

616 Offshore vindenergianlegg og sjøfugl

Oppdatert screening av potensielle konfliktområder på nasjonal skala

NINA Rapport

Signe Christensen-Dalsgaard
Svein-Håkon Lorentsen
Frank Hanssen
Geir Helge Systad



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Temahefte

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

I tillegg til rapporteringen i NINAs egne serier publiserer instituttets ansatte en stor del av sine vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

Offshore vindenergianlegg og sjøfugl

Oppdatert screening av potensielle konfliktområder på nasjonal skala

Signe Christensen-Dalsgaard
Svein-Håkon Lorentsen
Frank Hanssen
Geir Helge Systad

Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Hanssen, F. & Systad, G. H. 2011. Offshore vindenergianlegg og sjøfugl. Oppdatert screening av potensielle konfliktområder på nasjonal skala. - NINA Rapport 616. 78 s.

Trondheim, desember 2011

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2194-8

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Svein-Håkon Lorentsen, Signe Christensen-Dalsgaard

KVALITETSSIKRET AV

Roel May

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Magnus Irgens

FORSIDEBILDE

Svartbak © Svein-Håkon Lorentsen

NØKKEWORD

Vindenergi, vindturbiner, effekter, sjøfugl, Norge, kyst, offshore, sårbarhetsindeks, sårbare områder

KEY WORDS

Windpower, windmills, effects, seabird, Norway, coastal area, offshore, vulnerability index, vulnerable areas

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer

Fakkeltgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

www.nina.no

Sammendrag

Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Hanssen, F. & Systad, G. H. 2011. Offshore vindenergianlegg og sjøfugl. Oppdatert screening av potensielle konfliktområder på nasjonal skala. - NINA Rapport 616. 78 s.

I 2010 gjennomførte NINA en screening av potensielle konfliktområder mellom offshore vindenergianlegg og sjøfugl, havørn og hubro, samt viktige rasteplasser for fugl på trekk (Christensen-Dalsgaard et al. 2010). Oppdraget gjaldt havområdene i Nordsjøen og Norskehavet. Etter at oppdraget ble avsluttet ble det fremmet ønske fra Direktoratet for naturforvaltning om at også havområdene som dekkes av Barentshavet burde innbefattes i en tilsvarende screening. Målet for foreliggende studie er den samme som for Christensen-Dalsgaard et al. 2010 bortsett fra at denne kun gjelder for sjøfugl. Området som skulle vurderes var fra indre kystlinje og ut til norsk økonomisk sone fra svenskegrensen i sør (Nordsjøen/Skagerrak) til Grense Jakobselv i nord (Barentshavet).

Vindenergianlegg er et relativt nytt element i europeiske havområder, og det er foreløpig gjennomført få etterundersøkelser for å studere kort- og langsiktige effekter på miljøet. I Norge er det kun utført etterundersøkelser for å avdekke miljøkonsekvenser av vindenergianlegget på Smøla, mens det i andre land er gjort for flere vindenergianlegg. Det er særlig fire forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindmøllers virkning på fugl: 1) dødelighet som følge av kollisjoner med vindmøller (tårn og vinger); 2) unnvikelse pga. forstyrrelser fra installasjoner i drift; 3) habitattap og -endring, gjennom habitatforringelse og fragmentering og 4) barriereeffekter, som kan øke fluktdistansen og øke fuglenes energibehov.

I denne rapporten benyttes en metode som er utviklet for å vurdere sjøfuglers sårbarhet for offshore vindenergianlegg i tyske farvann. Denne går ut på at man beregner en sensitivitetsindeks (SSI, seabird sensitivity index) som opprinnelig baserer seg på 9 faktorer som er relevante for sjøfuglers sårbarhet i forhold til slike anlegg: fuglenes manøvreringsdyktighet, flygehøyde, andel av tid flygende, nattlig flygeaktivitet, fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk (ifm anleggsvirksomhet), fleksibilitet i habitatbruk, biogeografisk bestandsstørrelse, voksenoverlevelse og europeisk rødlistestatus. I tillegg er det i forbindelse med denne analysen tilføyd en 10. faktor i sensitivitetsindeksen som beskriver den regionale andelen av den nasjonale bestanden. Til slutt beregnes separate SSI-er for de respektive havområdene. Ut i fra disse vurderingene kommer man fram til en artsspesifikk sårbarhetsindeks. Denne kan summeres for alle artene som finnes i området til forskjellige tider av året, og vil sammen med et mål for tetthet eller relativ andel av de aktuelle artene gi en overordnet sårbarhetsindeks for sjøfugl relatert til vindenergianlegg (WSI, wind farm sensitivity index). Datagrunnlaget for sjøfugl i vinterhalvåret og i hekketiden har vært av tilstrekkelig omfang til å kunne benytte denne metoden.

Underveis i arbeidet med å oppdatere screeningen for hele den norske kyststrekningen ble det klart at dette var en mer utfordrende oppgave enn forutsatt. Norskekysten er svært variert både i forhold til temperatur, havstrømmer, topografi og habitat- og artssammensetning. Dette er også reflektert i sjøfuglsamfunnene, hvor det er svært stor forskjell både i størrelse og artsfordeling mellom nord og sør (se f.eks. Barrett et al. 2006; Forsgren et al. 2009). Barentshavet kjennetegnes av til dels meget store forekomster av enkelte sjøfuglarter, spesielt alkefugl, mens sjøfuglfaunaen i sør domineres av mindre forekomster av måkefugl (Barrett et al. 2006). For å unngå at de store forekomstene i nord slår for kraftig ut og maskerer de mindre i sør, er det her valgt å foreta en regional vurdering av sårbarhet, slik at Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet behandles separat.

Resultatene er presentert i kart, hvor sårbarheten er gitt for 10x10 km ruter. Resultatene viser en tydelig forskjell i sårbarhet mellom områder og de forskjellige sesongene. Den regionvise vurderingen medførte at flere områder pekte seg ut som sårbare, i forhold til den forrige

analysen (Christensen-Dalsgaard et al. 2010). Dette gjaldt blant annet hekkeforekomster på Helgelandskysten som i andre sammenhenger er pekt ut som viktige (se f.eks. Systad et al. 2007, Christensen-Dalsgaard et al. 2008). I Nordsjøen vinterstid var det også flere områder som ble identifisert som sårbare. Dette kan indikere at den regionale vektingen førte til en mer korrekt refleksjon av fordelingen av sårbare områder i Nordsjøen og Norskehavet. For Barentshavet medførte imidlertid den regionale inndelingen at mange områder jevnt over tilsynelatende fremstod som mindre viktige enn i Sør- og Midt-Norge. Dette skyldes at analysen baserte seg på den relative andelen av sjøfugl i et gitt område i forhold til den regionale andelen. De store forekomstene av sjøfugl i Barentshavet ble redusert til relative andeler. Direkte medfører dette at tap av lite fugl i områder med små forekomster sidestilles med stort tap av fugl i områder med mye fugl. En vurdering av viktigheten og konsekvensene av det potensielle tapet av sjøfugl i ulike områder pga. utbygging av offshore vindenergianlegg må nødvendigvis være en forvaltningsmessig utfordring. Ut fra et biologisk synspunkt, er dette ikke en fullgod måte å vurdere effekter eller konflikter på. Det er derfor forfatterens vurdering, at det er nyttig å gjøre regionale vurderinger av sårbarhet for å fremheve viktige bestander på en mindre skala. Dette kan imidlertid ikke erstatte en vurdering på nasjonal skala, hvor også fuglers spredningspotensiale bør inkluderes. Overordnet bør det også påpekes at storskala vurderinger av effektene av gitte påvirkningsfaktorer alltid vil være preget av usikkerhet, på grunn av den store skalaen.

I **Nordsjøen** ble de samme områdene som ble identifisert som sårbare for utbygging av vindkraft i Christensen-Dalsgaard et al. (2010) også identifisert som sårbare i foreliggende analyse. Den regionale inndelingen medførte imidlertid at områdene nord i Nordsjøen fikk en høyere sårbarhet i hekkesesongen. Dette er fordi buffersonen til sjøfuglkolonien på Runde går inn i dette området. De store forekomstene av alkefugler på Runde fikk derfor relativt større vekt i Nordsjøen hvor det ellers er lite alkefugler. Også koloniene med bl.a. alkefugler ved Einevarden, Klovningen og Veststeinen fikk relativt større vekt i Nordsjøen. Dette er områder som fikk liten sårbarhet i Christensen-Dalsgaard et al. (2010) fordi antallet av alkefugl er så relativt mye mindre enn det som finnes i nord. Dette området er ikke nødvendigvis så sårbart som det ser ut til her. I tillegg fikk kysten av Vestfold vinterstid en relativ høyere sårbarhet pga. forekomsten av marine dykkender og kysten av Østfold og Jæren/Boknafjorden høyere sårbarhet pga. forekomsten av skarver.

For **Norskehavet** var det ganske store avvik mellom resultatene funnet i Christensen-Dalsgaard et al. (2010) og foreliggende analyse. De største forskjellene var på Helgelandskysten i hekkesesongen, hvor især forekomsten av skarvkolonier gjorde at dette området fikk en relativ høyere sårbarhet. Sjøfuglkolonien på Røst fikk en relativ lavere relativ sårbarhet enn det som ble rapportert i Christensen-Dalsgaard et al. (2010). Dette er trolig på grunn av økning i sårbarhet i andre områder.

Barentshavet ble ikke behandlet i Christensen-Dalsgaard et al. (2010), og det er derfor ikke mulig å gjøre en sammenligning av resultatene fra dette havområdet. Ut i fra kjennskap til forekomstene av sjøfugl i Barentshavet er det imidlertid klart at den regionale inndelingen som her er gjort har gitt resultater som er svært annerledes enn det som en nasjonal vurdering hadde gjort. De store sjøfuglforekomstene i Barentshavet ville ha slått mye sterkere ut på nasjonalt nivå, og sannsynligvis maskert mange viktige sjøfuglforekomster i Sør-Norge.

For åpent hav er resultatene sammenlignbare med det som ble funnet i Christensen-Dalsgaard et al. (2010).

I studiet er vurderingene av områdenes sårbarhet for utbygging i forhold til tilstedeværelse av fugl gjort på et overordnet nivå. Ved en utbygging av flere vindenergianlegg i nærheten av hverandre, eller utbygging av større vindenergianlegg, er det imidlertid naturlig å forvente helt andre og sterkere responser fra både enkeltindivider og bestander av sjøfugl enn det som er dokumentert til nå for offshore vindenergianlegg nær kysten. Med utbygging av flere vindenergianlegg, både offshore og på kysten, vil det derfor være viktig å ha fokus på den

samlede eller kumulative miljøeffekten av disse, og ikke bare vurdere hvert enkelt vindenergianlegg isolert.

Det må understrekes at analysene som er foretatt i forbindelse med denne rapporten er av generell karakter og bare egnet til en storskala vurdering av områder. Ved vurderinger av spesifikke områder for utbygging av vindenergianlegg, er det i tillegg nødvendig med lokale undersøkelser for å fastslå lokale forekomster av fugl og viktige funksjonsområder. Grunnlaget for indeksen bør i tillegg vurderes og revideres kontinuerlig, slik at den nyeste kunnskapen om effekter av vindkraft kan inkorporeres i seinere analyser.

Signe Christensen-Dalsgaard (signe.dalsgaard@nina.no)

Svein-Håkon Lorentsen (shl@nina.no)

Frank Hanssen (frank.hanssen@nina.no)

Norsk institutt for naturforskning. Postboks 5685, Sluppen, 7485 Trondheim.

Geir Helge Systad (geir.systad@nina.no)

Norsk institutt for naturforskning. Framsenteret, 9296 Tromsø

Abstract

Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Hanssen, F. & Systad, G. H. 2011. Marine wind farms and seabirds. Updated national screening of potential conflict areas - NINA Report 616. 78 pp.

In 2010 NINA performed a screening of areas that may be suitable for the establishment of offshore wind power plants (Christensen-Dalsgaard et al. 2010). The surveyed area ranged from the Swedish border in the south (North Sea/Skagerrak) to the northern tip of Andøya (Norwegian Sea). Following the publishing of the report the Directorate for Nature management wanted to extend the analysis so that it also covered the Barents Sea (National scale). While the 2010-report also included potential effects on white-tailed eagles, Eurasian eagle owl and waders this geographically extended analysis only covers seabirds.

Marine wind farms are a relatively new element in European waters, and at present there have been few investigations carried out to study their short- and long-term environmental effects. While there have been several studies to identify environmental impacts of wind farms in other countries, there is currently only one such study in Norway, on the island of Smøla. So far, four mechanisms have been emphasized with regard to the impact of wind farms on birds: 1) mortality resulting from collisions with wind turbines (tower and wings), 2) avoidance due to interference from installations in operation and from the activity associated with the construction of wind farms; 3) loss and change of habitat, through habitat degradation and fragmentation, and 4) barrier effects, which may increase the flight distance and increase the birds' energy demands.

In this report, we have chosen to use a methodology that was developed to evaluate seabird vulnerability to marine wind farms in German waters. This method provides a species-specific vulnerability index (SSI) based on nine factors: flight maneuverability, flight altitude, percentage of time flying, nocturnal flight activity, sensitivity towards disturbance by ship/helicopter traffic, flexibility in habitat use, bio geographical population size, adult survival rate and conservation status. In addition we added a 10th factor in this analysis; the regional proportions of the national populations of each species involved. Combined with a measure of density or relative proportion of the relevant species in an area, a wind farm sensitivity index (WSI) is created. The WSI can be summed for all species found in the area at different times of the year to give a total WSI for seabirds. The existing data for seabirds in winter and in the breeding season was of sufficient quality to be used for this method.

While working with the update of the screening on a National scale we realized that the scope were much more challenging than anticipated. The Norwegian coastline, spanning 13 degrees of latitude, is extremely variable with respect to sea temperatures, sea currents, topography, seabird habitats and the distribution of seabird species (e.g. Barrett et al. 2006; Forsgren et al. 2009). The Barents Sea is known for its large numbers of especially auks, whereas the seabird fauna in the south is dominated by smaller colonies of gulls (Barrett et al. 2006). In order to avoid that the large numbers of seabirds in north completely masked the smaller numbers in south we decided to perform a regional analysis of seabird vulnerability, with the North Sea, the Norwegian Sea and the Barents Sea as the regions analyzed.

The results are presented in maps, where the WSI is given for 10x10 km squares. The results demonstrate a clear difference in vulnerability between the regions and the seasons (overwintering, breeding). Compared with the previous analysis (Christensen-Dalsgaard et al. 2010) the present, regional assessment, caused more areas to be defined as vulnerable. Among the areas that were defined as vulnerable in the current analysis many were breeding areas along the Helgeland coast that were defined as important in earlier work (e. g. Systad et al. 2007, Christensen-Dalsgaard et al. 2008). In the North Sea more areas were identified as

vulnerable in the wintering season indicating that the regional assessment caused a more correct reflection of vulnerable areas in the North- and the Norwegian Seas. For the Barents Sea the regional assessment caused many areas to display as apparently less important than areas in south- and mid-Norway. This is because the proportional number of a seabird species in an area was compared with the total regional population of that species. Thus, the large numbers of seabirds in the Barents Sea were reduced to relative numbers and, consequently, a loss of a small number of birds in an area with few birds were on the same footing as a loss of a large number of birds in an area with a large number of birds. An assessment of the importance and the consequences of potential loss of seabirds in different areas due to wind power plants is a challenge for the environmental governments. From a biological point of view this is not a satisfactory way to assess potential effects and consequences. Therefore, the author's point of view is that it is pertinent to do regional assessments of vulnerability in order to pinpoint important populations and areas on a smaller scale. The current assessment is not, however, intended to replace an assessment on a national scale where also the dispersion and migration of birds is included. Large scale assessments of the effects of given factors will always be imprinted with uncertainties, simply due to the large scale.

In the **North Sea** the same areas that were identified as vulnerable in relation to marine wind farms in Christensen-Dalsgaard et al. (2010) were also identified as vulnerable in the present analysis. The regional analysis, however, implied a higher level of vulnerability in the northern areas during the breeding season. This was caused by the extending of the buffer zone from the Runde into the North Sea. Thus, the great numbers of auks at Runde influenced the vulnerability assessments in the North Sea where the numbers of auks are small. Also the (small) colonies of auks at Einevarden, Klovningen and Veststeinen got a higher vulnerability score in the North Sea region in the present assessment. For the overwintering period the coast of Vestfold got a higher vulnerability score due to the presence of marine ducks, and the Østfold and Jæren and Boknafjord area got a higher score due to the presence of Great cormorants and Shags.

For the **Norwegian Sea** there were quite big discrepancies between the previous analysis (Christensen-Dalsgaard et al. 2010) and the present one. This was especially pronounced along the Helgeland coast due to the large numbers of breeding great cormorants and Shags. In addition, the seabird colony at Røst got a lower vulnerability score in the present analysis, probably due to the increased vulnerability in other areas.

The **Barents Sea** area was not treated in Christensen-Dalsgaard et al. (2010). From a general knowledge of the occurrence of seabirds in the area it is clear that the regional division of the Norwegian coast give very different results compared to what a national assessment would have done. On a national scale the large number of seabirds in the Barents Sea would have masked many of the important areas in southern Norway.

For seabirds at sea the results from the present analysis is comparable with those in Christensen-Dalsgaard et al. (2010).

In our study, the analysis of vulnerability is done for separate areas in relation to the presence of birds. However, in the case of extensive development of large numbers of wind farms in close proximity to one another, different and stronger responses can be expected from both individuals and populations of birds than what has until now been documented for smaller offshore wind power plants. During the future development of wind power plants, both off- and on shore, it will be important to not only consider each wind power plant in isolation, but to focus on what their total or cumulative environmental effects will be.

It should be noted that our analysis is for guidance only. It is suitable for large-scale evaluations of the vulnerability of areas. To assess the suitability of specific areas for the development of wind power plants, it is, in addition to this report, necessary to study local occurrences of birds and identify important functional areas for seabirds. The basis for the

index should also be assessed and reviewed continuously, so that the latest knowledge about the effects of wind farms can be incorporated in later analysis.

Signe Christensen-Dalsgaard (signe.dalsgaard@nina.no)

Svein-Håkon Lorentsen (shl@nina.no)

Frank Hanssen (frank.hanssen@nina.no)

Norwegian Institute for Nature Research. P.O. Box 5685, Sluppen, 7485 Trondheim, Norway.

Geir Helge Systad (geir.systad@nina.no)

Norwegian Institute for Nature Research. Fram Centre, 9296 Tromsø, Norway

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	6
Innhold	9
Forord	11
Innledning	12
1.1 Bakgrunn.....	12
1.1.1 Områdeavgrensning.....	12
1.1.2 Fuglearter inkludert.....	13
1.1.3 Sårbarhet.....	13
1.1.4 Vurdering av konsekvens.....	13
1.1.5 Datagrunnlag og forbehold.....	14
1.2 Sjøfugl i området.....	14
1.2.1 Artsutvalg og økologiske grupper.....	14
1.2.2 Bestandsutvikling for sentrale sjøfuglarter.....	18
1.2.3 Rødlistede arter.....	20
1.3 Effekter av vindkraft på sjøfugl.....	20
1.3.1 Dødelighet som følge av kollisjon med vindenergianlegg.....	22
1.3.2 Endring og tap av habitat.....	23
1.3.3 Forstyrrelser.....	24
1.3.4 Barriereeffekter.....	24
1.4 Vurderinger av konfliktpotensialet mellom fugl og vindenergianlegg.....	26
1.4.1 Hekkeområder.....	26
1.4.2 Myteområder og svømmetrekk.....	26
1.4.3 Trekkruiter og rasteplasser.....	27
1.4.4 Utbredelse utenom hekkesesongen.....	28
2 Materiale og metode	29
2.1 Datagrunnlag og datainnsamling.....	29
2.1.1 Kystnære tellinger av sjøfugl.....	29
2.1.2 Åpent hav-data for sjøfugl.....	30
2.2 Analysemetode for identifisering av sårbare områder.....	31
2.2.1 Sensitivitetsvurderinger for sjøfugl.....	31
2.3 Presentasjon og samlet vurdering av konfliktområder.....	34
3 Resultater	35
3.1 Fordeling av fugl og mulige konfliktområder i åpent hav.....	35
3.1.1 Sårbare områder basert på WSI-beregningene for åpent hav.....	36
3.2 Kystnært fordeling av fugl og konfliktområder i vinterhalvåret.....	37
3.2.1 WSI for vintersesongen basert på kystdata.....	37
3.2.1.1 Potensielle konfliktområder i Nordsjøen.....	37
3.2.1.2 Potensielle konfliktområder i Norskehavet.....	39
3.2.1.3 Potensielle konfliktområder i Barentshavet.....	41
3.3 Kystnær fordeling av fugl og konfliktområder i hekkesesongen.....	43
3.3.1 WSI hekkesesong.....	44
3.3.1.1 Potensielle konfliktområder i Nordsjøen.....	44
3.3.1.2 Potensielle konfliktområder i Norskehavet.....	46
3.3.1.3 Potensielle konfliktområder i Barentshavet.....	48
4 Diskusjon	50

4.1	Sammenligning med resultatene presentert i NINA rapport 557	52
4.2	Vurdering av egnethet av regional vektning i analysene	53
4.3	Begrensninger i datamaterialet	54
4.3.1	Åpent hav-data	54
4.3.2	Kystdata	54
4.3.3	Sårbarhetsindeksen.....	55
4.4	Kunnskapsbehov.....	55
4.5	Forutsetninger for bruk av materialet	56
5	Referanser	57
6	Vedlegg.....	61
	Vedlegg 1. Artsnavn på norsk, engelsk og latin	61
	Vedlegg 2. Artsvise SSI-verdier	62
	Vedlegg 3. Sesongavgrensning	64
	Vedlegg 4. WSI-verdier for åpent hav data	65
	Vedlegg 5. WSI-verdier i vintersesongen fordelt på artsgrupper.....	68
	Vedlegg 6. WSI-verdier i hekkesesongen fordelt på artsgrupper.....	73

Forord

NINA gjennomførte en screening av potensielle konfliktområder mellom sjøfugl og offshore vindenergianlegg våren 2010. Oppdraget gjaldt havområdene i Nordsjøen og Norskehavet og resulterte i en oppdragsmelding (Christensen-Dalsgaard et al. 2010). Etter at oppdraget ble avsluttet ble det fremmet ønske om at også havområdene som dekkes av Barentshavet burde innbefattes i en tilsvarende screening.

Havørn og hubro ble inkludert i den forrige screening (Christensen-Dalsgaard et al. 2010) men er utelatt i denne oppdaterte screeningen (hubro forekommer i svært liten grad i dette området, Gjershaug et al. 1994). Heller ikke data på trekk og viktige rasteplasser for fugl på trekk var det mulig å innkludere i denne omgang. Det antas imidlertid at slike områder i stor grad dekkes av det nettverket av vernede våtmarksområder som er etablert i Troms og Finnmark.

Den foreliggende rapporten vurderer sjøfuglenes potensielle sårbarhet for offshore vindenergianlegg basert på internasjonal vurderingsmetodikk. Sjøfuglartenes og sjøfuglgruppens utbredelse og forekomst til forskjellige årstider presenteres i kart som er lagt opp på hverandre for at resultatene skal være lettere å vurdere. Etter vår mening er kartene, som er på relativt grov skala, godt egnet til en screening av potensielle konfliktområder, men de kan ikke erstatte konkrete miljøanalyser som må gjennomføres ved eventuell etablering av vindenergianlegg.

Vi vil takke alle som på en eller annen måte har bidratt til denne rapporten, ingen nevnt ingen glemt.

Trondheim, desember 2011

Signe Christensen-Dalsgaard, Svein-Håkon Lorentsen, Frank Hanssen og Geir Helge Systad

Innledning

1.1 Bakgrunn

I forbindelse med den nye havenergiloven (Ot. Prp. Nr. 107) er det laget en utredning med sikte på å avklare hvilke områder som vil kunne være egnet for offshore vindenergiproduksjon (Bartnes et al. 2010). Forut for dette gjennomførte NINA på oppdrag fra Direktoratet for Naturforvaltning (DN) en screening av potensielle konfliktområder mellom sjøfugl, havørn, hubro, gjess og vadefugler; og offshore vindenergianlegg for havområdene i Nordsjøen og Norskehavet (Christensen-Dalsgaard et al. 2010). Etter at NINAs rapport var levert ble det fremmet ønske om at også havområdene i Barentshavet burde innbefattes i en tilsvarende screening. Dette oppdraget, som i motsetning til den første rapporten bare innbefattet sjøfugl, rapporteres her og inkluderer hele det norske territorialfarvann, inndelt i havområdene Nordsjøen inkludert Skagerrak, Norskehavet og Barentshavet.

I forhold til sjøfugl vil en screening av områder egnet for offshore vindenergiproduksjon dreie seg om å kartlegge viktige funksjonsområder som vil være særlig konfliktfylte, dvs. "hotspots" for spesielt sårbare og verdsatte arter til forskjellige tider av året. I første rekke vil dette dreie seg om viktige, sesongavgrensede, funksjonsområder for sjøfugl. I kystnære farvann vil slike områder være de mest benyttede områdene for overvintring og fjærfelling, gjerne lokalisert i gruntvannsområder (som også vil være særlig egnet for bunnfaste vindmøller), samt områder for næringssøk i hekketiden (innenfor aksjonsradius fra koloniene), og for fugler på trekk vår og høst (rasteområder). Viktige beiteområder i åpent hav for sjøfugl i hekketiden vil ligge innenfor aksjonsradius for koloniene, og vil i mange tilfeller kunne sannsynliggjøres ved å slå en ring med tilsvarende radius rundt koloniene. Næringssøksområder i åpent hav utenfor hekketiden er av mer temporær karakter, men vil ofte være knyttet til marine frontsystemer med stor produksjon av zooplankton (og derved også bestander av fisk) eller viktige funksjonsområder (oppvekst, gyting) for fisk.

Barentshavet kjennetegnes av til dels meget store forekomster av enkelte sjøfuglarter (f.eks. alkefugl, f. eks. Barrett et al. 2006). For å unngå at disse slår kraftig ut i den endelige sårbarhetsvurderingen, og derved "maskerer" viktige forekomster i Sør-Norge, er det her foretatt vurdering av regional sårbarhet, slik at Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet behandles separat. Dette innebar en re-analyse av alle data i forhold til nasjonal og regional (havområdevis) bestandsstørrelse. Den foreliggende rapporten erstatter den forrige (Christensen-Dalsgaard et al. 2010) når det gjelder sjøfugl. For de andre artsgruppene er fremdeles den forrige rapporten gyldig.

1.1.1 Områdeavgrensning

Oppdraget inkluderer hele det norske territorialfarvann, i denne rapporten inndelt i havområdene Nordsjøen inkludert Skagerrak (heretter kalt Nordsjøen), Norskehavet og Barentshavet. Grensen mellom Nordsjøen og Norskehavet er satt ved 62° 05'N og grensen mellom Norskehavet og Barentshavet er satt ved 69° 20'N (**figur 1**). Dette tilsvarer stort sett forvaltningsplanområdene for Norske havområder, bortsett fra at Lofoten- Vesterålen der er behandlet sammen med det sørlige Barentshavet.



Figur 1. Kart som viser utredningsområdet som dekkes i denne rapporten (innenfor sort strek)

1.1.2 Fuglearter inkludert

I gjennomgangen av mulige konfliktområder er det valgt å definere sjøfugl i vid forstand. Dette betyr at både lommer, dykkere, pelikan-, ande-, vade-, måke- og alkefugler er inkludert. Artenes engelske og latinske navn er gitt i **vedlegg 1**.

1.1.3 Sårbarhet

Sårbarhet kan defineres som en arts eller et leveområdes evne til å opprettholde sin naturtilstand i forhold til ytre, ofte menneskeskapt, påvirkning. For sårbarheten til en enkelt art har årstidsvariasjon, utbredelsesmønster, alder/livsstadium, atferd og organismenes biologiske egenskaper betydning. Sårbarheten vurderes ut fra hvilke effekter ulike påvirkninger kan ha på artens og bestandens utvikling og overlevelse. Enkelte arter kan være spesielt sårbare i perioder av året der de lever konsentrert innenfor et begrenset område (for eksempel hekkesesongen for sjøfugl).

1.1.4 Vurdering av konsekvens

Effektene av en mulig utbygging av vindenergianlegg kan vurderes på flere forskjellige måter. Konsekvensene kan for eksempel ses som forvaltningsmessige, etiske eller PR-messige. I

denne rapporten er det satt fokus på forvaltningsmessige problemer, altså hvordan sjøfuglbestander kan bli negativt påvirket og eventuelt redusert på grunn av vindenergianlegg. Etske vurderinger av konsekvenser på individnivå, f.eks. i forhold til rene dyrevernhensyn og samfunnsmessige akseptgrenser er derfor ikke behandlet her.

1.1.5 Datagrunnlag og forbehold

Rapporten er begrenset til vurdering av sårbare områder basert på eksisterende kunnskap. Analyseområdets størrelse medfører nødvendigvis at analysene måtte gjennomføres på storskala data, og presenteres på et relativt grovt rutenett (10 x 10 km). Hvis dette materialet skal brukes til en detaljert planlegging av etablering av vindenergianlegg anbefales sterkt at mer detaljerte analyser kjøres for de respektive områdene. Våre analyser er av veiledende karakter og er dermed kun egnet til storskala vurderinger av områder. Ved vurderinger av spesifikke områder for utbygging av vindenergianlegg, er det, i tillegg til foreliggende rapport, nødvendig med lokale undersøkelser for å innhente data på forekomsten av sjøfugl og deres områdebruk (viktige funksjonsområder) til forskjellige deler av året.

1.2 Sjøfugl i området

1.2.1 Artsutvalg og økologiske grupper

Utredningsområdet for sensitivitetvurderingen omfatter hele den norske fastlandskysten og inkluderer viktige funksjonsområder for noen av de største sjøfuglforekomstene i nordøst Atlanteren. Sjøfugler omfatter arter som helt eller delvis er avhengige av havet for å skaffe seg næring. De mest typiske sjøfuglene (havhest, havsule, skarver, mange måkefugler, enkelte andefugler og alle alkefugler) tilbringer mesteparten av sin tid på og henter all sin næring fra havet. Disse artene kommer bare til land for å hekke, og man finner dem ofte i store kolonier som ofte består av flere sjøfuglarter. Andre fuglearter, derimot, er bare avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under myting (fjærfelling) og/eller overvintring (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler).

Sjøfuglene lever i et ustabil miljø, der tilgangen på næring ofte er en begrensende faktor for et vellykket hekkeresultat. Dette reflekteres i deres reproduktive (hekke-) strategi. Gjennomgående karakteriseres de typiske sjøfuglartene ved sein kjønnsmodning, høy levealder og lav reproduktiv kapasitet. Mange sjøfugler blir først kjønnsmodne i 5-10-årsalderen og legger bare ett egg i året. Dette er en god tilpasning i et miljø som er så variabelt at vellykket reproduksjon ikke kan forventes hvert år. Det forutsetter imidlertid at de voksne har vilkår for å overleve tilstrekkelig lenge. En eller flere sesonger med mislykket reproduksjon har isolert sett ikke nødvendigvis vesentlig bestandsmessig betydning, mens faktorer som påvirker dødelighet eller infertilitet hos voksne individer kan gi store utslag. Økt dødelighet blant voksne individer kan dermed få alvorlige konsekvenser for en bestand. En slik reproduktiv strategi gjør også at mange sjøfuglarter (f.eks. alle alkefugler med unntak av teist) ikke kan tilpasse kullstørrelsen i forhold til fødetilgang, hvilket medfører at det vil ta lengre tid for en populasjon å ta seg opp igjen etter en kraftig reduksjon.

Sjøfugler responderer på tilgjengeligheten av mat, og er derfor gode indikatorer på forandringer i de marine økosystemene (f. eks. Iverson et al. 2007, Piatt et al. 2007, Parsons et al. 2008). De er følsomme overfor forandringer i næringstilgang og endringer i fødegrunnet vil ofte reflekteres i diettvalg og reproduktiv (hekke-) suksess. Sjøfugl er også gode indikatorer for forurensning. Undersøkelser av døde sjøfugler skyllet opp på kysten kan gi viktig kunnskap om omfang av oljeforurensning, og analyse av oljen funnet på sjøfuglene kan gi informasjon om kildene til forurensningen (f. eks. Dahlmann et al. 1994). Mange av sjøfuglartene er top-

predatorer og er således gode indikatorer for miljøgifter som akkumuleres gjennom de trofiske nivåene (f. eks. Burger & Gochfeld 2002).

Forekomsten av sjøfugler i hele eller deler av utredningsområdet er beskrevet flere steder (bl.a. Barrett et al. 2006, Ottersen og Auran 2007, Lorentsen 2007, Anker-Nilssen et al. 2007).

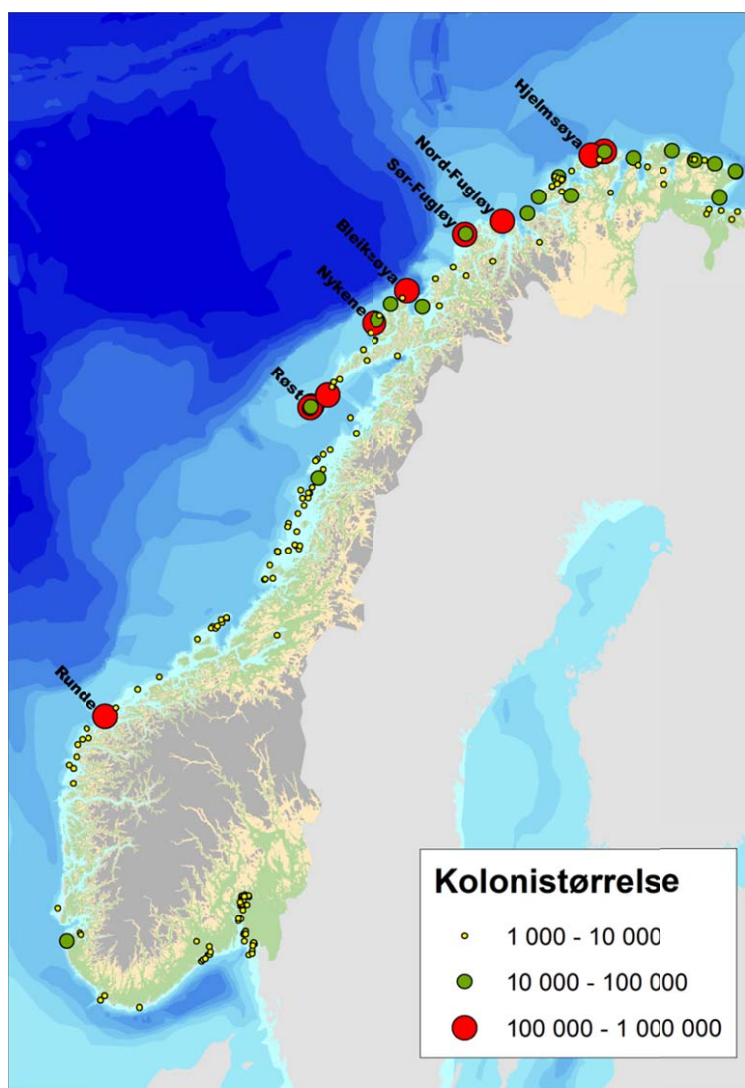
Sjøfuglenes utbredelse er i hovedsak styrt av klimatiske, oseanografiske og biologiske forhold, med to særlig markerte gradienter eller frontsystemer fra sør til nord. I sør, langs Skagerrakkysten bringer den Baltiske strømmen vann med lav saltholdighet fra Østersjøen. I Skagerrak møter denne strømmen Jyllandsstrømmen som er en kyststrøm. Vann fra disse vannmassene føres opp langs norskekysten (kyststrømmen) og mottar et stadig tilsig fra norske elver. Utenfor kysten av Midt-Norge, fra Stad og nordover, møter varmt og saltholdig atlantehavsvann den norske kyststrømmen med lav saltholdighet. Der strømmen med forskjellig saltholdighet møtes, dannes frontsystemer som er viktige beiteområder for sjøfugl, og fordelingen av vannmasser og frontenes beliggenhet gjenspeiles også i utbredelsesmønstrene til de ulike sjøfuglartene. For eksempel ligger mange av de største hekkkoloniene for sjøfugl i nærheten av områder der de forskjellige strømmene danner virvler eller retensjonsområder (f.eks. utenfor Midt-Norge, Lofoten og Vesterålen) eller der det er kort avstand til sokkelområdene der frontsystemene er særlig aktive.

