
Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx, 2018

Tilstandsvurdering af levesteder for skovfugle

Jesper Reinholt Fredshavn¹, Thomas Eske Holm², Kevin Kuhlmann Clausen², Ole Roland Therkildsen², Lars Dalby²,

¹Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi

²Aarhus Universitet, Institut for Bioscience

Revision:

Datablad

- Serietitel og nummer: Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 299
- Titel: Tilstandsvurdering af levesteder for skovfugle
- Forfattere: Jesper Reinholt Fredshavn¹, Thomas Eske Holm², Kevin Kuhlmann Clausen², Ole Roland Therkildsen², Lars Dalby²,
- Institutioner: ¹Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi
²Aarhus Universitet, Institut for Bioscience
- Udgiver: Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL: <http://dce.au.dk>
- Udgivelsesår: December 2018
Redaktion afsluttet: December 2018
- Faglig kommentering: Anthony David Fox
Kvalitetssikring, DCE: Kirsten Bang
- Finansiel støtte: Miljøstyrelsen
- Bedes citeret: Fredshavn, J.R., Holm, T.E., Clausen, K.K., Therkildsen, O.R., Dalby, L., ,2018. Tilstandsvurdering af levesteder for skovfugle. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 38 s. - Videnskabelig rapport nr. 299
<http://dce2.au.dk/pub/SR299.pdf>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
- Sammenfatning: Rapporten er en udvidelse af DCE-rapport SR191, nu med kalibrerede naturtilstandsvurderinger. I første rapport blev mulighederne for vurdering af levesteder for 5 udvalgte skovfuglearter i Danmark undersøgt, og efter dataindsamlingen er der i denne rapport beskrevet en kalibreret beregningsmetode for sortspætte og rødrygget tornskade. I lighed med de øvrige tilstandssystemer har naturtilstanden for levesteder værdier mellem 0 og 1 på referenceskalaen, hvor 1 er den bedste tilstand, og 0 er den dårligste. Data har samtidig vist, at det endnu er for tidligt at anvende metoden for arterne natravn, hvepsevåge og hedelærke. De tidligere foreslåede indikatorer er blot gentaget i rapporten, men uden tilstandsberegning.
- Emneord: Skovfugle, Hvepsevåge, Sortspætte, Natravn, Rødrygget tornskade, Hedelærke, Levestedsvurdering, Naturtilstandsindex, Beregningsmetoder
- Layout: Grafisk Værksted, AU Silkeborg
Foto forside: Sortspætteungerne er fotograferet i Sønderjylland og er på billedet 25 dage gamle.
Foto: Anders Grøndahl Nielsen, Grøndahl Naturfoto.
- ISBN: 978-87-7156-374-0
ISSN (elektronisk): 2244-9981
- Sideantal: 38
- Internetversion: Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som
<http://dce2.au.dk/pub/SR299.pdf>

Indhold

1. Forord	5
2. Sammenfatning	6
3. Tilstandsvurdering af levesteder	8
3.1 Indledning	8
3.2 Overordnet beskrivelse af tilstandsvurderingssystemet	8
4. Udvalgelse og afgrænsning af levesteder	11
5. Indikatorer til vurdering af naturtilstand for skovfuglenes levesteder	13
5.1 Levestedsindikatorer for hvepsevåge	14
5.2 Levestedsindikatorer for sortspætte	17
5.3 Levestedsindikatorer for natravn	21
5.4 Levestedsindikatorer for rødrygget tornskade	23
5.5 Levestedsindikatorer for hedelærke	29
6. Beregning af naturtilstand for levesteder	33
6.1 Naturtilstandsindeks	33
7. Perspektiver	35
7.1 Datagrundlag	35
7.2 Natura 2000-planerne	35
8. Referenceliste	36
Bilag 1. Sortspætte, scorer og vægte	37
Bilag 2. Rødrygget tornskade, scorer og vægte	38

1. Forord

En arbejdsgruppe med deltagelse af Miljøstyrelsen og DCE, Aarhus Universitet har på opdrag fra Miljøstyrelsen vurderet mulighederne for at udvikle et naturtilstandsvurderingssystem for fem skovfuglearter, hvepsevåge, sortspætte, natravn, rødrygget tornskade og hedelærke. Principperne for vurdering af naturtilstand for arters levesteder er fremlagt i tidligere faglige rapporter. Skovfuglearterne er på udpegningsgrundlaget for en række Natura 2000-områder (fuglebeskyttelsesområder). Systemet er møntet på, at der kan træffes særlige beskyttelsesforanstaltninger for levesteder, der benyttes af arter på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag 1. Beskyttelsen indbefatter oprettholdelse og genskabelse af levesteder, således at forvaltningen af levestederne er i overensstemmelse med de økologiske krav, arterne stiller. Dette er udmøntet i dansk lovgivning i Miljø- og Fødevarerministeriets bekendtgørelse om klassificering og fastsættelse af mål for naturtilstanden nr. 815 af 27. juni 2007 med senere revisioner.

Fagdatacenter for Biodiversitet og Terrestrisk Natur på Aarhus Universitet har udarbejdet forslag til indikatorer til vurdering af levesteder for skovfuglene (Fredshavn m.fl. 2016). En række eksperter (hvepsevåge: Hans Erik Jørgensen, sortspætte: Hans Christensen, rødrygget tornskade: Kent Olsen, hedelærke: Tony Fox) har bidraget med nyttig viden om de enkelte arter og de relevante indikatorer. DCE takker for deres bidrag. Arbejdsgruppen har diskuteret og udvalgt de relevante indikatorer for fire af arterne. Miljøstyrelsen har, ud fra tekniske vejledninger, foretaget kortlægninger i Natura 2000-områderne i 2016, og data fra lokaliteterne har siden dannet grundlag for en evaluering af metodens muligheder, og en kalibrering af systemet til vurdering af naturtilstand for to skovfugles levesteder, sortspætte og rødrygget tornskade.

Systemet er udviklet af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet i tæt samarbejde med Miljøstyrelsen.

Projektet er finansieret af Miljøstyrelsen og DCE.

2. Sammenfatning

Rapporten videreudvikler metoderne til vurdering af naturtilstand til også at kunne anvendes på levesteder for to udvalgte skovfuglearter i Danmark. Skovfuglene er på udpegningsgrundlaget for en række Natura 2000-områder (fuglebeskyttelsesområder). Naturtilstandsvurderingssystemet er møntet på, at der kan træffes særlige beskyttelsesforanstaltninger for levesteder, der benyttes af arter på Fuglebeskyttelsesdirektivets bilag 1. Beskyttelsen indbefatter opretholdelse og genskabelse af levesteder, således at forvaltningen af levestederne er i overensstemmelse med de økologiske krav, arterne stiller.

For skovfuglene har DCE tidligere foreslået en række særlige indikatorer, der kan benyttes i vurderingen af naturtilstand (Fredshavn m.fl. 2016). Der vil være individuelle hensyn til arterne og de habitater, de opholder sig i, der gør sig gældende i den efterfølgende vurdering af indikatorernes indflydelse og betydning for levestedets naturtilstand. Indikatorerne benyttes i kortlægningen af levesteder inden for fuglebeskyttelsesområderne, og sammenholdes med faktiske observationer af fuglenes forekomst og observatørens opfattelse af levestedernes egnethed. På grundlag heraf er der foretaget en endelig udvælgelse af indikatorer, og de relevante kategorier de skal registreres i, og de er efterfølgende indgået i en kalibreringsøvelse, hvor indikatorerne scores og vægtes i forhold til den endelige indeksberegning. Beregningsmetoden tager højde for artsspecifikke forskelle, således at den samme lokalitet kan fremstå med forskellig naturtilstand afhængigt af hvilken art, der benytter levestedet. I lighed med de øvrige naturtilstandssystemer har naturtilstanden for levesteder værdier mellem 0 og 1 på referenceskalaen, hvor 1 er den bedste tilstand, og 0 er den dårligste.

Forudsætningen for at opstille et relevant sæt af indikatorer, vægte dem og fastlægge scorer for hver kategori er et tilstrækkeligt kendskab til de krav skovfuglene har til deres redeområder og fødesøgningsområder. For fire af de fem arter, hvepsevåge, sortspætte, rødrygget tornskade og hedelærke har DCE tidligere foreslået relevante indikatorer, men ud fra de registrerede data har det kun vist sig muligt at fastlægge endelige scorer og vægte for to af arterne, sortspætte og rødrygget tornskade. Det har ikke været muligt at udpege relevante indikatorer for natravn, og med den aktuelle viden om levestedskravene for hvepsevåge og hedelærke har det vist sig at være for usikkert at opstille konkrete tilstandsvurderingsmetoder.

Indikatorerne er opdelt i kategorier, hvor feltobservationerne består i at afkrydse den kategori, der bedst stemmer overens med de aktuelle forhold på lokaliteten. Ved den forudgående dataindsamling var nogle indikatorer endnu ikke inddelt i de endelige kategorier, men blev registreret med en given nøjagtighed i felten, og efterfølgende er i denne rapport fastlagt de endelige kategorier for registrering og scoring. Ud fra dette datagrundlag er hver indikator tildelt en score fra 0 til 1 alt efter betydningen af kategorierne i vurderingen af levestedets naturtilstand. Naturtilstanden er efterfølgende beregnet som det vægtede gennemsnit af de indikatorer, der indgår i vurderingen. Der er således foretaget en kalibrering af systemet således, at beregningerne er sammenholdt med arbejdsgruppens vurdering af tilstanden på udvalgte, velkendte lokaliteter, og der er foretaget en tilpasning af indikatorernes vægte og kategoriernes scorer i beregningen af naturtilstandsindexet, således at de

stemmer overens med arbejdsgruppens vurdering af de økologiske krav arterne stiller.

Metoden til vurdering af naturtilstand muliggør et ensartet grundlag for tilstandsvurderingen af områdernes levesteder. Samtidig med et overblik over tilstanden i de enkelte områder vil der ud fra en vurdering af indikatorernes tilstand kunne foretages en vurdering af levestedernes forvaltningsmæssige indsatsbehov.

Data fra tilstandsvurderingssystemet anvendes i basisanalyserne for Natura 2000-områderne, hvorefter der kan fastsættes mål for ønsket fremtidig naturtilstand. På det grundlag udarbejdes indsatsplaner for en 6-års periode, der skal sikre eller forbedre levestederne, således at tilstanden med tiden kommer nærmere målsætningerne for det enkelte Natura 2000-område.

3. Tilstandsvurdering af levesteder

3.1 Indledning

DCE har på opdrag fra Miljøstyrelsen de senere år udviklet systemer til kortlægning og tilstandsvurdering af Natura 2000-områder, der er omfattet af habitatdirektivet og fuglebeskyttelsesdirektivet, både lysåbne naturtyper (Fredshavn & Skov, 2005, Fredshavn & Ejrnæs, 2007), skovnaturtyper (Fredshavn m.fl., 2007) og sønaturtyper (Fredshavn m.fl., 2009). Systemet er også udvidet til at omfatte nationalt beskyttede naturområder jf. Naturbeskyttelseslovens § 3 (Fredshavn m.fl., 2007). Hermed er skabt et ensartet grundlag for den videre naturplanlægning. Senest er der også udviklet et tilsvarende system, der kan bruges til vurdering og forvaltning af arterne og deres levesteder (Søgaard m.fl., 2008). Dette system er med denne rapport udvidet til også at omfatte skovfuglearters levesteder i Natura 2000-områderne.

