Strasbourg, 15 October 2002 **T-PVS/Inf (2002) 30 revised**
[Inf30e_2002 rev. doc]

CONVENTION ON THE CONSERVATION OF EUROPEAN WILDLIFE
AND NATURAL HABITATS

Standing Committee

22nd meeting
Strasbourg, 2-5 December 2002

_____

Vindmølleparker og fugl:
En analyse av virkningene av vindmølleparker på fugl, og veiledning på kriterier for konsekvensutredninger og spørsmål om lokaliseringsvalg.

Rapport skrevet av BirdLife
På vegne av Bernkonvensjonen
(RHW Langston & JD Pullan, september 2002)
Secretariat Memorandum
ferdigstilt av
Directorate for Culture and of Culture and Natural Heritage

Dette dokumentet vil ikke bli delt ut ved møtet. Vennligst ta med denne kopien.
Ce document ne sera plus distribué en réunion. Prière de vous munir de cet exemplaire.

Sammendrag

Europarådet bestilte denne rapporten til Bernkonvensjonen. Mandatet var å '*analysere virkningen av vindmølleparker på fugl, fastslå kriterier til bruk ved konsekvensutredning av vindmølleparker, og utvikle retningslinjer for lokaliseringsvalg.*

Virkning av vindmølleparker på fugl

En gjennomgang av litteraturen viste at de viktigste potensielle farer som vindmølleparker kan utsette fugl for er:

- Forstyrrelse som fører til fortrengning, herunder bevegelsesbarrierer
- Kollisjonsdødelighet
- Direkte tap av habitat på grunn av vindturbiner og tilhørende infrastruktur

Forstyrrelser

Virkningene som kan tilskrives vindmølleparker er variable, og er både arts-, sesong- og stedsspesifikke. Forstyrrelse kan føre til fortrengning og utelukkelse fra områder med en velegnet naturtype; et reelt tap av habitat for fuglene. Omfanget av slike tap avhenger av i hvilken grad andre egnede habitater som kan huse fortrengte fugler er tilgjengelig. Flere pålitelige studier tyder på negative virkninger inntil 600 m fra vindturbiner, dvs. at en del arter som f.eks. sangsvane *Cygnus Cygnus*, kortnebbgås *Anser brachyrhynchus*, tundragås *A. albifrons*, storspove *Numenius arquata* vil redusere bruken av, eller holde seg helt borte fra områder i nærheten av turbinene. Forstyrrelser kan potensielt oppstå på grunn av økt menneskelig virksomhet i nærheten av vindmølleparken, for eksempel gjennom besøk for å utføre vedlikehold, forenklet tilgang gjennom adkomstveier, tilstedeværelse av og lyd fra turbinene. Helt klare årsaker er sjeldent påvist, ofte på grunn av mangel på godt planlagte studier både før og etter anleggelsen av vindmølleparken.

Det er ting som tyder på at vindturbiner kan utgjøre en barriere for fuglenes bevegelse. Istedenfor å fly mellom turbinene, kan fuglene foretrekke å fly rundt hele turbingruppen. De kumulative effektene av store vindmølleparkanlegg kan bli betydelige dersom fuglenes bevegelser blir fortrengt på denne måten. Dette kan føre til at de økologiske forbindelsene mellom matsøk-, hekke- og vaglingsområdene brytes ned. Utformingen av vindmølleparken kan lette på eventuelle barrierevirkninger, for eksempel ved å tillate brede korridorer mellom turbingruppene. Forskning, samt overvåkning etter utbygging, ved flere forsøkssteder vil være nødvendig for å avgjøre hvorvidt og hvor dette er en akseptabel løsning.

Siden plassering av vindkraftanlegg i kystnære farvann er i sin spede begynnelse, er lite forskning blitt utført rundt virkningen på fuglelivet av slike anlegg. En del nyttige studier er imidlertid i gang, særlig i Nederland og Danmark, som igjen tyder på en variabel reaksjon som er både steds- og artsspesifikk. Forslagene om å konstruere store vindmølleparker i grunne havområder kan komme i konflikt med områdene der sjøfugler, spesielt havender, finner mat, dersom disse blir fortrengt som et resultat av forstyrrelse.

Kollisjonsfare og dødelighet

De fleste studier har så langt vist svært lave dødelighets*prosenter* som kan tilskrives sammenstøt med vindmøller. Imidlertid betyr ikke dette nødvendigvis at slik dødelighet er ubetydelig. Særlig ved store, dårlig lokaliserte vindmølleparker i områder med stor konsentrasjon (deriblant Viktige fugleområder - IBAer) av særlig trekkfugler, store rovfugler og andre store høytsvevende arter (eksempelvis i Altamont Pass i California, USA og Tarifa i Spania) er faktiske dødsfall som resultat av sammenstøt høye. Dette gjelder spesielt henholdsvis kongeørn *Aquila chrysaetos* og gåsegribber *Gyps fulvus*. Selv en forholdsvis liten økning i dødelighetsprosenten kan være av betydning for populasjonene til en del fugler, spesielt store lengelevende arter med vanligvis lav årlig produktivitet og sen modenhet, især når de er sjeldne i utgangspunktet. Både vindhastighet, flukttype og flukthøyde influerer på faren for sammenstøt, og likeså arten, samt alderen og stadiet i fuglenes årssyklus. De fleste studier er blitt utført ved små turbiner. Konsekvensene av nyere, større turbiner kan bli annerledes, men det er ennå for tidlig å si. Betydningen av vindmølleparkens lokalisering og layout når det gjelder faren for sammenstøt er åpenbar ut fra studier både på land og til sjøs. Valg av sted er derfor helt avgjørende for å begrense sammensstøtsdødeligheten til et minimum. Det er derfor svært viktig at alternative lokaliseringer foreslåes for de potensielt mest risikofylte vindmølleparkene. Vurderingen av faren for sammenstøt, og av faren for dødelighet på grunn av sammenstøt og elektrisk støt, må innbefatte både vindturbinene og kraftlinjene som blir brukt til å overføre energi fra en vindmøllepark.

Direkte tap av habitat

Det er for tiden ingen alminnelig oppfatning at direkte tap av habitat som skyldes utbygging av vindmølleparker har en vesentlig betydning for fugler. Dette er imidlertid avhengig av lokale forhold og størrelsen på området som kreves brukt til vindmølleparken og dens tilknyttede infrastruktur. I kystnære farvann er direkte tap av habitat vanligvis lite, hovedsakelig begrenset til turbinfundamentet og kabler til havs. Stadig større vindmølleparker, særlig i matsøkområder slik som sandbanker i grunne farvann, kan imidlertid gi grunn til bekymring, og skifte av eller skade på habitat kan bli et problem. Landbasert infrastruktur, deriblant turbinfundamenter, transformatorstasjoner og tilførselsveier, vil kunne medføre direkte tap av habitat. Dette har vanligvis forholdsvis lite omfang, men kan påvirke lokalhydrologien i følsomme habitater og, igjen, virkningene vil være avhengig av vindmølleparkens størrelse og især omfanget av et eventuelt nødvendig veinettverk. Kumulativt tap av habitat kan bli et problem både på land og til sjøs.

Andre problemer

Bruk av vindturbiner som plattformer for vagling og hekking er ikke ansett som noe betydelig problem. Det er imidlertid behov for forskning for å klargjøre omfanget av dette. Når det gjelder de hydrologiske og geomorfologiske effekter av vindmølleparker, er det større sannsynlighet for problemer med de større vindmølleparkene der følsomme jordhydrologiske eller marine sedimentære prosesser kan bli forstyrret. I kystnære farvann kan uheldige virkninger på fuglelivet også forekomme, enten ved at fuglene unnviker fra områder med gode matressurser som bunndyr og fiskepopulasjoner eller de tiltrekkes av nye matressurser som oppstår på grunn av anlegget.

Retningslinjer for miljøanalyser og stedsvalg

Kriterier for miljøanalyser

Det er behov for grundige miljøanalyser av all vindkraftutbygging som er potensielt skadelig for fuglelivet eller på miljøet generelt, eller i områder der det er usikkerhet omkring de potensielle effektene. En slik analyse må omfatte en helhetlig vurdering av miljøvirkninger av enkeltprosjekter så vel som en kumulativ konsekvensvurdering for hver vindkraftsøknad (inkludert tilhørende infrastruktur på land og i sjøen, slik som nye veier, kraftlinjer og undersjøiske kabler) sett i sammenheng med andre prosjekter (både andre vindmølleparker og andre relevante prosjekter). Anvendelse av standardisert metodikk er helt nødvendig for å sikre sammenlignbarhet, og framgangsmåten Før-Etter Kontroll-Virkning (BACI) må brukes. Det anbefales at minimum 12-måneders feltundersøkelse bør foretas for å skaffe basiskunnskap om fuglenes bruk av studieområdet. Overvåkning etter utbyggingen må kunne skille kort- og langtidsvirkninger, for å kunne gjøre noe med disse på en tilfredstillende måte.

Følsomme arter

På bakgrunn av litteraturgjennomgang samt BirdLifes mer enn 10 års lange erfaring, er følgende artsgrupper og eksempelarter ansett som særlig følsomme, eller potensielt følsomme, for vindmølleparker (forstyrrelsesfortrengning, bevegelsesbarrierer, sammenstøt, tap eller skade av naturtype), selv om påvirkningsstudier fremdeles mangler i mange tilfeller. De vil derfor sannsynligvis være sentrale arter for konsekvensutredning [1] :

Artsgrupper (f.eks. arter)	**Forstyrrelses-fortrengning**	**Bevegelses-barrier**	**Sammen-støt**	**Direkte tap/skade av natur-type**
Gaviidae, lom (smålom *Gavia stellata*, storlom *G. arctica*)	v	v	v	
Podicipedidae lappedykkere (gråstrupedykker *Podiceps grisegena,* horndykker *P. Auritus)*	v			
Sulidae sulefamilien			v	
Phalacrocoracidae (toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*)				v
Ciconiiformes hegrer og storker			v	
Anserini, svaner (sangsvane *Cygnus cygnus*) og gjess (kortnebbgås *Anser brachyrhynchus*, tundragås *A. albifrons*, hvittkingås *Branta leucopsis,* ringgås *B. bernicla*)	v		v	
Mergini havdykkender (ærfugl *Somateria mollissima*, havella *Clangula hyemelis*, svartand *Melanitta nigra*)	v	v	v	v
Accipitridae rovfugler (vepsevåk *Pernis apivorus,* havørn *Haliaeetus albicilla*, lammegribb *Gypaetus barbatus*, gåsegribb *Gyps fulvus*, sivhauk *Circus aeruginosus*, myrhauk *C. cyaneus*, enghauk *C. pygargus*, keiserørn *Aquila heliaca*, kongeørn *A. Chrysaetos*, haukørn *Hieraetus fasciatus*)	v		v	
Charadriiformes vadefugler	v	v		

(storspove *Numenius arquata*)				
Sternidae terner			v	
Alcidae alke (lomvi *Uria aalge*)	v		v	v
Tetraonidae (orrfugl *Tetrao tetrix*, storfugl *T. urogallus*)	v		v	v
Gruidae traner			v	
Otididae trapper	v		v	v

[1] Det bør bemerkes at denne tabellen kun er indikativ og gjenspeiler bevis som er tilgjengelig når denne rapporten skrives.

Forholdsregler ved lokalitetsvalg for vindmølleparker

Vindmølleparkutbygging bør ikke gi negative konsekvenser på vernede eller verneverdige områder, herunder viktige fugleområder (IBAer). Ivaretakelse av verdifulle naturtyper og arter er et sentralt prinsipp knyttet til vernet av slike områder, og enhver utbygging som foreslåes må bevise at den er forenlig med denne målsetningen. Føre var-prinsippet bør anvendes ved lokalisering av vindmølleparker i slike områder.

Anbefalinger

Det er behov for å identifisere og opprette lovfestede marine verneområder .

Nasjonale myndigheter og vindkraftindustrien, i samråd med relevante eksperter, bør iverksette forskning og overvåkning for å bedre vår forståelse av virkningen av vindkraftverk. Dette bør være en kontinuerlig prosess, som vil skaffe til veie opplysninger for beslutningsprosessen, for hensiktsmessig lokaliseringsvalg og for utforming av vindkraftverk. Forskningsresultatene bør publiseres i internasjonale vitenskapelige tidsskrifter, med et sammendrag, fortrinnsvis på engelsk, for å sikre en bredere spredning.

Kravene til forskning og overvåkning bør omfatte følgende: effekter og potensielle virkninger på fuglenes populasjonsnivå av forstyrrelsesfortrengninger , bevegelsesbarrierer, dødelighet gjennom sammenstøt, tap av eller skade på habitat, samt hvilken effekt utformingen av forskjellige vindmølleparker og turbinutførelser har med hensyn til å avbøte skadelige virkninger.

Nasjonale myndigheter må utføre strategiske miljøvurderinger [2] (SEA) av alle vindkraftplaner og -programmer i sine land. Dersom potensielle tverrnasjonale virkninger er tilstede må samarbeide med andre regjeringer søkes når den strategiske miljøvurderingen foretas. Omfanget av den strategiske miljøvurderingen bør bestemmes ut fra det sannsynlige omfanget av virkninger, så vel som ut fra rettslige grenser.

Spesifikt bør disse strategiske miljøvurderinger innbefatte indikativ kartlegging av fuglepopulasjoner, deres habitater, trekkveier og trekkruter samt en vurdering av planens sannsynlige virkninger på disse, som hjelp i beslutningsprosessen.

[2] Som beskrevet i Europaparlementets og Europarådets Direktiv 2001/42/EC av 27. juni 2001 '*om vurdering av virkningene av visse planer og programmer vedrørende miljøet'*.

Som del av en effektiv regional planlegging er det behov for å identifisere arter og områder som krever særskilt hensyn og å kartlegge potensielle lokaliteter og "ikke"-områder for vindkraftutbygging med utgangspunkt i naturvernhensyn, eksempelvis unngå sentrale

krysningspunkter ved fugletrekk. Dette kan kreve innsamling av ytterligere informasjon, særlig fra kystnære farvann.

Det er nødvendig med insentiver til igangværende teknologisk utvikling for å maksimere vindturbineffekten og redusere avhengigheten av de begrensede gruntvannsområder.

Denne rapporten har ikke vurdert i detalj enkeltsaker for å evaluere eksempler på konfliktløsning, rettspraksis, eller trender i saksbehandlingen for hele Europarådets område. Dette kan bli et nyttig emne for en videre studie.

Ordforklaringer

Autøkologi Studiet av forholdet mellom en enkel art og dets miljø.

BACI Før-Etter Kontroll-Virkning studie som kombinerer datainnsamling før og etter, i dette tilfellet konstruksjon av en vindmøllepark, både på utbyggingsstedet og på minst et referanse (eller kontroll-) sted. Sistnevnte bør være så sammenlignbart som mulig med det foreslåtte utbyggingsstedet for å kunne skille ut eventuelle observerte endringer som kan tilskrives vindmølleparken (Anderson et al. 1999).

Emerald Nettverk Nettverk av områder som har spesiell verneinteresse (ASCIer), pekt ut under Bernkonvensjonen. I EU-land er Natura 2000 områder en del av Emerald Nettverket.

Føre var-prinsippet Dette krever at der en potensielt skadelig virkning ikke kan kvantifiseres med tilstrekkelig sikkerhet, bør beslutningstakere heller være for forsiktig.

Installert kapasitet Kraftproduserende evne for alle turbiner som er fullført og i drift.

Lovbestemt område Et område som er vernet enten ved nasjonale eller ved internasjonale lovverk.

Nasell Gondol som inneholder turbingirene og -generator, festet til rotorbladene.

Natura 2000 Nettverk Nettverk av SPAer og SACer som er utpekt under Direktivene 79/409/EEC og 92/43/EEC.

Ramsarområde Internasjonalt område utpekt under Konvensjon om internasjonalt viktige våtmarksområder, særlig som vannfuglhabitater (Ramsar, Iran 1971).

Referanseområde Se BACI ovenfor. Et referanseområde som ikke er gjenstand for forslag om vindmølleparkutbygging, men som ellers viser en meget stor likhet med det foreslåtte vindmølleparkområdet og som gir mulighet for sammenligning med et studium utført i vindmølleparkområdet. Gitt den begrensende kontroll som finnes over variabler i den egentlige verden (i motsetning til under laboratorieforhold), er et slikt område strengt tatt et kontrollområde (der variablene er holdt konstant), derav navnet referanseområde.

Spesielt fugleverneområde (SPA) Internasjonalt område innen EU, som er utpekt under Direktiv 79/409/EEC vedrørende vern av ville fugler.

Spesielt habitatvernområde (SAC) Internasjonalt område innen EU, som er utpekt under Direktiv 92/43/EEC vedrørende Vern av naturlige habitater og av viltlevende flora og fauna.