Tabell 1. Bestandsestimater (antall hekkende par) for 2005 for hekkende sjøfugl langs den norske kysten av Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet (utredningsområdet). Antallet hekkende sjøfugl (par) i hele Norge inkludert Svalbard er også angitt, samt hvor stor andel av disse som finnes innenfor utredningsområdet. Bestandstallene er basert på Barrett et al. (2006) og Bakken et al. (2006).

Art	Nordsjøen inkludert Skagerrak	Norske- havet	Barents- havet	Antall par i utrednings- området	Norge med Svalbard Antall par	Andel av norsk bestand i utredningsområdet
Havhest	1 700	7 500	100	9 300	1 115 100	0,8 %
Havsule	0	2 750	1 750	4 500	4 500	100,0 %
Storskarv, sinensis	1 500	0	0	1 500	1 500	100,0 %
Storskarv, carbo	0	20 000	10 000	30 000	30 000	100,0 %
Toppskarv	5 000	13 000	6 000	24 000	24 000	100,0 %
Ærfugl	55 000	100 000	35 000	190 000	207 200	91,7 %
Storjo	5	90	20	115	400	28,8 %
Fiskemåke	50 000	75 000	10 000	135 000	135 500	99,6 %
Sildemåke, sørlig	48 000	1 000	0	49 000	49 000	100,0 %
Sildemåke, nordlig	0	1 000	300	1 300	1 300	100,0 %
Gråmåke	33 000	100 000	100 000	233 000	233 000	100,0 %
Svartbak	8 500	30 000	15 000	53 500	53 650	99,7 %
Krykkje	6 000	80 000	250 000	336 000	615 300	54,6 %
Makrellterne	7 000	~ 3 000	1 000	11 000	11 000	100,0 %
Rødnebbterne	5 100	20 000	10 000	35 100	46 100	76,1 %
Lomvi	150	~ 5 000	10 000	15 150	166 150	9,1 %
Alke	300	~ 10 000	1 500	11 800	25 600	46,1 %
Teist	380	15 000	20 000	20 380	56 400	36,1 %
Lunde	14 000	800 000	900 000	1 714 000	1 734 000	98,8 %
Total	234 755	1 283 340	1 385 670	2 874 645	4 509 700	63,7 %

Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet har flere funksjoner for sjøfugl i Nordatlanteren. I hekkesesongen beiter sjøfuglene i produktive områder langs kysten. Det er flere bestander som overvintrer her. Sjøfugler trekker inn i og gjennom utredningsområdet på vei til og fra hekkeområdene, og pelagiske arter oppholder seg i utredningsområdet store deler av året. I hekketiden er omkring 2,9 millioner par sjøfugl knyttet til havområdet som behandles i denne rapporten (**tabell 1**).

Mange sjøfuglarter er kolonihekkende. De fleste pelagisk beitende artene opptrer i store kolonier, mens de mer kystbundne artene gjerne opptrer i mindre kolonier. De største koloniene i Norge finnes fra Lofoten og nordover samt på Svalbard og inkluderer koloniene ved Bleikøya, Sør- og Nord-Fugløy, Hjelmsøya, Gjesværstappan, Syltefjord og Hornøya/Reinøya (**figur 2**). De viktigste sjøfuglkoloniene i Nordsjøen og Norskehavet er Runde og Røst. I tillegg finnes en rekke mindre kolonier, f.eks. Rauna (Vest-Agder), mange i Rogaland, mange i Sogn og Fjordane, mange i Froan (Frøya), Sklinna, Lovund, mange øyvær på Helgelandskysten, Sør-Fugløy og i Vesterålen.



Figur 2. Størrelsen på sjøfuglkolonier i Norge. Kun en av koloniene med over 100 000 individer ligger sør for Polarsirkelen. De aller fleste koloniene over 10 000 par ligger nord for Vestfjorden (data fra NINA).

Det er store sesongmessige variasjoner i utbredelsen av sjøfugl langs norskekysten. Vinterstid er de viktigste artene og artsgruppene som overvintrer langs fastlandskysten relativt stasjonære, og domineres av lommer, dykkere, skarver, marine dykkender (ærfugl, praktærfugl, havelle, sjøorre), siland og måker. For de pelagiske artene er utbredelsen vinterstid trolig svært dynamisk og avhenger av byttedyrenes utbredelse. Vår- og høstbestandene består hovedsakelig av fugl på trekk tilbake til hekkeområdene, eller av bestander som overvintrer i området, herunder store konsentrasjoner av arktiske gjess (kortnebbgås og hvitkinngås). Mange arter returnerer tidlig til hekkelassene. Sommerbestandene er hovedsakelig representert av de hekkende bestandene (se over), samt ikke-kjønnsmodne fugler og individer som av ulike grunner ikke har gått til hekking. I hekketiden beiter fuglene ved kysten og i havområdene som grenser opp til koloniene. Utover høsten skjer det både nordlige og sørvestlige forflytninger av sjøfuglbestandene. Lomvi, polarlomvi og alke gjennomfører svømmetrekk etter endt hekking, hvor en av foreldrene (oftest hannen) svømmer vekk fra kolonien med den ennå ikke flygedyktige ungen.

Sjøfuglbestandene i utredningsområdet er i stor grad et resultat av høy primær- og sekundærproduksjon av plante- og dyreplankton, bunndyr samt store bestander av små, pelagiske fiskearter som sild, brisling og tobis. Sjøfuglenes næringsvalg spenner over et vidt spekter av arter, og variasjonen kan være stor både gjennom året, mellom år og mellom regioner. Krepsdyr, lodde, sild, brisling, tobis og unge årsklasser av torskefisk (sei, torsk og hyse) og makrell er imidlertid gjennomgående svært viktige næringsemner for mange arter. Det er særlig de yngre årsklassene av sild som er viktig næring for sjøfuglene, mens tobis og brisling er attraktive næringsemner gjennom hele sin livssyklus på grunn av sin begrensede størrelse. Sildeyngel, ungsild og lodde er spesielt viktig for en rekke sjøfuglbestander langs kysten av Nord-Norge. Brisling og tobis innehar samme funksjon i Sør-Norge men spesielt tobis finnes langt oppover norskekysten og er lokalt svært viktig for enkelte sjøfuglbestander.

De ulike sjøfuglartene er tilpasset livet i de marine økosystemene på ulike måter. Disse økologiske tilpasningene avspeiles både i fuglenes fysiologi (f.eks. nebbform og kroppsstørrelse), fødevalg og utbredelse. Dette medfører at de forskjellige artene er knyttet til ulike habitater for å søke føde, hvile eller hekke. Med bakgrunn i blant annet hvordan sjøfuglene skaffer seg næring og bruker marine habitater, kan man plassere de ulike sjøfuglartene i økologiske grupper (**tabell 2**). Forskjellen i bruk av habitat og hvor og på hvilken måte de skaffer seg næring, gjør at de ulike artene har ulik sårbarhet i forhold til trusselfaktorer som oljesøl, overfiske, klimaendringer eller vindenergianlegg.

Tabell 2. De viktigste sjøfuglartene og arter med periodevis tilsvarende adferd, inndelt i økologiske grupper i henhold til deres næringsøksadferd i hekketiden (etter Anker-Nilssen 1994 og Christensen-Dalsgaard et al. 2008).

Pelagisk dykkende sjøfugl	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	Kystbundne dykkende sjøfugl		Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	Våtmarks-tilknyttede arter
		Fiskespisende	Bentisk beitende		
Lomvi	Havhest	Smålom	Ærfugl	Hettemåke	Knoppsvane
Alke	Havsvale	Storlom	Praktærfugl	Fiskemåke	Sangsvane
Alkekonge	Stormsvale	Islom	Havelle	Sildemåke ²	Grågås
Lunde	Havsule	Horndykker	Svartand	Gråmåke	Kortnebbgås
	Storjo ¹	Gråstrupedykker	Sjøorre	Svartbak	Hvitkinngås
	Tyvjo ¹	Storskarv	Toppand	Makrellterne ²	Gravand
	Krykkje	Toppskarv	Bergand	Rødnebbterne ²	Stokkand
		Laksand	Kvinand		
		Siland			
		Teist			

1) Bare delvis pelagisk, beiter også regelmessig kystnært

2) Kan periodevis beite pelagisk

Sjøfuglene i området kan deles i to hovedgrupper; pelagiske og kystbundne arter. Disse kan igjen deles i overflatebeitende og dykkende sjøfugler. Artene som er nevnt under disse gruppene er eksempler på hvilke arter som inngår.

1.2.2 Bestandsutvikling for sentrale sjøfuglarter

Bestandsutvikling for et utvalg hekkende sjøfuglarter innenfor utredningsområdet er overvåket siden 1988 gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl, som finansieres av Direktoratet for naturforvaltning (f.eks. Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009). For noen bestander startet overvåkingen langt tidligere i regi av andre prosjekter (se bl.a. Røv 1984). Nedenfor presenteres resultater for sentrale hekkende sjøfuglarter med høy sårbarhet overfor vindenergianlegg (høy SSI-indeks, jf **vedlegg 2**). Resultatene er à jour pr. 2011. I den følgende teksten beskrives de observerte bestandstrendene for noen aktuelle arter.

Havsule representerer den økologiske gruppen pelagisk overflatebeitende sjøfugl og overvåkes på Runde, i flere kolonier i Lofoten og Vesterålen samt i Finnmark. Arten spiser hovedsakelig stimdannende pelagiske fiskearter som sild og makrell. Alle de norske havsulekoloniene er i vekst, men i koloniene i Lofoten og Vesterålen har veksten vært lav de siste 10-årene (2001-2011).

Storskarv representerer den økologiske gruppen kystbundne fiskespisende sjøfugl. Arten finnes i to underarter i Norge, *Carbo carbo sinensis* som hekker i Sør-Norge på kyststrekningen fra Østfold til Rogaland, og *C. c. carbo* som hekker fra Møre og Romsdal og videre nordover langs norskekysten. Underarten *sinensis* etablerte seg på Skagerrakkysten på slutten av 1990-tallet og har etter dette ekspandert både i antall og geografisk. Den totale hekkebestanden er nå i underkant av 2000 par. Underarten overvåkes i Østfold og Vest-Agder der hekkebestanden har vist en signifikant økning.

Underarten *carbo* overvåkes innenfor en rekke regioner langs norskekysten fra Møre og Romsdal til Finnmark. Den karakteriseres av kraftige årlige svingninger i hekkebestanden i de fleste regionene, men den langsiktige bestandstrenden var signifikant positiv til rundt årtusenskiftet i de fleste regioner. Etter dette ser det ut til at den sterke veksten har avtatt noe og delvis også vært negativ i enkelte av overvåkingsområdene. Norge har en stor andel av den internasjonale hekkebestanden av denne arten, og underarten kan derfor karakteriseres som en ansvarsart, dvs. en art Norge har et særlig forvaltningsmessig ansvar for.

Toppskarv er også en representant for de kystbundne fiskespisende artene. Arten overvåkes innenfor utredningsområdet på Runde i Møre og Romsdal, Sklinna i Nord-Trøndelag, Elleføyen på Røst i Nordland og Lille Kamøy og Hornøy i Finnmark. Den ble også overvåket i Rogaland i perioden 1979-2001 og det ble her observert en sterk økning i denne perioden. På Runde er det registrert en kraftig tilbakegang siden 1975, og hekkebestanden er fremdeles mye mindre enn den var midt på 1970-tallet. Hekkebestandene i resten av landet har vært i vekst i den samme tidsperioden men har holdt seg stabil de siste 10-årene (2001-2011) i flere kolonier.

Ærfugl er en representant for gruppen bentisk beitende og livnærer seg på bunndyr som muslinger, krepsdyr og pigghuder. I 2000 ble det igangsatt overvåking av arten i en rekke områder langs hele kysten. Langs Skagerrakkysten var bestanden i økning en lang periode men for hele perioden 1988-2011 er det ikke registrert noen endring i bestanden. Den har vært i nedgang de siste 10 årene (2001-2011) i mange av fylkene. På Møre-kysten har hekkebestanden vært stabil i perioden 1986-2011. I Trondheimsfjorden, Vikna, deler av Helgelandskysten og på Røst er det observert en tilbakegang i hekkebestandene siden overvåkingen startet. Hekkebestandene i Troms og Varangerfjorden har holdt seg stabile siden 2000.

Sildemåke er klassifisert i den økologiske gruppen pelagisk overflatebeitende. Arten er mer knyttet til åpne sjøområder enn de andre måkeartene (med unntak av krykkje). I Norge hekker det to underarter av sildemåke; *intermedius* som hekker langs kysten av Sør- og Vestlandet nord til Sør-Trøndelag, og *fuscus* som hekker fra Trøndelag og nordover til Vest-Finnmark. Deres bestandsutvikling har vært svært forskjellig. Mens *intermedius*, totalt sett, har hatt en positiv utvikling siden midten av 1970-tallet, særlig i enkelte områder langs Skagerrakkysten, har bestanden av *fuscus* gått dramatisk tilbake i samme periode. Den norske *fuscus*-populasjonen er nesten utryddet og er følgelig svært sårbar.

Svartbak er klassifisert i gruppen kystbundne overflatebeitende sjøfugl. Arten er mer marin enn gråmåke men holder seg i kystnære områder, spesielt i hekketiden. Arten overvåkes for tiden kun i Telemark og Vest-Agder. I Telemark, hvor det er gjennomført årlige tellinger siden 1974, er det registrert en betydelig bestandsøkning. Hekkebestanden av svartbak i dette fylket er nå dobbelt så stor som da overvåkingen startet i 1974. Hekkebestanden har holdt seg stabil de siste 10 årene. I Vest-Agder er det registrert til dels store årlige variasjoner i hekkebestanden siden overvåkingen startet i 1984 og det er ikke registrert signifikante endringer, verken hele perioden sett under ett, eller de siste 10 årene. Arten ble overvåket på Sør-Helgeland fram til 2007. Hekkebestanden fluktuerte mye, men trenden var positiv når hele overvåkingsperioden ble sett under ett.

Krykkje er en representant for de pelagisk overflatebeitende artene og finner mat i de øverste få centimeterne av havoverflaten. Hekkebestandene av krykkje har gått signifikant tilbake på alle overvåkingslokalitetene langs fastlandet, med unntak av Anda i Vesterålen. Dette gjelder både hele overvåkingsperioden sett under ett, og de siste 10 årene.

Makrellterne klassifiseres også som en kystbunden overflatebeitende sjøfugl. Den overvåkes årlig på enkeltlokaliteter i Telemark, samt innen større områder i Vest-Agder. Generelt viser begge terneartene store, årlige fluktuasjoner i bestandene. I Telemark har bestanden vært overvåket årlig siden 1974, og det er her registrert en kraftig og signifikant tilbakegang i perioden, både for reirtellinger og for individtellinger. I Vest-Agder er det også observert signifikante negative trender, både for hele overvåkingsperioden sett under ett, og for de siste 10 år 2001-2011. Betegnende for situasjonen er at makrellternen er omtrent fullstendig forsvunnet som hekkefugl vest for Lista (K.S. Olsen pers. medd.), en utvikling som sannsynligvis må ses i sammenheng med den negative bestandsutviklingen som er observert på Vestlandskysten (bl.a. Lorentsen 2006).

Teist er vår eneste kystbundne bentisk beitende alkefugl. Arten finnes i kystnære områder hele året. Arten er særdeles vanskelig å overvåke. Et datasett fra Froan, Frøya kommune i Sør-Trøndelag fra perioden 2004-2011 er stilt til disposisjon for overvåkingsprogrammet (G. Bangjord pers. medd.). De samme delområdene ble talt i 1988 (Lorentsen & Larsen 1988) så man kan få en indikasjon på bestandsutviklingen i området. Foreløpige resultater tyder på at teistbestanden i området er redusert med vel 30 % siden 1988. En koloni på Hernyken, Røst er talt årlig siden 1997, men dataserien for antall reir er foreløpig ikke operativ.

Lomvi og lunde representerer pelagisk dykkende arter. Begge artene spiser hovedsakelig pelagiske fiskearter som sild og tobis. Tilstanden for fastlandsbestanden av lomvi er kritisk. Siden begynnelsen av 1980-tallet er det i de fleste koloniene registrert en dramatisk og signifikant tilbakegang av hekkebestanden. Nedgangen har vært mest dramatisk i de nord-norske koloniene.

Lundebestanden på Runde har vært relativt stabil i perioden 1980-2011, mens trenden for de siste 10 år er klart negativ. På Sklinna er det observert en signifikant bestandsreduksjon, både i hele overvåkingsperioden (1981-201) sett under ett, og de siste ti årene. Lundebestanden på Røst har vært relativt stabil de ti siste årene, men trenden for hele overvåkingsperioden (1979-2011) er negativ. Lundebestanden på Anda er i nedgang mens den er stabil på Gjesvær og har økt på Hornøya.

1.2.3 Rødlistede arter

For mange av våre sjøfuglarter er det registrert en negativ bestandsutvikling. Dette gjelder spesielt de pelagisk dykkende artene (f.eks. lomvi), men også noen måkearter (for eksempel krykkje) og bentisk dykkende arter som f.eks. sjøorre *Melanitta fusca* (Kålås et al. 2006) og ærfugl opplever en negativ utvikling av bestandene. Mange av disse artene står oppført på den norske rødlista (**tabell 3**) (Kålås et al. 2006).

Det er verdt å legge merke til at etter at analysene i forbindelse med denne oppdaterte screeningen ble foretatt er det kommet en ny rødliste der mange sjøfuglarter har fått en oppgradert rødlistestatus (Kålås et al. 2010). De opprinnelige analysene var basert på SSI-verdier i forhold til den gamle rødlista. For å unngå å skulle kjøre alle analyser på nytt samt å muliggjøre en sammenligning mellom den oppdaterte og den opprinnelige analyse har vi beholdt den forrige rødlisteklassifiseringen.

Tabell 3. Rødliste for sjøfugl i forvaltningsområdet, som er inkludert i studiet. Kategoriene er hhv kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT) Påvirkningsfaktorer er fra www.artsdatabanken.no.

Art	Kategori	Påvirkningsfaktorer
Lomvi	CR	Overfiske, Fiskemetoder, Oljesøl
Nordlig sildemåke	CR *	Næringsmangel og miljøgifter
Krykkje	VU	Stedegne arter, menneskelig forstyrrelse, Høsting
Horndykker	EN	Forandringer i habitat i sommerhalvåret
Teist	NT	Støy og forstyrrelse, introduksjon av fremmede arter
Lunde	VU	Overfiske, Fiskemetoder
Storlom	VU	Vannstandsregulering, Fiskemetoder
Makrellterne	VU	Forstyrrelser i hekketiden
Toppdykker	NT	Vannstandsregulering, gjenfylling av dammer
Sjøorre	NT	Støy og ferdsl

* Nordlig sildemåke med status som kritisk truet i rødliste DN 1998

1.3 Effekter av vindkraft på sjøfugl

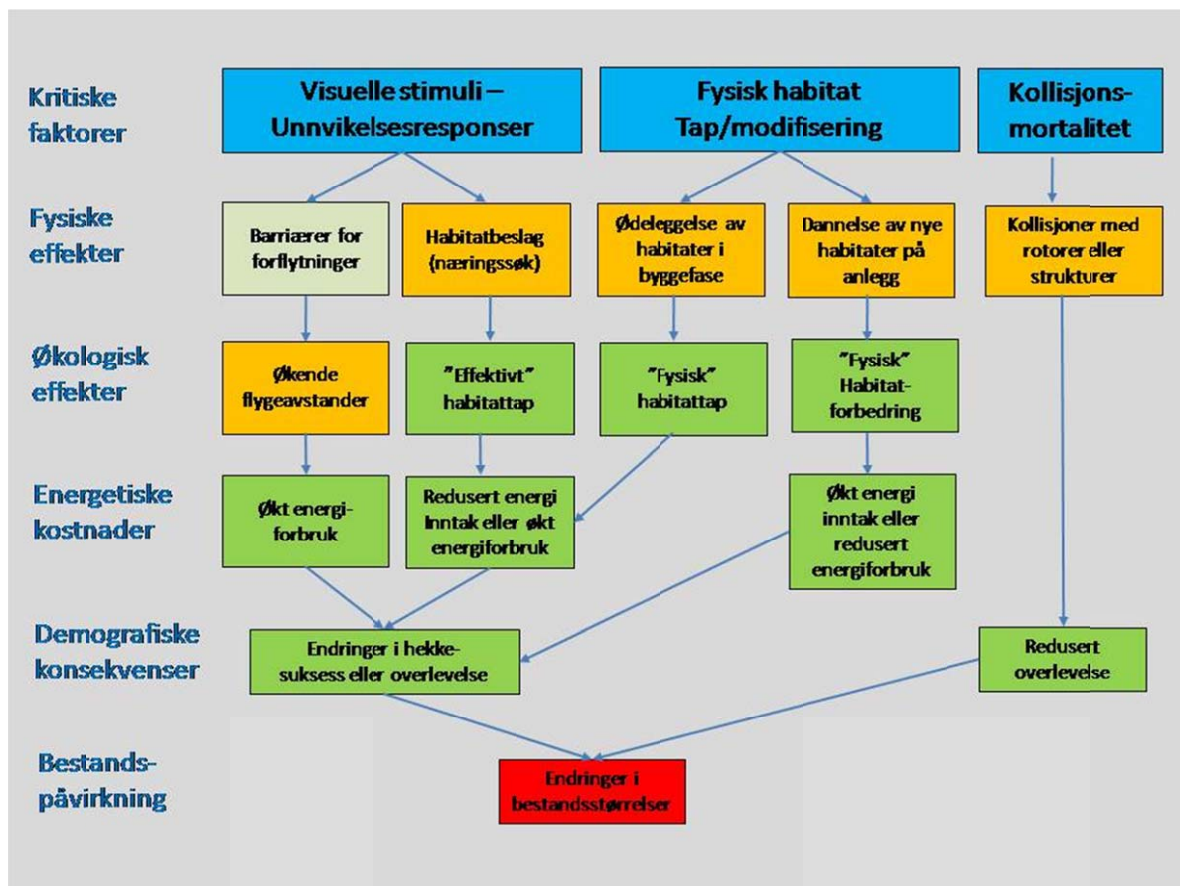
De mest typiske sjøfuglene (havhest, havsule, skarver, mange måkefugler, enkelte andefugler og alle alkefugler) tilbringer mesteparten av sin tid på og henter all sin næring fra havet. Andre arter er derimot avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under myting og/eller overvintring (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler). Denne tilknytningen til marine områder medfører at en utbygging og/eller utnyttelse av marine områder f.eks. til vindenergianlegg vil kunne påvirke sjøfuglene som bruker områdene. I hvilken grad sjøfugler vil bli påvirket av en slik utbygging vil avhenge av mange faktorer som f.eks. fordelingen av fugl i områdene, forekomst av byttedyr, fuglens adferd ved næringssøk og reaksjon på menneskelig aktivitet (Garthe & Hüppop 2004).

Etttersom vindenergianlegg er et relativt nytt element i europeiske havområder, er det foreløpig få etterundersøkelser som er gjennomført for å studere kortsiktige og langsiktige miljøeffekter av offshore vindenergianlegg. Mye av dagens kunnskap og erfaringer med offshore vindenergianleggs innvirkning på det marine miljø, deriblant fugl, er summert av Petersen et al. (2006) og Morkel et al. (2007). I Norge er det kun utført etterundersøkelser for å avdekke miljøkonsekvenser av vindenergianlegg på Smøla (se f.eks. Bevanger et al. 2009). I andre land er dette gjort for flere vindenergianlegg, særlig i Danmark, Nederland, Storbritannia, Spania og USA (se f.eks. Lucas et al. 2007). Disse undersøkelsene har i varierende grad fokusert på konflikter ut fra spesifikke problemstillinger knyttet til anleggene.

Det er særlig fire forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindmøllers virkning på fugl (Drewitt & Langston 2006):

- dødelighet som følger av kollisjoner med vindmøller (tårn og vinger)
- unnvikelse pga forstyrrelser, fra installasjoner i drift og fra tilknyttet aktivitet
- habitattap, gjennom habitatforringelse og fragmentering
- barriereeffekter, som kan øke fluktdistansen og øke fuglenes energibehov

I **figur 3** er illustrert mulige påvirkningsfaktorer og mekanismer på fugl fra vindenergianlegg og hvordan de kan forventes å påvirke både enkeltindivider og på bestandsnivå.



Figur 3. Skjematisk oppsummering av mulige påvirkninger av vindmøller på fugl, med tilhørende konsekvensmekanismer og forventede effekter på enkeltindivider og på bestandsnivå. (Etter Langston et al. 2006)

Det vil utvilsomt være stor forskjell på konsekvenser av noen få turbiner eller et lite vindenergianlegg, sammenliknet med et anlegg med flere hundre eller noen tusen vindmøller. I tillegg vil konsekvensene avhenge av graden av utbygging. Hvis store områder på kysten bygges ut, eller flere anlegg bygges i forlengelse av hverandre vil det potensielt kunne ha kumulative effekter idet det vil være flere områder fuglene vil passere eller unnvike. Ved en omfattende utbygging av vindenergianlegg er det naturlig å forvente helt andre og sterkere responser fra både enkeltindivider og bestander av sjøfugl enn det som er dokumentert til nå for offshore vindenergianlegg nær kysten. Med utbygging av flere vindenergianlegg, både offshore og på kysten, vil det derfor være viktig at en har fokus på hva som vil være den samlede eller kumulative miljøeffekten av disse, og ikke bare vurdere hvert vindenergianlegg isolert.

Det er viktig å kjenne fordeling og tetthet av fuglearter og bestander innenfor et område før man bygger et vindenergianlegg, og hvordan disse bruker området til ulik tid, både for å kunne velge et område med et lite konfliktpotensial for fugl, og for senere å kunne si noe om konsekvensene av de vindenergianleggene som eventuelt blir bygd. I de følgende avsnittene vil eksisterende kunnskap om mulige konfliktpotensialer mellom sjøfugl og vindenergianlegg bli oppsummert. Denne kunnskapen vil danne rammene for vurderingen av hvilke havområder som vil kunne være sårbare for en utbygging av vindenergianlegg.

1.3.1 Dødelighet som følge av kollisjon med vindenergianlegg

Direkte dødelighet som følge av kollisjon med vindenergianlegg kan skje enten ved at fuglene blir rammet av turbinenes vinger eller hvis de kolliderer med tårn eller andre konstruksjoner i tilknytning til vindenergianlegget. Turbulens rundt rotoren kan også forårsake dødelighet ved at fugler som blir fanget i turbulensen kastes i bakken. Fra studier på flaggermus er det vist at dødeligheten også oppstår som følge av lungesprenging på grunn av trykkforskjeller i turbulensen rundt turbiner (Baerwald et al. 2008). Risikoen for at det vil forekomme kollisjon av fugl i et vindenergianlegg avhenger av en rekke faktorer knyttet til de forskjellige artenes representasjon i området, antall, fuglenes bruk av området, deres adferd samt værforhold (Drewitt & Langston 2006). Den største risikoen vil trolig være i områder som brukes av store antall fugler, f.eks. i tilknytning til hekkeplasser, beiteområder, rasteplasser og trekkruiter. Fugler med dårlig manøvreringsevne har generelt større sannsynlighet for å kolliderer med strukturer (Bevanger 1994), og fugler som regelmessig flyr i skumringen og på natta vil muligens ha vanskeligere for å oppdage og unngå vindenergianleggene (Larsen & Clausen 2002).

Ulike studier har dokumentert kollisjoner mellom fugl og landbaserte vindenergianlegg i varierende omfang, men disse studiene har vært særlig rettet mot rovfugl (Anderson et al. 1999, Thelander & Ruge 2000, Lucas et al. 2007). For kystnære vindenergianlegg er datagrunnlaget sparsomt. Én studie konkluderer overveiende med liten kollisjonsrisiko for enkelte sjøfuglarter (særlig ærfugl) (Desholm & Kahlert 2005). Ærfuglen er normalt tolerant overfor menneskelig tilstedeværelse og aktivitet i kystsonen, men det mangler kunnskap om en rekke arter som generelt viser en helt annen atferd.

Hvordan fuglene bruker områdene vil være med til å definere hvor stor kollisjonsrisikoen er. Danske undersøkelser har vist at fugler på vandringer mellom næringsområder i større grad enn trekkende fugler flyr gjennom vindenergianleggene (Christensen & Hounisen 2005). Dette øker kollisjonsrisikoen. Det er imidlertid problematisk å gjennomføre studier av f.eks. dødelighet ved offshore vindenergianlegg ettersom døde fugler vil havne i sjøen og raskt drive vekk fra området. I Danmark er det foretatt studier ved hjelp av såkalt TADS (Thermal Animal Detection System) i Nysted vindenergianlegg, og studiet konkluderte med at TADS i kombinasjon med radarstudier vil gi de beste dataene på kollisjonsrisiko for fugl i offshore vindenergianlegg (Desholm 2005).

Vindenergianleggets plassering i forhold til avstand fra kysten kombinert med tid på året vil også påvirke risikoen for kollisjon mellom fugl og anlegget er, samt hvilke arter og aldersgrupper av fugl som har størst sannsynlighet for å bli påvirket.

Det er kjent at lyskilder på offshore installasjoner som for eksempel oljeplattformer kan tiltrekke sjøfugler, som ser ut til å benytte lyset for å lokalisere bytte i sjøen (Wiese et al. 2001). Lys på vindmøller vil ikke ha denne effekten, da de er for langt unna sjøen og langt svakere. Det er så langt ikke vist at lys fra vindturbiner påvirker fuglene atferd (Casella Stanger 2002), men styrke, farge og avskjerming vil være viktige elementer som vil avgjøre hvorvidt varslingslys for lufttrafikk vil kunne trekke til seg trekkfugler under bestemte forhold (f.eks. tåke), og dermed mulig kollisjonsrisiko forbundet med dette.

1.3.2 Endring og tap av habitat

Kaiser et al. (2006) peker på at utbygging av marine vindenergianlegg kan påvirke fordeling av fugler gjennom to mekanismer:

- De kan unngå områder med menneskeskapt struktur og dermed miste tilgang til viktige næringsområder
- Fundamentet til turbiner som er festet på bunnen og aktiviteter knyttet til kabellegging kan endre hydrografiske forhold på en slik måte at det endrer bunnsedimentets egnethet for viktige arter av byttedyr (se også Schroeder 2007). Dette kan virke både positivt og negativt i forhold til aktuelle byttedyr for sjøfugl.

I tillegg er det vist at turbulensen fra vindturbinene kan skape lokale "oppstrøms-forhold" under turbinene (Broström 2008). Dette vil i så fall kunne øke produksjonen av mat for sjøfugl, gjøre områder mer attraktive, og således lokke sjøfugl inn i området, med de følger dette kan få i forhold til økt kollisjonsrisiko.

Det direkte arealtapet for sjøfugl er lite i forbindelse med offshore anlegg. Det vil kun dreie seg om små arealer rundt fundamentene som ikke lenger blir attraktive som områder for næringssøk. Det indirekte arealtapet kan derimot bli betydelig større ved den habitatforringelsen som følger av at vindkraftanlegget blir mindre attraktivt pga det samlede inntrykket installasjonene gir for noen arter, og som gjør at de unngår å fly inn i området (se f.eks. Casella Stanger 2002, Christensen et al. 2003). Det er få kjente studier som dokumenterer hvilke arter som vil være spesielt aktuelle i en slik sammenheng, og det foreligger ennå ikke studier som dokumenterer effekter på bestandsnivå. Undersøkelser fra vindkraftanleggene Horns Rev og Nysted i Danmark (Christensen et al. 2003, Petersen et al. 2006) har vist at trekkende fugler i stor grad unngikk vindkraftanlegg, men at det var artsspesifikke forskjeller. Noen arter, som lommer og havsule, ble aldri sett i flukt mellom vindturbinene, mens andre, som svartand, bare sjelden ble observert. Også lommer på sjøen unngikk helt å bevege seg inn blant vindturbinene, selv om de utenfor anlegget forekom i hele området i samme tetthet som før anlegget ble etablert. Terner og alkefugler ble heller nesten aldri sett inne i anlegget (Petersen et al. 2006). Det er fortsatt lite dokumentasjon på hvorvidt fuglene kan venne seg til vindkraftanleggene og om effektene derved blir redusert med tiden. Overvåking i vindkraftanlegget ved Horns Rev fire år etter utbygging viste derimot at det var en tendens til at tettheten av svartand i nærheten av vindkraftanlegget økte, mens det for lommer ikke var noen endring i tettheter (Petersen & Fox 2007). En lignende overvåking ved Nysted viste at havellene fortsatt unngikk vindkraftanleggsområdet fire år etter konstruksjon (Petersen et al. 2008). En litteraturstudie av effekten av vindkraftanlegg på tettheter av fugl fra 2005 konkluderte med at effekten av vindkraftanlegget ble mer tydelig med økende tid etter byggingen av anlegget (Stewart et al. 2005). Langvarige etterkantundersøkelser er derfor nødvendige for å kunne dokumentere den faktiske effekten på sjøfugl.