Tilstandsvurderingssystemet af levesteder udgør en fælles accepteret referenceskala, der kan anvendes i dialog med interessenter og lodsejere om forvaltningen i Natura 2000-områderne. Brugen af tilstandsvurderingssystemet i Natura 2000-planlægningen har været afgørende for den konkrete udvikling af systemet. Tilstandsvurderingen bygger på en kortlægning, hvor der på lokaliteterne foretages en arealmæssig afgrænsning af levestedet og en registrering af data indsamlet i felten. På grundlag heraf beregnes et mål for lokalitetens naturtilstand, karakteriseret ved én af fem naturtilstandsklasser fra dårlig til høj naturtilstand.

Forvaltningen af arter tager udgangspunkt i arternes krav til deres levesteder. Forvaltningsmæssigt er opgaven at have et grundlag til vurdering af levestedets naturtilstand og på den baggrund sikre eller forbedre tilstanden, så den imødekommer den enkelte arts krav og dermed giver mulighed for at opretholde eller forbedre artens levevilkår og dermed bestandsstørrelse og udbredelse inden for de enkelte Natura 2000-områder. En tilstandsvurdering og indsats forudsætter derfor et indgående kendskab til de krav, den enkelte art har til levestedet. For de fem skovfuglearter der har indgået i denne undersøgelse, har det vist sig at vidensgrundlaget kun har været tilstrækkeligt for to arters vedkommende, når vi sammenholder registreringen af de foreslåede indikatorer med arternes faktiske forekomst. Arterne kan hver især have en smallere eller bredere amplitude i valg af levested og tilstandsvurderingens præcision kan derfor variere betydeligt mellem de enkelte arter og lokaliteter.

3.2 Overordnet beskrivelse af tilstandsvurderingssystemet

Vurderingen af levesteder for skovfuglene tager primært udgangspunkt i de krav, arterne stiller til deres ynglelokaliteter. Ifølge bekendtgørelse om klassificering og fastsættelse af mål (Miljø- og Fødevareministeriets bekendtgørelse nr. 144 af 20. januar 2011) er fokus i Natura 2000-planlægningen på arternes levesteder, således at forvaltningen er i overensstemmelse med de økologiske krav, arterne stiller til deres levesteder jf. fuglebeskyttelsesdirektivet. På den måde skabes en reel sammenhæng mellem dansk lovgivning og EU's krav til dansk naturforvaltning.

Der benyttes en fælles referenceskala for naturtilstanden af både naturtyper og arters levesteder. Endepunkterne på referenceskalaen svarer til hhv. de bedste og de ringeste eksempler på naturtilstand for de pågældende levesteder i Danmark baseret på eksisterende viden om levestederne og deres regionale forskelle. Et givet areals placering i forhold til referencetilstanden angives på en kontinuert skala fra 0 til 1. Denne referenceskala kan oversættes til fem naturtilstandsklasser:

1. høj naturtilstand; naturtilstanden er tæt på det i dag optimale
2. god naturtilstand
3. moderat naturtilstand
4. ringe naturtilstand
5. dårlig naturtilstand.

Fuglebeskyttelsesdirektivet stiller krav til beskyttelse, opretholdelse og genskabelse af tilstrækkeligt forskelligartede og vidtstrakte levesteder for arter omfattet af direktivets Bilag 1, hvilket inkluderer opretholdelse af beskyttede områder og en forvaltning, der er i overensstemmelse med de økologiske krav arterne stiller.

En forudsætning for bestandenes trivsel er nødvendige levesteder, og en forvaltning af arterne tager derfor udgangspunkt i arternes levesteder. Der er således en direkte sammenhæng mellem på den ene side arternes bestandsstørrelser og udbredelse og på den anden side naturtilstanden af arternes levesteder. De to øverste tilstandsklasser 1 og 2 vurderes at opfylde fuglebeskyttelsesdirektivet og arternes krav til tilstand af levestedet. Skalaens fem tilstandsklasser omfatter principielt alle tilstande levestederne kan findes i. Det betyder også, at tilstandsklasse 5, dårlig naturtilstand, vil omfatte arealer, hvor naturtilstanden er så påvirket og ødelagt, at lokaliteten kun undtagelsesvis kan være levested for arten.

Lokaliteter, der ikke vurderes at kunne være levesteder, vil ikke blive kortlagt som levesteder. Allerede eksisterende levesteder kan udvikle sig så uheldigt, at de omfattes af tilstandsklasse 5 og helt ophører med at være levested. En kortfattet beskrivelse og fortolkning af de fem naturtilstandsklasser kan ses i Tabel 1.

De kriterier, der ligger til grund for udpegningen af indikatorer for naturtilstand, skal afspejle de vigtigste økologiske strukturer og funktioner for den pågældende arts levesteder og skal omfatte de vigtigste forvaltningsmæssige faktorer for levestederne. For hver art er foreslået en række indikatorer, der har til formål at afspejle de valgte kriterier så økonomisk og ressourceeffektivt som muligt. På baggrund af de valgte indikatorer er der udarbejdet et forslag til, hvordan indikatorerne kan omsættes til en vurdering på den fælles referenceskala. Valg af indikatorer tager udgangspunkt i kravene til relevans og enkelhed i dataindsamlingsmetoden, og udmøntes i tekniske anvisninger til kortlægning af skovfuglearterne.

Tilstandssystemet giver et aktuelt billede af levestedernes naturtilstand i Natura 2000-områderne og indgår i Natura 2000-planlægningen, hvor der på baggrund af levestedernes tilstand og de konstaterede trusler kan udarbejdes en plan for arealernes videre forvaltning.

Table 1. Beskrivelse af tilstandsklasser for levesteders naturtilstand.

Naturtilstand	Generel definition af tilstandsklasser
1. Høj tilstand (1,0-0,8)	Der er ingen eller kun meget små menneskeskabte ændringer i værdierne for de fysisk-kemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer for den pågældende arts levested i forhold til, hvad der normalt gælder for levesteder under uberørte og/eller optimale forhold. Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for levestedet svarer til, hvad der normalt gælder for artens levesteder under uberørte forhold, og der er ingen eller kun meget små tegn på forandringer.
2. God tilstand (0,8-0,6)	Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende arts levested udviser lave niveauer af forandringer som følge af menneskelig aktivitet, men afviger kun lidt fra, hvad der normalt gælder for disse levesteder under uberørte og/eller optimale forhold.
3. Moderat tilstand (0,6-0,4)	Værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende arts levested afviger i moderat grad fra, hvad der normalt gælder for disse levesteder under uberørte og/eller optimale forhold. Værdierne viser middelstore tegn på forandringer som følge af menneskelig aktivitet og er betydeligt mere forstyrrede end under forhold med god tilstand.
4. Ringe tilstand (0,4-0,2)	Levesteder, der viser tegn på større ændringer i værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende arts levesteder, og hvori de relevante biologiske forhold afviger væsentligt fra, hvad der normalt gælder for den pågældende arts levesteder under uberørte og/eller optimale forhold.
5. Dårlig tilstand (0,2-0,0)	Levesteder, der viser tegn på alvorlige ændringer i værdierne for de biologiske kvalitetselementer for den pågældende arts levesteder, og hvori store dele af de relevante biologiske forhold, der normalt karakteriserer den pågældende arts levesteder under uberørte og/eller optimale forhold, ikke forekommer.

4. Udvalgelse og afgrænsning af levesteder

Udvalgelse og afgrænsning af levestederne tager udgangspunkt i fuglenes krav til levestederne, således som det er beskrevet for afgrænsningen af levestedet for den enkelte art i det indledende afsnit til hver gruppe. Afgrænsningen af levesteder er foretaget med henblik på kortlægning og tilstandsvurdering til brug for Natura 2000-planlægningen. Ved anden myndighedsudøvelse som f.eks. tilladelser, dispensationer m.m. vil der i forbindelse med krav om konsekvensvurdering typisk også kunne være andre forhold på arealer uden for det kortlagte levested, som skal behandles.

Kortlægningen foretages inden for de Natura 2000-områder (fuglebeskyttelsesområder), hvor arten er på udpegningsgrundlaget, og der kortlægges primært lokaliteter, hvor der er kendskab til nuværende eller tidligere yngleforekomster af arten.

- **Levestedet** omfatter **redeområdet** og for flere arter også **fødesøgningsområdet**. Dette sidste er dog vanskeligt at afgrænse og for de fleste arter relativt ukendt.
- **Redeområdet** omfatter det begrænsede område, hvor reden placeres. For skovfuglene omfatter redeområdet selve reden og det umiddelbart omkringliggende homogene areal med samme strukturforhold, fx en skovlysning, en rydning, en tæt bevoksning etc.
- **Voksenfødesøgningsområdet** er det omliggende areal ift. redeområdet, der giver mulighed for fødesøgning. For skovfuglene er det typisk det samlede skovparti eller sammenhængende skovareal, hvor den indbyrdes afstand mellem skovpartierne er mindre end 500 m, men også de umiddelbart tilgrænsende enge og moser, hvis de benyttes til fouragering. For rødrygget tornskade og hedelærke udgør fødesøgningsområdet sammen med redeområdet det samlede overdrevsareal, hedeareal eller skovlysning fuglene primært opholder sig i gennem yngletiden.

Arealerne skal opfylde de beskrevne krav til artens redeområde og i nogle tilfælde tilknyttede fødesøgningsområder for unger og voksne fugle. Vurderingen af levestedets naturtilstand baseres primært på det konkrete afgrænsede område, men forudsætningen for at afgrænse et levested er, at levestedet og omgivelserne tilsammen opfylder fuglenes krav til redeplacering og i nogle tilfælde fødesøgning. Foruden de områder, der aktuelt opfylder betingelserne til afgrænsning, kan der også medtages omkringliggende arealer, der er strukturelt egnede, men formodes fravalgt af fuglene på grund af forstyrrelser, eller lignende. Et krav til disse arealer er, at de ved enkle forvaltningstiltag kan tilbageføres til en egnet tilstand. Som hovedregel inkluderer afgrænsningen af levestedet altid selve redeområdet. De voksne fugles fødesøgningsområder indgår kun i afgrænsningen af levested i det omfang, at de er en integreret del af ynglelokaliteten, og indgår i opfostringen af ungerne. Eksempelvis afgrænses levestedet for rødrygget tornskade til hele overdrevsarealet eller skovrydningen, hvor reden placeres og de voksne fugle søger deres føde. Området er typisk afgrænset af den egentlige højskov eller de tilgrænsende dyrkede arealer. For andre arter, som fx hvepsevåge, foregår fødesøgningen ofte i længere afstand fra selve reden, og de voksne fugles fødesøgningslokaliteter kan dermed være adskilte fra redeområdet, og indgår derfor ikke i afgrænsningen. Egnede fødesøgningslokaliteter skal

imidlertid vurderes at være til stede i omgivelserne, selvom levestedslokaliteten afgrænses til kun at omfatte redeområdet.

Afgrænsningen af levesteder er specifikke for hver enkelt art, og det er artens konkrete krav til levested, der afgør afgrænsningen. Der vil således være forskelle på levestedsafgrænsningen for de enkelte arter. Ved kortlægningen skal det derfor specificeres for hvilken art kortlægningen er foretaget. Tabel 2 viser en oversigt over arealer, der indgår i arternes levestedsafgrænsninger.

Kapitel 5 gennemgår hver enkelt arts særlige krav til redeområde og fødesøgningsområde, og hvorledes afgrænsningen af levestedet for den specifikke art skal foretages i felten. Der er også angivet eksempler på afgrænsning af levestedet.

Tabel 2. Oversigt over afgrænsningen af arternes levesteder (yngleområder). Med X er angivet om redeområdet og området de voksne fugle søger føde i, indgår i levestedsafgrænsningen.