Viktige fugleområder (IBAer) Områder identifisert av BirdLife International i sitt europeiske IBA-program som spesielt viktig for fugler (Heath & Evans 2000).

INNHOLD

1. Innledning
2. Litteraturgjennomgang om virkning av vindmølleparker på fugler
2A. Forstyrrelse
Forstyrrelse på land
Forstyrrelse i kystnære farvann
2B. Fare for sammenstøt og dødelighet
Fare for sammenstøt og dødelighet på land
Fare for sammenstøt og dødelighet i kystnære farvann
2C. Utbredelser og bevegelser av fugler i kystnære farvann
2D. Direkte tap av habitat
2E. Andre problemer
Plattformer for vagling, ruging, kolonisering
Hydrologi & geomorfologi
Forstyrrelse av havbunnen og tilgang på bytte i kystnære farvann
Forurensning i kystnære farvann
Framtiden i kystnære farvann
3. Retningslinjer for konsekvensutredninger og stedsvalg
Kriteria for konsekvensutredninger
Følsomme arter
Forholdsregler ved valg av beliggenhet for vindmølleparker
Anbefalinger
4. Takk
5. Referanser
6. Nyttige Websider
7. Annex: Konsekvensutredning

1. INNLEDNING

1.1 De fleste kommentatorer og regjeringer aksepterer nå at klimaendring, med alle de farene det innebærer for vår livsstil og for miljøet, er en realitet. Fornybare energikilder kan bidra til å redusere skadelige endringer på miljøet av klimaendringer, forårsaket av overforbruk av fossilt brensel. Blant de mest avanserte fornybare teknologier kommer produksjon av vindkraft til å utgjøre et vesentlig bidrag til kraftproduksjon i land som har undertegnet Bernkonvensjonen. I løpet av 2001 ble 4500 MW vindkraftbasert energitilført de europeiske strømnettene, noe som brakte den installerte vindkraftkapasiteten i Europa til mer enn 17.000 MW. Tyskland, Danmark og Spania går nå foran når det gjelder installert kapasitet fra vindenergi. Det meste av denne installerte kapasiteten finnes nå i landbaserte anlegg. Med teknologisk utvikling kommer imidlertid vindmølleparker lokalisert i kystnære farvann antagelig til å utgjøre en betydelig del av den framtidige vindkraftutbyggingen i Europa. Vurdering av potensielle virkninger på miljøet, spesielt på biologisk mangfold og habitater, bør være en integrert del av planleggingsprosessen.

1.2 Denne rapporten presenterer først en oversikt over litteratur (publisert så vel som upublisert) som dokumenterer forskningsresultater på interaksjon mellom fugl og vindmølleparker - både landbaserte og kystnære -, sammen med anbefalinger hentet fra disse studiene. Dette omfatter:

- Forstyrrelser som fører til fortrengning
- Sammenstøtsdødelighet
- Direkte tap av habitater på grunn av vindturbiner og tilhørende infrastruktur; og
- Andre potensielle virkninger.

1.3 Rapporten gir råd om:

- Kriterier for å vurdere miljøvirkninger av vindmølleparker på fugl; og
- Forholdsregler ved valg av lokalisering.

1.4 Disse retningslinjene er basert på erfaringer gjort av BirdLife International og dets europeiske samarbeidspartnere gjennom mer enn 10 år, vedrørende kompatibilitet mellom vindmølleparker og fuglepopulasjoner og habitater. Her er det tatt i betraktning litteratur som dokumenterer forskningsresultater på interaksjoner mellom fugl og vindmølleparker - både landbaserte og kystnære-, sammen med anbefalinger hentet fra disse studiene.

2. LITTERATURGJENNOMGANG OM VIRKNING AV VINDMØLLEPARKER PÅ FUGL

2.1 Formålet med denne delen av rapporten er å gi et oppdatert sammendrag av litteratur som dreier seg om vindmølleparkers virkning på fugl, og da først og fremst engelskspråklig litteratur (se referanselisten på slutten av gjennomgangen). Selv om gjennomgangen tar med de nyttigste og mest aktuelle studier fram til 1996, legges det mest vekt på senere arbeid (spesielt med hensyn til vindmølleparker i kystnære farvann). For informasjon om tidligere arbeid anbefales følgende oversiktsverk:

• Crockford, N.J. (1992) *A review of the possible impacts of wind farms on birds and other wildlife*. JNCC Report 27. Peterborough. Joint Nature Conservation Committee.
• Gill, J.P., Townsley, M. & Mudge, G.P. (1996) *Review of the impacts of wind farms and other aerial structures upon birds.* Scottish Natural Heritage Review No. 21.
• SGS Environment (1996) *A review of the impacts of wind farms on birds in the UK.* ETSU W/13/00426/REP/3.

2.2 De tre ovennevnte oversiktsrapportene, sammen med litteraturgjennomgangen som følger, gir en ganske omfattende oversikt over litteraturen som er tilgjengelig fram til tidlig i 2002, hovedsakelig når det gjelder engelskspråklig dokumentasjon.

2.3 Oversikten legger vekt på studier på interaksjoner mellom fugl og vindmølleparker. Litteraturen tyder på at de viktigste potensielle virkningene på fugl av vindmølleparker er:

- Forstyrrelse som fører til fortrengning, herunder bevegelsesbarrierer.
- Dødelighet forårsaket av sammenstøt.
- Tap av livsmiljø grunnet vindturbiner og tilhørende infrastruktur.

2A. Forstyrrelse

Forstyrrelse på land

Sammendrag

2.4 Dette avsnittet vurderer virkningene på fugler som hekker, søker mat og vagler av landbaserte vindmølleparker, inkludert de som er lokalisert ved kysten.,**.**

2.5 Virkningene som kan tilskrives vindmølleparker varierer og er arts-, sesong- og stedsspesifikke. Forstyrrelse kan føre til fortrengning og utelukkelse fra områder som er egnet som habitat for fugler, i realiteten et tap av habitat. Omfanget av slike tap av livsmiljø, sammen med tilgang på andre egnede habitater som kan huse fortrengte fugler, vil influere på virkningen. Flere pålitelige studier tyder på negative virkninger inntil 600 m fra vindturbiner, dvs. at visse arter reduserer sin bruk av, eller holder seg helt borte fra, områder i nærheten av turbiner (f.eks. sangsvane (*Cygnus cygnus*), kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*), tundragås (*A. albi-frons*), storspove (*Numenius arquata*)). Potensielt kan forstyrrelse oppstå på grunn av økt menneskelig aktivitet i nærheten av vindmølleparker, f.eks. gjennom vedlikeholdsbesøk, lettere tilgang langs adkomstveier, tilstedeværelse av og lyd fra turbinene. Få studier trekker avgjørende konklusjoner, ofte på grunn av mangel på godt utformede studier både før og etter anleggelsen av vindmølleparken.

Hekkende fugl

2.6 Winkelmans studier ved Oosterbierum i Nederland (1992d) undersøkte virkningene på antallet og utbredelsen av hekkende fugler med økende avstand fra vindturbinene, men fant ingen virkning på tjeld (*Haematopus ostralegus*), vipe (*Vanellus vanellus*), svarthalespove (*Limosa limosa*) eller rødstilk (*Tringa totanus*). Siden alle disse er arter som lever lenge og er stedstrofaste, kan deres tilknytning til et sted muligens veie tyngre enn en eventuell potensiell respons til endring, mens arter med kortere levetid og en raskere utskifting av individer, eller arter som er mindre stedstrofaste, muligens kan vise andre reaksjoner på endringer. Man bør derfor være forsiktig når man tolker disse resultatene.

2.7 Ved Burgar Hill, på Orknøyene i Skottland, der avstandsvirkningen fra en gruppering på tre turbiner ble undersøkt, ble det heller ikke funnet noen markant forskjell i antallet hekkende par for ender (*Anatinae*), vadere (*Charadriiformes*), (parasitisk) tyvjo (*Stercorarius parasiticus*), måker (*Laridae*) og små spurvefugler, mellom året da anlegget ble bygget og de påfølgende åtte årene (Meek et al. 1993). Antallet hekkende smålom (*Gavia stellata*) ble imidlertid redusert på grunn av forstyrrelser mens utbyggingen pågikk. Siden utvalgsstørrelsen var liten (det fantes bare fem par lom når studiet begynte, og de ble redusert til to par), må det utøves forsiktighet når man tolker resultatets biologiske betydning. Dette er ofte et problem med individuelle, mindre, stykkevise utbygninger, men en kumulativ vurdering av flere lignende undersøkelser vil gi et mål på hvor konsekvent reaksjonen er.

2.8 Studier ved Buffalo Ridge, Minnesota, USA (Leddy et al. 1999) fant økende tetthet av hekkende gressmarkboende spurvefugler i økende avstand fra vindturbiner i et område med vindmølleparker, samt høyere tetthet i referanseområder enn i områder som lå opptil 80 m fra vindturbiner. De fant ingen forskjell i virkning der turbiner var i drift kontra der hvor de ikke var det.

2.9 Ved Windy Standard Vindmøllepark i Dumfries og Galloway, sydvest-Skottland, ble undersøkelser på hekkende fugl (Moorland Bird Survey Method, Brown & Shepherd 1993) foretatt før, under og etter utbyggingen, og disse resulterte i overvåkningsdata som omfattet totalt sju år (DH Ecological Consultancy 2000a). Hovedartene som ble registrert var heipiplerke *(Anthus pratensis)*, sanglerke *(Alauda arvensis)* og skotsk lirype *(Lagopus lagopus scoticus),* og ingen påviselige virkninger for disse artene ble oppdaget (DH Ecological Consultancy 2000b).

2.10 Thomas (1999) undersøkte forholdene ved ti vindmølleparker i fjellområder i Storbritannia, og sammenlignet utbredelsen av hekkende fugl (Moorland Bird Survey Method, Brown & Shepherd 1993) ved disse lokalitetene med de respektive referansesteder, samt i relasjon til fase 1 habitatdata. For å kompensere for manglende data fra før og etter utbyggingen, ble tilfeldige punkter generert for å sammenligne fuglenes reelle utbredelse med lokaliseringen av turbinene. Selv om undersøkelsen vedgår en del svakheter (slik som at kun ett studiebesøk ble foretatt til hvert anlegg og at det var forskjeller mellom en del referansesteder og vindmølleparkanlegget når det gjelder sammensetning av habitat) kom det en del nyttige resultater:

- Samlet var ikke fugletettheten ved vindmølleparkanleggene påtagelig lavere enn ved referansestedene.

- Det var ingen markant forskjell mellom tetthet ved vindmølleparker og ved referansestedene for artene sanglerke eller heipiplerke, de eneste artene som var tilstrekkelig hyppig forekommende for å tillate statistisk sammenligning, selv om det fantes (??? tekst mangler)

- Det ble ikke påvist klyngeutbredelser av hekkende fugl og heller ikke påvist noen markant forskjell i omfanget av klyngedannelser mellom vindparkanleggene og referansestedene, dvs. den romlig utbredelsen av hekkende fugl var noenlunde den samme både mellom og innenfor vindmølleparkanleggene og referansestedene.

- Områder med høyere vindturbiner, lengre rotorblader (selv om det var liten variasjon i de bladlengdene som ble registrert) og større vindmølleparker hadde ikke lavere fugletetthet, noe som tydet på at større turbiner ikke forårsaket mer unngåelse enn mindre turbiner, innenfor det begrensede størrelsesomfanget som ble studert.

- Vipe og storspove var de eneste vadefuglarter som var tilstrekkelig tallrike (og tallene var allikevel små ved enkelte studielokaliteter) til at det var mulig å vurdere den nærheten de hadde til vindturbinene på alle studielokalitetene. Storspovereir forekom litt nærmere turbinene enn forutsatt. De sammensatte artsdata viste unngåelse av vindmølleanlegg ved kun én av de ti lokalitetene som ble undersøkt.

Beitende og vaglende fugl

2.11 I Nederland har man observert ulike nivå av forstyrrelse for beitende og vaglende fugler (Spaans et al. 1998). I Oosterbierum (Winkelman 1992a) fant man betydelig færre beitende og vaglende fugler innenfor vindmølleparken og det omliggende området når turbinene var virksomme, med effekter observert opp til 500 m fra turbinene for storspove. Andre arter som ble berørt i forskjellige avstander var stokkand (*Anas platyrhynchos*), toppand (*Aythya fuligula*), tjeld, heilo (*Pluvialis apricaria*), sothøne (*Fulica atra*), vipe, fiskemåke (*Larus canus*) og gråmåke (*Larus argentatus*). Under bygging og delvis drift ble lignende virkninger observert for alle unntatt stokkand, tjeld og fiskemåke. Derimot ble ingen forstyrrende virkninger observert for hettemåke (*Larus ridibundus*), stær (*Sturnus vulgaris*) eller kråkefugler (*Corvidae*). Imidlertid var det ikke mulig å skille virkningene av vindmølleparken fra eventuelle andre samtidige forandringer, i mangel av et referanseområde, noe som begrenser nytten av denne undersøkelsen.

2.12 Undersøkelser i Urk, Nederland (Winkelman 1989), over en avstand på 300 m rundt vindmølleparken om vinteren, viste nedgang for stokkand, toppand, taffeland (*Aythya ferina*) og kvinand (*Bucephala clangula*), men liten eller ingen virkning på toppdykker (*Podiceps cristatus*), sothøne, fiskemåke eller måker generelt (*Laridae*), og en økning i antallet hettemåker og bergand (*Aythya marila*) i vindmølleparkområdet. De fleste resultatene i undersøkelsen for svaner og gjess var ikke tydelige unntatt for sangsvaner som det ble færre av i ett av studieårene. Resultatene må tolkes i lys av at det var en streng vinter året før byggestart, fulgt av to milde vintre etter anleggsperioden. Men studier i Overgaard i Danmark beregnet at effektivt forholdsmessig tap av habitat er 1-2,5% av det området som sangsvaner tidligere gresset på, en fortrengning som var et resultat av forstyrrelser fra turbinene (Larsen & Clausen 1998, Clausen et al. 1999).

2.13 I Danmark ble det gjort en undersøkelse av unngåelsesadferden til kortnebbgjess i forhold til et sett med fysiske landskapsvariabler, inkludert vindturbiner (Larsen & Madsen 2000). Forfatterne observerte en interessant forskjell i unngåelsesadferden i forhold til vindmølleparkens utforming, noe som indikerte en kumulativ reduksjon av tilgjengelig habitat for beitende gjess der vindmølleparkene ble utvidet. Vindmølleparker lagt ut i linjer og i klynger ble unngått henholdsvis i en avstand på ca. 100 m og 200 m, og gjess gikk ikke inn på området mellom turbiner arrangert i klynger. Vindturbiner arrangert i linjer pleide å være plassert langs veier eller andre kjennemerker som gjess allerede unngikk (f.eks. Gill et al. 1996), mens vindturbiner arrangert i klynger pleide å være plassert i åpent jordbrukslandskap.

2.14 Ved en undersøkelse på Rheiderland vindmøllepark i Tyskland (Kruckenberg & Jaene 1999) viste tundragjessenes unngåelsesadferd seg å være mer markert. Man fant vesentlig lavere tetthet av beitende gjess innen 600 m fra vindmølleturbinene før og etter byggingen av vindmølleparken, ved sammenligning av vindmølleparkområdet og et referanseområde.

2.15 Blyth Harbour vindmøllepark i England er plassert i en havn med stor trafikk av handelsfartøyer i et industriområde, og omfatter ni turbiner (300 kW) bygd i 200 meters intervaller langs elvemunningens molo (Still et al. 1996). Moloen er et område av spesiell vitenskapelig interesse[3] fordi den utgjør et stort vaglested om vinteren for fjæreplytt (*Calidris maritima*), og elvemunningen den beskytter grenser mot et fuglebeskyttelsesområde (SPA)[4] og et Ramsarområde[5]. Elvemunningen livnærer en relativt høy tetthet av fugler. I de mest trafikkerte periodene er det opp til ca. 5000 fuglebevegelser pr. dag i nærheten av vindmølleparken. Tellinger av alle fuglearter ble gjort før utbyggingen (des. 1991 – juli 1992), under utbyggingen (aug. 1992 – jan. 1993) og i driftens tidlige fase (jan. 1993 – juli 1995). Storskarv (*Phalacrocorax carbo*) ble midlertidig fortrengt fra vaglingen sin under byggingen, men kom tilbake igjen når vindmølleparken kom i drift. Ingen fortrengning ble rapportert for de andre artene som ble studert. Antall storskarv, ærfugl (*Somateria mollissima*), fjæreplytt og måker (artene som var med i sammenligningen) forble omtrent det samme etter utbyggingen.

