaturhold eller larmende sejlads eller flyvning i eller over nærliggende områder.

Det er vanskeligt at kvantificere uforstyrrethed, idet forstyrrelser bredt omfatter menneskelige aktiviteter, som hver især kan have forskellige forstyrrelsesgrader i forhold til engrylernes brug af området. Der er derfor i udstrakt grad tale om en skønsmæssig vurdering.

Total uforstyrrethed dækker et område næsten uden menneskelig aktivitet (uberørt naturområde af reservatkarakter med moderat afgræsning), hvor *megen uforstyrrethed* dækker et tilsvarende område, hvor græsningstrykket er højere. Ved *nogen uforstyrrethed* kan der yderligere forekomme tilfældig færdsel af mennesker til fods eller fra opankret båd. Er der udlagt egentlige rekreative støttepunkter i området, er de små og svært tilgængelige. *Lidt uforstyrrethed* dækker ofte små områder, hvor færdsel i og i umiddelbar nærhed af området er omfattende, og hvor der findes

rekreative støttepunkter som P-pladser og måske anlæg af stier. *Ingen uforstyrrelshed* omfatter typisk et lignende område med alt for højt græsningstryk.

Vegetationshøjde

Engryle kræver ganske lav vegetation for at kunne yngle i området, da disse ret små fugle ikke er i stand til at orientere sig ved vegetationshøjder over 10-15 cm (Thorup 2003). Områder med den optimale vegetationshøjde angives i procent af det samlede areal. Det er dog også et spørgsmål om hele områdets størrelse i forhold til areal med lav vegetationshøjde. Et meget stort område kan således ved 11-30% af arealet med lav vegetationshøjde rumme et tilstrækkelig stort levested til at tilfredsstille arten, mens selv 31-75% egnet habitat i andre områder samlet kan være for lille et område.

Arealets størrelse

For at være egnet for engryle skal et areal med strandeng være så stort, at der er opbygget et samfund af strandengsfugle. De nuværende yngleføremønstre er alle i store strandengsområder.

Pander og loer

Det er nødvendigt med et indslag af pander og loer, der tørrer gradvist ud i løbet af juni måned, til yngernes fouragering (Thorup 2003).

Saltholdighed

Engryle er noget mere tolerant over for salt i engenes lo-systemer end brushane, men bliver saltpromillen over 10 kan det give problemer for engrylen (Thorup 2003).

Jordfugtighed/grundvandsdybde

Fugtige enge er en forudsætning for, at engrylen kan yngle i et område. Grundvandsstanden skal helst ligge på 10-30 cm under jordniveau (Thorup 2003). Højere grundvandsstand oversvømmer engene og lavere ud-tørrer dem.

Prædation

Prædationstryk er særdeles vanskeligt at måle og må som forstyrrelser bero på en skønsmæssig vurdering. Flere af engryles prædatorer (fx ræv og mink) er nataktive, hvorfor det ved observation i dagtimerne vil være vanskeligt at vurdere, hvor stort et prædationstryk de nataktive prædatorer udøver på engrylerne. De dagaktive prædatorer omfatter rørhøg, krager og stormmåge. Det prædationstryk, de vil være i stand til at udøve, er bl.a. afhængigt af det vandfuglesamfund, som engfuglene indgår i. Et massivt vandfuglesamfund med viber og store kobbersnepper er i stand til at tvinge prædatorer væk i dagtimerne og udgør således et skjold mod prædatorer, som engrylerne kan drage fordel af.

5.4.3 Brushane *Philomachus pugnax*

Levested

Brushane yngler i større, fugtige strandengsområder med kort vegetation, ringe forstyrrelses- og prædationstryk samt pander og loer til ungerne fouragering. Enkelte steder har arten ynglet i ferske enge lidt inde i landet. Fuglene ankommer til ynglepladserne i løbet af første halvdel af april måned, og ynglesæsonen strækker sig fra ca. 15. april til ca. 15. juli.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Brushane er gået meget tilbage som dansk ynglefugl siden begyndelsen af 1900-tallet, hvor arten var almindelig langs med vore kyster. I 1970 var brushane endnu ret almindelig på strandenge over store dele af landet, men er siden næsten forsvundet fra Øerne og Østjylland. I perioden 1970 til 2002 er antallet af ynglepar faldet fra ca. 1.200 til ca. 150 (Thorup 2003).

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for brushane indsamles data inden for perioden 15/4-15/7 som angivet i Tabel 15.

Tabel 15. Brushane. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Uforstyrrethed	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen
Andel af området med vegetationshøjde < 20 cm	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Strandengsarealets størrelse	> 50 ha	21-50 ha	11-20 ha	6-11 ha	0-5 ha
Andel af areal der er pander og loer	> 10%	6-10%	2-5%	0-1%	0%
Saltholdighed i lo-systemer	0-2‰	2,1-4‰	4,1-4,4‰	4,5-5‰	>5‰
Jordfugtighed/grundvandsstand	0-5 cm	6-10 cm	11-20 cm	21-30 cm	> 30 cm
Prædationstryk	Meget lille	Lille	Moderat	Højt	Meget højt

Uforstyrrethed

Omfatter menneskelig færdsel og kreaturer. Forstyrrelser fører ofte til tab af reder og til opgivelse af yngleforsøg. Menneskelig færdsel vil typisk ske i forbindelse med kreaturhold eller larmende sejlads eller flyvning i eller over nærliggende områder.

Det er vanskeligt at kvantificere uforstyrrethed, idet forstyrrelser bredt omfatter menneskelige aktiviteter, som hver især kan have forskellige forstyrrelsesgrader i forhold til brushønsenes brug af området. Der er derfor i udstrakt grad tale om en skønsmæssig vurdering.

Total uforstyrrethed omfatter et område næsten uden menneskelig aktivitet (uberørt naturområde af reservatkarakter med moderat afgræsning), hvor *megen uforstyrrethed* dækker et tilsvarende område, hvor græsningstrykket er højere. Ved *nogen uforstyrrethed* kan der yderligere forekomme tilfældig færdsel af mennesker til fods eller fra opankret båd. Er der udlagt egentlige rekreative støttepunkter i området, er de små og svært tilgængelige. *Lidt uforstyrrethed* dækker ofte små områder, hvor færdsel i og i umiddelbar nærhed af området er omfattende, og der findes rekreative støttepunkter som P-pladser og måske anlæg af stier. *Ingen uforstyrrethed* omfatter typisk et lignende område med alt for højt græsningstryk.

Vegetationshøjde

Brushane kræver ganske lav vegetation for at kunne yngle i området om end lidt højere end almindelig ryle, og foretrækker en vegetationshøjde på 10-20 cm (Thorup 2003). Områder med den optimale vegetationshøjde angives i procent af det samlede areal. Det er dog også et spørgsmål om hele området størrelse i forhold til areal med lav vegetationshøjde. Et meget stort område kan således ved 11-30% lav vegetationshøjde rumme tilstrækkelig stort et levested til at tilfredsstille arten, mens selv 31-75% egnede habitat i andre områder samlet kan være for lille et område.