Gruppe	Art	Redeområde	Voksenfødesøgningsområde
Skovfugle	Hvæpsevåge	X	
	Sortspætte	X	
	Natram	X	
	Rødrygget tornskade	X	X
	Hedelærke	X	X

5. Indikatorer til vurdering af naturtilstand for skovfuglenes levesteder

Indikatorerne repræsenterer de konkrete, målbare parametre, der benyttes i vurderingen af tilstanden. Indikatorer kan bruges til at vurdere levestedernes tilstand, advare om ændringer og bidrage til at diagnosticere årsagen til eventuelle ændringer. Indikatorerne bygger på kendte påvirkninger og trusler for de enkelte arter. Det konkrete input til tilstandsvurderingssystemet udgøres af indikatorer, der tildeles en vægtning afhængig af deres betydning for den samlede vurdering, og en score mellem 0 og 1 for hver af de kategorier indikatoren kan angives i.

Er årsagssammenhængen mellem de negative påvirkninger og levestedernes tilstand tilstrækkeligt underbygget datamæssigt, kan man herudfra vurdere, hvilke scoreværdier indikatoren skal tillægges inden for den enkelte naturtilstandsklasse. I mange tilfælde har dette datagrundlag ikke været tilstede, og indikatorudvælgelsen og vurderingen af deres betydning bygger derfor i høj grad på ekspertvurderinger og den tilgængelige litteratur. Denne litteratur er ofte meget generel og dækker større udbredelsesområder end de konkrete Natura 2000-områder, dette system skal bruges inden for, og der kan derfor forekomme afvigelser i fuglenes reaktion og adfærd beskrevet i litteraturen og baseret på de tidligere erfaringer. Det er derfor vigtigt at de forslag til indikatorer og deres betydning, der her bliver præsenteret, løbende bliver tilpasset de konkrete registrerede data og fuglenes præferencer.

Fem skovfugle, hvepsevåge, sortspætte, natravn, rødrygget tornskade og hedelærke var på forhånd udvalgt til at indgå i undersøgelserne. Udvalgelsen er blandt andet baseret på de krav fuglene forventes at stille til deres levesteder. Arterne er primært knyttet til danske skov, hede- og overdrevslokaliteter. For natravn er der ikke fundet indikatorer, men for de øvrige fire arter er der tidligere udvalgt en række indikatorer, der går på tværs af arterne, og enkelte indikatorer, der er specifikke for den enkelte art.

Levestedsparametrene inkluderer dels strukturelle indikatorer, der udtrykker skovstrukturen og vegetationens højde, jordfugtighed m.v. og andre indikatorer, fx menneskelige forstyrrelser. Ved valg af indikatorer er der også taget hensyn til de indikatorer, der benyttes i tilstandsvurdering af tilsvarende naturtyper, herunder skovene.

For flere af indikatorernes vedkommende er der benyttet en simpel transektopmåling, der udføres ved at gå en strækning på 100 x 100 m gennem levestedsområdet og optælle antallet af fx redetræer. Transekten ligger som en lige linje gennem området, og undervejs observeres visuelt og ved brug af almindelig håndkikkert antallet af træer, der vurderes at opfylde betingelserne. Ved denne meget ekstensive undersøgelse skal der ikke foretages detaljerede studier eller opmålinger af det enkelte træ, men alene foretages en vurdering af hvor mange træer i synlig afstand fra transekten, der skønnes at opfylde kriterierne. Transektopmålingen skal give et hurtigt bud på antallet af træer pr ha, og det er derfor forudsat at det kun er træerne inden for en afstand af 50 meter til hver side af transekten, der indgår i opmålingen.

5.1 Levestedsindikatorer for hvepsevåge

Det har ikke været muligt at opnå en tilfredsstillende sammenhæng mellem beregningerne af hvepsevåges levesteds kvalitet ud fra de foreslåede indikatorer og de faktiske forekomster af ynglende hvepsevåge, så derfor er de følgende beskrivelser blot en gentagelse af tidligere foreslåede indikatorer uden en kalibreret beregningsmetode.

Hvepsevåge yngler primært i løvtrædominerede skove. Den kan træffes i både små og store skove, men undersøgelser har vist, at chancen for ynglende hvepsevåge er størst i skove over 100 ha. Skovene eller arealerne omkring skal indeholde lysninger eller lysåbne arealer til fødesøgning. Føden består primært af larver og pupper af hvepse og humlebier samt af padder. Reden anlægges hyppigst i løvtræ, oftest bøg, og gerne i gamle, ret åbne bevoksninger. Hvepsevåge placerer gerne sin rede i de mere uforstyrrede dele af skoven.

5.1.1 Afgrænsning af levested

Fokus for en levestedsvurdering er egnede lokaliteter i de Natura 2000-områder, hvor arten er på udpegningsgrundlaget. Ved kortlægning af levesteder for hvepsevåge skal kravene til egnede redeområder såvel som kravene til egnede fødesøgningslokaliteter være opfyldte.

Ved afgrænsningen af levestedet indtegnes kun det eller de centrale redeområder. De omkringliggende skovarealer, herunder mindre skove i nærheden danner tilsammen det samlede fødesøgningsområde. Størrelsen af det kortlagte redeområde vil variere alt efter skovstrukturen og det samlede skovareal, men vil typisk omfatte de centrale, relativt uforstyrrede dele af skoven, af minimum 4-500 m i udstrækning med åbent kronedække og gerne med større, gamle træer. I større skove kan redeområdet være store sammenhængende områder eller flere mindre områder.

Figur 1. Eksempel på afgrænsning af levested for hvepsevåge. Besøgsarealet (rød linje) er afgrænset ud fra orthofoto, men i felten vurderes at kun en mindre del opfylder artens levestedskrav (gul linje).



5.1.2 Redeområdets struktur og drift

Indikatorerne registreres alle inden for det indtegnede redeområde.

Arealandel med kronedække i redeområdet

Hvæpsevågens rede placeres i lysåbne områder, gerne i ældre løvskov eller blandingsskov. Graden af lysåbenhed kan måles på kronedækket. Der anføres en skønnet dækningsgrad af trækroneerne ved lodret projektion. Vurderingen baseres på aktuelle orthofotos og feltobservationer. Der er endnu ikke foretaget en inddeling af kategorier, så registreringen foretages som procent kronedække med 5 % nøjagtighed (0, 5, 10, 15, ...%).

Potentielle redetræer (dbh > 50 cm)

Potentielle redetræer for hvæpsevåge er høje træer med en stammetykkelse over 50 cm, der står i relativt åbne bevoksninger. Reden placeres hovedsageligt i bøge- og egetræer med en diameter i brysthøjde på mere end 50 cm. I det vestlige Danmark benyttes også store nåletræer, herunder ædelgran, douglasgran og skovfyr. På en 100 m lang transekt gennem redeområdet noteres antallet af potentielle redetræer med brysthøjdediameter over 50 cm ud fra en visuel bedømmelse.

5.1.3 Forstyrrelse

Indikatorerne registreres som aktiviteter i selve levestedsområdet og omgivelsernes indflydelse på levestedet. Forstyrrelser omfatter kun menneskeskabte forstyrrelser.

Menneskelig forstyrrelse

Hvæpsevåge er følsom overfor visse former for menneskelig forstyrrelse. Forstyrrelser kan føre til tab af reder og opgivelse af yngleforsøg. Menneskelig forstyrrelse vil typisk ske i forbindelse med færdsel i skoven, løse hunde og skovdrift. Skovgæster og larmende beskærer- og skovningsmaskiner er således problemer. I felten vurderes menneskelig forstyrrelse i redeområdet på en skala fra 1-5, fra uforstyrret til megen forstyrrelse efter nedenstående kategorier:

1. *Uforstyrret* er ret utilgængelige eller afspærrede områder, fx tætte, uigennemtrængelige skove med udpræget underskov og krat og evt. områder med adgangsforbud i yngletiden. Skovningsaktivitet forekommer ikke i yngleperioden, og der er ingen rekreative aktiviteter.
2. *Ringe forstyrrelse* er vanskeligt tilgængelige områder hvor der kun sjældent foregår skovdriftsaktiviteter i yngleperioden. Der er ingen rekreative støttepunkter i selve redeområdets afgrænsning, hverken stianlæg, parkeringspladser, foderpladser el. lign.
3. *Moderat forstyrrelse* er områder med sparsom færdsel af mennesker til fods, og evt. foderpladser, der af og til benyttes. Skovdrift kan muligvis forekomme i mindre omfang i yngleperioden. Der kan forekomme rekreative støttepunkter i kanten af området i form af trampede stier, vanskeligt tilgængelige tilkørselsveje, små og lidet benyttede parkeringsanlæg.
4. *Nogen forstyrrelse* er områder, med regelmæssig færdsel i og omkring det afgrænsede redeområde. Der kan være en del skovningsaktivitet i yngleperioden. Der er udprægede rekreative støttepunkter i form af stianlæg, fx mountainbikeruter, let tilgængelige tilkørselsveje eller parkeringspladser.
5. *Megen forstyrrelse* omfatter bynære eller sommerhusnære områder med udprægede rekreative aktiviteter, fx i form af asfalterede veje, beboelser, iskiosker, og der er gode tilkørsels- og parkeringsmuligheder.

5.1.4 Fødesøgningsområdets skovstruktur

Indikatorerne dækker det samlede fødesøgningsområde, inklusive de omkringliggende skove og umiddelbart tilgrænsende, lysåbne arealer.

Samlet skovareal

Det samlede skovareal inkluderer de tilgrænsende skove hvis afstanden mellem skovparterne er mindre end 500 m. Mindre skove i nærheden af hinanden kan således tilsammen danne et skovkompleks som udgør det samlede fødesøgningsareal. Der er endnu ikke foretaget en inddeling af kategorier, så skovarealet registreres som antal ha sammenhængende skovareal.

Arealet af moser og enge i skoven samt udyrkede arealer inden for en radius på maksimalt 500 m fra skovkanten

Størstedelen af hvepsevågens fødesøgning finder sted i lysninger, gerne fugtige områder i skoven inden for fødesøgningsområdet samt omkringliggende lysåbne, fugtige, udyrkede naturarealer i en afstand op til 500 m fra skovkanten og maksimalt 3 km fra redeområdet. Der er endnu ikke foretaget en inddeling af kategorier, så registreringen angives i antal ha.

5.1.5 Relevant litteratur

Jørgensen, H.E. 2015. Ynglende rovfugle i det østlige Danmark 1980-2010: Hvepsevåge *Pernis apivorus*. Rapport, 19 s.

Jørgensen, H.E. 1989. Danmarks Rovfugle – en statusoversigt. Frederikshus, 333 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. 3. udgave. Danmarks Miljøundersøgelser. 462 s. - Faglig rapport fra DMU, nr. 457.

5.2 Levestedsindikatorer for sortspætte

Ud fra de indsamlede data fra Natura 2000-områder, hvor sortspætte er på udpegningsgrundlaget er der foretaget en endelig inddeling af indikatorerne i kategorier, og udviklet en beregningsmetode med kalibrerede scorer og vægte.

Sortspætte yngler oftest i blandingskove, men kan sjældnere også træffes i rene løv- og nåleskove. Reden hugges ud i store, højstammede træer i tætte bevoksninger - i Danmark oftest bøg, sjældnere ædelgran, douglasgran eller skovfyr. Føden består hovedsagligt af store myrer og vedboende insekter, og for at sikre et tilstrækkeligt fødegrundlag skal der i nærheden af reden være et betragteligt areal af varieret skov med bl.a. dødt ved.