2.16 Forskningsresultater , bl.a. de som er omtalt i den ovenstående litteraturgjennomgangen, har vært benyttet i beslutningsprosessen. Det finnes to ferske eksempler i tysk sedvanerett der vindmølleparker ble forbudt i viktige fugleområder (IBAer)[6] på grunn av risikoen for forstyrrelse, indikert i undersøkelser som disse ovennevnte, som fører til at gjess som er ved oppsamlingssteder unngår turbiner (Elbe, etter klage i 2000 & Leibugt).

Forstyrrelse i kystnære farvann

Sammendrag

2.17 Denne delen tar for seg virkninger på fugl av vindmølleparker i kystnære farvann.

2.18 Siden vindkraftanlegg i kystnære farvann er i sin spede begynnelse, er lite forskning blitt utført rundt virkningen av slike anlegg på fuglelivet. En del nyttige studier er imidlertid i gang, særlig i Nederland og Danmark, som tyder på en variabel reaksjon som er både steds- og artsspesifikk. Forslagene om å konstruere store vindmølleparker i gruntvannsområder kan komme i konflikt med områdene der sjøfugler, spesielt havender, finner mat, dersom disse blir fortrengt som et resultat av forstyrrelse.

2.19 Det er ting som tyder på at vindturbiner kan utgjøre barrierer for fuglenes bevegelse. I stedet for å fly mellom turbinene, kan de foretrekke å fly rundt hele turbingruppen. Om dette er et problem vil avhenge av størrelsen på vindmølleparken, avstanden mellom turbinene, omfanget av fortrengning av flygende fugler og fuglenes evne til å kompensere for økt energiforbruk. De kumulative virkningene av store vindmølleparker kan bli betydelige dersom fuglenes bevegelser blir fortrengt på denne måten. Dette kan føre til at de økologiske forbindelsene mellom beite-, hekke- og vagleområder brytes. Utformingen av vindmølleparken kan lette på eventuelle barrierevirkninger, for eksempel ved å sette av brede korridorer mellom turbingruppene. Etterundersøkelser og overvåking ved flere forsøkssteder vil være nødvendig for å bestemme om og hvor dette er en akseptabel løsning.

2.20 Den første vindmølleparken i kystnært farvann ble bygd i 1990, 250 m fra kysten ved Nogersund i Sverige (Larsson 1994). Med henblikk på det store antallet *trekkfugler* som

passerer langs denne kysten, ble data om fuglenes bevegelser før og etter utbyggingen registrert i forskjellig avstandssoner fra kysten. Etter utbyggingen noterte man at antallet som passerte innen 500 m fra kysten var redusert, og at mange arter hadde en tendens til å fly lenger ut fra kysten.

2.21 Guillemette et al. (1998) fant en nedgang i antallet ærfugler og svartender (*Melanitta nigra*) på senvinteren i vindmølleparkområdet sammenlignet med referanseområdet i de to årene etter anleggelsen av vindmølleparken ved TunØ Knob i Danmark. Endringer i muslingenes størrelsesklasse og biomasse ble antatt å være hovedårsaken til de observerte endringene i utbredelsen av matsøkende fugler. Disse varierer betydelig fra år til år, og slik kunne de observerte endringene ikke tilskrives innføringen av vindturbiner. Støtte for denne tolkingen, i det minste for ærfugl, ble funnet i det tredje året etter utbyggingen, da en økning i antallet ærfugler og deres bunnlevende bytte fant sted. Det kan hende at det fant sted en unngåelse til å begynne med og siden tilvenning, ettersom økningen i antallet fugler var minst i vindmølleparkens umiddelbare nærhet, og det ikke var mulig ut fra resultatene å sammenligne nøyaktig nok hvordan det bunnlevende byttet fordelte seg gjennom området. Imidlertid noterte man bare en delvis gjenvinning i antallet svartender (Guillemette et al. 1999). Dessverre ble ingen av undersøkelsene videreført i referanseområdet Ringebjerg Sand i det tredje året etter utbyggingen.

2.22 Undersøkelsene ved TunØ Knob var ganske omfattende sammenlignet med mange andre studier av vindmølleparker, og man brukte flere tilnærminger i sine vurderinger (det ble foretatt før/etter- samt kontroll/virkningsstudier, som innbefattet luft- og bakkekartlegginger, prøvetaking av bunndyr samt eksperimenter etter utbyggingen som inkluderte utplassering av lokkefugler i ulike avstander fra vindmølleparken), selv om forfatterne selv påpeker flere begrensninger i arbeidet:

- Ingen innsamling av data om sammenstøtsrisiko verken før eller etter utbygging. Med tanke på hyppigheten av tåke i danske farvann er dette en viktig utelatelse, siden dårlig sikt er assosiert med risiko for sammenstøt (se avsnittet om Fare for sammenstøt og dødelighet), og forfatterne anbefalte bruk av radar for å kunne vurdere sammenstøt under dårlige værforhold.

- De eksperimentelle resultatene ble innhentet for små flokker som i følge observasjoner er mindre sensitive for forstyrrelser enn store flokker.

- Disse undersøkelsene vurderte hovedsakelig ærfugl og vil derfor kanskje ikke gjelde for andre (havand) arter. Spesielt var resultatene for svartender usikre.

- Disse undersøkelsene ble gjort på senvinteren og har derfor ikke gyldighet for forskjellige årstider og stadier i livssyklusen; mytende flokker vil sannsynligvis være mer følsomme for forstyrrelse, siden de ikke er i stand til å fly og er mer sårbare for rovdyr når de skifter flygefjær.

- Mulig forstyrrelse som resultat av vedlikehold og økt båttrafikk i forbindelse med utbyggingen ble ikke vurdert i denne undersøkelsen.

- Siden denne undersøkelsen gjaldt en mindre vindmøllepark som omfatter ti små turbiner, kan resultatene kanskje ikke anvendes generelt for større vindmøllegrupper eller større turbiner.

2.23 De fleste ærfugler og svartender ble observert <10 km fra kysten i løpet av de 2,5 årene da basiskartlegging foregikk i forbindelse med den foreslåtte vindmølleparken ved Horns Rev, Danmark (Noer et al. 2000, Christensen et al. 2001, 2002), og var nært forbundet til

grunt vann < 6 m dypt. Artene som ble notert i forholdsvis store antall lengre fra land var fiskeetere – lommer (*Gaviidae*), havsuler (*Morus bassanus*), alkefugler (*Alcidae*), terner (*Sternidae*) og måker, ofte konsentrert rundt fiskefartøy. Fordelingen av disse artene var veldig varierende, antagelig fordi tilgangen på byttefisk endret seg både med hensyn til tid og sted, men generelt er den sammenlignbar med registreringer som går tilbake til 1963 (Christensen et al. 2002). Preferanseanalyse tydet på at antallet fugler registrert i området rundt vindmølleparken verken var flere eller færre enn forventet med utgangspunkt i andelen av området som parken omfattet. Det verst tenkelige scenariet for unngåelse av vindmølleparken, pluss en 4 km bred buffersone, ville berøre 8 – 11% av svartender (Christensen et al. 2002). Det ble anbefalt kabellegging utenom myteperioden for svartender (juli – september) for å forstyrre disse fuglene minst mulig. Både lom og ender er spesielt følsomme for forstyrrelser, for eksempel fra skip som nærmer seg, og de viser en tendens til å forekomme hovedsakelig i marine områder med lite skipstrafikk (Mitschke et al. 2001, sitert i Exo et al. 2002). Utbyggingen av Horns Rev vindmøllepark ble avsluttet sommeren 2002 (www.hornsrev.dk/Engelsk/nyheder/nyh_sep_02/UK -sept_02.htm#Erection) og parken vil bli gjenstand for detaljert overvåking etter utbyggingen. Man vil da kunne fastslå om den har noen innvirkninger på fuglelivet. Denne vindmølleparken på ca. 80 turbiner (150 MW) er plassert 14 km fra land, i 6,5 – 13,5 m dypt vann.

2B. Fare for sammenstøt og dødelighet

Fare for sammenstøt og dødelighet på land

Sammendrag

2.24 Denne delen vurderer risikoen for sammenstøt i vindmølleparker plassert på land, inklusivt ved kysten. Gjennomgangen vurderer hovedsakelig informasjon fra adferdsobservasjoner og fra søk etter døde fugler. Implikasjonene av sammenstøtsdødelighet for populasjoner av fuglearter som har spesielt behov for vern, har ført til utvikling av databaserte populasjonsmodeller til bruk i risikovurdering. Slike modeller er kort diskutert her.

2.25 De fleste studier har så langt vist svært lave dødelighetsprosenter som kan tilskrives sammenstøt med vindmøller. Imidlertid betyr ikke dette nødvendigvis at slik dødelighet er ubetydelig. Særlig ved store, dårlig lokaliserte vindmølleparker i områder med store konsentrasjoner (deriblant viktige fugleområder - IBAer) av særlig trekkfugler, store rovfugler eller andre store høytsvevende arter, , for eksempel i Altamont Pass i California, USA og Tarifa i Spania, er faktiske dødsfall på grunn av sammenstøt høye. Dette gjelder spesielt henholdsvis kongeørn (*Aquila chrysaetos*) og gåsegribber (*Gyps fulvus*). Selv en forholdsvis liten økning i dødelighetsprosenten kan være av betydning for populasjonene til noen arter, spesielt store, lengelevende arter med vanligvis lav årlig produktivitet og sen modenhet, især når de er sjeldne i utgangspunktet. Både vindhastighet, måten de flyr på og flygehøyde influerer på faren for sammenstøt, og likeså arten, alderen og stadiet i fuglenes årssyklus.

2.26 De fleste studier er blitt utført ved små turbiner. Konsekvensene av nyere, større turbiner kan bli annerledes, men det er ennå for tidlig å si. Betydningen av vindmølleparkens lokalisering og utforming når det gjelder faren for sammenstøt er åpenbar ut fra studiene. *Valg av sted* er derfor helt avgjørende for å begrense sammenstøtsdødeligheten til et minimum. Det er svært viktig at alternative lokaliseringer foreslåes for de potensielt mest risikofylte vindmølleparkene. Vurderingen av faren for sammenstøt og av faren for dødelighet blant fuglene på grunn av sammenstøt eller elektrisk støt, må ombefatte både vindturbinene og kraftlinjene som blir brukt til å overføre energi fra vindmølleparken.

Adferdsobservasjoner

2.27 Faktiske observasjoner av sammenstøt er relativt sjeldne og ofte ikke notert i løpet av studiene. Fjernstyrte teknikker har en tendens til å være bedre til å måle slike hendelser, og forskning er underveis for å utvikle automatiserte registreringssystemer. Disse er gjerne basert på varmesensorer som utløser registrering og overføring av informasjon til spesielt utviklete dataprogrammer, for eksempel infrarøde videokameraer som tar opp både flygeadferd svært nær turbinene og faktiske sammenstøt (Kahlert et al. 2000, Desholm, pers. komm.).

2.28 Den eksperimentelle vindmølleparken på Oosterbierum i Nederland ble anvendt for studier mellom 1984 og 1991. Studieområdet omfattet vindturbiner som produserte 18,300 kW, meteorologiske tårn og kontrollbygninger. Fuglenes reaksjon på turbinene i Oosterbierum vindmøllepark ble studert om natten ved bruk av termisk og passivt utstyr for billedproduksjon, pluss radar. Studien avslørte at de fleste reaksjoner i flukt oppsto i motvind (87%) og færrest i medvind (29%) (Winkelman 1992b). Dødelighet eller skade ble enten forårsaket av sammenstøt med rotorbladene eller av kraften av luftstrømmen bak rotoren, som slo fuglene ned mot bakken.

2.29 Observasjoner i dagslys innen 200-300 m fra turbinene antydet at over 75% av alle reaksjoner fant sted innenfor 100 m, ender reagerte på størst avstand og små spurvefugler reagerte på kortest avstand til vindturbinene. Det virket som om lokale fugler tilpasset seg situasjonen, siden de viste en tidligere og mer gradert flygerespons på turbinene. I dagslys reagerte proporsjonalt færre trekkfugler på turbiner som ikke var i drift enn på de som var i drift, og de viste størst respons ved rotorens høyeste nivå og fra 0-50 m over dette. Responsen økte når skumringen satte inn og med forekomst av flere turbiner, særlig når turbinene var plassert tett ved hverandre, i motsetning til når de sto enkeltvis. Men når turbinene sto stille framkom ingen responsforskjell mellom trekkfugler og lokale fugler med hensyn til flygehøyde (Winkelman 1992c). Flukt ble for det meste observert i høyde med turbinene (opp til 50 m) under spredningen fra nattlige vagleplasser ved soloppgang til matsøkområder, på slutten av natt-trekket og starten på dagtrekket og i en viss utstrekning ved solnedgang når flygningene for å vagle og foreta natt-trekk startet (Winkelman 1992b, 1995). Det ble observert at grupper av ender og måker under flukt for å vagle gjorde flere forsøk før de fløy gjennom vindmølleparken (Winkelman 1992c), noe som kunne øke faren for sammenstøt.

2.30 I løpet av perioden 1994 – 98 ble det gjort nattlige studier av fluktveier og flukthøyder ved flere steder nær tidevannsområder i Deltaet og Vadehavet i Nederland (van der Winden et al. 1999). Studiene kombinerte bruken av vertikal og horisontal marinovervåkingsradar pluss observasjoner og registrering av låter. Vadefugler kan bruke forskjellige vagleplasser om dagen og om natten. Studien kartla omfattende bevegelser mellom vagleplasser i mudderbanker og floområder, flere tusen bevegelser i timen. Gjennomsnittlig høyde var <100 m, for det meste <75 m, altså potensielt i høyde med et roterende rotorblad. Tjelden ble notert med den laveste høyden og tundralo (*Pluvialis squatarola*), storspove, myrsnipe (*Calidris alpina*) og lappspove (*Limosa lapponica*) ble registrert som høyest flygende. I gjennomsnitt var flygingen høyere i medvind enn i motvind.

2.31 Radarstudier av dykkenders nattlige bevegelser mellom forings- og vaglingsområder på Ijsselmeer i Nederland tydet på at de fleste fløy under 75 m, flygehøyden var lavere under barske forhold som for eksempel sterk motvind (Dirksen et al. 1998a & b, Spaans et al. 1998). Toppandens og taffelandens bevegelser fant først og fremst sted mens det var mørkt, og derfor vurderte man at risikoen for sammenstøt var størst for disse artene, mens bergandens bevegelser hovedsakelig foregikk i skumringen og grålysningen. I måneskinnsnetter fløy toppanden og taffelanden mellom de fire turbinene, mens i måneløse netter fløy flere fugler

parallelt med rekken av turbiner, det vil si rundt heller enn gjennom rekken av turbiner, noe som tyder på at lokale fugler som overvintrer kan tilvenne seg tilstedeværelsen av turbinene (Spaans et al. 1998). Men denne studien gir ytterligere indikasjoner på barriereeffekten som turbiner kan ha på flygeveier i luften, særlig under forhold med dårlig sikt. Konsekvensene av dette kan være annerledes for store vindmølleparker, som de som er foreslått på diverse nordeuropeiske lokaliteter, noe som vil gjøre vurderinger av utforming og layout desto viktigere. Ijsselmeer er anbefalt som lokaliseringsområde for vindmølleparker, og man er bekymret for at risikoen for sammenstøt med fugl, spesielt i mørket, kan være høy dersom turbinene avskjærer flygeveier mellom forings- og vaglingsområder.

2.32 Observerte reaksjoner under flukt på vindturbiner i Schleswig-Holstein tydet på at vadere, terner, ender og gjess reagerte 200-500 m fra turbinene, mens måker reagerte på 100-150 meters avstand (Koop 1997). Måker og vadere viste en stigning i flygehøyde eller endret retning for å fly over eller rundt, mens ender og gjess manøvrerte sidelengs for å fly rundt turbinene. Det ble observert at turbinene splittet opp flokkformasjoner blant hvitkinngås (*Branta leucopsis*). Slike observasjoner er mest nyttige når de sammenholdes med lignende observasjoner fra andre vindmølleparker, der standardiserte metoder er brukt og kombineres med tilleggsinformasjon om værforhold, vindhastighet og vindretning samt informasjon om fuglene, for eksempel målet med flygingen.

2.33 Studier av makrellternenes (*Sterna hirundo*) adferdsrespons på kraftlinjer i forskjellige faser i løpet av hekkesyklusen tyder på at de lettere kommer ut for sammenstøt når voksne fugler gjør hyppige flygninger for å søke mat til ungene og når nylig flygeferdige unger er tilstede (Henderson et al. 1996). Unnvikelsesrespons på kraftlinjer som avskjærer flygeveier mellom hekke- og foringsområder økte i hyppighet med økende vindhastighet, særlig ved motvind. Dette arbeidet viser mulighetene for forskjeller knyttet til vær, hekkingsstadie og fuglens alder, noe som må tas i betraktning når man vurderer risiko for sammenstøt og dødelighet.