Strandengsarealets størrelse

For at være egnede for brushane skal et areal med strandeng være så stort, at der er opbygget et samfund af strandengsfugle. De fleste yngleforekomster findes i store strandengsområder.

Pander og loer

Det er nødvendigt med et indslag af pander og loer, der tørrer gradvist ud i løbet af juni måned, til ungefourtagering (Thorup 2003).

Saltholdighed

Brushane er noget mindre tolerant over for salt i engenes lo-systemer end engryle, og bliver saltpromillen over 5, ophører arten med at yngle (Thorup 2003).

Jordfugtighed/grundvandsdybde

Fugtige enge er en forudsætning for, at brushane kan yngle i et område. Grundvandsstanden skal helst ligge på 10-30 cm under jordniveau (Thorup 2003). Højere grundvandsstand oversvømmer engene og lavere udtørrer dem.

Prædation

Prædationstryk er særdeles vanskeligt at måle og må som forstyrrelser bero på en skønsmæssig vurdering. Flere af brushanes prædatorer (fx ræv og mink) er nataktive, hvorfor det i dagtimerne vil være vanskeligt at vurdere, hvor stort et prædationstryk de nataktive prædatorer udøver på brushanerne. De dagaktive prædatorer omfatter rørhøg, krager og stormmåge. Det prædationstryk, de vil være i stand til at udøve, er bl.a. afhængigt af det vandfuglesamfund, som engfuglene indgår i. Et massivt vandfuglesamfund med bl.a. viber og store kobbersnepper er i stand til at tvinge prædatorer væk og udgør således et skjold mod prædatorer, som brushanerne kan drage fordel af.

5.4.4 Klyde *Recurvirostra avosetta*

Levested

Klyder yngler i kolonier ved lavvandede fjordkyster og i salte eller brakke laguner, hvor der findes slikvader, åbne enge med kort vegetation og rævesikre placeringsmuligheder for rederne. Fuglene ankommer til ynglepladserne i begyndelsen af marts måned, og ynglesæsonen strækker sig fra ca. 15. marts til ca. 1. juli.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Klyde var en fåtallig ynglefugl, da den blev jagtfredet i 1922, men siden voksede bestanden gradvist. I slutningen af 1970'erne skønnedes den danske ynglebestand til at udgøre 3.270-4.700 ynglepar på 245 lokaliteter. Arten var udbredt langs alle beskyttede kyster. I midten af 1990'erne vurderedes der at være 5.000 ynglepar på 217 lokaliteter. Antallet af ynglepar er således steget i den seneste periode, mens antallet af lokaliteter har gennemgået et mindre fald (Grell 1998).

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for klyde indsamles data inden for perioden 15/3-1/7 som angivet i Tabel 16.

Tabel 16. Klyde. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Uforstyrrethed	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen
Andel af området med vegetationshøjde < 10cm	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Strandengsarealets størrelse	> 50 ha	21-50 ha	11-20 ha	6-11 ha	0-5 ha
Antal koloniplaceringsmuligheder	> 3	3	2	1	0
Prædationstryk	Meget lille	Lille	Moderat	Højt	Meget højt

Uforstyrrethed

Omfatter menneskelig færdsel og kreaturer. Forstyrrelser fører ofte til tab af reder og til opgivelse af yngleforsøg. Menneskelig færdsel vil typisk ske i forbindelse med kreaturhold eller larmende sejlads eller flyvning i eller over nærliggende områder.

Det er vanskeligt at kvantificere uforstyrrethed, idet forstyrrelser bredt omfatter menneskelige aktiviteter, som hver især kan have forskellige forstyrrelsesgrader i forhold til klydernes brug af området. Der er derfor i udstrakt grad tale om en skønsmæssig vurdering.

Total uforstyrrethed omfatter et område næsten uden menneskelig aktivitet (uberørt naturområde af reservatkarakter med moderat afgræsning), hvor *megen uforstyrrethed* dækker et tilsvarende område, hvor græsningstrykket er højere. Ved *nogen uforstyrrethed* kan der yderligere forekomme tilfældig færdsel af mennesker til fods eller fra forankret båd forankret. Er der udlagt egentlige rekreative støttepunkter i området, er de små og svært tilgængelige. *Lidt uforstyrrethed* dækker ofte små områder, hvor færdsel i og i umiddelbar nærhed af området er omfattende, og der findes rekreative støttepunkter som P-pladser og måske anlæg af stier. *Ingen uforstyrrethed* omfatter typisk et lignende område med alt for højt græsningstryk.

Vegetationshøjde på yngleøer

Klyde kræver ganske lav vegetation (max. 10 cm) for at kunne anlægge reder og opbygge en koloni (Søgaard m.fl. 2005). Områder med den optimale vegetationshøjde angives i procent af samlet areal.

Yngleområdets størrelse

Aralet med strandeng skal have en passende stor størrelse for at kolonien kan anlægges. Arten er dog i stand til at opbygge ganske store kolonier på små øer, hvis passende fourageringsområder findes i nærheden af yngleøen.

Antal koloniplaceringsmuligheder

Klyde er afhængig af 'rævesikre' områder til placering af reder og dermed opbygning af kolonier (Søgaard m.fl. 2005). Når mange ret store sort-hvide fugle yngler i kort vegetation, er det ikke muligt at holde det skjult for prædatorer, som flere af de mindre vadefugle gør, og rævesikre småøer og lign. er nødvendige.

Prædation

Prædationstryk er mindre vanskeligt at måle for kolonirugere som klyde end solitært rugende fugle som engryle og brushane, men vil også for klyde bero på en skønsmæssig vurdering. Er der problemer med prædation fra klydes nataktive prædatorer (fx ræv og mink), vil kolonien flytte eller helt opgive at yngle, hvilket er ret let at konstatere, da fuglene forsvinder fra yngleområdet. De dagaktive prædatorer omfatter bl.a. rørhøg, krager og stormmåge. Det prædationstryk, de vil være i stand til at udøve, vil alene have betydning for meget små klydekolonier. Klyderne er ganske aggressive, og blot kolonien er på nogle få par, vil fuglene kunne jage eventuelle prædatorer bort.

5.4.5 Markpiber *Anthus campestris*

Levested

Markpiber yngler i Danmark udelukkende i åbne tørre og sandede klitter nær kysten i Kattegatområdet. Fuglene ankommer til ynglepladserne i april eller begyndelsen af maj, og ynglesæsonen strækker sig fra ca. 1. maj til ca. 1. august.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Markpiber har altid været en fåtallig ynglefugl i Danmark. Omkring 1950 blev den danske bestand opgjort til ca. 50 par og i begyndelsen af 1970'erne til 30-50 par. I midten af 1990'erne blev antallet vurderet til 20-25 par, men på det tidspunkt var arten forsvundet fra Nordsjællands kyst, Læsø og en række uregelmæssigt besatte lokaliteter og ynglede alene på Skagenhalvøen og på Anholt (Grell 1998).

Data – indikatorer

Ved vurdering af levesteder for markpiber indsamles data inden for perioden 1/5-1/8 som angivet i Tabel 17.