Et annet forsøk med utplassering av lokkeender for å måle effekten av vindkraftanlegget ved Tunø Knob i Århusbukta (10 - 0,5 MW turbiner), på flygende ærfugler, viste likevel at det kunne ha en effekt. Registreringer viste at 85 % færre ærfugler landet eller gikk inn for landing ved lokkeender plassert 100 m fra vindturbinene enn ved lokkeender som lå henholdsvis 300 og 500 m fra turbinene. Dette bekrefter i stor grad at selv et lite vindkraftanlegg kan oppleves som en hindring for sjøfugl, særlig når de er i flukt.

Det kan være vanskelig å vurdere hvorvidt observerte endringer hos en sjøfuglart skyldes arealtap som følge av forstyrrelser, eller endringer eller naturlige variasjoner i næringstilgang. En god forståelse av forholdet mellom fordeling av fugl og forekomst av potensielle byttedyr, vil være avgjørende når en skal vurdere en arts respons på habitattap som følge av bygging av et vindenergianlegg. For å forstå konsekvensene av dette, kreves imidlertid også kunnskap om andre forstyrrelsesfaktorer i området, som skipstrafikk, fiske og fritidsbåter (Kaiser et al. 2006). Undersøkelser av vinterbestandene av ærfugl og svartand ved Tunø Knob vindenergianlegg

før og etter utbygging viste en kraftig nedgang i antall fugl i området anlegget var lokalisert i fra før det ble bygget og i de to første årene av driftsperioden (Guillemette et al. 1998). Disse endringene indikerer en klar effekt av vindenergianlegget på ærfuglene. Da fordelingen av ærfugl, imidlertid, senere ble sammenholdt med fordelingen av blåskjell (*Mytilus edulis*), dens viktigste byttedyr, viste fordelingen av ærfugl en klar sammenheng med forekomsten av blåskjell. Undersøkelsen kunne således ikke påvise noen entydig effekt av vindturbinene alene på fordelingen av ærfugl og det ble konkludert med at det burde gjennomføres ytterligere undersøkelser (Guillemette et al. 1998).

Eksisterende studier viser at effekten av vindkraftanlegg på sjøfugl varierer mye. Denne variasjonen kan skyldes mange ulike faktorer som sesong og forskjeller i døgnrytme, plasseringen av vindkraftanlegget i forhold til viktige sjøfuglhabitat, tilgang på alternative habitat, samt utformingen av turbiner og anlegg (Drewitt & Langston 2006). Resultatene fra undersøkelser fra et vindenergianlegg i et gitt område har derfor ikke direkte overførselsverdi til andre områder, men må alltid vurderes i relasjon til de lokale naturforholdene.

1.3.3 Forstyrrelser

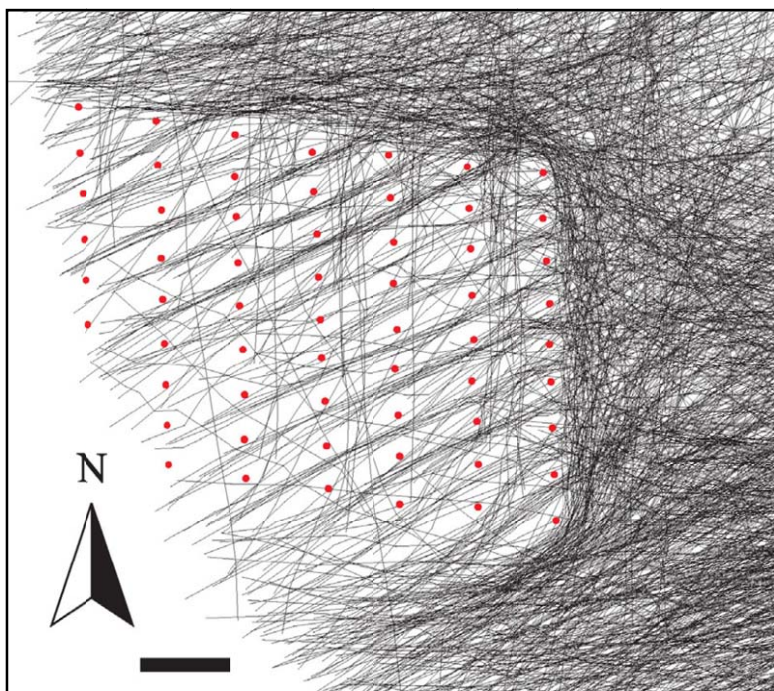
Forstyrrelser fra økt båttrafikk kan medføre vesentlige negative konsekvenser for sjøfugl. Særlig i utbyggingsperioden av et kystnær eller offshore vindenergianlegg vil det være stor aktivitet i området med mange båter, kanskje også med helikopter som skal løfte mye av utstyret når det skal monteres. Dette kan skremme mange fugler vekk fra området, men det antas at denne effekten er temporær. Anleggene vil imidlertid nødvendigvis generere mye skipstrafikk også i driftsfasen. Dersom hver enkelt turbin må sjekkes årlig i forbindelse med vedlikehold, samt 1-2 ekstra besøk årlig for å håndtere tekniske problemer, vil dette føre til mer eller mindre daglig båttrafikk i større offshore vindenergianlegg – noe som kan tenkes å kunne generere mer forstyrrelse for sjøfugl enn vindturbinene i seg selv (Exo et al. 2003). Særlig lommer og enkelte marine dykkender (sjøorre og svartand), som vanligvis oppholder seg i kystnære områder, er ekstra vare for forstyrrelser fra båttrafikk og unngår skip på opptil flere kilometers avstand (Exo et al. 2003). Konfliktpotensialet knyttet til båttrafikk relatert til vindenergianlegget må sees i sammenheng med annen mulig trafikk i eller nær vindenergianlegget, der den samlede forstyrrelseffekten kan være avgjørende for fuglenes fremtidige bruk av området.

1.3.4 Barriereeffekter

Et vindkraftanlegg kan oppfattes som en barriere for fugl dersom den sperrer fluktreningen fuglene ville valgt dersom anlegget ikke var bygd, og fuglene velger å fly eller svømme utenom, eller ikke passere i det hele tatt (se Fox et al. 2006). Dette kan medføre en lengre fluktdistanse og økt energiforbruk. Barriereeffekter kan forekomme hvis vindkraftanlegget er plassert slik at trekkende fugler må avvike fra deres trekkroute for å unngå anlegget (Hüppop et al. 2006) eller hvis det er plassert slik at det ligger mellom næringsområder (beiteområder) og hekkekolonier eller rasteområder (Drewitt & Langston 2006). For langdistansetrekkerer vil ikke dette nødvendigvis medføre noen påvirkning utover en liten økning i trekkets lengde (Speakman et al. 2009), men der barriereeffekten oppleves daglig over lengre perioder (som mellom nattlige rasteplasser og næringsområder på dagtid, eller mellom næringsområder og hekkekolonier på land), kan effektene bli betydelig (Fox et al. 2006, Speakman et al. 2009). Fordi sjøfugler har ulike beitestrategier, vil effektene av en barriereeffekt i hekkesesongen antakeligvis være artsspesifikk. Ut i fra kjent beitestrategi og energiforbruk modellerte Masden et al. (2010) hvordan barriereeffekten ville øke energiforbruket til ni ulike sjøfuglarter. Resultatene viste at den ville påvirke rødnebbterne mest, men også toppskarv og storskarv ville, relativt sett, bli mer påvirket enn de andre artene. Konklusjonen var at økt energiforbruk forårsaket av et vindkraftanleggs barriereeffekt ikke i seg selv vil ha store konsekvenser. Summert med

virkingen av andre vindkraftanlegg og/eller andre påvirkningsfaktorer, kan det imidlertid bidra til mer betydelige effekter.

Barriereeffekt er vist for trekkende fugler, og ved danske offshore anlegg er dette godt dokumentert både i Nordsjøen og Østersjøen. Ved Horns Rev viste radarstudier at trekkende fugler gjennomgående bøyde av fra 300 m til 2 km før vindenergianlegget, og fortsatte trekket utenom anlegget (Christensen & Hounisen 2005). Funnene fra bl.a. Danmark og Sverige viser at flere fuglearter evner å oppdage vindenergianlegg på langt hold og fly utenom disse, dels også passere gjennom dem, uten særlig kollisjonsrisiko.



Figur 4. Radarspor av ærfuglflokker med vestlig trekkretning forbi vindenergianlegget ved Nysted, Danmark. Posisjonene til turbinene er gitt ved røde prikker. De fleste ærfuglene synes å oppdage vindmøllene på langt hold og styrer utenom hele vindenergianlegget, mens noen krysser gjennom den. Målestokk: strek er 1000 m (Kilde: Desholm & Kahlert 2005).

Flokker av svartand, som var den vanligste arten ved Horns Rev, hadde en tendens til å legge seg på sjøen i en viss avstand fra anlegget. Av 96 flokker som ble fulgt visuelt, landet 76 flokker på sjøen (hvorav 52 mer enn 500 m fra nærmeste vindturbin), mens 20 flokker endret kursen. Ingen av flokkene fløy inn i anlegget. Studiene viste likevel at svartendene beveget seg en del gjennom anlegget på vei mellom næringsområder (Christensen & Hounisen 2005). Også ved Nysted vindenergianlegg, 11 km sør for Lolland i Østersjøen, har radarundersøkelser vist at trekkende vannfugl endrer trekkretning for å unngå anlegget innenfor en avstand av inntil 3 km på dagtid og inntil 1 km på nattetid (Desholm & Kahlert 2005). Disse radarundersøkelsene gir ingen informasjon om hvorvidt fuglene vinner høyde for å gå over vindmøllene eller ikke, men de få radarsporene av trekkende flokker som går gjennom vindenergianlegget viser at fuglene i stor grad flyr i korridorene mellom møllerekkene (**figur 4**) (Christensen & Hounisen 2005, Desholm & Kahlert 2005).

1.4 Vurderinger av konfliktpotensialet mellom fugl og vindenergianlegg

Konfliktpotensialet mellom vindenergianlegg og sjøfugl avhenger av lokalitet og anleggets størrelse. Sjøfuglers utbredelse er dynamisk og varierer gjennom året. Et område kan derfor ha flere funksjoner gjennom året og dermed en meget varierende sårbarhet. Nedenfor er noen av de viktigste funksjoner skissert, disse vil også bli behandlet separat i analysen.

1.4.1 Hekkeområder

I hekkesesongen er sjøfugler knyttet til hekkeområdene, gjerne større kolonier, og beiter ved kysten og i havområdene i tilknytning til koloniene. Sjøfuglunger trenger en viss mengde mat hver dag for å vokse tilstrekkelig til at de kan forlate hekkeplassene i en kondisjon som maksimaliserer sannsynligheten for å overleve. Energetiske kostnader ved flyging og tilgjengeligheten av næring i nærheten av koloniene bestemmer hvor langt voksenfuglene kan fly for å hente maten. Hvis maten er langt unna bruker voksenfuglene mye tid og energi for å hente den, noe som kan føre til redusert hekkesuksess. Dette betyr med andre ord at de i denne perioden ikke har samme muligheter til å utnytte andre områder eller flytte på seg ved forstyrrelse uten en forringelse av deres hekkesuksess. Mens de pelagisk dykkende og overflatebeitende artene (**tabell 2**) kan fly svært langt etter mat, og benytte seg av havområder over 100 km fra koloniene, har de kystnære, overflatebeitende arter en mer begrenset aksjonsradius. Kystbundne dykkende arter antas å være de som har minst aksjonsradius. Artenes tilhørighet til hekkeplassene i denne perioden gjør at fuglene vil være mer sårbare for konsekvensene av barriereeffekter og endring og tap av egnet habitat hvis vindenergianlegg bygges innenfor koloniens aksjonsradius. Dette antas å være særlig gjeldende for de kystbundne artene, som er avhengige av gode beiteområder i nærheten av koloniene. For de pelagisk beitende fuglene vil en vindpark plassert mellom kolonien og de viktigste beiteområdene også kunne fungere som en barriere som vil øke voksenfuglenes energiforbruk dersom de velger å fly utenom eller ikke passere den i det hele tatt. Over tid kan slike effekter bli betydelige (Fox et al. 2006). I tillegg bør en være oppmerksom på at enkelte sjøfugler kan fly opp mot 200 km fra kolonien for å finne mat (bl.a. lunder på Røst, Anker-Nilssen & Lorentsen 1990, Anker-Nilssen & Aarvak 2009). Det er dermed flere store sjøfuglkolonier i Norge som kan bli påvirket også av offshore vindenergianlegg dersom disse bygges ut i områder som er viktige for næringsøkende sjøfugler. For de artene som ikke aktivt unngår vindenergianlegget, vil sannsynligheten for kollisjon øke med et økt aktivitetsnivå i området. I tillegg vil det være en økt flygeaktivitet rundt koloniene, når fuglene flyr til og fra kolonien for å mate ungene. I Zeebrugge, Belgia, er det dokumentert en så høy dødelighet hos terner (dverg-, splitt- og makrellterne) som hekker rett ved siden av en vindenergianlegg, at det menes å ha en signifikant negativ effekt for bestandene (Everaert & Stienen 2007).

Det er i dag vanskelig å vurdere konsekvensene på hekkende fugl av vindmøller som plasseres like inntil viktige hekkeplasser eller i de havområdene som benyttes til næringsøk gjennom hekkesesongen.

1.4.2 Myteområder og svømmetrekk

Alle fugler skifter (myter) fjærene regelmessig. Gjess, andefugler og alkefugler skifter vingefjærene årlig ved at alle fjærene felles nesten samtidig, noe som medfører at fuglene i en periode på 3-4 uker ikke er flyvedyktige. Mytetidspunktet varierer noe mellom Sør- og Nord-Norge og mellom arter og kjønn, men stort sett foregår myteperioden i tidsrommet august-september for alkefugler, og juni-september for andefugler (Ginn & Melville 1983, Joensen 1974, Wrånes 1982, Stenmark & Wrånes 1984). I myteperioden er kollisjoner med vindenergianlegg ikke en aktuell problemstilling siden de ikke kan fly. Derimot er dette en periode hvor fuglene vil være ekstra sårbare for forstyrrelse, forringelse av habitat og

habitatbeslag, siden energibehovet for å danne nye fjær er stort, og dykkeferdigheten samtidig er begrenset for de artene som bruker vingene når de dykker.

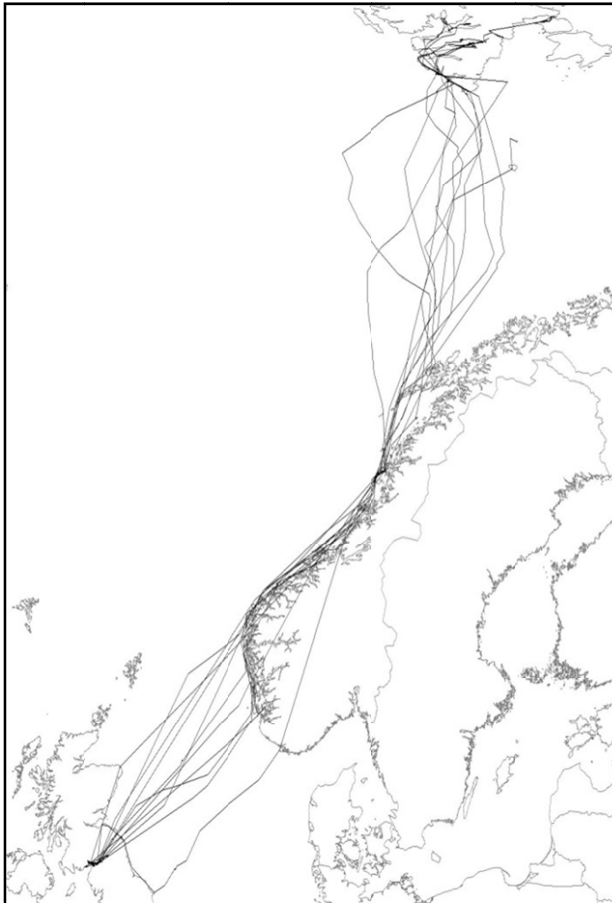
Noen sjøfuglarter foretar det som kalles svømmetrek. Ungene hos noen alkefuglarter, f. eks. lomvi og alke, forlater hekkekolonien lenge før de er flygedyktig, og svømmer sammen med en foreldrefugl (hannen) i retning overvintringsområdene. Dersom et vindenergianlegg har en barriereeffekt for disse fuglene, kan det føre til store konsekvenser hvis adgangen til områder med gode næringsforhold blokkeres. Det samme kan skje dersom de prøver å svømme rundt og dermed må passere områder med lite tilgjengelig næring.

1.4.3 Trekkruiter og rasteplasser

Det er en rekke arter som trekker gjennom de norske havområdene, i hovedsak fra overvintringsområder i Storbritannia, sentral-Europa eller Afrika til hekkeområder i Skandinavia, Svalbard og andre områder i Arktis. Trekkrutene er i grove trekk kjent for flere arter, men selv for de best studerte artene er det en rekke sider ved trekket som er dårlig kjent. Hvitkinngjessene trekker f.eks. i april/mai fra overvintringsområdene i Skottland til hekkeplassene på Svalbard (**figur 5**). Underveis kan de stoppe i flere uker på rasteplasser fra Helgelandskysten til Vesterålen. Bruk av satellittsendere har nylig gitt ny kunnskap om hvordan de krysser åpent hav. Trekket går i en vel 500 km bred front over Nordsjøen, før det følger norskekysten i en vel 30 km bred korridor og så krysser Norskehavet/Barentshavet i en front som er vel 300 km på det bredeste. Dette indikerer at uansett hvor det eventuelt bygges vindenergianlegg i sentrale deler av f.eks. Nordsjøen vil det være vanskelig å unngå konflikter med trekkende flokker (Christensen-Dalsgaard et al. 2008).

Trekkende fuglers sårbarhet for vindenergianlegg er knyttet både til direkte kollisjonsrisiko hvis fuglene flyr gjennom anlegget, økt trekkdistanse hvis flokkene flyr utenom, og til mulige endring eller tap av egnet habitat ved rasteplasser. En del arter stopper i næringsrike områder for å bygge opp sine energireserver før de trekker videre. For arter som unngår å oppholde seg i eller i nærheten av vindenergianlegg vil en utbygging i tilknytning til rasteområdene derfor kunne medføre ukompenserbare habitattap. I tillegg vil fuglenes bevegelse i området kunne øke sannsynligheten for kollisjoner.

For de fleste artene mangler man detaljert kunnskap om trekkets forløp både i tid og rom, noe som vil være nødvendige for å kunne gi presise vurderinger av bl.a. kollisjonsrisiko, mulige barriereeffekter og endring av habitatet i forbindelse med utbygging av offshore vindenergianlegg. Vi vet i dag generelt lite om hvordan trekkruiter og flygehøyde for fugl over åpent hav påvirkes av værforholdene. Særlig kan flygehøyde være kritisk hvis fuglene flyr i rotorhøyde ved dårlig sikt eller i mørke (Christensen-Dalsgaard et al. 2008).



Figur 5. Trekkruiter om våren for hvitkinngjess er et eksempel på det omfattende trekket som kan foregå langs norskekysten og i norske havområder både vår og høst. Kartet viser resultater fra gjess som har fått påsatt radiosendere med GPS-enhet (2 ind. i 2006 og 7 ind. i 2007). Merk at hvis det er lenge mellom to sikre posisjoner, kan det se ut som om noen tar "snarveien" over Sør-Norge, mens det er høyst sannsynlig at de har gått rundt kysten som de andre (upubliserte data fra WWT- Wildfowl and Wetlands Trust).

1.4.4 Utbredelse utenom hekkesesongen

I hekkesesongen er de reproduserende individene knyttet til områdene rundt koloniene og vil generelt ha en begrenset aksjonsradius. Resten av året er utbredelsen derimot mer styrt av tilgangen på egnede beiteområder. De kystbundne artene (**tabell 2**) overvintrer forholdsvis stasjonært i næringsrike områder langs fastlandskysten. Det vil her kunne være en konflikt mellom fugl og vindenergianlegg hvis anleggene legges nært viktige overvintringsområder. For noen arter kan konfliktene bli betydelige, dersom anlegget hindrer fuglenes tilgang til tradisjonelle beiteområder. For de pelagiske artene er utbredelsen vinterstid trolig svært dynamisk. Fuglene er i denne perioden uavhengige av hekkeplassene og kan derfor følge byttedyrenes vandringer. For de pelagiske artene er det vanskelig å forutsi hvordan en utbygging av vindenergianlegg vil kunne påvirke fuglene. Generelt er imidlertid næringsrike beiteområder i vinterhalvåret gjerne knyttet til såkalte oppstrømsområder, områder med virvler og andre områder som har en naturlig høy produksjon av planktoniske organismer som er viktige for de fiskeslagene sjøfuglene beiter på. Ved å studere oseanografiske kart og satellittbilder vil man derfor til en viss grad kunne forutsi hvilke områder som potensielt kan være konfliktfylte i forhold til sjøfugl.

2 Materiale og metode

2.1 Datagrunnlag og datainnsamling

I screening av områder som kan være sårbare for vindenergianlegg, er tilgjengelig data på fordeling av sjøfugl gjennom hele året inkludert i våre analyser. Dataene som er brukt i analysene er overordnet delt i to hovedkomponenter: 1) kystnære tellinger og 2) modellerte åpent hav-data. Disse to datasettene er behandlet og presentert hver for seg.

2.1.1 Kystnære tellinger av sjøfugl

Sjøfugldataene fra kystnære områder stammer fra flere kilder, hovedsakelig fra Det nasjonale sjøfuglkartverket ved NINA (se f.eks. www.seapop.no). Dataene er i primært samlet inn gjennom kartleggingsoppdrag til forskjellige deler av året, hovedsakelig knyttet opp mot regionale konsekvensanalyser, Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (f.eks. Lorentsen & Christensen-Dalsgaard 2009), Fylkesmennene, Norsk Ornitologisk Forening (NOF), publiserte rapporter og, i de senere årene, gjennom kartlegginger i SEAPOP.

Sjøfugl i kystnære områder er hovedsakelig talt vha to metoder, 1) fra land, eller 2) fra fly. Tellingene fra land er gjort ved at man har beveget seg til fots, med bil eller med båt langs en kystlinje og talt alle sjøfugler man har observert med kikkert eller teleskop innenfor faste lokaliteter som er inntegnet på kart. Tellingene innenfor transekter fra båt i kystnære områder brukes sjeldent, men av og til brukes fly for å dekke store områder på kort tid. Dette gjelder til alle årstider. Tellingene fra fly foretas enten ved at man teller alt som ligger langs kystlinjer som tegnes inn på kart, eller ved transekttellinger (som fra båt) (f. eks. Nielsen & Krag Petersen 2010). I sjøfuglkartverket er dataene stedfestet (UTM-angivelse). Data fra hekkesesongen er relatert til de enkelte hekkelokaliteter (ofte små holmer eller fuglefjell), mens de for myte- og vintersesongen er relatert til midtpunkt i litt større geografiske områder (ofte 4-8 km²).

I forbindelse med denne screeningen av potensielle konfliktområder er forekomsten av sjøfugl tilrettelagt i et standard 10x10 km rutenett med angivelse av relativ andel av den regionale bestanden basert på Barrett et al. (2006), Birdlife International (2004), Wetlands International (2006), og Gjershaug et al. (1994). Tetthet for hver måned er i utgangspunkt beregnet for seg. Månedene er deretter inndelt i hekkesesong og vintersesong, hvor den høyeste månedsvise verdien for hver art innen en gitt sesong er brukt som verdi i de videre beregningene. Hekkesesongen er ikke lik for alle artene og det er derfor gjort en artsvis vurdering av hvilke måneder som skulle inkluderes (jf **vedlegg 3**). Det må her bemerkes at mange arter er tilknyttet kolonien i en lang periode før den faktiske hekkingen begynner, og at det derfor for en del arter vil være oppført at hekkesesongen starter i april. Dekningsgraden for kartleggingene og alderen på dataene i sjøfuglkartverket varierer mellom områdene. I tillegg varierer ofte antallet hekkende fugler mellom år. I dårlige år er det f.eks. ikke alle fuglene i en bestand som hekker, noe som vil gir utslag i lavere verdier. For å kompensere for dette faktum er maksimalantallet sjøfugl på lokalitetene for hver rute og art i 10-årsperioder brukt i analysene. Der data for tidsrommet 2000-2009 ikke fantes, er data fra tiåret før brukt, og de områdene som ikke heller da var dekket representeres med data fra 80-tallet. Dette er en svært konservativ innfallsvinkel og gjenspeiler ikke nødvendigvis dagens situasjon (noen kolonier har opplevd en dramatisk bestandsnedgang i løpet av de siste ti årene). Siden man i analysene og kartfremstillingene bruker bestandsandeler for regionene (havområdene) som er beregnet i forhold til nasjonal bestand, vurderes dette på nåværende tidspunkt å være den mest korrekte bruken av data.

Man skal være oppmerksom på at det for alle årstider og regioner er stor forskjell i dekningsgraden i tid og rom. I noen områder har registreringsomfanget vært mer intenst enn i

andre, og det finnes områder hvor det aldri er gjort registreringer av sjøfugl. Det kan derfor forekomme områder hvor artene kan påtreffes, uten at dette vises på kartet.

Data fra hekkesesongen er relatert til de enkelte hekkelokalitetene. Dette medfører at hele kolonien i utgangspunkt blir registrert på en lokalitet, noe som medfører at det ikke tas høyde for bruken av næringsområder rundt kolonien. Som beskrevet i **avsnitt 1.2.1** bruker de ulike artsgruppene områdene rundt kolonien på forskjellige måter. De pelagiske artene bruker områdene i åpent hav utenfor koloniene som beiteområde. Avhengig av tilgang på næring beveger de seg flere titalls kilometer fra land, opp til et 100-talls kilometer, slik at store områder rundt koloniene må regnes som viktige i forhold til å kunne vurdere mulig konflikt med vindenergianlegg. Tettheten av fugler i områdene lengst fra kolonien er minst, men sjøfuglene beiter gjerne mer eller mindre samlet, slik at der det er tilgjengelig næring vil man tidvis kunne finne store konsentrasjoner av pelagisk beitende arter også langt fra koloniene i hekketiden. De kystnære artene vil derimot være mer avhengige av beiteområder i mer umiddelbar nærhet av kolonien (f. eks regner man vanlig aksjonsradius for skarver til maksimum 20 km hvis de skal ha en vellykket hekking). For å inkludere bruken av næringsområder rundt hekkeplassene er det i vurderingen av sårbare områder i hekkeperioden lagt en buffersone rundt kolonien. Størrelsen på buffersonen varierer etter artsgruppe (**tabell 4**). I denne buffersonen er fordelingen av fugl utregnet som funksjon av størrelsen på kolonien, slik at andelen av fugl i buffersone 1 vil være 2/3 av kolonistørrelsen mens andelen av fugl i buffersone 2 og 3 vil være hhv. 2/9 og 1/9 av kolonistørrelsen.

Tabell 4. Oversikt over avgrensning av bufferområder rundt kolonier av forskjellige sjøfuglarter. Se tekst med forklaringer av hvordan disse brukes.

Arter	Buffer 1 (km)	Buffer 2 (km)	Buffer 3 (km)
Storskarv, toppskarv, ærfugl, teist	5	10	15
Storjo, tyvjo, gråmåke, sildemåke, svartbak, makrellterne, rødnebbterne	20	40	60
Havhest, havsule, krykkje, alke, lomvi, lunde	33	66	99

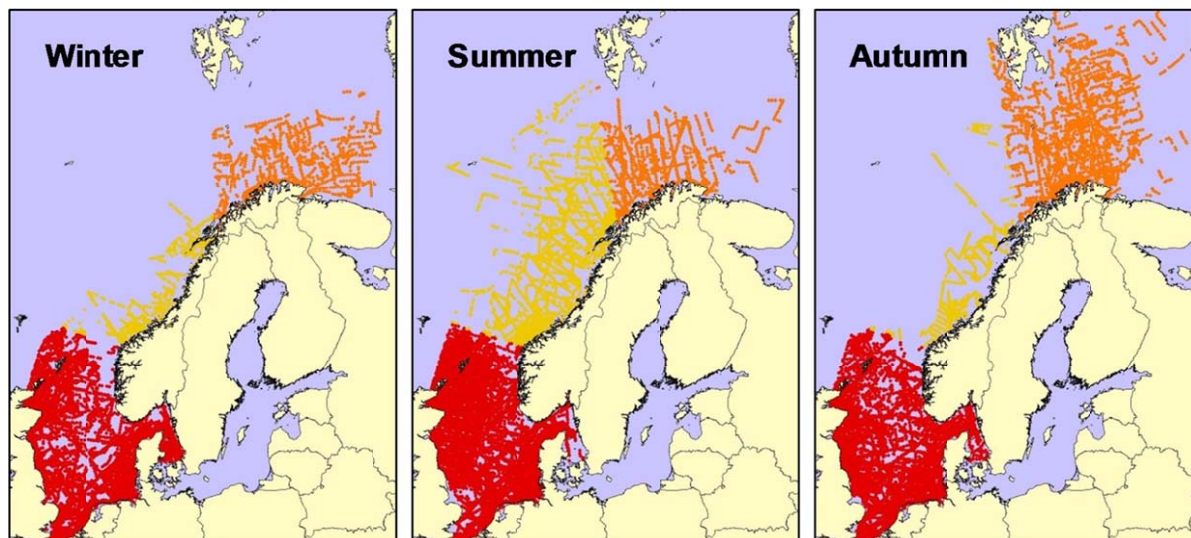
2.1.2 Åpent hav-data for sjøfugl

Åpent hav-dataene er samlet inn med båt som observasjonsplattform og omfatter registreringer fra Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Data fra Nordsjøen er hovedsakelig fra ESAS (European Seabirds At Sea) databasen, mens dataene fra Norskehavet og Barentshavet hovedsakelig er fra SEAPOPOP-databasen (www.seapop.no). Dataene er analysert atskilt for de tre havområdene og for tre forskjellige sesonger: vinter (1 november – 31 mars), sommer (1 april – 31 juli) og høst (1 august – 31 oktober). Datadekning er vist i **figur 6**.

Dataene er blitt samlet inn etter standard metode for linjetransekter (Tasker et al. 1984). Fuglene ble talt fra 6-10 m over havoverflaten under en konstant fart av ca. 20 km/h (10-12 knop). Alle sjøfugler som er observert innenfor en sektor på 300 m rett fram og 90° grader til en side av båten ble talt. Fordelingen av fugl ble brukt til å estimere utbredelse og tetthet gjennom en GAM-modell (Wood 2006). Dataene ble regnet om til andeler av totalestimatet for hele Nordsjøen og Norskehavet samlet. Lett oppdagbare arter som har en tendens til å følge båten (f.eks. måker og havhest) er sannsynligvis overestimert, mens små, mer uanselige og dykkende arter (f.eks. alkefugl) er underestimert. Siden oppdagbarhet neppe skiller seg mellom

de forskjellige delene av undersøkelsesområdet, vil imidlertid dette ikke ha noen betydning for visualiseringen av den relative romlige fordelingen av de forskjellige artene.

For åpent hav-data er det viktig å merke seg at dette er modellerte data.



Figur 6. Datadekning åpent hav. Hvert punkt representerer en aggregert 20 km linje. Forskjellige farger viser forskjellige havområder, fra sør til nord: Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet (data fra NP/NINA).

Fauchald et al. (2006) rapporterer om svært høye tall av havdykkender (svartand, sjøorre og ærfugl) i Nordsjøen, men disse artene er det ennå ikke modellert utbredelse for og det er dermed ikke mulig å inkludere dem i analysen.

2.2 Analysemetode for identifisering av sårbare områder

2.2.1 Sensitivitetsvurderinger for sjøfugl

Garthe & Hüppop (2004) utviklet en sensitivitetsindeks (SSI) for sjøfugl i forhold til vindenergianlegg. Sensitivitetsindeksen baserer seg på 9 faktorer som er relevante for sjøfuglers sårbarhet i forhold til slike anlegg; fuglenes manøvreringsdyktighet, flygehøyde, andel av tid flygende, nattlig flygeaktivitet, fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk (ifm. anleggsvirksomhet), fleksibilitet i habitatbruk, biogeografisk bestandsstørrelse, voksenoverlevelse og europeisk rødlistestatus. Hver av faktorene er vurdert på en skala fra 1-5 der 1 er lav sårbarhet og 5 er høy sårbarhet. Faktorene er enten vurdert på bakgrunn av reelle data, publiserte og upubliserte, eller subjektive vurderinger som er gjort av en internasjonal ekspertgruppe (ti eksperter for hver faktor, ekspertene er navngitt i Garte & Hüppop 2004). Sensitivitetsindeksen ble opprinnelig utviklet for bruk i tyske farvann, men ble oppdatert med flere arter i King et al. (2009). I forbindelse med den norske screening er indeksen tilpasset norske forhold med norsk data og vurderinger.

I denne oppdaterte screeningen (i forhold til Christensen-Dalsgaard et al. 2010) er Barentshavet også inkludert i analysen. Barentshavet kjennetegnes av tildels meget store forekomster av enkelte sjøfuglarter. For å unngå at disse ville slå kraftig ut i den endelige sårbarhetsvurderingen, og derved "maskerer" viktige forekomster i Sør- og Midt-Norge, er det derfor i den supplerende screening gjort en oppdeling i regional sårbarhet, slik at Nordsjøen, Norskehavet

og Barentshavet er behandlet separat (se også avsnitt 2.3). I tillegg er det blitt tilføyd en 10. faktor i sensitivitetsindeksen som beskriver den regionale andelen av den nasjonale bestand, og det beregnes et separat SSI for de respektive havområder (**vedlegg 2**).

Følgende vurderinger er lagt til grunn for tabellverdiene:

(a) *Fuglenes manøvreringsdyktighet*. Faktoren tar hensyn til de forskjellige artenes manøvreringsdyktighet i luften, spesielt med tanke på å unngå kollisjoner med vindmøller. Faktoren er vurdert subjektivt i samarbeid med en internasjonal ekspertgruppe. Artene er rangert fra høy manøvreringsdyktighet (1) til lav manøvreringsdyktighet (5). En hurtigflygende og tung art (f. eks. lomvi) er således vurdert å være mer sårbar enn lette og sakteflygende arter (f. eks. terner).