2.34 Ved Blyth i England (Still et al. 1996) ble det gjort fastpunktobservasjoner av flygeaktiviteten til den internasjonalt viktige bestanden av fjæreplytt og de fem ellers mest tallrike artene (ærfugl, storskarv, hettemåke, svartbak (*Larus marinus*) og gråmåke). Observasjonene tydet på at måker fløy mellom turbinene, spesielt i godt vær. Ikke desto mindre led gråmåke og svartbak døden (minst syv gråmåker og syv svartmåker ble drept på grunn av sammenstøt i den 2,5 år lange driftsperioden som ble studert). Hettemåker så ut til å være mindre sårbare siden de har lavere flygehøyde, under svingen av rotorene (<15 m). Selv om dataene er begrenset på grunn av at de observerte hendelsene er sjeldne, så det ut som at ærfuglenes og måkenes sammenstøt sammenfalt med dårlig vær og dårlig sikt. Ærfugl som fløy bakerst i flygeformasjoner ble observert å fly kritisk nær rotorene. I løpet av den korte overflygingperioden av området om høsten ble det observert flokker av =100 svarttrost (*Turdus merula*), rødvingetrost (*Turdus iliacus*) og gråtrost (*Turdus pilaris*). Større flokker fløy over turbinene, mens mindre flokker på 15-30 fugler passerte mellom dem. Ingen sammenstøt ble observert, det var heller ingen tegn på plutselig unngåelsesadferd.

2.35 Observasjoner av måkers, hovedsakelig gråmåke og sildemåke (*Larus fuscus*), og makrellterners flygeadferd på dagtid ved to vindmølleparker nær Rotterdam, viste også at fuglene fløy mellom turbinene til og fra sine hekkekolonier og marine matsøkområder (van den Bergh et al. 2002).

2.36 Det knytter seg særlige bekymringer til konsekvensene av vindmølleparker på trekkfugler, og indikasjonene på at de er sårbare for sammenstøt, spesielt ved natt-trekk og under forhold med dårlig sikt (Winkelman 1992b, 1995). Nyttig informasjon om trekk kan finnes i Alerstam (1990), og et nyttig sammendrag gir Richardson (i PNAWPPM-III 2000), om enn forenklet. Fra dette kan man merke seg følgende punkter:

- De fleste terrestriske fugler flyr om natten, spesielt i den første tiden like etter solnedgang.

- De fleste rovfuglene trekker om dagen.

- De fleste akvatiske fugler trekker både dag og natt; mange vadefugler drar sent på ettermiddagen (f.eks. Gudmundsson 1993, Tulp et al. 1994).

- Trekkfugler foretrekker medvind eller bare lett motvind (også Bruderer 1980).

- Det meste av spurvefuglenes trekk om natten foregår i stor høyde, godt over turbinhøyde.

- Risikoen for trekkfugler er først og fremst knyttet til start og nedstigning eller fordi de er tiltrukket av lys, særlig når sikten er dårlig, eller når sterk motvind eller dårlig sikt tvinger dem til å fly i lavere høyder. Flukthøyden er også redusert over høydedrag.

- Det er blitt påvist at trekkfugler som flyr om dagen ofte er konsentrert langs lineære former som kystlinjer eller dalfører, men noen ganger krysser de fjellkjeder.

- Etter hvert som studiemetodene for natt-trekk forbedres, kommer det fram flere eksempler på at adferden om natten ligner den som er observert om dagen.

- Opphold under trekk kan bringe flere trekkfugler inn i høydesonene til vindturbinene når de er i ferd med å stige eller lande, spesielt arter som mister eller oppnår høyde gradvis, for eksempel svaner.

- De fleste langdistansetrekk over sjøarealer foregår over et bredt område, men det finnes trange sjøpassasjer hvor trekkfugler samler seg, særlig Gibraltar, Bosporus og Falsterbo.

2.37 Det er mangel på informasjon om trekkruter, spesielt de nattlige rundt kysten, og om eventuelle konsentrasjoner av fugler i kritiske høyder som kunne øke risikoen for sammenstøt. Flukthøyden avhenger av arter, vær, vindhastighet og vindretning, tidspunkt på dagen og topografi (Alerstam 1990). Winkelmans studier (1992b, 1995) av vindmølleparker i Nederland tydet på at det meste av trekkaktiviteten om dagen og lokale bevegelser foregikk i høyder på under 10 m, mens trekkaktiviteten om natten, spesielt om høsten, foregikk opp til 50 m eller mer, det vil si i høyde med turbinbladene, i nærheten av vindmølleparkene ved kysten. Deng & Frederick (2001), som studerte strømførende kraftlinjer i Everglades i Florida, observerte også at flyginger om natten forgikk i en større høyde enn de om dagen. Så selv om man observerte at det var mindre sannsynlig at fugler reagerte på kraftlinjer om natten, var sjansen i alle fall mindre for at de ville komme inn i risikosonen for sammenstøt.

2.38 Krüger & Garthe (2001) fant ut at trekkflukt i motvind foregikk lavere og langsommere, og dermed sparte fuglene energi, mens i medvind er flukten mer effektiv i en større høyde. Spesielt flyr en større andel av smålom, ærfugl og svartand lavere over vann når vindhastigheten øker, særlig i motvind. I medvind øker imidlertid andelen fugler som flyr i større høyder >25 m. De fleste bevegelsene om dagen var i lav høyde. Denne forskningen om fuglenes fluktadferd letter tolkningen av observasjoner gjort i forbindelse med vindmølleparker. I Oosterbierum, Nederland, observerte Winkelman (1992b) at omfattende høsttrekk foregikk i høyde med turbinbladene, særlig i motvind, mens fuglene ofte fløy høyere i medvind, over turbinene.

2.39 En enkel forsøksvindturbin, plassert på et høydedrag innenfor en viktig korridor for trekkfugler i Yukon, har vært gjenstand for et 5-årig overvåkningsprogram (Mossop 1997).

Hovedartene som var involvert var store trekkende vannfugler, særlig dvergsvaner (*Cygnus columbianus*), *C. buccinator*, og ender, samt rovfugler, sammen med lokalt hekkende populasjoner av spurvefugler og lirype (*Lagopus lagopus*). Ingen flokker av vannfugler ble observert mindre enn 200 m fra turbinen, og uansett foregikk alle bevegelser i vesentlig lavere høyde, langs dalen. Rovfugler, for det meste kongeørn, beveget seg vanligvis gjennom lokaliteten, men tilsynelatende uten problem; ingen sammenstøt med vindturbinen ble notert. De få dødbringende sammenstøt (seks om vinteren, alle tilhørende skogshønsefamilien (*Tetraonidae*)) som ble registrert i undersøkelsen skjedde i forbindelse med et kontrolltårn med gitterkonstruksjon festet med barduner.

2.40 Svaner står høyt på "treff wire"-indeksen (Rose & Baillie 1989), som følge av deres store kroppsmasse og langsomme manøvreringsevne, og er sårbare for sammenstøt med forskjellige byggverk, inkludert kraftlinjer (Butler 1999) og vindturbiner.

2.41 De fleste spurvefugler trekker i en høyde på 1000-1500 m (Alerstam 1990), mens trekkende vannfugler har en tendens til å fly i større høyder. Vadere som forlot Mauritania på sitt trekk nordover om våren ble observert, med en optisk avstandsmåler, til fortsatt å stige over 1,5 km da de forsvant ut av syne (Ens et al. 1990). Maksimum rapporterte flukthøyde er 8,2 km for sangsvaner som brukte sterke vinder for å hjelpe seg (Elkins 1983). Trekkflukthøyde er imidlertid avhengig av mange faktorer, som flygedistanse, vindhastighet, lufttemperatur og luftfuktighet, så vel som størrelsen og kroppsformen på fuglen. I tåke, for eksempel, kan fugler bli forhindret fra å fly eller fly i lav høyde, og de kan bli desorientert.

2.42 Studier av trekkfugler før utbygging i Norris Hill Vindressursområde i sørlige Montana, USA, fant at visuelle observasjoner av trekkfugler underestimerte trekkhastigheten. Marinovervåkningsradar ble derfor brukt til å fastslå trekkhastigheten både i dagslys og i mørke (Harmata et al. 2000). Visuelle observasjoner ble gjort på dagtid for å verifisere artsidentifikasjon, selv om det kan ha vært en del forskjellige arter om dagen og om natten. Høsttrekk trakk mer i langdrag enn vårtrekk, noe man har observert i andre trekkstudier. Den høyeste trekkhastigheten ble registrert innen fire timer før solnedgang. Gjennomsnittlig høyde var høyere om våren enn om høsten, hovedsakelig tilskrevet avganger om våren og ankomster om høsten ved det nærliggende oppsamlingsstedet på Ennis Lake. Trekkhastigheten ble redusert i takt med synkende barometertrykk om høsten (motvind), mens den økte om våren (medvind). Trekkfugler unngikk flukt over høyere topografiske områder, spesielt når det var sterk motvind, og særlig vannfugler ble observert å benytte lav flukthøyde langs dalene under slike forhold. Undersøkelser som dette er nyttig når man skal vurdere risikoen for sammenstøt knyttet til foreslåtte vindmølleparker, slik det ble antydet ovenfor.

2.43 I forbindelse med den planlagte vindmølleparken i Klickitat County i staten Washington, USA, ble det satt i gang Før-Etter Kontroll-Virkning (BACI)-studier (Erickson et al. 1999). Bare 13% av flygningene til de nesten 10.000 fuglene, tilhørende 73 arter, som ble observert i løpet av det første året forekom innenfor det sannsynlige svingområdet for rotorene, men over 40% av rovfuglenes bevegelser var innenfor høydesonen som ville maksimere deres risiko for sammenstøt.

2.44 Winkelman (1992c) antok at vindmølleparkens layout sannsynligvis var viktig for å redusere faren for sammenstøt. For fugler som overvintrer og søker mat og muligens hekker, var en (tett) gruppe med turbiner antatt å være potensielt mindre skadelig, fordi fuglene ville bli avledet fra å fly mellom turbinene (se også Larsen & Madsen 2000). Men for trekkfugler ble en linjeoppstilling parallelt med hovedfluktretningen eller en vid gruppe vurdert som den beste måten å organisere det på.

2.45 Tarifa er en hovedkorridor for trekkfugler, og har også det største potensialet for generering av vindenergi i Spania (Janss i PNAWPPM-III 2000). De første vindmølleparkene

ble anlagt her uten å samle inn data på forhånd, og store antall fugler kolliderte fatalt med turbinene, særlig tårnfalk (*Falco tinnunculus*) og gåsegribber (SEO/BirdLife 1995).

2.46 Studier i Gibraltarstredet, Andalusia i Spania, konsentrerte seg om fugler som hekket og om høytsvevende trekkfugler ved to vindmølleparker som til sammen omfattet 256 turbiner (SEO/BirdLife 1995). Flygeadferd opp til 250 m fra turbinene ble studert for deretter å kunne vurdere faren for sammenstøt. Både vindhastighet, flukttype og flukthøyde påvirker faren for sammenstøt. Ved Pesur økte risikoen for sammenstøt for høytsvevende fugler ved lav vindhastighet (< 8 ms^{-1}) og for fugler som fløy på kryssende fluktveier som begynte under bladhøyde, siden gribber viste liten reaksjon på turbinene og endret sitt innflygningsmønster med bare 2%. Dessuten inntraff sammenstøt under forhold med god sikt, noe som tydet på dårlig manøvreringsevne hos gribbene. Imidlertid ble bare et lavt antall trekkflygninger observert nært inntil turbinene. En enkelt gruppe på 28 vindturbiner var ansvarlig for 57% av dødeligheten blant gåsegribbene. SEO/Bird Life[7] anbefalte drift av disse turbinene bare i en vindhastighet på over 8,5ms^{-1}, men dette botemidlet ble ikke gjennomført av selskapene.

2.47 Følgelig ble en rekke etter-utbyggingsstudier utført, inkludert den av Janss (i PNAWPPM-III 2000), på et anlegg med 66 turbiner på toppen av en fjellrygg. Studien omfattet området med vindmølleparken og to referanseområder. Her ble artene, antallet og produktiviteten til hekkende fugler vurdert, samt antallet vaglende fugler om vinteren. Opptellinger og fluktinformasjon (høyde, retning og type – flaksing med vingene, glideflukt eller sveving) for lokale fugler og trekkfugler, flygeadferd og sammenstøt i vindmølleparkområdet ble også foretatt. Hovedfunnene var som følger:

- Trekkfugler passerte over vindmølleparken i større gjennomsnittlig høyde (>100 m) enn over referanseområdene (ca. 60 m).

- Flukthøyden til trekkfugler økte i takt med økende lufttemperatur i omgivelsene og sank i takt med økende vindhastighet, slik at trekkfuglenes fare for sammenstøt varierte med værforhold (trekkfugler som flyr langdistanser prøver å maksimere flygeeffekten og minimere energiforbruket).

- Lokale fugler viste ingen forskjell i flygehøyde over vindmølleparkområdet eller referansestedene og det framkom ingen sammenheng mellom flygehøyde og vindhastighet.

- Fuglene forandret fluktretning oftere når de krysset vindmølleparkområdet enn andre steder.

2.48 I hvilken grad forskjellene mellom vindmølleparkområdet og referanseområdene kan tilskrives vindmølleparken, forblir usikkert grunnet mangel på data fra før utbygging.

2.49 Erfaringer gjort i Spania antyder at vindmølleparker har ugunstig innvirkning på rovfugler som søker mat (f.eks. i områder der ungfugler sprer seg) og på steppefugler. Den Nasjonale Strategien for Bevaring av den Spanske Keiserørnen i Spania (Miljøverndepartementet, upublisert), tilråder at vindmølleparker ikke bør plasseres i kritiske områder for arten (inkludert områder der ungfugler sprer seg). Forhåndsutkastene til de regionale tilbakeføringsplanene for den spanske keiserørnen i Castilla y Leòn og Castilla - La Mancha regionene, forbyr denne industrien i de kritiske hekke- og beitingsområdene for arten (inkludert områder der ungfugler sprer seg).

Leting etter fuglelik

2.50 Ved Urk (Winkelman 1989) og Oosterbierum (Winkelman 1992a), begge i Nederland, ble de fleste fugler som døde etter sammenstøt funnet etter netter med dårlige sikt- og flygeforhold. Den gjennomsnittlige korrigerte daglige sammenstøtsprosenten pr. turbin var < 0.1 om høsten og våren. Antallet døde fugler funnet om høsten var 2-3 ganger høyere enn det som var rapportert om vinteren eller våren (Winkelman 1989). Sammenstøtsprosenten var høyere i vindmølleparker som var i full drift (dvs. et økt antall turbiner i drift) enn under bygging og delvis drift (Winkelman 1989, 1992a, b, c, 1995, også oppsummert i Spaans et al. 1998).

2.51 Winkelman (1992b) erkjente at beregninger om dødelighet ved sammenstøt sannsynligvis ville være underestimater, fordi (i det minste noen) ikke-fatale skader senere førte til død lenger bort fra området. En annen kilde til potensiell underestimering oppstår på grunn av problemer med å fastslå dødsårsaken i alle tilfeller, inkludert de som skyldes vindturbiner (Winkelman 1992a). Winkelman (1989, 1992a, 1995) pekte også på at beregning av sammenstøtsprosenten var avhengig av hvor raskt rovdyr og andre dyr fjernet likene, søkefrekvensen, søkeområdet og søkeeffektiviteten, og undersøkte spesielt det siste i flere studier. Søkeeffektiviteten etter spurvefugler opp til størrelsen på en stær var gjennomsnittlig 45% (30-55%, n=56) i Oosterbierum (Winkelman 1992a) og 73% (60-83, n=22) i Urk (Winkelman 1989), og varierte med høyden på vegetasjonen. Søkeeffektiviteten hadde en tendens til å være høyere for større fugler. Winkelman beregnet at 2,5% av alle fuglene som passerte i rotorhøyde om høsten mens turbinene var i drift, ville bli drept, når man tok i betraktning denne underestimeringen av dødelighet i forbindelse med søk etter fuglelik.

2.52 Før-Etter Kontroll-Virkning (BACI)-studier gjennomført i Ponnequin, Colorado, USA, kunne konstatere en rask fjerning av døde spurvefugler (1-3 dager), mens store skrotter ble liggende i minst 1-2 måneder (Kerlinger et al. 2000). Søkeeffektiviteten var varierende, bare 25% av spurvefuglene ble funnet, men 75% av middelsstore skrotter som ender, og alle store skrotter, f.eks. store rovfugl, ble funnet. Studier på Buffalo Ridge Vindressursområde i Minnesota, USA, registrerte en observatøreffektivitet på 78,8% i fredete gressmarkområder og på dyrket mark, hvor 39,5% av skrottene ble fjernet av åtseldyr i løpet av 7 dager (Osborn et al. 2000). Det lille antallet av skrotter som ble funnet i løpet av den 20 måneder lange undersøkelsesperioden indikerte 0,33-0,66 uhell med dødelig utgang pr. turbin pr. år, og en risikoøkning for sammenstøt med flere fugler til stede. Disse og Winkelmans studier understreker potensialet for underestimering av sammenstøtsprosenter, særlig for spurvefugler, og dermed nødvendigheten av å korrigere beregningene av sammenstøtsprosenter for de aktuelle variablene (slik som søkeeffektivitet for lik, rovdyrs fjerning av lik osv.) ved hjelp av eksperimentelt arbeid.

2.53 I Blyth i England (Still et al. 1996) ble søk etter skrotter utvidet gjennom flere eksperimenter, inkludert et for å måle gjenfinning av utplasserte fuglelik, for å vurdere dødelighetsprosent og årsaker til dødelighet før utbygging, inkludert de som kunne settes i sammenheng med kraftlinjer i nærheten. I den 2,5 år lange driftsperioden ble det notert 31 ofre (tilhørende fire arter) for sammenstøt med vindparkinstallasjoner, som var lik 1,34 fuglesammenstøt pr. turbin pr. år. Storskarv så ut til å ha en lav sammenstøtsrisiko, selv under dårlige værforhold. Imidlertid var sammenstøtsprosenten for overvintrende ærfugl større enn forventet etter utbygging av vindmølleparken. Ærfugl vil sannsynligvis ha en tendens til å kollidere på grunn av sin store kroppsmasse i forhold til vingeoverflate (tre kolliderte med eksisterende strukturer i havnen og minst 12 med vindturbinene). Den forventede virkningen på den lokale hekkende populasjonen var en dødelighet på ytterligere 0,5-1,5%. Analyse av skrotter viste at sammenstøt som skyldtes vindmølleparken var sammenlignbare med andre årsaker til dødelighet, selv om dødeligheten for ærfugl, gråmåke og svartbak i forbindelse med vindturbiner var betydelig høyere enn den opprinnelige dødeligheten (dødelighet før utbygging, i fravær av en vindmøllepark). Av de 66 døde fuglene som ble funnet i løpet av hele undersøkelsesperioden der dødsårsaken kunne bestemmes (dessverre bare en liten del av

det totale antallet døde fugler) var 12% offer for sammenstøt, 20% døde av sult, 15% på grunn av innvikling i fiskeliner, 14% på grunn av oljeforurensning og 26% på grunn av predasjon (skjønt den siste kategorien kan ha inkludert andre virkelige dødsårsaker – red.). Senere reduksjon i dødelighet på grunn av sammenstøt tyder på at det kan ha skjedd en tilvenning til vindturbinene (Painter et al. 1999). Et annet eksperiment målte hvorvidt utplasserte treflåter ble gjenfunnet (simulering av fuglelik som driver mot kysten uten å bli fjernet av åtseletere). Dette forsøket bekreftet antagelsene om at få fuglelik kommer til å bli skylt på land, noe som illustrerer begrensningene av søk etter fuglelik for å vurdere dødelighet forårsaket av sammenstøt.

2.54 I Belgia ble en sammenligning i sammenstøtsdødelighet, basert på søk av fuglelik, gjort ved tre vindmølleparker. Det ble identifisert flest tilfeller av gråmåker, sildemåker og hettemåker; som også var de mest tallrike artene i området. Imidlertid var det også en del makrellterner, dvergterner (*S. albifrons*), krykkjer (*Rissa tridactyla*) og rovfugler (tårnfalk, spurvehauk (*Accipiter nisus*) og vandrefalk (*Falco peregrinus*)) (Everaert et al. 2002).

2.55 I Kreekar i Nederland ble undersøkelser av dødelighet forårsaket av sammenstøt med en vindmøllepark ved kysten, som besto av fem turbiner, iverksatt som forberedelse til en mulig utvidelse av parken (Musters et al. 1995, 1996). Søk etter fuglelik fant sted annenhver dag i løpet av et år og dødsårsaken ble fastslått der det var mulig. Som et forsøk ble det foretatt månedlige søk etter utplasserte fuglelik. Ikke overraskende ble det vanskeligere å gjenfinne fuglelik i vann, slik at beregning av dødelighet bare ble basert på tall fra land. Det var ingen signifikant forskjell i gjenfinningsfrekvens i løpet av året. Forutsigelser om dødelighet ble gjort for en vindmøllepark med 20 turbiner og det antydet et gjennomsnitt på 0,01 (0,006-0,02) ofre pr. turbin pr. dag. Det er ikke klart om eventuelt skadede fugler som døde utenfor undersøkelsesområdet ble tatt i betraktning. Denne undersøkelsen understreker også problemet forbundet med å vurdere dødelighet forårsaket av sammenstøt utenfor kysten, der fjernteknologi sannsynligvis vil være mest nyttig.

2.56 Dødeligheten ved Tarifa i Spania har vært meget høy sammenlignet med resultatene i andre undersøkelser i Europa og USA (SEO/BirdLife 1995), selv under fine forhold, noe som understreker nødvendigheten av å unngå internasjonalt vernede områder eller andre viktige fugleområder (IBA'er) og andre områder med sårbare arter eller konsentrasjoner av trekkfugler. Studier i Andalusia, Spania (SEO/BirdLife 1995), kombinerte leting etter fuglelik og skadede fugler to dager i uken rundt et tilfeldig utvalg av 87 turbiner og ukentlig under kraftlinjer i perioden 15. desember 1993 til 15. desember 1994. Flere forsøk ble utført i løpet av denne tiden for å vurdere hvor mange som går tapt til rovdyr. Korrigert for det som rovdyrene fjernet (bare aktuelt for tårnfalk (*Falco tinnunculus*) på grunn av små utvalgsstørrelser for de andre artene) ble det beregnet å være 106 ofre for sammenstøt (97 på grunn av turbiner, 9 på grunn av kraftlinjer). De fleste var middels store fugler. Tårnfalk (49) og gåsegribber (30) var de mest berørte artene. Det var forskjeller mellom de to stedene som ble studert (grad av sammenstøt på 0,15 på Pesur og 0,03 på lokalitet E3) og forskjeller mellom rekker av turbiner innenfor områdene; 57% av de drepte gribbene kan tilskrives 28 av de 190 turbinene på Pesur. Selv om sammenstøts*prosenten* var lav, førte det totale antallet fugler som var involvert, deres vernestatus og potensielt kumulative ofre for sammenstøt ved andre vindmølleparker i området og i årene framover, til bekymringer for betydelige uheldige virkninger på fuglepopulasjoner som er viktig å bevare, særlig de store svevende artene. Den viktigste konklusjonen på denne undersøkelsen er at ikke alle vindturbinene hadde den samme virkningen, slik at vurderingen av alternativ beliggenhet og layout er det viktigste elementet for å minimere den endelige virkningen på fugler når en vindmøllepark er blitt bygd.

2.57 I Altamont Vindressursområde, California, USA, finnes det over 7000 turbiner (Orloff og Flannery 1992). Søk etter skrotter resulterte i funn av 182 døde fugler på utvalgte steder

rundt Altamont Pass Vindressursområde mellom 1989 og 1991, hvorav 119 var rovfugler. Av disse kan 55% av dødsfallene tilskrives sammenstøt med turbinene, 8% elektriske støt, 11% sammenstøt med kabler og 26% ukjente årsaker. Forholdsvis flere *Falco sparverius*, *Buteo jamaicensis* og kongeørn ble drept enn det man kunne forutsi var en tilfeldighet ut fra deres antall i undersøkelsesområdet, og forfatterne pekte på at deres jaktadferd muligens kunne ha vært en medvirkende årsak til hyppigere dødelige sammenstøt. Antall ulykker på grunn av sammenstøt for hele Altamont Pass Vindressursområde var 39 kongeørn alene pr. år.

2.58 Resultatene av studier, som dem referert til ovenfor, har bidratt til beslutninger om forslag til utbygging av vindmølleparker. I England har sedvanerett fulgt en føre-var-innstilling i beslutninger angående gjess som trekker. Angjeldende Largie, Scotland har den britiske regjeringens minister for Skottland konkludert med at ingen egnede planleggingsvilkår kunne knyttes til noe planleggingssamtykke, og at for mange usikkerhetsmomenter gjensto med hensyn til i hvilken grad grønlandsk tundragås (*Anser albifrons flavirostris*) unngår turbinene (Russell 1996). På Islay, Skottland, førte igjen usikkerhet rundt den potensielle risikoen for sammenstøt til at man nektet tillatelse til å planlegge en vindmøllepark på et landområde som grenser opp mot et Fuglebeskyttelsesområde (SPA) (June 1999). En populasjonslevedyktighetanalyse utført av utbyggingsmotstandere tydet på at det var mellom 5% og 20% sjanse for dødelighet forårsaket av vindmølleparken, noe som ville føre til en nedgang i den overvintrende populasjonen av grønlandsk tundragås (McCulloch 1998).

Implikasjoner av sammenstøtsdødelighet – populasjonsmodeller

2.59 I mangel av data fra før utbyggingen og uten et referanseområde, men med et alarmerende antall rovfugl drept som resultat av sammenstøt med turbiner i Altamont Pass Vindressursområde, har forskere begynt å lage modeller for populasjonsdynamikk (Hunt et al. 1998, Thelander & Rugge 2000). Målsettingen for dette arbeidet er å undersøke den årlige takt i populasjonsendring for kongeørnen, den viktigste rovfuglen man er bekymret for, for å teste om populasjonen er stabil, øker eller avtar og til slutt, å bestemme om vindmølleparkene gjør at dødeligheten øker, det vil si har en additiv effekt.

2.60 Studien omfatter en undersøkelse etter hekking, ny-iakttagelser av merkede kongeørn ved bruk av radiotelemetri, og reirovervåking. Modellen omfatter tre alderskategorier, nemlig nettopp flygeferdige unger, ikke-territoriale nesten-voksne og 'floaters', og territoriale fugler, med generell vekt på hunnfugler, og for disse er den årlige reproduksjonen vurdert (Shenk et al. i PNAWP PM-II 1998). Overlevelse og overgang mellom alderskategoriene er også inkludert i den tetthetsavhengige modellen. Arbeidet vil kreve en lang tidsskala i lys av levetiden til kongeørn og artens populasjonsendringer fra år til år, og det er i sin tidlige fase.

2.61 Mens bruk av populasjonsmodeller er mulig for store rovfugler, er det en kostbar og langvarig prosess som ikke nødvendigvis passer for en del andre arter eller til alle foreslåtte vindmølleparker. Men i tilfellet Altamont, en av de to mest kjente vindenergilokaliteter (det andre er Tarifa i Spania), rettferdiggjorde omfanget av dødelighet blant rovfugler iverksettelsen av radikale tiltak for å framheve den potensielle skaden dårlig plasserte vindmølleparker kan forårsake.

2.62 Følsomhetsanalyse ble brukt for å bestemme hvilke virkninger overlevelse av ulike årsklasser hadde på populasjonsvekstratene for en rekke arter (Morrison et al. 1998). Særlig for ørn har endringer i voksne fuglers overlevelse hatt den største virkning på populasjonsveksten. Denne analytiske tilnærmingen ble sett på som en verdifull del i vurderingene av vindmølleparkers virkning på populasjoner.

Fare for sammenstøt og dødelighet i kystnære farvann

Sammendrag

2.63 Denne delen tar for seg risiko for sammenstøt i vindmølleparker i kystnære farvann, selv om det så langt er svært begrenset informasjon om dette.

2.64 Betydningen av vindmølleparkenes layout for risikoen for sammenstøt er like tydelig fra studier av vindmølleparker i kystnære farvann som de på land.

2.65 Under gode værforhold, i dagslys, observerte man at ærfugl unngikk å fly og lande innen 100 m av TunØ Knob vindmøllepark i Danmark (Guillemette et al. 1998). Tulp et al. (1999) undersøkte nattlig flygeaktivitet og fant ut at både ærfugl og svartand var aktive om natten, men flygeintensiteten var redusert på mørke netter, sammenlignet med måneskinnsforhold. Nattlig flygeaktivitet, spesielt på måneklare netter, ble redusert i nærheten av vindmølleparken, med en minskende effekt observert opp til 1000 – 1500 m fra den nærmeste turbinen. Innenfor 500 m fra vindmølleparken fløy relativt flere grupper ærfugl rundt heller enn mellom turbinene. Fugler som nærmet seg vindmølleparken parallelt med oppstillingen av turbiner hadde en større tendens til å krysse parken enn fugler som nærmet seg vinkelrett på oppstillingen. Derfor kan vindmølleparker fungere som hinder for fuglebevegelse, men hvorvidt dette er et problem vil avhenge av størrelsen på vindmølleparken, avstanden mellom turbinene, hvor mye fuglene må endre fluktbanen, og deres evne til å kompensere for økt energiforbruk. Forfatterne anbefalte:

- at turbinene plasseres tett sammen for å redusere til et minimum arealet som en vindmøllepark opptar;
- at turbinene grupperes for å unngå oppstilling vinkelrett på hovedflygeveier;
- å lage korridorer – eventuelt noen få kilometer brede – mellom turbingrupper for å gjøre det mulig for fugler å fly gjennom parken; og
- å plassere turbinene på dypt farvann for å unngå skalldyrbanker.

2.66 Ved Horns Rev, Danmark, ble potensiell risiko for sammenstøt identifisert for matsøkende havsuler (muligens også for terner og joer (*Stercorariidae*) og muligens for havsuler, storskarv, terner og måker i flukt (Noer et al. 2000). Siden de fleste artene som er til stede her har høye årlige overlevelsesrater og lav produktivitet, er konsekvensene for sammenstøt potensielt viktigere enn de ville være for arter med kort levetid og høy hekkeproduktivitet.

2.67 *Belysning av turbiner* kan eventuelt tiltrekke fugler, og dermed potensielt øke faren for sammenstøt (Winkelman 1992b), slik som vist ved det store antall sammenstøt som ble registrert i løpet av bare en natt i Sverige hvor en eneste turbin var ute av drift men belyst (Karlsson 1983). Men belysning er sannsynligvis nødvendig av navigasjonshensyn (et blinkende hvitt lys 10 moh på turbinene for skip og et permanent eller blinkende lys på toppen av turbinene for fly) (Noer et al. 2000), og i så fall kan uregelmessig blinkende lys muligens redusere risikoen for tiltrekning (Richardson i PNAWPPM III 2000). En gruppe belyste turbiner vil dessuten redusere tiltrekningen til en enkelt lyspunktkilde, og vil sannsynligvis også gi en mer diffus lysfordeling. Det er blitt foreslått at den mulige faren som oppstår fra en klar lyskilde kan bli redusert ved skjerming. Dette krever imidlertid utprøving slik at man kan tilfredstille kravene til navigasjonssikkerhet uten å introdusere en uakseptabel

risiko for fuglesammenstøt (diskusjonstema på FuglsØ-konferansen i Danmark, november 2001). Dette er et aspekt som krever videre studie.

2C. Utbredelse av og forflytninger hos fugl i kystnære farvann

2.68 Her følger en diskusjon om behov for og tilgjengelighet til informasjon for å vurdere utbredelse, bestemmende faktorer for utbredelse samt risiko for sammenstøt for fugler til sjøs.

2.69 Artsgrupper som er av størst verneinteresse i kystnære farvann tilhører sjøfugl, vannfugl (særlig vadere, ender, gjess og svaner) og trekkfugl. Tilgjengelig informasjon om konsentrasjon av fugl i kystnære farvann varierer, og spesielt gjelder dette trekkbevegelser. Det finnes noenlunde komplette data om den generelle utbredelsen av sjøfugl i kystfarvann i alle årets måneder gjennom programmet Europeiske Sjøfugler til Havs (ESAS) (f.eks. Skov et al. 1995). Fugler kan være til stede i store antall men med lav tetthet over store sjøområder. Det er imidlertid mangel på detaljert forståelse om lokal utbredelse, variasjon i antall og underliggende bestemmende faktorer for når de forekommer på et gitt sted, for eksempel svartandartene (*Melanitta* spp.). Matforråd er klart viktig, og det er behov for mer informasjon om utbredelsesmønster både sesongmessig og mellom år, og dessuten hvordan matforrådet i kystnære farvann utnyttes.

2.70 Foreløpig er informasjonen begrenset, selv om det er mulig å peke på en del områder av høy, middels eller lav bevaringsverdi. For eksempel er det behov for informasjon om sjøfugl i deler av Nordsjøen og Irskesjøen som ikke tidligere er dekket. Spesielt er dekningen begrenset i kystsonen, i gruntvannsområder, selv om det i de siste årene er blitt foretatt undersøkelser fra luften i Irskesjøen for å forbedre informasjonsnivået. Tilfluktssteder i kaldt vær trenger også å bli identifisert. Informasjon om utbredelse og tetthet over tid vil gjøre det mulig å identifisere områder som kvalifiserer til å bli fredet ved lov, og dette vil forenkle følsomhetskartleggingen ved strategiske konsekvensutredninger (SEA).