Tabel 17. Markpiber. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Uforstyrrethed	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen
Andel af området med vegetationshøjde < 20 cm	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Klitområdets størrelse	> 50 ha	21-50 ha	11-20 ha	6-11 ha	0-5 ha
Andel af bart sand	> 40%	21-40%	6-20%	1-5%	0%
Prædationstryk	Meget lille	Lille	Moderat	Højt	Meget højt

Uforstyrrethed

Omfatter menneskelig færdsel i områder, hvor sandstrande skal forbindes med sommerhusområder eller parkeringspladser. Forstyrrelser fører ofte til tab af reder eller til, at fuglene opgiver at yngle.

Det er vanskeligt at kvantificere uforstyrrethed, idet forstyrrelser bredt omfatter menneskelige aktiviteter, som hver især kan have forskellige forstyrrelsesgrader i forhold til markpibernes brug af området. Der er derfor i udstrakt grad tale om en skønsmæssig vurdering (Tabel 17).

Total uforstyrrethed omfatter et område næsten uden menneskelig aktivitet (uberørt naturområde af reservatkarakter), hvor *megen uforstyrrethed* dækker et tilsvarende område, hvor der sker en meget begrænset lokal trafik. Ved *nogen uforstyrrethed* forekommer der yderligere færdsel af turister, men der er ikke udlagt egentlige rekreative støttepunkter i området, eller også er disse små og svært tilgængelige. *Lidt uforstyrrethed* dækker ofte områder, hvor færdsel i og i umiddelbar nærhed af området er omfattende, og der findes rekreative støttepunkter som P-pladser og anlæg af stier over klitterne. *Ingen uforstyrrethed* omfatter typisk et lignende område, hvor der tillige er sommerhusbebyggelse, parkeringspladser med kiosker og andre rekreative støttepunkter.

Vegetationshøjde

Det er vurderet, at markpiber kræver, at minimum 20% af området har lav vegetation i yngleperioden (Søgaard m.fl. 2005). Områder med den optimale vegetationshøjde angives i procent af det samlede areal. Er om-

rådet meget stort kan en mindre procentdel med lav vegetationshøjde opfylde kravet.

Arealets størrelse

Arealet af klitter som yngleområde skal have en passende stor størrelse, for at markpiber vil kunne yngle.

Andel af bart sand

Markpiber er afhængig af, at en ganske stor del af området består af bart sand, da fuglene oftest fouragerer på kanten mellem det bare sand og vegetationen. Det er vurderet, at andelen minimum skal udgøre 20% (Søgaard m.fl. 2005).

Prædation

Prædationstryk er særdeles vanskeligt at måle for solitært rugende småfugle som markpiber og vil bero på en skønsmæssig vurdering. Nataktive prædatorer omfatter bl.a. ræv og mink, men også hermelin brud og rotter. De dagaktive prædatorer omfatter bl.a. krager og måger.

5.5 Trækfugle

5.5.1 Pibeand *Anas penelope*

Levested

Pibeand er en planteædende svømmeand, som raster i laguner, fjorde og beskyttede kystafsnit med tilgrænsende, afgræssede strandenge eller ferske enge.

Pibeænderne lever dels af vandplanter som ålegræs, havgræs, vandaks og kransnålalger og dels af græs og andre planter på strandenge eller ferske enge. I perioder med højere vandstand, hvor fuglene ikke kan nå vandplanterne fra vandoverfladen, vil de alle græsse på strandengene.

Udbredelse, status og bestandsudvikling

Fuglene trækker igennem Danmark i perioden marts til midt i maj og igen fra august og hele efteråret igennem. Arten har i stigende omfang overvintret i Danmark i takt med, at vintrene er blevet mildere. Sætter det ind med hård frost, forlader fuglene landet.

Den nordvesteuropæiske bestand, som de danske fugle tilhører, har siden 1995 været vurderet til 1,5 mio. fugle med en stabil bestandsudvikling (Delany & Scott 2006). Da Fuglebeskyttelsesområderne i 1983 blev udpeget, var 5.000 pibeænder tilstrækkeligt til at gøre lokaliteten international betydningsfuld (Pihl m.fl. 2003).

Data – indikatorer

Ved en vurdering af et EF-fuglebeskyttelsesområdes egnethed for pibeænder er valgt, at området skal kunne understøtte 1% af bestanden på udpegningstidspunktet, hvilket vil sige 5.000 fugle i tre måneder. Fuglebeskyttelsesområderne, hvor pibeand indgår i udpegningsgrundlaget, er udvalgt, fordi de er vurderet som internationalt betydningsfulde for arten. Det er sket på baggrund af tællinger, som har vist, at mindst 1% af den bestand, fuglene tilhører, raster eller overvintrer i et område.

Ved vurdering af levesteder for pibeand som rastende indsamles data inden for perioden 15/8 - 15/10 som angivet i Tabel 18.

Tabel 18. Pibeand. Indikatorer til vurdering af levesteder i kategorierne I – V.

Indikatorer / Kategorier	I	II	III	IV	V
Areal af vandplanter med 100% bunddække	> 1,26 km ²	1,00-1,26 km ²	0,72-0,99 km ²	0,43-0,71 km ²	< 0,43 km ²
Areal af strandeng med vegetationshøjde < 20 cm	> 0,24 km ²	0,20-0,23 km ²	0,15-0,19 km ²	0,09-0,14 km ²	< 0,08 km ²
Uforstyrrelighed, herunder jagttryk	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen

Udbredelse af vandplanter

Det samlede behov for 5.000 pibeænder i tre måneder er beregnet til 1,26 km² med et bunddække på 100% eller ækvivalent (Søgaard m.fl. 2005). En ækvivalent vil fx være 2,52 km² ved et bunddække på 50%. Dækningsgraden må ikke være mindre end 10 g/m² svarende til et bunddække på 25-30%, idet fuglene forsvinder ved så lave dækningsgrader.

Arealet med bunddække af vandplanter skal ligge inden for 1 m kurven, da pibeænder har en relativt kort hals og ikke dykker efter føde.

Strandensarealets størrelse

Pibeænderne har brug for supplerende fourageringsmuligheder på strandenge i de perioder, vandstanden er for høj, til at fouragere efter vandplanter er mulig. Det beregnede areal for 5.000 pibeænder i tre måneder er 0,24 km² (Søgaard m.fl. 2005).

Uforstyrrethed

Omfatter menneskelig færdsel og herunder jagt. Forstyrrelser medfører ofte, at fuglene i længere perioder ikke vil være i stand til at fouragere. Menneskelig færdsel vil typisk ske i både og andre fartøjer i forbindelse med fiskeri eller rekreative interesser som, jagt, surfing eller blot sejlads.

Det er vanskeligt at kvantificere uforstyrrethed, idet forstyrrelser bredt omfatter menneskelige aktiviteter, som hver især kan have forskellige forstyrrelsesgrader i forhold til pibeændernes brug af området. Der er derfor i udstrakt grad tale om en skønsmæssig vurdering (Tabel 18).