5.2.1 Afgrænsning af levested

Fokus for en levestedsvurdering er egnede lokaliteter i de Natura 2000-områder, hvor sortspætte er på udpegningsgrundlaget. Ved kortlægning af levesteder for sortspætte skal kravene til egnede redeområder såvel som kravene til egnede fødesøgningslokaliteter være opfyldte.

Ved afgrænsningen af levestedet indtegnes kun det centrale redeområde med tilstedeværelse af potentielle redetræer. Størrelsen af redeområdet vil variere alt efter skovstrukturen og det samlede skovareal, men vil typisk omfatte centrale, relativt uforstyrrede dele af skoven, af minimum 2-400 m i udstrækning.

Figur 2. Eksempel på afgrænsning af levested for sortspætte. Besøgsarealet (rød linje) er afgrænset ud fra orthofoto, men i felten vurderes at kun en mindre del opfylder artens levestedskrav (gul linje).



5.2.2 Redeområdets struktur og sammensætning

Indikatorerne registreres inden for det afgrænsede levestedsareal.

Kronedække

Sortspætte foretrækker at udhugge redehullet i områder med tæt kronedække, men fraviger gerne denne præference hvis de potentielle redetræer udelukkende findes i mere åbne dele af skoven. Der anføres en skønnet dækningsgrad af trækronerne ved lodret projektion. Vurderingen baseres på aktuelle orthofotos og feltobservationer. Registreringen bør finde sted i sommermånederne, og foretages i følgende fem kategorier:

1. 0-20 %
2. 21-40 %
3. 41-60 %
4. 61-80 %
5. 81-100 %.

Potentielle redetræer (dbh > 50 cm og laveste gren > 6 m over jorden)

For at et træ kan anses som potentielt redetræ for sortspætte skal træet både opfylde et krav til stammetykkelse (dbh > 50 cm) og til træets højstammethed (laveste gren > 6 m over jorden). Sortspætte har brug for tykstammede træer for at kunne anlægge den store rede. Reden placeres hovedsagligt i træer med en diameter i brysthøjde på mere end 50 cm, selvom redehuller er registreret i træer med en diameter på ned til 35 cm. I Danmark udhugges redehullet langt overvejende i bøg, men yngleføremønstre er også registreret i ædelgran, douglasgran og skovfyr. For at sikre reden mod prædation fra rovdyr (hovedsagligt mår) placerer sortspætte sin rede i højstammede træer oftest helt uden grene under hullet. Da redehullet normalt udhugges i stor højde, skal laveste gren i kronen være placeret højere end 6 m fra basis.

På en 100 m lang transekt gennem redeområdet noteres antallet af potentielle redetræer (dbh > 50 cm og laveste gren > 6 m over jorden) ud fra en visuel bedømmelse i følgende fem kategorier:

1. 0-5 pr. ha
2. 6-10 pr. ha
3. 11-15 pr. ha
4. 16-20 pr. ha
5. flere end 20 pr. ha.

Dødt ved (diam > 20 cm, længde > 2m)

Vedboende insekter er en vigtig fødekilde for sortspætte, og dødt ved derfor en væsentlig indikator for et egnet levested. Dødt ved skal være tilgængelig i hele fødesøgningsområdet, men vurderingen af denne indikator begrænses til selve redeområdet som en proxy. Dødt ved omfatter både stående og liggende døde stammer og døde sidegrene. Selvom dødt ved i mindre dimensioner også er egnede levesteder for de insekter sortspætten lever af, er det af hensyn til tidsforbruget kun stammer og grene med dimensioner større end 20 cm i diameter og med en minimumslængde på 2 m, der indgår i optællingen. En død stamme med én eller flere kraftige sidegrene, der alle opfylder betingelserne, tæller altså hver især med. På en 100 m lang transekt gennem redeområdet noteres antal stykker dødt ved ud fra en visuel bedømmelse i følgende fem kategorier:

1. 0-5 stk. pr. ha
2. 6-10 stk. pr. ha
3. 11-15 stk. pr. ha
4. 16- 20 stk. pr. ha
5. flere end 20 stk. pr. ha.

5.2.3 Redeområdets forstyrrelse

Menneskelig forstyrrelse

Sortspætte kan være følsom overfor menneskelig forstyrrelse, men udviser samtidig i nogle områder en vis tilvænnning og tolerance i forbindelse med

menneskelig aktivitet. Forstyrrelser kan i værste fald føre til tab af reder og opgivelse af yngleforsøg. Menneskelig forstyrrelse vil typisk ske i forbindelse med færdsel i skoven, løse hunde og skovdrift specielt i yngletiden. Træer med eksisterende sortspættehuller bør ikke fældes, da spætteerne gerne benytter de samme huller i flere år. I felten vurderes menneskelig forstyrrelse på en skala fra 1-5, fra uforstyrret til megen forstyrrelse efter nedenstående kategorier:

1. *Uforstyrret* er ret utilgængelige eller afspærrede områder, fx tætte, uigennemtrængelige skove med udpræget underskov og krat og evt. områder med adgangsforbud i yngletiden. Skovningsaktivitet forekommer ikke, og der er ingen rekreative aktiviteter.
2. *Ringe forstyrrelse* er vanskeligt tilgængelige områder hvor der kun sjældent foregår skovdriftsaktiviteter. Der er ingen rekreative støttepunkter i selve levestedsafgrænsningen, hverken stianlæg, parkeringspladser, foderpladser el. lign.
3. *Moderat forstyrrelse* er områder med sparsom færdsel af mennesker til fods, og evt foderpladser, der af og til benyttes. Skovdrift forekommer i mindre omfang. Der kan forekomme rekreative støttepunkter i kanten af redeområdet i form af trampede stier, vanskeligt tilgængelige tilkørselsveje, små og lidet benyttede parkeringsanlæg.
4. *Nogen forstyrrelse* er områder, med regelmæssig færdsel i og omkring levestedsafgrænsningen. Der er en del skovningsaktivitet. Der er udprægede rekreative støttepunkter i form af stianlæg, evt. mountainbikeruter, let tilgængelige tilkørselsveje og parkeringspladser.
5. *Megen forstyrrelse* omfatter bynære eller sommerhusnære områder med udprægede rekreative aktiviteter i form af asfalterede veje, beboelser, iskiosker, og der er gode tilkørsels- og parkeringsmuligheder.

5.2.4 Fødesøgningsområdets struktur og sammensætning

Indikatorerne registreres i en radius af 3 km fra centrum af det (el. de) indtegnede redeområde(r).

Samlet skovareal

Sortspætte har brug for et relativt stort skovareal i umiddelbar nærhed af redeområdet, for at sikre et tilstrækkeligt fødegrundlag til opfostring af unger. Det samlede skovareal inkluderer de udpegede og indtegnede redeområder og de tilstødende skovarealer. Skovarealet behøver ikke være sammenhængende, men registreres i total antal ha i en radius op til 3 km fra redeområdet i følgende fem kategorier:

1. 0-50 ha
2. 51-100 ha
3. 101-250 ha
4. 251-500 ha
5. mere end 500 ha.

Skovens sammensætning

Skovens sammensætning af hhv. løv- og nåletræer kan være medvirkende til dets egnethed som ynglelokalitet for sortspætte. I Danmark placeres reden oftest i store bøgetræer, mens en stor del af fødesøgningen kan finde sted i nåleskove med høj forekomst af myrer. En overordnet vurdering af skovens artssammensætning spiller derfor en væsentlig rolle som indikator for ynglende sortspætte. Skovtypen i en radius af 3 km fra redeområdet registreres i følgende fem kategorier:

1. *Yngre løv/nåleskov*. Fødesøgningsområdet er yngre bevoksninger domineret af løvskov (< 25 % nål) eller domineret af nåleskov (< 25 % løv)
2. *Yngre blandingskov*. Fødesøgningsområdet er yngre blandingskovsdominerede bevoksninger med mere end 25 % løv og mere end 25 % nål
3. *Ældre løvskov*. Fødesøgningsområdet er modne eller ældre løvskovsdominerede bevoksninger med ingen eller spredte forekomster af nåletræer (< 25 %)
4. *Ældre nåleskov*. Fødesøgningsområdet er modne eller ældre nåleskovsdominerede bevoksninger med ingen eller spredte forekomster af løvtræer (< 25 %)
5. *Ældre blandingskov*. Fødesøgningsområdet er modne eller ældre blandingskovsdominerede bevoksninger med mere end 25 % løvtræer og mere end 25 % nåletræer.

5.2.5 Relevant litteratur

Bocca, M., Carisio, L., & Rolando, A. 2007: Habitat use, home ranges and census techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea* 95: 17-29.

Brambilla, M. & Saporetti, F. 2014: Modelling distribution of habitats required for different uses by the same species: Implications for conservation at the regional scale. *Biological Conservation* 174: 39-46.

Domokos, E. & Cristea, V. 2014: Effects of managed forests structure on woodpeckers (Picidae) in the Niraj valley (Romania): Woodpecker populations in managed forests. *North-Western Journal of Zoology* 10: 110-117.

Gil-Tena, A., Brotons, L., Fortin, M. J., Burel, F., & Saura, S. 2013: Assessing the role of landscape connectivity in recent woodpecker range expansion in Mediterranean Europe: forest management implications. *European Journal of Forest Research* 132: 181-194.

Khanaposhtani, M. G., Najafabadi, M. S., Kaboli, M., Farashi, A., & Spiering, D. 2012: Habitat requirements of the Black Woodpecker, *Dryocopus martius*, in Hyrcanian forests, Iran. *Zoology in the Middle East* 55: 19-25.

Pirovano, A. R. & Zecca, G. 2014: Black Woodpecker *Dryocopus martius* habitat selection in the Italian Alps: implications for conservation in Natura 2000 network. *Bird Conservation International* 24: 299-315.

Rolstad, J., Majewski, P., & Rolstad, E. 1998: Black woodpecker use of habitats and feeding substrates in a managed Scandinavian forest. *Journal of Wildlife Management* 62: 11-23.

Tjernberg, M., Johnsson, K., & Nilsson, S. G. 1993: Density Variation and Breeding Success of the Black Woodpecker *Dryocopus-Martius* in Relation to Forest Fragmentation. *Ornis Fennica* 70: 155-162.

5.3 Levestedsindikatorer for natravn

Det har ikke i denne undersøgelse været muligt at udpege relevante levestedsindikatorer for natravn, og der er ikke udviklet beregningsmetoder til tilstandsvurdering.

Indtil sidste halvdel af 1800-tallet var natravn i Danmark tilknyttet hedeområder, men efterhånden blev den foretrukne ynglebiotop ændret til at være nåleskovsplantager. I dag yngler natravn således stort set udelukkende i nåletræsplantager på sandjord i Midt- og Vestjylland. Natravnen er nataktiv, idet den fra skumringen og ud på natten søger føde i skovområder, langs skovbryn, på heder, græsningsarealer og i vådområder. Reden udgør en fordybning på jorden, som etableres på tør sandbund i lysåbne gran- og fyrrebevoksninger eller på heder med spredt bevoksning.

Det er næppe kravene til selve redeområdets beskaffenhed, der er begrænsende for natravns tilstedeværelse i et givet område, idet hede, åben gran- eller fyrreskov med et varieret bunddække af kvas, lyng, småtræer og bare pletter må formodes at findes i tilstrækkeligt omfang i de kendte yngleområder. Natravns natlige fouragering gør det imidlertid vanskeligt at beskrive den del af levestedet, der udgør fødesøgningsområdet. Der foreligger således ingen undersøgelser af de danske natravns fourageringsforhold. Engelske undersøgelser har dog vist, at de natlige fødesøgningsområder ligger op til 6 km fra yngleterritoriet, hvilket måske kan formodes også at gælde for danske forhold.

Med udgangspunkt i kendte yngleområder er det muligt at identificere de habitattyper, der findes i en radius af fx 5 km fra yngleterritoriet og som dermed må formodes at udgøre fødesøgningsområdet. Det består typisk af større og mindre rydninger omgivet af nåleskov, hede og åbne partier med kær, moser og søer. Det er dog på det nuværende vidensgrundlag ikke muligt at vurdere, hvilken betydning den arealmæssige fordeling af de enkelte habitattyper og deres karakteristika har for levestedets tilstand. Det er derfor ikke muligt at konvertere disse til målbare indikatorer for levestedets tilstand, hvorfor det ikke lader sig gøre at vægte disse indbyrdes. Som eksempel kan nævnes, at kær, moser og søer udgør en del af yngleområdernes åbne partier, men det er uvist, hvilken andel, der er den optimale. Der er ligeledes uvist, hvor den øvre og nedre grænse ligger for denne habitattypes arealmæssige andel af et egnet levested.

Forvaltningsmæssigt vil det således være meget vanskeligt at udnytte denne viden med henblik på at forbedre levestedets tilstand eller vurdere konsekvenserne af ændringer i et givet yngleområde. Natravn behandles derfor ikke yderligere i nærværende rapport.

Der pågår i disse år undersøgelser af ynglende natravns habitatudnyttelse i Sverige, England og i et vist omfang Danmark. Foruden disse studier er der behov for mere kvantitative analyser af, hvordan ynglende natravne udnytter det mosaiklandskab, som udgør deres levested, og dermed gøre det muligt at opstille og vægte indikatorerne indbyrdes. GPS-mærkning af enkeltfugle er én af de nye muligheder for at bidrage til disse studier.

5.3.1 Relevant litteratur

Alexander, I. H. & Cresswell, B. H. 1990. Foraging by Nightjars *Caprimulgus europaeus* away from their nesting areas. *Ibis* 132: 568-574.

Jensen, N.O. 2007. Bestanden af Natravn *Caprimulgus europaeus* i Thy - 2007. Skov- og Naturstyrelsen, København.

Jensen, N.O. & Jacobsen, L.B. 1996. Ynglebestanden af Natravn *Caprimulgus europaeus* i Danmark, 1992-95. *Dansk Orn. Foren. Tidsskr.* 90: 93-98.

5.4 Levestedsindikatorer for rødrygget tornskade

Ud fra de indsamlede data fra Natura 2000-områder, hvor rødrygget tornskade er på udpegningsgrundlaget er der foretaget en endelig inddeling af indikatorerne i kategorier, og udviklet en beregningsmetode med kalibrerede scorer og vægte.

Rødrygget tornskade yngler på åbne arealer, såsom overdrev, heder og klitheder med tornede krat og i åbne skovrydninger og levende hegn med tornede buske. Føden består hovedsagligt af insekter og i mindre grad af smådyr. Byttet samles i overflodstider til forråd ved at spidde det til de tornede buske. Den danske bestand af rødrygget tornskade overvintrer i det sydlige Afrika og ankommer normalt til yngleområderne fra begyndelsen af maj, mens hovedtrækket først ankommer sidst i maj til starten af juni. Levestedsvurderingen bør foretages i perioden 15. maj til 15. juli.

5.4.1 Afgrænsning af levested

Fokus for en levestedsvurdering er egnede lokaliteter i de Natura 2000-områder, hvor rødrygget tornskade er på udpegningsgrundlaget. Ved kortlægning af levesteder for rødrygget tornskade behandles redeområde og fødesøgningslokaliteter samlet, idet de kun sjældent vil være geografisk adskilte.

Ved afgrænsningen af levestedet indtegnes hele det egnede område, bestående af både redeområdet og fødesøgningsområdet. Størrelsen af levestedet vil variere, og kan omfatte flere egnede territorier (gennemsnitlig territoriestørrelse er ca. 1,5 ha), dog skal arealet minimum være 2-400 m i udstrækning. Landbrugsarealer i omdrift er ikke en del af levestedet for rødrygget tornskade.

Figur 3. Eksempel på afgrænsning af potentielt levested for rødrygget tornskade. Besøgsarealet (rød linje) er afgrænset ud fra orthofoto, men i felten vurderes at kun en mindre del opfylder artens levestedskrav (gul linje).



5.4.2 Levestedets struktur og drift

Indikatorerne registreres alle inden for det afgrænsede levestedsareal.

Arealandel uden vegetationsdække

Rødrygget tornskade finder hovedparten af føden på jorden, hvor indslag af bar jord giver gunstige fourageringsbetingelser, idet byttet let kan ses og høje overfladetemperaturer tilgodeser varmeelskende insekter.

Der anføres en skønnet dækningsgrad af bar jord, blottet sand/tørv, der som følge af forstyrrelser (fx tråd og erosion), fremstår soleksponeret og uden vegetationsdække. Bar jord under et tæt vegetationsdække, fx under et dække af dværgbuske, tæller ikke som vegetationsfrit. Registreringen foretages som arealandel i procent i følgende fem kategorier:

1. 0-5 %
2. 6-10 %
3. 11-30 %
4. 31-75 %
5. 76-100 %.

Arealandel med græs/urtevegetation under 15 cm

Lav vegetation giver gunstige fourageringsbetingelser for rødrygget tornskade, idet byttet ofte fanges på jorden.

Der anføres en skønnet dækningsgrad af lave græsser og urter. Høj vegetation, der ligger ned som et kompakt tæppe, vurderes ud fra vegetationens højde i opret tilstand. I praksis vil vegetation op til 15 cm kun akkurat kunne dække almindelige sko. Registreringen foretages som arealandel i procent i følgende fem kategorier:

1. 0-5 %
2. 6-10 %
3. 11-40 %
4. 41-75 %
5. 76-100 %.

Arealandel med græs/urtevegetation 15-50 cm

Der anføres en skønnet dækningsgrad ud fra en visuel vurdering af vegetationen i opret tilstand. I praksis vil vegetation mellem 15-50 cm kunne dække halvt op på støvleskaftet. Registreringen foretages som arealandel i procent i følgende fem kategorier:

1. 0-5 %
2. 6-10 %
3. 11-30 %
4. 31-75 %
5. 76-100 %.

Arealandel med græs/urtevegetation over 50 cm

Der anføres en skønnet dækningsgrad af høje græsser og urter (høje stauder). I praksis vil høj vegetation helt skjule støvlerne. Registreringen foretages som arealandel i procent i følgende fem kategorier:

1. 0-5 %
2. 6-10 %
3. 11-30 %
4. 31-75 %
5. 76-100 %.

Arealandel med vedplanter (kronedække)

Det foretrukne levested for rødrygget tornskade er lysåbne arealer med spredt vegetation af vedplanter.

Dækningsgraden af vedplanter (træer og buske) vurderes ud fra luftfoto suppleret med en vurdering i felten. Registreringen foretages som arealandel i procent i følgende fem kategorier:

1. 0 %
2. 1-10 %
3. 11-30 %
4. 31-60 %
5. 61-100 %.

Andel af tornede vedplanter

Rødrygget tornskade placerer oftest reden i tornede buske og træer. I tider med rigelige mængder insekter og smådyr hænder det, at rødrygget tornskade spidder byttet på tornene med henblik på opbevaring af forråd. Andelen af tornede buske og træer af det samlede vedplantedække vurderes i felten. Registreringen foretages som andel i procent i følgende fem kategorier:

1. 0 %
2. 1-10 %
3. 11-25 %
4. 26-50 %
5. 51-100 %.

Blomstrende urter og buske

Pollinatorer i form af årevingede insekter (Hymenoptera) og herunder i særdeleshed humlebier (*Bombus*) er en vigtig føderessource for rødrygget tornskade. I nogle tilfælde spiller også sommerfugle (Lepidoptera) som både larver og voksne en vigtig rolle. Tilgængeligheden af nektar- og pollenressourcer på levestedet skønnes ved at registrere forekomsten af blomstrende urter og buske i følgende tre kategorier:

1. *Ingen* eller kun sporadisk forekommende
2. *Spredt forekommende*, eller kun på mindre dele af arealet
3. *Udbredt og talrigt* forekommende på hele arealet.

Topografi

I felten vurderes på en skala fra 1-3 om arealet fremstår ensartet fladt, med enkelte kuperede partier, eller overvejende består af stejle uopdyrkelige skrænter. Kuperede arealer med sydvendte, solbeskinnede, bare pletter er befordrende for et rigt, og varieret insektliv, og dermed et mere varieret fødegrundlag for rødrygget tornskade. I felten registreres arealet under ét, i én af følgende tre topografiske kategorier:

1. Helt *fladt*, uden skrænter eller bakker. Eventuelt skrånende terræn er nordvendt.
2. *Jævnt kuperet*, med lave skrænter eller sydvendte skråninger.
3. *Ret kuperet* eller med høje, stejle skrænter, der ikke er nordvendte.

5.4.3 Hydrologi og afvanding

Fugtige lavninger i ellers overvejende tørre habitater giver muligheder for et rigt insektliv på levestedet som helhed.

Indikatorerne registreres alle inden for det afgrænsede levestedsareal.

Lavbundsarealer

Levestedsarealet kan naturligt bestå af en udbredt mosaik af højbunds- og lavbundsarealer, der giver mulighed for en stor variation i fugtighed, og dermed også i et varieret insektliv. Levestedet kan dog også helt mangle fugtige arealer, og kun bestå af højtliggende tørre partier. Endelig kan der findes et enkelt, mindre eller ganske få, spredte lavbundspartier i et ellers højbundsdomineret terræn. I felten vurderes forekomsten af lavbundsarealer i følgende tre kategorier:

- 1 *Ingen lavbundsarealer.* Levestedet består udelukkende af naturligt tørre højbundsarealer, og der forekommer ingen naturlige fugtigbundspartier.
- 2 *Få, spredte lavbundsarealer.* Levestedet er naturligt et overvejende tørt, højbundsdomineret areal, med et enkelt eller nogle få spredte, mindre lavbundspartier.
- 3 *Udbredte lavbundsarealer.* Levestedet er naturligt et relativt kuperet højbundsdomineret areal, og fordelt over hele arealet forekommer udbredte partier af fugtig lavbund, eventuelt i form af blankt vand.

Afvanding og grøftning

Afvanding og grøftning af fugtige partier vil udtørre arealerne og mindske den naturlige variation i arealets fugtighed, og dermed mindske insektlivets variation. På de levesteder, hvor der naturligt forekommer fugtige lavninger (jf. 2 og 3 i ovenstående indikator), beskrives samtidig om den naturlige hydrologi er opretholdt eller påvirket. Hvis lavbundsarealer naturligt mangler på levestedet angives kategori 0. Lavningernes vegetation benyttes til en vurdering af fugtigheden. I felten vurderes fugtigheden på de lavere liggende arealer på en skala fra 0-5 i følgende kategorier:

0. *Højbundsareal.* Ingen naturlige lavninger
1. *Ingen afvanding. Intakt og veludviklet fugtigbundsvegetation.* Lavningerne er ganske fugtige og der kan være partier med blankt vand. Der er ikke tegn på afvanding i form af grøfter eller dræn. Fugtigbundsvegetationen er intakt og veludviklet.
2. *Nogen afvanding. Fugtigbundsplanter udbredte.* Der er tegn på afvanding, fx i form af perifere eller ikke-funktionsdygtige grøfter, men vegetationen er stadig domineret af arter knyttet til fugtig og våd bund. Lavningerne er ret fugtige, og der kan være mindre partier med meget fugtig bund og evt. blankt vand. Vegetationen er på de fugtige partier domineret af arter knyttet til fugtig og våd bund på levestedet.
3. *Afvanding tydelig. Fugtigbundsplanter pletvist.* Afvandingen er tydelig, fx i form af udrettede vandløb, fungerende grøfter eller drænrør. Der er dog stadig forekomst af arter knyttet til fugtig og våd bund. Lavningerne er kun lidt fugtige, og blankt vand er ualmindelig. Arter knyttet til fugtig og våd bund forekommer kun pletvist på levestedet.
4. *Afvanding udbredt. Fugtigbundsplanter sjældne.* Afvandingen er ganske udbredt, og lavbundspartier har fungerende og evt. nyligt vedligeholdte grøfter eller dræn på arealet. Lavningerne er ganske tørre uden oversvømmelser. Vegetationen er domineret af tørbundsplanter og kun med sjældne forekomster af arter knyttet til fugtig og våd bund.
5. *Fuldstændig afvandet. Fugtigbundsplanter mangler.* Arealet er afvandet fuldstændigt og arter af planter knyttet til fugtig eller våd bund mangler. Lavningerne er helt tørre, og partier med vådbund forekommer ikke. Arter knyttet til fugtig eller våd bund forekommer ikke.

5.4.4 Afgræsning

De lysåbne arealer er afhængige af pleje i form af græsning eller høslæt, der hindrer tilgroning med høje stauder og vedplanter. Afgræssede arealer sikrer gunstige fødesøgningsbetingelser, da det giver en varieret vegetationsstruktur og holder vegetationen lav. Ydermere udgør den insektfauna, der lever i og af køers og andre planteæderes afføring, en del af diæten for rødrygget tornskade, hvor især skarnbasser (Geotrupidae) og møgbiller (Aphodiinae) har betydning.

Afgræsning vil typisk være synlig i form af hegning, ekskrementer, nedbidt urtevegetation og afbidte buske og træer.

Græsningstryk

I felten vurderes på en skala fra 1-4, i hvilken grad, der foretages en gunstig afgræsning af arealet. En gunstig, ekstensiv afgræsning vil efterlade partier med højere vegetation, som kan udnyttes af fx insekter og smådyr. Et for højt græsningstryk vil vise sig ved meget tæt, lav nedbidt vegetation uden blomstrende arter og tydelige partier med optrådt jord. Et for lavt græsningstryk viser sig ved større partier med høj vegetation, ofte med kraftige vinterstandere og begyndende eller fremskreden fremvækst af vedplanter. I felten registreres arealet under ét, hvor græsningstrykket vurderes i én af følgende fire kategorier:

1. *Ingen afgræsning*
2. *For lavt græsningstryk, domineret af høj vegetation og vedplantetilgroning*
3. *Passende græsningstryk, domineret af lav vegetation, men med partier af højere vegetation*
4. *For højt græsningstryk, ensartet nedbidt vegetation uden blomster eller vedplanter.*

5.4.5 Forstyrrelse

Indikatorerne registreres som aktiviteter i selve levestedsområdet og omgivelsernes indflydelse på levestedet. Forstyrrelser omfatter kun menneskeskabte forstyrrelser.

Menneskelig forstyrrelse

Rødrygget tornskade er følsom overfor visse former for menneskelig forstyrrelse. Forstyrrelser kan føre til tab af reder og opgivelse af yngleforsøg. Menneskelig forstyrrelse vil typisk ske i forbindelse med færdsel til fods eller cykel på arealet, løse hunde og larmende skov- og markdrift samt rekreative aktiviteter. I felten vurderes menneskelig forstyrrelse på en skala fra 1-5, fra uforstyrret til megen forstyrrelse efter nedenstående kategorier:

1. *Uforstyrret* er ret utilgængelige eller afspærrede områder, fx afhegnede områder uden adgang. Der er ingen tegn på rekreative aktiviteter.
2. *Ringe forstyrrelse* er vanskeligt tilgængelige eller afhegnede arealer, hvor der kun sjældent foregår aktiviteter, fx i forbindelse med kreaturdrift eller skovdrift på de tilgrænsende arealer. Der er ingen rekreative støttepunkter på arealet i form af stianlæg, parkeringspladser el. lign.
3. *Moderat forstyrrelse* er områder med sparsom færdsel af mennesker til fods eller cykel. Skov- og markdrift forekommer i mindre omfang på de tilgrænsende arealer. Der kan forekomme rekreative støttepunkter i kan-

- ten af området i form af trampede stier, vanskeligt tilgængelige tilkørselsveje, små og lidet benyttede parkeringsanlæg.
4. *Nogen forstyrrelse* er områder, med regelmæssig færdsel i og omkring levestedsafgrænsningen. Der er en del mark- og skovdrift på selve arealet eller de tilgrænsende arealer. Der er udprægede rekreative støttepunkter i form af stianlæg, evt. mountainbikeruter, let tilgængelige tilkørselsveje og parkeringspladser.
 5. *Megen forstyrrelse* omfatter bynære eller sommerhusnære områder med udprægede rekreative aktiviteter i form af asfalterede veje, beboelser, iskiosker m.m., og der er gode tilkørsels- og parkeringsmuligheder.

5.4.6 Relevant litteratur

Brambilla, M., F. Casale, V. Bergero, G. Matteo Crovetto, R. Falco, I. Negri, P. Siccardi and G. Bogliani 2009. GIS-models work well, but are not enough: Habitat preferences of *Lanius collurio* at multiple levels and conservation implications. *Biological Conservation* 142(10): 2033-2042.

Golawski, A. and S. Golawska 2008. Habitat preference in territories of the Red-Backed Shrike *Lanius collurio* and their food richness in an extensive agriculture landscape. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae* 54(1): 89-97.

Golawski, A. and W. Meissner 2008. The influence of territory characteristics and food supply on the breeding performance of the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in an extensively farmed region of eastern Poland. *Ecological Research* 23(2): 347-353.

Lislevand, T. 2012. Habitat and nest placement of Red-backed Shrikes *Lanius collurio* breeding in clear-cuts in southern Norway. *Ornis Norvegica* 35: 28-36.

Pedersen, L. Geertsma, M., & Tøttrup, A. 2012. Prey diversity is affected by climate and differs between age classes in the Red-backed Shrike (*Lanius collurio*). *Ornis Fennica* 89(2): 99-108

Sell, H., K. Olsen, C. Vedel-Smith and J. Svendsen (2013). Effekter af menneskeskabt forstyrrelse på Rødrygget Tornskade (*Lanius Collurio*) ynglende i forskellige habitattyper. *Flora & Fauna* 119(1+2): 55-64.

Svendsen, J. K., Sell, H., Bøcher, P.K., & Svenning, J.C. 2015. Habitat and nest site preferences of Red-backed Shrike (*Lanius collurio*) in western Denmark. *Ornis Fennica* 92: 63-75.

Titeux, N., M. Dufrene, J. Radoux, A. H. Hirzel and P. Defourny 2007. Fitness-related parameters improve presence-only distribution modelling for conservation practice: The case of the red-backed shrike. *Biological Conservation* 138(1-2): 207-223.

Tøttrup, A. P., R. H. G. Klaassen, R. Strandberg, K. Thorup, M. W. Kristensen, P. S. Jørgensen, J. Fox, V. Afanasyev, C. Rahbek and T. Alerstam. 2012. The annual cycle of a trans-equatorial Eurasian-African passerine migrant: different spatio-temporal strategies for autumn and spring migration. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 279(1730): 1008-1016.

5.5 Levestedsindikatorer for hedelærke

Det har ikke været muligt at opnå en tilfredsstillende sammenhæng mellem beregningerne af hedelærkes levesteds kvalitet ud fra de foreslåede indikatorer og de faktiske forekomster af ynglende hedelærke, så derfor er de følgende beskrivelser blot en gentagelse af tidligere foreslåede indikatorer uden en kalibreret beregningsmetode.

Hedelærke yngler på åbne, sandede, tørre arealer, dels på tørre overdrev, dels på klit- og indlandsheder og endelig også i større, åbne skovrydninger. Hedelærke foretrækker således lavtvoksende græs- og hedearealer, og jo mere afgræsset og pletvist bar vegetationen er, jo bedre trives hedelærke. Også skovrydninger efter renafdrift kan være egnede levesteder for hedelærke. Rydningerne skal være højst 2-5 år gamle og relativt store, uden forstyrrelser. I større skovområder med rotation af renafdrifter, skal der højst være 2-5 km mellem rydningerne for at sikre kontinuiteten af levesteder.

5.5.1 Afgrænsning af levested (overdrev, heder og skovrydninger)

Fokus for en levestedsvurdering er egnede lokaliteter i de Natura 2000-områder, hvor hedelærke er på udpegningsgrundlaget. Ved kortlægning af levesteder for hedelærke skal kravene til egnede redeområder såvel som kravene til egnede fødesøgningslokaliteter være opfyldte.

Ved afgrænsningen af levestedet indtegnes hele det egnede område, bestående af både redeområdet og fødesøgningsområdet. Størrelsen af levestedet vil variere, og kan omfatte flere egnede territorier, dog skal arealet minimum være 2-400 m i udstrækning.

Figur 4. Eksempel på afgrænsning af potentielt levested for hedelærke. Besøgsarealet (rød linje) er afgrænset ud fra orthofoto, men i felten vurderes at kun en mindre del opfylder artens levestedskrav (gul linje).



5.5.2 Levestedets struktur og drift

Indikatorerne registreres alle inden for det afgrænsede levestedsareal.

Arealandel uden vegetationsdække

Det er afgørende at levestedet har helt bare pletter af tørt sand eller grus, der er helt vegetationsfrie, hvor hedelærke kan placere reden og finde de insekter, der udgør det meste af føden i forårs- og sommerperioden. Mange steder, hvor hedelærke trives på græs- og hedearealer udgør de bare pletter mere end 10 % af arealet. I skovrydninger skal der være bare pletter, enten efter grenknusningen eller som følge af genplantningen. Der anføres en skønnet dækningsgrad af bar jord, blottet sand/tørv, der som følge af for-

styrrelser (fx tråd og erosion), fremstår uden vegetationsdække. Bar jord under et tæt vegetationsdække, fx under et dække af dværgbuske, tæller ikke som vegetationsfrit, men kan dog have en vis værdi som redested. Registreringen foretages som arealandel i procent med 5 % nøjagtighed (0, 5, 10, 15,%).

Arealandel med græs/urtevegetation under 15 cm

Hedelærke foretrækker et relativt lavt vegetationsdække med en mosaik af højere græs/urtevegetation af hensyn til skjul og et rigere insektliv. Der anføres en skønnet dækningsgrad af lave græsser og urter. Høj vegetation, der ligger ned som et kompakt tæppe, vurderes ud fra vegetationens højde i opret tilstand. I praksis vil vegetation op til 15 cm kun akkurat kunne dække almindelige sko. Registreringen foretages som arealandel i procent med 5 % nøjagtighed (0, 5, 10, 15,%).

Arealandel med græs/urtevegetation 15-50 cm

Hedelærke foretrækker et relativt lavt vegetationsdække med en mosaik af højere græs/urtevegetation af hensyn til skjul og et rigere insektliv. Der anføres en skønnet dækningsgrad ud fra en visuel vurdering af vegetationen i opret tilstand. I praksis vil vegetation mellem 15-50 cm kunne dække halvt op på støvleskaftet. Registreringen foretages som arealandel i procent med 5 % nøjagtighed (0, 5, 10, 15,%).

Arealandel med græs/urtevegetation over 50 cm

Hedelærke foretrækker et relativt lavt vegetationsdække med en mosaik af højere græs/urtevegetation af hensyn til skjul og et rigere insektliv. Der anføres en skønnet dækningsgrad af høje græsser og urter (høje stauder). I praksis vil høj vegetation helt skjule støvlerne. Registreringen foretages som arealandel i procent med 5 % nøjagtighed (0, 5, 10, 15,%).

Arealandel med dværgbuske (kun heder)

På klitheder og heder kan dværgbuske naturligt udgøre en væsentlig del af vegetationsdækket. Dækningsgraden af dværgbuske vurderes ud fra luftfoto suppleret med en vurdering i felten. Dværgbuske omfatter følgende arter: *Hedelyng, revling, klokkelyng, tyttebær, blåbær, mose-bølle, hede-melbærris, rosmarinlyng, engelsk visse, håret visse, tysk visse og farøvisse*. Registreringen foretages som arealandel i procent med 5 % nøjagtighed (0, 5, 10, 15,%).

Arealandel med vedplanter (kronedække)

Høje træer og store buske kan udgøre en væsentlig trussel for hedelærke, da de kan fungere som udkigsposter for rovfugle og skjul for rovdyr. Samtidig kan vedplanterne bidrage til et rigere insektliv og som udkigsposter for hedelærke. Dækningsgraden af vedplanter (træer og buske) vurderes ud fra luftfoto suppleret med en vurdering i felten. Registreringen foretages som arealandel i procent med 5 % nøjagtighed (0, 5, 10, 15,%).

5.5.3 Afgræsning (kun tørgræsland/Overdrev)

De lysåbne arealer er afhængige af pleje i form af græsning eller høslæt, der hindrer tilgroning med høje stauder og vedplanter. Afgræsning vil typisk være synlig i form af indhegning, gødningsklatter, nedbidt urtevegetation og afbidte buske og træer. Høslæt vil ofte være synlig i form af en nedklippet, ensartet vegetationshøjde uden opvækst af vedplanter og evt. med tydelige kørespor.

Arealandel med græsning/høslæt (kun overdrevarsarealer)

I felten vurderes på en skala fra 1-5, på hvor stor en andel af arealet, der foretages en gunstig afgræsning eller pleje med høslæt. En gunstig ekstensiv afgræsning vil efterlade nogle partier helt kortklippede eller vegetationsløse og andre partier med højere vegetation, som kan udnyttes af fx insekter og smådyr. Et højt græsningstryk vil vise sig ved meget tæt, lav nedbidt vegetation uden blomstrende arter og tydelige partier med oprådt jord. Et for lavt græsningstryk viser sig ved større partier med høj vegetation, ofte med kraftige vinterstandere og begyndende eller fremskreden fremvækst af vedplanter, og helt nedbidt vegetation og bar jord mangler. I felten registreres andelen af arealet med tydelig afgræsning i procent med 5 % nøjagtighed (0, 5, 10, 15,%).

5.5.4 Prædation og forstyrrelse

Indikatorerne registreres som aktiviteter i selve levestedsområdet og omgivelsernes indflydelse på levestedet. Forstyrrelser omfatter kun menneskeskabte forstyrrelser.

Menneskelig forstyrrelse

Hedelærke er følsom overfor visse former for menneskelig forstyrrelse. Forstyrrelser kan føre til tab af reder og opgivelse af yngleforsøg. Menneskelig forstyrrelse vil typisk ske i forbindelse med færdsel til fods eller cykel på arealet, løse hunde og larmende mark- og skovdrift samt rekreative aktiviteter. I felten vurderes menneskelig forstyrrelse på en skala fra 1-5, fra uforstyrret til megen forstyrrelse efter nedenstående kategorier:

1. *Uforstyrret* er ret utilgængelige eller afspærrede områder, fx afhegnede områder uden adgang. Almindelig mark- og skovdrift forekommer ikke i yngleperioden, og der er ingen rekreative aktiviteter.
2. *Ringe forstyrrelse* er vanskeligt tilgængelige eller afhegnede arealer, hvor der kun sjældent foregår aktiviteter, fx i forbindelse med tilskuds fodring eller skovdrift. Der er ingen rekreative støttepunkter på arealet i form af stianlæg, parkeringspladser el. lign.
3. *Moderat forstyrrelse* er områder med sparsom færdsel af mennesker til fods eller cykel. Skov- og markdrift forekommer i mindre omfang på levestedsarealet. Der kan forekomme rekreative støttepunkter i kanten af området i form af trampede stier, vanskeligt tilgængelige tilkørselsveje, små og lidet benyttede parkeringsanlæg.
4. *Nogen forstyrrelse* er områder, med regelmæssig færdsel i og omkring levestedsafgrænsningen. Der kan være nogen mark- og skovdrift på selve arealet, fx i form af tilplantning eller renholdelse af kulturer. Der er udprægede rekreative støttepunkter i form af stianlæg, evt. mountainbikeruter, let tilgængelige tilkørselsveje og parkeringspladser.
5. *Megen forstyrrelse* omfatter bynære eller sommerhusnære områder med udprægede rekreative aktiviteter i form af asfalterede veje, beboelser, iskiosker m.m., og der er gode tilkørsels- og parkeringsmuligheder. Der kan være hyppige mark- og skovdriftsaktiviteter på selve arealet, fx i form af tilplantning og renholdelse af kulturer.

Afstand til høje strukturer

Hedelærke foretrækker at levestedet er uden høje strukturer såsom træer, bygninger, elmastere og andre udsigtsposter og rastemuligheder for krager og rovfugle af hensyn til prædation af rederne. På de lysåbne overdrev og heder skal der være tilstrækkeligt lidt vedplantebevoksning, og i skovrydningerne, skal arealerne være af tilstrækkelig størrelse til at skovkantens høje træer ikke benyttes af rovfuglene. I felten vurderes afstand fra de centrale

dele af levestedsarealet til højere strukturer på en skala fra 1-5 i følgende kategorier:

1. Højst 50 m til nærmeste højere struktur
2. 50-150 m til nærmeste højere struktur
3. 150-250 m til nærmeste højere struktur
4. 250-500 m til nærmeste højere struktur
5. mere end 500 m til nærmeste højere struktur.

5.5.5 Relevant litteratur

Arlettaz, R., M.L. Maurer, P. Mosimann-Kampe, S. Nusslé, F. Abadi, V. Braunisch & M. Schaub (2012). New vineyard cultivation practices create patchy ground vegetation, favouring Woodlarks. *Journal of Ornithology* 153: 229-238.

Bowden, C.G.R. (1990) Selection of Foraging Habitats by Woodlarks (*Lullula arborea*) Nesting in Pine Plantations. *Journal of Applied Ecology* 27: 410-419.

Brambilla, M. & Rubolini, D. (2009) Intra-seasonal changes in distribution and habitat associations of a multi-brooded bird species: implications for conservation planning. *Animal Conservation* 12: 71-77.

Conway, G. S. Wotton, I. Henderson, M. Eaton, A. Drewitt & J. Spencer (2009) The status of breeding Woodlarks *Lullula arborea* in Britain in 2006. *Bird Study* 56: 310-325.

Mallord, J.W., P.M. Dolman, A. Brown & W.J. Sutherland (2007). Nest-site characteristics of Woodlarks *Lullula arborea* breeding on heathlands in southern England: are there consequences for nest survival and productivity? *Bird Study* 54: 307-314.

Mallord, J.W., P.M. Dolman, A. Brown & W.J. Sutherland (2007). Linking recreational disturbance to population size in a ground-nesting passerine. *Journal of Applied Ecology* 44: 185-195.

Sirami, C., L. Brotons & J.-L. Martin (2011). Woodlarks *Lullula arborea* and landscape heterogeneity created by land abandonment, *Bird Study*, 58: 99-106.

Sitters, H.P., R.J. Fuller, R.A. Hoblyn, M.T. Wright, N. Cowie & C.G.R. Bowden (1996) The Woodlark *Lullula arborea* in Britain: population trends, distribution and habitat occupancy. *Bird Study* 43: 172-187.

Wotton, S.R. & S. Gillings (2000). The status of breeding Woodlarks *Lullula arborea* in Britain in 1997. *Bird Study* 47: 212-224.

Wright, L.J., R.A. Hoblyn, W.J. Sutherland & P.M. Dolman (2007). Reproductive success of Woodlarks *Lullula arborea* in traditional and recently colonized habitats. *Bird Study* 54: 315-323.

6. Beregning af naturtilstand for levesteder

Levestedernes naturtilstand beregnes som et vægtet gennemsnit af de enkelte strukturindikatorers scoreværdier. Ved feltobservationerne karakteriseres indikatorerne ved en række kategorier. Ved kalibrering af naturtilstandsindexet tildeles indikatorernes forskellige kategorier en scoreværdi afhængig af, hvor langt den pågældende kategori befinder sig fra kategorien for et levested i naturlig/optimal tilstand. Desuden vægtes hver indikator i forhold til dens betydning for det samlede indeks ud fra en vurdering af, hvor vigtigt dette forhold er i den samlede levestedsvurdering.

6.1 Naturtilstandsindex

Den maksimale score, en indikator kan antage, er 1, som tildeles den kategori, der beskriver indikatoren i sin mest optimale tilstand. Indikatorens øvrige kategorier tildeles lavere scorer mellem 0 og 1 afhængig af, hvor langt fra den optimale tilstand kategorien befinder sig. Værdier under 0,6 angiver ugunstige tilstande, og værdier over 0,6 angiver gunstige tilstande. Kategorierne bør afspejle hele spektret af mulige tilstande, lige fra det optimale til det ringeste, således at der ikke vil være tilfælde, hvor en given tilstand ikke kan karakteriseres ved én af kategorierne. Datagrundlaget for scoreværdierne til de forskellige kategorier kan være mangelfuldt, og i de tilfælde bygger tildelingen af scoreværdier dels på publicerede data og dels på ekspertvurderinger. De tildelte scorer er efterfølgende testet og kalibreret, hvor kendte lokaliteter danner udgangspunkt for arbejdsgruppens kalibrering af scoreværdierne.

Indikatorerne vægtes efter deres betydning, og da de er opbygget i et niveaudelt system, foretages vægtningen på hvert hierarkisk niveau. Vægtene normaliseres, så summen af vægtene er 1. Vægten 0 betyder, at indikatoren ingen betydning har for det samlede indeks, mens vægten 1 betyder, at indikatoren udgør hele det pågældende hierarkiske niveau bidrag til naturtilstandsindexet. Inden for hver indikatorgruppe vægtes de forskellige indikatorer efter deres betydning for levestedets tilstand, og således at vægtene inden for en indikatorgruppe også giver 1.

Vægtene tildeles ligesom scoreværdierne ud fra dokumenterede kilder eller, i de tilfælde data er utilstrækkelige, efter bedste ekspertskøn. Efterfølgende bliver værdierne kalibreret i forhold til udvalgte, kendte levesteders forventede tilstandsklasse.

Naturtilstandsindexet for levestedet fremkommer som den korrigerede sum af de vægtede pointværdier. Den vægt, de enkelte indikatorer indgår med i det samlede indeks, er vægten af indikatorgruppen multipliceret med vægten af den enkelte indikator.