2.71 Hvor langt fra land vindmølleparker plasseres vil sannsynligvis være viktig. Generelt vil en plassering nært inntil land - avhengig av sted -, sannsynligvis øke muligheten for avskjæring av flygeveier for fugl som beveger seg mellom matsøkområder (f.eks. svartandartene), matsøk- og vaglingsområder (f.eks. vadefugler) eller hekke- og matsøkområder (f.eks. sjøfuglkolonier) samt avskjæring av bevegelser i større skala langs kysten, eller der trekkfugler når land eller drar fra land. Kunnskap om lokale bevegelser nær land og andelen som sammenfaller med høyden på turbinbladene er også viktig for å vurdere mulighetene for konflikt med vindturbinene, enten som et resultat av sammenstøt eller som bevegelsesbarrierer.

2.72 Lenger ut fra land er det mest sannsynlig at man finner store fuglekonsentrasjoner der det er tilgang på mat, f.eks. ved tidevannsoppstrømninger hvor plankton og fiskestimer er konsentrert, rundt fiskefartøy, og når fugler samler seg i store flak under myting. Nøyaktig identifisering av nøkkellokaliteter i kystnære farvann vil være nødvendig for å forstå mulige forbindelser mellom hekkekolonier og fuglenes matsøkområder. Det finnes noe dokumentasjon fra England om avstander hekkende sjøfugler tilbakelegger for å søke mat, som bidrar til å bestemme potensielt følsomme områder lenger fra land (BirdLifwe 2000, OSPAR). Det er vanskeligere å vurdere hva som bestemmer utbredelsen om vinteren.

2D. Direkte tap av habitat

2.73 Direkte tap av habitat på grunn av vindmølleparkens infrastruktur antas ikke ha vesentlig betydning for fugl. Dette er imidlertid avhengig av lokale forhold og størrelsen på

området som kreves til vindmølleparken og tilknyttet infrastruktur. Landbasert infrastruktur, deriblant tilførselsveier, transformatorstasjoner, turbinfundamenter osv. kan medføre betydelig arealforbruk i fjerne høylandsområder eller steppelandskap. Tilgjengelig habitat vil kunne reduseres, for eksempel som et resultat av nye veier. Dessuten kan åpning av nye veier på avsidesliggende steder utgjøre en viktig tilleggspåvirkning, for eksempel ved å åpne for økt menneskelig ferdsel. Lokale hydrologiske forhold kan påvirkes på en ugunstig måte i følsomme habitater, som for eksempel myr (se punkt 2.76). Direkte habitattap er potensielt viktig i skogshabitater, hvor vindmølleparker og tilknyttet infrastruktur forutsetter at vegetasjonen fjernes.

2.74 I kystnære farvann er direkte tap av habitat vanligvis lite, og hovedsakelig begrenset til turbinfundamenter og kabler til havs. Typen ankerfeste som er brukt (gravitasjonssenket betongkasse, nedborede eller nedrammede pæler) vil påvirke omfanget av habitattapet. Oppfatningen er at omfanget av habitattap knyttet til vindmølleparker under planlegging i kystnære farvann ikke vil ha store konsekvenser for fugl. Konsekvensene kan imidlertid bli store etter hvert som stadig større vindmølleparker etableres i kystnære farvann, eller vindparker blir anlagt der de lokale forholdene er spesielle, slik som på sandbanker i gruntvann. Habitatendring eller -forverring forårsaket av endringer i sedimenteringsprosesser kan bli omfattende dersom et stort antall turbiner plasseres på sandbanker (se punkt 2.80) som er verdifulle matsøkområder. Det kumulative tapet av slikt habitat kan bli en betydelig faktor - særlig dersom mange store utbygninger plasseres på slike steder -, og kan komme i tillegg til fortrenging på grunn av forstyrrelse.

2E. Andre problemer

Plattformer for vagling, ruging, kolonisering

2.75 Det er ansett som usannsynlig at turbinene vil komme til å tilby mange vaglings- og reirsteder for fugl siden dagens turbindesign gir minimale muligheter for fugl til å sitte, og plattformene til sjøs vil stort sett være under vann. Gangveier på anleggene kan imidlertid få enkelte fugler til å slå seg ned, noe som vil bringe dem svært nær turbinene. Det vil være en begrenset tilgjengelig overflate hvor marin fauna kan kolonisere, dersom nedborede eller nedrammede strukturer brukes. Disse aspektene vil kreve videre studier for å klargjøre i hvilken grad de brukes og hvorvidt dette er et problem som gir grunnlag for bekymring. Store måker synes det er tiltrekkende å ligge og late seg på toppen av de flate motorgondolene i TunØ Knob vindmøllepark, Danmark (egen obs.) og skarv er observert på lasteramper på offshore installasjoner (Sundberg, pers. komm.).

Hydrologi & geomorfologi

2.76 Dette er av stor betydning steder på enkelte lokaliteter, på land gjelder dette spesielt myr, der turbinfester og tilførselsveier kan forstyrre hydrologien på stedet.

2.77 I kystnære farvann kan endringer i sedimenttransport rundt de faste strukturene få innvirkning på kysterosjon og på anlegg bygd for å beskytte kysten mot marinerosjon. Dette er en ukjent påvirkning. Det kan bare være av lokal betydning, om det har betydning over hodet, avhengig av størrelsen på vindmølleparken og avstanden fra land. Turbiner som er lokalisert i områder med spesielt dynamiske sedimenter kan imidlertid forstyrre naturlige prosesser, med derav følgende implikasjoner for bunndyr- og fiskepopulasjoner (se under). Dette kan igjen berøre fuglenes tilgang på mat. For eksempel kan sedimentopphopning rundt turbiner plassert på sandbanker føre til at bunnen blir høyere slik at eksponeringstiden er

større, noe som endrer deres egnethet for sil. De hydrologiske og geomorfologiske konsekvensene av lokalisering av faste strukturer på slike underlag må vurderes, så vel som økologien i disse områdene. Spesielt kan de kumulative effektene som oppstår på grunn av mange store vindmølleparker være av betydning.

Forstyrrelse av havbunnen og tilgang på bytte i kystnære farvann

2.78 Tilgangen på bytte kan bli påvirket. Utbygging og nedrigging vil muligens ødelegge bunndyrsamfunn og forstyrre sedimenter lokalt, begge deler vil sannsynligvis føre til endringer i den virvelløse faunaen og i fiskebestandene. Ødeleggelse av bunndyrsamfunnene er spesielt bekymringsfullt, fordi det kan ta dem måneder eller til og med flere år og bygge seg opp igjen etter skade påført av kabelinstallering, spesielt grøftegraving, installering av fundamenter og deponering av utgravde sedimenter. Dette kan igjen redusere fuglenes tilgang på mat, i hvert fall på kort sikt.

2.79 Nederlandske og danske studier indikerer stabil eller forbedret mattilgang for fugl der forbudssoner for fiske rundt vindmølleparker i kystnære farvann fungerer som tilfluktssted. Dette fører til en oppgang i skalldyrbestanden i disse områdene og tiltrekker flere matsøkende fugler (Guillemette et al. 1997). Dersom fugl tiltrekkes av vindmølleparken på grunn av større mengder mat kan dette imidlertid øke faren for sammenstøt, for eksempel terner og havsuler som med sin styrtdykkende matsøkadferd kan komme innenfor rotorsveipfeltet til turbinene. Fiskefartøy kan også tiltrekkes av slike fiskeplasser.

2.80 Sandbanker som er viktige matsøkplasser kan skape konflikt, spesielt der store antall turbiner er foreslått, slik at en stor del av/ hele området sannsynligvis blir okkupert av vindmølleparken. Gruntvannsområder er potensielle gyteområder for fisk, foretrukket av sil (*Ammodytes* spp*, Hyperoplus lanceolatus*), og lokaliteter for blåskjell (*Mytilus* spp.)-banker osv. og kan på denne måten være viktig for matsøkende sjøfugler, havender og for fiske. Flere av de første vindmølleparkene som bygges ut i kystnære farvann er blitt foreslått plassert i gruntvannsområder, ofte på sandbanker, f.eks. Kish og Arklowbankene i Irland (BirdWatch Ireland, pers. komm., Coveney & Phalan 2001). Etterhvert som større turbiner utvikles vil det bli mulig å flytte dem ut på dypere vann, selv om kost-nytte vurderinger kan gjøre at gruntvann blir foretrukket.

Forurensning i kystnære farvann

2.81 Dette vil sannsynligvis få svært liten betydning, men har tilknytning til midler brukt under vedlikehold og rengjøring. Man må overholde strenge prosedyrer for bruk og kast av hvilket som helst middel. Et frivillig reglement er foreslått for vindkraftindustrien til sjøs, lik det som anvendes av olje- og gassindustrien (Metoc 2000). Det vil være viktig å finne ut hvor effektivt et slikt reglement er, og om nødvendig må strengere tiltak innføres.

Framtiden i kystnære farvann

2.82 De fleste studier fram til i dag er blitt konsentrert om vindmølleparker som består av små vindturbiner (<500 kW), ofte i mindre grupper (1-10). Utviklingen av denne industrien til sjøs vil sannsynligvis føre til en betydelig økning i størrelsen på turbinene (det finnes allerede 2 MW-installasjoner og 5 MW er forventet innen få år) og i størrelsen på turbingruppene. Dette kan gi forskjellige konsekvenser, selv om relativt færre *store* turbiner vil være tilstrekkelig for en gitt energiproduksjon. Dette må det tas hensyn til når man planlegger undersøkelser og når studier sammenlignes. Store turbiner har fordelen av å være mer synlige,

noe som gjør fuglene lettere i stand til å vurdere passasjen gjennom en vindmøllepark. På den andre siden kan store turbiner skape et større problem fordi rotorbladet sveiper gjennom et større luftrom. Dette problemet ble påpekt av Gill et al. (1996) som et felt som må studeres.

3. RETNINGSLINJER FOR KONSEKVENSUTREDNINGER OG LOKALISERINGSVALGSVALG

3.1 Denne delen av rapporten gir de viktigste retningslinjene vedrørende kriterier for konsekvensutredninger og forholdsregler som bør tas ved lokaliseringsvalg. En mer inngående analyse av kriteriene for konsekvensutredninger finnes i rapportens appendiks.

3.2 Ytterlige informasjon om forholdsregler som bør tas ved lokaliseringsvalg kan finnes i dokumentet utarbeidet i fellesskap av English Nature, Royal Society for the Protection of Birds, World Wide Fund for Nature - UK and British Wind Energy Association om Utbygging av Vindmølleparker og Naturvern (WWF-UK 2001). Denne rapporten gir også nyttige råd om hvordan reagere på forslag om vindmølleparker, særlig i forhold til lokalitetens vernestatus. Selv om denne rapporten er skrevet ut fra et engelsk perspektiv, har den relevans i andre land.

Kriterier for konsekvensutredninger

3.3 Konsekvensutredning er et helt nødvendig redskap for å identifisere miljøpåvirkninger, samt for å påvise virkninger som planer, prosjekter eller forslag vil ha på miljøet, og potensielle tiltak for å unngå disse. Konsekvensutredningens kvalitet påvirker i stor grad muligheten til å foreta en objektiv og velbegrunnet avgjørelse på grunnlag av tilgjengelig informasjon (dvs eksisterende eller spesifikt innsamlet til konsekvensutredningen). Det finnes atskillig støtte for vindkraft som en miljøvennlig energikilde. En grundig konsekvensutredning er imidlertid like viktig for vindkraft som for andre utbyggingsplaner, for å sikre seg at anlegget er optimalt lokalisert og for å unngå, eller i det minste begrense, eventuelle uheldige virkninger.

3.4 I forhold til vindkraft, bør følgende kriterier oppfylles:

i. Alle vindkraftprosjekter bør gjennomgås på forhånd for å avgjøre hvorvidt det er sannsynlig at de vil ha skadelig virkning på fuglelivet og miljøet mer generelt [8] (se appendiks).

ii. Dersom denne gjennomgangen kommer fram til at prosjektet bør underkastes en konsekvensutredning, bør utførelsen av denne utredningen være av høyeste standard og de beste metodene som for tiden er tilgjengelig bør tas i bruk, slik det er forklart i dette dokumentets appendiks.

iii. I kystnære miljøer bør alle vindkraftprosjekter uten videre underkastes en konsekvens-utredning, dersom det ikke foreligger tilstrekkelige data til å foreta en slik gjennomgang.

iv. Konsekvensutredningen må settes i gang på et tidlig stadium i prosjektets planleggingsprosess og bør omfatte full konsultasjon med relevante statlige organer og nasjonale frivillige interesseorganisasjoner (NGOer).

v. Konsekvensutredningen må vurdere potensiell virkning av turbinene, samt av all tilknyttet infrastruktur, deriblant master, kabler, transformatorstasjoner og adkomstveier. Råd om betydning av virkningen finnes i dokumentets appendiks.

[8] I EU-stater, ved henvisning til utvelgelseskriteria forklart i Artikkel III av Direktiv 85/337/EEC vedr. '*Vurdering av visse offentlige og private prosjekter som påvirker miljøet'*, som endret i Direktiv (97/11/EC), eller anvendelse av lignende kriteria i land der dette ikke gjelder. Innenfor EF-området, dersom et prosjekt sannsynligvis vil få betydelig virkning på et Natura 2000 område (utpekt under Direktivet vedrørende fredning av naturlige levesteder og av viltlevende flora og fauna (Art- og

habitatverndirektiv) (92/43) eller Direktivet vedrørende fredning av viltlevende fugler (Fugleverndirektiv) (79/409)), vil en "passende vurdering", slik det forklares i Artiklene 6(3) og 6(4) av Direktiv 92/43 også være nødvendig.

vi. Som et minimum, bør konsekvensutredningen omfatte en 12-måneders feltundersøkelse for å skaffe basiskunnskap om hvilke fuglepopulasjoner som anvender studieområdet i løpet av en årssyklus. Denne grunnleggende datainnsamlingen er også viktig for å muliggjøre en risikovurdering.

vii. Resultatene av disse grunnleggende undersøkelsene må brukes for å vurdere de ulike alternativene som er foreslått. Valgmulighetene bør omfatte flere lokaliseringsalternativ for anlegget, og ulike plasseringer av og antall av vindturbiner, for å unngå eller i det minste minimere eventuelle uheldige virkninger.

viii. Dersom det finnes andre prosjekter (vindmølleparker eller annet) som er blitt bygget ut eller er i ferd med å bli foreslått i området, må konsekvensutredningen ta i betraktning eventuelle kumulative virkninger av disse sammen med vindmølleparkutbyggingen på fuglelivet (se appendiks).

ix. Dersom en kan påvise potensielle eller faktiske skadelige virkninger på fuglelivet eller på fuglenes habitat, må dette tydeliggjøres og begrunnes i konsekvensutredningen. Dersom virkningen kan unngåes, reduseres eller rettes på ved passende avbøtende tiltak, bør konsekvensutredningen beskrive disse tiltakene, slik det forklares i dokumentets appendiks[9]. I tillegg bør konsekvensutredningen beskrive tiltak for å erstatte eventuelle skader som ikke kan avbøtes dersom en potensiell/faktisk skadelig vindmøllepark likevel blir vedtatt bygget.

x. Egnet overvåkning av virkninger på fuglelivet må utføres før og etter utbyggingen, ved anvendelse av Før-Etter Kontroll-Virkning (BACI) framgangsmåten. Overvåkningsprogrammet må forklares i detalj i vindkraftprosjektets konsekvensutredning. Resultatet av overvåkningen vil gi informasjon om hvorvidt ytterligere avbøtende tiltak er påkrevd i det aktuelle prosjektets driftfase, dersom utfallet avviker fra det som var forutsatt i konsekvensutredningen. I tillegg vil denne informasjonen bidra med kunnskap for framtidig vindkraftutbygging. Overvåkning etter utbyggingen må fortsette lenge nok til å kunne fange opp kort- og langtidseffekter, og til å få en tilfredsstillende håndtering av disse effektene (se appendiks for overvåkningsrammen).

Følsomme arter

3.5 På bakgrunn av litteraturgjennomgang samt BirdLifes mer enn tiårs erfaring, er følgende artsgrupper og eksempelarter ansett som særlig følsomme, eller potensielt følsomme, for vindmølleparker (forstyrrelsesfortrengning, bevegelsesbarrierer, sammenstøt, tap eller skade av naturtype), selv om påvirkningsstudier ennå mangler i mange tilfeller. De vil derfor sannsynligvis være sentrale arter for konsekvensutredning:

[9] Innenfor EF bør betydelige deler av kriteria 1, 2, 5 og 6 allerede være vanlig praksis, siden prinsippene er forklart i Direktiv 85/337/EEC, som endret ved Direktiv 97/11/EC.