(b) *Flygehøyde*. Faktoren er vurdert med bakgrunn i klassifiseringer gjort under regulære takseringer av sjøfugl i åpent hav. Flygehøyder er vurdert vha kikkert, avstandsmålere og sammenligninger med fartøyenes høyde (som observasjonene er gjort fra). Det er brukt følgende høydeklasser: *a* = 0-5 m; *b* = 5-10 m; *c* = 10-20 m; *d* = 20-50 m; *f* = 50-100 m og *g* = > 100 m. Flygehøydene ble konvertert til en 5-delt skala ved å bruke to forskjellige persentiler for fordelingen av flygehøyder; medianen (= 50-persentilen) og 90-persentilen. Nittipersentilen ble valgt i forhold til medianen for å ta høyde for de få fuglene som fløy høyt (f.eks. 90% av fuglene fløy i den samme eller lavere høydeklasser, 10% av fuglene fløy i den samme eller høyere høydeklasser). Klassifiseringen ble vurdert som følger: 1 = høydeklasse *a* for medianen, 2 = høydeklasse *b* for medianen, 3-5 = høydeklasse *c* for medianen men 90-persentilen varierte, 3 = høydeklasse < *f* for 90-persentilen, 4 = høydeklasse *f* for 90-persentilen og 5 = høydeklasse *g* for 90-persentilen. Legg merke til at denne faktoren vil variere mellom ulike sesonger.

(c) *Nattlig flygeaktivitet*. Nattlig flygeaktivitet kunne ikke kvantifiseres ved reelle data og ble subjektivt klassifisert på en skala fra 1 (omtrent ikke noe nattlig flygeaktivitet) til 5 (mye nattlig flygeaktivitet). Informasjon om slik aktivitet ble hentet fra håndbøker som Glutz von Blotzheim & Bauer (1982) og Cramp & Simmons (1983), supplert med feltobservasjoner fra Garte & Hüppop (1996). Klassifiseringen ble vurdert av en internasjonal ekspertgruppe.

(d) *Andel av tid flygende*. Faktoren ble vurdert fra transekttellinger i åpent hav. Klassifiseringen er som følger: 1 = 0-20% av individene i transektet ble observert flygende, 2 = 21-40% av individene i transektet ble observert flygende, 3 = 41-60% av individene i transektet ble observert flygende, 4 = 61-80 av individene i transektet ble observert flygende, og 5 = 81-100% av individene i transektet ble observert flygende. Bemerk at denne faktoren vil variere mellom ulike sesonger.

(e) *Fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk (ifm anleggsvirksomhet)*. Forskjellige sjøfuglarter reagerer forskjellig på skip- og helikoptertrafikk i forbindelse med anlegg- og vedlikeholdsaktivitet i offshore vindenergianlegg. På grunn av mangel på data for denne klassifiseringen ble faktoren vurdert subjektivt på en skala fra 1 (nesten ikke fluktreaksjon, unnvikelsesadferd og/eller veldig lav fluktavstand) til 5 (sterk flukt/unnvikelsesadferd og/eller høy fluktavstand). Klassifiseringene ble vurdert av internasjonale eksperter. Erfaringene for disse vurderingene kommer fra åpent hav-transektter med båt, og transekttellinger av sjøfugl fra fly. Legg merke til at denne faktoren vil variere mellom ulike sesonger.

(f) *Fleksibilitet i habitatbruk*. I åpent hav er sjøfuglenes habitatbruk ofte definert av hydrografiske parametre som vannmasser og fronter. Siden disse avhenger av vindretninger, vindstyrke og tidevannsstrømmer varierer de ofte over mange titalls kilometer. Fuglenes fleksibilitet i habitatbruk (åpent hav) er basert på dette. Faktoren er basert på publiserte data (Garthe 1997, Skov & Prins 2001) og analyser av data på sjøfuglforekomster i åpent hav, og ble i tillegg vurdert av internasjonale eksperter. Faktoren ble vurdert på en skala fra 1 (veldig

fleksibel habitatbruk) til 5 (avhengig av spesielle habitatkarakteristika). Sjøfuglarter fikk en lav vurdering hvis de brukte store sjøområder; dvs. ble observert over mange forskjellige vannmasser (f. eks. sildemåke), og høyt hvis de var knyttet til spesielle habitater (f. eks. sjøender over muslingbanker).

Faktoren ble opprinnelig basert på åpent hav-data, men den stemmer i de aller fleste tilfellene godt for fugl i kystnære områder, og de samme vurderingene er derfor brukt her.

(g) *Biogeografisk bestandsstørrelse*. Denne faktoren ble vurdert i forhold til de biogeografiske bestandsstørrelsene av de respektive artene. Bestandsstørrelser ble tatt fra Wetlands International (2006), eller Mitchell et al. (2004). Norske hekkebestander ble vurdert fra Barrett et al. (2006) eller Gjershaug et al. (1994). Følgende vurderinger ble brukt: 1 = bestand større enn 3 millioner individer, 2 = bestand 1-3 millioner individer, 3 = bestand 500 000 – 1 millioner, 4 = bestand 100 000 – 500 000, og 5 = bestand mindre enn 100 000 individer.

(h) *Voksenoverlevelse*. Siden mortalitet forårsaket av vindmøller påvirker bestander med høy voksenoverlevelse mer enn bestander med lav voksenoverlevelse ble denne faktoren inkludert. Følgende vurderinger ble gjort: 1 = årlig voksenoverlevelse lavere enn 0,75; 2 = årlig voksenoverlevelse 0,75 – 0,80; 3 = årlig voksenoverlevelse 0,80 – 0,85; 4 = årlig voksenoverlevelse 0,85 – 0,90; og 5 = årlig voksenoverlevelse høyere enn 0,90. Verdiene ble hentet fra Garthe & Hüppop (2004) som fant verdiene igjennom litteratursøk. For noen arter var det ikke mulig å finne data på voksenoverlevelse. I slike tilfeller ble verdiene for nærstående arter brukt (se Garthe & Hüppop 2004).

(i) *Rødlistestatus*. Denne faktoren representerer både trussel- og bevaringsstatus. Garthe & Hüppop (2004) brukte kun europeisk rødlistestatus fra Tucker & Heath (1994). Vi har oppdatert denne listen med informasjon fra Birdlife International (2004) samt komplimentert den med norsk rødlistestatus (Kålås et al. 2006) slik at hver av artene er vurdert til den høyeste rødlistestatusen av den internasjonale og den norske. Underartene av storskarv og sildemåke har fått samme rødlistestatus som nominatformen, selv om underarten av sildemåke, hvis den hadde blitt vurdert som art, hadde havnet i en høyere klasse. Følgende vurderinger er brukt: 1 = ingen rødlisteklassifisering, 2 = NT, nær truet, 3 = VU, sårbar, 4 = EN, sterkt truet, og 5 = CR, kritisk truet.

(j) *Den regionale andel av den nasjonale bestanden*. For hver av de tre norske havområder, Nordsjøen, Norskehavet og fastlandsbestanden av Barentshavet, er det beregnet hvor stor en andel av den norske bestanden som finnes i regionen. Følgende vurderinger ble brukt: 1 = 0-20%, 2 = 20-40%, 3 = 40-60%, 4 = 60-80% og 5 = 80-100%.

I hekketiden antas sjøfuglene å være spesielt sårbare innenfor artenes aksjonsradius (maksimum energetisk forsvarbar flygeavstand for å hente mat til ungene, dvs. at fuglene kan fly denne avstanden for å hente mat uten at det går ut over kulletts eller voksenfuglenes overlevelse). Garthe og Hüppop (2004) inkluderte ikke aksjonsradius i deres analyse og inkluderte dermed ikke den ekstra sårbarheten med i deres analyser. I vår analyse er det imidlertid valgt å kompensere for dette i sårbarhetsvurderingene ved at faktorene (b) flygehøyde, (d) andel av tid flygende og (e) fuglenes antatte sårbarhet for forstyrrelser fra fly- og helikoptertrafikk oppjusteres én grad, dog slik at vurderingsklasse 5 fremdeles er den høyeste.

For å beregne sårbarhetsindeksen ble de 10 sårbarhetsfaktorene gruppert i fire grupper som omhandler artenes flygeadfert (faktorene a-d), generell adferd (faktorene e-f), status (faktorene h-i) og bestandsstørrelse (faktorene g og j). For hver gruppe har vi brukt den gjennomsnittlige vurderingen for summen av de samlede faktorene. Disse gjennomsnittsverdiene ble så multiplisert for å gi en artsspesifikk sensitivitetsindeks (SSI):

$$SSI = \frac{(a + b + c + d)}{4} \times \frac{(e + f)}{2} \times \frac{(h + i)}{2} \times \frac{(g + j)}{2}$$

For hver 10 x 10 km celle med tilstrekkelig datagrunnlag ble det beregnet en sensitivitetsindeks for bygging av vindenergianlegg (WSI):

$$WSI = \sum \text{arter} (\ln(\text{andel art} + 1) \times SSI \text{ art})$$

hvor: *andel art* = antall i 10x10km ruten/antall totalt i regionen
SSI art = den regionale SSI for den gitte arten i det gitte området

For hver av artene ble deres respektive SSI-verdi multiplisert med den naturlige logaritmen av deres relative andel av den nasjonale bestand (for kystdata) og relativ andel av totalt talte (for åpent hav-data) + 1. Verdien 1 ble addert for å få positive resultater og unngå problemer med 0-verdier. For å få en samlet WSI ble verdiene deretter summert for alle artene innenfor 10 x 10 km ruten.

Sjøfuglenes sårbarhet presenteres på kart med 10 x 10 km grid, både for enkeltarter og som summering av alle artene. Dataene summeres pr sesong. For åpent hav-dataene er det som ovenfor nevnt delt i tre sesonger: vinter (november – mars), sommer (april – juli) og høst (august – oktober). For kystnært data er inndelingen: vinter = november - februar, mens lengden av hekkesesongen er definert individuelt for hver art (se **vedlegg 3** og **avsnitt 2.1.1**).

Det er gjort en vurdering av de forskjellige artenes forekomst innenfor utredningsområdet til de forskjellige årstider (**vedlegg 3**).

2.3 Presentasjon og samlet vurdering av konfliktområder

Resultatene av analysen er presentert som tabeller over viktige områder innen hver region samt med kart over fordeling av WSI-verdiene i de ulike regionene, og der de viktigste områdene er tegnet inn på kartet. Det er valgt å presentere de totale WSI-verdier på en lineær skala. Som nevnt ovenfor er det gjort analyser basert på data fra åpent hav (vinter, sommer og høst) og data fra tellinger langs kysten (hekkesesong og vinter). På grunn av ulike dataformater er det ikke mulig å gjøre en direkte sammenligning av sårbarhet mellom åpent hav, tellinger langs kysten i hekkesesongen og tellinger langs kysten i vintersesongen. Disse tre gruppene er derfor presentert og vurdert separat.

Det er store forskjeller i forekomsten av sjøfugler i de tre havområdene som er inkludert i analysen. Barentshavet kjennetegnes for eksempel av til dels meget store forekomster av enkelte sjøfuglarter, mens Nordsjøen ikke har de store hekkekoloniene som finnes lengre nord i landet. Også sammensetningen av sjøfuglfaunaen er meget forskjellig i Sør- og Nord-Norge (f.eks. Barrett et al. 2006), med en stor, antallsmessig, overvekt av måkefugl i sør og alkefugl i nord. En eventuell vektning av en sjøfuglkoloni i nord mot en sjøfuglkoloni i sør lar seg derfor vanskelig gjøre på en faglig forsvarlig måte.

Da denne oppdaterte analysen ble planlagt var intensjonen å sammenligne områder mellom de tre regionene Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Dette viste seg å være mye vanskeligere enn først antatt da man mangler god metodikk og gode kriterier for å foreta denne sammenligningen. Dette er en av grunnene til at det er valgt å gjøre separate regionale vurderinger av de ulike havområdene i analysen. Det og bare se på de relative forekomstene av sjøfugl i et område som generelt har svært høye forekomster av sjøfugl slik det er gjort i analysen kan gi et galt inntrykk av den relative viktigheten av de forskjellige områdene. For eksempel vil to områder med 100.000 individer hver ha samme relative andeler som to områder med ti individer i hvert (i begge tilfeller 50 % av forekomsten). Dette medfører at fastlandskysten av Barentshavet som har mange store sjøfuglkolonier som de relative verdiene

er basert på, ved direkte sammenligning jevnt over fremstår som mindre viktig enn mange områder i Sør- og Midt-Norge. Til syvende og sist vil det derfor alltid være forvaltningsmessige eller politiske vedtak som vil være avgjørende, og i så henseende føler vi at en regionvis evaluering og presentering av viktige konfliktområder mht. offshore vind er et mye bedre utgangspunkt for å fatte endelige vedtak. Dette også tatt i betraktning av at den foreliggende analysen ikke er egnet til en prioritering av enkeltområder, og at man derfor må foreta grundige, lokale, undersøkelser forut for alle vedtak om eventuell utbygging.

I den foreliggende analysen kom enkelte områder ut med svært høye WSI-verdier. Hvis disse skulle ha vært vist i kartene ville de ha gitt et visuelt misvisende inntrykk av viktigheten av de andre viktige områdene. Det er derfor valgt å gruppere alle WSI-verdiene før de presenteres på kartene. Det er imidlertid tatt høyde for disse svært viktige områdene i den videre vurderingen av resultatene.

Den måten WSI-verdiene er beregnet på gjør at områder med stor artsrikdom, i tillegg til høye tettheter av fugl, vil gi utslag i høye sårbarhetsverdier. I de fleste tilfeller vil dette være sammenfallende med områder som vil kunne være mest sårbare (konfliktfylt) for utbygging av vindenergianlegg. Denne metodikken medfører imidlertid at områder som er svært viktige for bare en eller få arter ikke vil bli identifisert og fremhevet. Langs den norske fastlandskyst er det noen slike områder. Det vil derfor, hvor det ut i fra eksisterende kunnskap anses for nødvendig, bli gjort en kvalitativ vurdering av sårbarheten for artene i slike områder.

3 Resultater

3.1 Fordeling av fugl og mulige konfliktområder i åpent hav

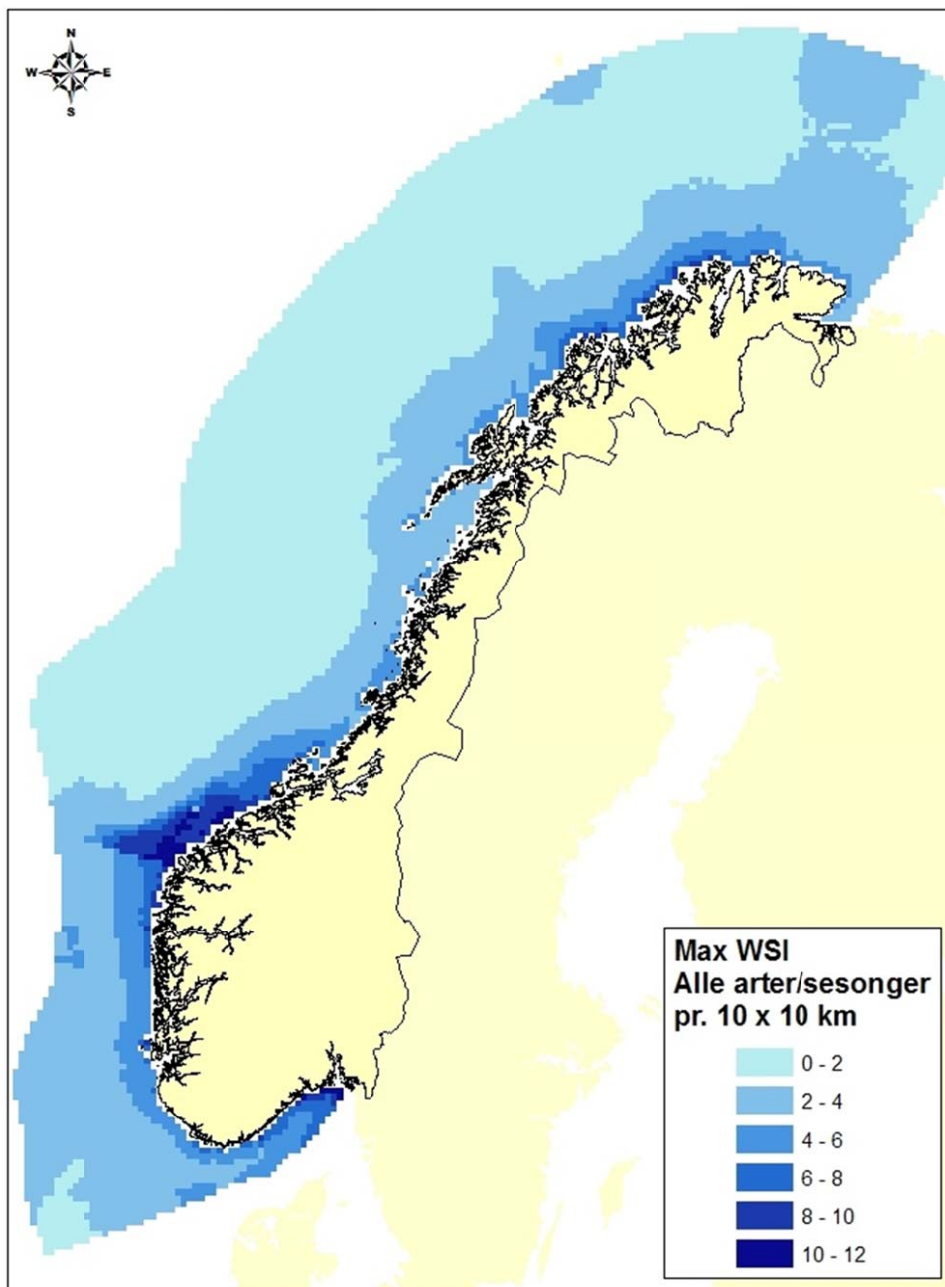
Analysene av relativ fordeling av sjøfuglene avdekket svært store sesongmessige svingninger i utbredelse og mengde av fugl.

For åpent hav-dataene er det estimert utbredelse for havhest, havsule, gråmåke, svartbak, krykkje, alke, lomvi, alkekonge og lunde. Simuleringene viser at havhest forventes å forekomme i høyest antall i Norskehavet og Barentshavet i vinter- og sommersesongen, mens noe lavere tettheter forventes på høsten. Havsule forventes i moderate antall hele året, men generelt ikke så mye i kystnære strøk i sommerhalvåret. Store ansamlinger av havsule ble imidlertid observert i kystområdene sør og nord for Runde i februar 2010 (I. K. Petersen pers medd.), og det antas at denne fordelingen er regulær forut for hekkesesongen. Tilsvarende fordelingsmønstre i tilknytning til koloniene i Nord-Norge bør kunne forventes. Fiskemåke finnes relativt kystnært i hele Nordsjøen, men i mindre grad og antall om sommeren. For gråmåke forventes det store mengder langt til havs i vintersesongen. Svartbak ser ut til å ha et mer kystnært preg. I nordre del av Nordsjøen forventes det mye svartbak i vintersesongen, og relativt kystnært i hele Nordsjøen forventes det lite svartbak i sommersesongen.

Krykkje er relativt sett veldig vanlig i hele Nordsjøen i vintersesongen, og i Barentshavet høst og vinter. Ellers i året forventes mer moderate mengder og med forekomst lengst til havs. For lomvi viser simuleringene at det forventes svært høye tettheter i Nordsjøen og Barentshavet i høstperioden. Ellers i året forventes store mengder lengst til havs, men en tendens til mer kystnært om sommeren. I de sørligste delene av Nordsjøen forventes det mindre tettheter av lomvi om sommeren, noe som henger sammen med lang avstand til de nærmeste hekkekoloniene. Det finnes relativt små mengder alke i Nordsjøen, med unntak av de sørligste delene i vintersesongen. Alkekonge er ikke vanlig i Nordsjøen utenom vinterstid. På høsten viser simuleringene at det er mye alkekonge i Barentshavet. For lunde viser simuleringene at de fordeler seg langs kysten av Norge på sommeren og vinteren, men at det ser ut til å være ansamling av lunder i Barentshavet på høsten.

3.1.1 Sårbare områder basert på WSI-beregningene for åpent hav

Basert på den estimerte fordelingen av sjøfugler i åpent hav, ble det for utredningsområdet beregnet sårbare områder (WSI) ved hjelp av sårbarhetsindeks (SSI). Beregning av WSI for åpent hav-dataene avdekket at sårbarheten til de enkle områder varierer mye mellom de tre studerte årstidene og for de ulike artene (**figur 7 og vedlegg 4**).



Figur 7. Samlekart for WSI for alle arter og sesonger i åpent hav. For hver 10x10 km rute er maksimumsverdien fra vinter, sommer og høst blitt brukt. Mørkeblått markerer de områdene hvor det er den høyeste sårbarheten.

De høyeste WSI-verdiene ble funnet vinterstid hvor især måker og alkefugler scoret høyt. De mest sårbare områdene ble funnet utenfor kysten av Møre og Romsdal og nordover til Hitra i

Sør-Trøndelag. En mer moderat sårbarhet ble funnet langs Helgelandskysten, på yttersiden av Lofoten og Vesterålen og opp til kysten av Nord-Troms. Det ble ikke funnet høye WSI-verdier på kysten av Finnmark.

Sommerstid og om høsten ble det relativt sett funnet lavere sårbarhetsverdier enn vinterstid. På sommeren ble de høyeste verdiene funnet ut for kysten av Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, ved Lofoten og Vesterålen og langs hele kysten av Troms og Finnmark. Det var måkefuglene som ga de høyeste utslagene, og det især helt nord i utredningsområdet og i kystområdene på Nordmøre, mens de største verdiene for alkefuglene var rundt Lofoten. På høsten var det nesten utelukkede sårbarhetsverdiene for måkefuglene som bidro til den totale WSI. De mest sårbare områdene ble funnet på kysten av Skagerrak, ytre del av Oslofjorden samt kysten av Nord-Trøndelag, Nordland, Troms og Finnmark.

3.2 Kystnært fordeling av fugl og konfliktområder i vinterhalvåret

Fordeling av fugler langs kysten er styrt av tilgang til egnede næringssøksområder. Overordnet er det de kystnære artene (se **tabell 2**) som dominerer langs kysten, mens utbredelsen av de pelagiske artene er svært dynamisk. Artene som opptrer med de høyeste andelene er lommer, dykkere, ender og skarver, mens alkefugler og krykkje forekommer i mye mindre andeler.

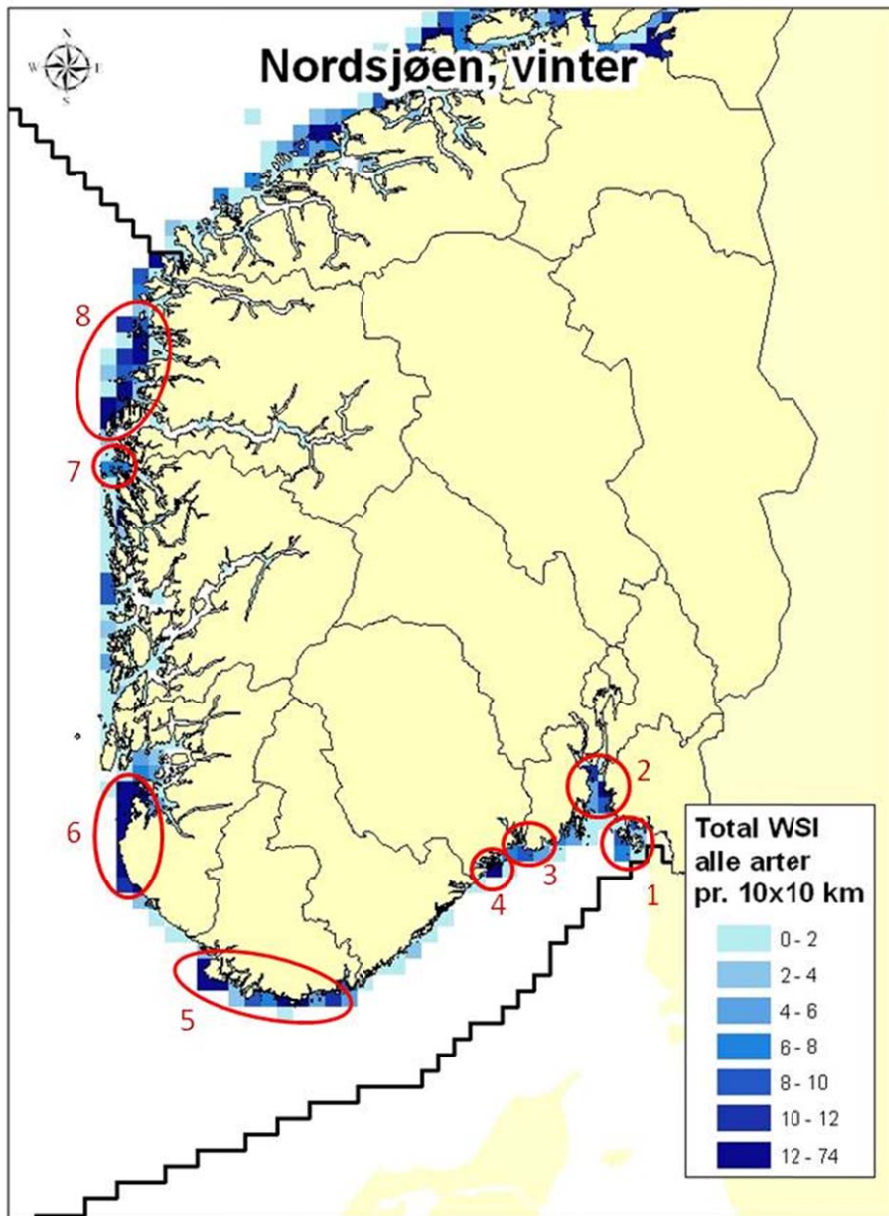
3.2.1 WSI for vintersesongen basert på kystdata

Basert på fordelingen av sjøfugler langs kysten på vinterstid, ble det for utredningsområdet beregnet sårbare områder (WSI) ved hjelp av sårbarhetsindeksen (SSI).

Sårbarheten i kystnære områder i utredningsområdet på vinteren varierte mye, og flere områder skilte seg ut med svært høye WSI-verdier (**vedlegg 5**). Generelt var det lommer og dykkere, skarver og marine dykkender som hadde høyest påvirkning på indeksen. Dette er artsgrupper, som med unntak av de marine dykkender i følge SSI-indeksen har en høy sårbarhet for vindkraft (**vedlegg 2**). Både lommer, dykkere og marine dykkender samler seg på egnede lokaliteter for overvintring og kan derved opptre i relativt store ansamlinger.

3.2.1.1 Potensielle konfliktområder i Nordsjøen

De forskjellige artsgruppene, og især lommer, dykkere og marine dykkender, viste et stort sammenfall mellom områder med høye summerte WSI-verdier (**figur 8, tabell 5**). Dette reflekterer at disse artene, som alle tilhører gruppen av kystnære dykkende arter, har noen av de samme kravene til egnede områder for næringssøk.



Figur 8. Samlekart for WSI summert for alle arter i Nordsjøen i vintersesongen basert på kystdata. Avgrensningen for Nordsjøen er markert med svart linje, og inkluderer nordlige deler av Skagerrak. For hver 10x10 km. rute er den summerte verdien for alle inkluderte arter vist. Mørke farger indikerer høyest sårbarhet jfr. analysen. Områdene er nummerert iht. tabell 5.

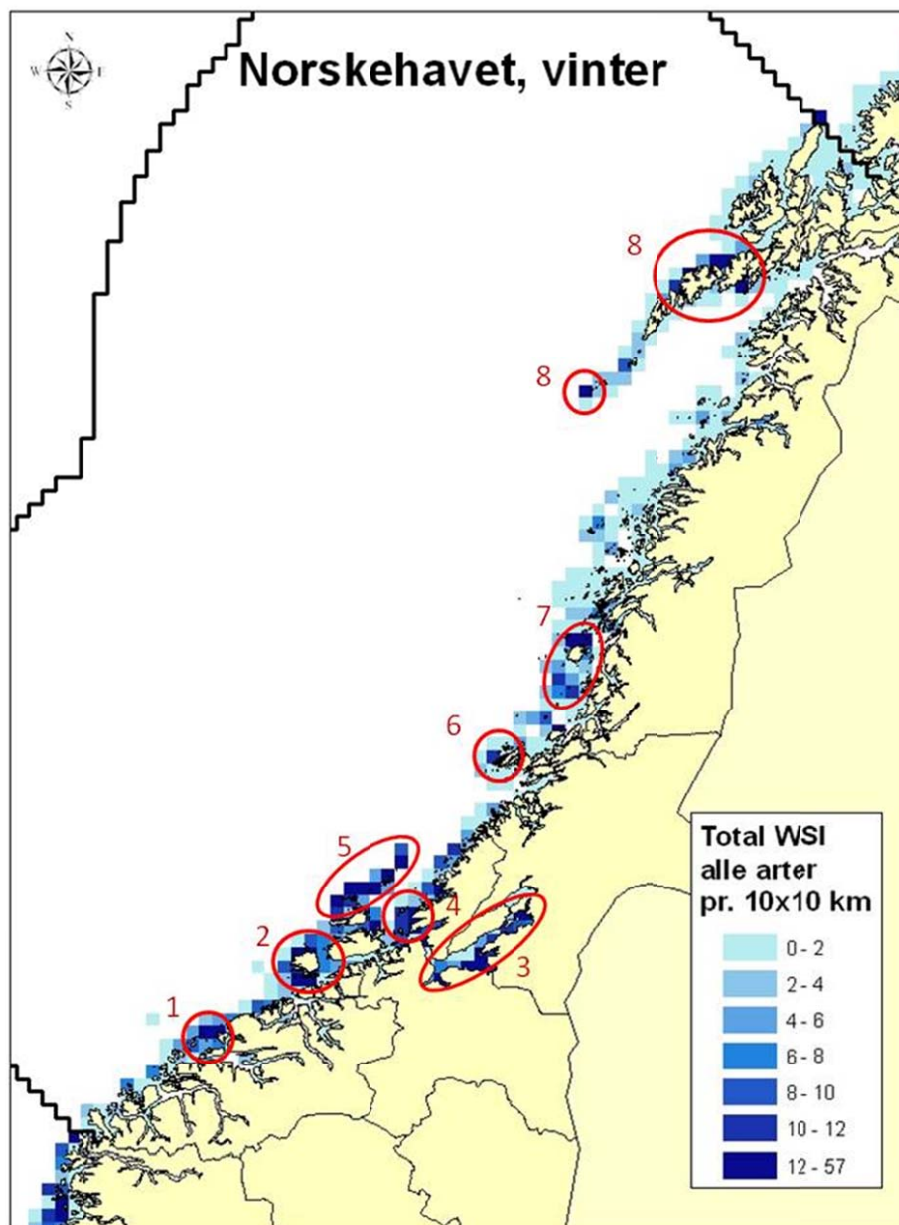
Tabell 5. Oversikt over hvilke områder i Nordsjøen som hadde høye WSI-verdier for de forskjellige artsgruppene. Felter merket med gult er områder hvor de gitte artsgruppen er mest sårbare for utbygging av vindenergianlegg. Felter merket med rødt er områder med høyest summert WSI-verdi basert på en visuell inspeksjon av figur 8. Områdenummer henviser til tilsvarende nummer i figur 8.

	Område nummer	Lommer og dykkere	Skarver	Marine dykkender	Måker	Alkefugler	Områder med høy summert WSI-verdi
Fredrikstad (Østfold)	1						
Oslo- og Tønsbergfjorden (Øst- og Vestfold)	2						
Jomfruland ved Kragerø (Telemark)	3						
Mandal og Lista (Vest-Agder)	4						
Langesundbukta (Vestfold)	5						
Jærkysten (Rogaland)	6						
Korsfjorden (Hordaland)	7						
mellom ytre Sula og Florø (Sogn og Fjordane)	8						

Da WSI-verdien ble summert for alle arter, var det især fire områder som utmerket seg med svært høy sårbarhet: Jomfruland ved Kragerø (i Telemark), Mandal og Lista (i Vest-Agder), Jærkysten (i Rogaland) og området fra Sula opp til Florø (i Sogn og Fjordene). Disse er uten unntak områder som har en viktig funksjon for mer enn en artsgruppe. Det er et stort sammenfall mellom områdene identifisert her og de områdene som ble definert som særlig verdifulle områder (SVO) av Systad et al. (2007).

3.2.1.2 Potensielle konfliktområder i Norskehavet

I likhet med tendensene i Nordsjøen var det i Norskehavet et stort sammenfall mellom områdene som hadde høye summerte WSI-verdier når analysen ble delt i artsgrupper, dette især mellom lommer og dykkere og marine dykkender (**figur 9, tabell 6**). Froan på kysten av Sør-Trøndelag var det området som var viktigst for flest artsgrupper. For måker i Norskehavet var det ikke noen områder som pekte seg ut med høye WSI-verdier, men hele området hadde en jevn representasjon av denne artsgruppen.



Figur 9. Samlekart for WSI for alle arter i Norskehavet i vintersesongen basert på kystdata. Avgrensningen for Norskehavet er markert med svart linje. For hver 10x10 km. rute er den summerte verdien for alle inkluderte arter vist. Mørke farger indikerer høyest sårbarhet jfr. analysen. Områdene er nummerert iht. tabell 6.

Områdene med de høyeste WSI verdiene (summert for alle arter) var den ytterste delen av Harøyfjorden mellom Ona og Bud (i Møre og Romsdal), Rundt hele Smøla (Møre og Romsdal), Nord for Frøya og i Froan, i området rundt Ørlandet og det meste av Trondheimsfjorden, sydvest for Vikna og nord for Leka (alle Sør-Trøndelag) samt på Røst og rundt Lofoten (Nordland). Generelt for Norskehavet var, at det var relativt store sammenhengene områder kom ut med høye WSI-verdier (f.eks. det meste av Trondheimsfjorden og hele Froan).