Eksempel på beregning af naturtilstand for et levestedsareal for sortspætte

Registreringerne er foretaget i 2016 på en egnet lokalitet i fuglebeskyttelsesområde 4 i Nordjylland, karakteriseret som en privat skovejendom med ældre blandingsskov, hovedsagligt bestående af ældre bøge og en del dødt ved. Der er ikke i dette år konstateret ynglende sortspætte, men der er oplysninger om at der inden for de seneste fem år har været ynglende sortspætte på lokaliteten. I Tabel 2 er vist registreringerne af levestedsindikatorer for sortspætte, samt de kategorier værdierne svarer til, og de scoreværdier arbejdsgruppen på forhånd har fastlagt for disse kategorier.

En beregning af naturtilstanden giver følgende resultat, når scorer og vægte i Bilag 1 benyttes:

Naturtilstand

$$=0,6 \times (0,2 \times 1,00 + 0,4 \times 0,50 + 0,4 \times 0,75) + 0,1 \times (1,0 \times 0,75) + 0,3 \times (0,5 \times 1,0 + 0,5 \times 1,0)$$

$$=0,795$$

Denne værdi svarer til god naturtilstand (klasse II), på grænsen til høj naturtilstand (Klasse I). Antallet af redetræer er middelhøjt, og mængden af dødt ved er relativt højt. En forbedring af begge vil bringe naturtilstanden op i den højeste kategori. Der er ringe forstyrrelse i redeområdet, og da forstyrrelse kun har mindre betydning for naturtilstanden, trækker det kun ubetydeligt ned. Lokaliteten blev af inventøren karakteriseret som et godt levested for sortspætte.

Tablet 2. Registrerede indikatorer for sortspætte på lokalitet for sortspætte i fuglebeskyttelsesområde 4

Indikator	Observation	Kategori	Score
Kronedække	90 %	5	1,00
Redetræer	12 stk/ha	3	0,50
Dødt ved	18 stk/ha	4	0,75
Forstyrrelse	Ringes forstyrrelse	2	0,75
SkovAreal	2400 ha	5	1,00
Skovtype	Ældre blandskov	5	1,00

7. Perspektiver

7.1 Datagrundlag

På baggrund af de foreslåede indikatorer og metoder til at registrere disse i feltet kan der indsamles et relevant datasæt på konkrete lokaliteter i Natura 2000-områderne. I det omfang det vurderes at lokaliteterne ikke er tilstrækkeligt repræsentative for arten som helhed bør der suppleres med lokaliteter uden for Natura 2000-områderne. Sammen med registreringen af indikatorerne bør der foretages en samtidig registrering af ynglefuglenes brug af lokaliteterne, dels i form af fuglenes forekomst og antal og gerne også redeplacering. Dette datagrundlag kan efterfølgende kvalificere den endelige udvælgelse af indikatorer, opdeling i kategorier, og den scoring og vægtning, der er forudsætningen for at kunne udarbejde et tilstandssystem, der er sammenligneligt med de hidtidige systemer.

7.2 Natura 2000-planerne

Miljømålsloven (nr. 1756 af 22. december 2006, som ændret ved lov nr. 514 af 27. maj 2013) stiller krav om udarbejdelse af en Natura 2000-plan for Natura 2000-områderne. Natura 2000-planen refererer til en basisanalyse, en mål-sætning og en indsatsplan for hvert Natura 2000-område, herunder også for levesteder for de arter, som er på udpegningsgrundlaget for et givet område. Basisanalysen består af en kortlægning af naturtyper og levesteder for arter på det enkelte Natura 2000-områdes udpegningsgrundlag, og på baggrund heraf udarbejdes en tilstandsvurdering herunder en vurdering af trusler. Den her beskrevne metode til vurdering af naturtilstand vil danne et ensartet grundlag for tilstandsvurderingen af fuglebeskyttelsesområdernes levesteder for de 4 skovfuglearter. Samtidig med et overblik over tilstanden i de enkelte områder vil der ud fra en vurdering af indikatorernes tilstand kunne foretages en vurdering af levestedernes forvaltningsmæssige indsatsbehov.

Ud fra basisanalysen skal der opstilles mål for opnåelse af gunstig tilstand i Natura 2000-områderne for naturtyper og arter på udpegningsgrundlaget. I henhold til Bekendtgørelse nr. 144 af 20. januar 2011 om klassificering og fastsættelse af mål for naturtilstanden i internationale naturbeskyttelsesområder (med senere ændringer) fastsættes mål for ønsket fremtidig naturtilstand. På det grundlag udarbejdes indsatsplaner for en 6-års periode, der skal sikre eller forbedre levestederne, således at tilstanden med tiden kommer nærmere målsætningerne for det enkelte Natura 2000-område.

Denne rapport danner grundlag for endnu et trin i en udvikling af metoder til vurdering af naturtilstand for udpegningsarternes levesteder. Der vil være stor forskel på de krav, arterne stiller til deres levesteder, både som ynglesteder, fødesøgningssteder og skjulesteder, men denne metode skaber en ensartet tilgang, der både giver overblik over levestedernes tilstand og indikationer på hvilke forhold, der kan forbedres for at opnå en bedre naturtilstand og dermed et bedre grundlag for den fremtidige forvaltning. Forudsætningen for at udvikle disse metoder til vurdering af naturtilstand for arternes levesteder er, at der er et tilstrækkeligt robust fagligt grundlag for at udvælge og vurdere de indikatorer, der repræsenterer levestedernes egnethed.

8. Referenceliste

Fredshavn, JR & Ejrnæs, R (2007). Beregning af naturtilstand - ved brug af simple indikatorer; 2. udgave. - Faglig rapport fra DMU, nr. 735, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 80 s.

Fredshavn, JR, Johannsen, VK, Ejrnæs, R, Nielsen, KE & Rune, F (2007). Skovenes naturtilstand - beregningsmetoder for Habitatdirektivets skovtyper. - Faglig rapport fra DMU, nr. 634, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 52 s.

Fredshavn, JR, Jørgensen, TB & Moeslund, B (2009). Beregning af naturtilstand for vandhuller og mindre søer. Tilstandsvurdering af Habitatdirektivets søtyper. - Faglig rapport fra DMU, nr. 706, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 38 s.

Fredshavn, JR, Nygaard, B & Ejrnæs, R (2007). Naturtilstand på terrestriske naturarealer - besigtigelser af § 3-arealer. - Faglig rapport fra DMU, nr. 736, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 46 s.

Fredshavn, JR & Skov, F (2005). Vurdering af naturtilstand. - Faglig rapport fra DMU, nr. 548, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 85 s.

Søgaard, B, Pihl, S, Wind, P & Fredshavn, JR (2008). Tilstandsvurdering af levesteder for arter. - Faglig rapport fra DMU, nr. 661, Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 72 s.

Fredshavn, J.R., Holm, T.E., Clausen, K.K., Therkildsen, O.R., Dalby, L., (2016). Forslag til tilstandsvurdering af levesteder for skovfugle - 5 Natura 2000-udpegningsarter. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 34 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 191.

Bilag 1. Sortspætte, scorer og vægte

Scoreværdier og betydningsvægte af de enkelte indikatorer i tilstandsvurderingen af levesteder for sortspætte. Med fed skrifttype er angivet betydningsvægtene af de overordnede indikatorgrupper. Med kursiv skrifttype er angivet betydningsvægtene for de enkelte indikatorer inden for hver indikatorgruppe. Med almindelig skrifttype er angivet scoreværdierne for de enkelte indikatorers kategorier fordelt på habitattyper. Værdierne er angivet i procent og dermed i intervallet 0 til 100.

Sortspætte

Indikator	Vægt	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
Struktur i redeområdet	60					
		<i>0-20%</i>	<i>21-40%</i>	<i>41-60%</i>	<i>61-80%</i>	<i>81-100%</i>
Kronedække (%)	20	0	20	40	80	100
		<i>0-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-15</i>	<i>16-20</i>	<i>>20</i>
Redetræer (stk/ha)	40	0	20	50	75	100
		<i>0-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-15</i>	<i>16-20</i>	<i>>20</i>
Dødt ved (stk/ha)	40	0	25	50	75	100
Forstyrrelser i redeområdet	10					
		<i>Uforstyrret</i>	<i>Ringe</i>	<i>Moderat</i>	<i>Nogen</i>	<i>Megen</i>
Forstyrrelse	100	100	60	30	10	0
Struktur i fødesøgningsområdet	30					
		<i>0-50ha</i>	<i>51-100ha</i>	<i>101-250ha</i>	<i>251-500ha</i>	<i>>500ha</i>
SkovAreal (ha)	50	0	20	40	60	100
		<i>Yngre løv/nålskov</i>	<i>Yngre blandskov</i>	<i>Ældre løvskov</i>	<i>Ældre nåleskov</i>	<i>Ældre blandskov</i>
Skovtype	50	0	20	60	80	100

Bilag 2. Rødrygget tornskade, scorer og vægte

Scoreværdier og betydningsvægte af de enkelte indikatorer i tilstandsvurderingen af levesteder for rødrygget tornskade. Med fed skrifttype er angivet betydningsvægtene af de overordnede indikatorgrupper. Med kursiv skrifttype er angivet betydningsvægtene for de enkelte indikatorer inden for hver indikatorgruppe. Med almindelig skrifttype er angivet scoreværdierne for de enkelte indikatorers kategorier fordelt på habitattyper. Værdierne er angivet i procent og dermed i intervallet 0 til 100.

Rødrygget tornskade

Indikator	Vægt	Kat. 1	Kat. 2	Kat. 3	Kat. 4	Kat. 5
Struktur i levestedsområdet	70					
		<i>0-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-30</i>	<i>31-75</i>	<i>76-100</i>
Bar jord (%)	10	60	100	60	30	0
		<i>0-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-40</i>	<i>41-75</i>	<i>76-100</i>
Græs/urt, 0-15cm (%)	25	0	20	40	60	100
		<i>0-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-30</i>	<i>31-75</i>	<i>76-100</i>
Græs/urt, 15-50cm (%)	10	80	100	60	20	0
		<i>0-5</i>	<i>6-10</i>	<i>11-30</i>	<i>31-75</i>	<i>76-100</i>
Græs/urt, >50cm (%)	10	100	80	40	20	0
		<i>0</i>	<i>1-10</i>	<i>11-30</i>	<i>31-60</i>	<i>61-100</i>
Vedplanter (%)	20	0	60	100	60	0
		<i>0</i>	<i>1-10</i>	<i>11-25</i>	<i>26-50</i>	<i>51-100</i>
Tornede vedpl. (%)	10	0	20	40	60	100
		<i>Ingen</i>	<i>Spredt forekommende</i>	<i>Udbredt og talrigt</i>		
Blom. Urter/buske (%)	10	0	40	100		
		<i>Fladt</i>	<i>Jævnt kuperet</i>	<i>Ret kuperet</i>		
Topografi	5	0	60	100		
Hydrologi	10					
	50	<i>Ingen</i>	<i>Få</i>	<i>Udbredte</i>		
Lavbundsarealer	50	0	50	100		
	50	<i>Ingen afvanding</i>	<i>Nogen afvanding</i>	<i>Tydelig afvanding</i>	<i>Udbredt afvanding</i>	<i>Fuldstændig afvandet</i>
Afvanding	50	100	60	40	20	0
Drift i levestedsområdet	10					
		<i>Ingen</i>	<i>For lavt</i>	<i>Passende</i>	<i>For højt</i>	
Græsningstryk	100	0	20	100	40	
Forstyrrelser i levestedsområdet	10					
		<i>Uforstyrret</i>	<i>Ringe</i>	<i>Moderat</i>	<i>Nogen</i>	<i>Megen</i>
Forstyrrelse	100	100	100	100	30	0