Artsgrupper (f.eks. arter)	Forstyrrelses-fortrengning	Bevegelses-barrier	Sammen-støt	Direkte tap/skade av natur-type
Gaviidae, lom (smålom *Gavia stellata*, storlom *G. arctica*)	v	v	v	
Podicipedidae lappedykkere (gråstrupedykker *Podiceps grisegena,* horndykker *P. Auritus)*	v			
Sulidae sulefamilien			v	
Phalacrocoracidae (toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*)				v
Ciconiiformes hegrer og storker			v	
Anserini, svaner (sangsvane *Cygnus cygnus*) og gjess (kortnebbgås *Anser brachyrhynchus*, tundragås *A. albifrons*, hvittkingås *Branta leucopsis,* ringgås *B. bernicla*)	v		v	
Mergini havdykkender (ærfugl *Somateria mollissima*, havella *Clangula hyemelis*, svartand *Melanitta nigra*)	v	v	v	v
Accipitridae rovfugler (vepsevåk *Pernis apivorus,* havørn *Haliaeetus albicilla*, lammegribb *Gypaetus barbatus*, gåsegribb *Gyps fulvus*, sivhauk *Circus aeruginosus*, myrhauk *C. cyaneus*, enghauk *C. pygargus*, keiserørn *Aquila heliaca*, kongeørn *A. Chrysaetos*, haukørn *Hieraetus fasciatus*)	v		v	
Charadriiformes vadefugler (storspove *Numenius arquata*)	v	v		
Sternidae terner			v	
Alcidae alke (lomvi *Uria aalge*)	v		v	v
Tetraonidae (orrfugl *Tetrao tetrix*, storfugl *T. urogallus*)	v		v	v
Gruidae traner			v	
Otididae trapper	v		v	v

Forholdsregler ved lokaliseringsvalg

3.6 Mange potensielle konflikter mellom vindkraftutbygging og villfuglpopulasjoner kan unngås dersom lokaliseringen overveies grundig. Følgende forholdsregler og framtidige behov bør anvendes ved vindkraftutbygging:

i. Uheldige virkninger på dyrelivet må unngås gjennom en grundig evaluering av egnede alternativer, passende plassering og utførelse (se avsnittet vedrørende avbøtende tiltak i appendiks).

ii. Utbygging av fornybar energi må ikke få en uheldig virkning på utpekte eller foreslåtte internasjonale (f.eks. Natura 2000 – spesielle verneområder for fugl (SPAer) og spesielle verneområder for habitater (SACer), eller 'Ramsarområder'10) og nasjonale verneområder, viktige fugleområder[11] (IBAer), Emerald Nettverksområder[12] eller

[10] Som utpekt under Ramsarkonvensjonen (Ramsar, Iran 1971), som endret ved 1982 protokollen.
[11] Som identifisert av BirdLife International i sitt program for viktige fugleområder (IBAer) i Europa - Heath & Evans (2000).
[12] Som utpekt av Bernkonvensjonen.
[13] I forhold til forholdsregler 2 og 3, er det et påtrengende behov for lovfestet utpeking av vernede marineområder.

andre områder med store fuglekonsentrasjoner, slik som trekkveier, eller arter definert som hensynskrevende.

iii. Områder som er definert i punkt ii 13 bør bli gjenstand for føre var-prinsippet og unngås, med mindre forskning indikerer at slik utbygging er forenlig med den gode vernestatusen som naturtyper og arter i disse områdene innehar.

iv. Plassering av vindmølleparker innenfor egnete industriområder, havnekomplekser og på jordbruksarealer bør også vurderes, i tillegg til mer tradisjonelle høylands- og kystområder.

v. Strategiske konsekvensutredninger bør anvendes for å gi kunnskap om strategisk riktig valg av lokalisering for vindmølleparker.

vi. Omfanget av gruntvannsområder ved kysten er begrenset og kan vanskelig romme den sterkt voksende vindkraftindustrien, særlig fordi gruntvannsområder ofte er svært sårbare, både innenfor og utenfor vernete områder.

I noen områder må man vurdere å flytte turbiner lengre ut i sjøen.

Anbefalinger

3.7 Det er et påtrengende behov for å identifisere og peke ut marine verneområder, slik at godt underbygde avgjørelser kan tas vedrørende lokalisering av kystnære vindmølleparkanlegg.

3.8 Nasjonale myndigheter og vindkraftindustrien, i samråd med relevante eksperter, bør iverksette forskning og overvåkning for å bedre vår forståelse av virkninger av vindkraftverk. Dette bør være en kontinuerlig prosess, som vil skaffe til veie opplysninger for beslutningsprosessen, for hensiktsmessige lokaliseringsvalg og for utforming av vindkraftverk. Forskningsresultatene bør publiseres i internasjonale vitenskapelige tidsskrifter, med et sammendrag, fortrinnsvis på engelsk, for å sikre bredere spredning.

3.9 Kravene til forskning og overvåkning bør omfatte følgende: effekter og potensielle virkninger på fuglenes populasjonsnivå av forstyrrelsesfortrengninger , bevegelsesbarrierer, dødelighet gjennom sammenstøt, tap av eller skade på habitat, samt hvilken effekt utformingen av forskjellige vindmølleparker og turbinutførelser har med hensyn til å avbøte skadelige virkninger.

3.10 Nasjonale myndigheter bør utføre strategiske konsekvensutredninger14 av alle vindkraftplaner og -programmer i sine land. Dersom potensielle tverrnasjonale virkninger er tilstede må samarbeid med andre regjeringer søkes når den strategiske konsekvensutredningen gjennomføres. Omfanget av den strategiske konsekvensutredningen bør også bestemmes ut fra det sannsynlige omfanget av virkninger, så vel som ut fra rettslige grenser.

3.11 Spesifikt bør strategiske konsekvensutredninger innbefatte indikativ kartlegging av fuglepopulasjoner, deres habitater, trekkveier, samt informasjon om trekkruter, der disse er kjent, og en vurdering av planens sannsynlige virkninger på disse, som hjelp i beslutningsprosessen.

3.12 Som del av en effektiv regional planlegging er det behov for å identifisere hensynskrevende arter ogområder og å kartlegge potensielle lokaliteter og ”ikke”-områder for vindkraftutbygging med utgangspunkt i naturvernhensyn, eksempelvis unngå sentrale trekk-krysningspunkter. Dette kan kreve innsamling av ytterligere informasjon, særlig fra kystnære områder.

3.13 Det er nødvendig med insentiver til igangværende teknologisk utvikling for å maksimere vindturbineffekten og redusere avhengigheten av de begrensede kystnære gruntvannshabitater.

3.14 Denne rapporten har ikke vurdert i detalj enkeltsaker for å evaluere eksempler på konfliktløsning, rettspraksis, eller trender i saksbehandlingen i hele Europaråds-området. Dette kan bli et nyttig emne for en videre studie.

4. TAKK

BirdLife-partnere som har bidratt med materiale til denne rapporten, spesielt med hensyn til konsekvensutredningskriterier og veiledning om forholdsregler ved lokaliseringsvalg, er blant annet:

BirdWatch Ireland (BWI) (bl.a. Galvin 2001)
Gibraltar Ornithological and Natural History Society (GONHS)
Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO)
MME BirdLife Hungary
Naturschutzbund Deutschland (NABU)
Natuurpunt – BirdLife Belgium
Norsk Ornitologisk Forening (NOF)
Royal Society for the Protection of Birds (RSPB)
Sociedad Española de Ornitologia (SEO/BirdLife)
Sveriges Ornitologiska Forening (SOF)
Vogelbescherming Nederland
Takk også til Bernkonvensjonens ekspertgruppe for ornitologi, Bundesamt für Naturschutz, Bureau Waardenburg (Netherlands), Natural Environmental Research Institute (Danmark) og Wildfowl & Wetlands Trust (UK).

[14] As set out in Directive 2001/42/EC of the European Parliament and of the Council, 27 June 2001 '*on the assessment of the effects of certain plans and programmes on the environment'*.

7. ANNEX: KONSEKVENSUTREDNING

Sentrallovgivning i den Europeiske Union

7.1 Med hensyn til konsekvensutredning er det to sentrale lover som gjelder, eller vil gjelde, i den Europeiske Union:

- *Direktiv 85/337/EEC* om Vurdering av visse offentlige og private miljøprosjekter (EIA-direktiv), som er endret ved *Direktiv 97/11/EC*
- *Direktiv 2001/42/EC* Vurdering av virkningene av visse planer og programmer om miljøet (SEA-direktiv)

7.2 Disse spiller en viktig rolle med hensyn til å legge føringer for vurderingen av miljøkonsekvenser tilknyttet vindmølleparker.

7.3 I EU-land vil også følgende direktiver gi viktige innspill til beslutningsprosedyrene for utvikling som berører "Natura 2000"-områder[15]:

- *Direktiv 92/43/EEC* om Vern av naturlige habitater og av villflora og fauna (Habitatdirektiv).

- Beslutningsprosesser i forhold til utvikling som sannsynligvis vil ha en "betydelig effekt" på et Natura 2000-område, er forklart i detalj i Artiklene 6(3) og 6(4). For veiledning om tolkning av Artikkel 6 i Direktivet, se "Managing Natura 2000" (Europeiske Kommisjon 2000).

- *Direktiv 79/409/EEC* om Vern av villfugler (Fugledirektivet).

- Annex I i Fugledirektivet og Annex IV (a) i Habitatdirektivet gir også oversikter over arter som får spesiell beskyttelse under direktivene utenom Natura 2000-nettverket.

- Konvensjonene om vern av trekkende arter (Bonnkonvensjonen), inkludert Avtalen om afrikanske euroasiatiske vannfugler (AEWA) og Vern av ville europeisk planter og dyr og deres levesteder (Bernkonvensjonen) meddeler det internasjonale ansvaret on signatarene for trekkende arter.

Utskillingsprosedyre

7.4 Innen EU er kriterier for å skille ut prosjekter som skal underkastes EIA fastsatt i direktivene 85/33/EEC og 97/11/EC. Utenfor EU bør utskillingbeslutninger ta hensyn til:

- Størrelsen på vindmølleparken og om det er muligheter for kumulative effekter med andre prosjekter.

- Om det er sannsynlig at miljøets følsomhet i området blir berørt av vindmølleparken.

- Graden av vindmølleparkens påvirkning, dens størrelse, sannsynlighet, varighet, frekvens og reversibilitet.

Konsekvensutredninger

7.5 Konsekvensutredninger (EIAer) må kvantifisere og tolke potensielle effekter og påvirkninger prosjektet kan ha på naturen, noe som gjør det nødvendig med grunnleggende undersøkelser før utbygning finner sted samt overvåkning etter utbygning av antallet og utbredelsen av artene (f.eks. marin fauna i havbunnssedimentene og fugler i kystnære områder, ved å bruke et BACI studie). I tillegg må det gjøres studier av arealet som de mest sentrale artene bruker. Det siste vil innbefatte en vurdering av faren for sammenstøt og etter utbygningen en vurdering av faktiske sammenstøt. Nøkkelkravene til EIA med hensyn til fugl er å fastslå hvor mange fugler som kan bli fortrengt av vindmølleparken og den potensielle dødeligheten som kan oppstå på grunn av sammenstøt. Overvåkning etter utbygning må være av tilstrekkelig varighet for å kunne skille mellom korttids- og langtidseffekter og muligheten for tilvenning.

7.6 Konsekvensutredninger knyttet til vindenergiprosjekter må være av høyeste standard – uavhengighet, pålitelighet og nøyaktighet i overvåkningen og tolkningen er vesentlig.

7.7 Det er behov for å utvikle felles standarder i tråd med formålet med EIA'er og å utføre solide overvåkningsprogrammer fra begynnelsen. Tidlig konsultasjon med de relevante myndigheter og NGOer er viktig for å etablere dette nettverket. Man regner med at prosjektene som blir utbygd de neste få årene, særlig i kystnære områder, vil sette en standard for framtidige utbyggingsprosjekter.

7.8 Standardiserte studiemetoder burde anvendes, selv om noen stedsspesifikke eller artsspesifikke justeringer er nødvendig, f.eks. kan ulike utvalgsmåter være nødvendig på store versus små områder, foruten målrettede undersøkelsesmetoder for noen arter.

7.9 Samordnede studier er av betydelig verdi for å muliggjøre innsamling av geografisk og biologisk meningsfull grunnlagsinformasjon hvor de særskilte vindmølleparkstudier kan være inkorporert. Dette er spesielt viktig i områder hvor flere forslag foreligger.

7.10 Mangel på kunnskap, særlig om kystnære områder, hindrer evnen til å vurdere virkningen av vindmølleparker objektivt. Informasjon fra autøkologiske studier, der de finnes, må taes med for å vurdere virkningene. Det er behov for forskning omkring egnede studiemetoder, særlig i forhold til kystnære områder. Å lage populasjonsmodeller kan være nyttig for å vurdere konsekvenser for populasjonsnivået for utvalgte arter. I kystnære områder kan man for eksempel konsentrere seg om marint gruntvann i kystsonen og svartender (*Melanitta* spp.).

7.11 Myndigheter og NGOer burde samarbeide på strategisk nivå for å kunne identifisere:

- Områder som av vernehensyn sannsynligvis vil være uakseptable for utbygging og som bør ha en buffer for at virkningene på det verneverdige området skal bli minst mulig.

- Områder av verdi der det er nødvendig å skaffe mer informasjon for å avgjøre status.

- Områder der vindmølleparker er vurdert ikke å representere en vernetrussel.

7.12 Det er viktig å kjenne til alle eksisterende begrensninger og/eller restriksjoner ved lokalisering av vindkraftprosjekter.

7.13 Virkninger av vindkraftanlegg må vurderes på ulike romlige nivå. Lokale endringer i fuglenes antall og utbredelse på grunn av utbygging kan føre til endringer i demografiske prosesser og følgelig virke inn på populasjonsnivået. Dette gjør det nødvendig å vurdere populasjonsnivå eller trekkrute, inkludert vurderingen av kumulative effekter på dette nivået. Enkeltvis kan vindmølleparker ha liten effekt på fuglepopulasjoner, men kumulativt kan konsekvensene bli helt annerledes, uansett om problemene oppstår i forbindelse med direkte dødelighet eller fortrengning på grunn av forstyrrelse. En integrert SEA over landegrenser og på tvers av typer utbygginger vil kreves for å kunne fastslå virkninger i denne størrelsesorden.

Påvirkningenes betydning

7.14 Betydningen av en enkelt påvirkning er ikke noe som lett kan ordnes inn i en veileder om "beste praksis". Betydning vil variere avhengig av omstendigheter rundt saken det gjelder, inkludert relativ påvirkning:

- Størrelse
- Type
- Utstrekning
- Varighet
- Intensitet
- Tidspunkt, og
- Sannsynlighet

7.15 Betydningen vil også avhenge av "mottakeren" av påvirkningen – i dette tilfellet berørte fuglearter (populasjonsstørrelse, utbredelse, trekk, reproduksjonsstrategi, levetid osv.). Det er viktig at disse kjennetegnene tas med i betraktning når betydningen av en påvirkning vurderes, og at disse beskrives så fullstendig som mulig i Miljøvurderingen.

7.16 Som et eksempel, størrelse: Store vindmølleparker, spesielt de som består av store turbiner, vil sannsynligvis ha større påvirkning enn små på grunn av den potensielle synergieffektene størrelsen gir. Avhengig av hvor de er lokalisert og av formen på turbinene vil store vindmølleparker potensielt gi mye større barrierevirkning på fuglenes bevegelser eller fortrengningseffekt på grunn av forstyrrelse..

7.17 Betydning kan heller ikke bedømmes på grunnlag av kun ett individuelt prosjekt. Mens fortrengning og sammenstøtsdødelighet kanskje eller kanskje ikke er ugunstig på populasjonsnivået i ett utbygningsområde, kan de sammen med andre prosjekter kumulativt føre til en innvirkning på populasjonsnivået. Disse kumulative effektene tas opp i neste hovedavsnitt.

7.18 Kontrollmekanismer knyttet til lovbestemte verneområder (slik som Natura 2000-områder i EU) kan legge føringer på betydningen av påvirkninger når beslutninger skal tas. For eksempel, i tilfelle forslag berører utpekte og kvalifiserte Natura 2000-områder, vil det være kritisk for den påfølgende beslutningsprosessen hvorvidt en effekt er funnet å være uheldig eller ikke.. Se *Managing Natura 2000 Sites* og notater som følger om forslag som berører Natura 2000-områder.

7.19 I alle tilfeller der det er usikkerhet om betydningen av en påvirkning, bør føre var-prinsippet anvendes når beslutninger fattes..

Kumulative effekter

7.20 Dette er en nødvendig, men ofte utilstrekkelig dekket komponent ved EIA-behandling av vindmølleparker. Kumulative effekter kan oppstå i forbindelse med flere vindmølleparkforslag eller med et vindmølleparkforslag sammen med andre typer utbygninger. En utredning av kumulative effekter bør inkludere alle prosjekter som er blitt utbygd eller er planlagt for området som omgir det foreslåtte vindmølleparkanlegget[16]. For å bruke sammenstøtsdødelighet som illustrasjon, kan virkningene være *additive* – noe som fører til at den totale dødeligheten øker; eller *kompensatoriske* – ved at effektene erstatter andre årsaker til dødelighet; eller *synergistiske* – ved å øke dødeligheten utover dødeligheten ved de enkelte, individuelle utbyggingene; eller øker til et kritisk *terskelnivå*. Sub-dødelige effekter (slik som tap av kondisjon på grunn av unngåelsesadferd eller tap av habitat) er mer lumske enn direkte dødelighet, og det kan drøye før en innvirkning på populasjonsnivået kan påvises.

7.21 Nøkkelspørsmålene er: *På hvilket punkt vil akkumulert tap av habitat (inkludert effektiv fortrengning fra et habitat på grunn av forstyrrelse) og sammenstøtsdødelighet påvirke populasjonsstørrelse og utbredelse?*

7.22 Dette er ikke enkle spørsmål å gi seg i kast med, og de kan mest effektivt vurderes på et strategisk nivå, derfor behov for Strategisk miljøkonsekvensutredning (SEA). Slike utredninger krever vurdering av kumulative innvirkninger (SEA-direktiv) både på sektornivå og tverrsektorielt. Nasjonale og internasjonale regjeringsledete programmer vil sannsynligvis være den eneste tilfredsstillende måten å levere strategiske oversikter på, inkludert grunnleggende overvåkning og nødvendig forskningen.

Unngåelse, avbøtende tiltak og kompensasjon

7.23 Uheldige virkninger bør unngåes der det er mulig. Dersom slike ikke kan unngås, bør egnede avbøtende tiltak om mulig iverksettes for å redusere eller avhjelpe dem. Til slutt, uheldige virkninger som ikke kan avbøtes krever kompensasjon dersom prosjektet fortsetter.

Avbøtende tiltak

7.24 Der skadelige virkninger er påvist, eller der det er vurdert å være betydelig risiko for skadelige virkninger, bør det iverksettes avbøtende tiltak for å unngå, redusere eller avhjelpe skadeeffekten der det måtte være mulig. Avbøting ved egnet lokalisering og utforming er svært viktig.

7.25 Avbøtende tiltak vil ofte dreie seg om modifikasjoner ved utformingen av vindmølleparken, slik som turbinenes orientering, avstanden mellom dem og lokalisering. Det finnes forskningsresultater som tyder på at ved å modifisere disse faktorene kan risikoen for sammenstøt reduseres, men videre forskning er nødvendig for å teste alternative avbøtende løsninger og den effekten disse vil ha. Et annet mulig avbøtende tiltak er å modifisere turbinutformingen, f.eks. ved bruk av uregelmessig heller enn vedvarende navigasjonslys. Igjen er det nødvendig å teste effekten av dette tiltaket (og vurdere om det er akseptabelt i forhold til navigering).

7.26 Avbøtende tiltak kan også omfatte tidspunkt for utbygningsarbeider og metoder som anvendes. Modifikasjoner i forhold til aspekter ved tilhørende infrastruktur, f.eks. tilførselsveier, kan også være aktuelt.

7.27 Der avbøtende tiltak er foreslått for å redusere skadelige virkninger, bør effektiviteten vurderes. Ethvert avbøtende tiltak krever overvåking for å fastslå dets effektivitet i forhold til foreskrevne målsettinger og en beredskapsplan i tilfelle man ikke når disse målene. For

eksempel kan man tilråde perioder med driftstans. Det er imidlertid tvilsomt om midlertidig driftstans er det mest egnede avbøtende tiltak, da turbinene - selv om de ikke er i drift - kan representere en fare under dårlige flygeforhold, , fordi lyden de lager blir borte.

Kompensasjon

7.28 Kompensasjon må være en siste utvei, og må bare bli vurdert dersom avbøtende tiltak ikke kan redusere de uheldige virkningene til et akseptabelt nivå, og prosjektet må godkjennes fordi man anser at fordelene ved forslaget veier mer enn de miljømessige omkostningene. Kompensasjon kan også være veldig vanskelig å oppnå, f.eks. tap av habitat i det kystnære miljøet.

7.29 Som kompensasjon for tap av habitat bør man tilby et sammenlignbart habitat i nærheten av utbyggingsprosjektet. Dette bør normalt være på plass før utbyggingen finner sted[17]. Dette innbefatter også at alle nødvendige juridiske og økonomiske midler skaffes til veie for å sikre kompensasjon. I likhet med at avbøtende tiltak settes inn, bør overvåking gjennomføres for å sjekke at det alternative habitatet virker etter hensikten. Når et prosjekt godkjennes bør man være enig om egnede mekanismer for å bøte på en eventuell framtidig funksjonssvikt i det alternative habitatet.

7.30 Gjenoppretting av habitat eller habitatforbedring etter utbygging, sammen med sensitiv miljøforvaltning av området kan være fordelaktig. En forbedring av habitat innenfor vindmølleparkområdet kan imidlertid kreve ytterligere tilknyttede tiltak for å unngå økende fare for sammenstøt. Kompensasjon for sammenstøtsdødelighet kan medføre utarbeidelse av en artsforvaltningsplan for å øke populasjonen andre steder, for å mer enn oppveie den økte sammenstøtsdødeligheten .

7.31 Man bør merke seg at kompensasjon for uheldige virkninger i et Natura 2000-område (innen EU) bare kan komme på tale dersom det er klart dokumentert at det ikke finnes alternative løsninger til forslaget, og at det må iverksettes fordi altoverveiende offentlige interesser gjør det absolutt nødvendig (se Artiklene 6(3) & 6(4) i Direktiv 92/43/EEC). I dette tilfellet må kompensasjonstiltak iverksettes for å sikre at den totale sammenhengen i Natura 2000 blir vernet.

Studieprotokoller

7.32 Den best egnede datainnsamlingsmetoden og varigheten av forskningsinnsats og overvåking vil være avhengig av lokaliteten, hvilke arter som blir berørt, deres følsomhet og verneverdi, samt omfanget av den foreslåtte vindkraftutbyggingen. Tidlig og jevnlig konsultasjon med relevante vernemyndigheter, NGOer og erfarne forskere vil gjøre det mulig å tilpasse studiemetodene til stedsspesifikke behov. Det er helt nødvendig at studiemålene og -metodene er klare i utgangspunktet, og at de er tydelig dokumentert i rapportene.

7.33 Det vil i realiteten være ulike detaljeringsnivå på feltstudier, med større databehov i områder med betydelig fugleinteresse og der det hersker usikkerhet rundt de sannsynlige påvirkningene. Der rovfugl er hovedbekymringen må studiene fokusere på utbredelsen av de aktuelle rovfuglene framfor bare på det foreslåtte utbyggingsområdet, for å skaffe til veie mer representativ informasjon om rovfuglenes bruk av området. Studieområdet kan derfor bli delt i soner med hensyn til arbeidsintensitet. Alle studier må ta i betraktning døgn-, tidevannssyklus-, værrelaterte- og sesongmessige variasjoner i bruken av området, der disse aspektene er aktuelle. Studieområdet bør omfatte det foreslåtte vindmølleparkområdet pluss en buffersone, samt minst ett sammenlignbart referanse- eller kontrollområde så likt

utbyggingsområdet som mulig. Studiene bør anvende et Før-Etter Kontroll-Virkning (BACI) studie (f.eks. Anderson et al. 1999).

7.34 Vurdering av påvirkninger som kan tilskrives vindmølleparker kompliseres både av det forholdsvis store området som potensielt blir påvirket, den spredte utbredelsen av en del av de aktuelle artene (f.eks. hekkende vade- og rovfugl, og sjøfugl til sjøs) og det at hendelsene som måles (f.eks. sammenstøt) forekommer forholdsvis sjeldent. Det vil derfor være behov for betydelig bevismateriale fra svært mange studier utført ved forskjellige steder over lange tidsrom for at man skal kunne være i stand til å danne seg en velinformert oppfatning om virkningen av vindmølleparker. Kumulative påvirkninger må bli vurdert.

7.35 Alle studiemetoder har sine begrensninger. Når resultatene tolkes er det viktig å forstå implikasjonene av de spesielle begrensingene som er knyttet til metodene som er brukt.

7.36 Det kan ikke understrekes for sterkt hvor viktig det er å komme tidlig i gang med grunnlagsstudier for å identifisere potensielle konflikter med naturverninteresser i et foreslått utbyggingsområde. Helårsstudier er absolutt nødvendig for å samle inn slike grunnleggende data, minimum et år men helst over en periode på to til tre år. Dette vil gjøre det mulig å vurdere når et område er av størst verdi, dersom dette ikke er kjent fra før, mens senere studier kan konsentreres om viktige nøkkelarter i den aktuelle årstiden. Data som dekker mer enn ett år vil øke påliteligheten av vurderingene ved at man tar i betraktning værforhold og variasjoner i bruk fra år til år. Disse preliminære studiene vil muliggjøre en risikovurdering av den foreslåtte vindmølleparkens potensielle virkninger og skaffe til veie grunnleggende opplysninger som kan brukes for senere sammenligning dersom vindmølleparken blir realisert.

7.37 I områder som blir godkjent for utbygging og der det finnes særlig hensynskrevende arter må det gjennomføres studier før, under og etter utbygning ved bruk av standardmetoder for å overvåke utbredelse og tetthet over tid (linje- og punkttakseringer), og adferdsstudier (fastpunktobservasjoner) for å vurdere bruken av området og faren for kollisjon og dødelighet. Fastpunktobservasjoner (Morrison 1998) bør gjennomføres fra et minimum antall observasjonspunkter som dekker vindmølleparkområdet, sammen med et større område for å avspeile omfanget av habitatbruk for de nøkkelartene som er av interesse (f.eks. størrelsen på rovfuglterritorier), og referanseområder.

7.38 Undersøkelsesopplegget bør inkludere representativ prøvetaking fra vindmølleparkområdet og fra referanse-/kontrollområde(r) og ideelt sett i et omfang som gir tilstrekkelige datapunkter for å muliggjøre statistisk analyse. Prøvetakingen kan intensiveres i spesielt interessante perioder, slik som i hekkesesongen for rovfugl og høysesong for trekk. Lengre tids overvåkning, i hvert fall ved en representativ gruppe vindmølleparker, er nødvendig for skikkelig å evaluere gradvise og trinnvise endringer, særlig når det gjelder fuglearter som lever forholdsvis lenge. Det er også viktig å kunne være i stand til

[17] *'Managing Natura 2000 Sites'* anbefaler også dette i relasjon til utbygning som vil få en uheldig virkning på et Natura 2000-område.

å skille mellom kort- og langtidseffekter; derfor er det nødvendig å fortsette med overvåkning i flere år etter utbygging.

7.39 De fleste studier i kystnære farvann som dreier seg om fare for sammenstøt og dødelighet har omfattet en kombinasjon av observasjon av fluktadferd (visuelt og med radar, pluss fluktlåtopptak) og liksøk. Søk etter lik må foregå hyppig, og dataene må korrigeres for åtseldyrfjerning, søkinnsats samt dødsårsak. Liksøk vil sannsynligvis være mest nyttig der det høy fare for sammenstøt og spesielt sammenstøtsdødelighet for bestemte (store) arter. Matematiske sammenstøtsrisikomodeller er blitt utviklet for å vurdere faren for sammenstøt (Tucker 1996a & b), men slike modeller kan bare testes med egnede inputdata og med en

innsikt i faktorer som bestemmer bruken av området. Fjernteknologi har potensiale til å være mer nyttig, men er fremdeles under utvikling (se under). Risikovurderinger må ta i betraktning dårlig vær, inkludert den forutsatte frekvensen av slike forhold.

7.40 Bygging av vindmølleparker i kystnære farvann er ennå i sin spede begynnelse, og det gjøres forsøk på å unngå de problemene som har oppstått med dårlig lokaliserte parker på land. I tillegg til viktige konsentrasjoner av sjøfugl, spesielt i Nordsjøen og det Baltiske hav, krysser trekkruter slike områder. Danmark (Kahlert et al. 2000, Noer et al. 2000), Tyskland (Projektgruppe Offshore WEA 2001, Exo et al. 2002) og Nederland (den nederlandske regjering) har satt opp minstekrav for miljøvurderinger og/eller for områder der det skal gjøres forstudier. Lignende tilnærminger blir anbefalt i flere andre deler av Europa, bl.a. Storbritannia; DTI Teknologi Rutekart[18] tar hensyn til behovet for å påvise nøkkelområder som krever særlig hensyn og for å etablere prosjekter for å kvantifisere virkningene, inkludert internasjonalt samarbeid, der det er aktuelt. Det anbefales spesielt Før-Etter Kontroll-Virkning (BACI)-studier, som omfatter:

- utbredelse og tetthet av fugl gjennom linjetaksering,

- påvisning av bevegelser (inkludert flukthøyde) for lokale matsøkende fugler og langdistanse trekkfugler, dag og natt, ved bruk av en kombinasjon av visuelle observasjoner, radarundersøkelser og fluktlåtopptak (det siste for å avhjelpe artsidentifikasjon fra radar); og

- studier av sammenstøtsfare og dødelighet, der infrarød videoteknologi er under utvikling og utprøving (f.eks. Kahlert et al. 2000).

7.41 Tatt i betraktning den store variasjonen i antall fugler til sjøs, er det blitt anbefalt at konsekvensområder og referanseområder bør dekke minst 200 km^2 hver, men dersom foreslåtte områder er <50 km^2, bør et studieområde på 200 km^2 kunne omfatte både de påvirkede områdene og referanseområdene. I tillegg bør det foreslåtte vindmølleparkområdet være overlappet av en buffersone på minst 25% hele veien rundt (ICES 2002)[19].

7.42 Linjetakseringsmetoder kombinert med registrering ved bruk av GPS vil være mest egnet, ved bruk av fly- eller skipsbasert kartlegging (NERI/website ref www.dmu.dk, Komdeur et al. 1992, Cranswick et al. 1998, Gilbert et al. 1998, Bibby et al. 2000, Noer et al. 2000), kanskje med landbasert kartlegging i tillegg, avhengig av avstanden fra land og størrelsen på studieområdet. Flykartlegging har den fordelen at store havområder kan dekkes forholdsvis raskt. Skipsbaserte undersøkelser er vanligvis bedre for artsidentifikasjon og adferdsobservasjoner, og det finnes for tiden mer referansedata fra ESAS, men de dekker begrensede sjøarealer pr. tidsenhet.

18 UK Department of Trade & Industry Forskning og Utvikling program for vindkraft i kystnære farvann.

7.43 Observasjon av fluktadferd før og etter utbygging utgjør en nødvendig del av vurderingen av sammenstøtsfare og sammenstøtsdødelighet. Radar er et viktig verktøy til dette arbeidet, spesielt for å forlenge registreringen utover rekkevidden til det menneskelige øye, samt registrere nattlige bevegelser og bevegelser når sikten ikke er perfekt (Exo et al. 2002). Utvikling i bruk av videokameraer for infrarød film vil antagelig komme til å være svært nyttig til sjøs, for å registrere fluktreaksjon nær inntil turbiner, samt sammenstøt (Desholm, pers. komm., Kahlert et al. 2000). Begge disse teknikkene, samt billedforsterkere, kan også bli anvendt med fordel på land.

19 NB Dette rapportutkastet er gjenstand for gjennomgang av den relevante ICES Science Committee under det Annual Science Conference and Statutory Meeting, 29. september - 9. oktober 2002, og siteres her under denne forutsetningen.

[3] Som utpekt i den britiske Lov om ville arter og landskap 1981.
[4] Som utpekt under Direktiv om vern av ville fugler (79/409).
[5] Som utpekt under Konvensjonen om internasjonalt viktige våtmarksområder, særlig som vannfuglhabitater (Ramsar, Iran 1971), endret i protokoll av 1982.
[6] Som identifisert av Birdlife International i sitt europeiske IBA-program – Heath & Evans (2000).
[7] Sociedad Espanola de Ornitologia
[15] Som utpekt under Direktivet om vern av naturlige habitater og av viltlevende flora og fauna (92/43) eller Direktivet om vern av ville fugler (79/409).
[16] Utredning om kumulative konsekvenser (for EIA) bør ikke forveksles med ”i kombinasjon”-kravet når man beslutter om et prosjekt sannsynligvis har en betydelig effekt på et Natura 2000-området. Se *”Managing Natura 2000 Sites”* for veiledning om dette.
[17] *”Managing Natura 2000 Sites”* forfekter også dette i forhold til utbygging som vil ha en uheldig effekt på et Natura 2000-området.