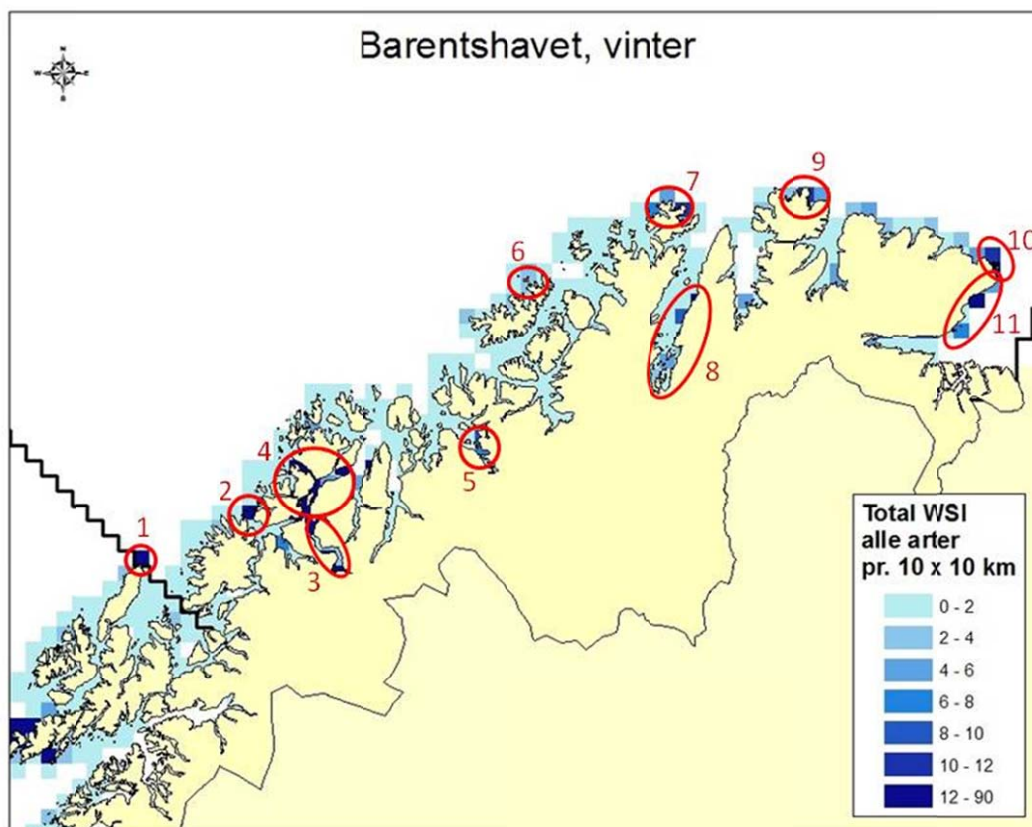
Tabell 6. Oversikt over hvilke områder i Norskehavet som hadde høye WSI-verdier for de forskjellige artsgruppene. Felter merket med gult er områder hvor de gitte artsgruppen er mest sårbare for utbygging av vindenergianlegg. Felter merket med rødt er områder med høyest summert WSI-verdi basert på en visuell inspeksjon av figur 9. Områdenummer henviser til tilsvarende nummer i figur 9.

	Område nummer	Lommer og dykkere	Skarver	Marine dykkender	Måker ¹	Alkefugler	Områder med høy summert WSI-verdi
Harøyfjorden (M. & R.)	1						
Smøla (M. & R.)	2						
Trondheimsfjorden (S.-T.)	3						
Ørlandet (S.T.)	4						
Nord-Frøya og Froan (S.-T.)	5						
Vikna (N.-T.)	6						
Nord-Leka (S.-T.) og Vega (Nordland)	7						
Røst, Gimsøya, Vestvågøy (Nordland)	8						

¹Måker var jevnt spredt i området slik at det var vanskelig å peke ut viktige områder.

3.2.1.3 Potensielle konfliktområder i Barentshavet

I Barentshavet var tendensen at det var færre, men større, områder med høye WSI-verdier (**figur 10**). Sundene omkring Tromsø, Porsangerfjorden og området ved Vardø var de områdene som var viktige for de fleste artsgruppene, mens det var Balsfjorden som hadde de høyeste WSI-verdier (**tabell 7**).



Figur 10. Samlekart for WSI for alle arter i Barentshavet i vintersesongen basert på kystdata. Avgrensningen for Barentshavet er markert med svart linje. For hver 10x10 km. rute er den summerte verdien for alle inkluderte arter vist. Mørke farger indikerer høyest sårbarhet jfr. analysen. Områdene er nummerert iht. tabell 7.

I vurdering av sårbare områder for Barentshavet vinterstid bør en være oppmerksom på at det er store lokale forskjeller i hvor godt de enkelte områdene er kartlagt mht. overvintrende sjøfugl. I noen områder har registreringsomfanget vært mer omfattende enn i andre, og det finnes områder hvor det bare er gjort sporadiske registreringer av sjøfugl. Sundene omkring Tromsø og nordlige deler av Varangerfjorden (fra Varangerbotn til Vadsø) er for eksempel faste telleområder i overvåkingen av overvintrende sjøfugl i regi av Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Dette betyr at det hvert år gjøres en systematisk innsats for å telle antall fugler i områdene. Dette vil nødvendigvis medføre at datagrunnlaget er bedre for disse områdene enn for mange andre. På samme måte er det områder langs kysten av Nord-Troms og Finnmark som har dårlig dekning for eksempel pga. at områdene er lite tilgjengelige eller ligger i områder med lite bosetning. De seneste årene er det gjort systematiske tellinger fra fly langs hele strekning, som vil kunne gi data med bedre og mer homogen dekningsgrad for seinere analyser.

Områdene som peker seg ut som spesielt konfliktfylte i Barentshav-regionen er de grunne sjøområdene rundt nordenden av Andøya (Andenes-området) og området ytterst i Malangen med mye skarv og til dels marine dykkender samt Balsfjorden i Troms, og sundene rundt Tromsø med sine bestander av gulneblom og marine dykkender. I tillegg finnes spesielt konfliktfylte områder nord på Magerøya og ved Nordkynn i Finnmark der det overvintrer store mengder med ærfugl og praktærfugl, og Porsangerfjorden i Finnmark med store lokale bestand av ærfugl samt Varangerfjorden og Varangerhalvøya med høye antall av ærfugl, praktærfugl og den rødlistede stelleranda (**tabell 7 og figur 10**). Vinterstid er det store mengder stellerand langs Varangerfjordens nordside, dette kommer imidlertid ikke tydelig til uttrykk i WSI-verdien fordi det bare er en enkelt art som er viktig (se også avsnitt 2.3). I tillegg er det periodevis store

mengder alkefugl og måker i området vinterstid, men forskjellige områder blir brukt av disse slik at det i realiteten er hele ytre kyst som er aktuell.

Området rundt nordenden av Sørøya er viktig for overvintrende marine dykkender, men den samlede WSI-verdien er ikke av de høyeste. I Kvænangen er samlet WSI relativt høy, selv om ingen av artsgruppene slår kraftig ut.

Tabell 7. Oversikt over hvilke områder i Barentshavet som hadde høye WSI-verdier for de forskjellige artsgruppene. Felter merket med gult er områder hvor de gitte artsgruppen er mest sårbare for utbygging av vindenergianlegg. Felter merket med rødt er områder med høyest summert WSI-verdi basert på en visuell inspeksjon av figur 10. Områdenummer henviser til tilsvarende nummer i figur 10.

	Område nummer	Lommer og dykkere	Skarver	Marine dykkender	Måker ¹	Alkefugler ¹	Områder med høy summert WSI-verdi
Andenes (Nordland)	1						
Ytterst i Malangen (Troms)	2						
Balsfjorden (Troms)	3						
Tromsøsundene (Troms)	4						
Kvænangen	5						
Kamøya-området	6						
Nord på Magerøya (Finnmark)	7						
Porsangerfjorden (Finnmark)	8						
Nordkynn	9						
Varangerhalvøya (Finnmark)	10						
Vardø (Finnmark)	11						

¹Måker og alkefugl var jevnt spredt i området slik at det var vanskelig å peke ut viktige områder.

I Barentshavet var områdene med de høyeste WSI-verdiene (summert for alle arter) områdene ved Hekkingen, Balsfjorden, Kvalsundet og Grøtsundet (alle i Troms) samt nordsiden av Magerøya, området ved Slettnes, områder i Porsangerfjorden og Varangerfjorden.

3.3 Kystnær fordeling av fugl og konfliktområder i hekkesesongen

I Norge dominerer de pelagisk beitende artene (**tabell 2**) i de største sjøfuglkoloniene. De store fuglefjellene utgjør de viktigste og mest karakteristiske sjøfuglressursene på fastlandet sommerstid. De største sjøfuglkoloniene i Norge ligger stort sett fra Lofoten og nordover og inkluderer koloniene ved Nykene ved Nykvær, Bleiksøy, Sør- og Nord-Fugløy, Hjelmsøy, Gjesværstappen, Syltefjord og Hornøya/Reinøya (**figur 2**). De viktigste sjøfuglkoloniene i Nordsjøen og Norskehavet er Runde og Røst. I tillegg finnes en rekke mindre kolonier, f.eks. Rauna (Vest-Agder), i Rogaland, i Sogn og Fjordane, i Froan (Frøya), Sklinna, Lovund, Sørfugløy, mange øyvær på Helgelandskysten og i Vesterålen (Systad et al. 2007).

I hekketiden er kystbundne, dykkende arter som f.eks. storskarv, toppskarv, ærfugl og teist avhengige av gode beiteforhold i umiddelbar nærhet av hekkeplassene. Flere av disse artene hekker derfor i mindre kolonier, eller forholdsvis spredt med dårligere definerte kolonier enn de typiske fuglefjellsartene. Det samme gjelder stort sett for de kystbundne overflatebeitende

artene, selv om mange av disse er knyttet til avfall fra fiskeriene, og dermed har en tendens til å samle seg i kolonier nært fiskerihavner eller områder med betydelig fiskerier.

3.3.1 WSI hekkesesong

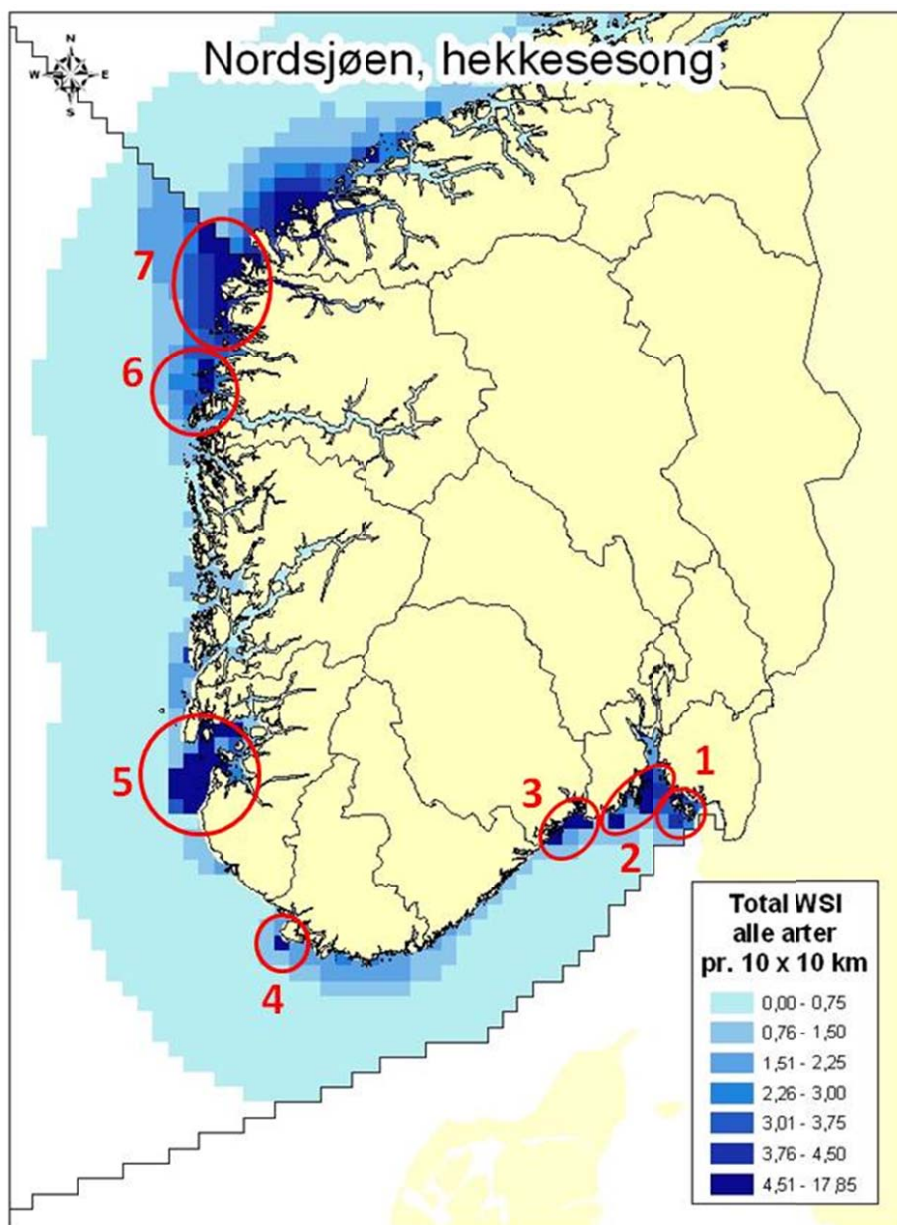
Basert på fordelingen av sjøfugl langs kysten i hekkesesongen ble det for utredningsområdet beregnet sårbare områder (WSI) ved hjelp av sårbarhetsindeksen (SSI). Sammenlignet med fordelingen av sårbare områder i vintersesongen, var det i hekkesesongen ikke så stort overlapp i hvilke områder som var sårbare for de ulike artsgruppene. For hekkesesongen reflekterte fordelingen av områder med høye WSI-verdier i stor utstrekning de viktigste hekkeområdene langs kysten (se **vedlegg 6** for WSI-kart for artsgrupper). For måker var verdiene relativt jevnt fordelt langs kysten, uten at det var noen områder som utmerket seg med veldig høye sårbarhetsverdier. For alkefugler som, med unntak av teist, hekker i større definerte kolonier var de høye WSI-verdiene samlet rundt koloniene.

Det er noen av artsgruppene hvor observasjonsdata av ulike grunner ikke er gode nok til å gi et riktig bilde av den faktiske fordelingen langs norskekysten. For hekkesesongen gjelder dette spesielt for gruppene joer og lommer. Joene hekker spredt og gjerne litt inne i landet. Koloniene sees derfor ikke fra båt og dekkes ikke av flytellingen. Lommer hekker i ferskvann, men beiter ved noen lokaliteter i saltvann tett på hekkeplassene. Tellingene av denne arten i hekkesesongen er dermed ikke nødvendigvis representative for fordelingen av lommer generelt. Lommer er ikke inkludert i analysen.

I hekkesesongen ble det lagt en buffersoner rundt koloniene for å inkludere bruken av næringsområder rundt hekkeplassene. Størrelsen på buffersonen varierte etter artsgruppe (**tabell 4**). Gruppen av pelagisk beitende arter søker etter mat i store områder og er derfor definert å ha svært store aksjonsradier under næringsøk. Dette er også reflektert i utbredelsen av sårbare områder, som for de pelagisk beitende arter er opp til 99 km. fra koloniene.

3.3.1.1 Potensielle konfliktområder i Nordsjøen

For skarver, havsuler og alkefugler var de sårbare områdene som ble registrert hovedsakelig helt nord i Nordsjøen, på grensen mot Norskehavet, det vil si, primært fra buffersonen fra Runde (som ellers ligger i området som er definert som Norskehavet) (**figur 11, tabell 8**). For alkefugler ga i tillegg koloniene ved Einevarden, Klovningen og Veststeinen (alle i Sogn og Fjordane) utslag. For måker og terner var de viktigste områder ytre Oslofjord, kysten av Telemark, Rauna (Vest-Agder), Boknafjorden samt området mellom ytre Sula og Florø (Sogn og Fjordane). For marine dykkender var de viktigste områdene på kysten av Vestfold, i Boknafjorden og ved ytre Sula. De viktigste områdene for skarver var Øra-området ved Fredrikstad (Østfold), kysten av Vestfold og samt Jæren og den ytre delen av Boknafjorden (i Rogaland).



Figur 11. Samlekart for WSI for alle arter i Nordstjøen i hekkesesongen basert på kystdata. Avgrensningen for Nordstjøen er markert med svart linje. For hver 10x10 km. rute er den summerte verdien for alle inkluderte arter vist. Mørke farger indikerer høyest sårbarhet jfr. analysen. Kartet er satt sammen av separate sårbarhetsanalyser for hhv. Nordstjøen og Norskehavet, det er derfor et markant skille mellom ved delelinjen fordi den store fuglekolonien ved Runde gir forskjellig utslag i forhold til regionale bestandstall. Områdene er nummerert iht. tabell 8.

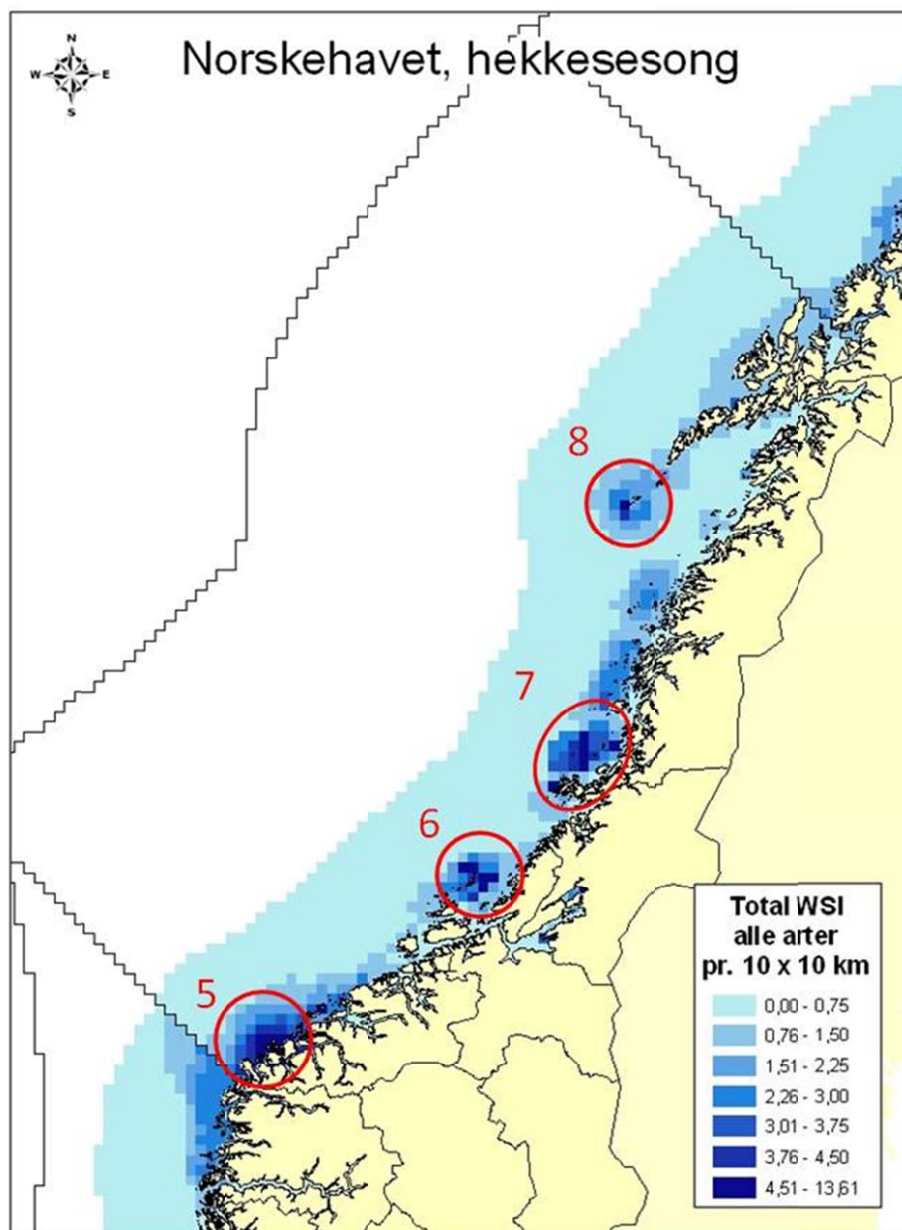
Tabell 8. Oversikt over hvilke områder i Nordsjøen som hadde høye WSI-verdier for de forskjellige artsgruppene. Felter merket med gult er områder hvor de gitte artsgruppen er mest sårbare for utbygging av vindenergianlegg. Felter merket med rødt er områder med høyest summert WSI-verdi basert på en visuell inspeksjon av figur 11. Områdenummer henviser til tilsvarende nummer i figur 11.

	Område nummer	Skarver	Marine dykkender	Måker og terner	Alkefugler	Områder med høy summert WSI-verdi
Øra (Østfold)	1					
Ytre Oslofjord	2					
Kysten av Vestfold	2					
Kysten av Telemark	3					
Lista og Rauna (Vest-Agder)	4					
Jærkysten (Rogaland)	5					
Ytre Boknafjorden (Rogaland)	5					
Ytre Sula	6					
Florø (S. og F.)	6					
Sør for Runde, Einevarden, Klovningen og Veststeinen (S. og F.)	7					

Når WSI-verdiene for alle artene i Nordsjøen ble summert var det fire områder som skilte seg ut med svært høy sårbarhet: kysten av Vestfold, ved Lista, i området ved Jæren og Boknafjorden samt området fra ytre Sula til grensen mellom Nordsjøen og Norskehavet ved Måløy.

3.3.1.2 Potensielle konfliktområder i Norskehavet

I Norskehavet var det skarver, lommer og alkefugler som representerte artsgruppene med de høyeste sårbarhetene på artsgruppenivå. For skarver var områdene med de høyeste WSI-verdiene lokalisert i Froan (Sør-Trøndelag), omkring Sklinna (Nord-Trøndelag) og området rundt Gåsvær samt ved Røst (begge Nordland) (**figur 12, tabell 9**). Viktige områder for lommer ble særlig påvist langs kysten av Sør- og Nord-Trøndelag (inkludert Trondheimsfjorden), mens de viktige områder for alkefugler især var ved de store koloniene Runde, Sklinna, Røst og Vesterålen samt Froan (på grunn av viktige forekomster av teist). For terner var de høyeste verdiene ved Runde og i mindre grad også i Froan, mens de viktigste områdene for havhest og havsule var ved Runde og Ulvøyholmen (Vesterålen). For de marine dykkendene pekte de viktigste områder seg ut i Trondheimsfjorden samt i området rundt- og nord for Vega. WSI-verdiene for måker var spredt langs hele kyststrekningen, men med hovedtyngden på kysten av Møre og Romsdal.



Figur 12. Samlekart for WSI for alle arter i for Norskehavet i hekkesesongen basert på kystdata. Avgrensningen for Norskehavet er markert med svart linje. For hver 10x10 km. rute er den summerte verdien for alle inkluderte arter vist. Mørke farger indikerer høyest sårbarhet jevnfør analysen. Kartet er satt sammen av separate sårbarhetsanalyser for hhv. Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Det er derfor et markant skille mellom ved delelinjen fordi den store fuglekolonien ved Runde gir forskjellig utslag i forhold til regionale bestandstall. Områdene er nummerert iht. tabell 9.

Tabell 9. Oversikt over hvilke områder i Norskehavet som hadde høye WSI-verdier for de forskjellige artsgruppene. Felter merket med gult er områder hvor de gitte artsgruppen er mest sårbare for utbygging av vindenergianlegg. Felter merket med rødt er områder med høyest summert WSI-verdi basert på en visuell inspeksjon av figur 12. Områdenummer henviser til tilsvarende nummer i figur 12.

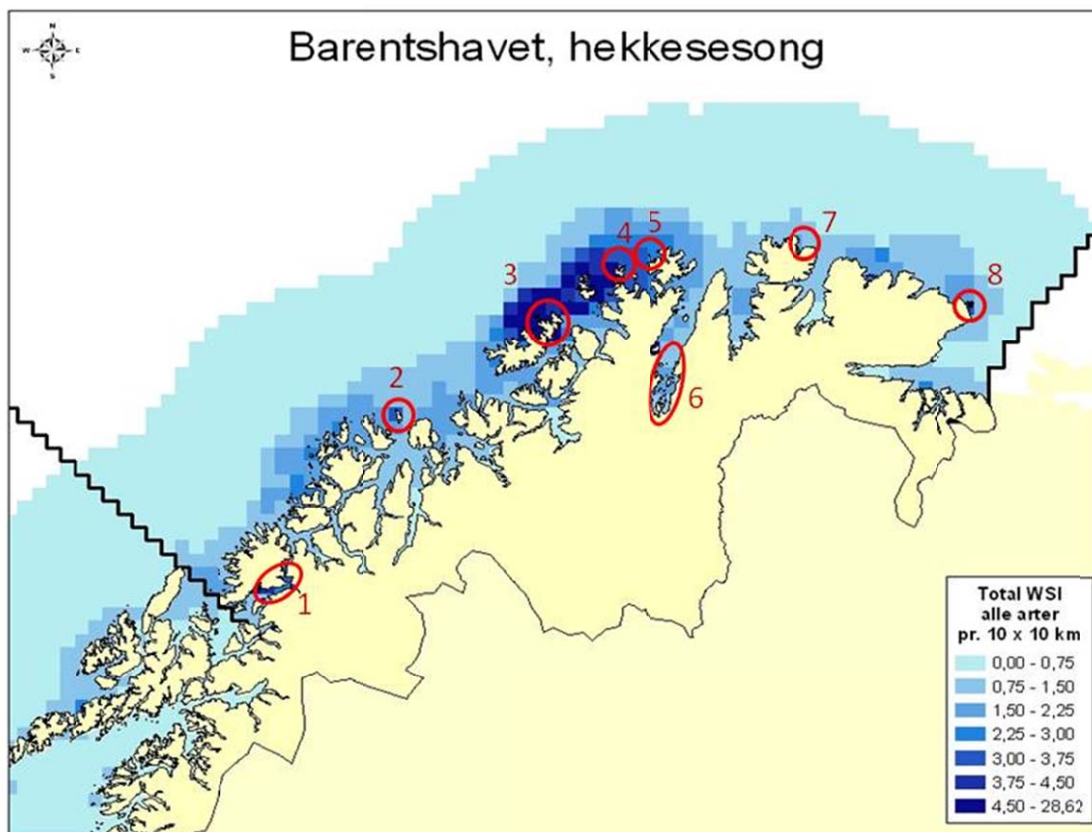
	Område nummer	Havhest og havsule	Skarver	Marine dykkender	Måker ¹	Alkefugler	Områder med høy summert WSI-verdi
Runde og Nord-Øyane (M. og R.)	1						
Froan (S.-T.)	2						
Trondheimsfjorden (S.-T.)	3						
Sklinna (N.-T.)	4						
Vega (Nordland)	4						
Gåsvær (Nordland)	5						
Røst (Nordland)	6						
Ulvøyholmen (Nordland)	7						

¹Måker var jevnt spredt i området, slik at ingen områder skilte seg ut.

Når WSI-verdiene for alle arter ble summert for Norskehavet var områdene med den høyeste WSI: Runde og Nord-Øyane ut for Molde (Møre og Romsdal), ved Froan (Sør-Trøndelag), mellom Vikna og Vega (hhv. Nord-Trøndelag og Nordland) samt Røst (Nordland).

3.3.1.3 Potensielle konfliktområder i Barentshavet

Barentshavsområdet innehar ca. 50 % av alle hekkende sjøfugler i Norge (Barrett et al 2006), og er således av internasjonal betydning. I dette området er det hovedsakelig skarver og alkefugler som representerte artsgruppene med de høyeste sårbarhetsverdiene (WSI) på artsgruppenivå. I dette området er det hovedsakelig skarver og alkefugler som representerte artsgruppene med de høyeste sårbarhetsverdiene (WSI) på artsgruppenivå. For skarver var det især toppskarvkolonien på Lille Kamøy (Finnmark) og storskarvkoloniene i området Sørøya-Hjelmsøya, samt teistkoloniene i det samme området som ga utslag i høye verdier, mens det for alkefuglene var koloniene ved Nord-Fugløy, Lille Kamøy, Hjelmsøya, Gjessværstappan og Hornøya/Reinøya (alle i Finnmark). De viktige områder for marine dykkender var de mer beskyttede områder på innsiden av Senja (Troms), fjordene i Midt-Troms og innerst i Porsangerfjorden (Finnmark). For havsule og havhest var områdene med høye WSI-verdier ved Hjelmsøya, Syltefjorden og Gjessværstappan. For gruppen terner (i denne regionen er det rødnebbterne som dominerer) var det ikke noen områder som skilte seg ut med høye WSI-verdier (**figur 13, tabell 10**).



Figur 13. Samlekart for WSI for alle arter i Barentshavet i hekkesesongen basert på kystdata. Avgrensningen for Norskehavet er markert med svart linje. For hver 10x10 km. rute er den summerte verdien for alle inkluderte arter vist. Mørke farger indikerer høyest sårbarhet jfr. analysen. Kartet er satt sammen av separate sårbarhetsanalyser for hhv. Norskehavet og Barentshavet. Områdene er nummerert iht. tabell 9.

Tabell 10. Oversikt over hvilke områder i Barentshavet som hadde høye WSI-verdier for de forskjellige artsgruppene. Felter merket med gult er områder hvor de gitte artsgruppen er mest sårbare for utbygging av vindenergianlegg. Bemerk at områder med summert høyest WSI-verdier ikke er presentert i tabellen. Dette er fordi områdene er så store, at det ville være vanskelig å avgrense på en slik skala. Områdenummer henviser til tilsvarende nummer i figur 12.

	Område nummer	Havhest og havsule	Skarver	Marine dykkender	Måker ¹	Alkefugler
Innersiden av Senja	1					
Nord-Fugløya	2					
Lille-Kamøy	3					
Hjelmsøya	4					
Sør for Hjelmsøya	4					
Gjessværstappen	5					
Porsangerfjoden	6					
Syltefjord	7					
Hornøya/Reinøya	8					

¹Måker og terner var jevnt spredt i området, slik at ingen områder skilte seg ut.

Når WSI-verdiene for alle arter ble summert for Barentshavet hadde det meste av kyststrekningen en middels høy WSI-verdi. Unntaket for dette var hele området mellom Sørøya og Hjelmsøya som hadde en svært høy WSI-verdi.

4 Diskusjon

Målet for foreliggende studie var å gjøre en storskala screening av områder som kan være aktuelle for etablering av offshore vindenergianlegg med lavest mulig konfliktrisiko i forhold til forekomster av sjøfugl. Området som skulle vurderes var norsk økonomisk sone langs den norske fastlandskyst, inndelt i de tre havområdene Nordsjøen (inkludert Skagerrak), Norskehavet og Barentshavet. Dette er et stort område og nettopp omfanget av oppgaven har gjort at screeningen nødvendigvis måtte bli på en grov skala. Resultatene er derfor presentert i kart, hvor sårbarheten er gitt for 10x10 km ruter. Fordi oppløsningen er relativ lav, minskes detaljeringsgraden i studiet tilsvarende. Det kan derfor være lokale viktige områder eller hekkeplasser som ikke er beskrevet i denne rapporten. Likeledes kan det være satt høy sårbarhet på områder som reelt sett ikke innehar viktige funksjoner. Metodene som er brukt fanger imidlertid opp den antatte sårbarheten på en større skala. I forbindelse med eventuelle konsekvensutredninger for konkrete prosjekter vil det være nødvendig å kjøre de samme analysene med en langt høyere oppløsning. Kunnskapsgrunnlaget om effekter av vindenergianlegg er stadig mangelfullt.

De forskjellige artene av sjøfugl forflytter seg på døgnbasis i forbindelse med næringssøk og mellom mer eller mindre faste overvintrings- og hekkeområder på årsbasis. Siden de forskjellige artene har forskjellig krav til næringsområder i løpet av året og hekker i geografisk atskilte områder, vil store deler av kysten ha en viktig funksjon for sjøfugl samlet sett. I en undersøkelse av et gitt områdes mulige sårbarhet for påvirkning er det derfor viktig å inkludere alle dets ulike funksjoner. I foreliggende studie er det inkludert vinter- og hekkesesong, ideelt skulle viktige myteområder også vært behandlet i undersøkelsen (se Christensen-Dalsgaard et al. 2010) for kvalitativ vurdering av viktige myteområder for ærfugl i Nordsjøen og Norskehavet).

Resultatene av studiet viste en tydelig forskjell i sårbarhet mellom områder, regioner og de to undersøkte sesonger. I **Nordsjøen** var det i hekkesesongen især fire områder som skilte seg ut med svært høye WSI-verdier når alle arter ble summert: kysten av Vestfold, ved Lista, i området ved Jæren og Boknafjorden samt området fra ytre Sula til grensen mellom Nordsjøen og Norskehavet. Det var især skarver, marine dykkender og alkefugler som førte til de høye sårbarhetsverdier. I vintersesongen var det noe overlapp i sårbare områder (Jærkysten og området fra ytre Sula til grensen mellom Nordsjøen og Norskehavet), i tillegg hadde Jomfruland ved Kragerø (i Telemark) og området ved Mandal og Lista i Vest-Agder høy sårbarhet. Disse fire områdene er uten unntak områder som har en viktig funksjon for mer enn en artsgruppe. Andre studier har pekt på disse områdene som verdifulle områder (f.eks. Systad et al. 2007). Når WSI-verdiene for alle arter ble summert for **Norskehavet** i hekkesesongen var områdene med den høyeste WSI: Runde og Nord-Øyane utenfor Molde, Froan, området mellom Vikna og Vega samt øygruppa Røst i Lofoten. Generelt for Norskehavet vinterstid var, at det var relativt store sammenhengene områder som kom ut med høye WSI-verdier: det meste av Trondheimsfjorden, hele Froan, Smøla og rundt Lofoten. I tillegg fikk de mer avgrensede områdene: ytterste delen av Harøyfjorden mellom Ona og Bud, nord for Frøya, området rundt Ørlandet, sydvest for Vikna og nord for Leka samt Røst også høye WSI-verdier. I **Barentshavet** i hekkesesongen hadde det meste av kyststrekningen en middels høy WSI-verdi. Unntaket for dette var hele området mellom Sørøya og Hjelmsøya som hadde en svært høy WSI-verdi. Barentshavsområdet har imidlertid svært høye forekomster av sjøfugl samlet i store kolonier. I og med at WSI-analysen er basert på relative verdier, kommer disse høye sjøfuglforekomstene bare delvis til uttrykk i resultatene. Antakeligvis burde det ha vært høyere relativ sårbarhet rundt de store hekkekoloniene (**figur 2**). I Barentshavet på

vinterstid var tendensen at det var færre, men større områder med høye WSI-verdier enn i Nordsjøen og Norskehavet. Områdene med de høyeste WSI-verdiene (summert for alle arter) var ved Hekkingen, Balsfjorden, Kvalsundet og Grøtsundet (alle i Troms) samt nordsiden av Magerøya, området ved Slettnes, områder i Porsangerfjorden og Varangerfjorden.

Flere av områdene med høye WSI-verdier ligger i grenseområdene mellom de forskjellige regionene/havområdene, noe man skal være spesielt oppmerksomme på ved bruk av kartene. Området mellom Nordsjøen og Norskehavet er viktig både som overvintringsområde og hekkeområde, og området mellom Norskehavet og Barentshavet er viktig for overvintrende sjøfugl.