Total uforstyrrethed omfatter et område næsten uden menneskelig aktivitet (uberørt naturområde af reservatkarakter), hvor *megen uforstyrrethed* dækker et tilsvarende område, hvor der sker en meget begrænset lokal trafik. Ved *nogen uforstyrrethed* forekommer der yderligere jagt i tilgrænsende områder, men der er ikke udlagt egentlige rekreative støttepunkter i området, eller også er disse små og svært tilgængelige. *Lidt uforstyrrethed* dækker ofte områder, hvor færdsel og jagt i og i umiddelbar nærhed af området er omfattende. *Ingen uforstyrrethed* omfatter typisk et lignende område, hvor der tillige er befærdede havne, sejlrender og andet, som gør, at der konstant er menneskelige aktiviteter.

Pibeand er anvendt som eksempel på, hvordan levestedet for en planteædende vandfugl, som raster og overvintrer i Danmark, kan vurderes. Disse principper kan anvendes for alle planteædende vandfugle, hvis bundplantevegetationen i det aktuelle område er kortlagt inden for 2 m kurven.

5.5.2 Troldand *Aythya fuligula*

Troldand overvintrer talrigt i danske søer laguner og farvande og indgår i udpegningsgrundlaget for en lang række Fuglebeskyttelsesområder. Fuglene ligger typisk og raster i dagtimerne og tager på fourageringstogter om natten. De kræver således uforstyrrede dagrastepladser og områder med tilgængelig føde, hvilket for denne art først og fremmest vil sige muslinger.

Det er imidlertid ganske indviklet at afdække denne kompleksitet mellem dagrast og natlige togter, hvilket bedst illustreres med et eksempel.

Den største dagrasteplads for troldænder i Danmark er Maribo-søerne (EF-87). Kun radarundersøgelser vil kunne give oplysninger om, hvor fuglene fouragerer. Der synes ud fra en kortvurdering at kunne være tale om både Smålandshavet nord for Lolland (EF-85), Guldborgsund (EF-86) og Hyllekrog-Rødsand (EF-83) eller måske i områder som ikke er EF-områder syd for Lolland. Det er også muligt, at de mange fugle fordeler sig i flokke, som flyver forskellige steder hen.

Hvis det skulle vise sig, at fuglene flyver til ét område, simplificeres tingene, men så kommer de næste spørgsmål. Hvad er det præcist fuglene æder, og hvordan måles biomassen af disse fødeemner i området? Det vil være meget vanskeligt at fremskaffe sådanne oplysninger. Fuglene flytter ydermere rundt og anvender nye fødesøgningsområder, så oplysningerne vil måske kun være relevante for ganske kort tid.

Troldand er valgt som eksempel på en dykand, men problemstillingen er den samme for de øvrige dykænder, som raster og overvintrer i Danmark og de er derfor alle karakteriseret som uegnede for en levesteds-vurdering efter de principper, som er anvendt i denne rapport.

6 Referencer

Faglige rapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet kan findes i pdf-format på:

<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Faglige+rapporter/>

Arbejdsrapporter fra Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet kan findes i pdf-format på:

<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Arbejdsrapporter>

Tekniske anvisninger fra Fagdatacenter for Biodiversitet og Terrestrisk Natur ved Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet kan findes i pdf-format på:

<http://www.dmu.dk/Udgivelser/Tekniske+anvisninger/>

Andersen, A. G., Boesen, D. F., Holmen, K., Jacobsen, N., Lewinsky, J., Mogensen, G., Rasmussen, K. & Rasmussen, L. (1976): Den danske mosflora. I. Bladmossier. - Gyldendal. København.

Andersen, L.W., Simonsen, V., Søgård, B., Madsen, A.B., Pertoldi, C., Wind, P., Pihl, S., Fog, K. & Damgaard, C.F. (2005): Anvendelse af molekylærgenetiske markører i naturforvaltningen. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU nr. 539. 66 s.

Anon. (2002): Idékatalog for naturplanlægning. - Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen, København.

Anon. (2006): Assessment, monitoring and reporting under Article 17 of the Habitats Directive: Explanatory Notes & Guidelines. October 2006. - European Commission. Brussels.

Bruun, H.H. & Ejrnæs, R. (1998): Overdrev - en beskyttet naturtype. - Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. København.

Christiansen, H.G. & Leth, P. (2002): Saltbæk Vigs flora. - Vestsjællands Amt, Natur og Miljø. Sorø.

Delany, S. & Scott, D. (2006): Waterbird Population Estimates - Fourth Edition. - Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

Eriksson, K., Olsen, S.-E. & Reenberg, C.E. (1949): *Najas flexilis* (Willd.) Rostk. et Schmidt fundet i Danmark. - Botanisk Tidsskrift 48: 223-229.

Eriksson, Å. (1995): *Najas flexilis* - sjönajas. - I: Aronsson, M. (red.): Rödlistade Kärlväxter i Sverige. Artfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Fog, K. (2002): Status for sjældne vindelsnegle *Vertigo* spp. i Danmark 1999-2000. - I: Pihl, S. & Laursen, K. (red.): Kortlægning af arter omfattet af EF-habitatdirektivet 1997-2000. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 167: 96-133.

- Fredshavn, J.R. & Ejrnæs, R. (2007): Beregning af Naturtilstand – ved brug af simple indikatorer. 2. udgave. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 599. 90 s.
- Fredshavn, J.R. & Skov, F. (2005): Vurdering af natur tilstand. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 548. 94 s.
- Fredshavn, J.R., Johannsen, V.K., Ejrnæs, R., Nielsen, K.E. & Rune, F. (2007): Skovenes naturtilstand. Beregningsmetoder for Habitatdirektivets skovtyper. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 634. 52 s.
- Glüsing, H. & Baattrup-Pedersen, A. (2005): Planterne i Skjern Å. - I: Andersen, J.M. (red.): Restaurering af Skjern Å. Sammenfatning af overvågningsresultater 1999-2003. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 531. 96 s.
- Goldberg, I., Knudsen, T.R., Poulsen, R.S. & Ebbensgaard, T. (2006): Status for blank seglmos i Danmark. - Urt 30.3: 78-84.
- Grell, M.B. (1998): Fuglenes Danmark. - Gads Forlag. 825 s.
- Grøn, P. (2005): Vegetationen i Vandet Sø. - Viborg Amt. Viborg.
- Hagerup, O. (1941): Bestøvningen hos Liparis og Malaxis. - Botanisk Tidsskrift 45: 396-402.
- Hedenäs, L. (1998): - I: Hallingbäck, T. (red.): Rödlistade mossor i Sverige - Artsfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Helsing, F. (2007): Monitoring af hedepletvinge (*Euphydryas aurinia*) i 2007. Erfaringer og iagttagelser fra naturpleje og artsovervågning. - Flemming Helsing Naturconsult. 43 s.
- Holmen, M. (2005): Observationer og fotos af grøn buxbaumia. - I: Danmarks fugle og natur. <http://www.fugleognatur.dk>
- Holmen, M., Jensen, K. & Jepsen, M. (2005): Arter 2004. NOVANA-overvågning i Frederiksborg Amt. - Frederiksborg Amt, Teknik & Miljø, Lanskabsafdeligen. Hillerød.
- Jensen, V.T. (1959): *Buxbaumia Hedw.* - I: Holmen, K. (red.): The distribution of the bryophytes in Denmark. - Botanisk Tidsskrift 55: 77-148.
- Jørgensen, H. (2005): Nydam i Gribskov - en genskabt høeng. - Urt 29 (temanummer): 24-33.
- Kruys, N., Jonsson, B.G. & Ståhl, G. (2002): A stage-based matrix model for decay-class dynamics of wooden debris. - Ecological Applications 12 773-781.
- Kull, T. (1999): *Cypripedium calceolus* L. - Biological flora of the British Isles. Journal of Ecology 87: 913-924.

- Käsermann, C. (1999): Merkblätter Artenschultz - Blütenpflanzen und Farne.
http://www.crsf.ch/documents/download/d/naja_flex_d.pdf
- Lange, J. (1885): Mødet d. 23de Oktober 1884. - Meddelelser fra Den Botaniske Forening i Kjøbenhavn 1: 147-149.
- Lansdown, R.V. & Wade, P.M. (2003): Ecology of the floating waterplantain, *Luronium natans*. - Conserving Natura 2000 rivers. Ecology Series, nr. 9. English Nature, Peterborough. 38 s.
- Larsen, S.N. & Vikstrøm, T. (1995): Ferske enge - en beskyttet naturtype. - Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. København.
- Leth, P. (red.) (2004): Overvågning af arter i Vestsjællands Amt. 1. sæson 2004. - Vestsjællands Amt, Natur & Miljø. Elektronisk rapport.
- Ljungstrand, E. (1999): *Luronium natans* - flytsvalting. - I: Aronsson, M. (red.): Rödlistade kärlväxter i Sverige. Artfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Løjtnant, B. & Worsøe, E. (1977): Foreløbig status over den danske flora. - Rapporter fra Botanisk Institut, Aarhus Universitet.
- Magård, E. (1993): Vandrankeregistrering. Sag nr. 8-70-53-3-93. - Ringkøbing Amtskommune. Duplikeret rapport.
- Martin, O. (2002): Kortlægning af eremit *Osmoderma eremita* i Danmark 1999. - I: Pihl, S. & Laursen, K. (red.): Kortlægning af arter omfattet af EF-habitatdirektivet 1997-2000. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 167: 57-78.
- Mikkelsen, V.M. (1943): Udbredelsen af Juncaginaceae, Alismataceae og Hydrocharitaceae i Danmark. - Botanisk Tidsskrift 47: 66-63.
- Moeslund, B., & Schou, J.C. (1993): Noter om danske vandplanter. 1. Liden Najade (*Najas flexilis*) - stadig i Danmark. - Urt 1993: 99-102.
- Nielsen, U.N. (2005): Status over udbredelse af Vandranke (*Luronium natans* (L.) Raf.) i Danmark. - Urt 29: 62-64.
- Olesen, J.M. & Warncke, E. (1987): Gul stenbræks naturhistorie. - Urt 1987: 3-16.
- Olsson, K.-A. (2005): Sjönejas i Hammarsjön. - Svensk Botanisk Tidsskrift 99: 338.
- Ostenfeld, C.H. (1897): *Botrychium simplex* Hichcock i Danmark. Mindre Meddelelser. - Botanisk Tidsskrift 21: XXIX-XXX.
- Pihl, S., Ejrnæs, R., Søgaard, B., Aude, E., Nielsen, K.E., Dahl, K. & Laursen, J.S. (2000): Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet. Indledende kortlægning og foreløbig vurdering af bevaringsstatus. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 322. 219 s.

Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Madsen, J. & Bregnballe, T. (2003): Bevaringsstatus for fuglearter omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet 2003. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 462. 130 s.

Ranius, T. (1995): Läderbaggens *Osmoderma eremita* förekomst och spridningsbiologi. Preliminäre resultat från en undersökning i Bjärka-Säby, Östergötland. - Rapport. Lund.

Rasmussen, J.F. (2007): Eremit *Osmoderma eremita*. - I: Søgaard, B. & Asferg, T. (red.): Håndbog om dyrearter på Habitatdirektivets bilag IV – til brug i administration og planlægning. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 635: 187-191

Ravnsted-Larsen, L., (1988): Naturovervågning på en lokalitet med Mygblomst (*Liparis loeselii*). - Gejrfuglen 88: 52-57.

Skov, F., Buttenschøn, R. & Clemmensen, K.B. (2003): Naturplanlægning - et system til tilstandsvurdering af naturområder. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 436. 102 s.

Skov- og Naturstyrelsen (2000): Handlingsplan for bevaring af den truede sommerfugl hedepletvinge *Euphydryas aurinia*. 28 s.

Stegner, W. (2002): Der Eremit, *Osmoderma eremita* (Scopoli, 1763) (Col., Scarabaeidae), in Sachsen: Anforderungen an Schutzmassnahmen für eine prioritäre Art der FFH-Richtlinie.- Entomologischen Nachrichten und Berichte 46: 213-238

Søgaard, B., Nielsen, P. & Holm, T.E. (2004): Hedepletvinge *Euphydryas aurinia*. Teknisk anvisning til intensiv overvågning. 1.0. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Teknisk anvisning fra DMU's Fagdatacenter for Biodiversitet og Terrestrisk Natur A9. 8 s.

Søgaard, B., Skov, F., Ejrnæs, R., Nielsen, K. E., Pihl, S., Clausen, P., Laursen, K., Bregnballe, T., Madsen, J., Baatrup-Pedersen, A., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Møller, P.F., Riis-Nielsen, T., Buttenschøn, R.M., Fredshavn, J., Aude, E. & Nygaard, B. (2005): Kriterier for gunstig bevaringsstatus. Naturtyper og arter omfattet af EF-habitatdirektivet & fugle omfattet af EF-fuglebeskyttelsesdirektivet. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 457 (3. udg.). 462 s.

Søgaard, B., Aude, E., Poulsen, R.S. & Holm, T.E. (2006): Overvågning af blank seglmos. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Teknisk anvisning fra DMU's Fagdatacenter for Biodiversitet og Terrestriske Naturdata. A41.

Søgaard, B., Pihl, S. & Wind, P. (2006): Arter 2004-2005. NOVANA. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 582. 148 s.

Søgaard, B., Pihl, S. & Wind, P. (2007): Arter 2006. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Faglig rapport fra DMU, nr. 644. 88 s.

Thomsen, L. & Ankersen, H. (1996): Fruesko (*Cypripedium calceolus*) er i reproduktionsbiologisk krise ved Buderupholm - men hvorfor? - *Urt* 20: 35-39.

Thorup, O. (2003): Truede engfugle – status for bestande og forvaltning i Danmark. - Faglig rapport fra Dansk Ornitologisk Forening. København. 78 s.

Vestergaard, P. (2000): Strandenge - en beskyttet naturtype. - C.E.G. Gads forlag og Miljø- og Energiministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. København.

Warren, M.S. (1994): The UK status and suspected metapopulation structure of a threatened European butterfly The marsh fritillary *Euphydryas aurinia*. - *Biological Conservation* 76: 239-49.

Weibull, H. (1997): *Buxbaumia viridis* - grøn sköldmossa. - I: Hallingbäck, T. (red.) (1998): Rödlistade mossor i Sverige - Artsfakta. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.

Wiinstedt, K. (1953): Pteridofyternes udbredelse i Danmark. TBU nr. 18. - *Botanisk Tidsskrift* 49: 305-388.

Wiklund, K. (2003): Phosphorus concentration and pH in decaying wood affect establishment of the red-listed moss *Buxbaumia viridis*. - *Canadian Journal of Botany* 81: 541-549.

Wind, P. (1993): Fredede arter i Danmark 7. - *Urt* 17: 110-114.

Wind, P. (1994): Botaniske lokaliteter. Status og forvaltningsbehov. - Miljøministeriet, Skov- og Naturstyrelsen. København.

Wind, P. (1999): Karplanter. - I: Wind, P., Stoltze, M., Fog, K., Christiansen,

D.G., Briggs, L. & Rybacki, M.: Overvågning af rødlistede arter 1998. Danmark. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 110: 8-64.

Wind, P. (2002): Overvågning af rødlistede planter 2000. Danmark. Naturovervågning. - Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. Arbejdsrapport fra DMU, nr. 156, 58 sider.

Bilag 1 Tilstandsvurdering af levesteder

Mygblomst – Vurderingstabel og beregningseksempel

Levestedsvurderingen foretages med udgangspunkt i de indikatorer, som er opstillet for den enkelte art. For mygblomst er der opstillet fem indikatorer, hvor kategorier, score og vægtning fremgår af Tabel B 1.

Tabel B 1. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for mygblomst.

MYGBLOMST Indikatorer	VÆGT 1.00	SCORE					KATEGORIER				
		I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Blotlagt jordbund	0,15	30	60	100	60	30	0-5%	6-10%	11-30%	31-75%	76-100%
Urtevegetation lavere end 15 cm	0,20	100	60	30	10	0	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Jordfugtighed, grundvandsdybde	0,25	30	100	60	10	0	< 2 cm*	2-5 cm	6-10 cm	11-25 cm	> 25 cm
Kalkindhold (Ellenberg-R)	0,30	100	60	30	10	0	> 7,0	7,0-6,0	5,9-5,0	4,9-4,0	< 4,0
Afstand til nærmeste bestand	0,10	100	80	60	30	0	På lokal.	< 2 km	2-10 km	11-25 km	> 25 km

I Tabel B 2 er der foretaget en teoretisk tilstandsvurdering af et levested for mygblomst. I eksemplet scorer indikatoren "blotlagt jordbund" i den laveste kategori (0-5%) og får indeksværdien 0,045 (0,30x0,15). Indikatoren "Urtevegetation lavere end 15 cm" scorer i den næstbedste kategori (31-75%), som giver værdien 0,12 (0,60x0,20). Indikatorerne "jordfugtighed" og "kalkindhold" scorer også i næstbedste kategori og får værdierne 0,15 (0,6x0,25) og 0,18 (0,60x0,30). "Afstand til nærmeste bestand" scorer i kategori III (2-10 km), hvilket giver værdien 0,06 (0,60x0,10).

Den samlede indeksværdi for levestedet bliver således 0,555, hvilket svarer til moderat naturtilstand (se side 10). Det forhold, at mygblomst skulle vokse på lokaliteten, ændrer ikke tilstanden fra moderat (indeks: 0,595). Hvis der sker en ændring på et kategorittrin op for bare én af de øvrige indikatorer, indebærer det, at vurderingen ændres til god naturtilstand (indeks: 0,600-0,675). Hvis indikatorerne for urtevegetation, jordfugtighed og kalkindhold alle var registreret som værende i kategori I, vil levestedet samlet blive vurderet i høj naturtilstand (indeks: 0,885).

Tabel B 2. Beregningseksempel for vurdering af naturtilstand for levested for mygblomst.

MYGBLOMST Indikatorer	Vægt 1.00	Scoreværdier					Indeks Værdi
		I	II	III	IV	V	
Blotlagt jordbund	0,15	0,30					0,045
Urtevegetation lavere end 15 cm	0,20		0,60				0,12
Jordfugtighed, grundvandsdybde	0,25			0,60			0,15
Kalkindhold (Ellenberg-R)	0,30		0,60				0,18
Afstand til nærmeste bestand	0,10			0,60			0,06
						Samlet indeks	0,555

Table B 3. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for hedepletvinge.

HEDEPLETVINGE	VÆGT	SCORE					KATEGORIER				
Indikatorer	1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Forekomst af djævelsbid	0,50	100	60	30	10	0	>500 m ²	351-500 m ²	200-350 m ²	<200 m ²	0 m ²
Arealandel med blomstrende urter	0,15	100	60	30	10	0	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Urtevegetation lavere end 25 cm	0,10	100	60	30	10	0	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Dækningsgrad af vedplanter	0,10	100	60	30	10	0	0-5%	6-10%	11-30%	31-75%	76-100%
Afstand til udyrket areal (min. 1 ha)	0,05	100	60	30	10	0	0 m	<100 m	100-499 m	0,5-1 km	>1 km
Afstand til nærmeste bestand	0,10	100	60	30	10	0	På lokal.	< 3 km	3-5 km	6-25 km	>25 km

Table B 4. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for Eremit.

EREMIT	VÆGT	SCORE					KATEGORIER				
Indikatorer	1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Antal egnede værtstræer <300 m	0,50	100	75	50	25	0	>25	11-25	6-10	1-5	0
Egnede værtstræer i fremtid (25 år)	0,30	100	75	50	25	0	>25	11-25	6-10	1-5	0
Afstand til nærmeste bestand	0,20	100	80	60	40	0	På lokal.	< 2 km	2-10 km	11-25 km	>25 km

Table B 5. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for kildevældsvindelsnegl.

KILDEVÆLDVINDELSNEGL	VÆGT	SCORE					KATEGORIER				
Indikatorer	1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Næringsstofindhold	0,25	100	80	40	20	0	Intet	meget lavt	lavt	moderat	højt
Dækningsgrad af vedplanter	0,10	100	60	30	10	0	0-5%	5-10%	11-30%	31-75%	76-100%
Dækningsgrad af lavtvoksende, tueformet græs/siv	0,25	100	80	40	20	0	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Afstand til udyrket areal (>= 1 ha)	0,15	100	80	40	20	0	0 m	<100 m	100-499 m	0,5-1 km	>1 km
Tykkelse af førnelag	0,15	100	80	60	40	0	8-10 cm	5-7 cm	2-4 cm	1-3 cm	0 cm
Afstand til nærmeste bestand	0,10	100	60	30	10	0	På lokal.	< 2 km	2-10 km	11-25 km	>25 km

Table B 6. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for fruesko.

FRUESKO	VÆGT	SCORE					KATEGORIER				
Indikatorer	1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Blotlagt jordbund	0,30	10	100	80	30	10	0-1%	2-5%	6-10%	11-50%	51-100%
Urtevegetation lavere end 15 cm	0,30	100	60	30	10	0	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Kalkindhold (Ellenberg-R)	0,30	100	60	30	10	0	> 7,0	7,0-6,0	5,9-5,0	4,9-4,0	< 4,0
Afstand til nærmeste bestand	0,10	100	80	60	30	0	På lokal.	< 2 km	2-10 km	11-25 km	> 25 km

Table B 7. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for gul stenbræk.

GUL STENBRÆK	VÆGT	SCORE					KATEGORIER				
Indikatorer	1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Blotlagt jordbund	0,15	100	60	30	10	0	0-1%	2-5%	6-10%	11-50%	51-100%
Urtevegetation lavere end 25 cm	0,20	100	60	30	10	0	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%
Jordfugtighed/grundvandsdybde	0,25	30	100	60	10	0	< 2 cm	2-5 cm	6-10 cm	11-25 cm	> 25cm
Næringsstofindhold	0,15	100	60	30	10	0	Intet	Meget lavt	Lavt	Moderat	Højt
Surhedsgrad	0,15	0	30	100	30	0	<6,0	6,0-6,8	6,9-7,2	7,3-8,0	> 8,0
Afstand til nærmeste bestand	0,10	100	80	60	30	0	På lokal.	< 2 km	2-10 km	11-25 km	> 25 km

Tabel B 8. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for enkelt månerude.

ENKELT MÅNERUDE	VÆGT	SCORE					KATEGORIER					
		1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Indikatorer												
Blotlagt jordbund	0,10	10	60	100	60	10	0-1%	2-5%	6-10%	11-50%	51-100%	
Urtevegetation lavere end 6 cm	0,30	0	10	30	60	100	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%	
Jordfugtighed, grundvandsdybde	0,30	10	60	100	60	0	< 2 cm	2-5 cm	6-10 cm	11-25 cm	> 25cm	
Græsningstryk	0,30	0	30	100	30	0	Intet	For lavt	Optimalt	For højt	Overgræsning	

Tabel B 9. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for grøn buxbaumia.

GRØN BUXBAUMIA	VÆGT	SCORE					KATEGORIER					
		1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Indikatorer												
Vednedbrydningsgrad	0,35	100	80	60	20	0	5	4	3	2	1	
Surhedsgrad (pH)	0,25	60	100	60	30	0	> 7,2	5,6-7,2	3,8-5,5	3,3-3,7	< 3,3	
Blotlagt jordbund	0,20	100	80	60	10	0	100%	96-99%	91-95%	50-90%	< 50%	
Jordbundsugtighed	0,20	100	80	60	10	0	100%	96-99%	91-95%	50-90%	< 50%	

Tabel B 10. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for blank seglmos.

BLANK SEGLMOS	VÆGT	SCORE					KATEGORIER					
		1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Indikatorer												
Urtevegetation lavere end 6 cm	0,25	100	60	30	10		76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%	
Jordfugtighed, grundvandsdybde	0,30	10	60	100	60	0	0 cm	1-5 cm	6-10 cm	11-25 cm	> 25 cm	
Næringsstofindhold	0,20	100	60	30	10	0	Intet	Meget lavt	Lavt	Moderat	Højt	
Surhedsgrad	0,25	60	100	60	30	0	> 7,2	5,6-7,2	3,8-5,5	3,3-3,7	< 3,3	

Tabel B 11. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for hvepsevåge.

HVEPSEVÅGE	VÆGT	SCORE					KATEGORIER					
		1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Indikatorer												
Ældre løvskov størrelse	0,55	100	90	50	10	0	> 100 ha	81-100 ha	61-80 ha	40-60 ha	< 40 ha	
Areal af enge og moser inden for en radius af 3 km fra reden	0,30	100	80	60	40	20	> 50 ha	41-50 ha	31-40 ha	20-30 ha	< 20ha	
Uforstyrrelighed	0,15	100	100	80	60	40	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen	

Tabel B 12. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for engryle (almindelig ryle).

ENGRYLE (ALM. RYLE)	VÆGT	SCORE					KATEGORIER					
		1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V
Indikatorer												
Uforstyrrelighed ¹⁾	0,10	100	80	60	40	20	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen	
Andel af området med vegetationshøjde < 10 cm ¹⁾	0,25	100	80	60	10	0	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%	
Strandengsarealets størrelse	0,10	100	90	50	10	0	> 50 ha	21-50 ha	11-20 ha	6-10 ha	0-5 ha	
Andel af areal der er pander og loer ²⁾	0,15	100	100	70	20	0	> 10%	6-10%	2-5%	0-1%	0%	
Saltholdighed i lo-systemer	0,15	100	100	100	60	0	0-9,9‰	10-10,9‰	11-12,9‰	13-15‰	>15‰	
Jordfugtighed/grundvandsstand ¹⁾	0,15	10	50	100	50	10	0-5 cm	6-10 cm	11-20 cm	21-30 cm	> 30cm	
Prædationstryk	0,10	100	85	70	50	30	Meget lille	lille	Moderat	Højt	Meget højt	

1) I perioden 1/4-15/7.

2) Pander og loer er nødvendige som fødeområde for små unger.

Tabel B 13. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for brushane.

BRUSHANE	VÆGT		SCORE					KATEGORIER				
	1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	
Uforstyrrelse ¹⁾	0,10	100	80	60	40	20	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen	
Andel af området med vegetationshøjde < 10 cm ¹⁾	0,25	100	80	60	10	0	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%	
Strandengsarealets størrelse	0,15	100	90	50	10	0	> 50 ha	21-50 ha	11-20 ha	6-10 ha	0-5 ha	
Andel af areal der er pander og loer ²⁾	0,15	100	100	70	20	0	> 10%	6-10%	2-5%	0-1%	0%	
Saltholdighed i lo-systemer	0,10	100	100	80	60	0	0-2‰	2,1-4‰	4,1-4,4‰	4,5-5‰	> 5‰	
Jordfugtighed/grundvandsstand ¹⁾	0,15	10	50	100	50	10	0-5 cm	6-10 cm	11-20 cm	21-30 cm	> 30cm	
Prædationstryk	0,10	100	85	70	50	30	Meget lille	lille	Moderat	Højt	Meget højt	

1) I perioden 1/4-15/7.

2) Pander og loer er nødvendige som fødeområde for små unger.

Tabel B 14. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for klyde.

KLYDE	VÆGT		SCORE					KATEGORIER				
	1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	
Uforstyrrelse ¹⁾	0,15	100	80	60	40	20	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen	
Andel af området med vegetationshøjde < 10cm ¹⁾	0,25	100	80	60	10	0	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%	
Strandengsarealets størrelse	0,10	100	90	80	60	40	> 50 ha	21-50 ha	11-20 ha	6-10 ha	0-5 ha	
Antal koloniplaceringsmuligheder ²⁾	0,25	100	100	80	50	0	> 3	3	2	1	0	
Prædationstryk	0,25	100	85	70	50	25	Meget lille	Lille	Moderat	Højt	Meget højt	

1) I perioden 15/3-15/7.

2) Rævesikre områder som småøer.

Tabel B 15. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for markpiber.

MARKPIBER	VÆGT		SCORE					KATEGORIER				
	1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	
Uforstyrrelse ¹⁾	0,30	100	80	60	40	20	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen	
Andel af området med vegetationshøjde < 20 cm ¹⁾	0,25	100	70	30	10	0	76-100%	31-75%	11-30%	6-10%	0-5%	
Klitområdets størrelse	0,25	60	100	60	30	0	> 40%	21-40%	6-20%	1-5%	0%	
Andel af bart sand	0,10	100	85	70	50	25	Meget lille	Lille	Moderat	Højt	Meget højt	
Prædationstryk	0,10	100	80	50	30	10	> 50 ha	21-50 ha	11-20 ha	6-10 ha	0-5 ha	

1) I perioden 1/5-1/8.

Tabel B 16. Kategorier, score og vægtning af indikatorer for tilstandsvurdering af levested for pipeband.

PIBEAND	VÆGT		SCORE					KATEGORIER				
	1,00	I	II	III	IV	V	I	II	III	IV	V	
Areal af vandplanter med 100% bunddække	0,30	100	80	60	40	20	> 1,26 km ²	1,00-1,26 km ²	0,72-0,99 km ²	0,43-0,71 km ²	< 0,43 km ²	
Areal af strandeng med vegetationshøjde < 20 cm	0,60	100	80	60	10	0	> 0,24 km ²	0,20-0,23 km ²	0,15-0,19 km ²	0,08-0,14 km ²	< 0,08 km ²	
Uforstyrrelse herunder jagttryk	0,10	100	100	75	50	25	Total	Megen	Nogen	Lidt	Ingen	

DMU Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser er en del af Aarhus Universitet. På DMU's hjemmeside www.dmu.dk finder du beskrivelser af DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter.

DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning inden for natur og miljø. Her kan du også finde en database over alle publikationer som DMU's medarbejdere har publiceret, dvs. videnskabelige artikler, rapporter, konferencebidrag og populærfaglige artikler.

Yderligere information: www.dmu.dk

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 4630 1200
Fax: 4630 1114

Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Systemanalyse
Afdeling for Atmosfærisk Miljø
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afdeling for Arktisk Miljø

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 8920 1400
Fax: 8920 1414

Forsknings-, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afdeling for Marin Økologi
Afdeling for Terrestrisk Økologi
Afdeling for Ferskvandsøkologi

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 8920 1700
Fax: 8920 1514

Afdeling for Vildtbiologi og Biodiversitet

Faglige rapporter fra DMU

På DMU's hjemmeside, www.dmu.dk/Udgivelser/, finder du alle faglige rapporter fra DMU sammen med andre DMU-publikationer. Alle nyere rapporter kan gratis downloades i elektronisk format (pdf).

Nr./No. 2008

- 653 Control of Pesticides 2006. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 25 pp.
- 652 A preliminary strategic environmental impact assessment of mineral and hydrocarbon activities on the Nuussuaq peninsula, West Greenland. By Boertmann, D. et al. 66 pp.
- 651 Undersøgelser af jordhandler i forbindelse med naturgenopretning. Af Jensen, P.L., Schou, J.S. & Ørby, P.V. 44 s.
- 650 Fuel consumption and emissions from navigation in Denmark from 1990-2005 – and projections from 2006-2030. By Winther, M. 108 pp.

2007

- 649 Annual Danish Emission Inventory Report to UNECE. Inventories from the base year of the protocols to year 2005. By Illerup, J.B. et al. 182 pp.
- 648 Optælling af agerhøns på Kalø Gods 2004-2007 – metodeafprøvning og bestandsudvikling. Af Odderskær, P. & Berthelsen, J.P. 38 s.
- 647 Criteria for favourable conservation status in Denmark. Natural habitat types and species covered by the EEC Habitats Directive and birds covered by the EEC Birds Directive. By Søgaard, b. et al. 92 pp.
- 646 Vandmiljø og Natur 2006. NOVANA. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Af Boutrup, S. et al. 125 s.
- 645 Atmosfærisk deposition 2006. NOVANA. Af Ellermann, T. et al. 62 s.
- 644 Arter 2006. NOVANA. Af Søgaard, B., Pihl, S. & Wind, P. 88 s.
- 643 Terrestriske Naturtyper 2006. NOVANA. Af Bruus, M. et al. 70 s.
- 642 Vandløb 2006. NOVANA. Af Bøgestrand, J. (red.). 93 s.
- 641 Søer 2006. NOVANA. Af Jørgensen, T.B. et al. 63 s.
- 640 Landovevågningsoplande 2006. NOVANA. Af Grant, R. et al. 121 s.
- 639 Marine områder 2005-2006. Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Af Ærtebjerg, G. (red.). 95 s.
- 637 Forvaltningsmetoder i N-belastede habitatnaturtyper. Af Damgaard, C. et al. 46 s.
- 636 Søre restaurering i Danmark. Del 1: Tværgående analyser, Del 2: Eksempelsamling. Af Liboriussen, L., Søndergaard, M. & Jeppesen, E. (red.). 86 s. + 312 s.
- 635 Håndbog om dyrearter på habitatdirektivets bilag IV – til brug i administration og planlægning. Af Søgaard, B. et al. 226 s.
- 634 Skovenes naturtilstand. Beregningsmetoder for Habitatdirektivets skovtyper. Af Fredshavn, J.R. et al. 52 s.
- 633 OML Highway. Phase 1: Specifications for a Danish Highway Air Pollution Model. By Berkowicz, R. et al. 58 pp.
- 632 Denmark's National Inventory Report 2007. Emission Inventories – Submitted under the United Nations Framework Convention on Climate Change, 1990-2005. By Illerup, J.B. et al. 638 pp.
- 631 Biologisk vurdering og effektundersøgelser af faunapassager langs motorvejsstrækninger i Vendsyssel. Af Christensen, E. et al. 169 s.
- 630 Control of Pesticides 2005. Chemical Substances and Chemical Preparations. By Krongaard, T., Petersen, K.K. & Christoffersen, C. 24 pp.
- 629 A chemical and biological study of the impact of a suspected oil seep at the coast of Marraat, Nuussuaq, Greenland. With a summary of other environmental studies of hydrocarbons in Greenland. By Mosbech, A. et al. 55 pp.
- 628 Danish Emission Inventories for Stationary Combustion Plants. Inventories until year 2004. By Nielsen, O.-K., Nielsen, M. & Illerup, J.B. 176 pp.
- 627 Verification of the Danish emission inventory data by national and international data comparisons. By Fauser, P. et al. 51 pp.

[Tom side]

Rapporten videreudvikler metoderne til vurdering af naturtilstanden i Habitatdirektivets terrestriske naturtyper til også at omfatte en tilstandsvurdering af levesteder for udvalgte arter omfattet af Habitatdirektivet (bilag II) og Fuglebeskyttelsesdirektivet (ynglefugle på bilag 1 og regelmæssigt tilbagevendende trækfugle). Naturtilstanden vurderes på en referenceskala fra 0 til 1, opdelt i 5 tilstandsklasser fra dårlig til høj naturtilstand. I rapporten opstilles indikatorer til vurdering af levesteder for 9 arter omfattet af Habitatdirektivet og 6 arter omfattet af Fuglebeskyttelsesdirektivet.

Danmarks Miljøundersøgelser
Aarhus Universitet

ISBN 978-87-7073-035-8
ISSN 1600-0048