Intensjonen med foreliggende arbeid var å bruke en sårbarhetsindeks som skulle muliggjøre en direkte sammenligning av sårbarheten mellom de tre regionene Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. For at de svært høye forekomstene av sjøfugl i Barentshavet i hekkesesongen ikke skulle dominere resultatene ble det valgt å gjøre en inndeling i regioner som ble behandlet separat. Denne metodiske tilnærmingen har imidlertid medført at Barentshavet (hekkesesong), tross svært høye sjøfuglforekomster, ved direkte sammenligning jevnt over fremstår som mindre viktig enn mange områder i Sør- og Midt-Norge. Årsaken til dette kan belyses med følgende eksempel: to områder med 100.000 individer i hvert har samme relative andeler som to områder med ti individer i hvert (i begge tilfeller 50 % av forekomsten). Man kommer da i en situasjon hvor det må vektas hva som har størst konsekvens: å miste 10 % av en bestand på 10 eller 10.000 individer. Dette er i høy grad et forvaltningsmessig spørsmål som vanskelig lar seg besvare på en vitenskapelig måte. En må imidlertid også være oppmerksom på spredningspotensialet til sjøfugl. Ved lokale utryddelser vil det være en mulighet for rekolonisering med fugler som kommer fra andre områder, forutsatt at årsakene til at den opprinnelige bestanden ble utryddet er eliminert. Det er derfor trolig at store tap i områder med store bestander må vektas tyngre enn små tap i områder med lite fugl. På bakgrunn av dette mener vi, at det ikke er verken riktig eller tilrådelige å gjøre en direkte sammenligning av WSI-verdiene mellom de ulike regionene. Resultatene bør heller brukes som en pekepinn på hvilke områder i hver region som relativt sett har den største sårbarheten i forhold til utbygging av vindenergianlegg.

I analysen er sårbarheten for vindenergianlegg beregnet ut i fra en sårbarhetsindeks som er konstant fra år til år. I praksis vil det imidlertid antageligvis være forskjell mellom årene i hvor sårbare fugler er for utbygging av vindenergianlegg. Mattilgangen rundt hekkeområder er f.eks. ikke konstant. Noen år er det god tilgang på byttedyr, mens det i andre år kan være dårligere tilgang på relevant føde. I de årene hvor det er dårlig tilgang på egnede byttedyr i nærheten av kolonien vil fuglene være nødt å utvide beiteområdene, hvilket medfører et økt energiforbruk, eller bruke lengre tid på næringssøk rundt kolonien. Vindenergianlegg vil da være en økt stressfaktor som kan medføre en økning i konfliktnivået. Fuglene kan f.eks. bli tvunget til å fly ennå lengre mellom hekkekoloniene og beiteområdene for å unngå vindenergianleggene, eller egnede alternative beiteområder kan bli beslaglagt ved utbyggingen av vindenergianlegget. Det har med dagens kunnskapsnivå imidlertid ikke vært mulig å inkludere disse temporære aspektene i foreliggende rapport. For å forstå effektene av utbygging av vindenergianlegg og kunne komme med prediksjoner for konsekvensene for utbyggingsprosjekter er det imidlertid viktig å få mer kunnskap om sjøfuglers habitatbruk til forskjellige tider av året og under varierende forhold.

Et annet mulig konfliktområde som ikke er behandlet i rapporten er alkefuglenes svømmetrekk. Hos både alke og lomvi hopper ungene på sjøen før de er flygedyktige og svømmer ut på havet for å beite sammen med en av foreldrene. Det vites lite om hvor de beveger seg etter at de har forlatt koloniene, og hvor følsomme de er for mulige barrierer i trekkrutene. Store vindenergianlegg vil potensielt kunne være en alvorlig barriere hvis alkefuglene unnviker anleggsområdet. I videre studier, især med fokus på spesifikke områder bør trekkmønstre helst være inkludert og det vil forut for etablering av vindenergianlegg i kystnære områder være svært viktig at dette utredes nærmere.

I studiet ble det også inkludert modelldata fra åpent hav-tellinger. Disse dataene viste at den høyeste sårbarheten var på kysten av Møre og Romsdal, ytre del av Oslofjorden samt kysten av Troms og Vest-Finnmark. Det er imidlertid noen begrensninger i datamaterialet som gjør at resultatene kun bør brukes som en indikasjon på hvilke områder som kan være sårbare. Presisjonen på modelleringen er avhengig av hvor godt datagrunnlaget for modellen er og dermed hvor god dekning det er av tellingene av sjøfugl i åpent hav. Som illustrert i **figur 6** er det varierende dekning i de ulike havområdene til de forskjellige årstidene. For Nordsjøen er det veldig god dekning både vinter, sommer og høst, mens dekningen fra Norskehavet er mer mangelfull. I kartene som illustrerer sårbarheten basert på åpent hav-dataene (f.eks. **figur 7**) ser man omtrent linjen mellom Nordsjøen og Norskehavet. Dette er antageligvis en funksjon av varierende dekningsgrad av data. Når resultatene viser at vinter i den sørlige delen av Norskehavet er mye mer sårbart enn den nordlige delen av Nordsjøen, bør de derfor brukes med forbehold. Enkle tokt hvor det ble observert mye fugl kan ha resultert i det fordelingsmønsteret man ser, når det totalt sett ikke er mye tokt som har gått i området. Dette er det eksempler på for kysten av Møre og Romsdal vinterstid. På samme måte, vites det at det er mye hekkefugler i Lofoten området, noe som ikke var reflektert i resultatene av analysen. Dette henger sammen med at toktene ikke går helt inn til kysten, og at de store tetthetene rett ved koloniene dermed ikke blir fanget opp. På tross av at åpent hav-dataene ikke er så detaljert som man kunne ønske kan de likevel gi en god identifikasjon på hvilke områder som sannsynligvis har viktige sjøfuglforekomster og derved representerer konfliktområder i forhold til eventuelle offshore vindenergianlegg.

Avslutningsvis må det nevnes at vi i vår studie vurderer områders sårbarhet for utbygging i forhold til tilstedeværelse av fugl på et overordnet nivå. Det er dermed ikke gjort vurdering av konfliktpotensial i forhold til størrelsen på en eventuell utbygging. I realiteten vil størrelsen på anlegget samt antallet anlegg i nærheten av hverandre antageligvis har stor effekt på den endelige konsekvens (Masden et al. 2010). Ved et enkelt lite anlegg vil fuglene for det meste ha mulighet for å bruke andre habitater eller forflytte seg. I motsetning til dette kan man forestille seg omfattende utbygginger langs kysten vil kunne få store konsekvenser for sjøfugler. Ved en utbygging er nærhet til nærmeste vindenergianlegg derfor en parameter som bør inkluderes i konsekvensutredninger.

4.1 Sammenligning med resultatene presentert i NINA rapport 557

I NINA rapport 557 (Christensen-Dalsgaard et al. 2010) ble det gjort en screening av potensielle konfliktområder mellom sjøfugl, havørn, hubro, gjess og vadefugler; og offshore vindenergianlegg for havområdene i Nordsjøen og Norskehavet. Det ble brukt den samme analysemetodikken for sjøfugl i NINA Rapport 557, men uten å ta hensyn til det regionale aspektet. Det er interessant å vurdere effektene av denne vinklingen på de endelige resultatene. Den regionale vinklingen innebærer at sjøfuglbestandene i hvert havområde (Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet) er vurdert separat. Andelen av en sjøfuglart i et gitt kvadrat (10 x 10 km rute) er derved uttrykt i forhold til totalt antall i regionen. Dette ble gjort for at de store forekomster av noen sjøfuglarter i noen områder ikke skulle "maskere" mindre forekomster i andre regioner. I tillegg er det blitt tilføyd en 10. faktor i sensitivitetsindeksen som beskrev den regionale andelen av den nasjonale bestanden.

I **Nordsjøen** var det de samme områdene som ble identifisert som sårbare for utbygging av vindkraft i foreliggende studie og i NINA rapport 557. Den regionale inndelingen medførte imidlertid at områdene nord i Nordsjøen fikk en høyere sårbarhet i hekkesesongen. Dette er fordi buffersonen til sjøfuglkolonien på Runde går inn i dette området. De store forekomstene av alkefugler på Runde fikk derfor relativt større vekt i Nordsjøen hvor det ellers er lite alkefugler. Også koloniene med bl.a. alkefugler ved Einevarden, Klovningen og Veststeinen fikk relativt større vekt i Nordsjøen. Dette er områder som fikk liten sårbarhet i NINA rapport 557 fordi antallet av alkefugl ble så relativt mye mindre enn det som finnes i nord. Dette

området er ikke nødvendigvis så sårbart som det ser ut til her. I tillegg fikk kysten av Vestfold vinterstid en relativ høyere sårbarhet pga. forekomsten av marine dykkender og kysten av Østfold og Jæren/Boknafjorden høyere sårbarhet pga. forekomsten av skarver.

For **Norskehavet** var det ganske store avvik mellom resultatene funnet i NINA Rapport 557 og foreliggende analyse. De største forskjellene var på Helgelandskysten i hekkesesongen, hvor især forekomsten av skarvkolonier gjorde at dette området fikk en relativ høyere sårbarhet. Sjøfuglkolonien på Røst fikk en relativ lavere relativ sårbarhet enn det som ble rapportert i NINA Rapport 557. Dette er trolig på grunn av økning i sårbarhet i andre områder.

Barentshavet ble ikke behandlet i NINA rapport 557, og det er derfor ikke mulig å gjøre en sammenligning av resultatene fra dette havområdet. Ut i fra kjennskap til forekomstene av sjøfugl i Barentshavet er det imidlertid klart at den regionale inndelingen som her er gjort har gitt resultater som er svært annerledes enn det som en nasjonal vurdering hadde gjort. De store sjøfuglforekomstene i Barentshavet ville ha slått mye sterkere ut på nasjonalt nivå, og sannsynligvis maskert mange viktige sjøfuglforekomster i Sør-Norge.

For åpent hav data, var det samme analysemetode bare med litt mer data inkludert. Resultatene fra analysene er derfor sammenlignbare med det som ble funnet i NINA Rapport 557.

4.2 Vurdering av egnethet av regional vektning i analysene

Foreliggende arbeid hadde til formål å gjøre en screening av hele den norske fastlandskyst i forhold til mulige konfliktområder mellom sjøfugl og utbygging av vindenergianlegg. Å gjøre en screening for hele den norske kyststrekning er imidlertid en utfordrende oppgave. Fra svenskegrensen i sør-øst til den russiske grense i nord-øst er den norske kyst svært variert både i forhold til temperatur, havstrømmer, topografi og habitat- og artssammensetning. Dette er også reflektert i sjøfuglsamfunnene, hvor det er svært stor forskjell både i størrelse og artsfordeling mellom nord og sør (se f.eks. Barrett et al. 2006; Forsgren et al. 2009). I denne rapporten ble denne utfordringen forsøkt løst ved å dele fastlandskysten i tre regioner som ble behandlet separat, slik at de mindre forekomstene av sjøfugl i sør ikke skulle bli maskert av de høye forekomstene i nord. For de to sørligste regionene medførte denne vektningen at flere områder ble pekt ut som sårbare, i forhold til analysen basert på data fra kyststrekningen opp til Lofoten (Christensen-Dalsgaard et al. 2010). Dette inkluderte blant annet hekkeforekomster på Helgelandskysten som i andre arbeid er blitt pekt ut som viktige (se f.eks. Christensen-Dalsgaard et al. 2008, Systad et al. 2007). I Nordsjøen vinterstid var det også flere områder som ble identifisert som sårbare. Dette kan indikere at den regionale vektningen førte til en mer korrekt refleksjon av fordelingen av sårbare områder i Nordsjøen og Norskehavet. For Barentshavet medførte den regionale inndeling imidlertid at mange områder her jevnt over tilsynelatende fremstod som mindre viktige enn i Sør- og Midt-Norge. Dette skyldes at analysen baserte seg på den relative andelen av sjøfugl i et gitt område i forhold til den regionale andelen. De store forekomster av sjøfugl i Barentshavet ble redusert til relative andeler. Direkte medfører dette at tap av lite fugl i områder med små forekomster, sidestilles med stort tap av fugl i områder med mye fugl. En vurdering av viktigheten og konsekvensene av tap av sjøfugl i ulike områder må nødvendigvis være en forvaltningsmessig utfordring. Ut fra et biologisk synspunkt, er dette ikke en fullgod måte å vurdere effekter eller konflikter på. Det er derfor forfatterens vurdering, at det er nyttig å gjøre regionale vurderinger av sårbarhet for å fremheve viktige bestander på en mindre skala. Dette kan imidlertid ikke erstatte en vurdering på nasjonal skala, hvor også fuglers spredningspotensial bør inkluderes. Overordnet bør det også påpekes at storskala vurderinger av effektene av gitte påvirkningsfaktorer alltid vil være preget av usikkerhet, på grunn av den store skala.

4.3 Begrensninger i datamaterialet

4.3.1 Åpent hav-data

Grunnlagsdataene fra åpent hav dekker i mindre grad de helt kystnære områdene. Det vil si at modelldataene for kysten, basert på åpent hav-data, er for generelle til at de fanger opp spesifikke kolonier og fuglene som beiter ut fra disse i hekkesesongen. Modellene viser utbredelse på en større skala enn dette. Modellene tar heller ikke hensyn til at en stor andel av hekkebestanden faktisk er på land, i koloniene. Dataene samlet inn over flere år er analysert samlet, slik at temporære og langsiktige endringer i utbredelse ikke fanges opp.

Antallet fugler observert i åpent hav er sannsynligvis overestimert for båtfølgende arter som havhest og måker, mens dykkende arter som alkefuglene nok er underestimert. Siden andel av bestand brukes, og denne andelen er basert på det observerte antallet, skal ikke dette ha betydning for analysene. Andelen av bestandene er basert på det totale antallet for et stort område, inkludert Barentshavet og Britiske havområder. For noen arter der hovedtyngden av utbredelsen ligger utenom utredningsområdet, vil dette føre til at utredningsområdet ikke slår så kraftig ut for disse artene.

4.3.2 Kystdata

For kystdata er data gruppert slik at det er den høyeste verdien i den siste 10-årsperioden (2000-2009) som er brukt. Hvis det ikke fantes data for dette tidsrommet er data fra 10-årsperioden før denne brukt, osv. Dette er en konservativ innfallsvinkel og gjenspeiler ikke nødvendigvis dagens situasjon. Det er imidlertid vurdert at dette er den beste måte å bruke de tilgjengelige dataene på. Antall fugler observert på f.eks. en hekkelokalitet varierer uansett mellom år (noen år er det ikke alle fugler som går inn til hekking), så det er vanskelig å få en eksakt verdi for antall.

Analyseresultatene er selvfølgelig helt avhengige av dekningsgraden av observasjoner. Det foreligger derfor resultater kun fra de områdene hvor det faktisk er gjort observasjoner og dette er rapportert. I noen områder har registreringsomfanget i tillegg vært mer omfattende enn i andre, og det finnes områder hvor det bare er gjort sporadiske registreringer av sjøfugl. Dette vil nødvendigvis medføre at det registreres mer fugler her (hvilket igjen vil reflekteres i høye WSI-verdier). De seneste årene er det gjort systematiske tellinger fra fly langs hele strekning, som vil kunne gi data med bedre og mer homogen dekningsgrad for seinere analyser. Det kan derfor godt være områder som er viktige funksjonsområder, men hvor det ennå ikke er blitt gjort registreringer. Det er derfor viktig at man ved planlegging av eventuelle utbyggingsområder foretar registreringer av fugl til alle årstider før man gjør vedtak om utbygging.

For å inkludere bruken av næringsområder rundt hekkeplassene er det i vurderingen av sårbare områder i hekkeperioden lagt en buffersoner rundt kolonien (**tabell 4**). Størrelsen på buffersonene er basert på litteraturstudie. Dette er en unyansert generalisering, som dekker inn det man mener kan være interferensområdet. Nyere resultater fra bruk av GPS-loggere på sjøfugl viser imidlertid at områdene som brukes av sjøfugl kan være større enn hva buffersonene som er brukt her indikerer (T. Boulinier og S. Christensen-Dalsgaard (upubl. data), S-H. Lorentsen (upubl. data)).

Beregning av WSI-verdier er basert på sårbarhet, relativ andel og antallet av forskjellige arter representert i et område. Områder som er svært viktige for bare én eller et par arter vil dermed ikke nødvendigvis bli identifisert som et sårbart område, selv om det i realiteten kan være svært konfliktfylt i forhold til en utbygging av et vindenergianlegg. Langs den norske fastlandskyst er det noen slike områder. I rapporten er det forsøkt å ta hensyn til dette for spesifikke områder som man har kjennskap til.

Å inkludere en regional vektning av sjøfuglforekomster i analysen har, som diskutert i **avsnitt 2.3** og **4.2**, påvirket resultatene. Dette er ikke nødvendigvis en feilkilde, men én bør være oppmerksom på den effekt det har hatt på de endelige resultater.

4.3.3 Sårbarhetsindeksen

Sårbarhetsindeksen som er brukt i rapporten er til dels basert på antakelser og erfaringer fra effekter av andre påvirkningsfaktorer, hvilket er en svakhet i analysen. Resultatene kan dermed ikke ses som eksakte svar, men vil være en god indikasjon på hvilke områder som med dagens kunnskap vurderes som sårbare. I utregningen av sårbarhetsindeksen er sårbarheten til noen av sjøfuglene satt høyere i hekkesesongen. Dette er fordi artenes tilknytting til hekkeplassene i denne perioden kan gjøre fuglene mer sårbare for effektene av habitatendring og barriereeffekter, hvis vindenergianlegg bygges innenfor koloniens aksjonsradius. Det vil antageligvis kunne få de største konsekvensene for de kystnære artene (**tabell 2**). I sårbarhetsindeksen er det tatt høyde for sårbarheten for forstyrrelse rundt koloniene, men det er ikke spesifikt fokusert på hvordan sårbarheten varierer mellom de funksjonelle gruppene. Det samme gjelder for spesielt gode overvintringsområder. Dette er områder hvor fuglene samles fordi de er spesielt attraktive, enten på grunn av gode beiteforhold eller at de representerer områder som er trygge og beskyttet, for eksempel i forhold til menneskelig aktivitet. Forskjellene i habitatbruk og energiforbruk mellom de ulike artene og den medfølgende endring i sårbarhet for vindenergianlegg er noe som på sikt bør utredes nærmere.

4.4 Kunnskapsbehov

Oppsummeringen etter en stor vindkraftkonferanse, "Wind, Fire and Water: Renewable energy and birds" i Leicester 2005, peker på en rekke behov for økt kunnskap i forbindelse med videre utvikling av vindkraft både på land og offshore (Langston et al. 2006). Det er tidligere pekt på at det bare er gjennomført etterkantundersøkelser ved fire av de ni offshore anleggene som var i drift i Europa pr. 2003 (Fox et al. 2006). Det skjer en stadig utvikling av nye erfaringer med offshore vindkraft på det marine miljø, særlig fra landene rundt Nordsjøen (se Petersen et al. 2006, Morkel et al. 2007, May & Bevanger 2011). Flere forfattere (se bl.a. Fox et al. 2006) påpeker imidlertid at en må være forsiktig med å overføre resultatene av deres studier til andre offshore vindenergianlegg, andre arter og andre områder. Vi må derfor vurdere overføringsverdien ut fra at:

- de er nesten i sin helhet fra helt andre naturmiljøer enn de som finnes langs kysten av Norge (f.eks. sandbunn versus fjellbunn)
- langs norskekysten og i åpent hav utenfor norskekysten blir andre arter med andre økologiske krav berørte av vindmøller
- en overfokusering på mulig kollisjonsfare har medført en manglende forståelse for arealbruk og reduksjon i kvalitet av områdene rundt et vindenergianlegg

Langs Norskekysten er det altså viktige problemstillinger som ikke har blitt undersøkt i studier utenlands, pga farvannenes ulike funksjoner for sjøfugl gjennom året. Grundige studier både før og etter at vindenergianlegget blir bygget, er derfor påkrevet for å dokumentere offshore vindenergianleggs effekter på våre sjøfuglbestander. I noen utenlandske studier har det vært fokus på videreutvikling av standardiserte metoder, bl.a. for kartlegging av sjøfugl i åpent hav (Camphuysen et al. 2004). Dette vil trolig også være viktig å gjøre i Norge for å få bedre kunnskap om sjøfuglenes fordelingsmønstre, tetthetsvariasjoner og bestandsstørrelser i områder som er aktuelle for vindenergianlegg, som grunnlag for å kunne utarbeide mer presise vurderinger av miljøeffekter.

Kunnskapen om hvordan fugler vil kunne påvirkes av offshore vindmøller, er i dag for liten til at vi på en god nok måte kan vurdere om de vil påvirke noen individer negativt gjennom økt mortalitet (kollisjonsrisiko) eller redusert reproduksjon (først og fremst ved nedsatt kondisjon i hekkesesongen og redusert næringstilgang til ungene). Sjøfuglene kjennetegnes ved høy overlevelse for voksne fugler, og økt mortalitet gjennom kollisjoner med vindmøller vil derfor være uheldig.

Tidligere studier av hvordan sjøfugl reagerer på vindenergianlegg, er utført på forholdsvis små vindenergianlegg. Vi mangler erfaringer fra vindenergianlegg som er så store at fuglene ikke ser ytterkantene på dem (vindmøllene "forsvinner" bak horisonten). Vil de stoppe opp eller forsøke å passere gjennom vindenergianlegget, slik en liten andel av ærfuglene gjorde i et studie fra Danmark (Desholm & Kahlert 2005), og vil noen arter (i så fall hvilke) over tid kunne venne seg til å søke mat inne i vindenergianlegget? Hvordan vil dette i så fall påvirke kollisjonsrisikoen og mortalitetsraten for sjøfugl som krysser vindenergianlegget eller beiter inne i den?

For en bedre forståelse av konfliktpotensialet mellom vindenergianlegg og fugl er nødvendig med videre studier, blant annet på:

- metodiske spørsmål knyttet til
 - studier av ulike former for fugletrekk i tid og rom
 - kartlegging av sjøfugl i åpent hav
 - studier av kollisjonsrisiko ved offshore vindkraftverk (der død fugl vil havne i vannet)
- spørsmål knyttet til fordeling av fugl i åpent hav
 - variasjoner i tetthet av sjøfugl i åpent hav (relatert til bl.a. næringsforekomst)
 - variasjoner i fugletrekket i tid og rom, især langs kysten.
 - relasjoner mellom fordelingsmønstre og værforhold
- atferd til fugler i forbindelse med vindenergianlegg, bl.a.
 - variasjoner i flygehøyde (relatert bl.a. til værforhold)
 - oppdagbarhet av vindenergianlegg (bl.a. unnvikelsesatferd)
- sjøfuglers habitatbruk gjennom året
- sjøfuglers sårbarhet i forhold til forstyrrelse fra aktivitet tilknyttet bygging og drift av vindenergianlegg
- endringer i næringstilgang for sjøfugl i vindenergianlegg
- forekomsten av sjøfugl gjennom året
- risikobegrensende tiltak
 - geografisk plassering og utforming av offshore vindenergianlegg
 - andre tiltak for å redusere kollisjonsfaren

4.5 Forutsetninger for bruk av materialet

Ved anvendelse av resultatene i denne rapporten forutsettes det, at det blir gitt referanse til arbeidet i henhold til vanlig praksis for kildehenvisning. Datagrunnlaget skal ikke benyttes i andre arbeider eller implementeres i andre databaser uten at det er avklart gjennom skriftlig avtale med NINA.

Vi forutsetter at bruken av resultatene i denne rapporten sees i forhold til begrensninger og feilkilder som er beskrevet i rapporten. Rapporten er ingen konsekvensanalyse for utbygging av vindenergianlegg. I hvert tilfelle hvor spesifikke områder vurderes for utbygging må det foretas separate undersøkelser på en mye finere skala.

5 Referanser

- Anderson, R., Morrison, M., Sinclair, K. & Strickland, D. 1999. Studying wind energy/bird interactions: A guidance document. Metrics and methods for determining or monitoring potential impacts on birds at existing and proposed wind energy sites. - Prepared for the National Wind Coordinating Committee Avian Subcommittee: 88 s.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. - NINA Oppdragsmelding 310, 18 s.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2009. Satellite telemetry reveals post-breeding movements of Atlantic puffins *Fratercula arctica* from Røst, North Norway. - *Polar Biol.* 32: 1657-1664.
- Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Steen, H., Strøm, H., Systad, G.H. og Tveraa, T. 2007. SEAPOP studies in the Lofoten and Barents Sea area in 2006. - NINA Report 249, 63 pp.
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1990. Distribution of Puffins *Fratercula arctica* feeding off Røst, northern Norway, during the breeding season, in relation to chick growth, prey and oceanographical parameters. - *Polar Res.* 8: 67-76.
- Bartnes, G. (red). Drivenes, A., Eirum, T., Johnson, N.H., Mindeberg, S.K., Lunde, S., Undem, L.S., Veggeland, K., Veie-Rosvoll, B. & Voksø, A. 2010. Havvind, Forslag til urendingsområder. NVE rapport.
- Baerwald, E.F., D'Amours, G.H., Klug, B.J. & Barclay, R.M.R. 2008. Barotrauma is a significant cause of bat fatalities at wind turbines. - *Current Biology* 18: R695-R696
- Bakken, V., Boertmann, D., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Strøm, H. & Goodwin, Harvey 2006. Nordic Seabird Colony Databases. - *TemaNord* 2006: 512.
- Barrett, R. T., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2006. The status of breeding seabirds in mainland Norway. *Atlantic Seabirds* 8: 97-126.
- Bevanger, K. 1994. Bird interactions with utility structures: collision and electrocution, causes and mitigation measures. *Ibis* 136: 412-425
- Bevanger, K., Berntsen, F.E., Clausen, S., Dahl, E.L., Flagstad, Ø., Follestad, A., Halley, D., Hanssen, F., Hoel, P.L., Johnsen, L., Kvaløy, P., May, R., Nygård, T., Pedersen, H.C., Reitan, O., Steinheim, Y. & Vang, R. 2009. "Pre- and post-construction studies of conflicts between birds and wind turbines in coastal Norway"(BirdWind). Progress Report 2009. - NINA Rapport 505. 70 s.
- BirdLife International 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge UK: BirdLife International (BirdLife Conservation Series no. 12)
- Broström G. 2008. On the influence of large wind farms on the upper ocean circulation. *Journal of Marine Systems* 74: 585-591
- Burger, J. & Gochfeld, M. 2002. Effects of chemicals and pollution on seabirds. S. 485-525 I. Schreiber, E. A. & Burger, J. *Biology of marine birds*. CRC Press, London.
- Camphuysen, C.J., Fox, A.D., Leopold, M.F. & Petersen, I.K. 2004. Towards Standardized Seabirds at Sea Census Techniques in Connection With Environmental Impact Assessments for Offshore Wind Farms in the U.K. Royal. - Netherlands Institute for Sea Research (RNIOZ), Texel, Den Burg, Nederland, s. 36. Rapport til COWRIE (<http://www.thecrownestate.co.uk>).
- Casella Stanger 2002. Burbo Offshore Wind Farm - Ornithology. Final Report. - Seascape Energy Ltd., 137020102/FO/R1/Rev2, 47 s.
- Christensen, T.K., Clausager, I. & Petersen, I.K. 2003. Base-line investigations of birds in relation to an offshore wind farm at Horns Rev, and results from the year of construction. - NERI Report 2003, April 10th Edition, National Environmental Research Institute, Denmark
- Christensen, T.K. & Hounisen, J.P. 2005. Investigations of migratory birds during operation of Horns Rev offshore wind farm. Annual status report 2004. - National Environmental Research Institute, Denmark, 35 s.
- Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J. O., Follestad, A., Systad, G. H., Eriksen, J. M., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2008. Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl. Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet NINA rapport 338. 161 s

- Christensen-Dalsgaard, S., Lorentsen, S.-H., Dahl, E. L., Follestad, A., Hanssen, F. & Systad, G. H. 2010. Offshore vindenergianlegg - sjøfugl, havørn, hubro og vadere. En screening av potensielle konfliktområder - NINA Rapport 557. 104 s.
- Cramp, S. & Simmons, K. E. L. 1983. Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa: The birds of the western Palearctic. Volume 3. Waders to gulls. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Dahlmann, G., Timm, D., Averbeck, C., Camphuysen, C., Skov, H. & Durinck, J. 1994. Comparative investigations on oiled seabirds and oiled beaches in the Netherlands, Denmark and Germany (1990-93). Mar. Pollut. Bull. 28: 305-310.
- Desholm, M. 2005. Wind farm related mortality among avian migrants - a remote sensing study and model analysis. - PhD thesis. Dept. of Wildlife Ecology and Biodiversity, NERI & Dept. of Population Biology, Univ. Copenhagen. National Environmental Research Institute, Denmark. 128 s.
- Desholm, M. & Kahlert, J. 2005. Avian collision risk at an offshore wind farm. - Biological Letters 1: 296-298.
- Direktoratet for naturforvaltning. 2009. Handlingsplan for hubro *Bubo bubo*. Rapport 2009-1.
- Drewitt, A.L. & Langston, R.H.W. 2006. Assessing the impacts of wind farms on birds. IBIS 148: 29-42
- Everaert, J. & Stienen, E. W. M. 2007. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). - Biodiversity and Conservation 16: 3345-3359.
- Exo, K.-M., Hüppop, O. & Garthe, S. 2003. Birds and offshore wind farms: a hot topic in marine ecology. - Wader Study Group Bull. 100: 50-53.
- Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Systad, G.H. & Tveraa, T. 2006. Utbredelsen av sjøfugl i Skagerrak, Kattegat og Nordsjøen. NINA rapport 171. 54 pp.
- Forsgren, E., Christensen-Dalsgaard, S., Fauchald, P., Järnegren, J. & Næsje, T.F. 2009. Norwegian marine ecosystems – are northern ones more vulnerable to pollution from oil than southern ones? – NINA Rapport 514. 32 pp.
- Fox, A.D., Desholm, M., Kahlert, J., Christensen, T.K. & Petersen, I.B. 2006. Information needs to support environmental impact assessment of the effects of European marine offshore wind farms on birds. - Ibis 148: 129-144.
- Garthe, S. 1997. Influence of hydrography, fishing activity and colony location in summer seabird distribution in the southeastern North Sea. Ices Journal of Marine Science, 54: 566-577.
- Garthe, S. & Hüppop, O. 1996. Nocturnal scavenging by gulls in the southern North Sea. Colonial Waterbirds, 19: 232-241.
- Garthe, S. & Hüppop, O. 2004. Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. J. Appl. Ecol. 41: 724-734.
- Ginn, H. B. & Melville, D. S. 1983. Moults in birds. – BTO Guide 19, Tring, Hertfordshire, England
- Guillemette, M., Larsen, J.K. & Clausager, I. 1998. Impact assessment of an off-shore wind park on sea ducks. - National Environmental Research Institute, Denmark. NERI Technical Report 227, 60 s.
- Gjershaug, J.O., Thingstad, P.G., Eldøy, S. & Byrkjeland, S. (red). 1994. Norsk fugleatlas. Norsk Ornitologisk forening, Klæbu.
- Glutz von Blotzheim, U. N. & Bauer, K. M. 1982. Handbuch der vögel Mitteleuropas. Band 8 Charadriiformes (3. teil). Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden, Germany.
- Hüppop, O., Dierschke, J., Exo, K.M., Fredrich, E. & Hill, R. 2006. Bird Migration studies and potential risk with offshore wind turbines. IBIS 148: 90-109
- Iverson, S. J., Springer, A. M., & Kitaysky, S. 2007. Seabirds as indicators of food web structure and ecosystem variability: qualitative and quantitative diet analyses using fatty acids. - MEPS 352: 235-244.
- Joensen, A.H. 1974. Waterfowl Populations in Denmark 1965-1973. A survey of the non-breeding populations of ducks, swans and coot and their shooting utilization. Danish Review of Game Biology. Vol. 9 no. 1.

- Kaiser, M.J., Galandi, M., Showler, D.A., Elliott, A.J., Caldow, R.W.G., Rees, E.I.S., Stillman, R.A. & Sutherland, W.J. 2006. Distribution and behaviour of Common Scoter *Melanitta nigra* relative to prey resources and environmental parameters. - Ibis 148: 110-128
- King, S., Maclean, I., Norman, T. & Prior, A. 2009. Developing Guidance on Ornithological Cumulative Impact Assessment for Offshore Wind Farm Developers. COWRIE.
- Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (red.) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010. - Artsdatabanken, Norge.
- Langston, R.H.W., Fox, A.D. & Drewitt, A.L. 2006. Conference plenary discussion, conclusions and recommendations. - Ibis 148: 210-216.
- Larsen, J.K. & Clausen, P. 2002. Potential wind park impacts on whooper swans in winter: the risk of collision. Waterbirds 25: 327-330.
- Lorentsen, S.-H. 2007. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2007. - NINA Rapport 313, 54 s.
- Lorentsen, S.-H. & Christensen-Dalsgaard, S. 2009. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2008. - NINA Rapport 439, 53 s.
- Lorentsen, S.-H. & Larsen, B.H. 1988. Opptelling av hekkende ærfugl og teist på Tarva, Været, Tristein og Melstein i Bjugn kommune og Froan i Frøya kommune, Sør-Trøndelag mai 1988 - Feltrapport. DN, Viltforskningen 16 s.
- Lucas, M.L., Guyonne, F.E.J. & Ferrer, M. (eds.) 2007. Birds and wind farms. Risk assessment and mitigation. - Quercus, Madrid. 255 s.
- Masden A. E., Haydon, D. T., Fox, A. D. & Furness, R. W. 2010. Barriers to movement: modeling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. Marine Pollution Bulletin, doi: 10.1016/j.marpolbul.2010.01.016
- May, R. & Bevanger, K. 2011. Proceedings. Conference on wind energy and wildlife impacts, 2-5 may 2011, Trondheim, Norway. - NINA Report 693, 140 s.
- Mitchell, P. I., Newton, S. F., Ratcliffe, N. & Dunn, T. E. 2004. Seabird populations of Britain and Ireland. T & A. D. Poyser, London.
- Morkel, L., Toland, A., Wende, W. & Köppel, J. (eds.). 2007. Conference proceedings. 2nd Scientific Conference on the use of offshore wind energy by the Federal Ministry for the Environment 20. and 21. February 2007 in Berlin. 181 pp. http://www.erneuerbare-energien.de/files/pdfs/allgemein/application/pdf/ee_tagungsband_zweite_wissenschaftstage_en.pdf
- Nielsen, R. D. & Krag Petersen, I. 2010. Moulting birds in Lofoten and Vesterålen, August 2009 NERI Technical Report 782, 24s.
- Ot.prp. nr. 107. 2008-2009. Om lov om fornybar energiproduksjon til havs (havenergilova). Olje- og energidepartementet. (<http://www.regjeringen.no/nb/dep/oed/dok/regpubl/otprp/2008-2009/otprp-nr-107-2008-2009-.html>)
- Ottersen, G. & Auran, J. A. (red.) 2007. Arealrapport med miljø og ressursbeskrivelse. - Fisken og Havet 6/2007, Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Parsons, M., Mitchell, I., Butler, A., Ratcliffe, N., Frederiksen, M., Foster, S. & Reid, J. B. 2008. Seabirds as indicators of the marine environment. - ICES J. Mar. Sci. 65: 1520-1526.
- Piatt, J. F., Harding, A. M. A., Shultz, M., Speckman, S. G., van Pelt, T. I., Drew, G. S. & Kettle, A. B. 2007. Seabirds as indicators of marine food supplies: Cairns revisited. - MEPS 352: 221-234.
- Petersen, I. K., Christensen, T. K., Kahlert, J., Desholm, M. & Fox, A. D. 2006. Final results of bird studies at the offshore wind farms at Nystad and Horns Rev, Denmark. NERI Report commissioned by DONG energy and Vattenfall A/S. 163 s.
- Petersen, I. K. & Fox, A. D. 2007. Changes in bird habitat utilization around the Horns Rev 1 offshore wind farm, with particular emphasis on Common Scoter. Commissioned report by Vattenfall A/S. 36 pp. National Environmental Research Institute, Denmark.
- Petersen, I. K., Fox, A. D. & Kahlert, J. 2008. Waterbird distribution in and around the Nystad offshore wind farm, 2007. Commissioned report by Dong Energy. 42 s. National Environmental Research Institute, Denmark

- Røv, N. (ed.) 1984. Sjøfuglprosjektet 1979-1984. Viltrapport 35, 109 s.
- Schroeder, A. 2007. Impacts of offshore wind energy turbines on marine bottom fauna. Pp. 132-141 in: Morkel, L., Toland, A., Wende, W. & Köppel, J. (eds.). 2007. Conference proceedings. 2nd Scientific Conference on the use of offshore wind energy by the Federal Ministry for the Environment 20. and 21. February 2007 in Berlin. 181 s.
- Skov, H. & Prins, E. 2001. Impact of estuarine fronts on the dispersal of piscivorous birds in the German Bight. *Marine Ecology Progress Series* 214: 279-287.
- Speakman, J., Gray, H & Furness, L. 2009. University of Aberdeen report on effects of offshore wind farms on the energy demands on seabirds. Institute of Biological and Environmental Sciences, University of Aberdeen. 23 s.
- Stenmark, G. & Wrånes, E. 1984. Ærfuglregistreringer langs Skagerrakkysten 1983. – Stensil 22 s.
- Stewart, G. B., Coles, C. F. & Pullin, A. S. 2005. Effects of Wind Turbines on Bird Abundance. Systematic review no 4. Birmingham, UK: Centre for Evidence-based Conservation.
- Systad, G. H., Hanssen, S. A., Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 2007. Særlig Verdifulle Områder (SVO) for sjøfugl i Nordsjøen og Norskehavet –NINA rapport 230. 54 s.
- Tasker, M. L., Jones, P. H., Dixon, T. J. & Blake, B. F. 1984. Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101: 567-577.
- Thelander, C.G. & Rugge, L. 2000. Avian risk behavior and fatalities at the Altamont Wind Resource Area. March 1998 to February 1999. - Report to National Renewable Energy Laboratory, Golden, Colorado. Predatory Bird Research Group, University of California, Santa Cruz, California NREL/SR-500-27545.
- Tucker, G. M. & Heath, M. F. 1994. Birds in Europe: Their conservation status. BirdLife Conservation Series No. 3. BirdLife International, Cambridge.
- Wetlands International. 2006. *Waterbird Population Estimates – Fourth Edition*. Wetlands International, Wageningen, The Netherlands
- Wiese, F.K., Montevecchi, W.A., Davoran, G.K., Huettmann, F., Diamond, A.W. & Linke, J. 2001. Seabirds at risk around offshore oil platforms in the North-west Atlantic. - *Mar. Pollut. Bull.* 42: 1285-1290.
- Wood, S. N. (2006). *Generalized Additive Models: An Introduction with R*. Chapman & Hall/CRC. [ISBN 9781118130203](https://doi.org/10.1002/9781118130203).
- Wrånes, E. 1982. Seasonal fluctuations and movements of the Common Eider *Somateria mollissima* (L.) at the Norwegian Skagerrak coast. – *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 5: 49-52.

6 Vedlegg

Vedlegg 1. Artsnavn på norsk, engelsk og latin

Norsk navn	Engelsk navn	Latinsk betegnelse
Smålom	Red-throated diver	<i>Gavia stellata</i>
Storlom	Black-throated diver	<i>Gavia arctica</i>
Islom	Great northern diver	<i>Gavia immer</i>
Gulnebbblom	White-billed diver	<i>Gavia adamsii</i>
Gråstrupedykker	Red-necked grebe	<i>Podiceps grisegena</i>
Toppdykker	Great crested grebe	<i>Podiceps cristatus</i>
Horndykker	Slavonian grebe	<i>Podiceps auritus</i>
Havhest	Northern fulmar	<i>Fulmarus glacialis</i>
Havsule	Northern gannet	<i>Morus bassanus</i>
Storskarv	Great cormorant	<i>Phalacrocorax carbo</i>
Toppskarv	European shag	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>
Gråhegre	Grey heron	<i>Ardea cinerea</i>
Hvitkinngås	Barnacle goose	<i>Branta leucopsis</i>
Stokkand	Mallard	<i>Anas platyrhynchos</i>
Ærfugl	Common eider	<i>Somateria mollissima</i>
Praktærfugl	King eider	<i>Somateria spectabilis</i>
Stellerand	Steller's eider	<i>Polysticta stelleri</i>
Havelle	Long-tailed duck	<i>Clangula hyemalis</i>
Svartand	Black scoter	<i>Melanitta nigra</i>
Sjørre	Velvet scoter	<i>Melanitta fusca</i>
Siland	Red-breasted merganser	<i>Mergus serrator</i>
Laksand	Common merganser	<i>Mergus merganser</i>
Havørn	White-tailed eagle	<i>Haliaeetus albicilla</i>
Tyvjo	Arctic skua	<i>Stercorarius parasiticus</i>
Storjo	Great skua	<i>Stercorarius skua</i>
Hettemåke	Common black-headed gull	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>
Fiskemåke	Mew gull	<i>Larus canus</i>
Sildemåke	Lesser black-backed gull	<i>Larus fuscus</i>
Gråmåke	Herring gull	<i>Larus argentatus</i>
Svartbak	Great black-backed gull	<i>Larus marinus</i>
Krykkje	Black-legged kittiwake	<i>Rissa tridactyla</i>
Rødnebbterne	Arctic tern	<i>Sterna paradisaea</i>
Makrellterne	Common tern	<i>Sterna hirundo</i>
Lomvi	Guillemot	<i>Uria aalge</i>
Polarlomvi	Brünnich's guillemot	<i>Uria lomvia</i>
Alke	Razorbill	<i>Alca torda</i>
Teist	Black guillemot	<i>Cepphus grylle</i>
Alkekonge	Little auk	<i>Alle alle</i>
Lunde	Atlantic puffin	<i>Fratercula arctica</i>

Vedlegg 2. Artsvise SSI-verdier

Artsvis vurdering av 10 sårbarhetsfaktorer og de resulterende sensitivitetsindeksene (SSI) i hekkesesongen. For hekkende arter er faktorene flygehøyde, andel av tid i luften og fuglens antatte sårbarhet for forstyrrelse fra fly- og helikoptertrafikk oppjustert én grad. For regional bestandsstørrelse er det gjort en individuell vurdering for hver region og de resulterende SSI-indeksene er derfor regionsspesifikke.

	a) Manøvreringsevne	b) Flygehøyde	c) Natlig aktivitet	d) Tid i luften	e) Forstyrrelse	f) Fleksibilitet	g) Biogeografisk bestandsstørrelse	h) Voksenoverlevelse	i) Trussel og bevaringsstatus	j - Nordsjøen) Regional bestandsstørrelse	k - Norskehavet) Regional bestandsstørrelse	l - Barentshavet) Regional bestandsstørrelse	SSI Hekking (Nordsjøen)	SSI Hekking (Norskehavet)	SSI Hekking (Barentshavet)
Havhest ¹	3	1	2	4	1	1	1	5	1	1	4	1	13,5	33,8	13,5
Havsule ¹	3	3	3	2	2	1	4	5	3	1	3	3	56,9	79,6	79,6
Storskarv ²	4	1	4	1	4	3	4	3	1	1	4	2	60,0	96,0	72,0
Toppskarv ²	4	1	3	1	4	3	4	4	4	2	3	2	82,5	96,3	82,5
Ærfugl ¹	4	1	2	3	3	4	2	4	2	2	3	1	72,0	90,0	54,0
Siland ²	3	1	2	3	3	4	4	3	1	3	2	2	77,0	66,0	66,0
Tyvjø ¹	1	3	5	1	1	2	5	3	2	1	4	2	45,0	67,5	52,5
Storjor ¹	1	3	4	1	1	2	5	4	2	1	4	1	49,5	74,3	49,5
Fiskemåke ²	1	3	2	3	2	2	2	2	4	3	3	1	51,6	51,6	30,9
Sildemåke ²	1	4	2	3	2	1	5	5	2	5	1	1	94,5	52,5	52,5
Gråmåke ¹	2	4	2	3	2	1	2	5	1	1	3	3	34,1	56,9	56,9
Svartbak ¹	2	3	2	3	2	2	4	5	2	1	3	2	65,6	91,9	78,8
Krykkje ¹	1	2	3	3	2	2	1	3	3	1	2	4	20,6	30,9	51,6
Makrellterne ¹	1	2	5	1	2	3	3	4	3	5	1	1	115,5	57,8	57,8
Rødnebbterne ¹	1	1	5	1	2	3	3	4	1	1	3	2	37,5	56,3	46,9
Teist ¹	4	1	1	2	3	3	4	4	3	1	3	3	76,6	107,2	107,2
Alke ¹	4	1	1	1	3	3	3	5	2	1	2	4	55,1	68,9	96,5
Lomvi ¹	4	1	1	2	3	3	1	4	5	1	1	4	39,4	39,4	98,4
Lunde ¹	3	1	1	1	2	3	1	5	5	1	3	3	30,0	60,0	60,0

1) SSI er modifisert fra Garthe & Hüppop (2004), 2) SSI er modifisert fra King et al. (2009)

Artsvis vurdering av 10 sårbarhetsfaktorer og de resulterende sensitivitetindeksene (SSI) i vinterseongen. For regional bestandsstørrelse er det gjort en individuell vurdering for hver region og de resulterende SSI indeksene er derfor regionsspesifikke.

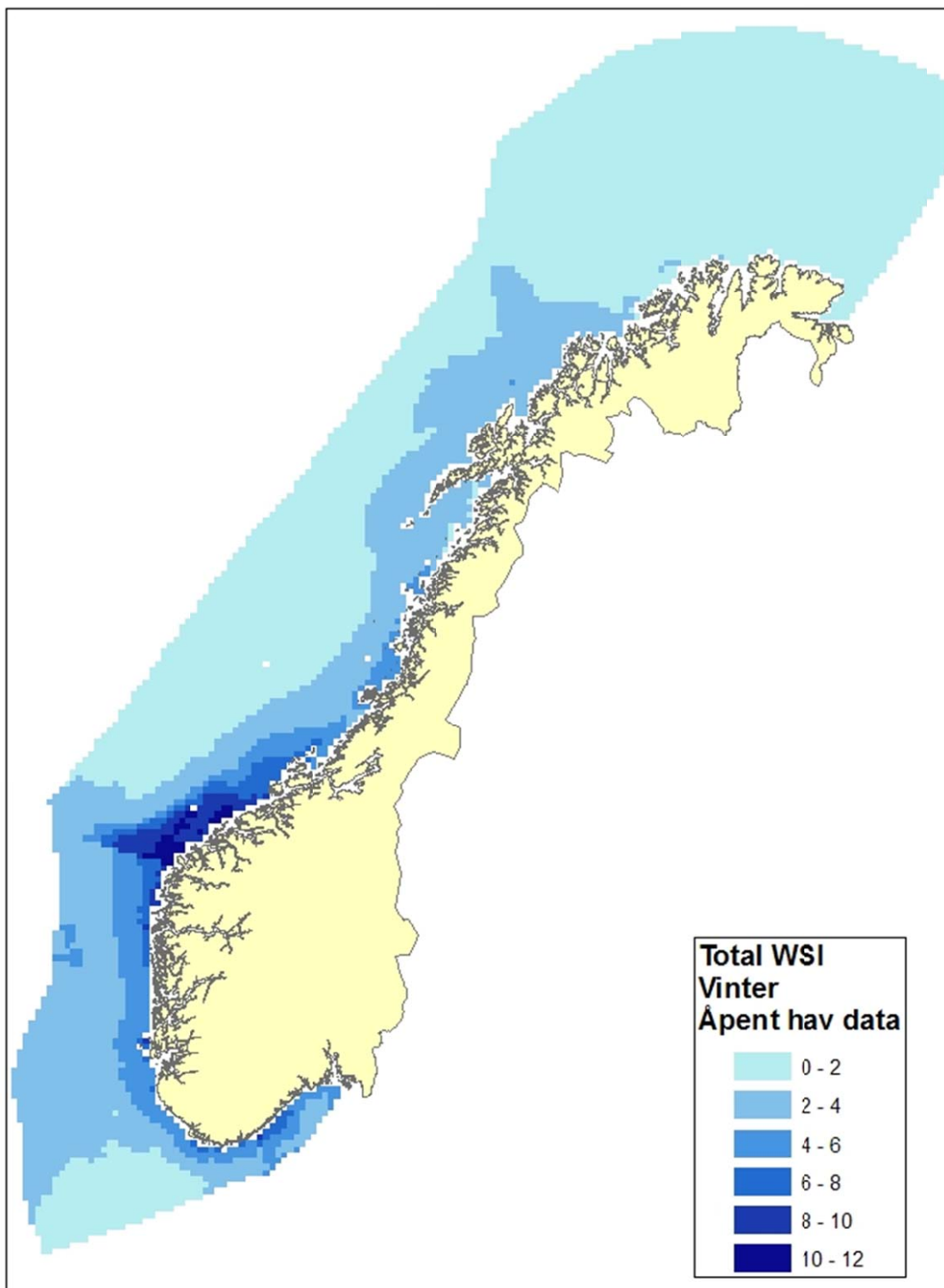
	a) Manøvrings- evne	b) Flygehøyde	c) Natlig aktivitet	d) Tid i luften	e) Forsyrrelse	f) Fleksibilitet	g) Biogeografisk bestandsstørrelse	h) Voksen- overlevelse	i) Trussel og bevaringsstatus	j) - (Nordsjøen) Regional bestandsstørrelse	j) - (Norskehavet) Regional bestandsstørrelse	j) - (Barentshavet) Regional bestandsstørrelse	SSI Vinter (Nordsjøen)	SSI Vinter (Norskehavet)	SSI Vinter (Barentshavet)
Smålom ¹	5	2	2	1	4	4	4	3	5	2	4	1	120,0	160,0	100,0
Storlom ¹	5	2	3	1	4	4	4	3	5	4	2	1	176,0	132,0	110,0
Islom ²	5	2	2	1	4	4	5	3	1	3	3	1	80,0	80,0	60,0
Gulneblom ²	5	2	2	1	4	4	5	3	2	1	5	1	75,0	125,0	75,0
Toppdykker ¹	4	2	3	2	3	4	4	1	1	4	2	1	38,5	28,9	24,1
Gråstrupedykker ¹	4	2	1	1	3	5	5	1	1	1	5	1	24,0	40,0	24,0
Homdykker ²	3	2	1	1	3	5	5	1	4	2	4	1	61,3	78,8	52,5
Havsule ¹	3	3	3	2	2	1	4	5	3	2	4	1	49,5	66,0	41,3
Storskarv ²	4	1	4	1	4	3	4	3	1	2	4	1	52,5	70,0	43,8
Toppskarv ²	4	1	3	1	4	3	4	4	4	1	5	1	78,8	141,8	78,8
Havelle ²	3	1	2	3	3	4	1	3	1	1	3	2	15,8	31,5	23,6
Ærfugl ¹	4	1	2	3	3	4	2	4	1	1	4	2	32,8	65,6	43,8
Praktærfugl ²	4	1	2	3	3	4	4	4	1	1	2	4	54,7	65,6	87,5
Svartand ²	3	1	2	3	5	4	2	2	1	4	2	1	45,6	30,4	22,8
Sjørørre ¹	3	1	2	3	5	4	4	2	3	2	4	1	75,9	101,3	63,3
Siland ²	3	1	2	3	3	4	4	3	1	2	4	1	47,3	63,0	39,4
Gråmåke ¹	2	4	2	3	2	1	2	5	1	2	3	2	24,8	30,9	24,8
Svartbak ¹	2	3	2	3	2	2	4	5	2	1	4	1	43,8	70,0	43,8
Krykkje ¹	1	2	3	3	2	2	1	3	3	1	3	3	13,5	27,0	27,0
Teist ¹	4	1	1	2	3	3	4	4	3	1	5	1	52,5	94,5	52,5
Alke ¹	4	1	1	1	3	3	3	5	2	1	2	4	36,8	45,9	64,3
Lomvi ¹	4	1	1	2	3	3	1	4	5	2	2	2	40,5	40,5	40,5
Alkekonge ²	3	1	2	1	3	3	1	2	1	1	5	1	7,9	23,6	7,9
Lunde ¹	3	1	1	1	2	3	1	5	5	1	4	1	18,8	46,9	18,8

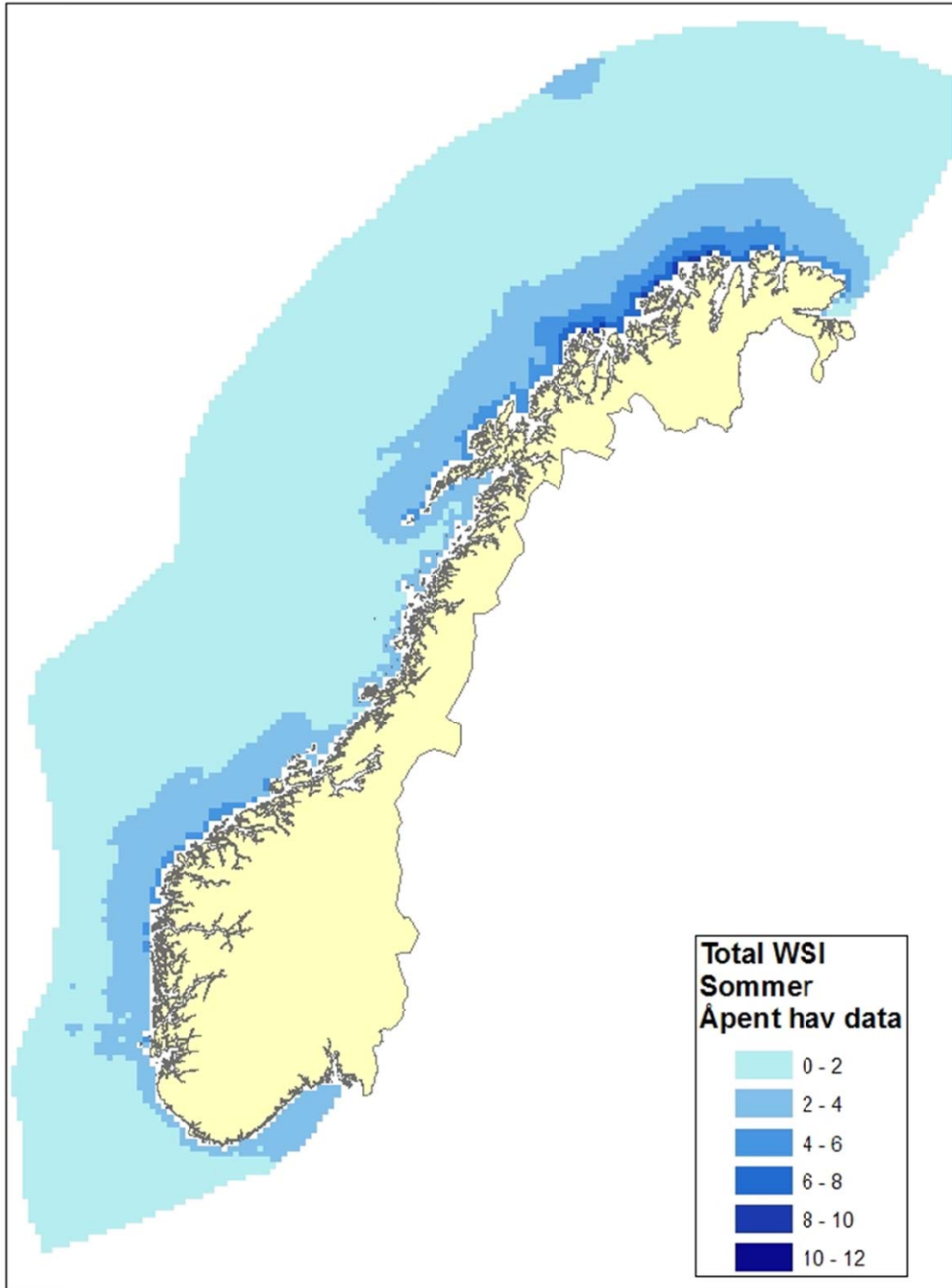
1) SSI er modifisert fra Garthe & Hüppop (2004), 2) SSI er modifisert fra King et al. (2009)

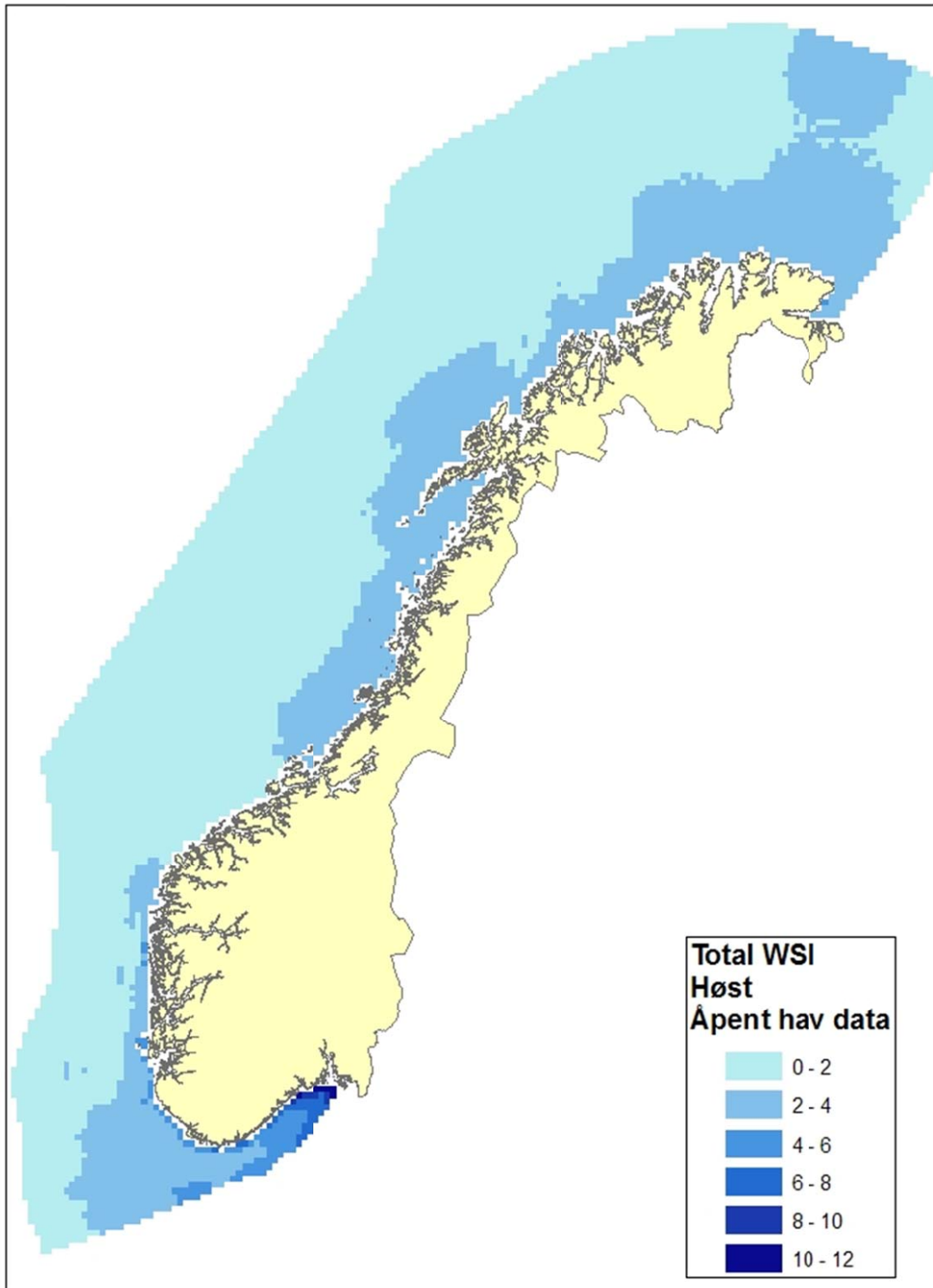
Vedlegg 3. Sesongavgrensning (måned fra-til) og område (åpent hav/kyst) for forekomst av de forskjellige artene innenfor utredningsområdet. X markerer at de er inkludert er presentert i kart.

	Vinter - Åpent hav (november-mars)	Sommer - Åpent hav (april – juli)	Høst - Åpent hav (august – oktober)	Vinter Kyst	Sommer Kyst
Smålom				desember - februar	
Storlom				desember - februar	
Islom				desember - februar	
Gulnebbblom				desember - februar	
Toppykker				desember - februar	
Gråstrupedykker				desember - februar	
Horndykker				desember - februar	
Havhest	X	X	X	desember - februar	april-august
Havsule	X	X	X	desember - februar	mai- august
Storskarv				desember - februar	mai- august
Toppskarv				desember - februar	mai- august
Grågås					
Kortnebbgås					
Hvitkinngås					
Havelle				desember - februar	
Ærfugl				desember - februar	mai-juli
Praktærfugl				desember - februar	
Svartand				desember - februar	
Sjørørre				desember - februar	
Siland				desember - februar	juni-juli
Tyvjo					mai-juli
Storjo					mai-juli
Fiskemåke	X	X	X		mai-juli
Sildemåke,	X	X	X		mai-juli
Gråmåke	X	X	X	desember - mars	april-juli
Svartbak	X	X	X	desember - februar	april-juli
Krykkje	X	X	X	desember - mars	april-juli
Makrellterne					juni-juli
Rødnebbterne					juni-juli
Teist				desember – februar	april - juli
Alke	X	X	X	desember - mars	april - juli
Lomvi	X	X	X	desember - mars	april - juli
Alkekonge	X	X	X	desember - februar	
Lunde	X	X	X	desember - mars	april - august

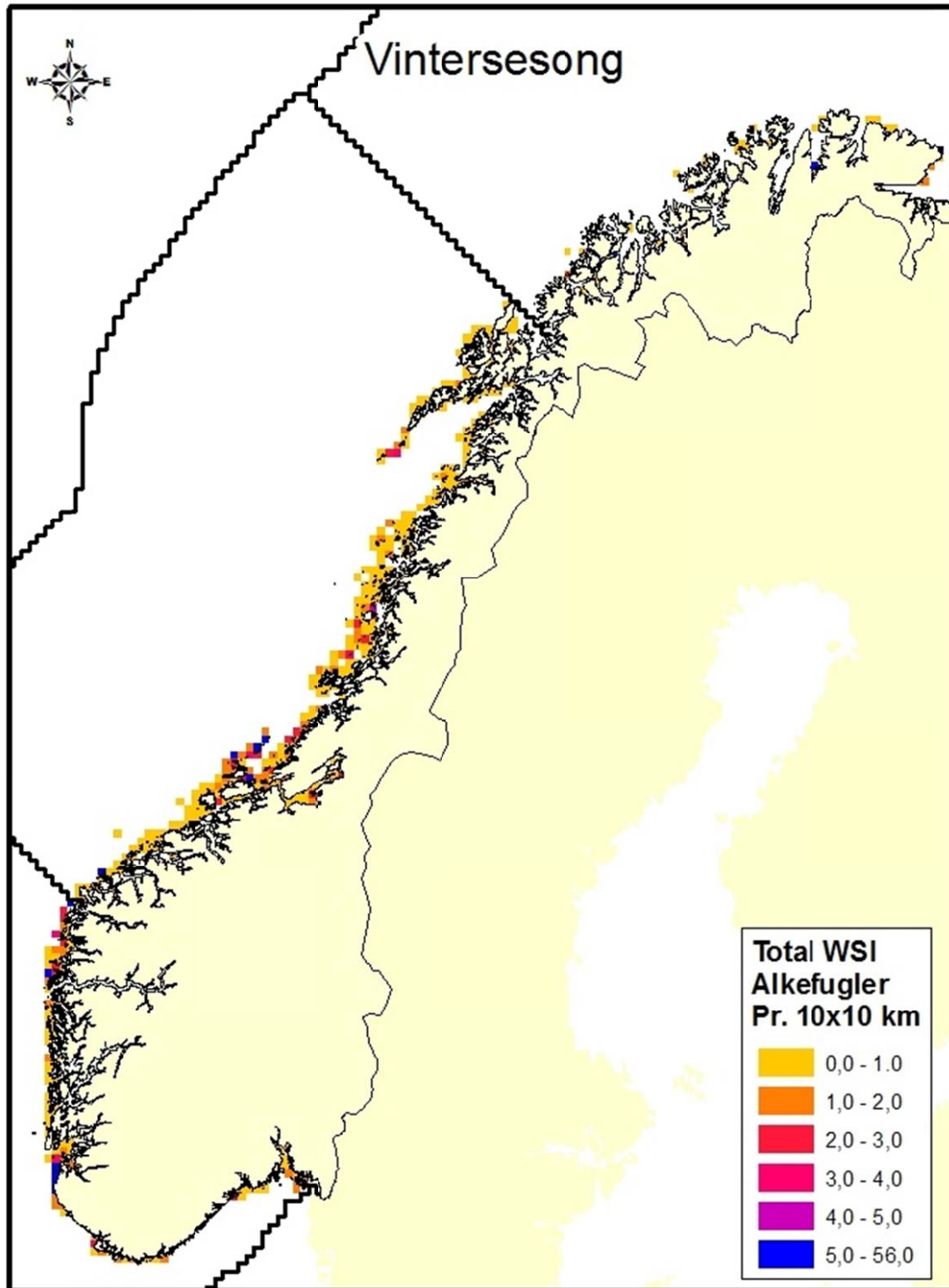
Vedlegg 4. WSI-verdier for åpent hav data

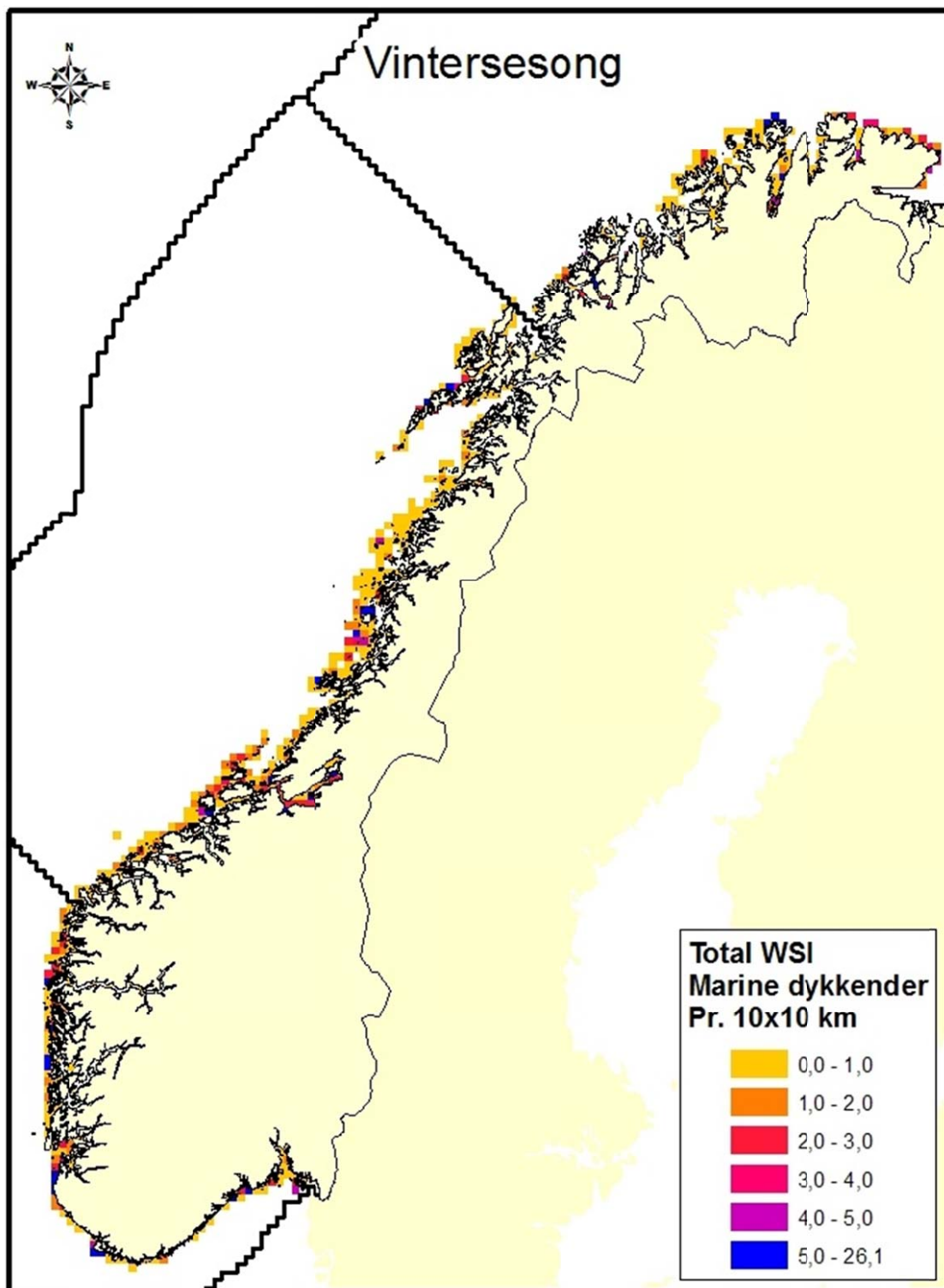


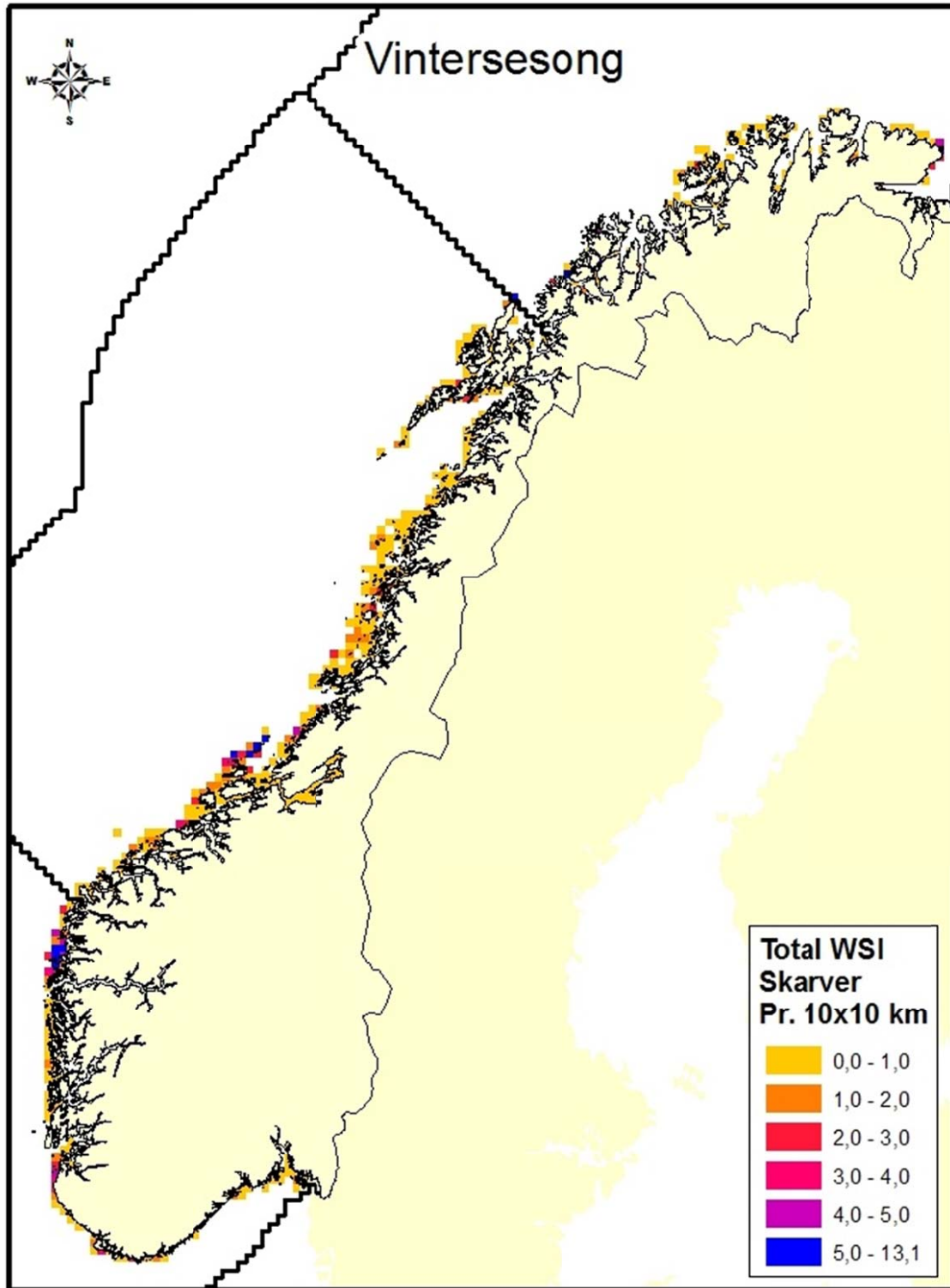


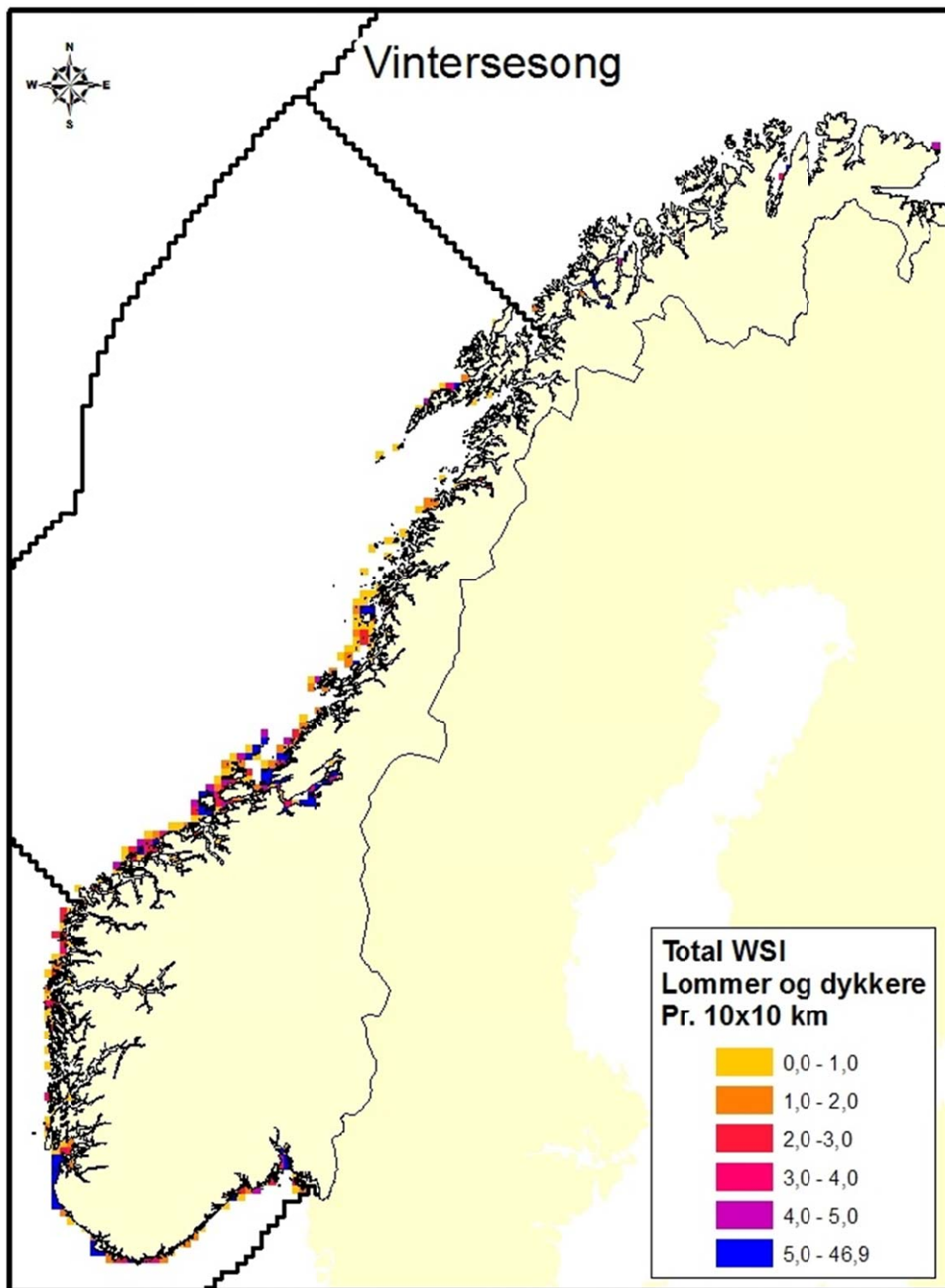


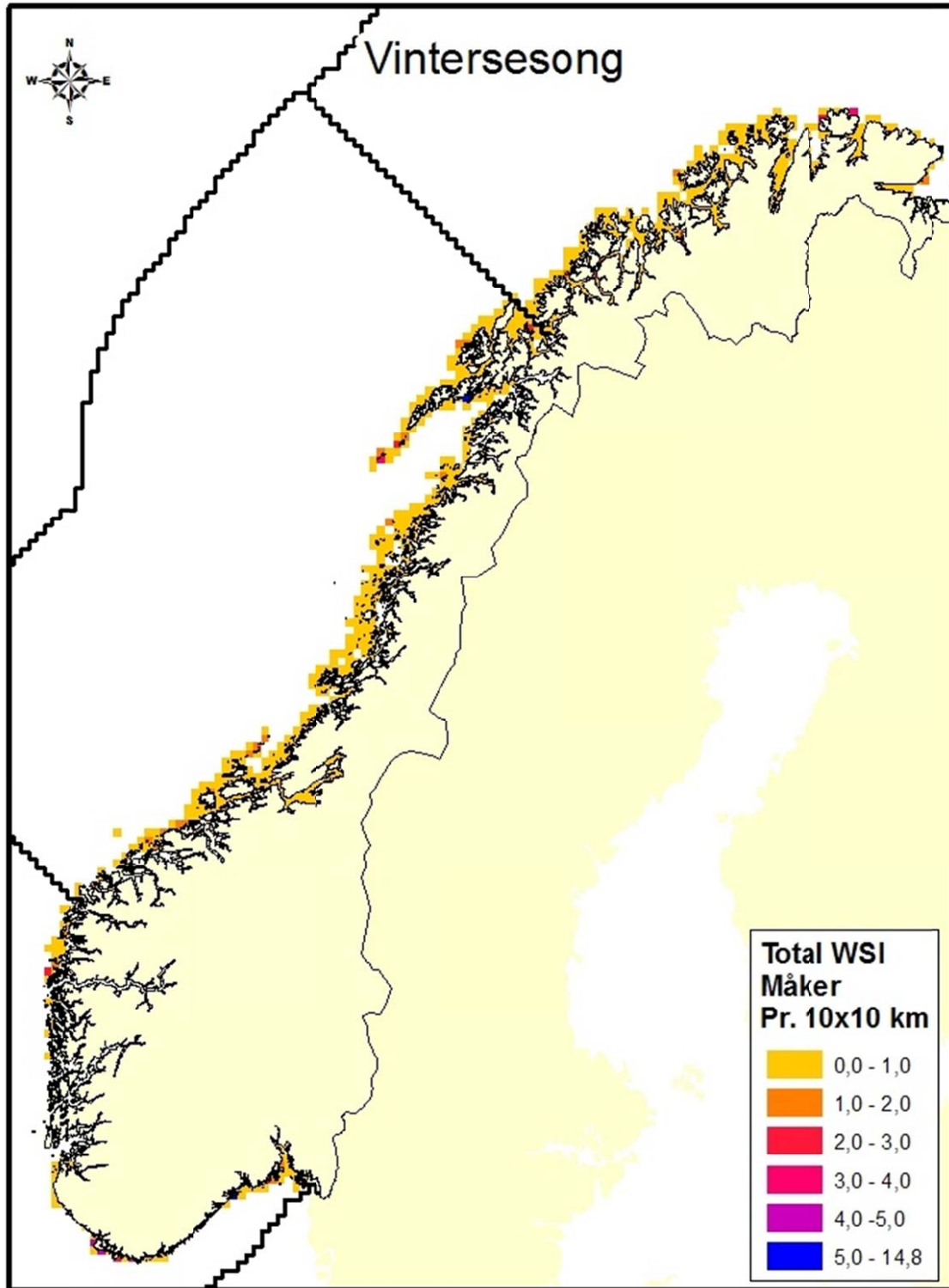
Vedlegg 5. WSI-verdier i vintersesongen fordelt på artsgrupper



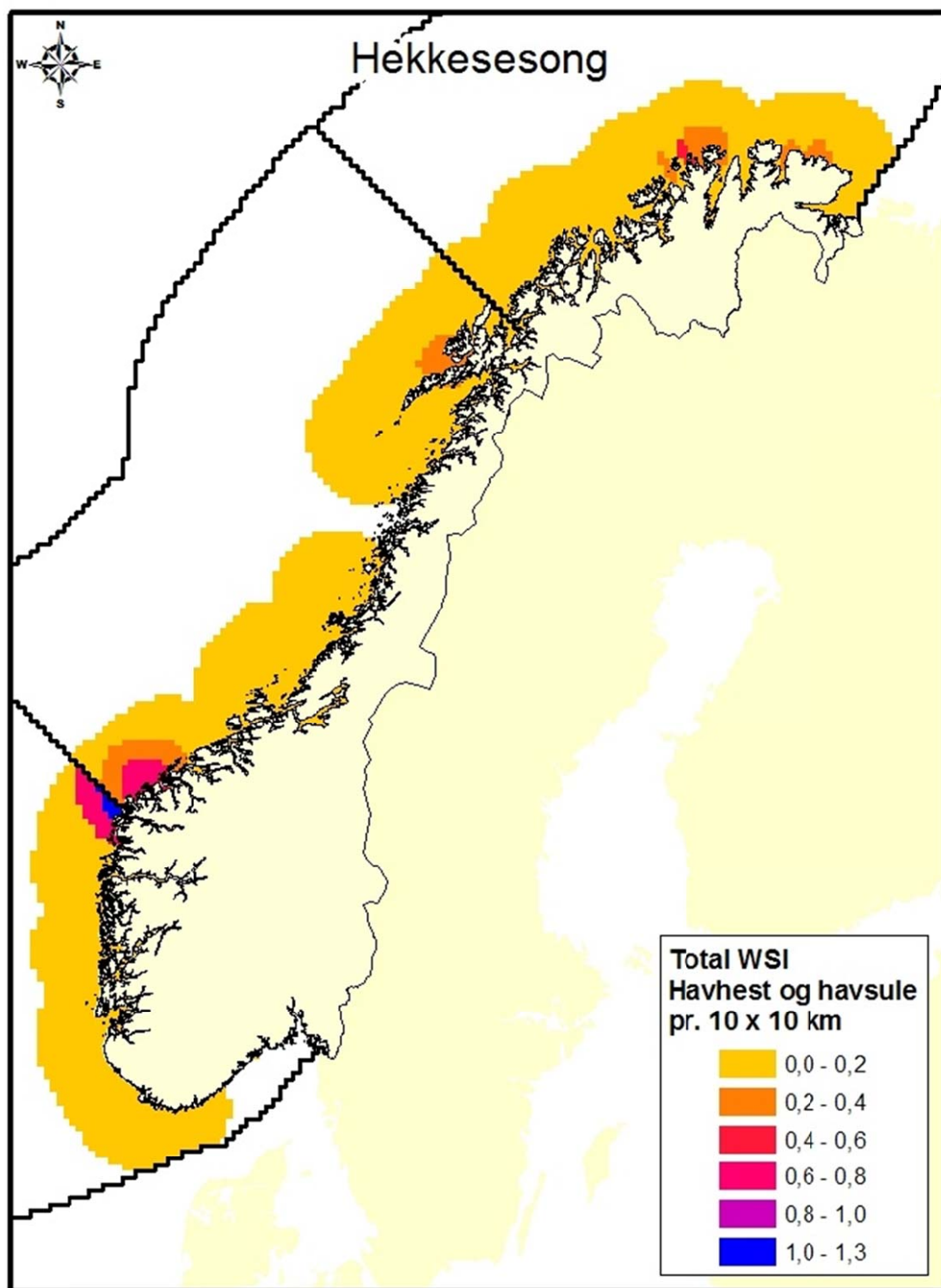


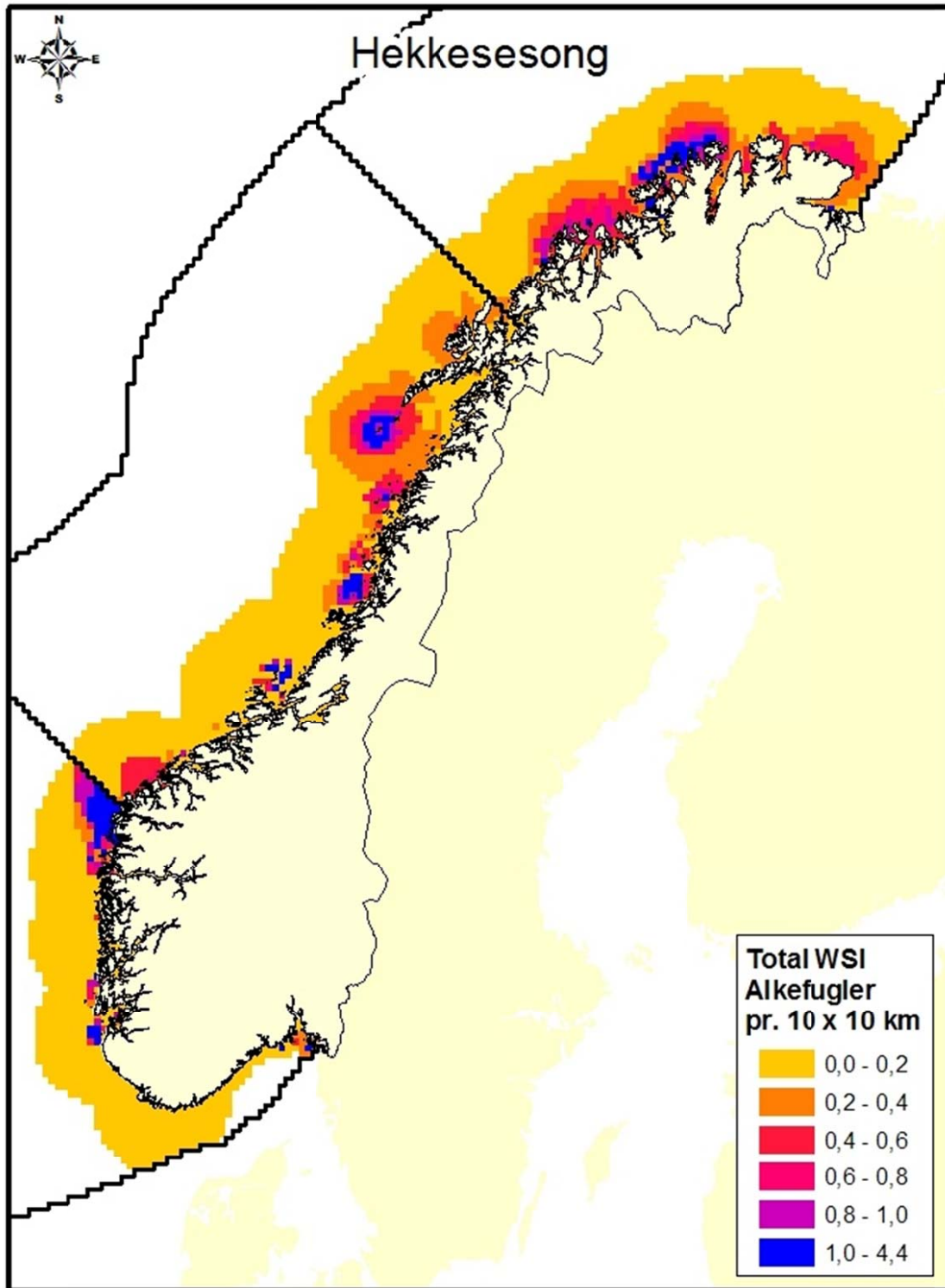


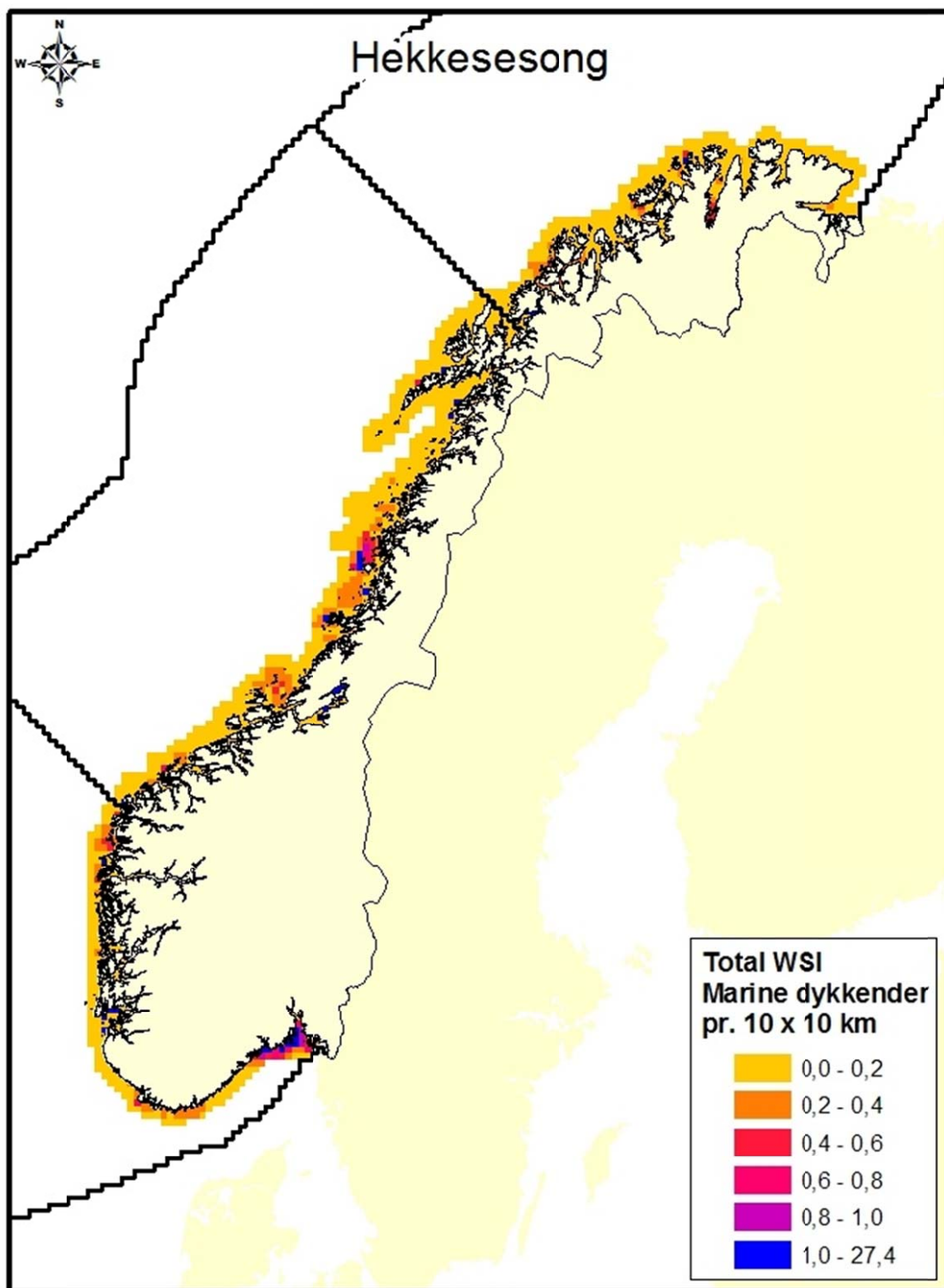


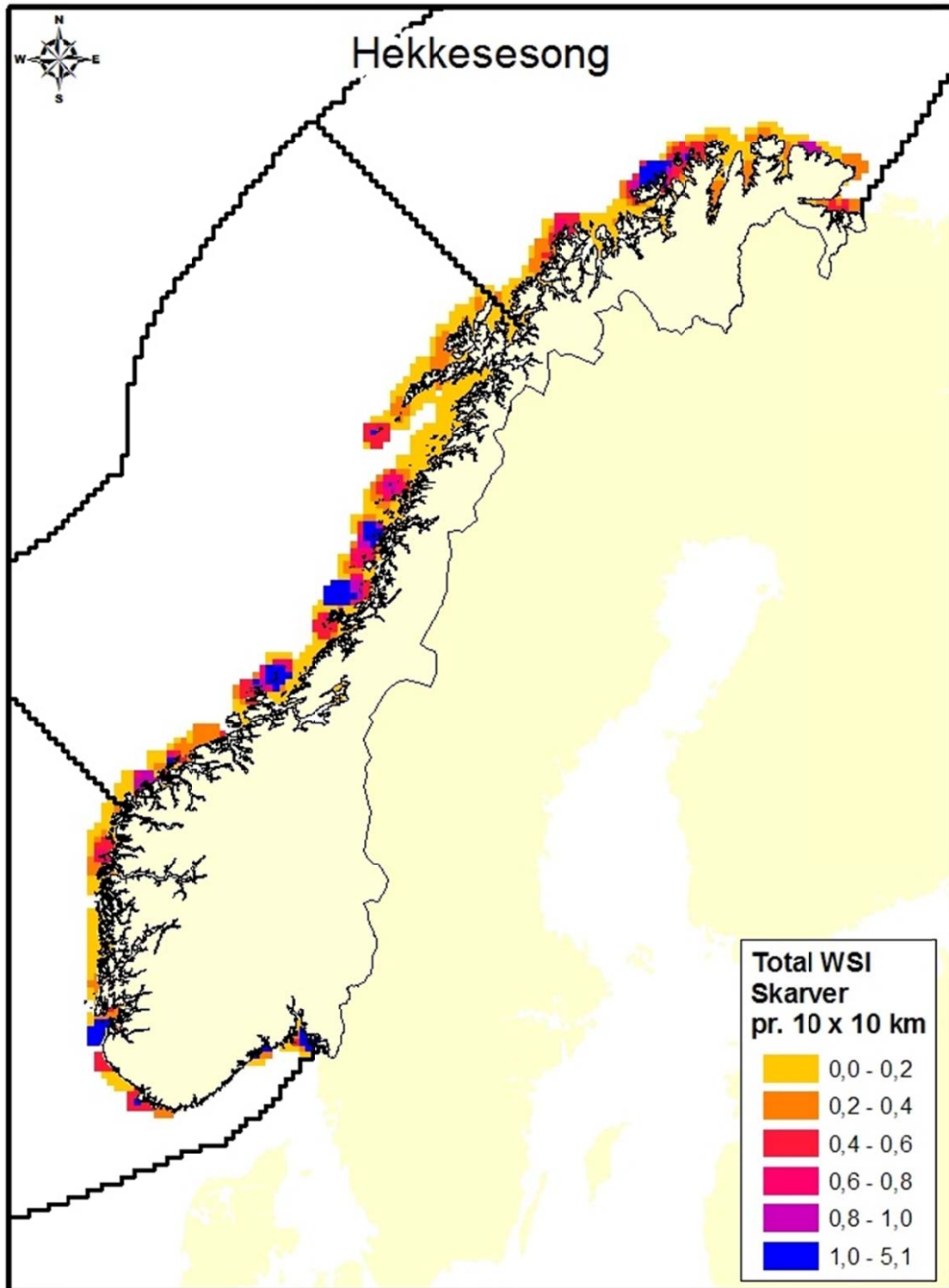


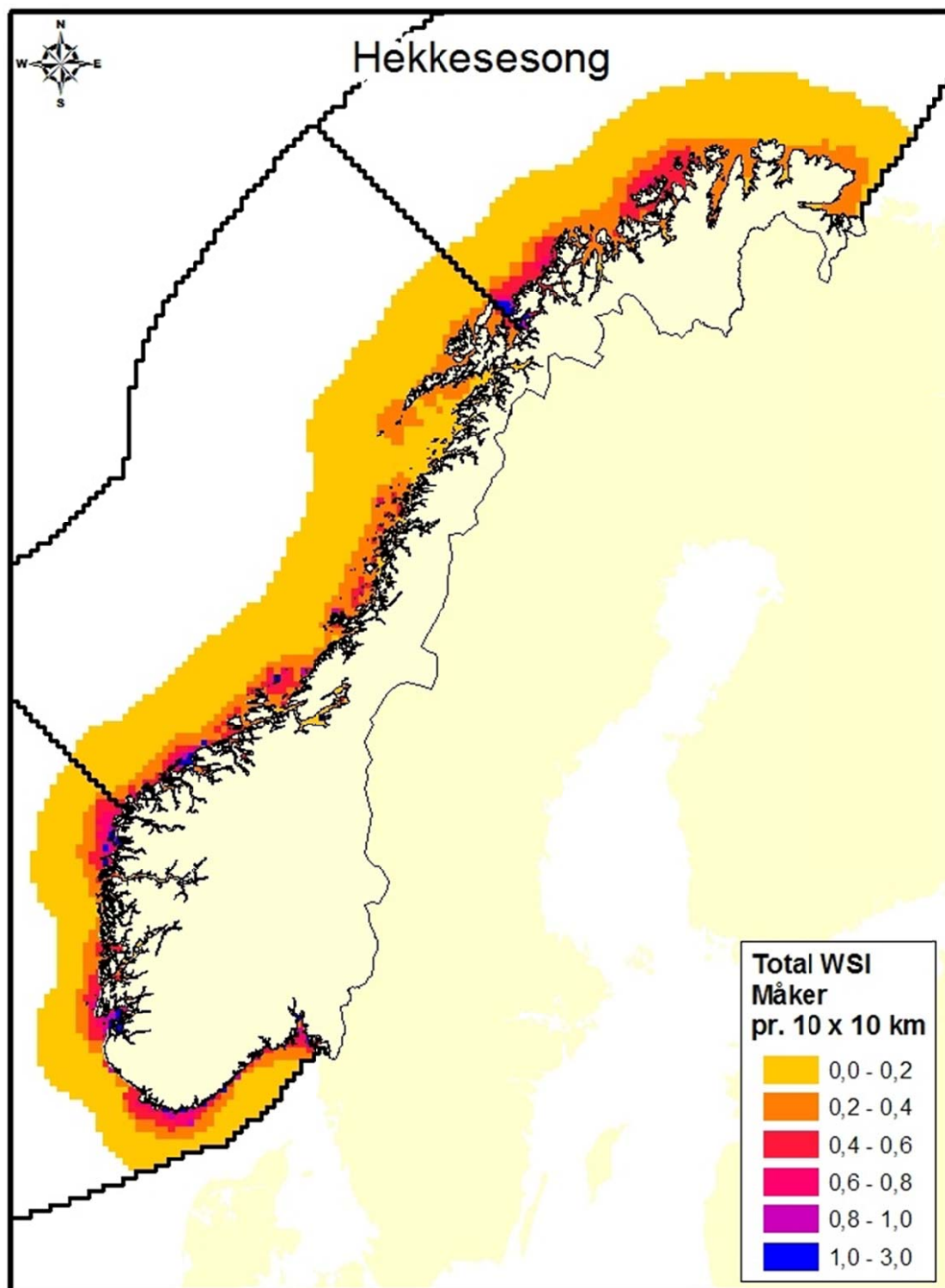
Vedlegg 6. WSI-verdier i hekkesesongen fordelt på artsgrupper

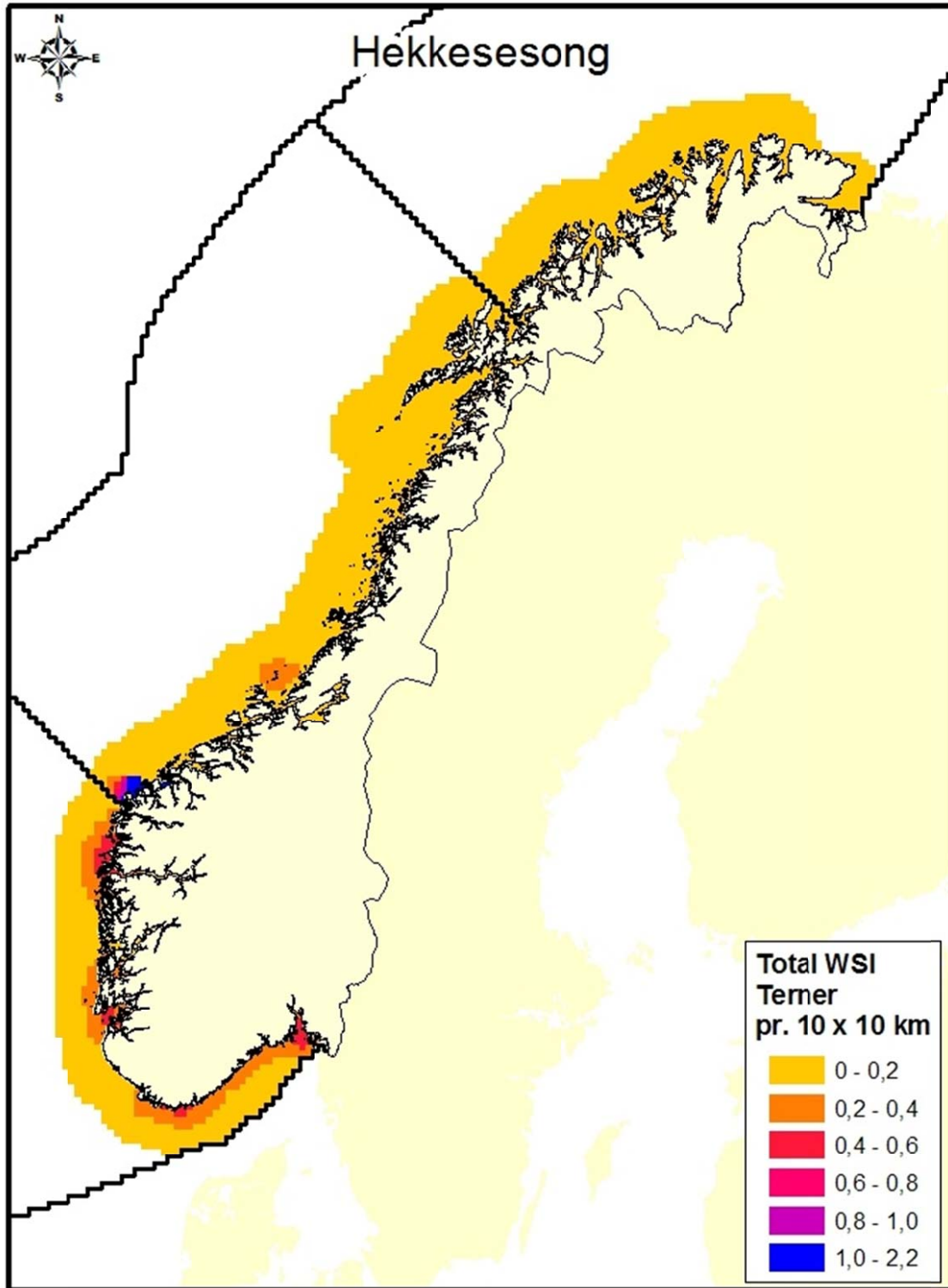














Norsk institutt for naturforskning (NINA) er et nasjonalt og internasjonalt kompetansesenter innen naturforskning. Vår kompetanse utøves gjennom forskning, utredningsarbeid, overvåking og konsekvensutredninger.

NINAs primære aktivitet er å drive anvendt forskning. Stikkord for forskningen er kvalitet og relevans, samarbeid med andre institusjoner, tverrfaglighet og økosystemtilnærming. Offentlig forvaltning, næringsliv og industri samt Norges forskningsråd og EU er blant NINAs oppdragsgivere og finansieringskilder.

Virksomheten er hovedsakelig rettet mot forskning på natur og samfunn, og NINA leverer et bredt spekter av tjenester gjennom forskningsprosjekter, miljøovervåking, utredninger og rådgiving.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2194-8

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger