

Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl

Grunnlagsrapport til en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet

Signe Christensen-Dalsgaard
Jan Ove Bustnes
Arne Follestad
Geir Helge Systad
Jorunn Mittet Eriksen
Svein-Håkon Lorentsen
Tycho Anker-Nilssen



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en ny, 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.

Norsk institutt for naturforskning

Tverrsektoriell vurdering av konsekvenser for sjøfugl

Grunnlagsrapport til en helhetlig
forvaltningsplan for Norskehavet

Signe Christensen-Dalsgaard

Jan Ove Bustnes

Arne Follestad

Geir Helge Systad

Jorunn Mittet Eriksen

Svein-Håkon Lorentsen

Tycho Anker-Nilssen

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.

Trondheim/Tromsø, mai 2008

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-1902-0

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON

Signe Christensen-Dalsgaard, Tycho Anker-Nilssen

KVALITETSSIKRET AV

Forfatterne

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)

Olje og energidepartementet (OED)

Kystverket

Fiskeridirektoratet (Fidir)

Direktoratet for naturforvaltning (DN)

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Espen A. Hauge (OED), Jon-Arve Røyset (Kystverket),

Odd-Jørgen Josephsen (Fidir) og Egil Postmyr (DN)

FORSIDEBILDE

Krykkje på Anda. © Signe Christensen-Dalsgaard

NØKKEWORD

Sjøfugl – Norskehavet – Konsekvensvurdering –
Kunnskapsbehov – Petroleumsaktivitet – Vindkraft – Skipsfart –
Fiskeri – Andre aktiviteter – Klimaendringer – Forurensning –
Radioaktivitet – Forsuring av havet – Introduerte arter

KEY WORDS

Seabirds – Norwegian Sea – Impact assessment – Information
needs – Petroleum activities – Wind power – Shipping –
Fisheries – Other activities – Climate change – Pollution –
Radioactivity – Sea acidification – Introduced species

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

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

Polarmiljøsentret

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., 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.

Denne rapporten er en del av utredningsprosessen i forbindelse med utarbeidelse av en helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har på oppdrag fra Direktoratet for naturforvaltning, Olje- og energidepartementet, Fiskeridirektoratet og Kystverket vurdert mulige konsekvenser av forskjellige påvirkningsfaktorer på sjøfugl i Norskehavet. Utredningen omhandler mulige konsekvenser av petroleumsaktivitet, skipsfart og fiskeri, samt ytre påvirkninger (konsekvenser av klimaendringer, langtransportert forurensning, forsuring av havet, petroleumsvirksomhet utenfor Norskehavet, skipstrafikk utenfor Norskehavet, vandrende arter, aktiviteter i kystsonen og introduserte arter). Vurderingene er gjort i forhold til dagens tilstand og i forhold til et mulig fremtidsbilde (2025). De er basert på eksisterende kunnskap, og det er tatt utgangspunkt i fem indikatorarter (toppskarv *Phalacrocorax aristotelis*, ærfugl *Somateria mollissima*, krykkje *Rissa tridactyla*, lomvi *Uria aalge* og lunde *Fratercula arctica*) som representerer ulike økologiske faglegrupper. I enkelte tilfeller er også andre arter vurdert.

Vurderingen av konsekvenser fra de ulike påvirkningsfaktorene er hovedsakelig kvalitative, hvor eksisterende viten er brukt for å sannsynliggjøre mulige effekter, og hvilke konsekvenser disse kan ha for sjøfugler i utredningsområdet. Simulerte uhellssituasjoner for petroleum og skipsfart innenfor utredningsområdet samt for skipsfart utenfor utredningsområdet er imidlertid behandlet med en semi-kvantitativ tilnærming. Basert på fordelingsdata for sjøfugl i åpent hav, samt forekomstene av hekkekolonier og andre viktige funksjonsområder langs kysten, er det gjort overlappsanalyser for olje og sjøfugler.

Petroleum (kapittel 5)

Petroleumsaktivitet vil potensielt kunne påvirke sjøfugler på ulike måter. Basert på nåværende kunnskap og de nivåene for utslipp som er lagt til grunn i denne rapporten, er det vurdert at regulære driftutslipp (2006- og 2025-nivå) vil ha ubetydelige konsekvenser for sjøfugl. De alvorligste effektene vil være gjennom søl av olje på sjøen. Sjøfugler er svært sårbare for både direkte og indirekte effekter av oljesøl. Selv små mengder av olje i fjærdrakten kan ha fatale konsekvenser ved at fjærene klitrer seg sammen slik at de mister isolasjonsevnen. I tillegg vil tilsølte individer lett kunne bli forgiftet ved at de får olje inn i fordøyelsessystemet f. eks. under fjærstell. Omfanget av konsekvensene etter et oljeutslipp er avhengig av sesong (når på året uhellet skjer), lokalisering av utslippet, samt hvilke arter som finnes i området og deres antallsfordeling på det gitte tidspunktet. For vurderingene av petroleumsaktiviteten ble det gjort statistiske oljedriftsmodelleringer for simulerte utblåsing fra ulike oljefelt i utredningsområdet. Resultatene ble benyttet i en geografisk overlappsanalyse med predikerte forekomster av sjøfugl, basert på modellerte sammenhenger mellom sjøfugl og ulike miljøparametre. Kvalitative vurderinger av disse modelleringene gir et inntrykk av hvilke områder og arter som potensielt kan bli rammet, og hvilke konsekvenser et slikt utslipp dermed kan få på de rammede bestandene.

Basert på sjøfuglenes fordeling, bestandsstatus og individuelle sårbarhet ble det vurdert at overflateutslipp fra feltene Norne og Møre samt leteboring ved Jan Mayen (alle i perioden mars – august) ville ha alvorlige konsekvenser for sjøfugl. Overflateutblåsing for Draugen-feltet og sjøbunnsutblåsing fra Norne og Møre-feltet (begge i perioden mars – august) samt overflateutblåsing fra Norne og Møre (i perioden september – februar) ville ha moderate konsekvenser, mens resten ble vurdert til å ha små eller ubetydelige konsekvenser. Det ble også kjørt enkeltscenarier for feltene Norne (sommer), Draugen (høst-vinter), Heidrun (vår-sommer), Jan Mayen (sommer) og Møre (vinter). Her var utslippet fra Norne også mest omfattende, med alvorlige konsekvenser for alle indikatorartene. For utslippet ved Jan Mayen ble det vurdert at det ville ha alvorlige konsekvenser for lunde, lomvi og krykkje, men bare små konsekvenser for

ærfugl. For Møre- og Heidrun-feltet ble det vurdert at utslippet ville ha moderate konsekvenser for lunde, lomvi, ærfugl og toppskarv, mens utslippet fra Draugen-feltet ville ha moderate konsekvenser for lunde og lomvi. Ellers var konsekvensene små og ubetydelige.

Vindkraft (kapittel 6)

Vindkraft kan ha ulike effekter på sjøfugl. Det er flere forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindmøllers virkning på fugl. Fuglene kan utover økt dødelighet som følge av kollisjoner bli påvirket både av tap og fragmentering av viktige habitater, eller redusert tilgang til slike på grunn av barriereeffekter, forstyrrelser fra menneskelig tilstedeværelse eller ved at de unngår områder med menneskeskapte strukturer.

For vindkraft i kystsonen ble det vurdert at dagens nivå av har ubetydelige konsekvenser for de fem indikatorartene. For fremtidsbildet 2025 blir det antatt at vindkraft i kystsonen vil kunne få moderate konsekvenser for krykkje, mens konsekvensene for lunde, lomvi, ærfugl og toppskarv sannsynligvis vil være små.

Det er på nåværende tidspunkt ikke etablert offshore vindkraftanlegg i utredningsområdet. For fremtidsbilde 2025 er prognosen at det er etablert ett vindkraftanlegg på Nordmøre eller i Sør-Trøndelag. Konsekvensene er vurdert for de fem indikatorartene. Det vurderte området brukes til søking etter mat for alle indikatorartene både sommer og vinter. Det kan derfor være snakk om mulige negative konsekvenser av habitattap for bestandene dersom de ikke får tilgang til viktige beiteområder hvis de ikke vil bevege seg inn i vindmølleparken. Likeledes kan det være en barriereeffekt ved at vindkraftanlegget ligger i veien for den naturlige bevegelsen mellom viktige beiteområder. Ut i fra disse vurderingene er konsekvensene ved *habitattap* og *areal-konflikter* samt *barriereeffekter* satt til "små" for hhv. lunde, lomvi, ærfugl og toppskarv. De resterende konsekvensene er satt til "ubetydelige".

Skipsfart (kapittel 7)

Det er vurdert at driftsutslipp fra skipsfart generelt vil ha ubetydelige eller små konsekvenser for sjøfugl. De utslippsmengdene som tillates i henhold til MARPOL 73/78, kan antas å ha relativt små konsekvenser. Enkeltindivider vil kunne bli påvirket av de små mengdene olje som blir liggende på sjøen, men sannsynligvis ikke i et omfang som vil være synlig på bestandsnivå. Det eneste unntaket er mulige konsekvenser av søppel på de kystbundne og pelagisk overflatebeitende sjøfuglartene. Kroniske oljeforurensninger må regnes som det potensielt største problemet i forhold til mulige konsekvenser av dagens nivå av skipstrafikk (uten å ta akutte utslipp i betraktning). Hvis større mengder olje slippes ut ulovlig, kan dette ha store konsekvenser for sjøfugl.

Akutte oljeutslipp har potensiale for store konsekvenser for de sjøfuglbestandene som eventuelt rammes. For skipsfart ble tre simulerte uhellsforløp vurdert. For å gi et inntrykk av mulige forskjeller i konsekvenser ble de tre uhellsforløpene lagt på ulike plasser og til forskjellige årstider. Omfanget av konsekvensene etter et oljeutslipp er avhengig av sesong (når på året uhellet skjer), lokalisering av utslippet, samt hvilke arter som finnes i området og deres antallsfordeling på det gitte tidspunktet. Vurderingen av disse tre hendelsene gir derfor bare et øyeblikksbilde av hvilke konsekvenser som kan forventes.

Hendelse 2.1 fant sted nord for Stadt, mens *hendelse 10* var i Vestfjorden. Influensområdet for hendelse 2.1 berørte i sterk grad beiteområdene til viktige bestander av lomvi og lunde (pelagisk dykkende arter), krykkje (pelagisk overflatebeitende art), toppskarv og til dels ærfugl (kystbundne dykkende arter), samt en rekke andre sjøfuglarter. Utslippet fra hendelse 10 var av relativt lang varighet, og berørte derfor både overvintrende bestander og bestander som var på vei tilbake til hekkeplassene på våren. For begge disse hendelsene er det vurdert at de får alvorlige konsekvenser for alle indikatorartene.

Hendelse 12 var i åpent hav ved Bjørnøya, hvilket ble avspeilet i konsekvensene. For lomvi og lunde (pelagisk dykkende arter) og krykkje (pelagisk overflatebeitende arter) ble konse-

kvensene satt til moderate, selv om konsekvensene for pelagiske arter alltid vil være avhengig av fordelingen av fiskeforekomstene i området.

Fiskeri (kapittel 8)

Både direkte konsekvenser i form av bifangst av sjøfugler i fiskeredskaper og indirekte konsekvenser igjennom konkurranse med fiskeriene om de samme næringssementene er vurdert.

Den største effekten av fiskeriene på sjøfugler total sett, er gjennom påvirkning av fuglenes næringsgrunnlag. Trofiske interaksjoner mellom sjøfugl og fiskerier, isolert eller i kombinasjon med andre faktorer, representerer svært komplekse sammenhenger. Mange sjøfuglbestander opplever direkte og/eller indirekte konkurranse med fiskeriene, og gjennom de siste tiårene har reduserte bestander av byttedyr blitt identifisert som en alvorlig trussel mot flere sjøfuglbestander. Det er imidlertid ikke lett å finne årsakene til selv de mest alvorlige endringene. Beskatning av fisk gjennom fiskeriene kan være en årsak til reduksjon i byttetilgang, men trofiske interaksjoner forårsaket av variasjoner i klima kan også være en viktig forklaringsfaktor. Ut i fra dette er det oppsummert at konsekvensene på sjøfugl gjennom beskatning av fisk fra fiskeriene er moderat. Det er i dag lite dokumentasjon på omfanget av bifangst av sjøfugl i fiskeredskaper i utredningsområdet, og det er derfor vanskelig å forutsi hvilke konsekvenser bifangst har for sjøfuglbestandene. Garnfiske påvirker primært kystbundne og pelagisk dykkende sjøfugl, mens de overflatebeitende artene vil være mest påvirket av linefiske. Konsekvensene av den direkte dødeligheten ved bifangst i fiskeredskaper vil avhenge av årstid, tilstanden til de rammede bestandene, samt kjønns- og aldersfordeling for de fuglene som rammes. Selv en antallsmessig beskjeden bifangst vil kunne være en trussel for rødlistede arter som lomvi, hornedykker *Podiceps auritus*, gulnebbblom *Gavia adamsii*, stellerand *Polysticta stelleri* og sjøorre *Melanitta fusca*. Det er vurdert at garnfiske samt ruser og teiner vil ha en moderat konsekvens for både pelagiske og kystbundne dykkende sjøfugler (indikatorartene: lunde, lomvi, ærfugl og toppskarv). Det er vurdert at de andre redskapstypene vil ha små eller ubetydelige konsekvenser.

Ytre påvirkninger (kapittel 9)

For ytre påvirkninger er konsekvenser av klimaendringer, langtransportert forurensning, forurensning av havet, petroleumsvirksomhet utenfor Norskehavet, skipstrafikk utenfor Norskehavet, vandrende arter, aktiviteter i kystsonen og introduserte arter vurdert. Da mange påvirkningsfaktorer er vurdert i dette kapittelet, er det i sammendraget skilt mellom direkte påvirkninger og indirekte påvirkninger ved endring i næringsvalg og habitat.

Det er vurdert at oljesøl ved store uhellsituasjoner i forbindelse med petroleumsaktivitet og skipstrafikk *utenfor* utredningsområdet kan ha store direkte konsekvensene på sjøfugler i utredningsområdet. Langtransportert forurensning vil likeledes kunne ha store konsekvenser for sjøfugler. Arter på toppen av næringskjeden er mest utsatt for akkumulering av miljøgifter, og mange sjøfuglarter tilhører denne gruppen. Annen direkte påvirkning kan komme igjennom mortalitet ved bifangst i fiskeredskaper i kystsonen.

Det er vurdert at indirekte effekter, særlig gjennom næringsvalg, kan skje ved en endring i klima som vil påvirke utbredelse og tetthet av byttedyr. Dette kan få vidtrekkende konsekvenser for sjøfuglene, både i forhold til utbredelse, tetthet og reproduktiv suksess (ungeproduksjon). Det finnes lite kunnskap om effekter av forurensning av havet, men det er vurdert at dette på sikt kan være en faktor som vil kunne få store konsekvenser på lavere trofiske nivå og dermed for sjøfugl gjennom endring av næringstilgang. Akvakultur og utkast av søppel vil kunne gi næringsfortrinn for noen arter, mens introduserte arter vil kunne konkurrere med sjøfugler om næringsgrunnlaget.

Mange av de påvirkningsfaktorene som er behandlet kan føre til indirekte effekter for sjøfugl gjennom endring, forstyrrelse, og/eller ødeleggelse av habitat. I mange områder er det vurdert at sjøfuglenes habitater kan bli påvirket av avrenning fra land, akvakultur, taretråling, vindmøller, konstruksjoner og annen utbygging samt turisme og økt ferdsel. Det er imidlertid

vanskelig å kvantifisere omfanget av påvirkningsfaktorene. Alt etter område og omfang vil de fleste av faktorene kunne ha fra ubetydelige til store konsekvenser.

Sammenstilling av konsekvenser (kapittel 10)

I sektorvurderingene vurderes konsekvenser for sjøfugl av hver enkelt faktor uavhengig av hverandre, men i realiteten er sjøfuglene som regel utsatt for flere av disse faktorene samtidig. Under bestemte betingelser kan dette bidra til en innbyrdes forsterkning av effekter, slik at de endelige konsekvenser både på individ- og bestandsnivå blir større enn summen av konsekvensene når hver faktor er vurdert alene (såkalte synergistiske effekter). En økt dødelighet av sjøfugl grunnet bifangst kan, for eksempel, være en ekstra stressfaktor for bestander som allerede er påvirket av habitatødeleggelse, variasjoner i klima eller oljeforurensning. Det er derfor avslutningsvis i rapporten gjort en oppsummering på tvers av sektorene.

Christensen-Dalsgaard, S. (signe.dalsgaard@nina.no), Follestad, A. (arne.follestad@nina.no), Eriksen, J.M. (jorunn.eriksen@nina.no), Lorentsen, S.-H. (shl@nina.no) og Anker-Nilssen, T. (tycho@nina.no), NINA, 7485 Trondheim.

Bustnes, J.O. (jan.o.bustnes@nina.no) og Systad, G.H. (geir.systad@nina.no), NINA, Polar-miljøsenteret, 9296 Tromsø.

Abstract

Christensen-Dalsgaard, S., Bustnes, J.O., Follestad, A., Systad G.H., Eriksen, J.M., Lorentsen S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2008. Intersectoral assessment of impacts on seabirds. Baseline report for a comprehensive environmental management plan for the Norwegian Sea. - NINA Report 338. 161 pp.

This report is part of an assessment process carried out in connection with the development of a comprehensive management plan for the Norwegian Sea. The Norwegian Institute for Nature Research (NINA) has, at the request of the Directorate for Nature Management, the Directorate of Fisheries, and the Norwegian Coastal Administration assessed the possible impacts of various factors affecting seabirds in the Norwegian Sea, including petroleum activities, shipping and fisheries, together with factors of external origin (climate changes, long-distance pollutants, acidification of the sea, petroleum activities outside of the Norwegian Sea, ship traffic outside of the Norwegian Sea, nomadic species, activities in the coastal zone, and introduced species). The assessment is made with regard to both current conditions and a possible future scenario (2025). It is based on existing knowledge and focusses on five indicator species (European shag, common eider, black-legged kittiwake, common guillemot, and Atlantic puffin), which represent various ecological bird guilds. In some cases, other species are also considered.

Current and potential impacts on seabirds in the area that are likely to be caused by the various factors are mainly assessed qualitatively, but as far as possible based on existing knowledge. Simulations of accidental oil spills from petroleum activities and shipping within the assessment area and from shipping outside of it, are however treated in a semi-quantitative manner. In these cases, analyses of the spatial overlap between oil and seabirds were made, using distribution data for seabirds at sea and the locations of breeding colonies and other important seabird habitats along the coast, .

Petroleum (chapter 5)

Petroleum industry activities may potentially affect seabird colonies in various ways. Based on current knowledge, and the levels of spills used as the basis of analyses for this report, it is considered that normal levels of day-to-day emissions (2006 and 2025 levels) will not have significant impacts for seabirds. The most serious effects will be a result of oil slicks on the sea surface. Seabirds are extremely vulnerable to both direct and indirect effects of oiling. Even small amounts of oil in the plumage can have fatal consequences for a seabird, as a result of feathers sticking together so that the plumage loses its waterproof, and thereby, insulating quality. In addition, oiled individuals are easily poisoned by oil, which is ingested during preening. The scale of impacts following an oil spill is dependent on season (time of year when the accident occurs), the location of the spill, and the species and numerical distribution of the seabirds present in the area at that time. In order to assess petroleum exploration and production activities, statistical oil drift models were used to simulate blowouts from various oilfields within the assessment area. These data were combined in a spatial analysis with the predicted numerical distribution of seabirds in the area, as modelled from documented relationships between seabirds and different environmental factors. The results were part of the basis for qualitative assessments as to the areas and species which can potentially be hit, and the overall impacts such incidents can have for the affected populations.

Based on the distribution of seabirds and their population status and individual vulnerability, it was considered that surface spills from the Norne and Møre fields, and drilling in connection with petroleum exploration around Jan Mayen (all in the period March-August) would have serious consequences for seabirds. Surface blowouts at the Draugen field and seabed blowouts at the Norne and Møre field (both in the period March-August) together with surface blowouts from Norne and Møre (in the period September – February) would have moderate impacts, while the rest would have small or negligible impacts. Individual simulations were also run for the Norne (summer), Draugen (autumn/winter), and Heidrun (spring/summer) fields, Jan

Mayen (summer), and Møre (winter). Here emissions from Norne were also the most serious, with serious consequences for all indicator species. Spills around Jan Mayen were assessed to have serious consequences for puffin, guillemot, and kittiwake, but only small effects on eider. For the Møre and Heidrun fields, moderate consequences were assessed for puffin, eider, and shag, while spills from the Draugen field would have moderate consequences for puffin and guillemot. In the other cases assessed, the consequences of spills were considered to be small and inconsequential.

Wind power (chapter 6)

Wind power stations can have various effects on seabirds. Increased mortality can result as a consequence of collisions; birds can be affected by loss and fragmentation of important habitat, or reduced access due to barrier effects from avoidance of human structures, or disturbance from human presence.

Wind power stations in the coastal zone are considered to have negligible consequences for the five indicator species at today's level of development. The 2025 scenario for the coastal zone is considered to have moderate consequences for kittiwakes, while the consequences for puffins, guillemots, eiders, and shags will be small.

Currently offshore wind power stations have not been established in the study area. The prognosis for 2025 is that one such station will have been built in Nordmøre or Sør-Trøndelag. The consequences have been assessed for the five indicator species. The area is used as foraging habitat for all species in both summer and winter, so there are possible negative consequences due to habitat loss if they do not gain access to important foraging areas if they are unwilling to go within the wind power installation perimeter. Similarly, there may be a barrier effect in that the wind power installation will lie in the path of natural movements between important foraging areas. From these considerations, the assessment for *habitat loss* and *area conflicts* together with *barrier effects* are set as 'small' for puffin, guillemot, eider and shag. Other consequences are considered negligible.

Shipping (chapter 7)

It is considered that emissions due to normal shipping operations will have negligible or small effects on seabirds. Spillage levels permitted by MARPOL 73/78 can be assumed to have relatively little consequence for seabirds. Individuals can be affected by the small amounts of oil floating on the sea, but probably not to a degree which will be noticeable at the population level. The only exception is the possible consequences of litter on surface-feeding seabird species. Chronic oil pollution must be considered the most serious potential problem with regard to the possible consequences of today's level of ship traffic (without taking acute spillages into account). If large amounts of oil are released illegally, this may have serious consequences for seabirds.

Acute oil spills have the potential for making serious impacts on the seabird populations in the affected area. For shipping, three simulated accidents were assessed. To give an impression of possible differences in effects, the three events were simulated in different places and at different times of the year. The scale of effects following an oil spill are dependent on season (i.e. at which time of year the spill occurs), the location, the species found in the area, and their numerical distribution at the time. The assessment of these three simulated events gives therefore only a snapshot of the impacts that can be expected.

Event 2.1 occurred north of Stad, while *event 10* was in Vestfjorden. The influence area for event 2.1 affected to a strong degree the foraging areas of important populations of guillemot and puffin (pelagic diving species), kittiwake (pelagic surface feeder), shag and to some extent eider (coastal diving species), together with a number of other seabird species. The spill from event 10 was of relatively long duration, and affected therefore both overwintering populations and populations on the way back to breeding localities in spring. In both cases it is considered that there would be serious consequences for all indicator species.

Event 12 occurred in open sea near Bear Island (Bjørnøya), and this was reflected in the impacts on seabirds. For guillemot and puffin (pelagic divers) and kittiwake (pelagic surface feeder) the consequences were considered to be moderate, even if the consequences for the pelagic species in the area will always depend on the distribution of prey fish in the area.

Fisheries (chapter 8)

Both direct consequences in the form of bycatch of seabirds in fishing equipment and indirect consequences through competition with fisheries for the same food sources were considered.

The largest impact of fisheries on seabirds is through the effect on the birds' food base. Trophic interactions between seabirds and fisheries, isolated or in combination with other factors, are very complex relationships to uncover. Many seabird species experience direct and/or indirect competition with fisheries, and in recent decades reduced populations of prey has been identified as a serious threat to many seabird populations. It is nevertheless not easy to determine the cause of even the most serious changes. Harvest of fish by fisheries can be a cause of reduction in access to prey, but trophic interactions caused by variations in climate can also be an important explanatory factor. Overall, the consequence for seabirds of the fish harvest by fisheries is considered to be moderate.

There is today little documentation available on the scale of bycatch of seabirds in the study area; it is therefore difficult to determine the consequences of bycatch for seabird populations. Net fishing affects primarily coastal and pelagic diving seabirds, while the surface-feeding species will be most affected by long-line fishing. The population impact of direct mortality through bycatch will vary with the time of year, the status of the affected population, and the sex and age structure of the birds killed. Even a numerically low bycatch may be a threat to red-listed species such as common guillemot, Slavonian grebe, white-billed diver, Steller's eider and velvet scoter. It is considered that net fishing together with traps and lobster pots will have moderate consequences for both pelagic and coastal diving seabirds (indicator species: puffin, guillemot, eider and shag), whereas the other types of fishing gear are most likely to have little or negligible impacts on seabirds.

Factors of external origin (chapter 9)

The factors of external origin that were assessed included climate change, long-distance pollutants, acidification of the sea, petroleum industry activities outside of the Norwegian sea, shipping outside of the Norwegian sea, nomadic species, human activities in the coastal zone, and introduced species were assessed. As many factors are considered in this chapter, the summary is divided into direct effects and indirect effects via changes in diet choice and habitat.

It is considered that oil spills caused by serious accidents in connection with the petroleum industry and shipping *outside* of the study area may have serious direct consequences for seabirds in the study area. Long-distance transported pollution will likewise have serious consequences for seabirds. Species at the top of the food chain are most vulnerable to the accumulation of environmental pollutants and many seabirds belong to this group. Other direct effects can be due to mortality caused by bycatch in fisheries equipment in the coastal zone.

It is considered that indirect effects via diet choice may especially occur as a result of climate change, which will affect the density and distribution of prey. This may have substantial consequences for seabirds, both with regard to distribution, density, and reproductive success (production of young). There is little knowledge available on the effects of acidification of the sea, but it is considered that this may be a factor which can have serious consequences at lower trophic levels, and thereby for seabirds through changes in food availability. Aquaculture and dumping of waste and litter may increase food resources for some species, while introduced species may compete with seabirds for the food base.

Indirect consequences through disturbance to, and/or changes or destruction of habitat may result from many of the factors assessed. In many areas it is considered that seabird habitats can be affected by runoff from the land, aquaculture, seaweed trawling, wind turbines, constructions, and other development, together with tourism and increased traffic. It is however difficult to quantify the scale of these factors. Depending on location and scale, these factors may have from negligible to serious consequences.

Combinatory effects (chapter 10)

The sectoral assessments assess the effects on seabirds of single factors independently, but in reality seabirds are usually exposed to a number of these factors at the same time. Under particular conditions, the effects of one factor can strengthen the effects of another in such a way that the final impacts both at the individual and population level are higher than the sum of impacts from each factor assessed alone (so-called synergistic effects). Increased mortality caused by bycatch can, for example, be an extra stress factor for populations already affected by habitat destruction, climate variations, or oil pollution. The report therefore concludes with an intersectoral summary.

Christensen-Dalsgaard, S. (signe.dalsgaard@nina.no), Follestad, A. (arne.follestad@nina.no), Eriksen, J.M. (jorunn.eriksen@nina.no), Lorentsen, S.-H. (shl@nina.no) and Anker-Nilssen, T. (tycho@nina.no), NINA, NO-7485 Trondheim

Bustnes, J.O. (jan.o.bustnes@nina.no) and Systad, G.H. (geir.systad@nina.no), NINA, Polar Environmental Centre, NO-9296 Tromsø.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	7
Innhold	11
Forord	14
1 Forvaltningsplan for Norskehavet.....	15
1.1 Utredningsarbeidet.....	15
1.2 Utredningstema "sjøfugl"	16
2 Norskehavet – områdebeskrivelse	17
3 Sjøfugl i Norskehavet	19
3.1 Fordeling av sjøfugl langs norskekysten og i åpent hav	19
3.2 Næringsgrunnlag.....	21
3.3 Økologiske grupper	22
3.4 Bestandsutvikling for de fem indikatorartene for sjøfugler i utredningsområdet	22
3.5 Rødlistede arter.....	24
3.6 Særlig verdifulle områder (SVO'er) for sjøfugl.....	25
3.7 Datainnsamling og datamengde	27
4 Metode for vurdering av konsekvenser	28
4.1 Konsekvensmekanismer	28
4.2 Metodikk for vurdering av konsekvenser	30
4.3 Kategorier for oppsummering av konsekvens, usikkerhet og kunnskapsnivå	32
5 Sektor petroleum og energi	33
5.1 Petroleum- og gassutvinning i utredningsområdet	33
5.2 Effekter av petroleumsvirksomhet på sjøfugl	35
5.2.1 Sjøfuglers sårbarhet for olje	35
5.3 Mulige konsekvenser ved dagens aktivitetsnivå.....	37
5.3.1 Mulige konsekvenser av driftsutslipp av oljeholdig avfall.....	38
5.3.2 Mulige konsekvenser av kronisk utslipp, småutslipp og lekkasjer	39
5.3.3 Oppsummering av konsekvenser av driftsutslipp ved dagens aktivitetsnivå	40
5.3.4 Oppsummering av konsekvenser av driftsutslipp ved fremtidsbilde (2025).....	40
5.4 Mulige konsekvenser ved akutte utslipp fra petroleumsindustrien	41
5.4.1 Datagrunnlag for de modellerte influensområdene.....	41
5.4.2 Data for enkeltscenarier	44
5.4.3 Datagrunnlag for sjøfugl	46
5.4.4 Overlapp av olje og sjøfugl i åpent hav	46
5.4.5 Berøring av særlig verdifulle områder for sjøfugl i kystsonen	50
5.4.6 Sjøfugl i hekketiden	53
5.5 Oppsummering av konsekvenser av akutte utslipp (dagens aktivitet).....	57
5.6 Fremtidsbilde (2025)	60
5.6.1 Mulig konsekvenser av fremtidsbilde (2025)	61
5.7 Kunnskapsbehov.....	62
6 Vindkraft	63
6.1 Vindkraft i utredningsområdet	63
6.1.1 Offshore vindkraftverk	63
6.2 Effekter av vindkraftverk på sjøfugl	64
6.2.1 Konfliktpotensiale ved kystnære og offshore vindkraftverk.....	64
6.2.2 Kollisjonsfare	65
6.2.3 Forstyrrelser	66

6.2.4	Habitattap og arealkonflikter.....	67
6.2.5	Barriereeffekter.....	68
6.3	Vurderinger av konfliktpotensial mellom sjøfugl og offshore- og kystnære vindmøller	69
6.3.1	Konsekvenser på hekkende fugler	69
6.3.2	Konsekvenser på trekkende fugler	70
6.3.3	Konsekvenser for arter som har svømmetrekk.....	71
6.3.4	Konsekvenser på overvintrende sjøfugler	71
6.4	Vurdering av ulike områders viktighet i forhold til lokalisering av vindmøller	71
6.4.1	Kystnære områder.....	71
6.4.2	Offshore områder	71
6.5	Oppsummering av konsekvenser fra vindkraft på sjøfugl	71
6.5.1	Oppsummering av konsekvenser fra vindkraft på kysten (2006 og 2025).....	72
6.5.2	Oppsummering av konsekvenser fra offshore vindkraft ved fremtidsbilde (2025)	72
6.6	Kunnskapsbehov.....	73
7	Sektor Skipstrafikk	74
7.1	Skipstrafikken i utredningsområdet	74
7.2	Effekter av skipstrafikk på sjøfugl.....	76
7.3	Mulige konsekvenser av driftsutslipp på sjøfugl ved dagens aktivitetsnivå	76
7.3.1	Mulige konsekvenser av driftsutslipp av oljeholdig avfall.....	78
7.3.2	Mulige konsekvenser av mindre utslipp av olje	78
7.3.3	Mulige konsekvenser av utslipp av kloakk.....	80
7.3.4	Mulige konsekvenser av utslipp av søppel.....	80
7.3.5	Mulige konsekvenser av utslipp til luften	81
7.4	Mulige konsekvenser ved uhellssituasjoner ved dagens aktivitet	82
7.4.1	Overlapp mellom sjøfugl og hendelse	84
7.4.2	Konsekvenser av akutte utslipp ved dagens aktivitet	87
7.4.3	Nødhavner og strandsettingsplasser.....	91
7.5	Fremtidsbilde (2025)	91
7.5.1	Mulige konsekvenser ved fremtidsbilde (2025)	92
7.6	Oppsummering.....	93
7.6.1	Mulige konsekvenser ved daglig drift	93
7.6.2	Mulige konsekvenser ved akutte oljeutslipp	94
7.6.3	Mulige konsekvenser ved fremtidsbilde (2025)	95
7.7	Kunnskapsbehov.....	96
8	Sektor Fiskeri	97
8.1	Fiskeri i Norskehavet.....	97
8.2	Mulige konsekvenser for sjøfugl ved dagens aktivitetsnivå	98
8.2.1	Bifangst av sjøfugl	98
8.2.2	Trofiske interaksjoner	103
8.3	Eksisterende/mulige tiltak for å forhindre/reducere uønskede virkninger av fiskeri ...	106
8.3.1	Tiltak for å redusere bifangst.....	106
8.3.2	Tiltak for å redusere effekter på sjøfugl av beskatning av fiskeressurser	107
8.4	Fremtidsbilde (2025)	107
8.5	Oppsummering av konsekvenser fra fiskeri på sjøfugler.....	109
8.5.1	Mulige konsekvenser ved dagens aktivitet	109
8.5.2	Mulige konsekvenser ved fremtidsbilde (2025)	110
8.6	Kunnskapsbehov.....	111
8.6.1	Kunnskapsbehov på bifangst av sjøfugl	111
8.6.2	Kunnskapsbehov for trofiske interaksjoner ved overbeskatning av ressurser	111
9	Ytre påvirkninger på Norskehavet.....	112
9.1	Klimaendringer	113
9.1.1	Effekter av klimaendringer på sjøfugl	113
9.1.2	Oppsummering av konsekvenser av klimaendringer.....	115
9.1.3	Kunnskapsbehov	117
9.2	Langtransportert forurensning	117
9.2.1	Effekter av langtransportert forurensning på sjøfugl.....	117
9.2.2	Kunnskapsbehov	118

9.3	Langtransportert radioaktivitet.....	119
9.3.1	Effekter av radioaktivitet på sjøfugl.....	119
9.3.2	Kunnskapsbehov.....	121
9.4	Forsuring av havet.....	121
9.4.1	Effekter av forsuring av havet på sjøfugl.....	121
9.4.2	Konsekvenser ved fremtidsbilde (2025).....	122
9.4.3	Konsekvenser ved fremtidsbilde (2080).....	122
9.4.4	Kunnskapsbehov.....	123
9.5	Petroleumsvirksomhet utenfor Norskehavet.....	123
9.5.1	Effekter av petroleumsvirksomhet utenfor utredningsområdet på sjøfugl.....	123
9.5.2	Konsekvenser av fremtidsbilde (2025).....	124
9.5.3	Kunnskapsbehov.....	124
9.6	Skipstrafikk utenfor Norskehavet.....	124
9.6.1	Overlapp mellom sjøfugl og hendelse.....	124
9.6.2	Oppsummering av konsekvensene ved akutte utslipp fra skipstrafikken utenfor utredningsområdet.....	128
9.6.3	Kunnskapsbehov.....	130
9.7	Faktorer som påvirker vandrende arter når de er utenfor Norskehavet.....	130
9.7.1	Redusert næringstilgang (overbeskatning).....	131
9.7.2	Habitatødeleggelse.....	131
9.7.3	Olje.....	132
9.7.4	Bifangst i fiskeredskaper.....	132
9.7.5	Miljøgifter og marint søppel.....	132
9.7.6	Jakt/fangst.....	133
9.7.7	Kunnskapsbehov.....	133
9.8	Aktiviteter i kystsonen.....	133
9.8.1	Avrenning fra land.....	134
9.8.2	Avfall.....	134
9.8.3	Vindenergiutbygging.....	135
9.8.4	Kystnært fiskeri.....	135
9.8.5	Akvakultur.....	137
9.8.6	Taretråling.....	138
9.8.7	Turisme og økt ferdsel.....	140
9.8.8	Oppsummering av konsekvensene av aktiviteter i kystsonen.....	142
9.8.9	Kunnskapsbehov.....	143
9.9	Introduserte arter.....	143
9.9.1	Effekter av introduserte arter på sjøfugler.....	144
9.9.2	Kunnskapsbehov.....	145
9.10	Oppsummering av konsekvenser av ytre påvirkninger.....	146
9.10.1	Direkte effekter.....	146
9.10.2	Indirekte effekter - diett.....	146
9.10.3	Indirekte effekter - habitat.....	147
10	Tverrsektoriell oppsummering.....	148
11	Oppsummering av kunnskapsmangler.....	150
12	Referanser.....	152

Forord

Å utarbeide en beslutningsrelevant og dynamisk forvaltningsplan for norsk del av Norskehavet er en vidtspennende oppgave som blant annet stiller store krav til kunnskap om de rike naturressursene i dette kyst- og havområdet. Sjøfugl er en viktig komponent i dette miljøet, både gjennom sin egenart og som et svært synlig ledd på toppen av en lang næringskjede. Ikke bare har de alltid vært høyt verdsatt av folk som bor eller ferdes på kysten, men mange bestander opptrer i antall som er av nasjonal og internasjonal betydning. Dessuten har flere arter sjøfugl vist seg å være meget følsomme for endringer i ulike deler av det økosystemet de tilhører. Det dokumenteres stadig oftere at sjøfuglenes utvikling, diett, reproduksjon og overlevelse er gode og tidlige indikatorer på biologiske prosesser som har betydning for andre marine naturressurser. Dette gjelder både forhold som er forårsaket av naturgitte endringer, av menneskets inngrep eller, som det kanskje oftest er, en kombinasjon av begge.

Denne rapporten er det første, grunnleggende dokumentet om sjøfugl i forvaltningsplanarbeidet for Norskehavet. Fokus er lagt på å gi en oppdatert, enhetlig og lettfattelig presentasjon av dagens kunnskap om hvordan sjøfugl kan forventes å respondere på utviklingen innenfor de svært ulike sektorene som er behandlet. Samtidig har vi skissert og begrunnet hvilke kunnskapshull vi betrakter som de viktigste å fylle, dersom en skal kunne identifisere mål for å sikre en mest mulig bærekraftig forvaltning av disse ressursene.

Opgaven berører et ekstremt komplekst sett av spørsmål, hvorav de fleste mangler gode svar og fortjener en grundigere analyse når ny og bedre kunnskap er opparbeidet. I tillegg har tiden har vært knapp og mange parallelle prosesser har bidratt til å sette vår dagsorden, delvis også til å endre den underveis. Vi har vært så fleksible som mulig, og selv om dette har skapt betydelig merarbeid tror vi også det har ført til en styrking av sluttproduktet. Det er likevel viktig å understreke at en utredning av denne type er, og må tolkes som, en kvalitativ vurdering, selv om vi også har brukt kvantitative metoder i deler av arbeidet. I noen tilfeller kan derfor den standardiserte beskrivelsen av de ulike konsekvenskategoriene virke sikrere enn de vurderinger som er gjort, men grad av usikkerhet er forsøkt synliggjort så langt som mulig.

Vi håper rapporten blir nyttig for den videre prosessen med forvaltningsplanarbeidet og kan være et egnet utgangspunkt for vurdering av videre kunnskapsoppbygging.

På vegne av forfatterne,
Trondheim, april 2008

Tycho Anker-Nilssen

1 Forvaltningsplan for Norskehavet

Gjennom behandlingen av Stortingsmelding nr. 12 (2001-2002), Rent og rikt hav, sluttet Stortinget seg til vurderingen av behovet for en mer helhetlig forvaltning av norske havområder basert på økosystembasert tilnærming. Regjeringen signaliserte i Stortingsmelding nr. 8 (2005-2006), Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten (forvaltningsplan), at denne vil danne utgangspunkt for arbeidet med helhetlige forvaltningsplaner for andre norske havområder.

En helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet er under utarbeidelse og planlegges ferdigstilt i 2009. Planen skal dekke områdene utenfor grunnlinjen i norsk økonomisk sone fra 62°N og nord til 80°N, inkludert dyphavsområder i Norsk økonomisk sone vest for Barentshavet og i Fiskerivernsonen ved Svalbard, samt Fiskerisonen ved Jan Mayen og "Smutthavet" (se **figur 2.1**). I tillegg er Vestfjorden inkludert. Det faglige arbeidet skal dekke hele området, mens tiltak i planen kun vil omfatte områder under norsk jurisdiksjon.

Formålet med forvaltningsplanen for Norskehavet er å etablere rammebetingelser som gjør det mulig å balansere næringsinteressene knyttet til fiskeri, skipstrafikk og petroleumsvirksomhet innenfor rammen av en bærekraftig utvikling. Planen vil etablere rammer for påvirkning i de enkelte deler av Norskehavet og på den måten gi føringer for hvilke krav som må stilles til virksomhet i de ulike delene av havområdet.

Sektorutredningene som omhandler konsekvenser fra petroleum og energi, fiskeri, sjøtrafikk og ytre påvirkning skal sammen gi grunnlag for å se på konsekvenser av samlet påvirkning på Norskehavet. De samlede konsekvenser er viktig for utarbeidelsen av den helhetlige forvaltningsplanen. Utredningene skal, så langt det er mulig, baseres på det samme datagrunnlaget. Kunnskapsstatus skal dessuten vurderes og kunnskapsmangler avdekkes. Forventede effekter skal beskrives i forhold til felles valgte utredningstemaer, som skal brukes til å beskrive virkninger av fire forskjellige situasjoner:

- Dagens aktivitetsnivå
- Aktuelle uhellssituasjoner
- Fremtidsbilde (for år 2025)
- Aktuelle uhellssituasjoner som kan oppstå ved fremtidig aktivitet

Det vil foretas en identifisering av særlig verdifulle naturområder i det angjeldende havområdet. Foreliggende rapport utgjør en del av det felles faktagrunnlaget for delutredningene. Geografisk skal rapporten dekke hele utredningsområdet, slik det er definert over.

1.1 Utredningsarbeidet

Forvaltningsplanen må baseres på kunnskap om konsekvenser av aktiviteter som kan påvirke miljøtilstanden, ressursgrunnlaget, samfunnsforhold og/eller mulighetene for å utøve annen næringsaktivitet i havområdet. Først og fremst gjelder dette mulige effekter av petroleumsvirksomhet, fiskeri, havbruk og skipstrafikk i området, i tillegg til aktiviteter som pågår utenfor, men likevel kan berøre den norske delen av dette havområdet. Grunnlaget for forvaltningsplanen vil derfor utarbeides i fire parallelle utredninger:

- Konsekvenser av petroleumsvirksomhet og energi i Norskehavet. Ansvarlig: Olje- og energidepartementet (OED).
- Konsekvenser av fiskeri i Norskehavet. Ansvarlig: Fiskeridirektoratet (Fidir).
- Konsekvenser av sjøtransport i området Norskehavet. Ansvarlig: Kystdirektoratet (Kdir), Sjøfartsdirektoratet (Sdir).

- Konsekvenser av ytre påvirkning (klimaendring, langtransportert forurensning m.m.)
Ansvarlig: Direktoratet for naturforvaltning (DN), Statens forurensningstilsyn (SFT) og Havforskningsinstituttet (HI).

1.2 Utredningstema "sjøfugl"

For de fire sektorene petroleum og energi, fiskeri, sjøtrafikk og ytre påvirkning er det valgt felles utredningstemaer for de forventede effektene av påvirkninger. Formålet med å definere felles utredningstemaer for sektorutredningene, er å gjøre utredningene mest mulig beslutningsrelevante, og å legge grunnlaget for at man skal sammenligne og sammenstille konsekvensene fra de ulike aktiviteter og påvirkningsfaktorer. Disse utredningstemaer inkluderer: plankton, bunnsamfunn, fisk, sjøfugl, sjøpattedyr, strandsonen, næringsliv og sysselsetting, marin arkeologi og lokalsamfunn.

I utgangspunktet var det planlagt at de ulike sektorutredningene hver for seg skulle vurdere konsekvenser av aktivitetene for sjøfugl. Av hensyn til tid og ressurser ble det imidlertid funnet mer rasjonelt og formålstjenlig å behandle sjøfugl under ett i en felles utredning for sjøfugl. Dette var også begrunnet i at de sektorvise analysene for sjøfugl i stor grad vil bygges på det samme datagrunnlaget og at det er mange felles betraktninger om konsekvenser av de ulike påvirkningsfaktorene for sjøfugl. Det er likeledes et stort overlapp i behovet for kunnskap om sjøfugl mht å utlede konsekvenser av forhold innen de ulike sektorene.

Innen hvert utredningstema ble det definert spesielle indikatorarter eller undertemaer som skulle belyses særskilt. For sjøfugler ble kravet til beskrivelse av effekter definert slik:

"Utredningen skal beskrive forventede effekter på bestander av og leveområder for sjøfugl, med hensyn til påvirkning av næringstilgang, bestandsutvikling, vandring/utbredelse og hekkeområder. Effekter på pelagisk dykkende fugl (lomvi *Uria aalge* og lunde *Fratercula arctica*) og kystbundne dykkende fugl (ærfugl *Somateria mollissima*) skal vektlegges".

I tillegg til dette har vi også vurdert konsekvenser for krykkje *Rissa tridactyla* (pelagisk overflatebeitende), toppskarv *Phalacrocorax aristotelis* (kystbundne dykkende sjøfugl) og enkelte andre arter der dette er funnet nødvendig. Utvalget av indikatorer er i utgangspunktet ment å dekke forskjellige grupper av sjøfugl, siden forandringer vil komme til uttrykk på ulike måter i de forskjellige delene av økosystemet artene lever i.

Delutredningen for sjøfugl er således en overordnet rapport som inneholder konsekvensutredninger for sjøfugl innen de fire sektorvise utredningene. Rapporten er tenkt å kunne fungere som en selvstendig enhet. For hver sektor har vi derfor innledningsvis gitt en kort oppsummering av statusbeskrivelsen for angjeldende sektor, før konsekvensene for sjøfugl utredes. For ytterligere detaljer henvises til de respektive faktagrunnlag (Fiskeridirektoratet 2007, Kystverket 2007, OD 2007). Likeledes er det med utgangspunkt i Ottersen & Auran (2007) gitt en kort oppsummering av de viktigste geografiske, oseanografiske og biologiske forhold i Norskehavet.

Det er imidlertid også lagt vekt på at hver av de sektorvise utredningene for sjøfugl forholdsvis lett kunne integreres i de endelige sektorutredningene. Det kan derfor i noen grad forekomme gjentakelser av konsekvensbeskrivelsene for enkelte faktorer. For eksempel er det vurdert at det er nødvendig med beskrivelse av konsekvenser ved oljeforurensning både innen sektor petroleum og energi og sektor skipsfart.

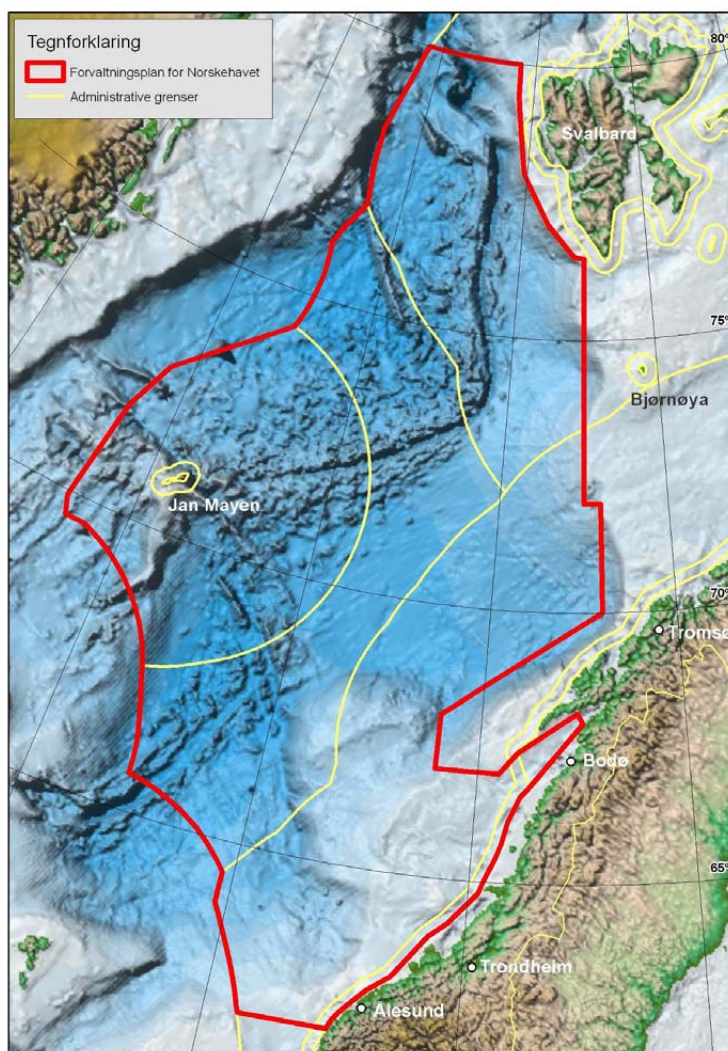
Konsekvensutredningene for sjøfugl er i høy grad basert på informasjon fra de ulike sektorutredningene. Siden arbeidet hele veien har vært preget av stramme rammer og tidsfrister, er vurderingene for sjøfugl nødvendigvis gitt på et forholdsvis lite detaljert nivå.

2 Norskehavet – områdebeskrivelse

Følgende beskrivelse er basert på Ottersen & Auran (2007), som gir en mer grundig gjennomgang av geologi, oseanografi og biologi i utredningsområdet.

Norskehavet er en del av de såkalte nordiske hav, som er havområdet mellom Norge, Island, Grønland og Svalbard, og er atskilt fra resten av Nordatlanteren ved den undersjøiske fjellryggen som ligger mellom Skottland, Færøyene, Island og Grønland.

Forvaltningsplanområdet omfatter deler av norsk kontinentalsokkel samt kontinentalskråningen og dyphavsområdene fra 62°N i sør til 80°N i nord mellom Svalbard og Grønland (**figur 2.1**). Området strekker seg fra den indre delen av sokkelen utenfor Midt-Norge, og ender i de dype havområdene som grenser opp til Storbritannia og Færøyene i sørvest, Island i vest, og Grønland i nordvest. Grensen for forvaltningsplanområdet utenfor Lofoten og Vesterålen er trukket ved foten av kontinentalskråningen på ca. 2000 m dyp. Mot Barentshavet er grensen stort sett trukket langs den øvre delen av kontinentalskråningen. Utenfor Svalbard følger grensen sokkelkanten.



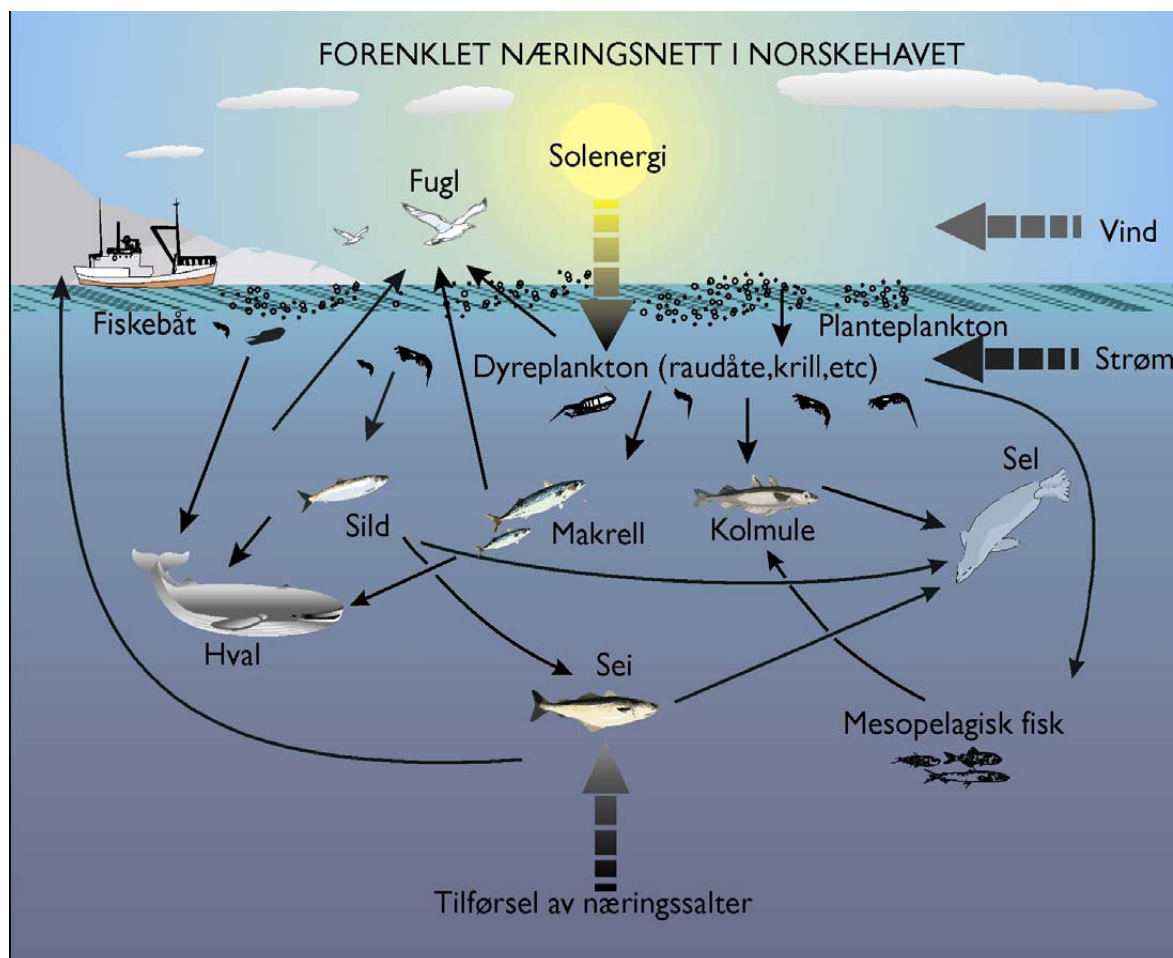
Figur 2.1. Utredningsområdets lokalisering og bunntopografi (kilde: Direktoratet for Naturforvaltning).

Økosystemet i Norskehavet har relativ lav biodiversitet og en forholdsvis enkel næringskjede, men de dominerende livsformene finnes i svært store mengder og Norskehavet har høy biologisk produksjon.

Den dominerende planteplanktonarten i Norskehavet er kiselalgene, mens flagellater og dinoflagellater også er viktige. Dyreplanktonsamfunnet i Norskehavet utgjør nesten $\frac{3}{4}$ av biomassen i Norskehavet og domineres av kopepoder (spesielt raudåte *Calanus finmarchicus*), krill *Euphausiacea* og pelagiske amfipoder. Dyreplankton spiller en kompleks rolle i Norskehavet, hvor det inngår i et nettverk av næringskjeder og fungerer som et ledd mellom planteplankton på den ene siden og fisk, sjøfugl, hval og andre organismer på den andre (figur 2.2).

Bunnfaunaen i Norskehavet er mangfoldig på grunn av den store dybdevariasjonen. Norskehavet dekker store arealer med et stort spenn av miljøforhold, noe som gjør variasjonen i bunndyrsamfunnet stor. De store bassengene er dominert av dyphavsfauna, mens det på kontinentalsokkelen langs norskekysten finnes store korallrev som danner samfunn med høy diversitet.

De fire kommersielt og økologisk viktigste fiskebestandene i utredningsområdet er norsk vårgytende sild *Clupea harengus*, kolmule *Micromesistius poutassou*, nordøstarktisk sei og makrell *Scomber scombrus*.



Figur 2.2. Forenklet næringsnett for Norskehavet (kilde: Havforskningsinstituttet).

3 Sjøfugl i Norskehavet

Norskehavet er et viktig område for noen av de største sjøfuglforekomstene i nordøst Atlanteren. Sjøfugler omfatter arter som helt eller delvis er avhengige av havet for å skaffe næring. De mest typiske sjøfuglene (havhest *Fulmarus glacialis*, havsule *Morus bassanus*, 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 bare avhengige av havet i kortere eller lengre perioder under myting (fjærfelling) og/eller overvintring (f.eks. lommer, lappedykkere, mange andefugler og enkelte måkefugler).

Sjøfugler lever i et ustabilt miljø, der næringen ofte er en begrensende faktor for et vellykket hekkesultat. Dette reflekteres i deres reproduktive 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 et egg i året. Dette er en god tilpasning i et miljø som er så variabelt at reproduksjonen må spres over mange år for å sikre rekruttering. 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 sjøfuglbestand. En slik reproduktiv strategi gjør også at mange sjøfuglarter (f.eks. alkefugl) 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. De er følsomme overfor forandringer i næringstilgang og en endring i fødegrunnlag vil ofte reflekteres i diettvalg og reproduktiv (hekke-) suksess. Sjøfugl er også gode indikatorer for forurensning, især oljeforurensning. 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. Mange av sjøfuglartene er toppredatorer og er således gode indikatorer for miljøgifter som akkumuleres gjennom de trofiske nivåene.

3.1 Fordeling av sjøfugl langs norskekysten og i åpent hav

Sjøfuglforekomster og fordelinger i Norskehavet er beskrevet flere steder (bl.a. Barrett et al. 2006, Ottersen og Auran 2007, Lorentsen 2007, Anker-Nilssen et al. 2007). Dette avsnittet er i hovedsak basert på (Ottersen og Auran 2007).

Sjøfuglenes utbredelse i Norskehavet er i hovedsak styrt av klimatiske, oseanografiske og biologiske forhold, med to særlig markerte gradienter eller frontsystemer fra sørvest til nordøst. I sør, fra Stad og nordover, møter varmt og saltholdig atlantehavsvann den norske kyststrømmen med lav saltholdighet, og i nord møter atlantehavsstrømmen kaldt og saltfattig polart vann (polarfronten). Slike frontsystemer er viktige beiteområder for sjøfuglene. Jan Mayen ligger i et område hvor den nordgående atlantehavsstrømmen møter den sørgående Øst-Grønlandsstrømmen, som danner et tilsvarende frontsystem. Fordelingen av vannmasser og frontenes beliggenhet gjenspeiles også i utbredelsesmønstrene til de ulike sjøfuglartene. Fastlandskysten har et høyere antall arter, både hekkende og overvintrende, enn de nordlige områdene. Arter som skarver og havsule finnes kun på norskekysten, mens polarmåke *Larus hyperboreus* og alkekonge *Alle alle* innen utredningsområdet bare finnes som hekkefugler på Jan Mayen.

Norskehavet innehar flere funksjoner for sjøfugl i Nordatlanten. Bestander som hekker lenger nord og øst beiter i de nordlige delene av Norskehavet i hekketiden og mange overvintrer i Norskehavet, sjøfugler trekker inn i og gjennom Norskehavet på vei til og fra hekkeområdene,

og pelagiske arter oppholder seg i Norskehavet store deler av året. I hekketiden er 1,6 millioner sjøfugl knyttet til havområdet (**tabell 3.1.1**), ikke medregnet bestander som hekker i Barentshavet, men som tidvis benytter Norskehavet som næringsområde.

Tabell 3.1.1. Bestandsestimater for hekkende sjøfuglarter per 2005 i langs den norske østkysten av Norskehavet og på Jan Mayen samt totalt for utredningsområdet. Antallet hekkende sjøfugl (par) i hele Norge og den norske delen av Barentshavet er også angitt, samt hvor stor andel av disse som finnes i forvaltningsområdet. Bestandsestimatene er oppgitt som antall hekkende par. Bestandstallene er basert på Barrett et al. (2006) og Bakken et al. 2006 (for Jan Mayen).

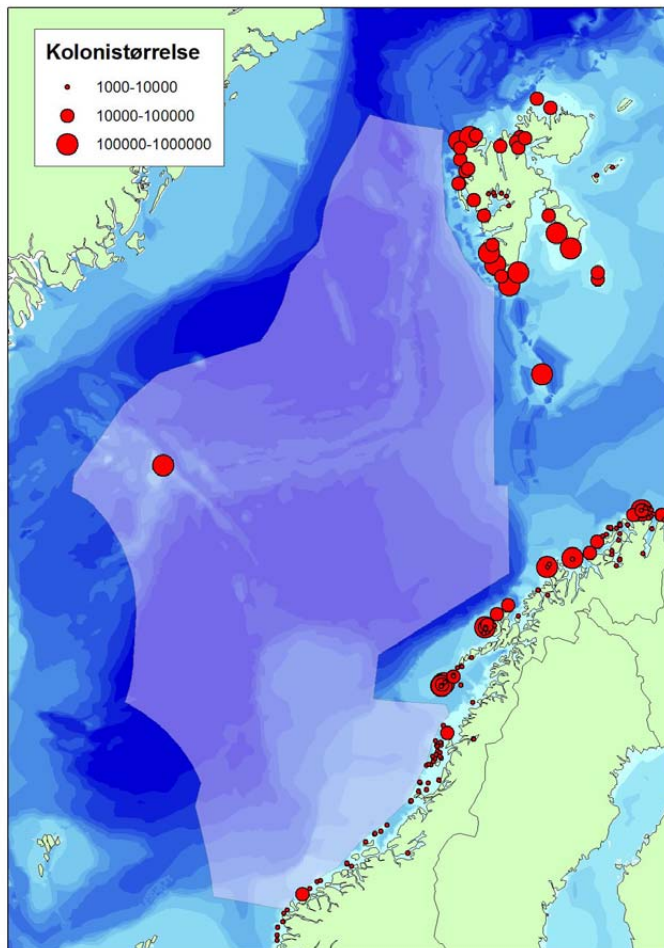
Art	Norskehavet unntatt Jan Mayen	Jan Mayen	Totalt i forvaltningsområdet		Norge med Svalbard antall par	Andel av norsk bestand i forvaltnings- området
			antall par	andel		
Havhest	7 500	106 000	113 500	7,3 %	1 115 120	10 %
Havsule	2 750	0	2 750	0,2 %	4 500	61 %
Storskarv	20 000	0	20 000	1,3 %	30 000	67 %
Toppskarv	13 000	0	13 000	0,8 %	24 000	54 %
Ærfugl	100 000	200	100 200	6,4 %	207 200	48 %
Storjo	90	0	90	0,0 %	115	78 %
Fiskemåke	75 000	< 5	75 000	4,8 %	135 505	55 %
Nordlig sildemåke	1 000	0	1 000	0,1 %	1 302	77 %
Sørlig sildemåke	1 000	< 20	1 000	0,1 %	49 020	2 %
Gråmåke	100 000	< 5	100 000	6,4 %	233 010	43 %
Svartbak	30 000	< 15	30 000	1,9 %	53 665	56 %
Krykkje	80 000	9 300	89 300	5,7 %	615 300	15 %
Makrellterne	< 3 000	0	3 000	0,2 %	11 000	64 %
Rødnebbterne	20 000	<1000	21 000	1,3 %	46 100	56 %
Lomvi	< 5 000	<1000	6 000	0,4 %	166 150	4 %
Polarlomvi	< 10	50 000	50 000	3,2 %	901 510	6 %
Alke	< 10 000	< 200	10 000	0,6 %	25 600	39 %
Teist	15 000	< 1000	16 000	1,0 %	56 380	29 %
Lunde	800 000	< 10000	810 000	51,9 %	1 734 000	48 %
Alkekonge	0	< 100 000	100 000	6,4 %	1 100 000	9 %
Total	1 283 330	278 745	1 562 075	100,0 %	6 510 757	24 %

Mange sjøfuglarter er kolonihekkende. De fleste pelagisk beitende artene opptrer i store kolonier, mens de mer kystbundne artene gjerne opptrer i mindre kolonier. De viktigste sjøfuglkoloniene i området er Jan Mayen (flere kolonier) og Runde. Røst er behandlet under forvaltningsplanen for Barentshavet, men hekkeområdene på Røst vil bli inkludert i vurderingene i foreliggende rapport hvor nødvendig. Norskehavet, samt Vestfjorden (som også er inkludert i forvaltningsplan Norskehavet) er også viktige næringsområder for sjøfuglbestandene på Røst. I tillegg finnes en rekke mindre kolonier spredt langs Norskekysten, f.eks. i Frøan (Frøya), Sklinna, Lovund, mange øyvær på Helgelandskysten og Sør-Fugløy (**figur 3.1.1**).

Det er store sesongmessige forskjeller i utbredelsen av sjøfugl i Norskehavet. Vinterstid er de viktigste artene og artsgruppene som overvintrer relativt stasjonært langs fastlandskysten dominert av lommer, dykkere, skarver, marine dykkender (ærfugl, praktærfugl *Somateria spectabilis*, havelle *Clangula hyemalis*) og måker. For de pelagiske artene er utbredelsen vinterstid trolig svært dynamisk og avhenger av byttedyrenes utbredelse. Vårbestandene utgjøres hovedsakelig av fugl på trekk tilbake til hekkeområdene, eller av bestander som overvintrer i området. Mange arter returnerer tidlig til hekkeplassene. Sommerbestandene utgjøres hovedsakelig 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 de kolonitilgrensende havområdene (**figur 3.6.2**). Utover høsten skjer det sørvestlige forflytninger av sjøfuglbestandene i Norskehavet. Lomvi, polarlomvi *Uria lomvia* og alke *Alca torda* gjennomfører svømmetrekk etter endt hekking, hvor en av foreldrene (oftest hannen) svømmer vekk fra kolonien og ut i åpent hav med den ennå ikke flygedyktige ungen. De fleste andefuglene myter i området før de trekker sørover (Ottersen og Auran 2007).

Figur 3.1.1. Kart som viser sjøfugl-kolonier i Norskehavet med mer enn 1000 hekkende par, samt kolonier der størrelsen ikke er kjent. Forvaltningsområdet vises som lilla skygge (merk at Vestfjorden også er inkludert i utredningsområdet). Flere av koloniene som tidligere er behandlet i forvaltningsplanen for Barentshavet ligger så nært forvaltningsområdet for Norskehavet at fuglenes beiteområder berører dette (kilde: Ottersen og Auran 2007).



Som beskrevet i kapittel 1 dekker den helhetlige forvaltningsplanen for Norskehavet områdene utenfor grunnlinjen. Som beskrevet ovenfor, er sjøfugler imidlertid tilknyttet kysten en del av året. I våre konsekvensvurderinger for de ulike sektorene, vil artene som befinner seg i kystsonen derfor bli inkludert på tross av at de ikke befinner seg i det definerte utredningsområdet.

3.2 Næringsgrunnlag

Avsnittet er basert på (Ottersen & Auran 2007).

De store sjøfuglbestandene i Norskehavet er i stor grad et resultat av høy primær- og sekundærproduksjon av plante- og dyreplankton, samt store bestander av små, pelagiske fiskearter som lodde *Mallotus villosus*, sild, brisling *Sprattus sprattus* og tobis (primært havsil *Ammodytes marinus*). 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, polartorsk *Boreogadus saida* og tobis er imidlertid gjennomgående svært viktige næringsemner for mange arter. Det er særlig de yngre årsklassene av sild som er viktig næring

for sjøfuglene, mens lodde, tobis og brislinger er attraktive næringsemner gjennom hele sin livssyklus på grunn av sin begrensede størrelse. Sildeyngel og ungsild er spesielt viktig for en rekke sjøfuglbestander langs kysten av Nord-Norge. Brisling og tobis innehar samme funksjon i Sør-Norge. Lodda er en nøkkelart for bestandene i Barentshavet, men dette gjelder i mindre grad Norskehavet. Polartorsk *Boreogadus saida*, som hovedsakelig er knyttet til kalde, arktiske vannmasser og som ofte finnes i assosiasjon med is, kan være et viktig næringsemne i den nordvestlige delen av det behandlede området.

3.3 Økologiske grupper

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 3.3.1**). 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 eller klimaendringer.

Sjøfugl som berøres av forvaltningsplanen kan deles i to hovedgrupper; pelagiske og kystbundne arter. Disse kan igjen deles i overflatebeitende og dykkende sjøfugler. Gruppene fjæretilknyttede arter og våtmarkstilknyttede arter vil ikke bli behandlet systematisk i arbeidet med forvaltningsplanen, men kan være relevante å behandle i noen av de tematiske kapitlene i rapporten.

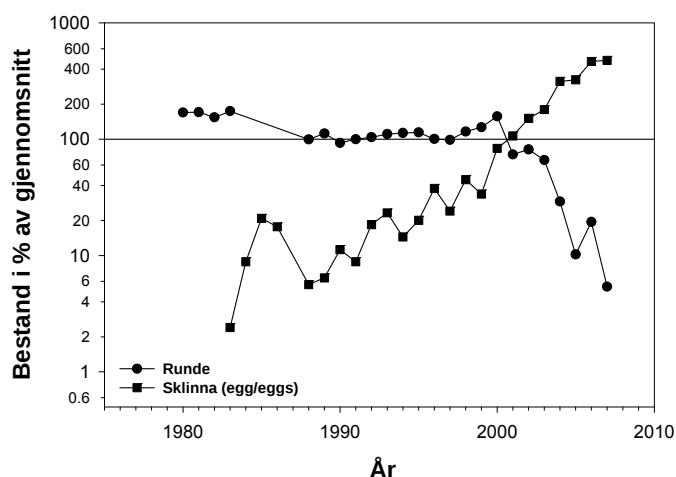
Tabell 3.3.1. Oppdeling av utvalgte sjøfuglarter i økologiske grupper. Indikatorartene i forvaltningsplanen for Norskehavet (beskrevet i kapittel 1.2) er fremhevet.

Pelagisk dykkende sjøfugl	Pelagisk overflatebeitende sjøfugl	Kystbundne dykkende sjøfugl		Kystbundne overflatebeitende sjøfugl	Fjære-tilknyttede arter	Våtmarks-tilknyttede arter
		Fiskespisende	Bentisk beitende			
Alkekonge	Havhest	Smålom	Havelle	Fiskemåke	Gråhegre	Sangsvane
Alke	Havsvale	Islom	Svartand	Hettemåke	Fjæreplytt	Knoppsvane
Polarlomvi	Stormsvale	Gulnebbblom	Sjørørre	Gråmåke	Tjeld	Grågås
Lomvi	Havsule	Gråstrupedykker	Ærfugl	Svartbak	Storspove	Kortnebbgås
Lunde	Storjo	Storskarv	Praktærfugl	Makrellterne	Steinvender	Ringgås
	Tyvjo	Toppskarv	Stellerand	Rødnebbterne	Sandlo	Hvitkinngås
	Krykkje	Laksand	Bergand			Gravand
	Sildemåke	Siland	Toppand			Stokkand
	Polarmåke		Kvinand			Brunnakke
			Teist			

3.4 Bestandsutvikling for de fem indikatorartene for sjøfugler i utredningsområdet

Utvalget av indikatorer (beskrevet i kapittel 1.2) er ment å dekke forskjellige grupper av sjøfugl, siden miljøendringer vil komme til uttrykk på ulike måter i de forskjellige systemene de lever i. Bestandsutvikling for et utvalg hekkende sjøfuglarter innenfor forvaltningsområdet er overvåket siden 1988 gjennom Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl, som finansieres av Direktoratet for naturforvaltning. For noen bestander ble overvåkingen startet langt tidligere i regi av andre prosjekter (se bl.a. Røv et al. 1984).

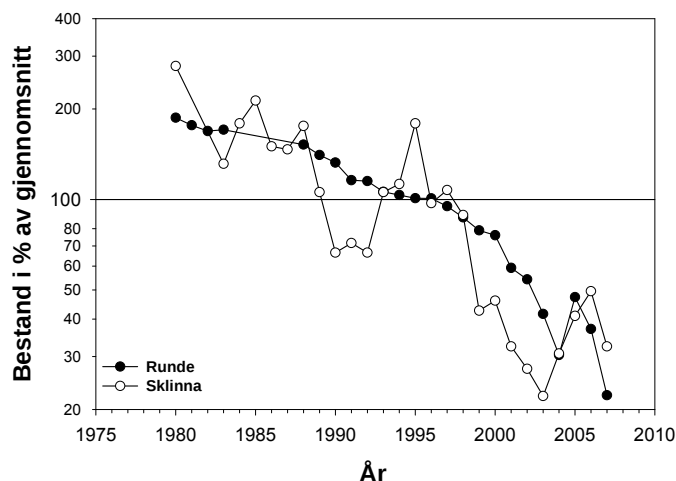
Lomvi og **lunde** representerer pelagisk dykkende arter. Begge artene spiser hovedsakelig pelagiske fiskearter som sild og tobis. Tilstanden for fastlandsbestanden av **lomvi** er kritisk. Siden begynnelsen av 1980-tallet er det i de fleste koloniene registrert en dramatisk og signifikant tilbakegang av hekkebestanden. Nedgangen har vært mest dramatisk i de nord-norske koloniene. Hekkesesongen 2007 var en av de aller dårligste som noensinne er registrert i Nordøst-Atlanteren, med omfattende hekkesvikt for mange arter i Storbritannia, Færøyene, Island og langs norskekysten (Lorentsen 2007). I utredningsområdet har utviklingen for lomvi også vært negativ på Runde, mens Sklinna skiller seg ut med en fortsatt øking i bestanden (**figur 3.4.1**).



Figur 3.4.1. Bestandsutvikling for lomvi på Runde og Sklinna vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket (kilde: Lorentsen 2007).

Lundebestanden på Runde har vist en positiv bestandsutvikling i perioden 1980-2007, mens trenden for de siste 10 år er klart negativ. På Sklinna er det observert en signifikant bestandsreduksjon, både i hele overvåkingsperioden (1981-2006) sett under ett, og de siste 10 årene. Lundebestanden på Røst har vist en positiv tendens de fem siste årene, men trenden for hele overvåkingsperioden (1979-2007) er negativ. Lundebestanden på Anda i Vesterålen ser derimot ut til å ha holdt seg stabil siden begynnelsen av 1980-tallet (Lorentsen 2007).

Krykkje dekker de pelagisk overflatebeitende artene. I motsetning til ovenstående finner de kun mat i overflaten. Hekkebestandene av krykkje har gått signifikant tilbake på alle overvåkingslokalitetene langs fastlandet. Dette gjelder både hele overvåkingsperioden sett under ett, og de siste 10 årene (med unntak av Sklinna) (**figur 3.4.2**). Siden 1980 er bestanden på Runde, Sklinna og Røst redusert med hhv. 90 %, 90 % og 58 %. Hekkebestanden av krykkje på Svalbard varierer mye fra år til år, men den samlede tilstanden ser ut til å være bedre enn langs fastlandskysten (Lorentsen 2007).



Figur 3.4.2 Bestandsutvikling for krykkje på Runde og Sklinna vist som bestand i prosent av gjennomsnitt for alle år den er overvåket (kilde: Lorentsen 2007).

Av kystbundne dykkende arter representerer **toppskarv** de fiskespisende artene og **ærfugl** de bentisk beitende. Toppskarv har en diett bestående av yngre årsklasser av torskefisk og pelagiske stimfisk, mens ærfugl i høy grad spiser bunndyr som muslinger, krepsdyr og pigghuder.

For **toppskarvbestanden** på Sklinna (Nord-Trøndelag) og Ellefsnyken (Røst), er det registrert en klar bestandsøkning siden begynnelsen av 1980-tallet, mens det på Runde er observert en like klar nedgang i samme tidsperiode. På Ellefsnyken (Røst) ble hekkebestanden av toppskarv betydelig redusert i 1996, men har siden økt kraftig og var i 2007 bare 11 % lavere enn i 2006 da bestanden var rekordhøy.

I 2000 ble det igangsatt overvåking av **ærfugl** i en rekke områder langs hele kysten. På Møre-kysten har hekkebestanden vært stabil i perioden 1986-2007. I Trondheimsfjorden tyder derimot resultatene på en tilbakegang på 85 % siden 1982, noe som også reflekteres i en tilbakegang i overvintringsbestanden. Ærfuglbestanden i Vikna-området i Nord-Trøndelag har vært stabil i perioden 2001-2006. Det er en relativt stabil hekkebestand i kystområdene på Helgelandskysten, med unntak av de indre kystområdene (Ranafjorden) der det er påvist en signifikant tilbakegang. Hekkebestanden på Holmholmen i Ranafjorden har økt betydelig i perioden etter 1962, men etter en kraftig økning fra 1962 til 1980 ble bestanden omtrent halvert i perioden fram til 1986. Etter dette var den relativt stabil fram til midten av 1990-tallet da den igjen begynte å vokse. På Røst viser sammenlignbare tellinger en nær halvering av hekkebestanden av ærfugl siden 1988.

3.5 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 (f.eks 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 3.5.1**) (Kålås et al. 2006).

Tabell 3.5.1. Rødliste for marin sjøfugl i forvaltningsområdet. Kategoriene er hhv kritisk truet (CR), sterkt truet (EN), sårbar (VU) og nær truet (NT) (tabell fra Ottersen og Auran 2007).

Art	Kategori	Påvirkningsfaktorer
Lomvi	CR	Overfiske, Fiskemetoder, Oljesøl
Nordlig sildemåke	CR *	Næringsmangel og miljøgifter
Horndykker	EN	Forandringer i habitat i sommerhalvåret
Lunde	VU	Overfiske, Fiskemetoder
Krykkje	VU	Bestandsendring hos symbionter
Stellerand	VU	Fiskemetoder, oljesøl, tarehøsting/nedbeiting
Gulnebbblom	NT	Oljesøl, fiskemetoder
Sjøorre	NT	Støy og ferdsel
Teist	NT	Støy og forstyrrelse, introduksjon av fremmede arter
Stormsvale	NT	Ukjent
Polarlomvi	NT	Ukjent

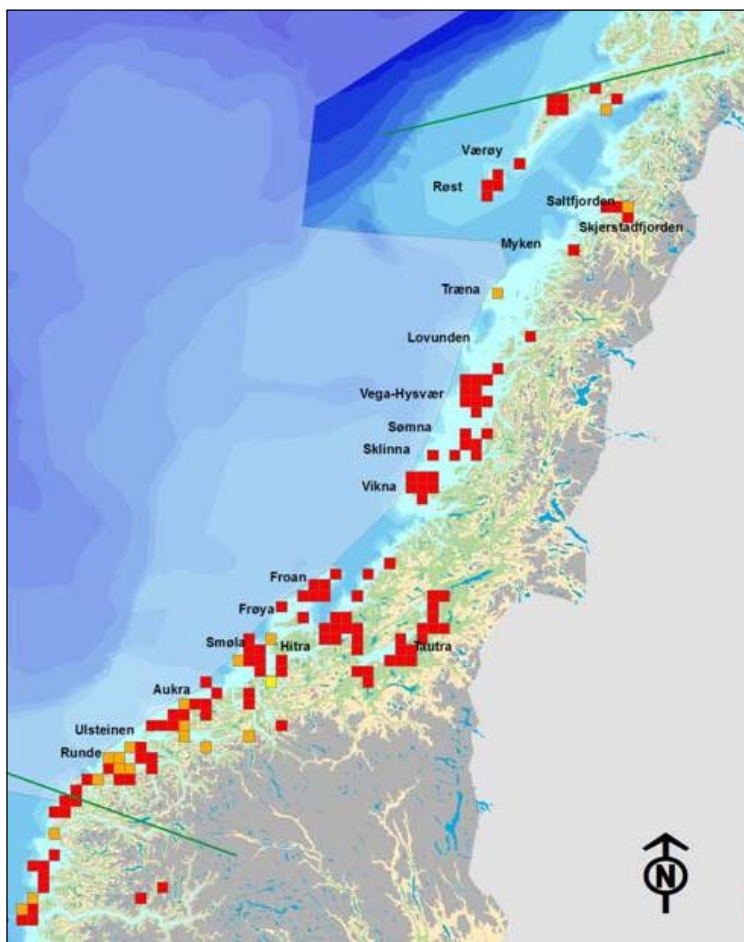
* Nordlig sildemåke med status som kritisk truet i rødliste DN 1998

3.6 Særlig verdifulle områder (SVO'er) for sjøfugl

Et særlig verdifullt område (SVO) er et geografisk avgrenset område som inneholder en eller flere særlig betydelige forekomster av naturressurser, verdisatt etter andel av internasjonal, nasjonal og regional bestand (Systad et al. 2003).

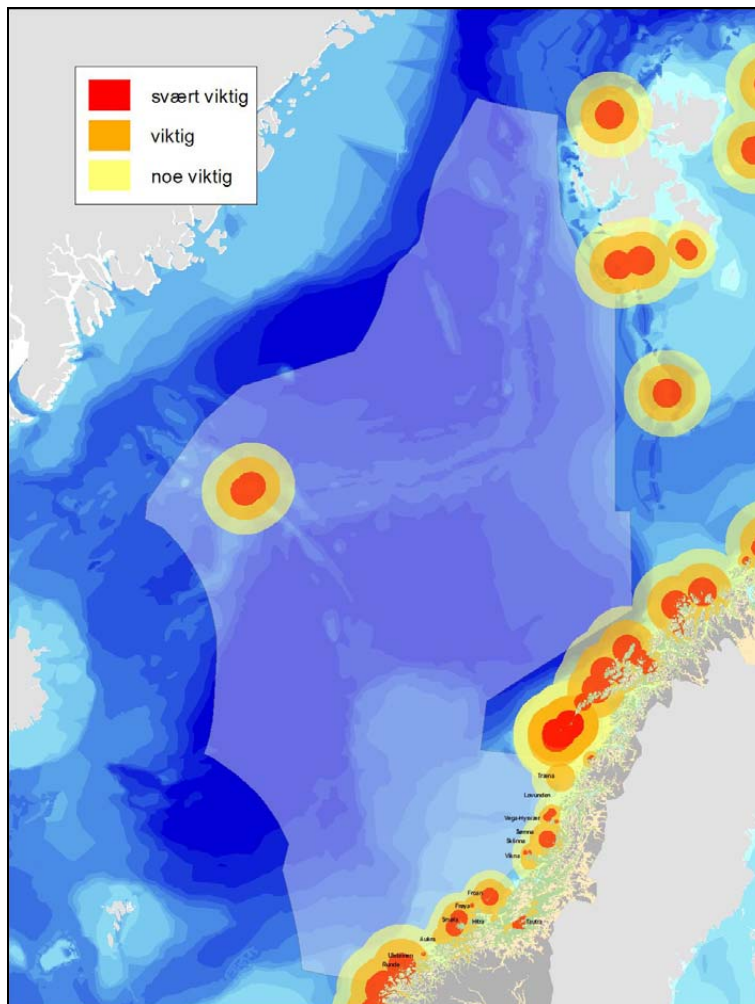
Særlig verdifulle områder (SVO) for sjøfugl er definert langs fastlandskysten av Norskehavet (**figur 3.6.1**). Beregningen av SVO omfatter hvor stor andel av en bestand en sjøfuglforekomst utgjør, sett i forhold til regional, nasjonal og internasjonal bestand, bestandens trend, restitusjonsevne og rødlistestatus. Et særlig verdifullt område for sjøfugl er altså et geografisk avgrenset område som inneholder en eller flere betydelige forekomster av sjøfugler. Det er utarbeidet en egen rapport (Systad et al. 2007) som beskriver konseptet nærmere og identifiserer SVO'er i Nordsjøen og Norskehavet.

Figur 3.6.1. Særlig verdifulle områder for sjøfugl (SVO) langs fastlandskysten av Norskehavet, alle artsgrupper og sesonger inkludert. De høyeste verdiene er lagt over lavere verdier der disse finnes. Rødt er særlig verdifullt område, oransje viktig område, gult noe viktig område for sjøfugl (kilde: Systad et al. 2007).



I **figur 3.6.2** vises aksjonsradius til sjøfugl i definerte SVO. Antatt leveområde utenom hekkekoloniene og hekkeområdene for ulike sjøfuglarter er svært forskjellig, spesielt mellom de økologiske gruppene: pelagisk beitende arter kan bevege seg flere mil fra kolonien på næringssøk, mens kystbundne, bunnbeitende arter bruker et atskillig mindre område. Punktinformasjon om hekkende fugl (dvs. de aktuelle koloniene) dekker derfor kun en liten del av det området sjøfuglene virkelig bruker i hekkesesongen. Ut fra kjennskap til de forskjellige artenes aksjonsradius, er områder av varierende viktighet for sjøfugl angitt i samme figur. Verdiene samsvarer med SVO-beregningene, og mangler en nærmere avgrenset sårbarhetskomponent i forhold til petroleum.

SVO-konseptet mangler en eksplisitt sårbarhetskomponent i forhold til oljesøl, selv om dette til en stor grad fanges opp av for eksempel restitusjonsevnen. SVO-resultatene alene gir derfor ikke tilstrekkelig grunnlag for verken konsekvensutredninger, risikoanalyser eller beredskapsplaner. Imidlertid vil en samlet vurdering av SVO'er for et område, si mye om hvor sårbart dette område er. Jo flere arter som klassifiseres med høy SVO-verdi, jo mer sårbart vil området sannsynligvis være, til forskjellige sesonger og forskjellige artsgrupper.



Figur 3.6.2. Områdebruk rundt hekkekolonier. Rødt er særlig verdifullt område, oransje viktig område, gult noe viktig område for sjøfugl. For pelagiske arter er radius på hver sektor 33 km, for kystbundne dykkende 10 km, kystbundne overflatebeitende 20 km, fjæretilknyttede 5 km og våtmarkstilknyttede 10 km. Pelagisk dykkende arter bruker gjerne områder opp til 100 km fra hekkekolonien, de andre artene tilsvarende sektorene over. For kolonier/forekomster klassifisert som særlig verdifulle områder (SVO), er det beregnet viktighet for tre sektorer, der den innerste regnes som særlig verdifull, neste viktig og ytterste noe viktig. For kolonier/forekomster klassifisert som viktige områder (SVO), er det beregnet viktighet for to sektorer, der den innerste regnes som viktig, og ytterste noe viktig. For kolonier/forekomster klassifisert som noe viktige områder (SVO), er det beregnet viktighet for en sektor, der denne ene regnes som noe viktig. Sektorene er satt ut fra kunnskap om de forskjellige artenes bevegelsesmønster.

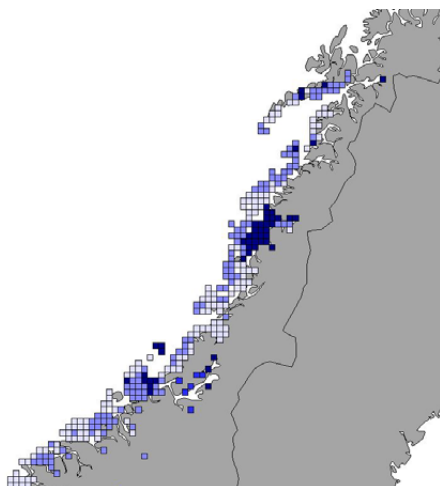
De definerte SVO'er for Norskehavet er brukt i de kvantitative analysene for konsekvensene av spredning av olje etter uhell fra sektor petroleum (kapittel 5.4) og sektor skipsfart (kapittel 7.4). Overlapp mellom 10×10 km ruter med definerte SVO for de forskjellige økologiske gruppene

og de simulerte hendelsene kartlegges. Sårbarheten for sjøfuglforekomstene vurderes for hver hendelse, basert på hvilke arter som berøres og deres månedsvise sårbarhetskomponent i forhold til olje. Konsekvensen av hendelsen blir dermed en funksjon av hvor viktig området er for sjøfugl, hvor sårbare disse forekomstene er for en gitt type påvirkning (her primært oljesøl) samt hvor stort omfang hendelsen har.

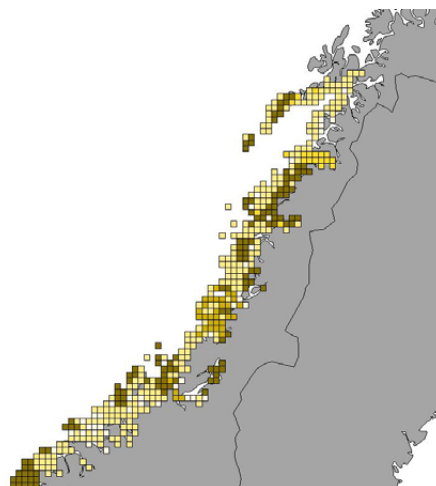
3.7 Datainnsamling og datamengde

Data er samlet inn ved lokalitetsspesifikke observasjoner. For både sommer og vinter er norskekysten delt inn i mange små lokaliteter der antallet sjøfugl telles med teleskop eller kikkert fra angitte observasjonspunkter. Det er imidlertid 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 (**figur 3.7.1**). Datagrunnlaget er av variabel alder, med store deler av dataene eldre enn 10 år (se Anker-Nilssen et al. 2005, Systad et al. 2007).

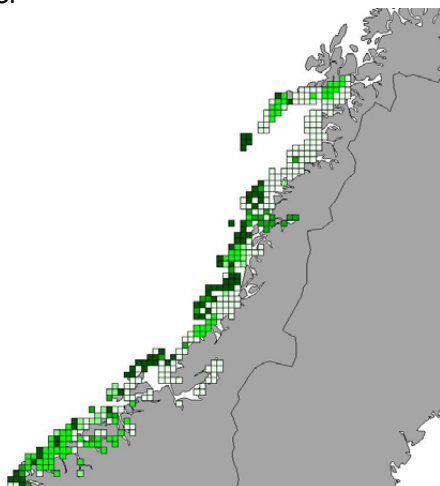
a) Vinter



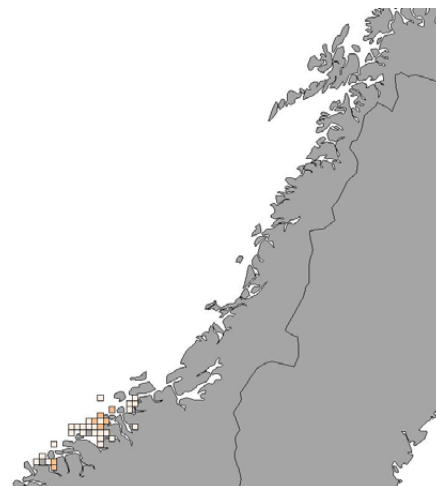
b) Vår



c) Sommer



d) Høst



Figur 3.7.1. Dekning og alder for de forskjellige sesongene; vinter (des-feb), vår (mar-mai), sommer (jun-aug) og høst (sep-nov). Mørkeste farge angir 1-5 år gamle data, lyseste data som er 20 år eller eldre.

Datagrunnlaget for åpent hav er generelt dårlig for Norskehavet, spesielt i de vestlige delene. Dette får følger for presisjonen og muligheten for å gi korrekte prediksjoner for fordeling av sjøfugl i hele området (se Fauchald et al. 2005). Kunnskapen om fordelingen av sjøfugl i åpent hav er imidlertid større nå enn når forvaltningsplanen for Barentshavet ble utarbeidet. Det er utført flere tokt, også i Norskehavet, og det er gjennomført beregninger over fordelingen av 12 sjøfuglarter i deler av utredningsområdet

4 Metode for vurdering av konsekvenser

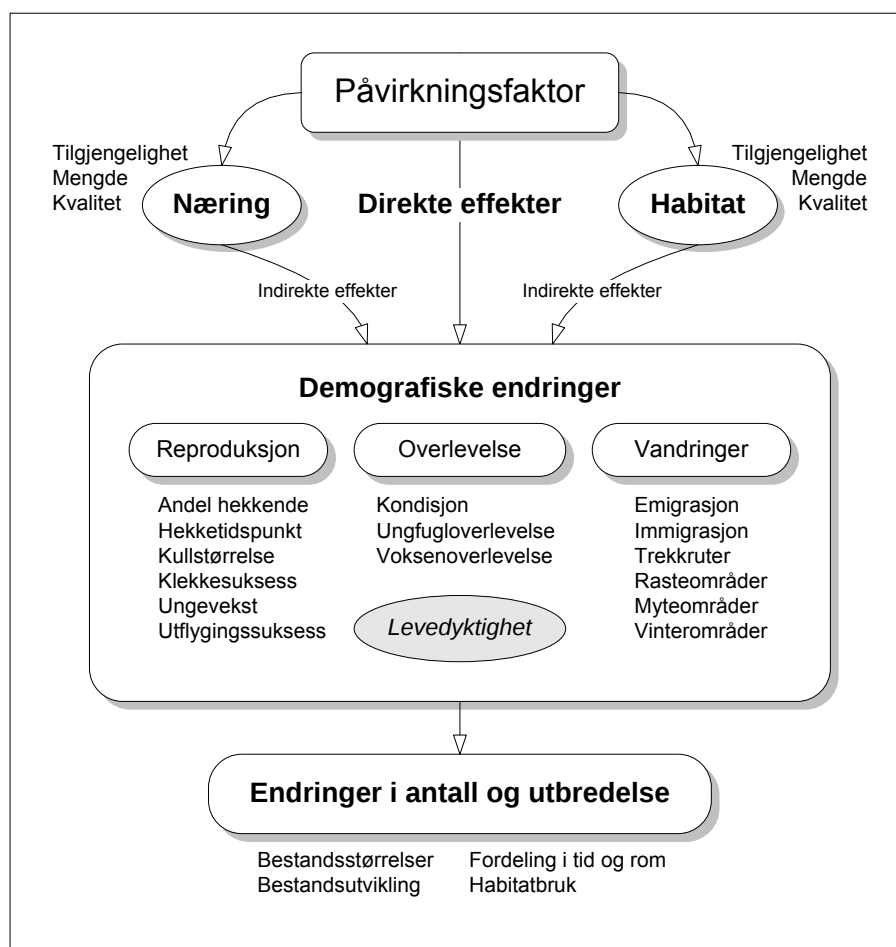
En essensiell del av arbeidet med grunnlagsrapportene for Forvaltningsplanen for Norskehavet, er å legge til rette for en best mulig måte å sammenstille og sammenligne konsekvensene av de ulike sektorenes aktiviteter, i foreliggende rapport, på sjøfugler. Utredningsarbeidet dekker imidlertid et bredt spekter av påvirkningsfaktorer fra de fire ulike sektorene, hvilket medfører en del utfordringer i forhold til hvordan konsekvensene på beste måte kan vurderes og presenteres. I dette kapitlet vil det bli gitt en oversikt over virkningsmekanismene som effektene fra de ulike faktorene kan føre til, samt en beskrivelse av vurdering og kategorisering av konsekvensene, kunnskapsnivå og usikkerhet.

4.1 Konsekvensmekanismer

De ulike faktorene som vurderes i denne rapporten kan påvirke sjøfugl på en rekke måter, og hver faktor vil som regel ha flere ulike effekter. Imidlertid er det betydelig overlapp i virkningsmekanismer for effektene de ulike faktorene fører til. Det er vanlig å skille effekter som virker direkte på individene og effekter som virker indirekte ved at de påvirker ressurser individene er avhengige av (**figur 4.1.1**).

Typiske eksempler på direkte effekter er at sjøfugl dør i fiskeredskap, eller at de dør eller får nedsatt funksjonsdyktighet som følge av oljeskader eller ekstremvær. De indirekte effektene kan deles i to hovedgrupper; de som påvirker fuglenes tilgang til næring og de som påvirker deres tilgang til viktige habitater. I begge tilfelle er tilgangen til ressursene en funksjon av deres kvalitet, mengde og tilgjengelighet. Typiske eksempler på indirekte effekter er reduksjon i viktige byttedyrbestander som en (direkte eller indirekte) konsekvens av fiskerier eller klimaendringer, eller reduksjon eller forringelse av viktige leveområder som følge av arealbeslag, forstyrrelser eller forurensning.

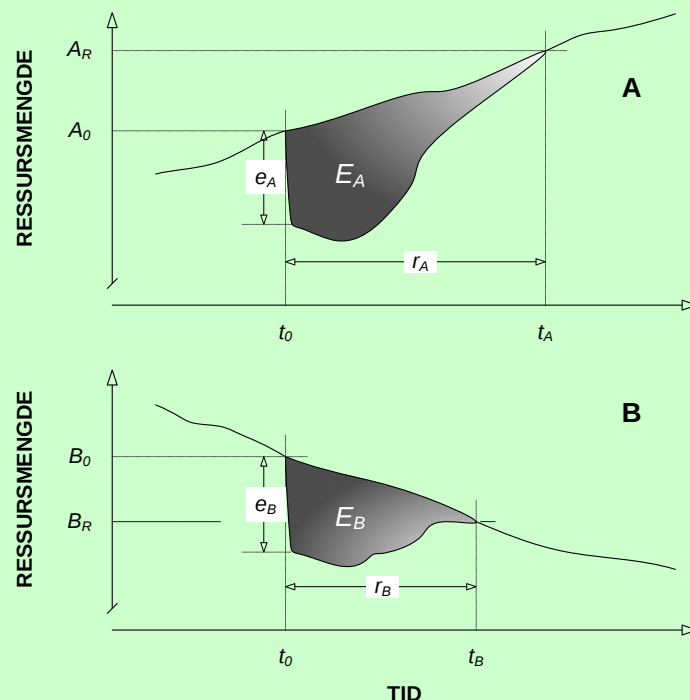
Etiske vurderinger av konsekvenser på individnivå, f.eks. i forhold til rene dyrevernhensyn og samfunnsmessige akseptgrenser, er ikke behandlet i denne rapporten. Vi har heller ikke brukt antall fugler som kan bli skadet eller omkomme som noe direkte mål for konsekvens. Selv om dette i noen grad vil korrelere med det reelle skadeomfanget når mange enkeltpåvirkninger vurderes under ett, er det ikke noe absolutt mål for konsekvens i biologisk forstand. Felles for de biologiske påvirkningene er at de fører til demografiske endringer, først og fremst ved å endre reproduksjon og/eller overlevelse for individene i de berørte bestandene. I tillegg vil endringer i fuglenes vandringsmønstre kunne påvirke ratene for emigrasjon og immigrasjon mellom ulike bestander av samme art (såkalt metapopulasjons-dynamikk). Endringer i oppholdssteder og bruk av ulike habitater kan også ha konsekvenser for reproduksjon og overlevelse, samtidig som endringer i reproduksjon og overlevelse igjen kan påvirke rater for utveksling av individer mellom ulike bestander. Vi har derfor valgt å håndtere alle endringer i vandringsmønstre og habitatbruk på linje med de mer klassiske, demografiske parametrene.



Figur 4.1.1. Skjematisk modell for viktige mekanismer ved effekter på sjøfugl som følge av de påvirkningsfaktorer som behandles i denne rapporten. Viktige måleparametrene er angitt i tilknytning til hvert element i modellen. Levedyktighet beregnes i statistiske modeller med input fra en lang rekke av disse parametrene.

Endringer i reproduksjon, overlevelse og forflytninger på individnivå fører til endringer i bestandenes levedyktighet og gjenspeiles ved endringer i bestandens størrelse og/eller utbredelse. Dersom ikke tetthetsavhengige forhold bedrer situasjonen for individene som ikke berøres av en negativ påvirkning, vil skaden være varig i den forstand at den resulterende bestandsreduksjonen ikke vil restitueres. Tetthetsavhengige responser hos sjøfugl er ofte innarbeidet i modeller for restitusjon, men er generelt dårlig dokumentert med empiriske studier. Bestands utvikling etter en skade vil i alle tilfelle være et resultat av en lang rekke forhold som det er svært krevende å skille fra hverandre, og reell restitusjon måles derfor sjelden på noen troverdig måte (**faktaboks 4.1.1**). I områder hvor miljøvariasjonen er så stor som i norske kyst- og havområder, er de fleste bestander i kontinuerlig endring. En bestand er derfor ikke nødvendigvis restituert eller upåvirket om den skulle nå tilbake til utgangsnivået eller fortsette å vokse etter en enkeltpåvirkning. Et godt eksempel er lomvibestanden på Skomer i Wales som økte med 130 % i perioden 1985-2004, til tross for at dødeligheten til de voksne fuglene var fordoblet i de fire vintrene da forlis av oljetankere (Aegean Sea, Sea Empress, Erika og Prestige) førte til store oljesøl i fuglenes vinterområder (Votier et al. 2005).

I de følgende kapitlene er omtalen av effekter som følge av hver enkelt påvirkningsfaktor strukturert i henhold til skissen i **figur 4.1.1**. I de oppsummerende tabellene er hovedvekt lagt på å skille mellom 1) direkte effekter, 2) indirekte effekter via endringer i næringstilbud og 3) indirekte effekter via habitatendringer.

Faktaboks 4.1.1. Akutt skadeomfang, restitusjonstid og totalt skadeomfang

Reell beregning av restitusjon fordrer en prognose for utviklingen uten skade. Figuren illustrerer mulige konsekvenser av en akutt skade på to ulike ressurser, A og B. Skadetidspunktet er angitt som t_0 . I begge tilfeller angir øverste kurve den forventede ressursutviklingen uten skade, mens den nederste kurven viser utviklingen med skade. Mengden av ressurs A var generelt økende og hadde gode prognoser før skaden inntraff, mens ressurs B var i tilbakegang med negative prognoser for videre utvikling. Anta at både ressursmengden ved skadetidspunktet og det akutte skadeomfanget (e) var like stor(t) i begge tilfelle (altså $A_0=B_0$ og $e_A=e_B$). Til tross for at ressurs A i dette tilfellet vokser adskillig raskere enn ressurs B i effektperioden, er restitusjonstiden for B (r_B) kortere enn restitusjonstiden for A (r_A). Det totale skadeomfanget E er arealet mellom kurvene (skravert felt), og tilsvarer den gjennomsnittlige ressursdepresjonen i effektperioden. Skadeomfanget er således vesentlig større for ressurs A enn ressurs B ($E_A>E_B$). Legg merke til at når ressursen er restituert er ressursmengden av A større enn ved skadetidspunktet ($A_R>A_0$), mens mengden av B er tilsvarende mindre ($B_R<B_0$). Merk også at restitusjon forutsetter at ressurskurven etter en akutt skade har et høyere stigningstall (gjennomsnittlig er brattere) enn forventet utvikling uten skade. (Kilde: Moe et al. 1999).

4.2 Metodikk for vurdering av konsekvenser

De ulike sektorene påvirker sjøfugler på mange måter, og det er en lang rekke effekter som vurderes i foreliggende rapport. Vurderingen av konsekvenser fra de ulike påvirkningsfaktorer er hovedsakelig kvalitative, hvor eksisterende viten er brukt til å sannsynliggjøre mulige effekter og hvilke konsekvenser dette kan ha for sjøfugler i utredningsområdet.

Unntak fra dette er de simulerte uhellssituasjonene for petroleum og skipsfart innenfor utredningsområdet samt for skipsfart utenfor utredningsområdet, som er behandlet med en

semi-kvantitativ tilnærming. Basert på fordelingsdata for sjøfugler i åpent hav, samt forekomstene av hekkekolonier og -områder langs kysten, er det gjort overlappsanalyser for olje og sjøfugler. Analysene for åpent hav og for kystarealene skiller seg fra hverandre: I kystområdet er etablerte analyser av særlig verdifulle (SVO) områder benyttet, mens i åpent hav er verdien av et område beregnet ut fra sannsynlig antall forekommende individer av en art multiplisert med sannsynligheten for treff av olje, justert for artens sesongmessige sårbarhet for olje, tilsvarende SMO-konseptet (spesielt miljøfølsomme områder; Moe et al. 1999). Analysen for åpent hav baserer seg altså på to sett av modellerte data. Modellert utbredelse av sjøfugl er en generalisering av utbredelsen til hver enkelt art, og fanger ikke opp utbredelse på liten skala, noe som gjenspeiler seg spesielt langs kysten. Der er fordelingen av sjøfugl avhengig av faktorer som plassering av hekkekolonier, kysttopografi og lignende. Deler av sårbarhetskriteriene for SMO er faktorer som gjenspeiles i SVO (restitusjonstid, bestandstatus), mens artenes spesifikke sårbarhet for olje ikke er innarbeidet i SVO-konseptet. Av ressurs hensyn er imidlertid den endelige konsekvensen satt ut fra en samlet vurdering av utbredelse, bestandsstatus og restitusjonsevne, og blir dermed avslutningsvis å betrakte som en rent kvalitativ vurdering.

Innenfor hvert utredningstema er det definert spesielle indikatorarter, som skal belyses særskilt (for sjøfugl er toppskarv, ærfugl, krykkje, lunde og lomvi valgt). SVO-konseptet (Systad et al. 2007) er benyttet for kystdataene, og det er både gjort en vurdering av berørte forekomster av indikatorartene, samt for de økologiske gruppene (**tabell 3.3.1**), der antallet forekomster av særlig verdifulle og verdifulle områder, vurdert opp mot den sesongmessige sårbarheten for de berørte artene, har vært avgjørende for vurderingen av konsekvens (Systad et al. 2007). De gruppevis analysene aggregerer verdien av et område for sjøfugl, det vil si at dersom flere forekomster med høy andel av regional, nasjonal og/eller internasjonal bestand, lang restitusjonstid, nedadgående bestandstrend og "høy" rødlistestatus overlapper, vil den aktuelle ruten bli oppgradert fra for eksempel verdifull til særlig verdifull. Et viktig punkt her er at rødlistearter er med i grunnlaget for vurderingen av konsekvenser. I analysene er det også tatt hensyn til de forskjellige økologiske gruppernes aksjonsradius under hekketiden, der f.eks. de pelagisk overflatebeitende artene antas å benytte arealer opp til 100 km fra kolonien, gradert ut fra forekomstens SVO-verdi, og avstand fra kolonien.

For data fra åpent hav er det ikke videre enkelt å identifisere regionale, nasjonale og internasjonale bestander. Sannsynligvis er sammenblandingen av forskjellige bestander stor, men vi må også forvente at ulike bestander har sine helt bestemte overvintringsområder og at disse ikke alle steder overlapper med andre bestander av samme art. Dersom f.eks. hele alkekongebestanden på Svalbard overvintrer i Norskehavet, har forholdene der større betydning for denne bestanden enn om fuglene var spredt over et større område. I åpent hav er grunnlaget for vurdering av konsekvens derfor noe annerledes: Det er estimert hvor stor andel av bestanden i Norskehavet (og den østlige delen av Nord-Atlanteren) som slås ut av hvert enkelt tilfelle (både for enkeltscenario og statistisk fordelt sannsynlighet for treff av olje) for hver enkelt art.

Dersom man øker voksendødeligheten i en bestand med 5 %, vil det kunne få store konsekvenser hos lengelevende arter, selv om dette kan lyde bagatellmessig. Kriteriene er derfor satt nokså strengt i analysene. Dersom mer enn 5 % av en bestand i Norskehavet berøres, er for eksempel konsekvensen satt til alvorlig. I denne beregningen er det ikke tatt hensyn til episodenes varighet i forhold til fuglenes dynamiske opptreden over tid. Sjøfuglene ligger sjelden i ro over flere dager men flytter seg over betydelige avstander innenfor korte tidsrom (f.eks. mellom beiteområdene og kolonien). Den reelle andelen som berøres av en hendelse vil derfor være langt større enn de oppgitte grenseverdiene antyder. Dersom det til enhver tid er fare for at 5 % av en bestand berøres, vil det si at en mye større andel av bestanden berøres dersom hendelsen har en varighet på flere uker. Dette er ikke uten videre enkelt å kvantifisere, da vi har lite kvantitativ kunnskap om sjøfuglforekomstenes temporære dynamikk innenfor områder og tidsvinduer av den størrelse det opereres med i simuleringene. Som et tankeeksperiment kan vi forestille oss at et relativt stort oljesøl opptrer utfor Røst i hekketiden. La oss videre anta at 0,7 % av en sjøfuglbestand i berøres første dag og ytterligere 3 % den

neste. Den påfølgende uke ytterligere 10 %, og neste måned enda 10 %. Selv om få fugler berøres etter dette tidspunkt, vil en stor andel av bestanden bli slått ut. I forhold til metodikken benyttet for sjøfugl i åpent hav vil vi anta at berørt bestandsandel i dette tilfellet vil estimeres til omkring 5 %. Hvor stor andel totalt av bestanden som berøres, er altså både avhengig av tidspunkt og fuglenes romlige dynamikk i denne perioden.

Siden de forskjellige artene har forskjellig sårbarhet i forhold til olje, bl.a. fordi de tilbringer ulik del av tiden på sjøen, er andelen som blir berørt for de forskjellige artene justert tilsvarende, på samme måte som i SMO-konseptet. Vurderingene som er gjort i åpent hav har rettet seg etter grenseverdiene i **tabell 4.3.1**. For enkeltscenariene er det gjort forsøk på å inkludere den tidsmessige dynamikken ved å justere for hvor mange uker en rute er berørt. Bakgrunnen for dette er at man kan forvente en utskifting av fuglene i ei rute på denne tidsskalaen, men dette vil variere med tilgang på næring, sesong, vær og andre faktorer som vi i liten grad har oversikt over. Modellen innebærer at dersom en rute berøres en uke, påvirkes bestanden med en beregnet andel, la oss si 5 %. Dersom hendelsen varer over for eksempel 5 uker, vil 5 ganger denne andelen av bestanden påvirkes, med andre ord 25 %. Alle hendelsene har en varighet på mer enn to uker, slik at det er sannsynlig at andelen som påvirkes er mer enn dobbelt så høy som beregnet, i dette tenkte tilfellet 10 %.

Bruken av indikatorarter i en utredning som denne kan være illustrativt i forhold til å presentere konsekvensene. I en vurdering av konsekvenser for sjøfugler av ulike påvirkninger er det imidlertid vanskelig bare å forholde seg til indikatorartene, som ville medføre at viktig informasjon og flere relevante problemfelter ikke ville bli belyst. I noen tilfeller mangler det også informasjon om effekter på indikatorartene, mens informasjon på andre arter kan ekstrapoleres til indikatorartene for å danne et bilde av problemets potensielle omfang. I de semi-kvantitative modellene benyttet for uhellssituasjoner ved petroleum og skipsfart, er tilnærmingen med økologiske grupper en del av metoden. Det er derfor ikke 100 % realistisk å slutte at vurderingene også er gjeldende for indikatorartene alene, men i svært mange tilfeller er dette likevel en forholdsvis rimelig forenkling. Dette er diskutert i de respektive kapitlene.

4.3 Kategorier for oppsummering av konsekvens, usikkerhet og kunnskapsnivå

For å oppsummere de verbale beskrivelsene av konsekvenser på en enhetlig måte, og muliggjøre en sammenligning av konsekvenser på tvers av sektorene, er konsekvensene i hver sektorutredning avslutningsvis i hvert kapittel oppsummert i en standardisert konsekvenstabell. Kategoriseringen medfører nødvendigvis en sterk forenkling av meget komplekse problemstillinger, og må ses i sammenheng med de verbale beskrivelsene.

Som beskrevet i **kapittel 4.2** er effektene av påvirkningsfaktorene enten vurdert rent kvalitativt eller semi-kvantitativt, der vurderingene også er støttet på resultater av en kvantitativ analyse. De endelige konsekvensene som er presentert i tabellene må uansett betraktes som kvalitative vurderinger. I de oppsummerende tabellene er hovedvekt lagt på å skille mellom 1) direkte effekter, 2) indirekte effekter via endringer i næringstilbud og 3) indirekte effekter via habitatendringer (se **kapittel 4.1**). Kriteriene som er benyttet for konsekvenskategoriene er også basert på disse tre effektene (**tabell 4.3.1**). Omfanget av konsekvensene kan sees i forhold til andelen av bestanden som blir påvirket direkte, påvirkning av hekkesuksess eller hvor store deler av egnede habitater som blir påvirket.

For hver konsekvens vil det bli gitt en skjønnsmessig vurdering av sjansen for at den inntreffer. Denne **usikkerheten** vil bli angitt på en tredelt skala:

- 1 Liten
- 2 Middels
- 3 Stor

Likeledes er **kunnskapsnivå** angitt på en tredelt skala:

- * Dårlig
- ** Middels
- *** Relativt godt

I foreliggende rapport er det ikke tatt hensyn til sannsynligheten for at de akutte uhells-scenarioene skal forekomme. Det er altså kun vurdert hvilken konsekvens hver hendelse vil ha, om den skulle inntreffe. Sannsynlighetsaspektet, og dermed den reelle miljørisikoen, vil bli nærmere behandlet i de respektive sektorutredningene.

Tabell 4.3.1. Skala for kategorisering av konsekvensene for sjøfugl av påvirkningsfaktorene.

	Konsekvenser					
	Ingen	Små	Moderate	Alvorlige	Svært alvorlige	?
Kriterier som er benyttet	Ikke relevant eller ingen påvisbar konsekvens	Påvisbar konsekvens	Påvisbar konsekvens	Påvisbar konsekvens	Påvisbar konsekvens	Vesentlige kunnskapsmangler gjør det umulig å vurdere konsekvenser
		Liten del av bestand påvirket	Middels andel av bestand påvirket	Stor andel av bestand påvirket	Hele bestander påvirket	
		Redusert hekkesuksess i ett år	Hekkesvikt i ett år, eller redusert hekkesuksess i flere etterfølgende år	Total hekkesvikt i flere etterfølgende år	Total hekkesvikt gjennom mange år	
		Enkelte tilfeller av små skader på viktige habitater	Isolerte men viktige tilfeller av skade på viktige habitater	Alvorlige tap av viktige habitater	Store omfattende tap av habitater, som ikke kan gjenopprettes	
Tilleggs-kriterier for sjøfugl i åpent hav *	Mindre enn 1 % av en bestand	1-2,5 % av en bestand	2,5-5 % av en bestand	5-10 % av en bestand	10 % av en bestand	

* Merk at disse grenseverdiene er satt i forhold til modellresultater som ikke tar hensyn til utvekslingen av fugl over tid i det berørte området (se forklaring i teksten), samtidig som den endelige konsekvens i alle tilfeller er satt ut fra en større helhetsvurdering, der forskjellige arter og bestander er vurdert sammen.

5 Sektor petroleum og energi

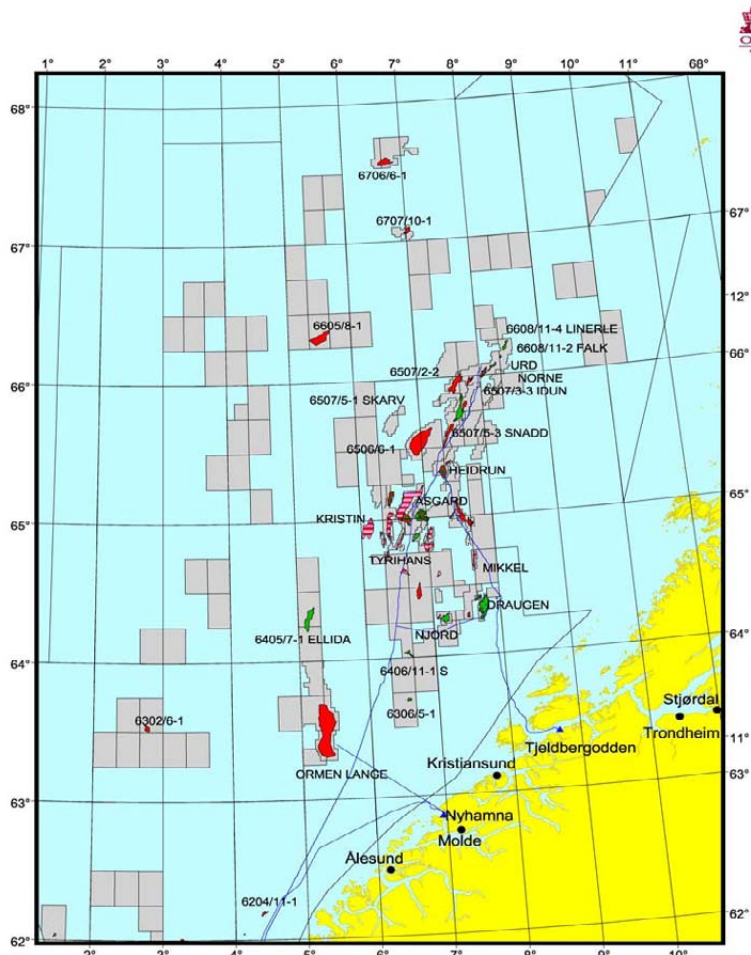
Kapittel 5 er en del av Olje- og energidepartementets utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet – sektor petroleum og energi. Kapittelet vil fokusere på konsekvenser av driftsutslipp og akutte utslipp fra petroleumssektoren ved dagens aktivitet og fremtidsbilde (2025) på sjøfugl. Faktagrunnlag for drifts- og akutte utslipp er hentet fra DNV 2008, NOFO (2007) og OD (2007, 2008).

5.1 Petroleum- og gassutvinning i utredningsområdet

I tilknytning til arbeidet med Forvaltningsplan Norskehavet har Oljedirektoratet utarbeidet en statusbeskrivelse av petroleumsvirksomhet innen utredningsområdet (OD 2007). Denne beskriver felt i produksjon og utbygging, mulige fremtidige utbygginger samt funn i planleg-

gingsfasen. I det følgende vil det derfor kun bli gitt en oppsummering, mens det for videre informasjon henvises til (OD 2007, 2008).

I dag finnes det 11 felt for olje- og gassutvinning i Norskehavet (**figur 5.1.1**). Av disse er ni, per 1. januar 2007, i produksjon, mens to er under utbygging. Det forventes flere utbygginger i årene som kommer, og flere felt er allerede under vurdering (**tabell 5.1.1**). I 2006 hadde de eksisterende feltene en total produksjon på ca 27 millioner m³ olje og ca 15 milliarder m³ gass.



Figur 5.1.1. Eksisterende og planlagte felt for olje- og gassproduksjonen i Norskehavet (kilde: OD 2007).

Eksisterende felt er Draugen (olje og gass), Heidrun (olje og gass), Kristin (olje og gass), Mikkel (gass- og kondensat), Njord (olje), Norne (olje og gass), Urd (olje), Åsgard (olje og gass) og Ormen Lange (gass og kondensat). Norne, Urd og Åsgard er tilknyttet produksjons- og lagerskip. Gassen på Ormen Lange føres gjennom rør til et landanlegg i Møre og Romsdal. Resten av feltene er tilknyttet plattformer. Oljen blir transportert fra feltene med tankskip. Åsgardfeltet og Åsgard Transport (ÅST) er hovedsenter for prosessering og transport av gass i Norskehavet. ÅST er en 707 km lang rørledning som transporter gass i Norskehavet. Den starter ved feltet Åsgard og ender i Kårstø i Tysvær kommune, og har en kapasitet på 69 millioner m³ gass per dag. Åsgard, Norne, Draugen, Mikkel og Kristin benytter seg av ÅST, mens Heidrun eksporterer gass via både ÅST til Kårstø og Haltenpipe til Tjeldbergodden i Aure kommune. Gassen fra Ormen Lange går i transportsystemet Langedet til Nyhamna i Aukra kommune, og videre til Easington på østkysten av England. Ormen Lange startet gassproduksjonen i september 2007, og er dermed ikke tatt med i produksjonsoversikten i statusbeskrivelsen.

Tabell 5.1.1. Oppsummering av aktivitetsnivå i 2006 og 2025 i Norskehavet (kilde: OD 2007).

Felt	Produserer	Produksjon 2006	Produksjon 2025	Lete- boring	Kommentar
Norne	olje/gass	x			
Heidrun	olje/gass	x	x		
Åsgård	olje/gass	x	x		
Draugen	olje/gass	x			
Njord	olje	x			
Kristin	olje/gass	x	x		
Mikkel	gass/kondensat	x	x		
Urd	olje	x			
Ormen Lange	gass/kondensat		x		
Tyrihans	olje		x		
Alve	gass/kondensat				Produksjon 2009-2020
Skarv	olje				Produksjon 2011
Møre	olje/gass			x	
Jan Mayen	olje/gass			x	

5.2 Effekter av petroleumsvirksomhet på sjøfugl

Petroleumsvirksomhet vil potensielt kunne påvirke sjøfugler på ulike måter. De alvorligste effektene vil være gjennom søl av olje på sjøen. De mest omfattende konsekvensene for sjøfugler vil være ved akutte utslipp (behandlet i **kapittel 5.4**), men også flere etterfølgende mindre lekkasjer kan ha store konsekvenser. Utslipp av kjemikalier kan også være en påvirkningsfaktor og likeledes kan også mekaniske påvirkning gjennom kollisjon med plattformene påvirke sjøfugler. Det er hittil ikke dokumentert målbare konsekvenser på sjøfugler av regulært utslipp av produsert vann med en oljekonsentrasjon under det tillatte nivå på 30 mg/l.

5.2.1 Sjøfuglers sårbarhet for olje

Sjøfugler tilbringer det meste av tiden på sjøen, hvor de fleste artene henter all sin næring. Noen arter er bare avhengige av å oppsøke land i hekketiden. Ved oljesøl er det derfor svært sannsynlig at sjøfugl kommer i kontakt med oljen. Den individuelle oljesårbarheten til en sjøfugl varierer med en lang rekke forhold som blant annet art, fysisk tilstand og flygedyktighet samt tilstedeværelse, atferd og arealutnyttelse i risikoområdet (Anker-Nilssen 1987). Sårbarheten er generelt størst for de artene som ligger på havoverflaten og dykker etter næring. Det gjelder især alkefugler som lomvi og lunde, lommer, skarver og marine ender (se **boks 5.1.** for en nærmere beskrivelse av sårbarhet til arter i de ulike økologiske gruppene, og **tabell 5.2.1.** for forenklet fremstilling av gruppens sårbarhet for olje).

Tabell 5.2.1. Forenklet fremstilling av de forskjellige gruppens sårbarhet for olje til ulike årstider (Anker-Nilssen 1994)

Økologisk sjøfuglgruppe	Sommerområder for				Høst- områder	Vinter- områder
	hekking	næringssøk	hvile	myting		
Pelagisk dykkende	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Pelagisk overflatebeitende	Lav	Middels	Lav	-	Middels	Middels
Kystbundne dykkende	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy	Høy
Kystbundne overflatebeitende	Middels	Lav	Lav	Middels	Lav	Lav

Boks 5.1

Sårbarhet overfor olje for de ulike økologiske gruppene av sjøfugler (basert på Brude et al. 2003).

Pelagisk dykkende sjøfugl

(eksempelvis lomvi, lunde og alke)

Alkefuglene er den gruppen som er sterkest utsatt for direkte oljesøl. Det virker som om de dør hurtig selv med tilsynelatende lite olje i fjædrakten. Fordelen denne gruppen har, er at de ofte oppholder seg i åpent hav og derfor ikke har de samme begrensningene i områdevalg som de kystbundne artene. Samtidig har de en mye større aksjonsradius, og benytter områder opp til 100 km ut fra kolonien under hekketiden. Konsentrasjonen av svært mange fugler i hekkekoloniene er en annen viktig faktor. En oljesølishendelse under ungetrekket ut fra koloniene i august vil kunne ha store konsekvenser for lomvi, alke og polarlomvi, der hannen ledsager sin flygeudyktige unge på sjøen i mange uker etter at de har forlatt kolonien.

Pelagisk overflatebeitende sjøfugl

(eksempelvis krykkje, havhest og havsule)

Denne gruppen er mindre utsatt for oljesøl. Under *Braer*-havariet ved Shetland i 1993 var krykkje den vanligste forekommende måkearten under innsamlingen av døde og tilsølte fugler, med 9 % av det totale antallet. Det samlede antall døde fugl etter *Braer*-episoden var imidlertid lite. Krykkje utgjorde forøvrig 4 % av de 45 000 døde sjøfuglene som ble funnet etter *Stylis*-episoden i Skagerrak 1980/81.

Kystbundne dykkende arter

(eksempelvis ærfugl, toppskarv og teist *Cephus grylle*)

Denne gruppen omfatter havdykkender, teist og lommer, som alle er svært utsatt for oljesøl, i likhet med pelagisk dykkende arter. Etter *Exxon Valdez*-ulykken var den akutte dødeligheten nest størst (etter alkefugl) for denne gruppen (Piatt 1990). De er alle avhengig av å dykke etter føden. Varmetapet vil dermed bli ekstra stort ved oljesøl, noe som hurtig fører til avmagring (Isaksen et al. 1998). I tillegg er særlig havdykkendene utsatt, da de beiter på bentiske organismer som kan være forurenset i lang tid etter hendelsen (Peterson 2001). Hos islandsender (*Bucephala islandica*) i Prince William Sound, Alaska, ble det påvist økte verdier av P450 1A-ensym i 1998, ni år etter at *Exxon Valdez* gikk på grunn (Trust et al. 2000). Enzymet er en indikator på forurensingsstress hos fuglene. Andre havdykkender har imidlertid ikke vist slike langvarige effekter etter denne episoden (jf. f.eks. Irons et al. 2000).

Kystbundne overflatebeitende arter

(eksempelvis sildemåke *Larus fuscus*, fiskemåke *Larus canus* og svartbak *Larus marinus*)

Som nevnt over er bl.a. måkefugler utsatt for tilsøling og forgiftning ved at de betrakter døde og halvdøde, tilgrise sjøfugl som byttedyr. Artene i denne gruppen er mindre utsatt for redusert varmetap, da de i større grad har mulighet for å finne tilstrekkelig næring på land.

Fjæretilknyttede arter

(eksempelvis gråhegre *Ardea cinerea* og tjeld *Haematopus ostralegus*)

Peterson (2001) peker ut denne gruppen som utsatt for langtidsvirkninger av en oljesølsituasjon. Hos amerikavartjeld (*Haematopus bachmani*), en nærstående art til vår tjeld, ble det etter *Exxon Valdez*-episoden påvist langvarig nedgang i tetthet langs tilsølte strender i forhold til strender uten skade (Klosiewski & Laing 1994). Det ble også påvist at unger av amerikavartjeld som ble matet med forurensete blåskjell hadde lavere vekt enn unger som ble matet med ikke-forurensete skjell (Andres 1996, 1997).

Sjøfugler er svært sårbare for både direkte og indirekte effekter av oljesøl. Selv relativt små mengder olje i fjædrakten kan få fatale konsekvenser. Oljen får fjærene til å klistre seg sammen slik at de mister isolasjonsevnen, sjøvannet kommer i kontakt med huden og fuglen fryser i hjel. Dette forklarer hvorfor massedød av sjøfugl kan opptre kort tid etter en oljesølhendelse. I tillegg vil tilsølte individer lett bli forgiftet ved at de får olje inn i fordøyelsessystemet

når de pusser fjærdrakten. Sekundært vil åtseletere og predatorer også kunne bli utsatt for forgiftning og tilgrising gjennom tilgang til svake og døde, tilgrisede sjøfugl. Effektene av forgiftning inntremer mer gradvis og, i den grad de blir en primærårsak til dødelighet (f.eks. for arter der individene kan overleve en oljeskade ved å søke næring på land), kommer ofte ikke til syne før lenge etter den akutte hendelsen.

Indirekte effekter på sjøfugl omfatter forgiftning av næringsgrunnlaget, eller nedgang i byttedyrtettheter. Disse faktorene kan vedvare lenge etter at det synlige oljesølet forsvinner, og virker gjerne sammen med de direkte effektene, slik at oljeskadet fugl som i utgangspunktet får redusert kondisjon på grunn av økt varmetap, blir ytterligere svekket fordi næringen er mindre tilgjengelig og/eller skadelig. Viktigere enn effekten av et forringet næringstilbud er nok likevel nedsatt funksjonsdyktighet hos fuglen pga. oljeskaden og derved redusert evne til å ta opp næring. Dette kan raskt bli uforenlig med et samtidig økende matbehov for å kunne kompensere for varmetapet.

Omfanget av skader på sjøfugl er nærmest umulig å fastslå ut fra størrelsen på oljesølet. Det er vist at utslippsvolum av olje, primært etter skipsulykker i kystnære farvann, kun forklarte 14 % av variasjonen i antall fugler funnet døde (Burger 1993). Det registreres som regel flest døde fugler når utslippet skjer tett på land, men det gir ikke grunnlag for å hevde at massedødelighet forekommer i mindre grad når utslippet skjer langt til havs (Burger 1993). Oljefeltene i utredningsområdet ligger alle et stykke ut fra kysten, og i tilfelle av utslipp kan det dermed antas at mange av fuglene som ville bli påvirket av oljen enten aldri vil nå land, eller strande så sent og/eller spres over et så stort område at de ikke vil bli registrert.

5.3 Mulige konsekvenser ved dagens aktivitetsnivå

I statusbeskrivelsen for petroleumsvirksomhet i Norskehavet ble verdier for driftsutslipp fra de ulike plattformene gitt. Fra plattformene slippes det i tillegg til produsert vann også ut en rekke kjemikalier til sjøen. Til luften slippes det ut CO₂, NO_x, CH₄ samt nmVOC (flyktige organiske forbindelser) til luften (for nærmere informasjon henvises til OD (2007)).

I denne vurderingen av konsekvenser vil det hovedsakelig bli fokusert på effekter på sjøfugl av oljeutslipp. Utslipp av kjemikalier vil også kunne ha en effekt på sjøfugler gjennom inntak av stoffene, enten direkte eller ved akkumulering igjennom næringskjeden. Driftsutslipp av kjemikalier er i hovedsak knyttet til utslipp av produsert vann. Det gjøres kontinuerlig forskning på mulige effekter av utslipp av produsert vann på marine organismer. Akutte effekter på disse er avgrenset til de nærmeste 10-talls meter fra utslippstedet pga. stor fortykning. Langtidsvirkninger av små kroniske utslipp er heller ikke vist. Det er lite kunnskap om effekter på sjøfugler knyttet direkte til utslipp av kjemikalier fra boreplattformer, og innenfor tidsrammen for dette prosjektet var det ikke rom for å kvantifisere dette problemet (se kapittel 9.2. for effekter av langtransportert forurensning).

Det er vanskelig å estimere konsekvensene av utslipp til luften på sjøfugl. Indirekte kan utslipp til luften ha effekter gjennom f.eks. overgjødning, forsuring og endringer i klima. Disse temaene er behandlet under "Ytre påvirkninger" (kapittel 9). En annen indirekte effekt er dannelse av bakkenær ozon. Ozon dannes ved en reaksjon mellom nitrogenoksider og VOC. Ozon er sterkt reaktivt med de fleste organiske molekyler, og vil især kunne ha effekter på sjøfugler igjennom respirasjonssystemet. Vi vet lite om effektene av ozon på sjøfugler, men det vil kunne føre til økte betennelsesreaksjoner og overfølsomhet i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og kroppstemperatur, samt økt mottakelighet for infeksjoner. Det største bidraget av ozon kommer over havområder. Her er det allerede betydelige overskridelse av grenseverdien for dyreliv med opp til 560 timer årlig med ozonkonsentrasjoner over 100 µg/m³ (Solberg et al. i trykk). De estimerte utslippene fra Norskehavet i 2006 varierer fra 0-41 timer og for 2025 fra 0-24 timer (Solberg et al. i trykk). Bidraget fra petroleumindustrien i Norskehavet kan derfor føre til en ekstra belastning for sjøfugl, det er imidlertid

ukjent hvor mye belastning som vil tåles før det skjer effekter på de enkelte individ (Solberg et al. I trykk).

Det er vist at lyskilder på offshore installasjoner som oljeplattformer kan tiltrekke sjøfugler (Wiese et al. 2001). Det er dokumentert at kollisjon med f.eks. fyr, høye bygninger, vindmøller og kommunikasjontårn kan føre til mortalitet av sjøfugl (Weir 1976). Det finnes imidlertid lite dokumentasjon på det reelle omfanget av mortalitet på sjøfugler ved kollisjon med den stående riggen på oljeplattformene. I tillegg kan fakling på plattformene ha direkte effekter på sjøfugler, ved at fuglene tiltrekkes av flammene og brenner i hjel. Tidligere observasjonsstudier har imidlertid ikke dokumentert omfattende tilfelle av dette (Hope Jones 1980, Wallis 1981). Det er ikke noe dokumentasjon på omfanget av kollisjon med plattformene og fakling i utredningsområdet, men at noen individer dør har antageligvis ikke en stor konsekvens for sjøfuglpopulasjonene i Norskehavet.

5.3.1 Mulige konsekvenser av driftsutslipp av oljeholdig avfall

Fra de ulike feltene er det særlig fra Draugen og Norne det er store årlige utslipp av dispergert olje og vannvolum, med hhv. 104,0 og 81,5 tonn dispergert oljemengde ledet i sjøen i 2006 (tabell 5.3.1). Heidrun slapp i 2006 ut 13,8 tonn, mens de resterende feltene slapp ut mindre enn 5 tonn hver. Oljemengden er imidlertid fordelt i svært store vannvolumer. Den dispergerte oljen finfordeles i vannmassene, og vil derfor ikke ha de samme konsekvensene for sjøfugler som når oljen forekommer som en hinne på overflaten. Med de verdier som er oppgitt i statusrapporten har derfor driftsutslipp av olje neppe store direkte konsekvenser på sjøfugler. Effekter på lavere trofiske nivåer vil imidlertid kunne virke opp gjennom næringskjeden til sjøfugler. Denne effekten er imidlertid ikke vurdert som viktig og konsekvensene av dette på sjøfugl er dermed ikke forsøkt kvantifisert her.

Tabell 5.3.1. Utslipp av produsert vann til sjø (OD 2007).

Felt	Data	Rapporteringsår		
		2004	2005	2006
Åsgard	Dispergert oljemengde til sjø (tonn)	8,4	10,2	4,2
	Vannvolum til sjø (m ³)	531909	465699	456892,0
Draugen	Dispergert oljemengde til sjø (tonn)	76,3	75,3	104,0
	Vannvolum til sjø (m ³)	4161142	3704942	5242747
Heidrun	Dispergert oljemengde til sjø (tonn)	24,7	23,2	13,8
	Vannvolum til sjø (m ³)	626465	325027	302921
Kristin	Dispergert oljemengde til sjø (tonn)	0	0,2	2,1
	Vannvolum til sjø (m ³)	0	6227	73496
Njord	Dispergert oljemengde til sjø (tonn)	0,6	1,2	2,3
	Vannvolum til sjø (m ³)	69077	79027	145972
Norne	Dispergert oljemengde til sjø (tonn)	62,0	80,2	81,5
	Vannvolum til sjø (m ³)	2377802	4903952	5747302
Ormen Lange	Dispergert oljemengde til sjø (tonn)		0	
	Vannvolum til sjø (m ³)		0	
Urd	Dispergert oljemengde til sjø (tonn)		0	0
	Vannvolum til sjø (m ³)		0	0

5.3.2 Mulige konsekvenser av kronisk utslipp, småutslipp og lekkasjer

Det er etter de store oljekatastrofene, ofte i forbindelse med forlis av tankskip, at det kommer spesiell fokus på problematikken omkring olje og sjøfugl. Undersøkelser har imidlertid vist at selv små mengder olje på sjøen kan forvolde store skader på sjøfugler, spesielt hvis de stammer fra mer kroniske kilder (Hampton et al. 2003). Studier har vist at alkefugler sannsynligvis har den største mortaliteten grunnet kronisk oljeforurensning, men også dykkender og lommer kan potensielt bli hardt rammet (Camphuysen 1998, Wiese & Robertson 2004). Det er studier som antyder at den kroniske oljeforurensningen kan være mer skadelig for den langsiktige populasjonsstabiliteten hos sjøfugler enn sjeldne store oljesøl. Små oljesøl som overlapper i tid og sted med et stort antall sjøfugler kan drepe vesentlig flere sjøfugler enn store oljesøl som ikke treffer betydelige konsentrasjoner av fugl (Fraser et al. 2006).

Kronisk forurensning av olje på sjøen stammer ikke kun fra petroleumsutvinning, men kommer også fra skipsfart og flere andre kilder, bl.a. avløp fra land. Det er således ikke kun i dette avsnittet at problemstillingen rundt kronisk oljeforurensning blir tatt opp.

En metode som er tatt i bruk for å overvåke trender i den kroniske oljeforurensningen, i første rekke som en følge av utslipp fra skip, er en registrering av antall og andel av ilanddrevne sjøfugler som er oljeforurenset. Dette gir først kun et bilde av den relative fordeling av dødsårsakene til sjøfuglene, men kan ved overvåking over lenger tid gi en god indikasjon av langtidstrenger for kronisk forurensning. Ved å undersøke sammensetningen av oljen funnet på sjøfuglene, er det dessuten mulig å få en indikasjon på hvor oljen er kommet fra. Olje funnet på strandede sjøfugler (utenom de store oljekatastrofene) er som oftest tung bunkersolje typisk funnet i lensevann fra tank- og containerskip (Wiese & Robertson 2004).

Registrering av ilanddrevne fugler i perioden 1982/83-1996 på Jærestrendene i Rogaland viste at andel oljeskadede individer blant sjøfuglene som drev i land var omkring en tredel, men med betydelig variasjon mellom år (16-66 %, se **figur 7.3.1**). Alkefuglene var mest utsatt for oljeforurensning (Jacobsen et al. 1991, Jacobsen et al. 1992, Skipnes 1994, Skipnes 1996). Nylig har det vært noen episoder med sjøfugler tilsølt av olje fra ukjente kilder. I 2002 drev 537 oljeskadede/døde sjøfugler i land langs Jærkysten (Eldøy & Haarr 2002). I februar og mars 2003 ble omkring 700 sjøfugler funnet døde på Jæren og Eigerøya. Av disse var nesten 70 % tilgriset med olje. De fleste av fuglene som ble funnet var alkefugler, med lomvi som den klart dominerende arten. Analyser av olje på alle disse sjøfuglene viste at de individene som ble funnet i midten av februar var tilgriset av tung bunkersolje fra flere ulike kilder, mens fuglene fra månedsskiftet februar/mars var tilgriset av råolje fra samme kilde, trolig fra en utenlandsk råoljetanker (Eldøy 2004).

Det er imidlertid svært vanskelig å estimere hvor stort omfanget av skadene på sjøfugler er grunnet kronisk oljeforurensning og småutslipp fra oljeindustri i utredningsområder. Når sjøfuglene blir skadet av utslipp fra oljeplattformer, skjer det langt til havs, så det er trolig bare et fåtall av kadavrene som skylles i land. De fleste av ovenstående eksempler kommer trolig fra aktivitet i skipsfarten, og sier derfor ikke direkte noe om konsekvensene av småutslipp fra plattformene på sjøfugler.

I perioden 2003-2006 var det totalt hhv. 35, 25, 36 og 26 utslipp fra feltene i utredningsområdet (**tabell 5.3.2**). Av disse var hhv. 30, 23, 35 og 23 mindre enn 1 m³. Selv om disse mindre utslippene kan ha forårsaket skade på og dødelighet av sjøfugl, er dette ikke dokumentert. Ut fra nåværende kunnskap er det derfor bare mulig å konkludere at småutslipp kan være en viktig påvirkningsfaktor, men omfanget kan per i dag ikke kvantifiseres.

Tabell 5.3.2. Antall og samlet volum av akutte utslipp til sjøen i perioden 2003-2006 (OD 2007).

Utslippsstørrelse	2003		2004		2005		2006	
	antall	m ³	antall	m ³	antall	m ³	antall	m ³
Utslipp > 1 m ³	5	792,0	2	3,2	1	340,0	3	104,0
Utslipp 0,05-1 m ³	17	5,5	7	2,0	14	6,1	10	2,8
Utslipp < 0,05 m ³	13	0,1	16	0,2	21	0,2	13	0,1
Totalt	35	797,6	25	5,4	36	346,3	26	106,9

5.3.3 Oppsummering av konsekvenser av driftsutslipp ved dagens aktivitetsnivå

I **tabell 5.3.3** er konsekvensene av den daglige driften av petroleumsvirksomheten samt av mindre oljeutslipp oppsummert. Som beskrevet ovenfor kan både utslipp til sjø og luft ha konsekvenser for sjøfugler. Ut fra nåværende viten og de nivåer for utslipp som er presentert i statusrapporten (OD 2007), er det likevel vurdert at konsekvensene ved driftsutslipp i den daglige drift er ubetydelige. Det er lite kunnskap og stor usikkerhet knyttet til vurderingen. For mekanisk påvirkning, vil noen enkeltindivider antageligvis bli drept ved kollisjon, men dette vil overordnet sett ikke være av stor økologisk betydning. Konsekvensene av mindre oljeutslipp er ikke kvantifisert, da det på nåværende tidspunkt ikke er tilstrekkelig dokumentasjon til å vurdere det.

Tabell 5.3.3. Oppsummering av konsekvensene av de ulike påvirkningsfaktorene fra daglig drift, petroleum på sjøfugl i 2006 og 2025. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere beskrivelse).

Art(er) eller artsgruppe	Daglig drift				Mindre oljeutslipp
	Driftsutslipp			Mekanisk påvirkning	
	Olje	Kjemikalier	Til luften		
Lunde og lomvi (<i>pelagisk dykkende arter</i>)	ubetydelige** (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	?
Krykkje (<i>pelagisk overflatebeitende arter</i>)	ubetydelige** (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	?
Ærfugl og toppskarv (<i>kystbundne dykkende arter</i>)	ubetydelige** (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	?
Kystbundne overflatebeitene arter	ubetydelige** (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	?
Konsekvenser for sjøfugl	ubetydelige** (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	?

5.3.4 Oppsummering av konsekvenser av driftsutslipp ved fremtidsbilde (2025)

I likhet med vurderingen for 2006 er ut i fra nåværende viten og de nivåer for utslipp som er presentert, vurdert at konsekvensene ved driftsutslippet i den daglige drift i 2025 vil være ubetydelige (**tabell 5.3.3**). Dette gjelder for de verdier som ble gitt i statusrapporten (OD 2008).

5.4 Mulige konsekvenser ved akutte utslipp fra petroleumsindustrien

Som nevnt ovenfor vil de mest alvorlige konsekvensene for sjøfugl av petroleumssektorens aktiviteter være forårsaket av oljeutslipp ved større, akutte uhellshendelser, samt av små, ulovlige utslipp som forekommer med kronisk hyppighet. I **kapittel 5.1**, **tabell 5.1.1** og **figur 5.1.1** og **5.1.2** er nåværende aktivitet (regnet per 2006) og planlagte utbygginger i utredningsområdet presentert. For 2006 er feltene Draugen, Heidrun, Kristin, Mikkell, Njord, Norne, Urd og Åsgard i drift. I fremtidsbildet 2025 presentert i OD (2008) er Norne, Draugen, Njord og Urd lagt ned. Det er i utredningsområdet skissert tre nye fiktive gassfelt ved hhv. Vøring Nord, Haltenbanken Nord og Haltenbanken Sør og et oljefelt ved Møre (**figur 5.1.2**). Det er dessuten leteboringer ved Jan Mayen.

For å se på konsekvensene ved dagens situasjon (2006-nivå) og et predikert fremtidsbilde (2025), er det gjort oljedriftsmodelleringer for akutte utslipp for allerede eksisterende og planlagte felter.

For å illustrere de potensielle konsekvensene av akutte utslipp, er det i forbindelse med utredningsarbeidet utført en rekke statistiske modelleringer som beregner berøringsområde for olje etter utblåsing fra sjøbunn og overflate fra oljefeltene i utredningsområdet. De statistiske modellene kjører et større antall scenarier med samme utslippsbetingelser med start på ulike tidspunkt i de tilgjengelige strøm- og vinddata (DNV 2008). De modellerte influensområdene sier kun noe om hvilke områder som statistisk sett kan bli berørt av akutte utslipp (**figur 5.4.1**). For å se på det faktiske eksponeringsareal på sjøoverflaten ved enkeltscenarier, er det også sett på oljedriften fra utvalgte scenarier fra enkelte overflateutblåsninger (**tabell 5.4.1**).

Konsekvensene av akutte utslipp for sjøfugler ved dagens aktivitetsnivå vil bli oppsummert i kapittel 5.5 og for fremtidsbildet 2025 i kapittel 5.6.

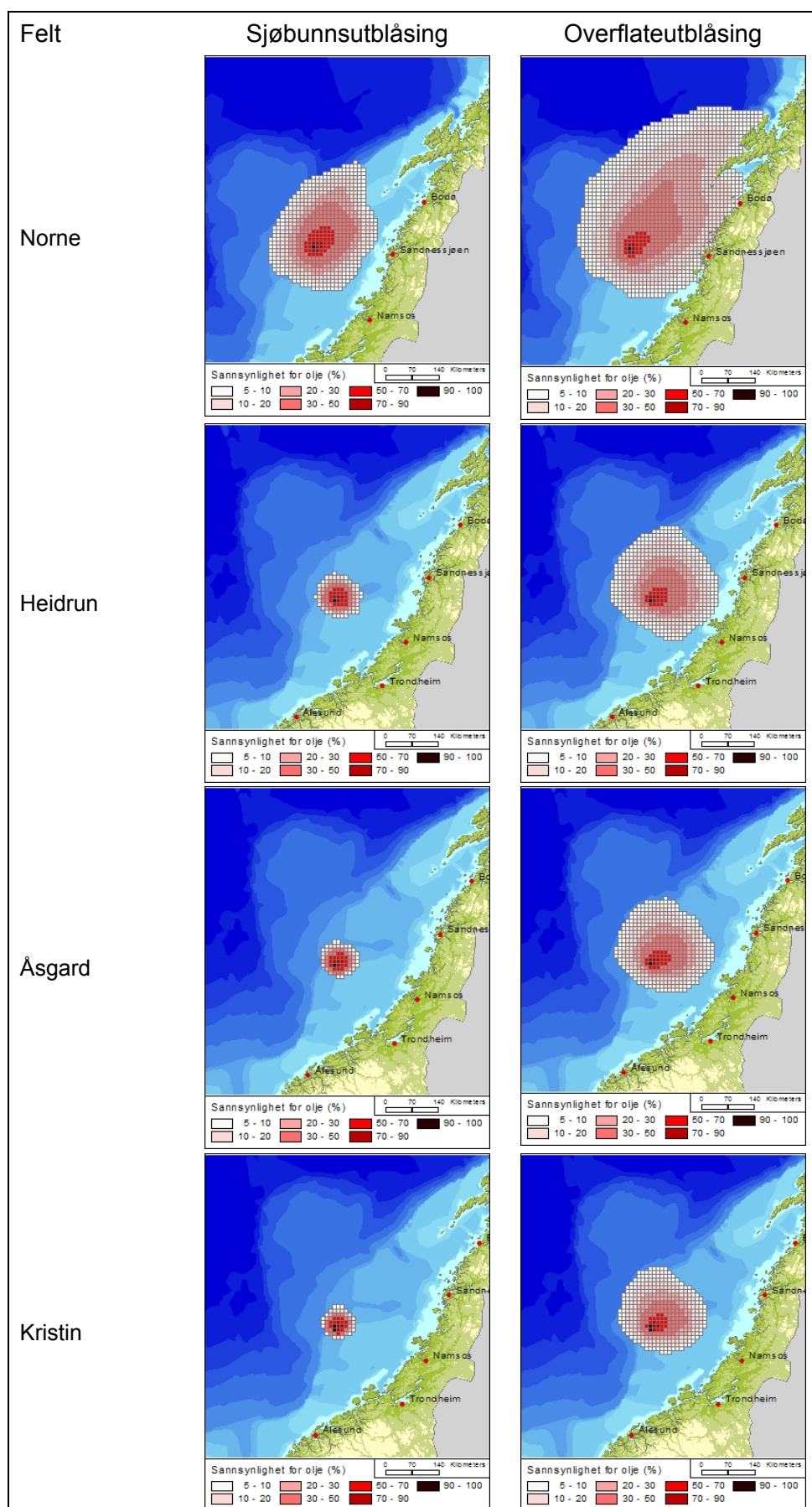
For å oppsummere de verbale beskrivelsene av konsekvensene på en enhetlig måte, og muliggjøre en sammenligning av konsekvenser på tvers av sektorene, er konsekvensene i hver sektorutredning oppsummert i en standardisert konsekvenstabell. Kategoriseringen medfører nødvendigvis en forenkling av meget komplekse problemstillinger, og må sees i sammenheng med de verbale beskrivelsene.

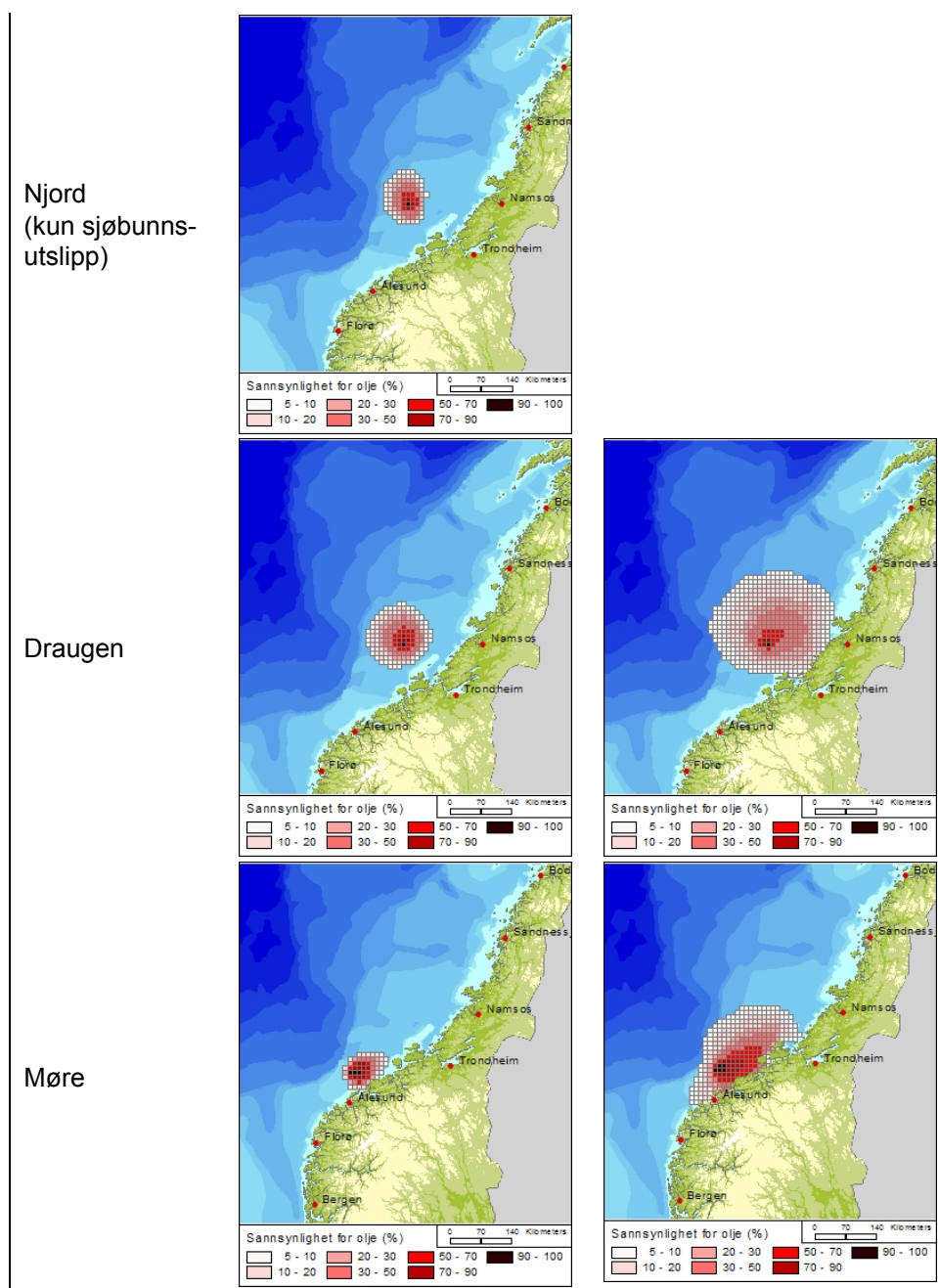
For akutte utslipp i sektor petroleum er denne kategoriseringen av konsekvenser gjort for enkeltscenariene (2006 og 2025). Dette er for å kunne sammenligne konsekvensene av enkeltuhell fra petroleum med enkeltuhell for skipsfart (kapittel 7.4).

5.4.1 Datagrunnlag for de modellerte influensområdene

Et influensområde identifisert i oljedriftsmodelleringen er definert ved de 10×10 km modellrutene som har større enn 5 % sannsynlighet for å bli truffet av olje i løpet av scenariet. Resultatene gir dermed uttrykk for hvilke områder som kan berøres av et uhellsutslipp, men gir ingen indikasjon på den faktiske utbredelsen av en enkelt hendelse. Influensområdene for hvert scenario basert på helårsstatistikk for overflateutslipp er vist i **figur 5.4.1** (for mer informasjon om modellering av utblåsing og hvilke parametere som er inkludert, se DNV 2008).

Njord-feltet forventes ikke å påvirke kystbundne arter i nevneverdig grad. Det er kun beregnet sjøbunnsutslipp for feltet, og faren for stranding er minimal. Imidlertid kan feltet ha betydning for sjøfugl i åpent hav. For Draugen-feltet er det en maksimal sannsynlighet på 10 % for at olje driver i land i området mellom Vikna og Trondheimsfjorden. Flere lokaliteter i dette området er definert som særlig verdifulle sjøfuglområder (SVO) utenom hekketiden for kystbundne arter (Systad et al. 2007, se også kapittel 3.6 for beskrivelse av SVO-begrepet). Det er heller ikke





Figur 5.4.1. Influensområder og scenariobasert informasjon om mengder og drivtid til strandsonen fra felt i Norskehavet (kilde: NOFOs planverk 2007).

særlig sannsynlig at en utblåsning av olje fra Åsgard-feltet vil treffe land. Et middels stort berøringsområde i åpent hav vil kunne føre til skader på pelagiske arter.

For Heidrun-feltet predikerer uhellssimuleringen at det er 4 % sannsynlighet for at olje treffer land i løpet av 18-22 dager. Ellers er scenariet for dette feltet nokså likt Åsgard-feltet. Et noe større areal i åpent hav blir berørt.

Ved en sjøbunnsutblåsning fra Norne-feltet berøres mest sannsynlig et større område i åpent hav sør og vest for Røst, fra Vikna og nordover. Ved en overflateutblåsning er sannsynligheten for stranding av olje 20 % i løpet av 17-27 dager. Store deler av kysten fra Vikna og nordover til

Vestfjorden berøres, samt området fra Røst til og med Andøya. Norne-scenariet inkluderer også feltet Urd.

5.4.2 Data for enkeltscenarier

Fem enkeltscenarier er valgt ut for å se på mulige konsekvenser ved tenkte utslippsscenarioer. De dekker overflateutblåsninger fra felter ved Jan Mayen, Norne, Draugen, Heidrun og Møre (**tabell 5.4.1**). Andre aktuelle felter er valgt bort av ressurshensyn, men konsekvensene fra enkeltscenariene for de behandlede feltene forventes også å gjelde for tilsvarende hendelser i nærtliggende områder (for mer informasjon om modellering av utblåsing og hvilke parametere som er inkludert, se DNV 2008).

Tabell 5.4.1. Behandlede enkeltscenarier i utredningsområdet, med aktuelle sesonger, utslippsdato og varighet.

Felt	Sesong	Utslippsdato	Varighet
Jan Mayen	Sommer	24. juli	34 dager
Norne	Sommer	15. juni	25 dager
Draugen	Høst-Vinter	31. oktober	16 dager
Heidrun	Vår-Sommer	15. mars	15 dager
Møre	Vinter	15. januar	11 dager

Jan Mayen

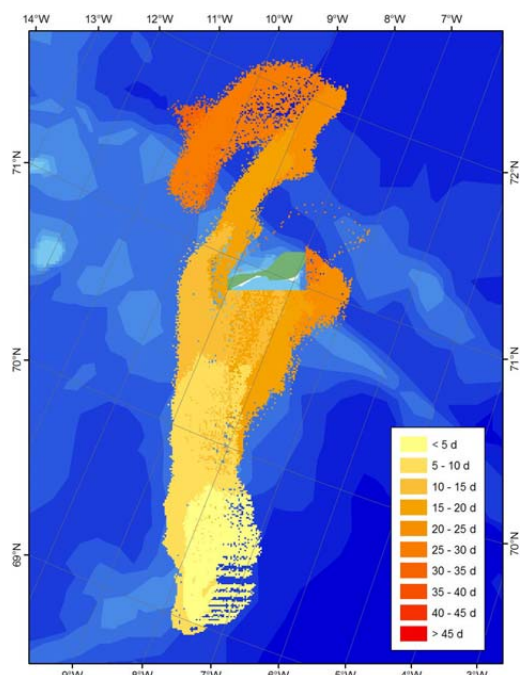
Scenariet omfatter en utblåsning sør for Jan Mayen i hekkesesongen. Scenariet for oljedriften dekker et område på ca 25 000 km², med en varighet på mer enn 34 dager (**figur 5.4.2**). Drivbanen omslutter Jan Mayen, som er et viktig hekkeområde for en rekke sjøfuglarter, derav havhest og krykkje (pelagisk overflatebeitende arter), alkekonge, polarlomvi, lunde og lomvi (pelagisk dykkende arter), samt mindre forekomster av kystbundne dykkende og overflatebeitende arter. Det foreligger ikke bearbejdede data fra åpent hav i området. Sjøfuglsamfunnet på Jan Mayen bærer preg av å være en blanding av arktiske og mer sørlige arter. Indikatorene som er valgt for Norskehavet dekker ikke området spesielt godt. Det er ikke oppgitt helårsstatistikk for feltet, slik at enkeltscenariet står for seg selv.

Norne

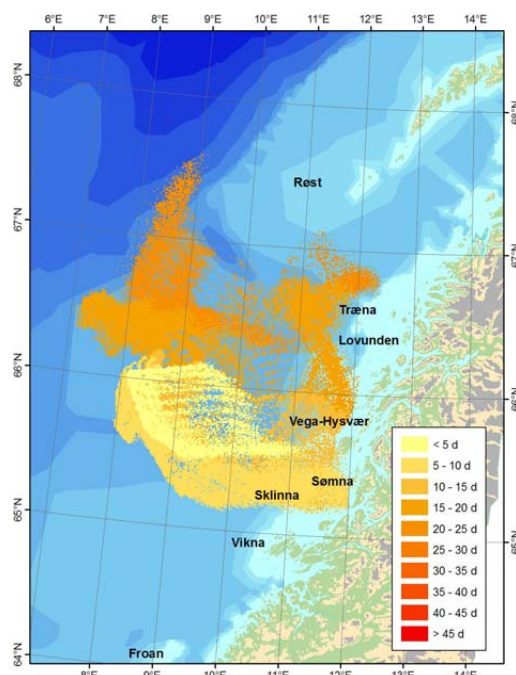
Enkeltscenariet med overflateutblåsning fra Norne i hekketiden omfatter et område på mer enn 42 500 km², med en beregnet overflatetid for oljen på mer enn 25 dager (**figur 5.4.3**). Beregnet drivbane når ikke kystområdet fra Røst og nordover, men når kysten i området mellom Sømna og Træna. Store områder som er viktige beiteområder for hekkende arter på Værøy og Røst berøres. Flere definerte SVO berøres direkte langs Helgelandskysten.

Draugen

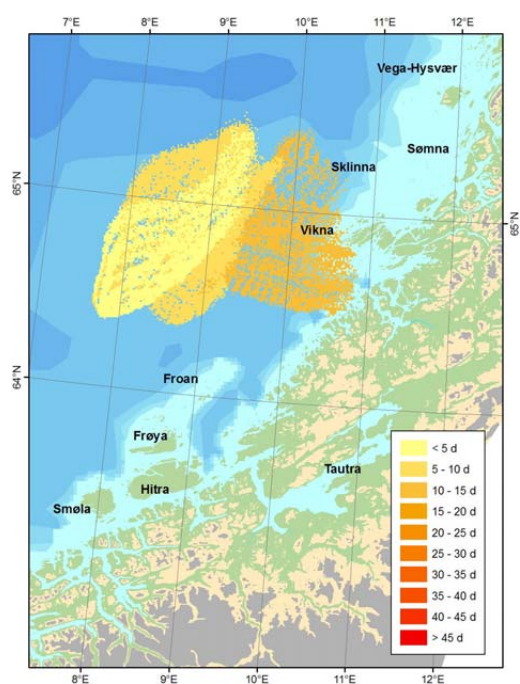
Scenariet omfatter en overflateutblåsning fra Draugenfeltet på høsten, med en varighet på 16 dager (**figur 5.4.4**). Drivbanen dekker ca. 16 400 km². Kystnære områder fra Sklinna og sørover berøres av drivbanen, områder med flere definerte SVO, spesielt for kystbundne arter. Beiteområdene for flere hekkende arter på Sklinna berøres, men de fleste bestandene i området er ikke knyttet til koloniene så seint.



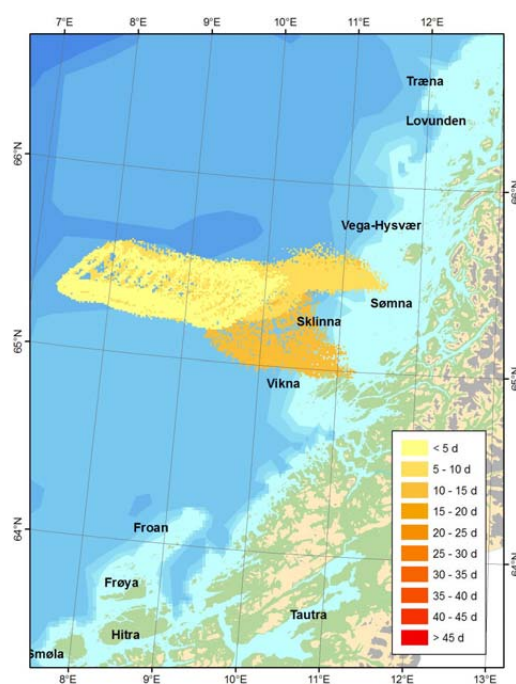
Figur 5.4.2. Drivbane for enkeltscenario ved Jan Mayen i sommersesongen.



Figur 5.4.3. Drivbane for enkeltscenario med overflateutblåsning fra Norge i sommersesongen.



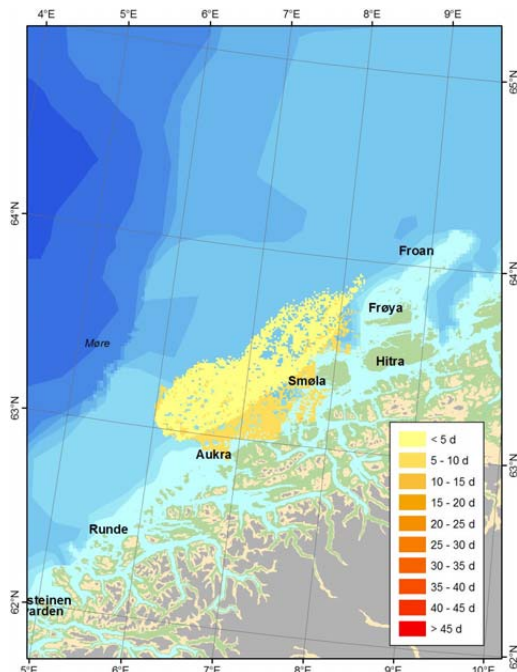
Figur 5.4.4. Drivbane for enkeltscenario med overflateutblåsning fra Draugen om høsten.



Figur 5.4.5. Drivbane for enkeltscenario med overflateutblåsning fra Heidrun om våren.

Heidrun

Enkeltscenariet med utblåsning på Heidrunfeltet dekker ca. 12 400 km², med en varighet på ca. 15 dager på våren (**figur 5.4.5**). Hendelsen er plassert i trekkdagen til mange sjøfuglarter, og de tidligste artene har allerede begynt å etablere seg i koloniene på tidspunktet for utblåsningen. Drivbanen når i liten grad kysten, men ytre kystområder berøres noe.



Møre

Scenariet omfatter en utblåsning i kystnære farvann på Møre-kysten. Oljen driver langs kysten i området mellom Aukra nordover mot Froan, og dekker et område på ca. 7000 km² (**figur 5.4.6**). Beregnet varighet for hendelsen er 11 dager. Strekningen som berøres er et viktig overvintringsområde for en rekke kystbundne og pelagiske arter.

Figur 5.4.6. Drivbane for enkeltscenario med overflateutblåsning fra Møre midtvinters.

5.4.3 Datagrunnlag for sjøfugl

Tilgjengelige data for å vurdere konsekvensene av uhellsutslipp fordeler seg på tre typer data:

- Sjøfugl i åpent hav
- Sjøfugl i kystnære områder
- Hekkekolonier og -områder

Dataene for sjøfugl i åpent hav baserer seg på analyser av tetthet i forhold til geografi og miljøparametre (bl.a. Fauchald et al. 2005, Fauchald & Tveraa 2007). For sjøfugl i kystområdene er grunnlaget SVO-beregningen for Norskehavet. SVO-rutene er gradert til særlig verdifulle, verdifulle og noe verdifulle, ut fra hvor store andeler av bestanden forekomsten representerer, hvor lang restitusjonstid bestanden har, rødlistestatus og bestandstrend (Systad et al. 2007). For kolonidataene er det i tillegg gjort en vurdering av de forskjellige artsgruppens aksjonsradius ut fra hekkeplassene i hekketiden (**figur 3.6.2**). Forekomstene av sjøfugler er sammenstilt med influensområdene for de simulerte hendelsene, avgrenset til ruter med mer enn 5 % sannsynlighet for treff av olje. For enkeltscenariene er alle 10x10 km ruter brukt i analysen.

5.4.4 Overlapp av olje og sjøfugl i åpent hav

Kunnskapen om fordeling av sjøfugl i åpent hav er større nå enn da forvaltningsplanen for Barentshavet ble utarbeidet. Det er gjennomført flere tokt, også i Norskehavet, og det er utført beregninger over fordelingen av 12 sjøfuglarter i deler av utredningsområdet (**tabell 5.4.2**).

Data over fordelingen av sjøfugl er analysert i forhold til temperatur, saltholdighet og dyp i samme rutenett som oljedriftsberegningene. Områder med mangelfull dekning er fjernet. Artene er analysert for sesongene: vinter (november - mars), sommer (april - juli) og høst (august - oktober).

Sjøfuglene er generelt klumpvis fordelt. Dette betyr at i et gitt øyeblikk vil noen ruter ha svært høye tettheter mens i de fleste andre rutene finner man få eller ingen fugl. Selv om de kartlagte transektarealene bare dekker en brøkdel av områdene i åpent hav, er tettheten av fugl i alle deler av studieområdet estimert ved hjelp av GAM-modellering på bakgrunn av påviste samvariasjoner med et sett av miljøvariabler som er målt overalt. Resultatet er en habitatmodell som angir de viktigste leveområdene til arten. Forutsetningene for at denne typen modellering skal ha prediktiv verdi er at 1) miljøvariablene som benyttes har betydning for utbredelse, og at denne betydningen ikke endres over tid, og 2) at man har god dekning med data i studieområdet. Analysene som er bakgrunn for materialet for åpent hav i denne sammenheng er en forbedring av de beskrevet på <http://www.seapop.no/utbredelse/apent-hav> (Fauchald in prep.).

Tabell 5.4.2. Beregnet antall av utvalgte sjøfuglarter i Norskehavet, samt andelen av totalestimatet for området Skagerrak til Barentshavet (analyseområdet). Sommer vil si perioden 1. april - 31. juli (stort sett hekketiden), høst tilsvarer 1. august - 31. oktober og vinter 1. november - 31. mars. Båtfølgende arter som krykkje og havhest er antagelig overestimert, mens lav oppdagbarhet av dykkende arter sannsynliggjør at disse er underestimert. Rød farge angir at estimatene for Norskehavet utgjør mer enn 50 % av bestanden i analyseområdet, oransje 25-50 %, gul 10-25 % og grønn 5-10 %.

Artsgruppe	Art	Sesong					
		Sommer		Høst		Vinter	
		Antall	Andel	Antall	Andel	Antall	Andel
Kystbundne overflatebeitende	Polarmåke	68717	41 %	30822	21 %	10679	5 %
	Svartbak	40695	36 %	40143	34 %	93832	49 %
	Gråmåke	51431	26 %	34200	29 %	135527	42 %
Pelagisk overflatebeitende	Havhest	1381958	46 %	864714	12 %	349143	28 %
	Havsule	27415	11 %	18622	21 %	11408	19 %
	Sildemåke	9565	34 %	2999	6 %	1046	15 %
	Krykkje	147902	30 %	102467	3 %	119739	15 %
Pelagisk dykkende	Alkekonge	12918	16 %	12387	3 %	127771	54 %
	Alke	4014	10 %	2371	7 %	11453	22 %
	Lunde	95661	24 %	58677	20 %	97653	66 %
	Polarlomvi	22152	3 %	17036	1 %	8368	1 %
	Lomvi	21290	5 %	21483	5 %	22374	7 %

Sannsynlighetsmodeller for antall sjøfugl gir grunnlag for å beregne overlapp mellom influensområdet for et utblåsningsscenario og sjøfuglenes utbredelse, samt beregne hvor stor andel av individene som kan bli berørt. De forskjellige artene oppholder seg i varierende grad på havoverflaten. Dette er en av grunnene til at pelagisk dykkende arter (for eksempel lomvi og lunde) er regnet som mer sårbare for oljesøl enn pelagisk overflatebeitende arter (for eksempel havhest og krykkje) (se tabell 5.2.1).

Båtfølgende arter som krykkje og havhest er antagelig overestimert i beregningen, mens lav oppdagbarhet av dykkende arter (alkekonge, lomvi og lunde) sannsynliggjør at disse er underestimert. For eksempel omfatter hekkebestanden av lunde på Røst sannsynligvis mer enn 1,5 mill. individer, mens den estimerte bestanden i åpent hav i Norskehavet i hekketiden bare er

ca. 95 000. I tillegg til indikatorartene er havhest tatt med i beregningen siden den er en svært tallrik art, mens alkekonge er en viktig overvintringsart i Norskehavet. Polarlomvi forekommer kun sporadisk i sommer- og høstsesongen, og er utelatt i vurderingene for denne sesongen. Det samme gjelder sildemåke utenom sommersesongen, og alkekonge i sommersesongen.

Som lundeeksempelet viste, er det ikke nødvendigvis nær sammenheng mellom antall sjøfugl i åpent hav og hekkebestanden i de tilstøtende kystområdene. Det er flere årsaker til dette. En er at ikke-hekkende fugler trekker og streifer over store havområder og kan befinne seg helt andre steder, en annen er de metodiske begrensninger ved beregning av mengde i åpent hav. Dessuten tilbringer fuglene en betydelig del av tiden på land eller på sjøen like ved kolonien.

Bestandstilørighet er også et nokså usikkert punkt i forhold til sjøfugl i åpent hav. Av den grunn er ikke antallet fugler som beregnes å bli påvirket av et uhellsscenario vurdert i forhold til en bestemt hekkebestand, men i forhold til det beregnede totalantallet i det området som er kartlagt innenfor forvaltningsområdet for Norskehavet (**tabell 5.4.3**).

Utredningsområde er totalt på ca. 1 250 000 km². Av disse dekker åpent hav dataene i sommersesongen et areal på 742 100 km² av utredningsområdet, 449 800 km² i høstsesongen og 296 300 km² i vintersesongen.

Overlapp av Influensområder og sjøfugl for åpent hav

I **tabell 5.4.3** er andelen av de enkelte artene som blir berørt av de forskjellige influensområdene for helårsmodelleringene oppgitt. Tilsvarende tabell for enkeltscenariene følger i **tabell 5.4.4**. Andelen er summen av alle rutespesifikke produkter av antall fugl til stede, sannsynlighet for treff av olje og sårbarhetsindeksen for angjeldende art og måned, dividert på den estimerte bestanden for arten innenfor den kartlagte delen av forvaltningsområdet. Det er ikke tatt hensyn til varigheten av en hendelse i beregningen (se nærmere forklaring i kapittel 4). Sårbarheten til pelagisk dykkende arter er høyere enn indeksen for kystbundne, overflatebeitende arter (Anker-Nilssen 1987, Moe et al. 1999). En forenklet beskrivelse av de forskjellige økologiske gruppenes sårbarhet er angitt i **tabell 5.2.1**. Sesongene er vektet mot hverandre slik at de dekker tilsvarende områder i areal.

Influensområdene for sjøbunnsutblåsningene har et adskillig mindre influensområde enn overflateutblåsningene, hvilket er reflektert i andelen av de forskjellige artene som vil kunne berøres av hhv. overflate- og sjøbunnsutblåsning.

Vinterstid er det en overflateutblåsning på feltene Møre og Norne som peker seg ut som de verste hendelsene. Nornescenariet er estimert til å påvirke mer enn 3,0 % av lundene, 1,9 % av alkene, 1,5 % av alkekongene og 1-1,2 % av krykkjene, lomviene og polarlomviene innenfor det kartlagte området. Mørescenariet påvirker tilsvarende 3,9 % av lomviene, 2,5 % av alkekongene, 2,4 % av lundene og 2,3 % av alkene.

Møre og Norne kommer også verst ut i sommersesongen. Overflateutblåsningen på Møre påvirker for eksempel 4,3 % av lomvibestanden og Norne påvirker 5,3 % av lundebestanden.

I høstsesongen er det alke som vil kunne påvirkes sterkest, med 4,9 % ved overflateutblåsning fra Mørefeltet. For overflatescenariet fra Nornefeltet påvirkes 3,4 % av lomvibestanden (mot 2,5 % ved undervannsutblåsningen) og 2,6 % av alkekongene.

Alkefuglene, altså pelagisk dykkende fugl, er den gruppen som faller mest uheldig ut generelt gjennom året, som en følge av at de er spesielt sårbare for olje. Unntaket er polarlomvi, som primært overvintrer utenfor Norskehavet, og som med unntak av Jan Mayen ikke hekker i forvaltningsområdet. Alkekonge har et av sine viktigste overvintringsområder i Norskehavet, og er en av de artene som ser ut til å påvirkes sterkest i denne sesongen. Lunde påvirkes relativt sterkt for Nornescenariet, og berøres av stort sett alle scenariene i sommer- og vintersesongene. I høstsesongen er derimot store deler av lundebestanden i Barentshavet.

Tabell 5.4.3 Andeler i % av utvalgte sjøfuglbestander i de kartlagte delene av Norskehavet som overlapper med de modellerte influensområdene for de forskjellige feltene, avgrenset til det kartlagte området. Andelen er summen av alle rutespesifikke produkter av antall fugl til stede, sannsynlighet for treff av olje og sårbarhetsindeksen for angjeldende art og måned, dividert på den estimerte bestanden for arten innenfor den kartlagte delen av forvaltningsområdet. Sesongene er vektet mot hverandre slik at de dekker tilsvarende områder i areal. Berørt andel av bestanden er ikke justert for varigheten av utslippene, slik at den faktiske effekten av et utslipp vil være større enn de oppgitte andelene. Rød farge viser at mer enn 5 % av bestanden påvirkes, oransje 2,5-5 %, gul 1-2,5 %, og lys grønn 0,5-1 %.

Sesong	Type utblåsning	Felt	Alkekonge	Alke	Lunde	Havhest	Svartbak	Gråmåke	Krykkje	Lomvi	Polarlomvi	Sildemåke
Vinter	overflate	Draugen	1,2 %	0,9 %	1,4 %	0,4 %	0,5 %	0,5 %	0,4 %	1,5 %	0,3 %	-
		Heidrun	0,9 %	1,0 %	1,4 %	0,5 %	0,5 %	0,3 %	0,5 %	0,8 %	1,1 %	-
		Kristin	0,7 %	0,8 %	1,1 %	0,6 %	0,3 %	0,2 %	0,4 %	0,6 %	1,5 %	-
		Møre	2,5 %	2,3 %	2,4 %	0,4 %	0,7 %	0,8 %	0,6 %	3,9 %	0,1 %	0,9 %
		Norne	1,5 %	1,9 %	3,0 %	0,8 %	0,9 %	0,6 %	1,0 %	1,2 %	1,2 %	-
		Åsgard	0,8 %	0,9 %	1,3 %	0,6 %	0,4 %	0,2 %	0,5 %	0,8 %	1,4 %	-
	sjøbunn	Draugen	0,8 %	0,6 %	0,9 %	0,2 %	0,3 %	0,3 %	0,3 %	0,9 %	0,2 %	-
		Heidrun	0,4 %	0,4 %	0,6 %	0,3 %	0,2 %	0,1 %	0,2 %	0,4 %	0,7 %	-
		Kristin	0,3 %	0,3 %	0,5 %	0,3 %	0,1 %	0,1 %	0,2 %	0,3 %	0,8 %	-
		Møre	1,1 %	1,1 %	1,1 %	0,2 %	0,3 %	0,3 %	0,3 %	2,0 %	0,0 %	0,4 %
		Njord	0,5 %	0,4 %	0,5 %	0,2 %	0,2 %	0,2 %	0,2 %	0,5 %	0,2 %	-
		Norne	1,1 %	1,4 %	2,2 %	0,7 %	0,6 %	0,4 %	0,8 %	0,8 %	1,4 %	-
		Åsgard	0,4 %	0,4 %	0,6 %	0,3 %	0,2 %	0,1 %	0,2 %	0,3 %	0,8 %	-
Sommer	overflate	Draugen	-	0,9 %	1,7 %	0,2 %	0,1 %	0,1 %	0,3 %	1,9 %	-	0,2 %
		Heidrun	-	0,1 %	1,3 %	0,2 %	0,1 %	0,1 %	0,4 %	0,8 %	-	0,1 %
		Kristin	-	0,0 %	0,7 %	0,2 %	0,1 %	0,0 %	0,3 %	0,9 %	-	0,1 %
		Møre	-	3,2 %	3,4 %	0,1 %	0,2 %	0,1 %	0,4 %	4,3 %	0,3 %	0,4 %
		Norne	-	2,2 %	5,3 %	0,5 %	0,4 %	0,4 %	1,1 %	1,1 %	-	0,3 %
		Åsgard	-	0,0 %	0,9 %	0,2 %	0,1 %	0,1 %	0,3 %	0,9 %	-	0,1 %
	sjøbunn	Draugen	-	0,5 %	1,0 %	0,1 %	0,1 %	0,0 %	0,2 %	1,2 %	-	0,1 %
		Heidrun	-	0,0 %	0,5 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,4 %	-	0,0 %
		Kristin	-	0,0 %	0,3 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,4 %	-	0,0 %
		Møre	-	1,6 %	1,4 %	0,1 %	0,1 %	0,0 %	0,2 %	2,0 %	0,1 %	0,1 %
		Njord	-	0,3 %	0,5 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,8 %	-	0,1 %
		Norne	-	0,4 %	2,4 %	0,4 %	0,2 %	0,2 %	0,6 %	0,5 %	-	0,1 %
Høst	overflate	Åsgard	-	0,0 %	0,4 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,5 %	-	0,0 %
		Draugen	0,2 %	2,1 %	0,7 %	0,6 %	0,1 %	0,1 %	0,5 %	2,4 %	-	-
		Heidrun	0,4 %	0,4 %	0,8 %	0,8 %	0,1 %	0,1 %	0,8 %	2,1 %	-	-
		Kristin	0,0 %	0,1 %	0,4 %	0,6 %	0,1 %	0,0 %	0,6 %	1,2 %	-	-
		Møre	0,2 %	4,9 %	0,5 %	0,7 %	0,2 %	0,1 %	0,7 %	2,2 %	0,9 %	2,7 %
		Norne	2,6 %	1,4 %	2,3 %	1,9 %	0,4 %	0,4 %	1,5 %	3,4 %	-	-
	sjøbunn	Åsgard	0,1 %	0,2 %	0,5 %	0,7 %	0,1 %	0,1 %	0,7 %	1,6 %	-	-
		Draugen	0,0 %	1,0 %	0,4 %	0,4 %	0,1 %	0,0 %	0,3 %	1,4 %	-	-
		Heidrun	0,0 %	0,0 %	0,3 %	0,3 %	0,1 %	0,0 %	0,4 %	0,9 %	-	-
		Kristin	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,2 %	0,0 %	0,0 %	0,3 %	0,5 %	-	-
		Møre	0,0 %	1,9 %	0,2 %	0,3 %	0,1 %	0,0 %	0,2 %	0,8 %	0,4 %	1,0 %
		Njord	0,0 %	0,3 %	0,2 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,8 %	-	-
		Norne	1,2 %	0,1 %	1,4 %	1,3 %	0,2 %	0,2 %	1,2 %	2,5 %	-	-
		Åsgard	0,0 %	0,0 %	0,2 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %	0,3 %	0,6 %	-	-

Vintersesongen, som her er avgrenset til 1. november - 31. mars, er den perioden da flest arter påvirkes sterkest. Estimaten antyder altså at for fugl i åpent hav er Norskehavet viktigst som overvintringsområde, og dermed også mer sårbart i denne perioden. Sommersesongen (1. april - 31. juli) gjenspeiler sannsynligvis primært hekkeforekomstene av alkefugl på Runde (spesielt alke og lomvi), og på Røst (lunde). Generelt er andelen som påvirkes mindre i høstsesongen (1. august - 31. oktober).

Overlapp av enkeltscenarier og sjøfugl for åpent hav

For enkeltscenariene er indikatorartene dekket (se kapittel 1.2). De kystbundne artene dekkes ikke i åpent hav, slik at kystbundne, dykkende arter som ærfugl og toppskarv ikke behandles her (**tabell 5.4.4**). Norefeltet i sommersesongen faller også her uheldig ut, med lunde (9 %) som den sterkest berørte arten, fulgt av krykkje (4,1 %) og lomvi (3,6 %). Ellers berøres bestandene av de pelagisk dykkende artene relativt sterkt etter en utblåsning fra Draugen på høsten, 2,5-2,9 % av lomvibestanden i Norskehavet påvirkes. Scenariet for Heidrun- og Mørefeltet medfører mindre konsekvenser for bestandene, selv om de pelagisk dykkende artene også her påvirkes nevneverdig.

Tabell 5.4.4. Andeler i % av utvalgte sjøfuglbestander i de kartlagte delene av Norskehavet som påvirkes ved simulerte overflateutslipp fra de forskjellige feltene valgt ut for enkeltscenariene, avgrenset til det kartlagte området. Andelen er summen av alle rutespesifikke produkter av antall fugl til stede, sannsynlighet for treff av olje og sårbarhetsindeksen for angjeldende art og måned, dividert på den estimerte bestanden for arten innenfor den kartlagte delen av forvaltningsområdet. Sesongene er vektet mot hverandre slik at de dekker tilsvarende områder i areal. Rød farge viser at mer enn 5 % av bestanden påvirkes, oransje 2,5-5 %, gul 1-2,5 %, og lys grønn 0,5-1 %. Tabellen er justert for varighet av hendelsen (antall uker) og hvor stort areal som blir truffet i hver enkelt rute.

Felt	Antall ruter	Sesong	Lunde	Lomvi	Krykkje
Draugen	164	høst vinter	0,9 %	2,9 %	0,5 %
			2,2 %	2,5 %	0,6 %
Heidrun	124	vinter sommer	1,0 %	1,2 %	0,3 %
			0,9 %	0,6 %	0,4 %
Møre	71	vinter	0,4 %	0,7 %	0,1 %
Norne	439	sommer	9,1 %	3,6 %	4,1 %

5.4.5 Berøring av særlig verdifulle områder for sjøfugl i kystsonen

Særlig verdifulle områder (SVO) for sjøfugl er identifisert for kysten av Norskehavet av Systad et al (2007), basert på regional, nasjonal og internasjonal bestand, bestandstrender og restitusjonsevne for de forskjellige artene og populasjonene beskrevet i kapittel 3.5. Disse resultatene er også lagt til grunn for foreliggende analyse selv om SVO-konseptet mangler en eksplisitt sårbarhetskomponent i forhold til oljesøl, siden dette til en stor grad fanges opp av bl.a. ulikheter i restitusjonsevne. For kystdataene er sesongene definert som følger:

- Vår (mars-mai)
- Sommer (juni-august)
- Høst (september-november)
- Vinter (desember-februar)

Dette avviker litt fra dataene fra åpent hav, primært fordi den temporære dekningsgraden for data fra kysten er bedre enn til havs. Influensområdene er sammenstilt med forekomster av

verdifulle og særlig verdifulle områder for sjøfugl, og resultatene er vist som antall slike områder som ligger innenfor influensområdet til de ulike feltene, fordelt på sesong. Resultatene er vurdert kvalitativt i forhold til sårbarheten til de involverte artene, og konsekvensen satt ut fra dette. Norne-, Draugen- og Mørescenariene berører definerte SVO på kysten direkte, og er vurdert i dette delkapittelet. Feltene Kristin, Åsgård og Heidrun er vurdert i neste delkapittel, der fuglenes aksjonsradius i hekketiden er sammenstilt med influensområdene.

Alle enkeltscenariene som er valgt ut, berører kysten i varierende grad.

Jan Mayen

Det er ikke oppgitt helårsstatistikk for feltet, slik at enkeltscenariet står for seg selv. Jan Mayen er ikke med i SVO-vurderingen i utgangspunktet, men øya huser bestander av de fleste økologiske gruppene, og er vurdert som særlig verdifullt område i denne sammenhengen. Det hekker mer enn 100 000 par havhest, ca. 50 000 par polarlomvi og opp mot 100 000 par alkekonge på øya (**tabell 3.1.1**). Av indikatorartene for Norskehavet hekker det ca. 200 par ærfugl, ca. 9000 par krykkje (mer enn 10 %), under 1000 par lomvi (opp mot 20 %) og under 10 000 par lunde (1-2 %). Bestandene av de arktiske artene er således viktigere på Jan Mayen. Enkeltscenariet vil få alvorlige følger for alle disse artene på øya, siden den omslutes av drivbanen for uhellet. Selv om hekkebestandene av de nevnte arktiske artene på Jan Mayen utgjør en svært stor andel av disse artenes totale populasjon i Norskehavet (90-100%), er andelen av disse i forhold til bestanden i de arktiske områdene relativt liten. Havhestbestanden utgjør f.eks. ca. 7 % av den totale bestanden i Norge og Barentshavet, alkekonge ca. 6 % (se **tabell 3.1.1**).

Norne

Influensområdet gitt et overflateutslipp fra Norne berører 19 særlig verdifulle og verdifulle områder for sjøfugl i sommersesongen, 22 i høstsesongen, 10 i vintersesongen og 19 i vårsesongen (**tabell 5.4.5**)

Tabell 5.4.5. Antall definerte SVO (etter Systad et al. 2007) som vil berøres av influensområdet og enkeltscenariet for overflateutslippet fra Norne, fordelt på økologiske grupper og sesonger. Forkortelser: SVF = Særlig verdifull, VF = Verdifull.

Artsgruppe	Sommer		Høst		Vinter		Vår		Enkeltscenario sommer	
	SVF	VF	SVF	VF	SVF	VF	SVF	VF	SVF	VF
Pelagisk dykkende	3		3		3		0		1	
Pelagisk overflatebeitende	4	1	4	1	2	1	2	1		1
Kystbundne dykkende	5	1	8		5		5		10	
Kystbundne overflatebeitende	1		1		1		0		3	
Fjæretilknyttede	4		5		5		2			
Totalt	17	2	21	1	16	1	9	1	14	1

Rutene som berøres har i gjennomsnitt 13 % sannsynlighet for treff av olje. Siden treffsannsynligheten er lavere enn for Mørescenariet, vil konsekvensene kunne være en del mindre. Imidlertid dekker drivbanen fra Norne en meget stor del av området innenfor aksjonsradiusen til for eksempel sjøfuglene på Røst (se neste delkapittel).

Enkeltscenariet påvirker store deler av Helgelandskysten, og berører på sommeren 14 særlig verdifulle og ett verdifullt område for sjøfugl.

Draugen

Influensområdet for overflateutslipp fra Draugenfeltet berører direkte 12 særlig verdifulle områder for sjøfugl i sommersesongen, 15 for høstsesongen, sju i vintersesongen og 12 i vårsesongen (**tabell 5.4.6**). Scenariet berører ikke definerte SVO'er for de pelagisk beitende artene. Kystbundne dykkende og fjæretilknyttede arter berøres gjennom hele året, mens overflatebeitende arter berøres i hekkesesongen. Dette skyldes at flere av de overflatebeitende artene trekker ut av området vinterstid. Sannsynligheten for treff av olje i rutene er gjennomsnittlig 12 %. Høstsesongen er den mest sårbare tiden av året, når både hekkepopulasjonene, trekkende og mytende bestander forekommer i området.

Enkeltscenarioet har begrenset betydning for definerte SVO'er. Tre definerte, særlig verdifulle områder er definert innenfor influensområdet på kyststrekningen, alle for kystbundne arter, men ingen for indikatorartene.

Tabell 5.4.6. Antall definerte SVO (etter Systad et al. 2007) som vil berøres av influensområdet og enkeltscenariet for overflateutslippet fra Draugen, fordelt på økologiske grupper og sesong. Forkortelser: SVF = Særlig verdifull, VF = Verdifull.

Artsgruppe	Sommer		Høst		Vinter		Vår		Enkeltscenario sommer	
	SVF	VF	SVF	VF	SVF	VF	SVF	VF	SVF	VF
Kystbundne dykkende	4		6		6		4		1	
Kystbundne overflatebeitende	3		3						1	
Fjæretilknyttede	5		6		6		3		1	
Totalt	12	0	15	0	12	0	7	0	3	0

Tabell 5.4.7. Antall definerte SVO (etter Systad et al. 2007) som vil berøres av influensområdet og enkeltscenariet for overflateutslippet fra Møre, fordelt på økologiske grupper og sesong. Forkortelser: SVF = Særlig verdifull, VF = Verdifull.

Artsgruppe	Sommer		Høst		Vinter		Vår		Enkeltscenario sommer	
	SVF	VF	SVF	VF	SVF	VF	SVF	VF	SVF	VF
Pelagisk overflatebeitende		1		1		0		1		
Kystbundne dykkende	3	0	6	2	4	2	6	2	6	3
Kystbundne overflatebeitende	6	3	6	3	0	0	1	3		
Fjæretilknyttede	3		6		4		6		5	
Totalt	12	4	18	6	8	2	13	6	11	3

Møre

Influensområdet for overflateutslipp fra Mørescenariet berører 16 særlig verdifulle og verdifulle områder for sjøfugl i sommersesongen, 24 i høstsesongen, 10 i vintersesongen og 19 i vårsesongen (**tabell 5.4.7**). De berørte rutene har en gjennomsnittlig treffsannsynlighet på 31 %, noe som er atskillig høyere enn for Draugen og Norne. Dette, kombinert med det høye antallet SVO som berøres, forklarer hvorfor skadene av dette scenariet er de mest alvorlige i analysen for kystsonen. Høstsesongen er den mest sårbare tiden av året for alle grupper sett under ett. For kystbundne dykkende arter er sommersesongen mindre viktig enn de resterende sesongene, da området har store overvintrende bestander av denne gruppen.

Seks særlig verdifulle og tre verdifulle områder er definert innen influensområdet til enkeltscenariet for en overflateutblåsning på Møre vinterstid. I tillegg er det definert fem særlig verdifulle områder for fjæretilknyttede arter. Ingen av indikatorartene faller ut med definerte SVO i området på denne årstiden ut fra eksisterende datagrunnlag, men området er viktig for overvintrende ærfugl og toppskarv.

5.4.6 Sjøfugl i hekketiden

Mange sjøfugler er kolonihekkende i varierende grad. De fleste av de pelagisk beitende artene opptrer i store kolonier, mens de mer kystbundne artene gjerne opptrer i mindre og løsere sammenbundne kolonier. Særlig verdifulle områder for sjøfugl er identifisert gjennom beregninger utført for en rekke sjøfuglarter (Systad et al. 2007).

Fuglenes bruk av leveområder omkring hekkeområdene varierer mye mellom de forskjellige artene og økologiske gruppene av sjøfugl. Pelagisk beitende arter kan bevege seg mange mil fra kolonien på næringssøk, mens kystbundne, bunnbeitende arter bruker et atskillig mindre område. Punktinformasjon om fuglenes hekkeplasser avdekker derfor i svært liten grad hvilket område sjøfuglene virkelig bruker i hekkesesongen. Ut fra kjennskap til de ulike artenes aksjonsradius, er områder av varierende viktighet for sjøfugl angitt i **figur 3.6.2**. Verdiene i figuren samsvarer med SVO-beregningene, og mangler dermed som tidligere nevnt en direkte sårbarhetskomponent.

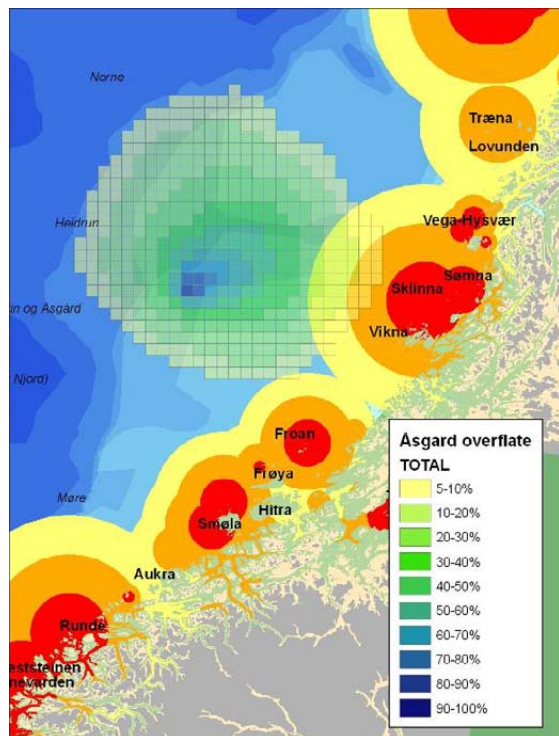
Under følger en oppsummering av i hvilken grad områdene innenfor aksjonsradiusen til de forskjellige artsgruppene overlapper med influensområdene fra de forskjellige drivbaneberegningene. Det er lagt vekt på overflateutblåsningene, som potensielt har størst konsekvenser, siden oljen da spres over et større område enn ved undervannsutblåsningene. Konsekvensene av en undervannsutblåsning vil være mindre enn angitt for overflateutblåsningene.

Som nevnt tidligere foreligger det ikke helårs influensområde for Jan Mayen. Jan Mayen er et antatt særlig verdifullt eller verdifullt område for sjøfugl, spesielt for arktiske, pelagisk beitende arter som alkekonge, polarlomvi og havhest. Drivbanen til det utvalgte enkeltscenariet berører store deler av aksjonsradiusen til alle sjøfuglene som hekker på Jan Mayen, siden det omslutter øya (**figur 5.4.16**). Av indikatorartene i Norskehavet er det krykkje og lomvi som berøres sterkest.

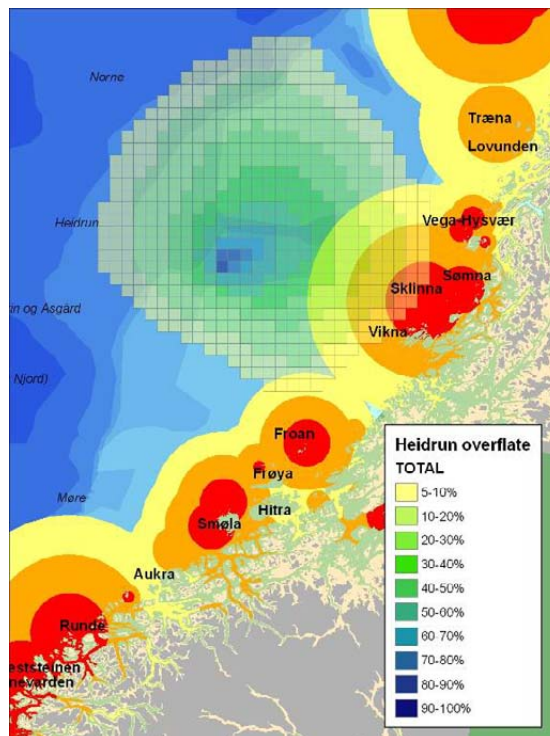
Influensområdet for Åsgardfeltet berører i svært liten grad områder innen aksjonsradius for hekkende sjøfugl, med unntak av beiteområdene for lomvi (pelagisk dykkende) fra Sklinna (**figur 5.4.7**). Drivbanen berører så vidt aksjonsradius til kystbundne overflatebeitende sjøfugl med 0,6 % treffsannsynlighet, noe som nok ikke vil påvirke bestanden betydelig. Den berørte arten er rødnebbterne *Sterna paradisaea*, som primært beiter nært hekkeplassene.

Influensområdet for Heidrunfeltet berører noe verdifulle områder for kolonier ved Vikna, Sklinna og Sømna, samt Froan (**figur 5.4.8**). Særlig verdifulle og verdifulle områder for lomvi ved Sklinna berøres. Verdifulle områder berøres ellers i liten grad, og treffsannsynligheten for olje

på sjø er lav. For enkeltscenariet på våren (**figur 5.4.14**) berøres aksjonsområdet til kystbundne overflatebeitende arter ved Vikna og Sømna (særlig verdifulle og verdifulle områder) og kystbundne dykkende arter ved Sklinna, Vikna og Vega-Hysvær-området (verdifulle og noe verdifulle områder), samt for pelagisk dykkende arter, som allerede er i hekkeområdet. Av indikatorartene omfatter dette toppskarv og ærfugl (kystbundne dykkende arter), samt lomvibestanden på Sklinna.



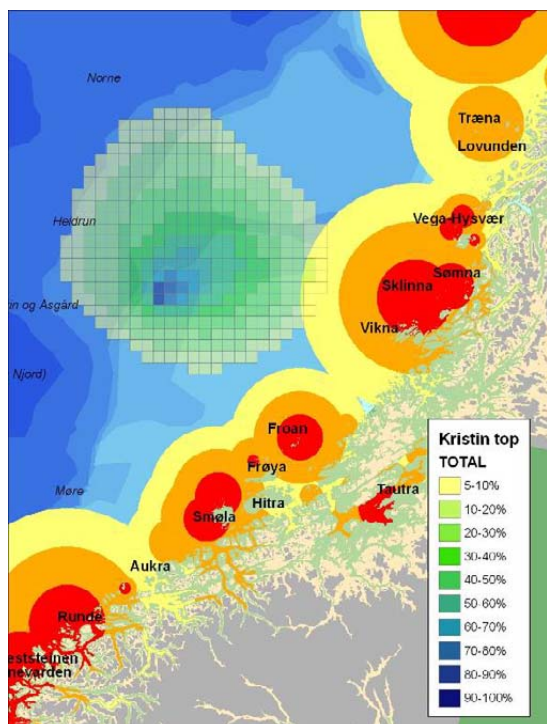
Figur 5.4.7. Influensområdet for overflateutblåsning på Åsgård og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden.



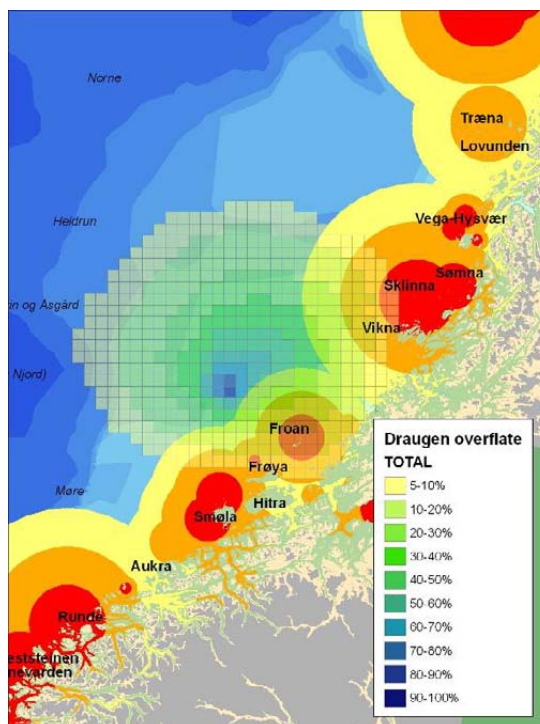
Figur 5.4.8. Influensområdet for overflateutblåsning på Heidrun og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden.

Drivbanen for Kristin berører ikke områder innenfor aksjonsradius til hekkende sjøfugl (**figur 5.4.9**). Influensområdet for overflateutblåsning på Draugenfeltet berører særlig verdifulle områder ved Frøya, Froan og Vikna, samt Sklinna (**figur 5.4.10**). Det er primært kystbundne sjøfugl som berøres, med unntak for Sklinna, der aksjonsområdet til lomvi (pelagisk dykkende) berøres. Et særlig verdifull område for fjæretilknyttede arter berøres på Frøya. Verdifulle områder berøres også ved Smøla. Tilsvarende påvirkning vil forekomme for sjøbunns-scenariet, men da berøres ikke de særlig verdifulle områdene. Enkeltscenariet for Draugen er plassert så seint på høsten at aksjonsradiusen ut fra kolonier ikke er beregnet.

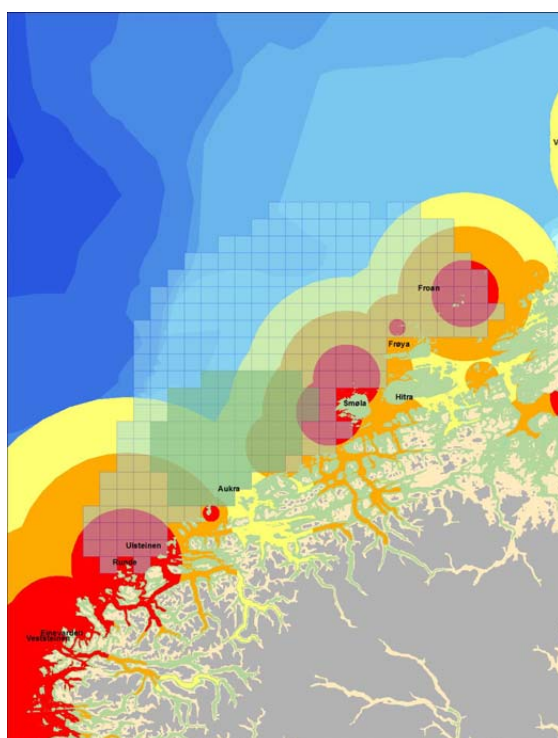
Influensområdet ved Møre påvirker særlig verdifulle områder innenfor aksjonsradius for sjøfugl ved Runde, Smøla, Frøya og Froan (**figur 5.4.11**). Ved Runde er det hekkende lomvi, krykkje og storjo *Catharacta skua* som rammes sterkest, ved Smøla er sildemåke en av de viktigste artene. I Froan er det en rekke arter som definerer området som særlig verdifull, deriblant teist og rødnebbterne. Sjøbunnsutslippet fra Njord berører noe verdifulle områder for sjøfugl som hekker i Froan og på Smøla, men i liten grad (**figur 5.4.12**). Uhellscenariet ventes ikke å ha særlig betydning for de hekkende sjøfuglbestandene i området.



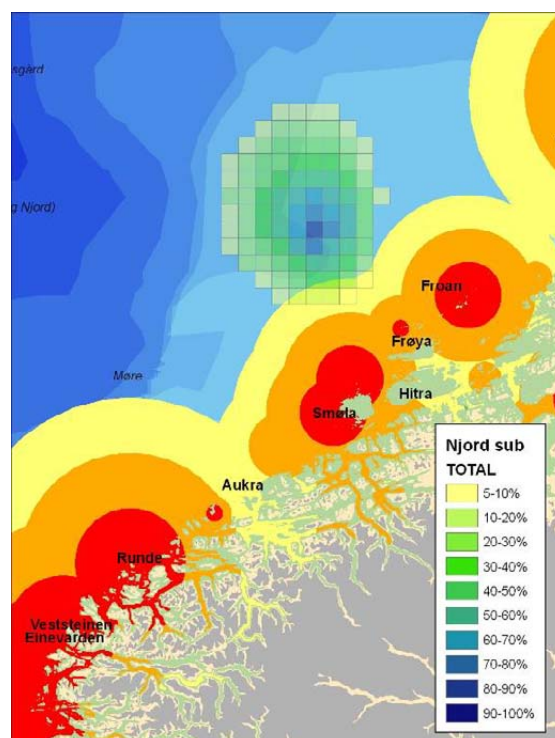
Figur 5.4.9. Influensområdet for overflate-utblåsning på Kristin og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden.



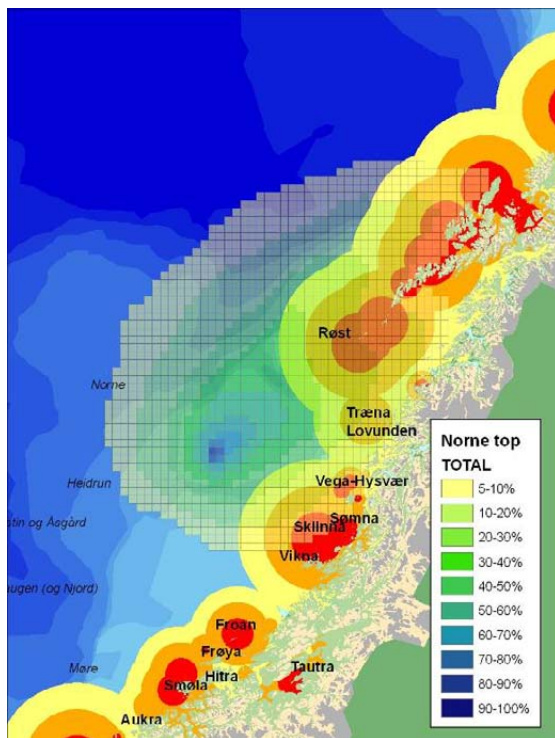
Figur 5.4.10. Influensområdet for overflate-utblåsning på Draugen og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden.



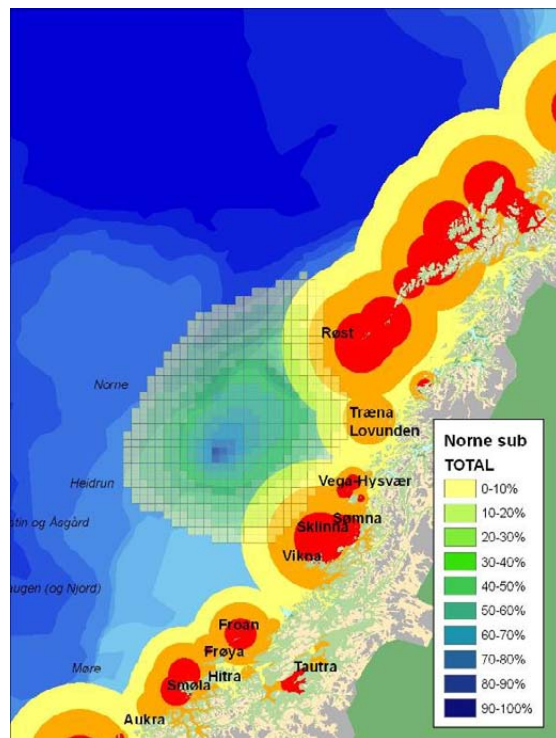
Figur 5.4.11. Influensområdet for overflate-utblåsning (lyst rutenett) og sjøbunnsutblåsning (grågrønn) på Møre og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden.



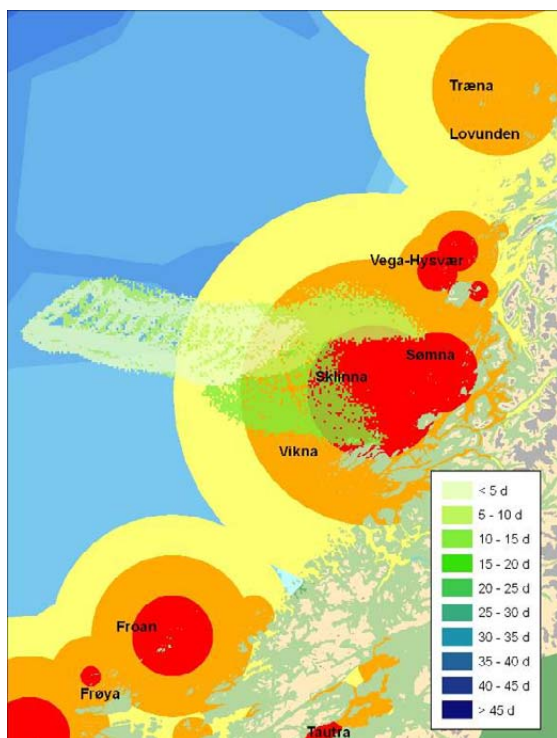
Figur 5.4.12. influensområdet for overflate-utblåsning på Njord og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden.



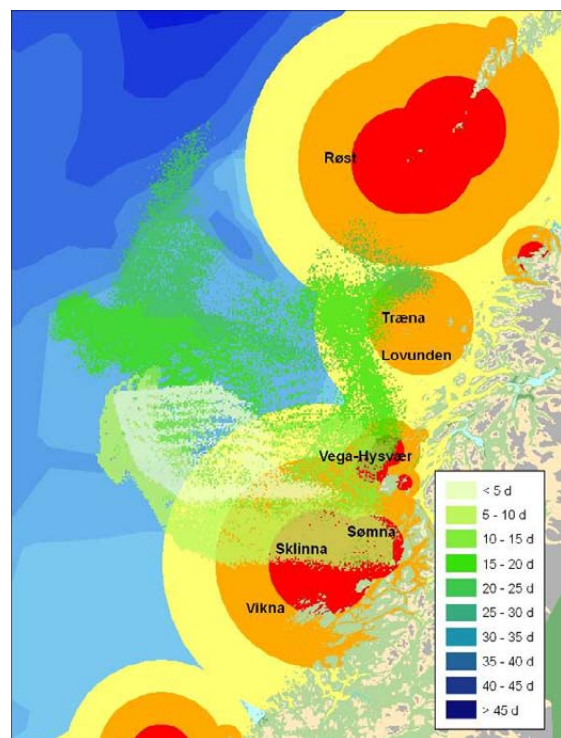
Figur 5.4.13a. Influensområdet for overflateutblåsning på Norne og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden.



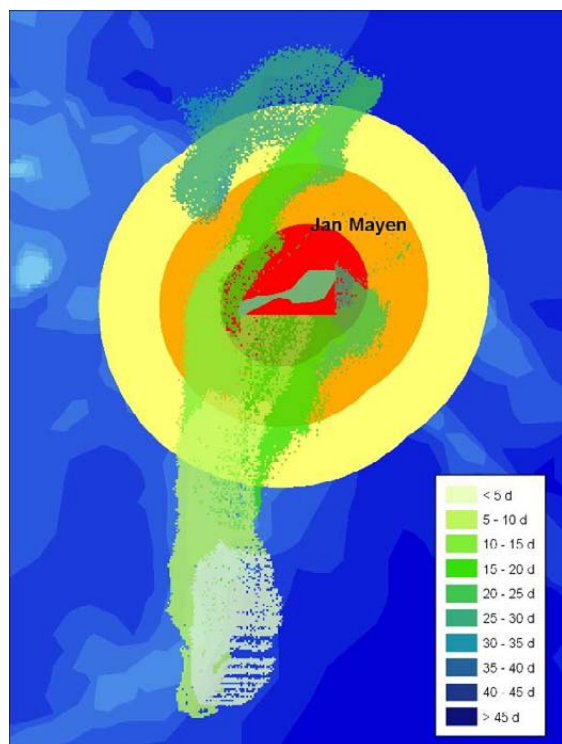
Figur 5.4.13b. Influensområdet for sjøbunnsutblåsning på Norne og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden.



Figur 5.4.14. Influensområdet for overflateutblåsning på Heidrun, enkeltscenario, og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden.



Figur 5.4.15. Influensområdet for overflateutblåsning på Norne, enkeltscenario, og aksjonsradius for definerte SVO i hekketiden.



Figur 5.4.16. Influensområdet for overflateutblåsning på Jan Mayen, enkeltscenario, og aksjonsradius for antatte SVO i hekketiden.

Influensområdet ved Norne dekker det desidert største området, av scenariene for Norskehavet (**figur 5.4.13a** og **b**). Særlig verdifulle områder ved Værøy og Røst, Vega-Hysvær, Sømna, Sklinna og Vikna berøres. I tillegg berøres verdifulle områder ved Træna og Lovund, samt Fugløya i Gildeskål kommune. For enkeltscenarioet, som opptre i hekketiden, berøres verdifulle og noe verdifulle områder innenfor aksjonsradiusen til krykkje (pelagisk overflatebeitende) samt lomvi og lunde (pelagisk dykkende arter) fra Røst, verdifulle og noe verdifulle områder for pelagisk overflatebeitende arter ved Træna, og ved Vega, Sklinna og Sømna berøres særlig verdifulle, verdifulle og noe verdifulle områder for blant annet ærfugl og toppskarv (kystbundne dykkende arter), samt lomvi (pelagisk dykkende art). Aksjonsradiusen til hekkende sildemåke (pelagisk overflatebeitende art) omfatter flere særlig verdifulle, verdifulle og noe verdifulle områder i tillegg til indikatorartene (**figur 5.4.15**).

5.5 Oppsummering av konsekvenser av akutte utslipp (dagens aktivitet)

For 2006 er feltene Norne, Heidrun, Åsgard, Draugen, Njord, Kristin, Mikkell og Urd i drift. Av disse ble det utført statistiske oljedriftsmodelleringer for Draugen, Heidrun, Kristin, Norne, Njord og Åsgard, og oljedrift for enkeltscenarier for Norne, Draugen og Heidrun.

Konsekvensene for hendelsene vurderes med hensyn på særlig verdifulle områder for pelagisk dykkende arter, pelagisk overflatebeitende arter, kystbundne overflatebeitende og kystbundne dykkende arter (Systad et al. 2007). Andre viktige artsgrupper som kan bli berørt, er fjæretilknyttede arter (kun utsatt ved stranding av olje) og våtmarkstilknyttede arter som periodevis oppholder seg i grunne farvann.

For influensområdet av den statistiske oljedriftsmodelleringen er de forskjellige sjøfuglartenes månedsvise sårbarhetskomponent overfor olje tatt med i beregningen (Anker-Nilssen 1987, Moe et al. 1999). For SVO-dataene er det gjort en kvalitativ vurdering basert på månedsvise sårbarhet for de ulike populasjonene. Artenes bestandsstatus, restitusjonstid og rødlistestatus er innbakt i SVO-konseptet (se kapittel 3.6). For eksempel regnes kystbundne, overflatebeitende arter som gråmåke og svartbak som mindre sårbare enn de nevnte gruppene over, men der det finnes store nok forekomster, vil også denne gruppen kunne være dimensjonerende for analysen, selv om sårbarheten er relativt lav. Siden sjøfuglene bruker et større område enn selve hekkeplassen, er drivbanene også vurdert i forhold til deres aksjonsradius i hekketiden.

Konsekvensene vurderes altså ut fra overlapp mellom sjøfugl og sannsynlighet for berøring av olje, samt sårbarheten til de involverte sjøfuglbestandene. Konsekvensene kan deles i øyeblikkelig og langsiktige konsekvenser. Siden restitusjonstid, sårbarhet og bestandstrender er tatt med i vurderingen av konsekvenser for sjøfugl, er analysen i praksis samlet. Derfor er konsekvensvurderingen i **tabell 5.5.1** å betrakte som en vurdering av total konsekvens. Sted-festede data fra åpent hav og kyst er vurdert for hele året, sammen med generell kunnskap om

Tabell 5.5.1. Månedsvise oppsummering av konsekvensene for sjøfugl ved uhellsutslipp av olje til sjø, basert på statistisk oljedriftsmodellering fra petroleumsindustrien i 2006. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere beskrivelse).

Felt	Utblåsning	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Draugen	Sjøbunn	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	små* (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)
Draugen	Overflate	små* (2)	små* (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)
Heidrun	Sjøbunn	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)
Heidrun	Overflate	små* (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	små* (2)
Kristin	Sjøbunn	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)
Kristin	Overflate	små* (2)	små* (2)	små* (2)	ubetydelig** (2)	ubetydelig* (2)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	små* (2)
Njord	Sjøbunn	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)
Norne	Sjøbunn	små* (2)	små* (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)
Norne	Overflate	moderate** (2)	moderate** (2)	alvorlig** (2)	alvorlig** (2)	alvorlig** (2)	alvorlig** (2)	alvorlig** (2)	alvorlig** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)
Åsgard	Sjøbunn	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)
Åsgard	Overflate	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	små** (2)	små** (2)	små** (2)	små** (2)	små** (2)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)	ubetydelig* (1)

aksjonsradius til ulike sjøfugler i hekketiden. Feltet Mikkell er vurdert som en del av Åsgard, og feltet Urd som en del av Norne, da det ikke foreligger drivbaneberegninger for disse feltene.

I tabell 5.5.2 er konsekvensene av enkeltscenariene oppsummert i en standardisert konsekvenstabell. Kategoriseringen medfører nødvendigvis en forenkling av meget komplekse problemstillinger, og må ses i sammenheng med de verbale beskrivelsene.

For utslippet fra Norne som faller midt i hekkesesongen er det vurdert at det vil ha alvorlige konsekvenser for alle indikatorartene unntatt krykkje. For lunde vil 9 % av bestanden i Norskehavet påvirkes i åpent hav, korrigert for varigheten på hendelsen, 4.1 % av krykkje- og 3.6 % av lomvibestanden. Hekkebestanden av lomvi på Sklinna berøres betydelig både på hekkeplassen og i beiteområdet, samt kystbundne dykkende arter representert ved ærfugl og toppskarv på henholdsvis Vega og Sklinna. Særlig verdifulle hekke- og beiteområder for kystbundne, overflatebeitende arter representert ved nordlig sildemåke berøres også.. Det er middels usikkerhet om vurderingen og kunnskapsgrunnlaget er av middels kvalitet.

For utslippet ved Draugenfeltet i månedsskiftet oktober-november er det vurdert at det vil ha moderate konsekvenser for lunde og lomvi samt for de kystbundne overflatebeitende sjøfuglene. For krykkjer, ærfugl og toppskarv er det vurdert at det vil ha små konsekvenser. I åpent hav berøres 2,5-2,9 % av lomvibestanden og 0,9-2,2 % av lundebestanden i Norskehavet, samt under 1 % av krykkjebestanden, korrigert for varigheten på hendelsen. Ingen av indikatorartene berøres betydelig i kystavsnittet av Draugen-hendelsen ut fra eksisterende datagrunnlag, men nærtliggende områder på Vikna er viktige for toppskarv på høsten. Til grunn for vurderingen av utslippet ved Draugen ligger det liten kunnskap og det er middels usikkerhet om vurderingen.

For utslippet ved Heidrun som skjer i midten av mars, er det vurdert at det vil ha moderate konsekvenser for lunde, lomvi, ærfugl og toppskarv. For krykkje vil dette utslippet kun ha små konsekvenser. Beiteområder brukt av kystbundne, dykkende arter (ærfugl og toppskarv) ved Sklinna, Vikna og tildels Vega/Hysvær-området berøres, samt store deler av beiteområdet for lomvibestanden på Sklinna. Til grunn for vurderingen av utslippet ved Heidrun ligger det liten kunnskap og det er middels usikkerhet om vurderingen.

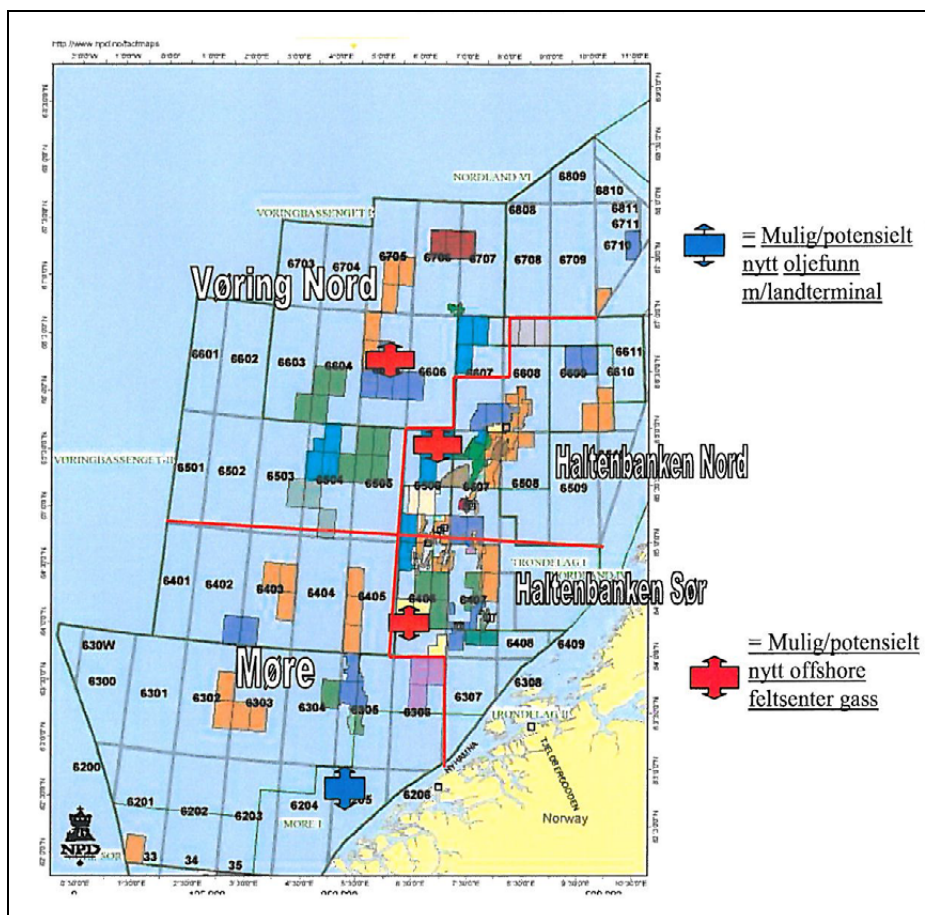
Tabell 5.5.2. Oppsummering av konsekvensene av enkeltscenarier for akutte utslipp fra petroleumsindustrien i 2006. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere beskrivelse).

Art(er) eller artsgruppe	Norne	Draugen	Heidrun
Lunde og lomvi (<i>pelagisk dykkende arter</i>)	alvorlige** (2)	moderate* (2)	moderate* (2)
Krykkje (<i>pelagisk overflatebeitende arter</i>)	alvorlige** (2)	små* (2)	små* (2)
Ærfugl og toppskarv (<i>kystbundne dykkende arter</i>)	alvorlige** (2)	små* (2)	moderate* (2)
Kystbundne overflatebeitene arter	alvorlige** (2)	moderate* (2)	små* (2)
Konsekvenser for sjøfugl	alvorlige** (2)	moderate* (2)	moderate* (2)

5.6 Fremtidsbilde (2025)

I fremtidsbildet for 2025 er feltene Norne, Draugen, Njord og Urd nedlagt. I tillegg til de resterende feltene i Norskehavet er feltet Tyrihans under utbygging. Videre er det planlagt å bygge ut feltene Alve, Idun og Skarv. Alve og Idun er gass- og kondensatfelt, mens Tyrihans og Skarv omfatter olje, gass og kondensat. Funnene Trestakk og Marulk er i planleggingsfasen, og kan også være i produksjon i 2025. For fremtidsbildet er det ytterligere skissert tre fiktive gassfelt (Vøring, Haltenbanken nord og Haltenbanken sør). Andre potensielle inngrep er leteboring sørvest for Jan Mayen og boring og utbygging av et felt kalt Kystnært Møre (figur 5.6.1). Kystnært Møre er et undersjøisk felt og vil derfor fra 2025 kun ha akutte utslipp ved sjøbunnen, I borefasen (2010-2025) vil det imidlertid være risiko for både utslipp på overflaten og sjøbunnen. Feltene er nærmere beskrevet i kapittel 5.4 (tabell 5.1.1). De fleste av de nye feltene knyttes til eksisterende felter, og vil dermed i stor grad ha et potensielt skadebilde som sammenfaller med disse (OD 2007, 2008). En eventuell prøveboring ved Jan Mayen vil være i et nytt område og dermed vesentlig annerledes.

For fremtidsbilde 2025 ble det utført statistiske oljedriftsmodelleringer for Heidrun, Kristin, Åsgard og Møre, og oljedrift for enkeltscenarier for Heidrun, Jan Mayen og Møre.



Figur 5.6.1. Fremtidsbilde for petroleumsvirksomhet i utredningsområdet i 2025 (kilde: OD 2008).

5.6.1 Mulig konsekvenser av fremtidsbilde (2025)

En tenkt utvikling er en overgang til sjøbunnsbaserte anlegg og bedre sikring på overflaten. Dersom risiko for overflateutblåsninger nærmest kunne utelukkes i 2025, vil de samlede konsekvensene for sjøfugl bli kraftig redusert. Dette er lagt til grunn i vår endelige vurdering (**tabell 5.6.1**). Dersom det fremdeles er stor risiko for overflateutblåsninger, må konsekvensene for overflateutblåsningene ved dagens situasjon også legges til grunn (**tabell 5.5.1** og **5.5.2**). For Mørefeltene vil det i boringsfasen 2010-2025 både være risiko for overflate- og sjøbunnsutblåsning, mens det bare vil være risiko for sjøbunnsutblåsning når feltet er i produksjon i 2025. Begge typer utblåsning er derfor inkludert. Usikkerheten av omfang og drivbaner ved Jan Mayen gjør at konsekvensene settes til potensielt alvorlige i hekkesesongen, siden øya huser store bestander av en rekke sjøfuglarter (Bakken et al. 2006) og har en unik betydning i denne delen av havområdet. Ellers er det fremdeles Møre som faller mest uheldig ut, fordi utblåsningen er så nært kysten og at faren både for stranding og berøring av viktige beiteområder til hekkende sjøfugl i området dermed er ekstra stor.

Tabell 5.6.1. Månedsvis oppsummering av konsekvensene for sjøfugl ved uhellsutslipp av olje til sjø, basert på statistisk oljedriftsmodellering fra petroleumsindustrien i 2006. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere beskrivelse).

Felt	Utblåsning	Jan	Feb	Mar	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov	Des
Heidrun	Sjøbunn	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)
Kristin/ Tyrihans	Sjøbunn	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	små** (2)	små** (2)	små** (2)	små** (2)	små** (2)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)
Åsgard/Mikkel	Sjøbunn	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)
Møre	Sjøbunn	små** (2)	små** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	små** (2)	små** (2)	små** (2)	små** (2)
Møre	Overflate	moderate** (2)	moderate** (2)	alvorlige** (2)	alvorlige** (2)	alvorlige** (2)	alvorlige** (2)	alvorlige** (2)	alvorlige** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)
Skarv	Sjøbunn	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	små** (2)	små** (2)	små** (2)	små** (2)	små** (2)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)	ubetydelige* (1)
Leteboring SV for Jan Mayen	Overflate	moderate** (2)	moderate** (2)	alvorlige** (2)	alvorlige** (2)	alvorlige** (2)	alvorlige** (2)	alvorlige** (2)	alvorlige** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate** (2)

I tabell 5.6.2 er konsekvensene av enkeltscenariene for fremtidsbildet oppsummert i en standardisert konsekvenstabell. Kategoriseringen medfører nødvendigvis en forenkling av meget komplekse problemstillinger, og må ses i sammenheng med de verbale beskrivelsene.

For utslippet ved Jan Mayen som opptrer i slutten av hekkesesongen, er det vurdert at det vil ha alvorlige konsekvenser for pelagisk dykkende og overflatebeitende arter, representert med havhest, alkekonge og polarlomvi, samt for lomvi og krykkje av indikatorene for Norskehavet. Imidlertid er det de arktiske artene som er de viktigste hekkeartene på Jan Mayen. Det vil bare ha små konsekvenser for ærfugl. Toppskarv finnes ikke på Jan Mayen og vil dermed ikke bli

påvirket. Til grunn for vurderingen av utslippet ved Jan Mayen ligger det liten kunnskap og det er middels usikkerhet om vurderingen.

For utslippet ved Heidrun, som skjer i midten av mars, er det vurdert at det vil ha moderate konsekvenser for lunde, lomvi, ærfugl og toppskarv. For krykkje vil dette utslippet kun ha små konsekvenser. Beiteområder brukt av kystbundne, dykkende arter (ærfugl og toppskarv) ved Sklinna, Vikna og tildels Vega/Hysvær-området berøres, samt store deler av beiteområdet for lomvibestanden på Sklinna. Til grunn for vurderingen av utslippet ved Heidrun ligger det liten kunnskap og det er middels usikkerhet om vurderingen.

For Møre-utslippet som skjer i midten av januar, er det vurdert at det vil ha ubetydelige konsekvenser for lunde, lomvi, og krykkje, samt moderate konsekvenser for de kystbundne dykkende artene. Andre arter enn toppskarv og ærfugl faller ut som viktige i denne sammenhengen. Flere fjæretilknyttede arter berøres i tillegg. Til grunn for vurderingen av utslippet ved Møre ligger det liten kunnskap og det er middels usikkerhet om vurderingen.

Tabell 5.6.2. Oppsummering av konsekvensene av akutte utslipp fra petroleumsindustrien i 2025. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere beskrivelse).

Art(er) eller artsgruppe	Jan Mayen	Heidrun	Møre
Lunde og lomvi (<i>pelagisk dykkende arter</i>)	alvorlige** (2)	moderate* (2)	ubetydelige* (1)
Krykkje (<i>pelagisk overflatebeitende arter</i>)	alvorlige** (2)	små* (2)	ubetydelige* (1)
Ærfugl og toppskarv (<i>kystbundne dykkende arter</i>)	små** (2)	moderate* (2)	moderate* (2)
Kystbundne overflatebeitene arter	små** (2)	moderate* (2)	ubetydelige* (1)
Konsekvenser for sjøfugl	alvorlige** (2)	moderate* (2)	moderate* (2)

5.7 Kunnskapsbehov

I likhet med de andre sektorutredningene, er det nødvendig til enhver tid å ha pålitelig kvantitativ kunnskap om sjøfuglbestandenenes utbredelse og tilstand for å vurdere konsekvensene av påvirkninger fra petroleumsvirksomhet. Dette er nødvendig både for å estimere den fysiske overlappen mellom sjøfugl og påvirkning, og for best mulig tilrettelegging av ulike tiltak og inngrep. Det er dermed nødvendig med kunnskap om sjøfuglenes utbredelse i antall, tid og rom, herunder:

- Fordelingsmønstre, tetthetsvariasjoner og vandringer
- Populasjonstilørighet og totale bestandsstørrelser
- Populasjonens tilstand og utvikling

Ovenfor nevnte kunnskapsbehov er overordnede og gjelder i forhold til de fleste sektorer og påvirkningsfaktorer. I tillegg er det også helt spesifikke kunnskapsmangler knyttet til effekter og derav følgende konsekvenser av petroleumsvirksomhet:

- Sannsynligheten for at en sjøfugl blir påvirket av olje når den befinner seg i et område som blir berørt av oljesøl, og hvordan denne betinges av fysiske miljøforhold (f.eks. lys, vindstyrke, temperatur og kysttopografi)
- Sammenhengen mellom omfanget av skader på sjøfugl som befinner seg i et område og størrelsen på oljesølet
- Kunnskap om nedsatt funksjonsdyktighet (herunder virkninger på reproduksjon og langsiktig overlevelse) til individer som overlever en ytre eller indre oljeskade
- Trofiske endringer forårsaket av oljeforurensning gjennom forringelse eller reduksjon av næringsgrunnlaget
- Kunnskap om indirekte konsekvenser ved at viktige leveområder gjøres utilgjengelig eller reduseres betydelig i kvalitet

I kapittel 11 er kunnskapsbehovene for sjøfugler oppsummert.

6 Vindkraft

Kapittel 6 er både en del av Olje- og energidepartementets og Direktoratet for naturforvaltnings utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. OED skal beskrive konsekvenser av offshore vindkraft, mens DN blant annet skal beskrive konsekvensene av vindkraft i kystsonen. Det er valgt å slå disse to delene sammen og skrive ett kapittel hvor konsekvenser av vindkraft overordnet blir vurdert. Faktagrunnlag for offshore vindkraft i utredningsområdet er hentet fra Multiconsult (2008).

6.1 Vindkraft i utredningsområdet

6.1.1 Offshore vindkraftverk

I dag finnes det ikke etablerte offshore vindkraftverk i utredningsområdet. Det finnes derimot en del vindkraftprosjekter som har blitt meldt eller søkt konsesjon om (tabell 1 i helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet Sektor Petroleum/Energi). Norge har et betydelig potensial for fast monterte vindkraftverk utenfor kysten. Potensialet er avhengig av hvilke krav som stilles til et utbyggbart område. Eksempler på slike krav kan være maksimal dybde, avstand fra land og generelle restriksjoner (vernede områder). Vindforholdene i Norskehavet er generelt svært gode, med en midlere vindhastighet mellom 10 og 12 m/s. Dette kan gi brukstider på rundt 4500 timer. Nærmere land vil det bli litt dårligere vindforhold ved at landmassene bremser opp vinden. Oppbremsingen påvirker vindfeltet opp til 50-100 km fra land. Man er derfor avhengig av å komme ganske langt fra kysten for å få de beste vindforholdene. Dette er igjen mer kostbart enn utbygging nært land.

I 2025 er det realistisk å anta at man vil kun ha beskjeden utbygging av havenergi nord i Norskehavet, grunnet begrenset forbruk som trolig vil dekkes av landbasert kraftproduksjon. Norges Forskningsråd antar i sin "Foresight rapport Offshore vindenergi" at Norge i 2027 vil ha 6000 MW flytende vindkraft med deres optimistiske scenario lagt til grunn. Det kan derfor antas et utfallsrom for offshore vindenergi på opp til 1000 MW på Møre- og Trøndelagskysten (resterende 5000 MW vil trolig havne i områdene rundt Sørliche Nordsjø siden etterspørselen her er langt større). Dette er en øvre grense for utfallsrommet, hvor nedre grense er ingen utbygging av havenergi i Norskehavet i 2025. En park på 1000 MW vil dekke et areal på omkring 200 km², når hver turbin er på 5 MW. Vindturbinene vil være i nærheten av og koblet til Tjeldbergodden og/eller Nyhavna for å minimere tap og kostnader, samt gi sikker drift og regulering (Multiconsult 2008).

6.2 Effekter av vindkraftverk på sjøfugl

Det er flere miljømessige og menneskelige faktorer som kan påvirke fordeling av fugl i marine områder, som forekomst av byttedyr og variasjoner i tetthet og kvalitet gjennom året, dybde, strømhastighet, og nærhet til menneskelig aktivitet og strukturer (Garthe & Hüppop 2004). Ettersom vindkraftverk 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 vindkraftverk. Mye av dagens kunnskap og erfaringer med offshore vindkraftverks 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 vindkraftverk på Smøla (Follestad et al. 2007). I andre land er dette gjort for flere vindkraftverk, 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.

I europeiske farvann er det totalt ni offshore vindkraftverk i drift (Fox et al. 2006). Det eksisterer kun et fåtall studier av effekter knyttet til kystnære og offshore vindkraftverk, samt utredninger om hvordan en kan utvikle gode konsekvensanalyser for fremtidige vindkraftverk. Bare ved fire av de ni offshore anleggene er det gjennomført etterkantundersøkelser (Fox et al. 2006). Flere av disse studiene har kun hatt fokus på metoder for å studere konsekvensene, bl.a. i Danmark (Guillemette et al. 1999, Desholm & Kahlert 2005).

6.2.1 Konfliktpotensiale ved kystnære og offshore vindkraftverk

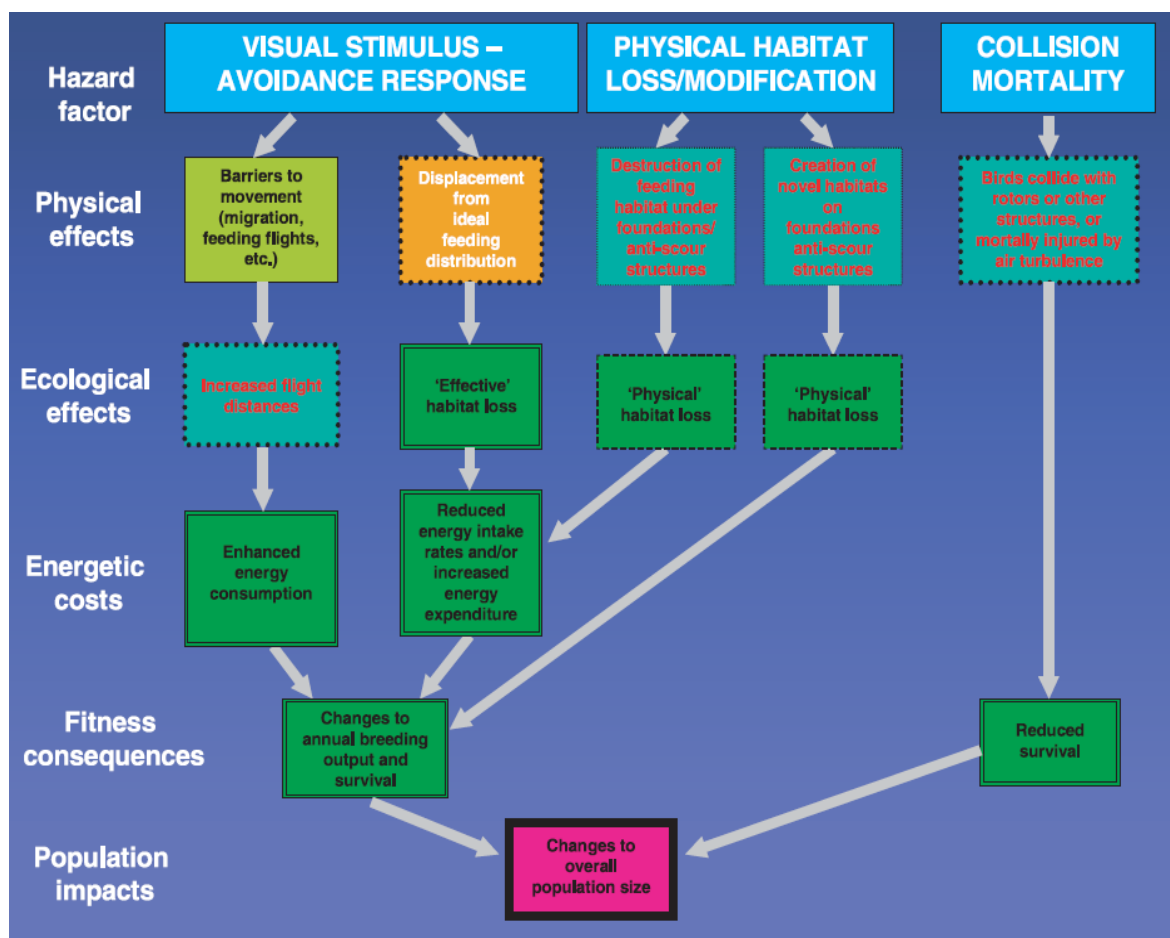
Kystnære og offshore vindmøller vil ha mye av det samme konfliktpotensialet for fugl som vindmøller på land (Reitan & Follestad 2001, Langston et al. 2006).

Det er særlig fire forhold som blir trukket fram i forbindelse med vindmøllers virkning på fugl:

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

Det er ikke avklart hvor store det er realistisk å forvente at offshore vindkraftverk vil kunne bli i løpet av de neste tiårene. Størrelsen vil begrenses bl.a. av tilgang på nett. Noen offshore vindkraftverk planlegges likevel, eller tenkes etablert, med flere tusen vindmøller innenfor ett avgrenset område. Det vil utvilsomt være stor forskjell på konsekvenser av noen få turbiner eller et lite vindkraftverk, sammenliknet med et anlegg med flere hundre eller noen tusen møller. For et slikt vindkraftverk er det naturlig å forvente helt andre og sterkere responser fra både enkeltindivider og bestander av sjøfugler enn det som er dokumentert til nå for offshore vindkraftverk nær kysten, som vist bl.a. gjennom danske radarstudier av trekkende ærfugler (Desholm & Kahlert 2005). I dette studiet er det vist hvordan ærfuglene kan oppdage og i stor grad bøye av og fly rundt et vindkraftverk av denne størrelse (se under kapittel 6.2.5). Det er derfor viktig å kjenne fordeling og tetthet av arter og fuglebestander innenfor et område før man bygger et vindkraftverk, og hvordan fuglene bruker området til ulik tid, både for å kunne velge et område med et lite konfliktpotensiale for fugl, og for senere å kunne si noe om konsekvensene av de vindkraftverkene som blir bygd.

Internasjonalt - også innenfor EU - er det signalisert et økende behov for å etablere felles standarder og metoder for hvordan spørsmål relatert til biologisk mangfold kan integreres i et videre arbeid knyttet til forskning, utredning og overvåking av miljøeffekter av vindkraftverk (figur 6.2.1).



Figur 6.2.1. Prionskipskisse for hvordan spørsmål relatert til biologisk mangfold kan integreres i et videre arbeid knyttet til forskning, utredning og overvåking av miljøeffekter av vindkraftverk.

Med utbygging av flere vindkraftverk, både offshore og på kysten, vil det være viktig at en har fokus på hva som vil være den samlede eller kumulative miljøeffekten av disse, og ikke bare vurdere hvert vindkraftverk isolert.

6.2.2 Kollisjonsfare

Ulike studier har dokumentert kollisjoner mellom fugl og landbaserte vindmøller i varierende omfang, og disse studiene har vært særlig rettet mot rovfugl (Lucas et al. 2007, Anderson et al. 1999, Thelander & Rugge 2000).

For kystnære vindkraftverk 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. For offshore vindkraftverk er erfaringsgrunnlaget enda mer sparsomt, og det er derfor behov for en gjennomgang av blant annet:

- metodiske spørsmål knyttet til
 - studier av ulike former for fugletrekk i tid og rom
 - detaljert kartlegging av sjøfugl i åpent hav

- studier av kollisjonsrisiko i åpent hav (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
 - relasjoner mellom fordelingsmønstre og værforhold
- atferd til fugler i forbindelse med vindkraftverk, bl.a.
 - variasjoner i flygehøyde (relatert bl.a. til værforhold)
 - oppdagbarhet av vindkraftverk (bl.a. unnvikelsesatferd)
- risikobegrensende tiltak
 - geografisk plassering og utforming av offshore vindkraftverk
 - andre tiltak for å redusere kollisjonsfaren

Vindkraftverk offshore er i flere tilfeller planlagt eller omtalt med flere vindmøller enn land-baserte anlegg, noe som også gjør at kollisjonsrisikoen blir større enn på land (Exo et al. 2003). Det er imidlertid problematisk å gjennomføre studier av f.eks. dødelighet ved offshore vindmøller 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 vindpark, og studiet konkluderte med at TADS i kombinasjon med radarstudier vil gi de beste dataene på kollisjonsrisiko for fugl i offshore vindkraftverk (Desholm 2005).

Danske undersøkelser har vist at fugler på vandringer mellom næringsområder i større grad enn trekkende fugler flyr gjennom vindkraftverkene og ikke utenom (Christensen & Hounisen 2005). Dette øker kollisjonsrisikoen.

Bunnfaste vindmøller i grunne farvann, slik de er beskrevet nå, kan på flere måter skille seg fra de flytende vindmøllene over større havdyp, både i utforming og miljømessige effekter. En av dagens modeller, en offshore 3,6 MW vindmølle, har en tårnhøyde på 77 m og en rotor-diameter på 100 m (Fox et al. 2006). Rotorbladene vil da ha en nedre klaring på bare 27 m over overflata, noe som vil være godt innenfor og overlappe med den høyden de fleste sjøfugl vanligst flyr på, nemlig 0-50 m (se Fox et al. 2006).

Offshore vindmøller vil også potensielt ramme et noe annet artsutvalg enn de typisk kystnære vindmøllene. Havhest er en sjøfuglart som opptre langt mer tallrik i åpent hav enn nær kysten. Havhesten utnytter små forskjeller i vind nær overflata til å seile av gårde med lavt energiforbruk. Det er for eksempel ikke kjent hvordan turbulens bak vindmøllene vil påvirke havhesten, og i hvilken grad dette kan øke kollisjonsrisikoen ved at den mister kontroll hvis den kommer nær ei vindmølle og møter ukjente og plutselige endringer i vindforhold.

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, og dermed mulig kollisjonsrisiko forbundet med dette.

6.2.3 Forstyrrelser

Forstyrrelser fra økt båttrafikk kan medføre vesentlige negative konsekvenser for sjøfugl. Særlig i utbyggingsperioden av et kystnær eller offshore vindkraftverk 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 mølle 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 vindkraftverk – noe som vil tenkes å kunne generere mer forstyrrelser for fugl enn vindmøllene i seg selv (Exo et al. 2003). Særlig lommer og enkelte marine dykkender (sjøorre og svartand), som i utredningsområdet som regel 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 vindkraftverket må sees i sammenheng med annen mulig trafikk i eller nær vindparken, der den samlede forstyrrelseffekten kan være avgjørende for fuglenes fremtidige bruk av vindparkområdet.

Ved to danske offshore vindkraftverk, Nysted 10,5 km VSV for Gedser Odde på Lolland (med 72 2,3 MW vindmøller) og Horns Rev 14 km sørvest for Blåvandshuk på Jylland (med 80 stk 2 MW møller), ble det utført undersøkelser av vannfugler i perioden 1999-2005, før og etter utbyggingen av de to vindkraftverkene (Christensen et al. 2003). Resultatene viste at trekkende fugler i stor grad unngikk anleggene, men at det var artsspesifikke forskjeller. Noen arter, som lommer og havsule, ble aldri sett i flukt mellom vindmøllene, mens andre, som svartand *Melanitta nigra*, bare sjelden ble observert. Også lommer på sjøen ved Horns Rev unngikk helt å bevege seg inn blant vindmøllene, selv om de utenfor anlegget forekom i hele området i samme tetthet som før anlegget ble etablert. Svartand ved Horns Rev ble nesten aldri observert inne i vindkraftverket, selv om det var opp mot 381 000 individer i området rundt. Terner og alkefugler ble heller nesten aldri sett inne i anlegget (Petersen et al. 2006).

Arter som er jaktbare, kan oppføre seg annerledes enn ærfugl, som ikke er jaktbar i Norge innenfor utredningsområdet, og som her ofte oppholder seg nær mennesker og menneskelig aktivitet. Både ærfugl og svartanda er derimot jaktbare i danske farvann og langs Skagerrakkysten i Norge. Svartanda har således utviklet en naturlig skyhet og avstandtagen til menneskeskapte strukturer, båter og kjøretøyer, noe som kan ekskludere den fra å bruke potensielle føde-, hvile- og hekkeområder (Garthe & Hüppop 2004).

6.2.4 Habitattap og arealkonflikter

Det direkte arealtapet for fugl i et vindkraftverk 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 fødesøk. Det indirekte arealtapet kan derimot bli betydelig større ved den habitatforringelsen som følger av at vindkraftverket 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 ikke kjent studier som kan vise hvilke arter som vil være særlig aktuelle i en slik sammenheng.

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

- de kan unngå områder med menneskeskapte strukturer 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 egnet for viktige arter av byttedyr (se også Schroeder 2007).

Det kan være vanskelig å vurdere hvilke endringer hos en sjøfuglart som skyldes arealtap som følge av forstyrrelser eller endringer i eller naturlige variasjoner i næringstilgang. Undersøkelser av vinterbestandene av ærfugl og svartand ved Tunø Knob vindkraftverk i Århusbukta (10 stk 0,5 MW møller) før og etter utbygging, ga resultater som viste en stor nedgang i antall fugl i vindkraftverket fra før det ble bygget og i de to første årene av driftperioden (Guillemette et al. 1998). Endringer i dette fordelingsmønsteret kunne således alene indikere en klar effekt av vindkraftverket på ærfuglene. Men når fordelingen av ærfugl senere ble sammenholdt med fordelingen av blåskjell *Mytilus edulis*, dens viktigste byttedyr, viste ærfuglen en klar sammenheng med forekomsten av blåskjellene. Undersøkelsen kunne således ikke påvise noen effekt av vindmøllene alene på fordelingen av ærfugl (Guillemette et al. 1998).

Et annet forsøk med utplassering av lokkeender for å måle effekten av vindkraftverket ved Tunø Knob på flygende ærfugler, viste likevel at det kunne ha en effekt på ærfugl. Registreringer viste at 85 % færre ærfugler landet eller la an til landing ved lokkeender 100 m fra vindmøllene enn ved lokkeender som lå 300 og 500 m fra møllene. Dette sier noe om i hvor stor grad selv et liten vindkraftverk kan oppleves som en hindring for fugl, kanskje særlig for flygende fugler.

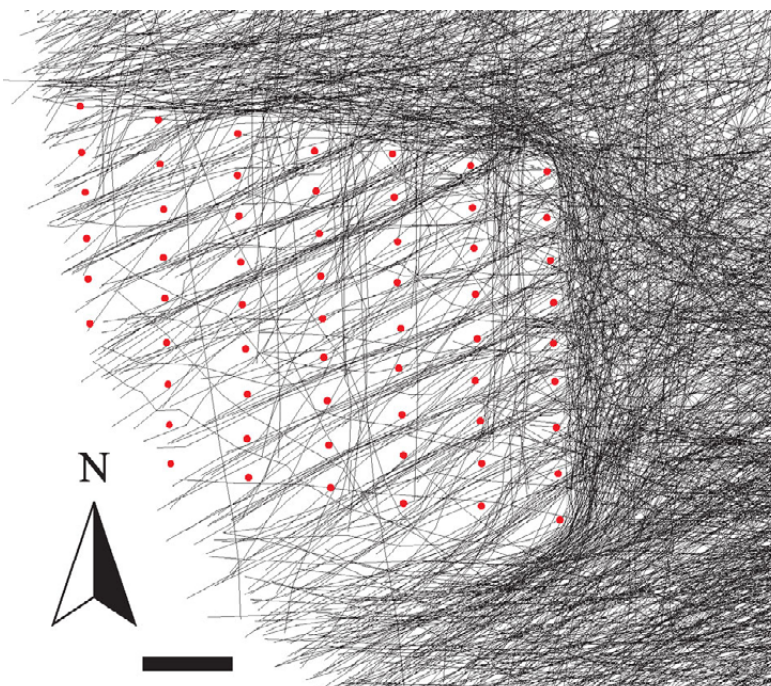
En god forståelse av forholdet mellom fordeling av svartand og forekomst av potensielle byttedyr, vil være avgjørende når en skal vurdere svartandas respons på habitattap som følge av bygging av et vindkraftverk. For å forstå konsekvensene av dette, kreves imidlertid også kunnskap om andre forstyrrelsesfaktorer i området, som skipstrafikk, fiske og fritidsbåter (Kaiser et al. 2006).

6.2.5 Barriereeffekter

Et vindkraftverk kan oppfattes som en barriere for fugl dersom den sperrer fluktreningen fuglene ville valgt dersom vindkraftverket ikke var bygget, og fuglene velger å fly utenom eller ikke passere den i det hele tatt (se Fox et al. 2007). Dette kan medføre en lengre fluktdistanse og økt energiforbruk (se figur 1). For langdistansetrekkerer vil ikke dette nødvendigvis medføre noen betydning utover en liten økning i trekkets lengde, 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. 2007).

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 vindkraftverket, og fortsatte trekket utenom anlegget (Christensen & Hounisen 2005). Funnene fra bl.a. Danmark og Sverige viser at flere fuglearter evner å oppdage vindparker på langt hold og fly utenom disse, dels også passere gjennom dem, uten særlig kollisjonsrisiko.

Figur 6.2.2. Radarspor av ærfuglflokker med vestlig trekkretning forbi vindkraftverket 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 vindkraftverket, mens noen krysser gjennom den. Målestokk: streken 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 svartandene beveget seg en del gjennom anlegget på vei mellom næringsområder (Christensen & Hounisen 2005). Også ved Nysted vindkraftverk, 11 km sør for Lolland i Østersjøen (med 72 stk 2,3 MW møller i rekke), har radarundersøkelser vist at trekkende vannfugl endrer trekkretning for å unngå vindkraftverket innenfor en avstand av inntil 3 km på dagtid og inntil 1 km på nattestid (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 vindkraftverket (**figur 6.2.2**) viser at fuglene i stor grad flyr i korridorene mellom møllerekkene (Christensen & Hounisen 2005, Desholm & Kahlert 2005).

6.3 Vurderinger av konfliktpotensial mellom sjøfugl og offshore- og kystnære vindmøller

Kystnære og offshore vindkraftverk kan påvirke en rekke fuglearter, ikke bare de mest typiske sjøfuglartene som er prioritert i denne utredningen (se kapittel 3.4), avhengig av hvilken situasjon og hvilket konfliktpotensial som blir vurdert. I Systad et al. (2007) ble særlig verdifulle områder for Norskehavet beskrevet. Disse områdene vil være konfliktfylte i forhold til utbygging av vindkraft, bl.a. fordi sjøfuglene kan bli hindret normal tilgang til viktige funksjonsområder. Flere andefugler har således spesielle områder som de søker til i fjærfellingstida. De skifter alle de store vingefjærene samtidig og er da ikke flygedyktige for en periode, og de er da ekstra sky og vare overfor menneskelig aktivitet og tilstedeværelse. Også alkefugler feller alle vingefjærene samtidig, og er i en periode ikke i stand til å fly. Vi vet lite eller ingenting om hvordan alkefuglene vil forholde seg til et stort vindkraftverk når de ikke vil være i stand til å fly rundt den. En rekke andre arter kan bli hindret tilgang til sine normale overvintringsområder og rasteplasser under trekket. Redusert tid til næringssøk eller mindre optimal næringstilgang kan være kritisk med tanke på å klare seg gjennom vinteren, og redusert kondisjonsoppbygging under trekket kan medføre dårligere hekkesuksess.

6.3.1 Konsekvenser på hekkende fugler

Hekkende fugler kan påvirkes negativt både av kollisjoner mens de flyr til og fra hekkplassene, som vist for terner nær hekkplass i Belgia (Everaert & Stienen 2006), barriereeffekter dersom de må fly rundt et vindkraftverk for å komme til næringsområder, og indirekte tap av slike områder dersom de ikke vil søke næring inne i eller i nærheten av vindkraftverket.

Enkelte sjøfugler kan fly opp mot 200 km fra kolonien for å finne mat (bl.a. lunder på Røst, Anker-Nilssen 1998), og det er dermed flere store sjøfuglkolonier i Norge som kan bli påvirket også av offshore vindkraftverk dersom disse bygges ut i områder som er viktige områder for næringssøkende sjøfugler.

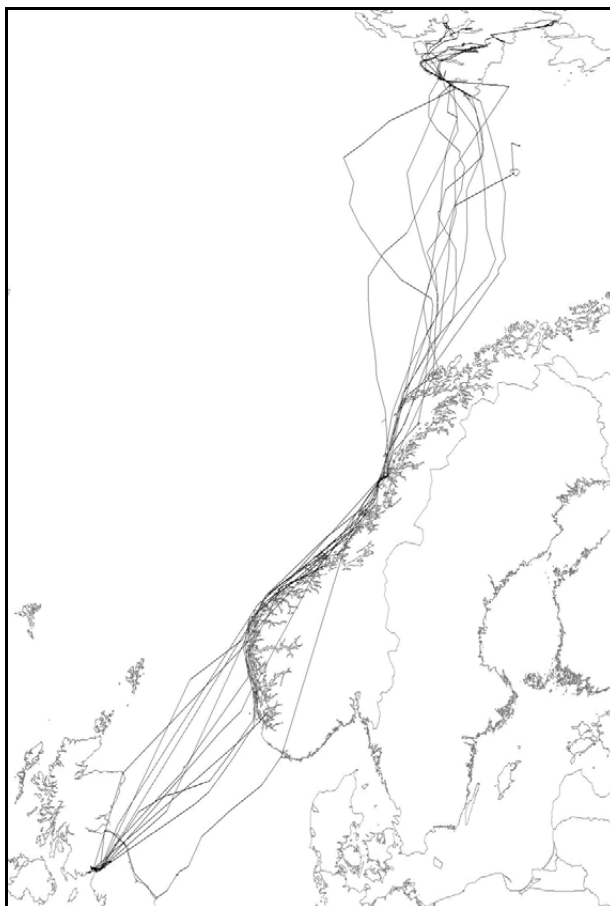
Det er i dag vanskelig å vurdere konsekvensene på hekkende sjøfugl av vindmøller som plasseres like inntil viktige hekkplasser eller i de havområdene som benyttes til næringssøk gjennom hekkesesongen. Så langt er eksisterende etterundersøkelser gjort i områder uten nærhet til sjøfuglkolonier av betydning.

Studier av hvordan sjøfugl reagerer på vindmøller er til nå gjort i små vindkraftverk sammenliknet med de vindkraftverkene som planlegges offshore. Det er derfor i dag ikke mulig å vurdere hva som kan bli konsekvensene av store, offshore, vindkraftverk på hekkende fugler.

6.3.2 Konsekvenser på trekkende fugler

Det er en rekke arter som trekker over Norskehavet, 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 *Branta leucopsis* trekker i april/mai fra overvintringsområdene i Skottland til hekkeplassene på Svalbard (**figur 6.3.1**). Underveis kan de stoppe i flere uker på rasteplasser fra Helgelandskysten til Vesterålen. Bruk av satelittsendere 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 vindkraftverk i sentrale deler av f.eks. Nordsjøen vil det være vanskelig å unngå konflikter med trekkende flokker.

For de fleste arter 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 og mulige barriere- og arealkonflikter med offshore vindkraftverk. 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.



Figur 6.3.1. 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).

6.3.3 Konsekvenser for arter som har svømmetrekk

Ungene hos noen alkefuglarter, som lomvi og alke, forlater hekkekolonien lenge før de er flygedyktig, og svømmer sammen med en foreldrefugl (hannen) i retning overvintringsområdene. Dersom et vindkraftverk har en barriereeffekt for disse fuglene, kan det føre til store konsekvenser for fuglene hvis de ikke kommer seg til områder med gode næringsforhold. Det samme kan skje dersom de prøver å svømme rundt og dermed må passere områder med lite tilgjengelig næring for disse artene.

6.3.4 Konsekvenser på overvintrende sjøfugler

En rekke områder både i kystnære, grunne havområder og i åpent hav er viktige overvintringsområder for mange sjøfugler. Disse kan bli negativt påvirket både gjennom økt kollisjonsrisiko under forflytninger mellom næringssøksområder, særlig på den mørkeste tida av året. Dersom fugler som er vant til å ferdes i åpent hav ikke forventer at det skal være hindringer i veien for dem, kan de for sent bli oppmerksomme på vindmøllenes rotorblader og ikke klare å unngå en kollisjon med dem. Kollisjoner kan også skje mot selve tårnet.

For mange arter kan arealkonfliktene bli betydelige, dersom vindmøllene hindrer fuglene tilgang til tradisjonelle næringssøksområder.

6.4 Vurdering av ulike områders viktighet i forhold til lokalisering av vindmøller

6.4.1 Kystnære områder

En rekke områder langs Norskekysten er viktige områder for mange arter, både som hekkeområder, overvintringsområder, fjærfellingsområder (for andefugler) og som rasteplasser under trekket. Mange av disse er relativt godt kartlagt (se **kapittel 3** samt Systad et al. (2007) for mer informasjon). Hekkebestanden for flere arter har gått kraftig tilbake de siste årene (Lorentsen 2007), og ut fra dette vil det være naturlig å prioritere å ta hensyn til de store fuglefjellene langs kysten, særlig de med hekkende alkefugler.

6.4.2 Offshore områder

Generelt er bestandene av sjøfugl i åpent hav i Norskehavet langt dårlige kartlagt enn tilfellet er for Nordsjøen og Barentshavet. Vi har således bare fragmentarisk kjennskap til betydningen av frontsystemet mellom Atlanterhavsstrømmen og Kyststrømmen, der algeoppblomstring m.m. kan være betydelig om våren og trekke til seg store mengder sjøfugl. Under et tokt i 1988 ble det således påvist svært høye konsentrasjoner av alkekonge i frontsystemet mellom atlanterhavsvann og kyststrømmen utenfor kysten av Møre og Romsdal, i tettheter opp mot 1500 ind. pr km². Noe senere på sesongen ble høye tettheter påvist i områder nærmere kysten (Follestad 1990). Vi vet lite om hvordan alkekonger (og andre sjøfuglarter) påvirkes av den marine produksjonen i sitt bevegelsesmønster utenom hekketiden, samt hva de vil gjøre dersom de møter et stort vindkraftverk.

6.5 Oppsummering av konsekvenser fra vindkraft på sjøfugl

Både kystnære og offshore vindkraftverk kan potensielt medføre store negative konsekvenser for en rekke fuglearter (både sjøfugl og andre arter) som regelmessig trekker langs kysten eller krysser havområdene på vei til eller fra hekkeområder i Skandinavia eller i Arktis. Fuglene kan

bli berørt både av tap og fragmentering av viktige habitater, eller redusert tilgang til slike på grunn av barriereeffekter, forstyrrelser fra menneskelig tilstedeværelse eller ved at de unngår områder med menneskeskapte strukturer, eller økt dødelighet som følge av kollisjoner.

6.5.1 Oppsummering av konsekvenser fra vindkraft på kysten (2006 og 2025)

Konsekvenser av vindkraft i kystsonen er oppsummert i **kapittel 9, tabell 9.8.2. og tabell 9.8.3.**

6.5.2 Oppsummering av konsekvenser fra offshore vindkraft ved fremtidsbilde (2025)

Nedenfor vil disse konsekvensene av offshore vindkraft være oppsummert på tabellform. Da det på nåværende tidspunkt ikke er store offshore vindkraftverk, er det ikke en tabell for konsekvensene for 2006. Det må understrekes at kategoriseringen av påvirkningsfaktorene nødvendigvis må bli en grov forenkling. Den skal derfor ikke sees på som en endelig sannhet, men som en oppsummering av den kvalitative beskrivelsen.

Prognosen for offshore vindkraft i 2025 (Multiconsult 2008) er, at en øvre grense for utfallsrommet vil være ett offshore vindkraftanlegg. Dette vindkraftanlegg vil dekke et areal på 200 km², og vil være plassert tett opp til grunnlinjen for å minimere infrastrukturkostnader, men samtidig mer enn 20 km fra land. En mulig plassering vil være på Møre- eller Trøndelagskysten. Den nedre grense er ingen utbygging av havenergi i Norskehavet i 2025.

Grunnet manglende kunnskap om vindparkers innvirking på flere arter, samt eksakt plassering av et mulig vindkraftverk, og dermed hvilke arter og områder som kan bli påvirket av det, er det svært vanskelig å kvantifisere konsekvensene. Det må derfor understrekes at vurderingene er svært usikre, hvilket er reflektert i at kunnskapsnivå er satt til *dårlig* og usikkerhet *stor* (**tabell 6.5.1**).

I tabell 6.5.1 er konsekvenser av offshore vindkraft i 2025 vurdert ut i fra prognosen hvor det er etablert ett vindkraftanlegg i Nordmøre eller Sør-Trøndelag. Konsekvensene er vurdert for de fem indikatorartene. Konsekvenser av vindkraftanlegg for pelagisk dykkende sjøfugler vil først og fremst være for de arter som svømmer vekk fra kolonien, der ungen hopper på sjøen lenge før den er flygedyktig, som for eksempel lomvi. I slike tilfeller kan store vindparker trolig ha en viss barriereeffekt, som kan få negative konsekvenser hvis fuglenes ikke når frem til viktige beiteområder. I det vurderte området er det imidlertid ikke store kolonier av lunde eller lomvi, og det må antas at det derfor ikke vil være store konsekvenser ved denne barriereeffekten. Det vurderte området brukes til søking etter mat for alle indikatorartene både sommer og vinter, og det kan derfor være snakk om mulige negative konsekvenser av habitattap for bestandene dersom de ikke får tilgang til viktige beiteområder, fordi de ikke vil bevege seg inn i vindmøllerparken. Likeledes kan det være en barriereeffekt ved at vindkraftanlegget ligger i veien for den naturlige bevegelsen mellom viktige beiteområder. Ut i fra disse vurderingene er konsekvensene ved *habitattap* og *arealkonflikter* samt *barriereeffekter* satt til "små" for hhv. lunde, lomvi, ærfugl og toppskarv. De resterende konsekvensene er satt til "ubetydelige".

Kategoriseringen av konsekvenser i **tabell 6.5.1**, gjelder kun for indikatorartene i det gjeldende område. Offshore kraftanlegg vil, som det er beskrevet tidligere i kapitlet, kunne ha betydelige negative konsekvenser for andre arter som ikke er behandlet som indikator art i denne vurderingen. Likeledes vil et offshore vindkraftverk plassert annetsteds, som f.eks. ut for en av de store kolonier for lomvi, kunne ha større konsekvenser enn det som er skissert i **tabell 6.5.1**.

Tabell 6.5.1. Konsekvenser av offshore vindkraft 2025. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4) for nærmere informasjon).

Art(er) eller artsgruppe	Direkte dødelighet	Habitattap og arealkonflikter	Barriereeffekter
Lunde og lomvi (<i>pelagisk dykkende arter</i>)	ubetydelige* (3)	små* (3)	små* (3)
Krykkje (<i>pelagisk overflatebeitende arter</i>)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)
Ærfugl og toppskarv (<i>kystbundne dykkende arter</i>)	ubetydelige* (3)	små* (3)	små* (3)
Kystbundne overflatebeitene arter	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)
Konsekvenser for sjøfugl	ubetydelige* (3)	små* (3)	små* (3)

6.6 Kunnskapsbehov

Vi har i dag fragmentarisk, eller mangler helt, kunnskap om sjøfuglenes utbredelse i antall, tid og rom, både i kystnære områder og i åpent hav. For å kunne studere effekter av offshore vindkraftverk på sjøfugl i Norskehavet, er det viktig at det gjennomføres undersøkelser både i forkant av og etter en utbygging. 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 vindkraftverk, som grunnlag for å kunne utarbeide mer presise vurderinger av miljøeffekter.

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). Flere forfattere (se bla. Fox et al. 2007) påpeker imidlertid at en må være forsiktig med uten videre å direkte overføre resultatene av deres studier til andre offshore vindkraftverk, 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
- 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 vindkraftverk

Langs Norskekysten og i Norskehavet er det altså viktige problemstillinger som ikke har blitt undersøkt i Danmark, pga farvannenes ulike funksjoner for sjøfugl gjennom året. Grundige studier både før og etter at vindkraftverket blir bygget, er derfor påkrevet for å dokumentere offshore vindkraftverks effekter på våre trekkfugler og sjøfuglbestander.

I Danmark er det gjennomført studier i form av etterkantundersøkelser ved vindkraftverk både i Nordsjøen og i Østersjøen, med hovedvekt på ærfugl. I Danmark er ærfuglen jaktbar, og den har trolig en viss unnnvikende atferd i forhold til menneskelig atferd, slik det tidligere er påpekt for svartand (Garthe & Hüppop 2004). I Norge er ærfuglen fredet i utredningsområdet, og blir fortsatt beskyttet av lokalbefolkningen der, særlig der det tidligere har vært egg- og dunvær. Ærfuglen er kanskje derfor trolig den sjøfuglarten langs kysten i utredningsområdet som er mest tolerant overfor menneskelig tilstedeværelse og aktivitet, og en må derfor være forsiktig med å generalisere for mye med bakgrunn i de utenlandske resultatene.

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

Vi vet også lite om enkelte arter over tid vil venne seg til at vindmøllene står der de står, og igjen ta i bruk områder som de fra begynnelsen av holdt seg vekke fra. Om en slik tilvenning vil skje, vil det bety mye for hvilke langtidseffekter vindkraftverkene vil medføre på ulike fuglebestander.

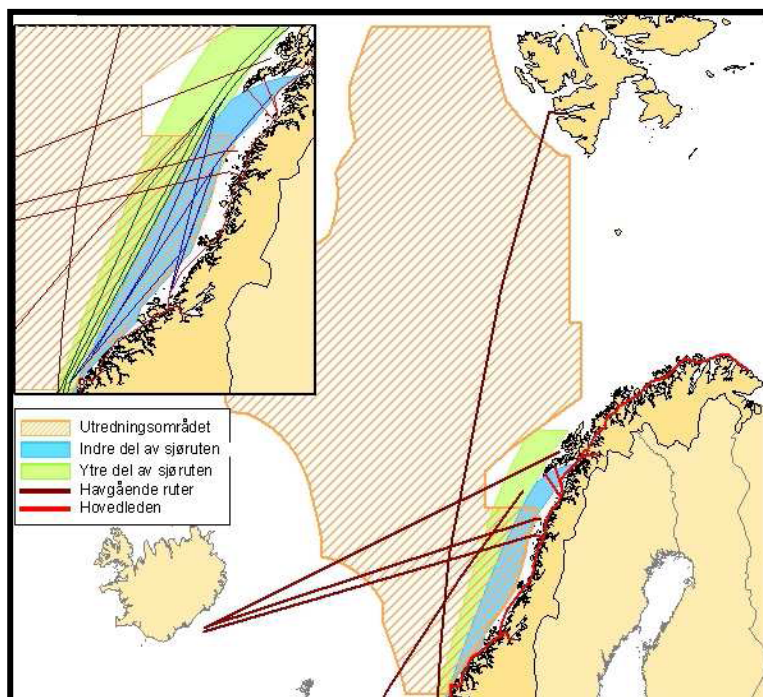
7 Sektor Skipstrafikk

Kapittel 7 er en del av Kystverkets utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet – sektor skipstrafikk. Kapittelet vil fokusere på konsekvenser av driftsutslipp og akutte utslipp fra skipstrafikk ved dagens aktivitet og fremtidsbilde (2025) på sjøfugl. Fakta-grunnlag for drifts- og akutte utslipp er hentet fra Kystverket (2007) og Johansen og Ditlevsen (2008).

7.1 Skipstrafikken i utredningsområdet

Skipstrafikken i Norskehavet kan deles inn i fire hovedstrømmer (**figur 7.1.1**). Hovedleden går nært kysten og er en trafikkroute som er merket med innretninger for navigasjonsveiledning eller er avgrensa av topografi. Denne ruten inkluderer passasjerskip som Hurtigruta, lokal, regional eller nasjonal godstrafikk samt fartøy av mindre størrelse. Lasteskip, de fleste under 5000 bruttoregister tonn (BRT), utgjør hoveddelen (67 %) av trafikken.

Lengre ut i åpent hav går sjøruten. I indre del av sjøruten går hovedsakelig skip som skal laste og losse i havnene langs Norskehavet. Her er det også flest lasteskip (83 %), de fleste under 5000 BRT, men det er en betydelig mindre andel små fartøy som passerer i indre sjørute i forhold til hovedleden. Malmtransporten mellom Narvik og Tyskland går denne ruten på store bulkskip (fra 25 000 til 90 000 dødvectonn (DWT)). Den ytre del av sjøruten går utenfor en



Figur 7.1.1
Trafikkmønster for skip i Norskehavet (kilde: Kystverket 2007).

tenkt linje mellom Stad i Sogn og Røst i Lofoten, og inkluderer først og fremst handelsskip og tankskip som skal passere kysten av Norge. Værforholdene spiller inn på fordelingen av skip mellom hovedleden og indre og ytre del av sjøruten.

Enda lengre ut er de havgående ruter, som gjelder oversjøisk trafikk. Her seiles det i liten grad parallelt med Norskekysten. Rutene i de havgående områdene er ikke like tydelige som nærmere kysten, da området er så stort. Mye av trafikken går til og fra Svalbard, Island og til havner nord for Mo i Rana. Trafikken domineres av lasteskip (612 skip i 2006), Ro-Ro skip (78 skip i 2006) og tankskip (76 skip i 2006). Ved hjelp av COAST-databasen ble det i 2006 identifisert nesten 800 fartøy per år (Kystverket 2007).

I tillegg til disse rutene skiller offshoretrafikken seg ut. For øyeblikket er det ni felt i produksjon i Norskehavet, og flere vil bli bygd ut i framtida. Offshoretrafikken er kryssende trafikk til og fra oljefeltene, som dermed ikke følger hovedstrømmen av trafikk i sjøruten. I 2006 talte antall lastede tankskip fra installasjonene i Norskehavet 238 skip. Ca 95 % av tankerne har en bruttotonnasje mellom 50 000 og 100 000 BRT.

Stad er et viktig knutepunkt ved kysten. Trafikktettheten her er høy. En betydelig andel av skipstrafikken passerer dette området. Dette gjelder både trafikk som seiler forbi og de som har anløpshavner langs Norskekysten. I 2006 passerte 18300 fartøy her, det tilsvarer ca. 50 fartøy i døgnet. Lasteskip utgjør hoveddelen av trafikken (59 %), etterfulgt av tankskip (17 %). Andre viktige knutepunkt langs kysten er Trondheim, Rørvik og Lofoten. Alle disse lokalitetene er vanlige områder å skifte fra en hovedstrøm til en annen.

Bevegelsene til fiskeflåten varierer i forhold til sesong, hva slags fisk det fiskes etter og hvor det skal fiskes. Mindre fiskefartøy holder seg naturlig nok nært havnen hvor fisken skal omsettes. Den havgående flåten er mer fleksibel i havnevalg og har en større aksjonsradius. Generelt for hele året vil trafikken av fiskefartøy være størst til og fra Mørebankene. Russerne opererer med ca 50 omlastningsfartøyer som bringer fisk fra Norges økonomiske sone (NØS) og til havner i Færøyene eller til Murmansk.

7.2 Effekter av skipstrafikk på sjøfugl

Skipstrafikken kan påvirke sjøfugler på ulike måter. Det har vært mest fokus på problemene ved skipsfart etter avgrensede hendelser, som utslipp av olje etter skipsforlis, med etterfølgende store økologiske konsekvenser. Ved grunnstøtinger og forlis av fartøy som "Deifovos" på Helgeland i 1981 (Røv 1982), "Arisan" ved Runde i 1992, "Rocknes" ved Bergen i 2004 (Byrkjeland 2004) og "Server" ved Fedje i 2007 (Lorentsen et al. 2008), ble det i hvert tilfelle registrert eller på annen måte sannsynliggjort at flere tusen sjøfugler omkom. Omfanget og konsekvensene av avgrensede hendelser avhenger sterkt av tidspunkt og sted. Et stort oljesøl i forbindelse med forlis av et tankskip langs norskekysten har i de verst tenkelige scenarioer potensial til å utrydde hele bestander av sjøfugler.

Ikke bare forlis kan forårsake massedødelighet av sjøfugler gjennom oljeforurensning. Ved årsskiftet 1980/81 drev totalt 45000 døde eller døende oljetilgrise sjøfugler inn til kysten av Skagerrak og ytre Oslofjord (Anker-Nilssen & Røstad 1982). Kilden viste seg å være det greske tankskipet "Stylis", som hadde tømt ut omkring 600 tonn oljeblandet ballastvann på en overfart mellom Nederland og Norge.

Hvis man ser bort fra akutte uhell, kan også driftsutslipp samt små, men hyppige oljesøl representere en kronisk oljeforurensning til havs, hvilket kan være en like stor belastning for miljøet som de større, men sjeldnere utslippene. Undersøkelser har vist at selv små mengder olje fra kronisk oljeforurensning kan være skadelige for sjøfugl (Hampton et al. 2003).

Oljen danner en tynn hinne på sjøen og dens hydrofobiske egenskap gjør at sjøfuglenes fjærdrakt lett absorberer oljen. Dette reduserer fuglenes isolering og oppdrift ved at fjærenes vannavstøtende struktur ødelegges. Konsekvensen for de sjøfuglartene som tilbringer meste-parten av tiden på sjøen er nesten alltid at fuglene etter hvert dør, enten av kulde eller sult. Fuglene kan også lett få i seg olje når de forsøker å pusse den tilsølte fjærdrakten, og de mange toksiske komponenter i oljen kan da skade indre organer og føre til ytterligere svekkelse eller dødelig (Wiese & Ryan 2003). Omfanget av skader på sjøfugl er nesten umulig å fastslå ut fra størrelsen på oljesølet. Dette er demonstrert med all tydelighet i et litteraturstudium av 45 ulike utslipp, primært etter skipsulykker i kystnære farvann, der utslippsvolum kun forklarte 14 % av variasjonen i antall fugler funnet døde og 24 % av de tilhørende subjektive vurderinger av totalt skadeomfang (Burger 1993). Det registreres som regel flest døde fugler når utslippet skjer tett på land, men det gir ikke grunnlag for å hevde at massedødelighet forekommer i mindre grad når utslippet skjer langt til havs (Burger 1993). De fleste ulykkene skjer i vinterhalvåret hvor en rekke av de mest sårbare artene opptre pelagisk, og mange av fuglene som rammes til havs vil enten aldri nå land, strande så sent og/eller spres over et så stort område at de ikke blir registrert. Dette kan estimeres ved å slippe ut merkede døde fugler eller tilsvarende modeller (f.eks. treklosser) i det drivende sølet og registrere hvor stor andel som senere blir funnet strandet (f.eks. Piatt & Ford 1996), men manglende faglig beredskap gjør at slike undersøkelser sjelden blir foretatt.

Oljeutslipp fra skipstrafikken antas å ha den største påvirkningen på sjøfugler, men også utslipp av søppel og kjemikalier fra skip vil kunne ha negative konsekvenser.

7.3 Mulige konsekvenser av driftsutslipp på sjøfugl ved dagens aktivitetsnivå

For å skille mellom konsekvensene fra driftsutslipp ved dagens aktivitetsnivå og uhell-situasjoner, presenteres her noen av kildene til forurensning fra den daglige drift av skips-traffic. Mulige konsekvenser av uhell vil deretter behandles i avsnitt 7.4.

Utslippene fra dagens skipstrafikk kan deles opp i utslipp til sjø av oljeholdig avfall, kloakk, søppel og utslipp til luft. I tillegg vil bunnstoff også kort bli behandlet.

Utslipp av oljeholdig avfall

Det er to primære kilder til utslipp av oljeholdig avfall; lensevann (bilgevann) og vaskevann (slopvann). Lensevann dannes i bunnen av maskinrommene som følge av lekkasjer, vasking og smøreoljeseparatorer, og kan, i tillegg til olje, også inneholde andre stoffer og kjemikalier. Det oljeholdige vaskevannet stammer fra vasking av tankene. I tillegg produseres en rekke andre former for oljeholdig avfall om bord, slik som slam fra drivstoffseparatorer, avsetninger i bunkerstanker, samt annet avfall. De sistnevnte avfallskategorier tillates ikke å bli sluppet på sjøen og er derfor ikke vurdert.

Håndtering av oljeholdig avfall om bord på skip er regulert i MARPOL 73/78 Annex I. Således er det kun tillatt å pumpe ut lensevann med en maksimal oljeandel på 15 ppm. Ifølge beregninger gjort i statusbeskrivelsen for skipsfart, er det lovlige totalutslippet av olje fra motorrom omkring 0,6 tonn olje på årsbasis i utredningsområdet, indre farvann og Vestfjorden. Det foregår imidlertid ingen grundig overvåking av utslippskonsentrasjoner, og det er ikke usannsynlig at den reelle konsentrasjon i deler av lensevannet som slippes ut i områder er høyere enn det maksimalt tillatte.

Oljeholdig vaskevann blir samlet opp i såkalte sloptanker hvor oljen blir skilt fra vannet. Det gjenværende vaskevannet kan slippes ut dersom skipet er utenfor 50 nm fra land og under regulær fart. En oljetanker kan slippe ut en oljemengde som tilsvarer opp til 1/30000 av sin last, men ikke mer enn 30 liter olje/nautisk mil i vaskevannet. Reelt utslipp av olje etter vasking av lastetanker er ikke mulig å beregne. Den teoretiske mengden olje som lovlig har blitt sluppet ut via vaskevann fra skytteltanker til/fra oljefeltene i Norskehavet i 2006 anslås å være maksimalt 840 m³.

Det foreligger svært lite informasjon om omfanget av ulovlig utslipp av oljeholdige lense- og vaskevann. Dette er dermed en faktor, som må inngå i beskrivelsen av mulige konsekvenser av olje på sjøfugl.

Utslipp av kloakk

MARPOL 73/78 Annex IV regulerer håndtering og oppbevaring av kloakk fra skip. Det produseres årlig omkring 2428000 tonn kloakk fra skipsfarten i utredningsområdet, hovedsakelig som svart- og gråvann. Svartvann stammer fra toaletter, sluk i bysser samt avløp fra lokaler som benyttes til medisinske formål og annet avløp med risikabelt biologisk materiale. Gråvann stammer fra dusjer, vaskeservanter, vaskeri og annet, mindre risikofylt husholdningsavløp.

Utslipp av søppel

Utslipp av søppel fra skip er regulert i MARPOL 73/78 Annex V. Totalt produseres det rundt 22000 tonn søppel i utredningsområdet, indre farvann og Vestfjorden hvert år. Tømming av alle former for plastikkavfall i sjøen er forbudt. Tømming i sjøen av andre former for søppel er lovlig, dersom dette gjøres så langt som mulig fra land. Gjeldende regler er minimum 25 nm fra land for dunnasje, forings- og pakningsmateriell som flyter og minimum 12 nm fra land for vått avfall (matavfall) og annet tørt avfall (papir, filler, glass metall, steintøy og lignende).

Utslipp til luften

Luftutslippene fra skipsfarten er koplet til drivstofforbruk. I utredningsområdet slippes det ut CO₂ (579120 tonn), CO (1352 tonn), NO_x (12669 tonn), SO₂ (5568 tonn) og PM (701 tonn) i året. Skipstrafikken i utredningsområdet står for de største totale utslippene av samtlige utslippskomponenter til luft, sammenliknet med henholdsvis indre farvann og Vestfjorden.

7.3.1 Mulige konsekvenser av driftsutslipp av oljeholdig avfall

Det totale lovlige utslipp av oljeholdig avfall i utredningsområdet er ifølge regulativene begrenset i omfang og spredt i tid og rom. Ut fra de verdier som ble oppgitt i statusbeskrivelsen av skipstrafikk i Norskehavet, kan det derfor antas at driftsutslippet av olje fra skipstrafikk ikke vil ha store konsekvenser fra sjøfugler. Enkelte individer vil kunne bli skadet av olje på sjøen ved direkte kontakt, men det antas at dette ikke vil ha konsekvenser på bestandsnivå.

7.3.2 Mulige konsekvenser av mindre utslipp av olje

I dette avsnittet vil konsekvensene av mindre utslipp av olje behandles. Små, men hyppige oljesøl (i det følgende benevnt kronisk oljeforurensning), kan være en like stor belastning for miljøet som de større, men sjeldnere utslippene. Det foreligger liten informasjon om omfanget av ulovlige utslipp av olje til sjøs. I **tabell 7.3.1.** er det listet innrapporterte akutte utslipp i perioden 2000-2006. Man vet imidlertid ikke hvor stort omfanget av det reelle akutte utslippet er. I og med at det meste av den kroniske oljeforurensningen skjer langt til havs, kan det være vanskelig å estimere hvor stort omfanget av skadene på sjøfugler er. Som nevnt ovenfor kan selv små mengder olje ha store konsekvenser for sjøfugler, og det er derfor viktig å huske denne påvirkningsfaktoren i vurderingen av konsekvenser.

Tabell 7.3.1. Innrapporterte akutte hendelser fra skip 2000-2006 (kilde: Kystverket 2007).

Utslippsår	Antall utslipp	Utslippsmengde (m ³)
2000	8	72,29
2001	7	60,90
2002	2	1,43
2003	4	2,69
2004	6	3,04
2005	4	0,80
2006	4	1,90

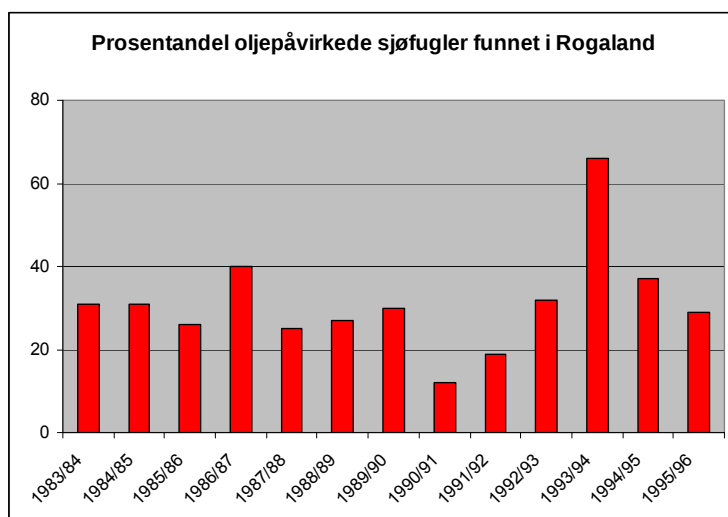
En metode som er tatt i bruk for å overvåke trender i den kroniske oljeforurensningen, er en registrering av antall og andel av ilanddrevne sjøfugler som er oljeforurenset (Camphuysen & Heubeck 2001). Dette gir først og fremst et bilde av den relative fordelingen av dødsårsakene til sjøfuglene, men kan ved en lengre overvåking gi en god indikasjon av langtidstrender for kronisk forurensning. Ved å undersøke sammensetningen av oljen på sjøfuglene, er det dessuten mulig å få en indikasjon på hvor oljen er kommet fra. Olje funnet på strandede sjøfugler (utenom de store oljekatastrofene) er som oftest tung bunkringsolje typisk funnet i lensevann fra tank- og containerskip (Wiese & Robertson 2004).

Den individuelle oljesårbarheten til en sjøfugl, og dermed konsekvensene av den kroniske oljeforurensningen, varierer med en lang rekke forhold som blant annet hvilken art det er, fuglens fysiske tilstand og flygedyktighet, samt dens tilstedeværelse, atferd og arealutnyttelse i området (Anker-Nilssen 1987). Studier har vist at alkefugler sannsynligvis har den største mortalitet grunnet kronisk oljeforurensning, men også dykkender og lommer kan potensielt rammes hardt (Camphuysen 1998, Wiese & Robertson 2004).

Det antas at den kroniske oljeforurensningen kan være mer skadelig for den langsiktige populasjonsstabiliteten hos sjøfugler enn sjeldne, store oljesøl. Små oljeutslipp som overlapper i tid og sted med et stort antall sjøfugler kan drepe vesentlig flere sjøfugler enn store utslipp som ikke treffer slike konsentrasjoner (Fraser et al. 2006). Et konservativt estimat er at 300 000

polarlomvier, lomvier og alkekonger hvert år dør på grunn av illegal lensing av oljeavfall fra skip utfor kysten av Newfoundland og Labrador, Canada (Wiese et al. 2004). Wiese og Robertson (2004) viste at den årlige mortaliteten av sjøfugler ved Newfoundland og Labrador som kan tilskrives den kroniske oljeforurensningen er av samme størrelsesorden som utslippet fra "Exxon Valdez" i Alaska våren 1989. Likeledes ble det estimert at den kroniske oljeforurensningen reduserte populasjonsveksten til polarlomvi med 2,5 % p.a. (Wiese et al. 2004). Populasjonsveksten i en uberørt bestand ble estimert til 5,7 % p.a. Dermed ble populasjonsveksten nesten halvert. For en bestand som øker langsomt, kan dette være en kritisk reduksjon, særlig med tanke på de andre påvirkningsfaktorene som kan ha effekt på bestanden.

Gjennom prosjektet European Beached Bird Surveys har Norge i en periode vært involvert i registrering av ilanddrevne fugler. Registreringene ble gjort langs Jærstrendene i Rogaland, hvor det også var referansemateriale fra tidligere sesonger. Man har derfor datamateriale fra slike undersøkelser på en gitt strekning på 18 km i vintersesongen (november til april) for perioden 1982/83-1996. Etter 1996 har det ikke vært gjort tilsvarende systematiske registreringer fordi finansiering bortfalt. Registreringene viste at prosentandelen av oljepåvirkede sjøfugler lå på omkring en tredel men varierte betydelig mellom år (16-66 %) (**figur 7.3.1**). Dette er tre ganger høyere enn det økologiske kvalitetsmålet som er satt for Nordsjøen (ICES 2003, OSPAR 2004). Studiet viste også at det var alkefuglene som var mest utsatt for oljeforurensningen. For lomvi lå andelen av oljepåvirkede fugler på mellom 30 og 70 % i samme tidsperiode, uten noen signifikant reduksjon over tid (Jacobsen et al. 1991, 1992, Skipnes 1994, 1996).



Figur 7.3.1. Andel av ilanddrevne fugler med olje funnet i vintersesongen på en 18 km strekning av Jærstrendene i Rogaland, fra og med 1983/84 til og med sesongen 1995/96 (etter Skipnes 1996).

Langtidsregistrering (perioden 1984-2005) av ilanddrevne sjøfugler fra Nordsjøen og indre danske farvann har vist at det har vært en signifikant nedgang i antallet av oljetilsølte fugler, hvilket ble tolket som en indikasjon på at det har vært en generell nedgang i den marine oljeforurensningen i denne regionen (Camphuysen 1998, Larsen et al. 2007).

Nylig har det vært noen episoder med oljetilsøling av sjøfugler fra ukjente kilder. I 2002 drev mer enn 500 oljeskadde, døde sjøfugler i land langs Jærkysten (Eldøy & Haarr 2002). I februar-mars 2003 ble omkring 700 sjøfugler funnet døde på Jæren og Eigerøy, og av disse var nesten 70 % tilgriset med olje. De fleste av fuglene som ble funnet var alkefugler, hvorav lomvi var den klart dominerende arten, og bestod mest av voksne fugler fra skotske kolonier (Aarvak & Anker-Nilssen 2005). Analyser av olje på sjøfuglene funnet i 2003 viste at fugler som ble funnet i midten av februar var tilgriset av tung bunkersolje fra flere ulike kilder, mens fuglene fra månedsskiftet februar/mars var tilgriset av råolje fra samme kilde, trolig fra en utenlandsk råoljetanker (Eldøy 2004).

Siden det ikke er foretatt en systematisk registrering av ilanddrevne sjøfugler på norskekysten i de siste ti årene, er det vanskelig å vurdere hvor stort omfanget av oljeskadede sjøfugler er, og hvordan trendene har vært. Eksempelene ovenfor illustrerer at det fremdeles skjer en rekke utslipp fra ulike kilder av bunkersolje og råolje, uten at de spesifikke kildene blir avslørt.

Det må avslutningsvis poengteres at kronisk forurensning av olje på sjøen ikke kun stammer fra skipstrafikk, men at den også kan komme fra offshore petroleumsvirksomhet, og ved oljeutslipp og avløp fra land. Med unntak av store registrerte hendelser er det derfor ofte komplisert å fastslå opprinnelseskilden til forurensningen. Det er således ikke kun i dette avsnittet, at problemstillingen rundt kronisk oljeforurensning vil bli tatt opp.

7.3.3 Mulige konsekvenser av utslipp av kloakk

Selv om det slippes ut store mengder kloakk i utredningsområdet, antas det at dette ikke har noen betydelige målbare konsekvenser for sjøfugl på populasjonsnivå.

7.3.4 Mulige konsekvenser av utslipp av søppel

Hvert år produseres det 20000 tonn søppel i utredningsområdet, indre farvann og Vestfjorden (Kystverket 2007). En del av dette leveres på land, men mye blir også kastet på sjøen. Utkast av matavfall og fisk/fiskeavfall vil kunne fungere som næringskilde for sjøfugler (beskrevet i avsnitt fiskeri). Det er vanskelig å kvantifisere konsekvensene for sjøfugl av utkast av annet avfall som forings- og pakningsmateriell, filler, metall, glass, steintøy osv. En del vil synke til bunns og vil derfor ikke ha en direkte påvirkning. Avfall som ligger i overflaten vil kunne bli påspist av sjøfugler, og vil derfor kunne forårsake en reduksjon i fødeopptak og indre skader på fuglene. Dette gjelder spesielt plastikkpartikler fra isoporlignende produkter.

Siden 1. januar 1989 har utslipp av plastikk vært forbudt i henhold til MARPOL 73/78 Annex V, men til tross for dette oppdages det stadig store mengder plastikk i de marine systemene. Dette viser at en betydelig mengde søppel/avfall slippes ut ulovlig. Utslippene kan komme både fra ulike aktiviteter i utredningsområdet (herunder også fra skipstrafikk) og fra tilstøtende kystområder, samt fra havområder utenfor utredningsområdet.

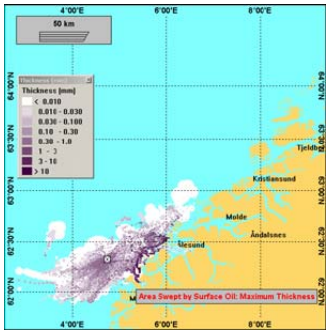
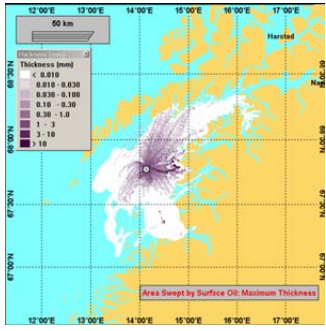
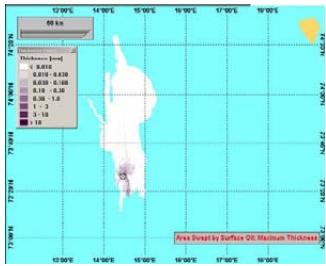
For sjøfugl kan plastikk være et problem ved at de spiser ufordøyelige plastikkbiter og -partikler eller de roter seg inn i avfallet. Deres inntak av plastikk henger tett sammen med beitestrategi og diett (Derraik 2002). Stormfuglene anses for å være særlig sårbare for plastikkavfall. Mer enn 80 % av havhestene innsamlet i Stillehavet og Nord-Atlanteren hadde plastikk i fordøyelsessystemet (Mallory et al. 2006). Men også hos andre arter er det registrert inntak av plastikkavfall (Azzarello & van Vleet 1987). Plastikk i fuglenes mage kan redusere deres evne til fødeopptak, og forårsake indre skader og død etter blokkering av tarm. Andre skadelige effekter inkluderer blokkering av enzymutskillelse i magen, redusert stimulering av fødeinntak, lavere nivåer av steroidhormon, forsinket ovulering, mislykket reproduksjon og økt kontaminasjon fra miljøgifter i plasten (Derraik 2002).

I undersøkelser av reirmateriale hos krykkje ved Bulbjerg, Danmark i 2005 inneholdt 57 % av reirene rester av plastikk (Hartwig et al. 2007). Samme år ble det funnet at alle undersøkte havsulereir på Helgoland også inneholdt plastikkrester (Hartwig et al. 2007).

På denne bakgrunn konkluderer vi at større mengder plastikk i det marine systemet kan være et problem, selv om omfanget ikke er kvantifisert for sjøfuglbestandene knyttet til Norskehavet.

7.3.5 Mulige konsekvenser av utslipp til luften

Det antas at direkte utslipp til luften ikke har store konsekvenser for sjøfugl. Indirekte kan det ha konsekvenser gjennom klimaendring og forsurening. Disse temaene vil bli behandlet et annet sted i rapporten (kapittel 9.1 (klimaendring) og 9.4 (forsuring)). En indirekte effekt er dannelse av bakkenær ozon. Ozon dannes ved en reaksjon mellom nitrogenoksider og flyktige organiske forbindelser (VOC). Ozon er sterkt reaktivt med de fleste organiske molekyler, og vil især kunne ha effekter på sjøfugler igjennom respirasjonssystemet. Man vet lite om effektene av ozon på sjøfugler, men det vil kunne føre til økte betennelsesreaksjoner og overfølsomhet i luftveiene, lavere oksygenopptak, nedsatt lungefunksjon og kroppstemperatur og økt mottakelighet for infeksjoner. Det største omfanget av ozon kommer over havområder. Her er det allerede betydelige overskridelse av grenseverdien for dyreliv med opp til 560 timer årlig med ozonkonsentrasjoner over $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (Solberg et al. i trykk). Bidraget fra skipstrafikk i Norskehavet kan derfor føre til en ekstra belastning for sjøfugl, det er imidlertid ukjent hvor mye belastning som vil tåles før det skjer effekter på de enkelte individ (Solberg et al. i trykk).

Hendelse	Beskrivelse	Influensområde for olje på overflaten
2.1 Kollisjon	Kollisjon nord for Stadt mellom lastet oljetanker (120 000 tonn lastekapasitet) fra Russland på vei til Rotterdam og malmbåt fra/til Narvik. Nordgående malmbåt treffer tankskipet i maskinrom og lastområde. Tankbåten går ned grunnet skadene, mens malmskipet blir berget. Øyeblikkelig utslipp av 20 000 tonn lastolje fra tankskipet. Tankskipet synker og 100 000 tonn lastolje lekker ut over en periode på 8 uker. Utslippsdato 15. juni, varighet på simuleringen 70 dager.	
10 Kollisjon	Hurtigruta krysser Vestfjorden på overfarten mellom Bodø og Vestvågøy, og krysser dermed trafikken langs kysten og inn eller ut av Vestfjorden. Kollisjon mellom Hurtigruta og en kysttanker (15 000 tonn lastekapasitet), som treffes i maskinrom og aktere lasterom. Kysttankeren går ned på ca. 1 time. Hurtigruta har alvorlig baugskade, men går til land for egen maskin. Øyeblikkelig utslipp av 500 tonn bunkersolje og 1000 tonn lastolje innen en time. 14 000 tonn lastolje vil lekket ut fra vraket på bunnen i løpet av 7 uker. Utslippsdato er satt 16. februar og varighet på simuleringen er 60 dager.	
12 Forlis	Det er periodevis høy fiskeaktivitet i Barentshavet, fisket strekker seg også inn sørvest av Bjørnøya. Store, russiske moderfartøyer følger flåten og leverer forbruksvarer og bunkers, og tar imot fangst på feltet. Et moderfartøy penetreres av fiskefartøy under omlasting i dårlig vær, forliser og synker. 2000 tonn bunkersolje lekker ut over en periode på 6 uker. Utslippsdato er satt 14. oktober og varighet på simuleringen er 60 dager.	

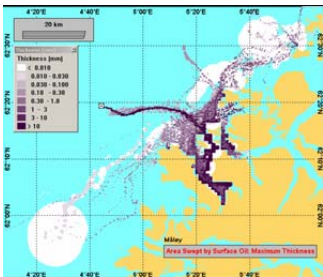
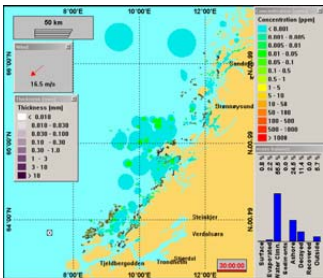
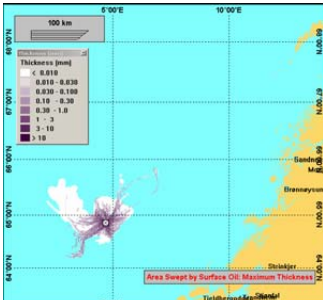
Figur 7.4.1. Influensområder for skipsuhell innen utredningsområdet, fokuserte scenarier (kilde: Johansen & Ditlevsen, 2008).

7.4 Mulige konsekvenser ved uhellssituasjoner ved dagens aktivitet

Som nevnt ovenfor er de mest alvorlige konsekvensene ved skipstrafikk risikoen for akutte, avgrensede hendelser knyttet til utslipp av olje ved forlis, samt små, ulovlige utslipp som forekommer med kronisk hyppighet. For å illustrere de potensielle konsekvensene av uhellssituasjoner, er det i forbindelse med utredningsarbeidet utført en rekke simuleringer.

Risikotrafikken innen skipsfart dekker transport av olje, kjemikalier og trafikk som medfører fare for radioaktive utslipp, enten fra transport av radioaktivt materiale eller fra atomdrevne skip.

Kapittelet dekker tre hendelser grundig (**figur 7.4.1**), og ytterligere sju hendelser summarisk (**figur 7.4.2**). Alle hendelsene er definert innenfor utredningsområdet for forvaltningsplanen for Norskehavet, i motsetning til tilsvarende hendelser i kapittel 9.6 (Skipstrafikk utenfor utredningsområdet). Det er imidlertid liten forskjell i utgangspunktet for de forskjellige hendelsene.

Hendelse	Beskrivelse	Influensområde for olje på overflaten
2.2 Kollisjon	Kollisjon mellom lastet oljetanker (120 000 tonn lastekapasitet) fra Russland på vei til Rotterdam og malmbåt fra/til Narvik. Nordgående malmbåt penetrerer to av last-oljetankene på tankskipet. Tankbåten tømmes for olje og slepes til land. Malmskipet holder seg flytende og berges. Utslipp fra de to tankene gir øyeblikkelig utslipp av 10 000 tonn lastolje. Utslippsdato er satt 15. juni og varighet på simuleringen er 30 dager.	
5 Kollisjon	Kysttanker (15 000 tonn lastekapasitet) på vei til og fra Vestfjorden har kryssende kurs med forsyningsfartøyer på vei til og fra installasjonene Njord, Åsgard eller Heidrun. Forsyningsfartøyet treffer kysttankeren i lastområdet. Dobbelt side og tversskott penetreres. 3 000 tonn lastolje slipper ut i løpet av 1 time. Skipet og resten av lasten berges. Forsyningsfartøyet har alvorlig baugskade, med går til land med eskorte av taubåt. Utslippsdato er satt 2. februar og varighet på simuleringen er 30 dager.	
6 Kollisjon	Handelsskip krysser forsyningsfartøy som seiler mellom Kristiansund og oljeinstallasjonene Njord, Åsgard og Heidrun. Treffer forsyningsfartøyet, tank penetreres. En full tank med kjemikalier penetreres, øyeblikkelig utslipp av tankinnholdet (20 tonn). Utslippsdato er satt 2. februar og varighet på simuleringen er 30 dager.	
7 Forlis	Skytteltanker (120 000 tonn lastekapasitet) fra Nornefeltet går med last til Nord-Amerika. Det oppstår brann i maskinrommet når skipet er langt til havs. Brannen eskalerer til innredning og lastområdet. Skipet går ned etter 10 timer. 20 000 tonn lastolje brenner opp i og ved havaristen. 100 000 tonn lastolje lekker ut fra bunnen i løpet av 6 uker. Utslippsdato er satt 1. april og varighet på simuleringen er 30 dager.	

7 Forlis	Skytteltanker (120 000 tonn lastekapasitet) fra Nornefeltet går med last til Nord-Amerika. Det oppstår brann i maskinrommet når skipet er langt til havs. Brannen eskalerer til innredning og lastområdet. Skipet går ned etter 10 timer. 20 000 tonn lastolje brenner opp i og ved havaristen. 100 000 tonn lastolje lekker ut fra bunnen i løpet av 6 uker. Utslippsdato er satt 1. april og varighet på simuleringen er 30 dager.	
8 Forlis	Kysttanker på vei fra Mongstad til Kirkenes kommer ut for full storm ca. 80 nm sør for trafikkseparasjonssonen ved Røst. Tankeren knekker. Baugpartiet synker, mens akterskipet holder seg flytende og slepes i land. Øyeblikkelig utslipp av 10 000 tonn lastolje på overflaten. Utslippsdato er satt 1. desember og varighet på simuleringen er 30 dager.	
9 Grunnstøting	Kysttanker på grunn ved Froholman nord for Træna etter feilnavigering i dårlig sikt. (Froholman har ikke RACON). Båten får bunnskader. Etter et mindre lastoljeutslipp og bunkersutslipp tømmes båten for olje og slepes til land. Grunnstøtingen gir direkte utslipp av bunkersolje på 500 tonn. Et mindre lastoljeutslipp på ca 2000 tonn. Utslippsdato er satt 1. mai og varighet på simuleringen er 30 dager.	
11 Kollisjon	Tankskip med kondensat (120 000 tonn lasteevne) fra Melkøya seiler i separasjonssonen og treffes av stort marinefartøy på kryssende kurs. Tankskipet treffes midtskips, 4 lastanker penetreres. Skipet går ned. Marinefartøyet er sterkt skadet i forskipet, men tar seg til havn for egen maskin. Kollisjonen gir et øyeblikkelig utslipp av 40 000 tonn lastolje. Skipet går ned, og 80 000 tonn lekker ut i løpet av 6 uker. Utslippsdato er satt 1. november og varighet på simuleringen er 30 dager.	

Figur 7.4.2. Influensområder for skipsuhell innen utredningsområdet, ikke fokuserte scenarier (kilde Johansen & Ditlevsen, 2008).

7.4.1 Overlapp mellom sjøfugl og hendelse

Hver simulerte hendelse finner sted i viktige områder for gruppene pelagiske dykkende, pelagisk overflatebeitende, kystbundne dykkende, og overflatebeitende og fjæretilknyttede arter vurdert med basis i SVO-konseptet (Systad et al 2007), beskrevet i kapittel 3.6. Særlig Verdifulle Områder (SVO) for sjøfugl beregner hvor verdifull et område er for en bestand, basert på hvor stor andel av internasjonal, nasjonal og regional bestand som finnes i området, rødlistestatus, bestandsutvikling og antatt restitusjonsevne. SVO er benyttet som utgangspunkt i analysene og kombinert med en sårbarhetskomponent tilsvarer dette prinsipielt Særlig Miljøfølsomme Områder, SMO (Moe et al. 1999). Sårbarhetskomponenten er vurdert for hver enkelt hendelse, og har betydning for konsekvensen av hendelsen.

Aksjonsradiusen til de samme gruppene er tatt i betraktning der hendelsene berører hekkesesongen (bl.a. Ottersen et al 2007, se kapittel 3.6).

For skipsuhell i de mer kystnære områdene er ikke åpent havdata (bl.a. Fauchald & Tveraa 2007) vurdert i særlig grad, da det helt kystnære området ikke favnes fullstendig av disse analysene. For hendelser i åpent hav er dette materialet benyttet. For disse dataene er andelen av bestanden som blir berørt av en hendelse justert i forhold til den bestands- og sesongmessige sårbarhetskomponenten, slik at den faktiske andelen som befinner seg i det aktuelle området er større enn de oppgitte tallene.

Vurderingen av konsekvenser baserer seg på disse dataene, de forskjellige økologiske gruppenes sårbarhet for olje i det aktuelle tidsrommet (se forenklet sårbarhetstabell **tabell 5.2.1**), samt hendelsens omfang. Sårbarhet i forhold til kjemikalie- og kondensatutslipp er ikke utviklet, og er vurdert kvalitativt. Under følger en kort beskrivelse av hendelsene (**figur 7.4.1**, **figur 7.4.2**). Ikke-fokuserte hendelser er kun summarisk vurdert, delvis på basis av de fokuserte hendelsene.

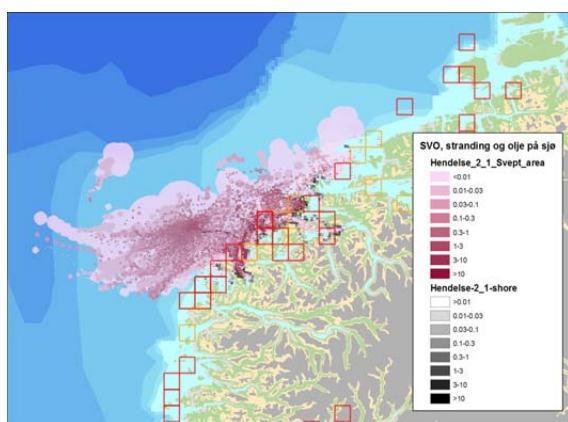
Hendelse 2.1

Hendelse 2.1 (se **figur 7.4.1** for beskrivelse) omfatter kollisjon mellom oljetanker og malmbåt nord for Stadt, og er lagt til midt i hekkesesongen for sjøfuglene. Varigheten dekker siste halvdel av hekkesesongen for de fleste sjøfuglartene, dvs. hele ungeperioden. Kysten av Sunnmøre er svært fuglerik i denne perioden, og hendelsen berører sjøfuglkolonien Runde direkte, samt kyststrekningen opp til og med Aukra. Sjøfuglkoloniene Einevarden og Veststeinen (Sogn- og Fjordane) berøres også. Runde er et av Norges største fuglefjell, med store forekomster av havsule, toppskarv, lunde, lomvi og krykkje, og området rundt er generelt svært fuglerikt. Tretten 10×10 km ruter definert som særlig verdifulle sjøfuglområder (SVO) i sommersesongen og ytterligere seks ruter definert som verdifulle berøres direkte med strandet olje eller med olje på sjø i ruten. Det er definert SVO for alle artsgrupper, slik at antallet definerte SVO er større enn antallet ruter med SVO (**figur 7.4.3**, **tabell 7.4.1**). I tillegg viser drivbanen for oljesølet at et svært stort område av beitearealene for alle artsgrupper i området berøres i stor grad (**figur 7.4.4**). For indikatorartene berøres Runde, som er et internasjonalt, nasjonalt og regionalt særlig verdifullt område for krykkje (pelagisk overflatebeitende) samt Einevarden, som er regionalt verdifullt for denne arten. For pelagisk dykkende arter er Runde særlig verdifullt regionalt og nasjonalt for lomvi, og regionalt, nasjonalt og internasjonalt verdifullt for lunde. Einevarden er regionalt verdifullt for lunde. Av de kystbundne, dykkende artene er det toppskarv som slår ut i SVO-analysen, med Runde som internasjonalt og regionalt verdifullt område. Ærfugl berøres i mindre grad, men dette er det stor usikkerhet i forhold til.

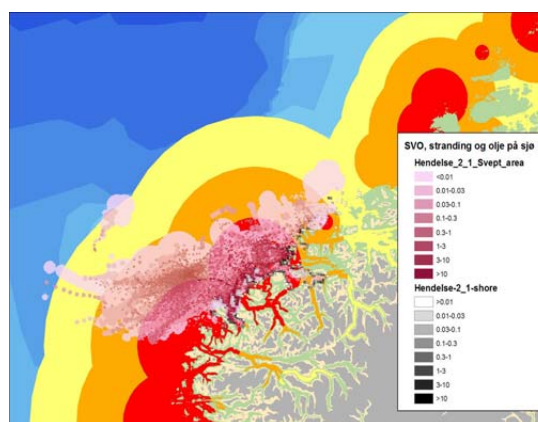
Analysene for åpent hav viser at influensområdet omfatter viktige leveområder for lunde, lomvi og krykkje. Imidlertid er dekningen for disse dataene dårlig innenfor det helt kystnære området, og dermed mindre verdifull i denne sammenheng enn de kolonibaserte dataene og definerte SVO i kystavsnittet.

Tabell 7.4.1. Antall definerte SVO (etter Systad et al. 2007) for sommer-sesongen for hendelse 2.1, fordelt på økologiske grupper.

Artsgruppe	Sommer	
	Særlig verdifull	Verdifull
Pelagisk dykkende	2	
Pelagisk overflatebeitende	4	2
Kystbundne dykkende	1	
Kystbundne overflatebeitende	5	5
Fjæretilknyttede	3	
Totalt	17	7



Figur 7.4.3. Olje på sjø, strandet olje og SVO for sjøfugl for hendelse 2.1. 10×10 km ruter med rød ramme er særlig verdifulle områder, oransje er verdifulle områder.



Figur 7.4.4. Olje på sjø, strandet olje og SVO for sjøfugl for hendelse 2.1. Røde arealer er særlig verdifulle områder, oransje er verdifulle områder. Arealene er definert ut fra de forskjellige artsgruppenes aksjonsradius i hekketiden.

Hendelse 10

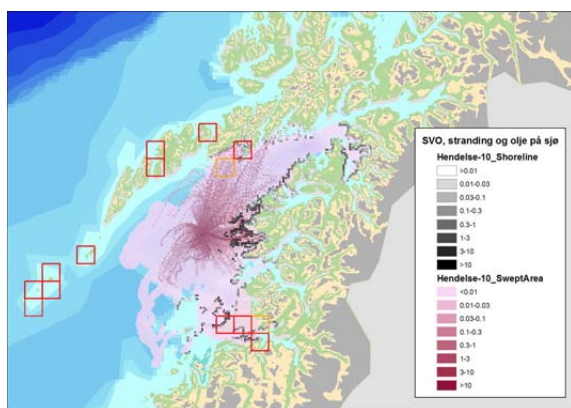
Hendelse 10 gjelder kollisjon mellom hurtigruta og en kysttanker i Vestfjorden, der kysttankeren går ned (se **figur 7.4.1.** for beskrivelse). Hendelsen inntreffer 15. februar, og lekkasjen fra den sunkne tankeren varer i syv uker, slik at influensområdet berøres i perioden 15. februar til begynnelsen av april. Vestfjorden er et viktig område for en rekke arter, og Norges største fuglefjell (Røst) samt flere mindre fuglefjell (Fugløy, Værøy) ligger i tilknytning til influensområdet. Engelvær er et sjøfuglreservat innenfor influensområdet, med bl.a. hekkende toppskarv og sildemåke. Reservatet er også viktig som overvintringsområde for bl.a. ærfugl. I starten av hendelsen domineres sjøfuglsamfunnet i området av overvintringsbestander, men mot slutten av perioden begynner hekkende bestander å komme tilbake til koloniene, og vil bruke de berørte områdene under næringssøk. Syv 10×10 km ruter er definert som særlig verdifulle sjøfuglområder og tre ruter som verdifulle sjøfuglområder i influensområdet i vinter-sesongen, det samme i vårsesongen (**figur 7.4.5, tabell 7.4.2**). I vårsesongen berøres også aksjonsområdet til hekkfuglene på Røst og Værøy, slik at pelagisk beitende arter fra disse koloniene (lunde, lomvi og krykkje) vil kunne påvirkes (**figur 7.4.6**). Røst er definert som et regionalt og internasjonalt verdifullt område for toppskarv (kystbundne dykkende arter). For krykkje er en av rutene på Røst samt Værøy regionalt særlig verdifulle områder, og Værøy er også verdifullt for denne arten på internasjonal skala. For lomvi er begge disse øyene regionalt

verdifulle. Røst er internasjonalt, nasjonalt og regionalt et særlig verdifullt område for lunde, mens Værøy faller ut som et verdifullt område denne arten på regional skala. Disse artene har en aksjonsradius som bringer de inn i influensområdet.

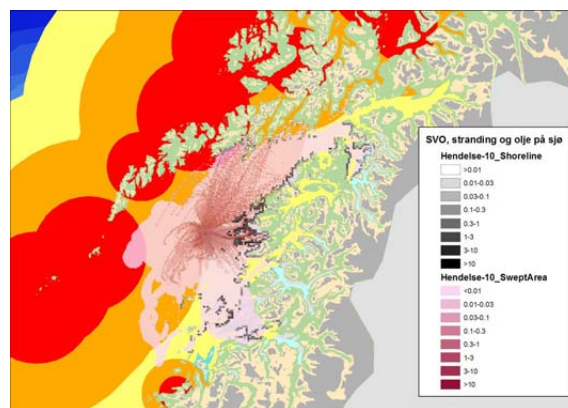
Med unntak av Røstområdet er datagrunnlaget for området i angjeldende periode for gammelt til å gi pålitelige vurderinger, og bør oppgraderes.

Tabell 7.4.2. Antall definerte SVO (etter Systad et al. 2007) for henholdsvis vinter- og vårsesongen for hendelse 10, fordelt på økologiske grupper. Tallene i parentes er totalt antall SVO som antas berørt av hendelsen, inkludert forekomstene på Røst og Værøy.

Artsgrupper	Vinter		Vår	
	Særlig verdifull	Verdifull	Særlig verdifull	Verdifull
Pelagisk dykkende			(3)	
Pelagisk overflatebeitende			(2)	(1)
Kystbundne dykkende	6	2	6(8)	1(1)
Kystbundne overflatebeitende	1	1	1(1)	1(1)
Totalt	7	3	7(14)	2(3)



Figur 7.4.5. Olje på sjø, strandet olje og SVO for sjøfugl for hendelse 10. 10×10 km ruter med rød ramme er særlig verdifulle områder, oransje er verdifulle områder.



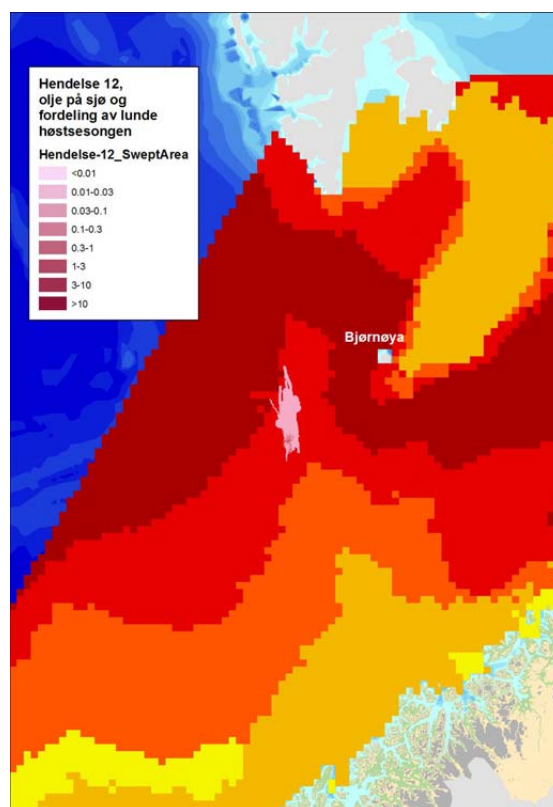
Figur 7.4.6. Olje på sjø, strandet olje og SVO for sjøfugl for hendelse 10. Røde arealer er særlig verdifulle områder, oransje er verdifulle områder. Arealene er definert ut fra de forskjellige artsgruppernes aksjonsradius i hekketiden.

Hendelse 12

Hendelsen omfatter kollisjon mellom morfartøy og fiskefartøy ved Eggakanten vest for Bjørnøya 14. oktober (se **figur 7.4.1** for beskrivelse). Ingen kystbundne arter forventes å befinne seg i området. Eggakanten er et område med generelt høy produksjon. Pelagiske arter vil forekomme i området, og antallet vil avhengige av tilgangen på byttedyr i området når situasjonene opptrer. Siden hendelsen inntreffer om høsten og har en varighet på 60 dager, vil sjøfuglforekomstene i området forventes å forandre seg betydelig i løpet av scenariet. De mest tallrike artene i området vil være havhest, polarlomvi, lunde og krykkje. Lunde trekker opp i Barentshavet etter avsluttet hekking, og nær to prosent av bestanden av lunde i Norskehavet på høsten vil kunne berøres av hendelsen (**figur 7.4.7, tabell 7.4.3**).

Tabell 7.4.3. Andelen av bestanden i Norskehavet som er beregnet berørt av hendelse 12, korrigert for de enkelte artenes sårbarhetsindeks på det gjeldende tidspunktet.

Art	Beregnet antall	Andel av bestand (%)
Lunde	12229	1,83
Lomvi	1224	0,10
Alkekonge	302	0,03
Havhest	209050	0,77
Krykkje	8327	0,05



Figur 7.4.7. Treffsannsynlighet for lunde i området hvor hendelse 12 opptrer. Lundene trekker opp i Barentshavet om høsten.

7.4.2 Konsekvenser av akutte utslipp ved dagens aktivitet

Konsekvensene for hendelsene vurderes spesielt med hensyn på pelagisk dykkende arter (indikatorarter lomvi og lunde), pelagisk overflatebeitende arter (indikatorart krykkje) og kystbundne dykkende arter (indikatorarter toppskarv og ærfugl), da disse gruppene regnes som spesielt sårbare (se f.eks. Lorentsen et al. 2007). Andre viktige artsgrupper som kan bli berørt, er fjæretilknyttede arter (kun utsatt ved stranding av olje) og våtmarkstilknyttede arter som periodevis oppholder seg i grunne farvann.

De nevnte artene diskuteres spesielt, og andre arter dekkes gjennom SVO-konseptet (Systad et al. 2007). For eksempel regnes kystbundne, overflatebeitende arter som gråmåke og svart-

bak som mindre sårbare enn de nevnte gruppene over, men der det finnes forekomster over en hvis bestandsandel til en gitt sesong, vil også denne gruppen kunne være dimensjonerende for analysen.

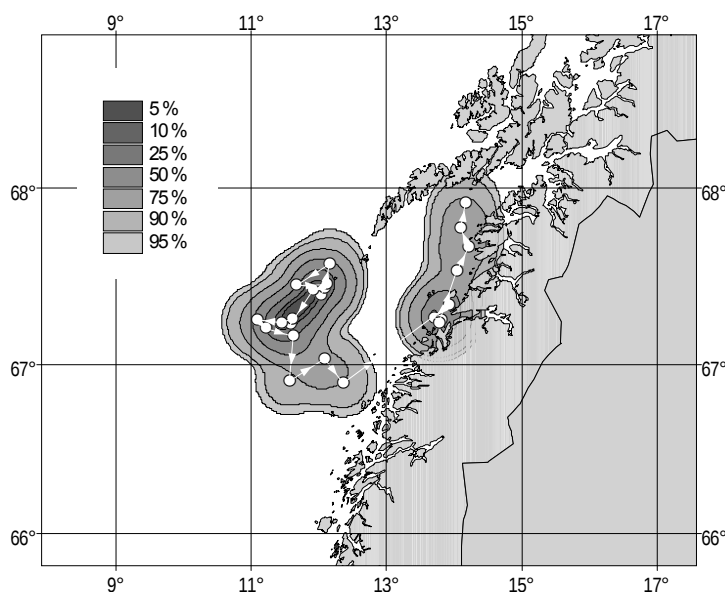
De forskjellige artenes månedsvise sårbarhetskomponent overfor olje er tatt med i beregningen (Anker-Nilssen 1987, Moe et al. 1999). Artenes bestandsstatus, normale restitusjonstid og rødlistestatus er innbakt i SVO-konseptet (se kapittel 3.6). Direkte konsekvenser av hendelsen er først vurdert. Langsiktige konsekvenser diskuteres i forhold til bestandsendringer og habitatstatus. Den samlede konsekvens vurderes til slutt.

Hendelse 2.1

Siden influensområdet for hendelse 2.1 i sterk grad berører beiteområdene til viktige bestander av lomvi og lunde (pelagisk dykkende arter), havhest, havsule, sildemåke og krykkje (pelagisk overflatebeitende arter), toppskarv og ærfugl (kystbundne dykkende arter) samt en rekke andre arter, vil de direkte konsekvensene være alvorlige i form av høy voksendødelighet og redusert hekkesuksess. Den langsiktige konsekvensen for de pelagiske artene vil være mindre enn for de kystbundne artene, da habitatet til de kystbundne artene i større grad vil degraderes. Bestandsutviklingen til lomvi og krykkje er negativ på Runde (Erikstad et al 2007, Lorentsen 2007), slik at denne hendelsen vil bidra til en ytterligere nedgang i bestanden som i liten grad kan forventes å restitueres.

Hendelse 10

Hendelsen er av relativ lang varighet, og berører derfor både overvintrende bestander og bestander som er på vei tilbake til hekkeplassene på våren. Influensområdet berører direkte overvintrende bestander av kystbundne, dykkende arter, med ærfugl (og praktærfugl) som de mest tallrike. Mot slutten av perioden vil også andre arter som storskarv *Phalacrocorax carbo* og toppskarv trekke inni området. I tillegg er det fare for at sjøfuglbestandene på Røst og Værøy berøres av hendelsen, da først og fremst de pelagiske artene som ankommer hekkeplassene i mars-april og som vil kunne søke næring i influensområdet. Lomvi, lunde og krykkje har en aksjonsradius som strekker seg langt inn i influensområdet (**figur 7.4.8**), men det er usikkert hvorvidt de bruker dette området under denne perioden selv om de gjør det til andre tider av året, avhengig av næringstilgang (Anker-Nilssen & Aarvak 1999). Dette gjelder også lunder fra kolonien på Fugløy i Gildeskål.



Figur 7.4.8. Bevegelsene til en lunde med satellittsender i dagene 3.-18. juli 1999 med LSCV Kernel Home Range sannsynlighetspolygoner. Fuglen var tilhørende i kolonien på Røst. (Fra Anker-Nilssen & Aarvak 1999).

Kystbundne arter er mindre utsatt, da de ikke beveger seg like langt. Konsekvensene vil være størst for overvintrende ærfugl og praktærfugl. Effektene på den lokale hekkebestanden av ærfugl vil kunne følges i etterhånd, mens opprinnelsen til overvintrende praktærfugl og en stor andel av ærfuglene i området er ukjent. Konsekvensene for de pelagiske artene er mer usikker, men bl.a. den største lunde-kolonien i landet finnes på Røst. Bestanden av lomvi er på et lavmål i området, og krykkjebestanden er gått drastisk tilbake. Derfor settes mulig konsekvens av hendelsen til alvorlig.

Hendelse 12

Konsekvensene for de pelagiske artene i området vil være avhengig av fordelingen av fiskeforekomstene. Vi har estimert at 1,8 % av lundebestanden i åpent hav på denne årstiden, avgrenset til undersøkt område i Norskehavet, vil kunne berøres av hendelsen, når det er tatt hensyn til artens sårbarhet på dette tidspunktet. Imidlertid er bestanden i Barentshavet atskillig større på høsten. Selv om de pelagisk dykkende artene er tallrike i området, er andelen av bestanden lav. Konsekvensen av hendelsen settes derfor til moderat. Siden en relativt liten andel av bestandene berøres, settes langsiktige konsekvenser til "små". Kunnskapsnivået om bestandenes tilhørighet er imidlertid svært dårlig.

Konsekvenser samlet for fokuserte hendelser

Under følger konsekvenstabeller for de fokuserte hendelsene (**tabell 7.4.4**, **tabell 7.4.5**), basert på sjøfuglforekomster i de forskjellige økologiske gruppene definert i kapittel 3.3, andel av bestand, bestandsstatus, rødlistestatus og sårbarhet for olje (**tabell 5.2.1**). Konsekvensene er vurdert i forhold til direkte effekt, langsiktig effekt og samlet effekt. Kunnskapsnivå er angitt med *, der *** angir god, ** middels og * dårlig kunnskapsstatus. Høyeste verdi er brukt dersom konsekvensene er vurdert forskjellig for de forskjellige gruppene, og høyeste verdi av direkte og langsiktige effekter er benyttet i samlet effekt.

Tabell 7.4.4. Oppsummering av konsekvenser for sjøfugl av de tre fokuserte hendelsene, fordelt på direkte konsekvens, langsiktig konsekvens og total konsekvens. Kunnskapsnivå er angitt med *, der *** angir god, ** middels og * dårlig kunnskapsstatus.

Konsekvens	Hendelse		
	2.1	10	12
Direkte	alvorlige**	alvorlige*	moderate**
Langsiktig	alvorlige*	alvorlige*	små*
Totalt	alvorlige*	alvorlige*	moderate*

Tabell 7.4.5. Oppsummering av konsekvenser for de tre fokuserte hendelsene fordelt på økologiske grupper av sjøfugl for skipsuhell. Kunnskapsnivå er angitt med *, der *** angir god, ** middels og * dårlig kunnskapsstatus.

Artsgrupper	Hendelse		
	2.1	10	12
Pelagisk dykkende	alvorlige**	alvorlige*	moderate**
Pelagisk overflatebeitende	alvorlige**	alvorlige*	moderate**
Kystbundne dykkende	alvorlige**	alvorlige*	ubetydelige***
Kystbundne overflatebeitende	alvorlige**	moderate*	ubetydelige***
Fjæretilknyttede	alvorlige*	små	ubetydelige***

Konsekvenser av resterende hendelser

Hendelse 2.2

Konsekvenser av hendelsen skiller seg i liten grad fra 2.1 i det at de verdifulle sjøfuglområdene ved Runde berøres kraftig, noe som i seg selv er nok til at konsekvensen må settes til alvorlig. Bestandsutviklingen til lomvi og krykkje er negativ på Runde (Erikstad et al 2007, Lorentsen 2007), slik at denne hendelsen vil bidra til en ytterligere nedgang i bestanden som i liten grad kan forventes å restitueres.

Omfanget av hendelsen i volum, tid og rom er imidlertid en del mindre enn hendelse 2.1, slik at denne hendelsen rangerer noe lavere på hvor alvorlige skadene ville være. Konsekvensskalaen er imidlertid for grov til å fange opp dette.

Hendelse 5

Hendelse 5 berører spesielt et viktig overvintringsområde for kystbundne dykkende arter (i alt 5 ulike SVO). Stranding av olje i en rekke viktige hekkeområder, blant annet i/ved Vikna, Sklinna, Sømna og Vega-Hysvær vil kunne føre til oljeskader på fugl seinere samme år når fuglene ankommer hekkeplassene. Konsekvensene vurderes som alvorlige.

Hendelse 6

Hendelsen forventes ikke å ha påviselige konsekvenser for sjøfugl direkte, da utslippet er lite og flyktig. Hvorvidt et kjemikalieutslipp kan ha betydning for miljøgiftbelastningen i området er ukjent.

Hendelse 7

Hendelsen skjer i åpent hav på et tidspunkt det ikke er spesielt mye sjøfugl i området. Omfanget av utslippet er imidlertid nokså stort. Hendelsen vil kunne tilsvare en hendelse lik det ved Åsgard-feltet i kapittel 5.4. Konsekvensene vurderes som nærmere små enn moderate.

Hendelse 8

Hendelsen skjer i åpent hav på et tidspunkt det ikke er spesielt my sjøfugl i området. Spredningen av utslippet er imidlertid nokså stor, men stranding lite sannsynlig. Hendelsen vil kunne tilsvare en hendelse lik det ved Norne-feltet i kapittel 5.4. Konsekvensene vurderes som små til moderate.

Hendelse 9

Hendelsen omfatter stranding av olje i et område med relativt store bestander av bl.a. toppskarv og ærfugl, samt den nordlige underarten av sildemåke. Froholman er definert som et særlig verdifullt område (SVO) for pelagisk overflatebeitende sjøfugl på grunn av denne arten. I tillegg berører hendelsen ytre deler av Vestfjorden, et område som ligger innenfor aksjonsradiusen til pelagisk beitende arter på Røst. Det er bl.a. vist at lundene i større grad beiter i områdene sør og sørøst for kolonien i juni enn senere i sesongen (Anker-Nilssen & Lorentsen 1990, Anker-Nilssen & Øyan 1995). Konsekvensene av denne hendelsen defineres dermed som alvorlige.

Hendelse 11

Hendelsen skjer i åpent hav i en periode med mye trekkaktivitet av arter som oppholder seg i åpent hav. Utsatte arter vil være lunde, lomvi og alkekonge, og relativt store andeler av bestandene vil kunne bli utsatt for oljesøl. Drivbaneberegningene indikerer at kystbundne arter ikke vil berøres. Konsekvensene antas å være middels alvorlige, men usikkerheten er svært stor siden vi vet lite om hvilke bestander som oppholder seg i området, når trekket foregår og hvor forutsigbart det er.

Konsekvenser samlet for resterende hendelser

Konsekvensene for hendelsene behandlet i delkapittel 7.4.3 (se **tabell 7.4.6**), har ikke vært gjennom samme grundige vurderingen og analyse som de tre hendelsene som ble fokusert i

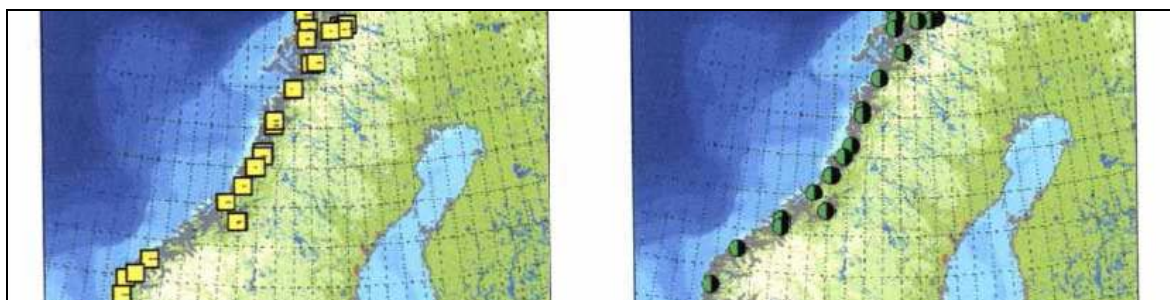
det foregående delkapitlet (kapittel 7.4.1 og 7.4.2), men baserer seg på de samme prinsippene: De forskjellige gruppenes sårbarhet i forhold til olje, forekomst og omfang av hendelsen.

Tabell 7.4.6. Oppsummering av totale konsekvenser for sjøfugl av de sju mindre fokuserte hendelsene. Kunnskapsnivå er angitt med *, der *** angir god, ** middels og * dårlig kunnskapsstatus.

	Hendelse						
	2.2	5	6	7	8	9	11
Konsekvenser	alvorlige**	alvorlige**	små*	små*	moderate*	moderate**	moderate*

7.4.3 Nødhavner og strandsettingsplasser

Et aktuelt tiltak i situasjoner der et fartøy representerer en fare for akutt forurensning, kan være å ta fartøyet til en nødhavn og, i de mest ekstreme situasjoner, sette det kontrollert på grunn for å redusere forurensningsomfanget (**figur 7.4.9**).



Figur 7.4.9. Kart som viser plasseringen av henholdsvis nødhavner (til venstre) og strandsettingsplasser (til høyre) langs norskekysten (kilde: Kystverket 2007).

En full forhåndsvurdering av lokaliteter som skal dekke enhver tenkelig situasjon, er ikke realistisk. Ofte vil etablerte havneanlegg være den beste lokaliteten. Kystverket har påbegynt en oppdatering av nødhavner langs norskekysten med sikte på en egnethetsvurdering. Lokalisering av nødhavner og strandsettingssteder for skip i nød, bør koordineres med lokal kunnskap, oversikt over sårbar natur og eksisterende verneområder. Sjøfugl er foreløpig ikke spesielt ivaretatt i disse vurderingene. Innenfor tidsrammen for denne utredningen har det imidlertid ikke vært rom for en nøyere utredning av de foreløpige valg av lokaliteter som er gjort.

7.5 Fremtidsbilde (2025)

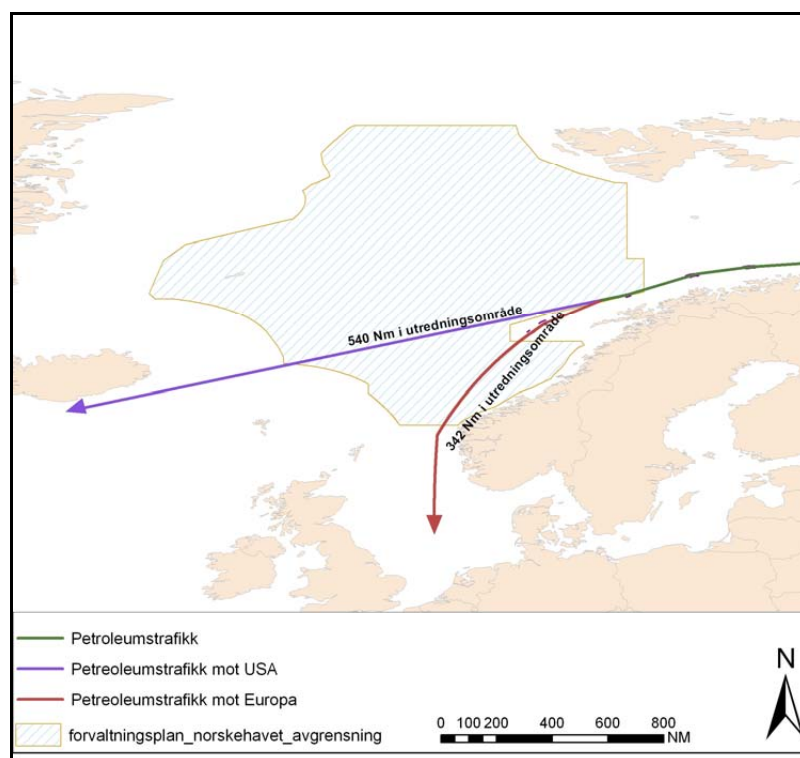
I konsekvenser av skipstrafikk (Kystverket 2008) presenteres to scenarier for mulig utvikling i skipstrafikken frem til 2025. Der fremskrives den utseilte distanse for de ulike fartøystypene samt prosentvis endring i antall skip i utredningsområdet, indre farvann og Vestfjorden i forhold til basisåret 2006. Ingen av scenariene forespeiler en stor trafikkøkning i indre farvann og Vestfjorden. Det forventes imidlertid en viss økning (16 %) i antall tankere samt container-, bulk- og godsskip. Den største endringen i 2025 i forhold til 2006 vil være en kraftig økning i transitttrafikk med olje og oljeprodukter samt naturgass fra Russland.

Fremtidsbilde 1

I fremtidsbilde 1 forutsettes det at Europa fortsatt er hovedmarkedet for olje i 2025. Dette betyr at skipene vil seile gjennom utredningsområdet på vei til og fra markedet. Et tankskip på vei til Nederland vil eksempelvis tilbakelegge 342 nm (633 kilometer) gjennom utredningsområdet. Eksportvolum i 2025 er estimert til 45 mill. tonn råolje, hovedsakelig befraktet på 120.000 DWT tankskip. For transport av naturgass er det snakk om eksport av flytende naturgass på skip fra Shtockmanfeltet. I fremtidsbilde 1 vil hovedmarkedet bli Europa (med 85 % av eksporten dit).

Fremtidsbilde 2

For fremtidsbilde 2 forutsettes oljeeksporten etter 2010 å øke gradvis til 70 mill tonn årlig. Trafikk til USA er antatt å ha relevant betydning f.o.m. 2010, med en jevn økende andel til USA i forhold til Europa. Skipsstørrelser for transport av olje fra Russland til USA er satt til 300.000 DWT. Fra 2017 forventes det at 2/3 av oljen går til USA. Resten blir eksportert til Europa (**figur 7.5.1**). For transport av naturgass forutsettes det eksport av flytende naturgass på skip fra Shtockmanfeltet. I fremtidsbilde 2 vil 40 % av gasseksporten gå til USA.



Figur 7.5.1. Seilingsrute for tankskip på vei til Europa og USA (kilde: Kystverket 2008).

7.5.1 Mulige konsekvenser ved fremtidsbilde (2025)

Som beskrevet i avsnitt 7.3.1. kan det antas, når forskriftene overholdes, at det er relativt små konsekvenser av driftsutslipp fra skipstrafikken. Det samme vil være tilfelle ved både fremtidsbilde 1 og 2 (men se konklusjonene fra avsnitt 7.3.1). Det er i statusbeskrivelsen av skipstrafikk i Norskehavet ikke gitt en vurdering av sikkerhet og frekvens fra ulovlige utslipp for de ulike skipstypene. Vi har derfor ikke vurdert om en endring i type skip som passerer utredningsområdet vil medføre en større eller mindre risiko for ulovlige utslipp. Siden det forventes at tankskipene blir større, vil det ved uhellssituasjoner være potensial for større konsekvenser for sjøfugler.

Siden dagens kunnskap om konsekvenser på populasjonsnivå for sjøfugl som følge av oljeforurensninger er fragmentarisk og har svært betydelige mangler (f.eks. Anker-Nilssen et al. 2005), sier det seg selv at det er vanskelig å vurdere konsekvensene av ulike fremtidsscenarier helt kvantitativt. En mangedobling av utskipingen av olje og naturgass fra Russland fra dagens nivå (10,6 mill. tonn olje i 2006), vil medføre en vesentlig økning både i risiko og konsekvenser av akuttutslipp fra skip i utredningsområdet i 2025. Eksempelvis ble transporten i 2006 fordelt på 206 fullastede tankere til europeiske havner (Kystverket 2008), dvs gjennomsnittlig omkring 50 000 dwt hver.

Fremtidsbilde 1, som beskriver en transport på størrelse med dagens produksjon på North Slope i Alaska og som skipes ut fra Port of Valdez (ca 850 000 fat daglig i 2006, tilsvarende ca 42 mill. tonn årlig), predikerer en årlig transport tilsvarende 375 fullastede råoljetankere á 120 000 DWT til Europa. Tallene i fremtidsbilde 2 tilsvarer 194 tankere á 120 000 dwt til Europa og ytterligere 156 tankere á 300 000 dwt til USA årlig. Dette antyder at risikoen for uhell som involverer tankskip i det minste vil dobles, og at slike uhell i gjennomsnitt vil føre til 3-4 ganger større oljesøl enn uhell med de mindre skipene som besørger dagens transport av olje gjennom utredningsområdet. Det må poengteres at konsekvensene av større oljeutslipp nær kysten i svært liten grad reflekterer utslippsvolumet (Burger 1993) og er prisgitt i hvilken grad "hotspots" for sjøfugl blir berørt. Større dynamikk i forekomstene av bestander i åpent hav gir likevel grunn til å forvente at skader på sjøfugl langt fra land er mer direkte korrelert med volum og, ikke minst, hvor stort overflateareal oljen berører i løpet av hendelsens fulle forløp. Konsekvenser av utvalgte scenarier for akutte utslipp er beskrevet i kapittel 7.4.

Som beskrevet i kapittel 9.1 (konsekvenser av klimaendringer) er det liten tvil om at en omfattende endring i klima vil ha vidtrekkende konsekvenser for artssammensetningen til sjøfuglene i utredningsområdet, både i forhold til utbredelse, tetthet og reproduktiv suksess. Det kan derfor tenkes at en større andel av sjøfuglbestandene i området (f.eks. lomvi) vil leve på kanten av sitt utbredelsesområde og være i en situasjon som gjør dem mer sårbare for økte miljøbelastninger. De kan dermed også få større problemer med å restituere seg etter et oljesøl.

I fremtidsbilde 2 åpnes muligheten for en større eksport av olje og naturgass til USA, og dermed en øking av skipstrafikk på tvers av Norskehavet mot Island. Dette medfører at sjøfugler lengre ute i åpent hav i høyere grad vil kunne bli påvirket av ulykker. Det er på nåværende tidspunkt forholdsvis lite kunnskap om utbredelse av sjøfugl i åpent hav i de vestlige delene av området, men de må utvilsomt regnes som et viktig område for mange arter, især for arter som trekker mot vest og sørvest utenom hekkesesongen. Dette gjelder bl.a. flere alkefugler som trekker sørvestover gjennom Norskehavet for å overvintre (bl.a. lunde og lomvi) og arter som tilbringer vinterhalvåret i farvannene over mot Island, Grønland og Newfoundland (bl.a. polarlomvi og krykkje).

7.6 Oppsummering

Skipstrafikken kan ha konsekvenser for sjøfugler, både igjennom den daglige drift og især i tilfeller av akutte uhellssituasjoner. Nedenfor vil disse konsekvenser bli skissert, og prediksjoner for konsekvenser for fremtidsbildet 2025 vil bli gitt. Det må innledningsvis understrekes at kategoriseringen av påvirkningsfaktorene nødvendigvis må bli en grov forenkling. Den skal derfor ikke sees på som en endelig sannhet, men som en oppsummering av den kvalitative beskrivelsen.

7.6.1 Mulige konsekvenser ved daglig drift

De utslippsmengdene som tillates i henhold til MARPOL 73/78, kan antas å ha relativt små konsekvenser for sjøfugler. Enkeltindivider vil kunne bli påvirket av de små mengdene olje som

blir liggende på sjøen, men sannsynligvis ikke i et omfang som vil være synlig på bestandsnivå. Likeledes vil avfall på sjøen også i isolerte tilfeller kunne ha en effekt på sjøfugler, men ut fra dagens kunnskap antas det at dette ikke er et stort problem på bestandsnivå.

Når det gjelder konsekvensene for sjøfugler ved dagens skipstrafikk (uten å ta akutte utslipp i betraktning), er den største usikkerheten knyttet til omfanget av ulovlige utslipp. Hvis større mengder olje og plastikkavfall slippes ut ulovlig, kan dette ha store konsekvenser. Hvert år registreres det mange mindre oljeutslipp (jf. **tabell 7.3.1**), men det reelle omfanget av ulovlige utslipp er dårlig kartlagt. Kroniske oljeforurensninger må regnes som det potensielt største problemet i forhold til mulige konsekvenser av dagens nivå av skipstrafikk. Det er imidlertid vanskelig å kvantifisere dette problemet, blant annet fordi Norge for øyeblikket ikke har noe system for å registrere antall og dødsårsaker for sjøfugl som skyldes inn på kysten.

I tabell 7.7.1 er konsekvensene oppsummert. Fra driftsutslipp antas det generelt at det vil være ubetydelige eller små konsekvenser. Eneste unntak er konsekvensene av søppel på de kystbundne og pelagisk overflatebeitende sjøfugler, gitt ved indikatorarten krykkje. Det er lite kunnskap om effektene av søppel, men studier har vist at det kan gi effekter, særlig når plastikkavfall blir spist av fugler. Konsekvensene av mindre oljeutslipp er ikke kvantifisert, da det på nåværende tidspunkt ikke er tilstrekkelig dokumentasjon til å vurdere det.

Tabell 7.7.1. Oppsummering av konsekvensene av de ulike påvirkningsfaktorene fra skipstrafikk på sjøfugl. 2006. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere beskrivelse).

Art(er) eller artsgrupper	Driftsutslipp				Mindre oljeutslipp
	olje	kloakk	søppel	til luften	
Lunde og lomvi (<i>pelagisk dykkende arter</i>)	små** (2)	ubetydelige** (1)	små* (2)	ubetydelige* (1)	?
Krykkje (<i>pelagisk overflatebeitende arter</i>)	små** (2)	ubetydelige** (1)	moderate* (2)	ubetydelige* (1)	?
Ærfugl og toppskarv (<i>kystbundne dykkende arter</i>)	små** (2)	ubetydelige** (1)	små* (2)	ubetydelige* (1)	?
Kystbundne overflatebeitene sjøfugl	små** (2)	ubetydelige** (1)	moderate* (2)	ubetydelige* (1)	?
Konsekvens for sjøfugl	små** (2)	ubetydelige** (1)	moderate* (2)	ubetydelige* (1)	?

7.6.2 Mulige konsekvenser ved akutte oljeutslipp

I foreliggende konsekvensvurdering skal konsekvensene gitt de aktuelle uhellsituasjoner vurderes, og blir dermed ikke sett i sammenheng med frekvensen av ulykkestilfellene. Hvor ofte en større oljepåvirkning forekommer dess større vil konsekvensene være. Et enkeltstående tilfelle vil ikke nødvendigvis ha store langsiktete konsekvenser for de influerte bestandene, hvis de får tid å restituere seg. Hyppige store påvirkninger vil derimot ha svært alvorlige konsekvenser for de rammede bestandene populasjonene.

Akutte oljeutslipp har potensiale for store konsekvenser for de sjøfuglbestandene som rammes (**tabell 7.7.2**). Hvor alvorlig konsekvensene blir, avhenger bl.a. av uhellets geografiske plas-

sering, årstid, antallet sjøfugl i området og hvilke arter som er representert. De forskjellige artenes variasjon i sårbarhet overfor olje gjennom året er tatt med i beregningen samt artenes bestandsstatus, normale restitusjonstid og rødlistestatus. Både den direkte og langsiktige konsekvensen er vurdert.

Hendelse 2.1 får alvorlige konsekvenser for alle indikatorartene. Influensområdet for hendelse 2.1 berører i sterk grad beiteområdene til viktige bestander av lomvi og lunde (pelagisk dykkende arter), havhest, havsule, sildemåke og krykkje (pelagisk overflatebeitende arter), toppskarv og til dels ærfugl (kystbundne dykkende arter), samt en rekke andre sjøfuglarter.

Hendelse 10 får alvorlige konsekvenser for lomvi og lunde (pelagisk dykkende arter), havhest, havsule, sildemåke og krykkje (pelagisk overflatebeitende arter). Det hefter seg store usikkerheter til konsekvensene for toppskarv og ærfugl (kystbundne dykkende arter), men det er vurdert at konsekvensen også her skal settes til alvorlig. Utslipet er av relativt lang varighet, og berører derfor både overvintrende bestander og bestander som er på vei tilbake til hekkeplassene på våren.

Hendelse 12 forekommer i åpent hav ved Bjørnøya, hvilket avspeiles i konsekvensene. For lomvi og lunde (pelagisk dykkende arter) og krykkje (pelagisk overflatebeitende arter) er konsekvensene satt til moderat. Konsekvensene for de pelagiske artene i området vil være avhengig av fordelingen av fiskeforekomstene. Kunnskapsnivået om bestandenes tilhørighet er svært dårlig.

Tabell 7.7.2. Oppsummering av konsekvensene av akutte oljeutslipp fra skipstrafikk på sjøfugl. 2006. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativt god kunnskap. Tallene 1 -3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se **kapittel 4** for nærmere beskrivelse).

Art(er) eller artsgruppe	Akutte oljeutslipp		
	uhell 2.1	uhell 10	uhell 12
Lunde og lomvi (pelagisk dykkende arter)	alvorlige** (2)	alvorlige** (1)	moderate* (3)
Krykkje (pelagisk overflatebeitende arter)	alvorlige** (2)	alvorlige** (1)	moderate* (3)
Ærfugl og toppskarv (kystbundne dykkende arter)	alvorlige** (2)	alvorlige** (1)	ubetydelig** (3)
Kystbundne overflatebeitene arter	alvorlige** (2)	moderate** (2)	ubetydelig** (3)
Konsekvenser for sjøfugl	alvorlige** (2)	alvorlige** (1)	moderate* (3)

7.6.3 Mulige konsekvenser ved fremtidsbilde (2025)

Det er vanskelig å komme med en detaljert prediksjon på hvilke konsekvenser skipstrafikken vil ha for sjøfugler i 2025. I skisseringen av skipstrafikken for 2025 (Kystverket 2008) er det ikke noe som tilsier at driftutslippet vil endre seg på en slik måte at konsekvensene for sjøfugl vil bli annerledes. Hvis det kommer strengere kontroll på ulovlig utslipp vil det muligens minske konsekvensene fra søppel og småutslipp av olje.

Mulige konsekvenser i tilfelle av uhell henger tett sammen med hvordan utviklingen i skips-trafikken blir frem mot 2025. En økt transitttrafikk med olje og oljeprodukter fra Russland, må forventes å øke frekvensen av ulykker. Hvis tankskipene blir større, vil det likeledes ved uhellssituasjoner være potensial for større konsekvenser for sjøfugler.

Hvis det som skissert i fremtidsbilde 2, vil bli mer skipstrafikk til USA, vil andre områder kunne bli rammet i forhold til de områder behandlet i forbindelse med uhellsscenarioene (**kapittel 7.4**). Dette medfører at sjøfugler i åpent hav i høyere grad vil bli påvirket av ulykkene.

Det er på nåværende tidspunkt imidlertid ganske tvilsomt å forsøke å kvantifisere disse konsekvensene på tabellform, og dette vil derfor ikke bli forsøkt.

7.7 Kunnskapsbehov

I likhet med de andre sektorutredningene, er det nødvendig til enhver tid å ha pålitelig kvantitativ kunnskap om sjøfuglbestandenens utbredelse og tilstand for å vurdere konsekvensene av påvirkninger fra skipstrafikken. Dette er nødvendig både for å estimere den fysiske overlappen mellom sjøfugl og påvirkning, og for best mulig tilrettelegging av ulike tiltak og inngrep. Det er dermed nødvendig med kunnskap om sjøfuglenes utbredelse i antall, tid og rom, herunder:

- Fordelingsmønstre, tetthetsvariasjoner og vandringer
- Populasjonstilørighet og totale bestandsstørrelser
- Populasjonens tilstand og utvikling

Ovenfor nevnte kunnskapsbehov er overordnede og gjelder i forhold til de fleste sektorer og påvirkningsfaktorer. I tillegg er det også helt spesifikke kunnskapsmangler knyttet til effekter og derav følgende konsekvenser av skipstrafikk. Disse inkluderer:

- Sannsynligheten for at en sjøfugl blir påvirket av olje når den befinner seg i et område som blir berørt av oljesøl, og hvordan denne betinges av fysiske miljøforhold (f.eks. lys, vindstyrke, temperatur og kysttopografi)
- Sammenhengen mellom omfanget av skader på sjøfugl som befinner seg i et område og størrelsen på oljesølet
- Kunnskap om nedsatt funksjonsdyktighet (herunder virkninger på reproduksjon og langsiktig overlevelse) til individer som overlever en ytre eller indre oljeskade
- Trofiske endringer forårsaket av oljeforurensning gjennom forringelse eller reduksjon av næringsgrunnlaget
- Kunnskap om indirekte konsekvenser ved at viktige leveområder gjøres utilgjengelig eller reduseres betydelig i kvalitet
- Omfanget av plastikk og annet avfall konsumert av sjøfugl
- Konsekvenser på sjøfugl ved inntak av avfall (plastikk og lignende)

Kunnskapen om hvor stort omfanget av ulovlige utslipp fra skipstrafikken er i dag er dårlig, men det er indikasjoner på at både olje og søppel slippes ut i betydelig grad. Begge deler kan ha negative konsekvenser på sjøfugler, men det er vanskelig å kvantifisere omfanget av konsekvensene, når det ikke er kjent hvor stort utslippet er.

8 Sektor Fiskeri

Kapittel 8 er en del av Fiskeridirektoratets utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet – sektor skipstrafikk. Kapittelet vil fokusere på konsekvenser av fiskeriaktivitet ved dagens aktivitet og fremtidsbilde (2025) på sjøfugl. Faktagrunnlag for fiskeriaktiviteten er hentet fra Fiskeridirektoratet (2007).

8.1 Fiskeri i Norskehavet

Den geografiske avgrensingen av forvaltningsplan Norskehavet omfatter flere fiskerisoner; Norges Økonomiske Sone (NØS), Fiskerivernsonen ved Svalbard, Fiskerisonen ved Jan Mayen og Smutthavet er inkludert. Sonene har individuelle bestemmelser om hvem som har rettigheter over naturressursene innen området.

Fiskeriene i Norge har vært og er stadig i utvikling. Bedre utstyr de siste åra har åpnet opp for flere fiskeområder, som tidligere var utilgjengelig. Faktorer som fiskens vandringsmønster, tilgjengelighet, økonomiske driftsbetingelser, reguleringer og markedsmuligheter er alle med på å påvirke fangsttinnings- og driftsform. Likevel finnes det en del typiske sesongfiskerier:

- Storseifiske på Mørebankene i februar/mars
- Sildefiske fra Lofoten, Vestfjorden til Mørebankene fra desember til medio mars
- Seigarnfiske på Haltenbanken og Mørebankene
- Seinotfiske på kysten av Trøndelag og Møre og Romsdal
- Skreifiske i Lofoten og tilstøtende områder i tiden januar-april
- Skrei-/torskefiske utenfor Vikna og i Borgundfjorden i mars/april
- Fisket etter rognkjeks vår/sommer

NEAFC (den nordøst-atlantiske fiskerikommisjon) har forvaltningsansvaret for fiskeriene i havområdene utenfor de nasjonale økonomiske sonene i det nordøstlige Atlanterhavet. Medlemslandene i organisasjonen inkluderer kyststater i det nordøstlige Atlanterhavet. ICES (det internasjonale rådet for havforskning) koordinerer havforskningen i Nordatlanten. De gir forskningsbaserte råd som benyttes i forvaltningsarbeidet til de 20 medlemslandene. Summen av fangststatistikk, målinger fra fisketellingstokt og tilstanden til økosystemet gir grunnlag for beregning av anbefalte kvoter. I Norge har havforskningsinstituttet ansvar for å overvåke de marine ressursene. Norge forhandler med andre land og klargjør hvilke kvantum Norge disponerer for hvert fiskeslag, og fastsetter så hvordan fisket skal utøves. Etterhvert fordeles den årlige totalkvoten mellom fiskerne.

Fiskeri- og kystdepartementet er ansvarlig for at fiske i farvann under norsk jurisdiksjon utøves i samsvar med norske lover og forskrifter. Fiskeridirektoratet, Kystvakten og salgslagene står for den utøvende del av kontrollarbeidet.

Det har vært en markant nedgang i antall fiskefartøy fra 1996 til 2006 (**tabell 8.1.1**). Kvalitetssikring for å slette fiskefartøy som er inaktive, innføring av årlige gebyr samt strukturtiltak er viktige årsaker til reduksjonen. Av det totale antall fartøy ble 1678 båter over 8 meter definert som helårsdrevne fiskefartøy i 2005 (**tabell 8.1.2**).

Hovedfokus i fiskerirapporten tilknyttet forvaltningsplanen for Norskehavet (Fiskeridirektoratet 2007) er på fiskeriene på sei *Pollachius virens*, makrell, norsk vårgytende (NVG) sild og kolmule, samt tobis. Artene er valgt ut som hovedarter fordi de er godt egnet til å synliggjøre relevante miljø- og samfunnspåvirkninger i området. Andre viktige arter for fiskeriene er torsk *Gadus morhua*, blåkveite *Reinhardtius hippoglossoides*, lange *Molva molva*, blålange *Molva dypterygia*, uer *Sebastes marinus*, breiflabb *Lophius piscatorius*, kveite *Hippoglossus hippoglossus*, vassild *Argentina silus* og lodde, samt reker. I tillegg drives det fangst av hval og sel.

Tabell 8.1.1. Registrerte fartøy totalt og fordelt på fylker i de områder kartleggingen omfatter.

	1996	1999	2002	2005	2006
Totalt antall fartøy	13 932	13 196	10 640	7 722	7 305
Fordelt fylkesvis					
Nordland	3 575	3 342	2 729	2 010	1 884
Nord-Trøndelag	434	422	335	199	198
Sør-Trøndelag	547	488	365	293	307
Møre og Romsdal	1 595	1 499	1 171	883	814
Totalt Nordland til Møre	6 151	5 751	4 600	3 385	3 203

Tabell 8.1.2. Helårsdrevne fiskefartøy i 2005, fordelt på størrelse og gjennomsnittsalder.

	Størrelsesgruppe (m)					Totalt
	8-9,9	10-14,9	15-20,9	21-27,9	> 28	
Antall fartøy	243	823	198	189	225	1 678
Gjennomsnittsalder (år)	24	20	32	21	17	

8.2 Mulige konsekvenser for sjøfugl ved dagens aktivitetsnivå

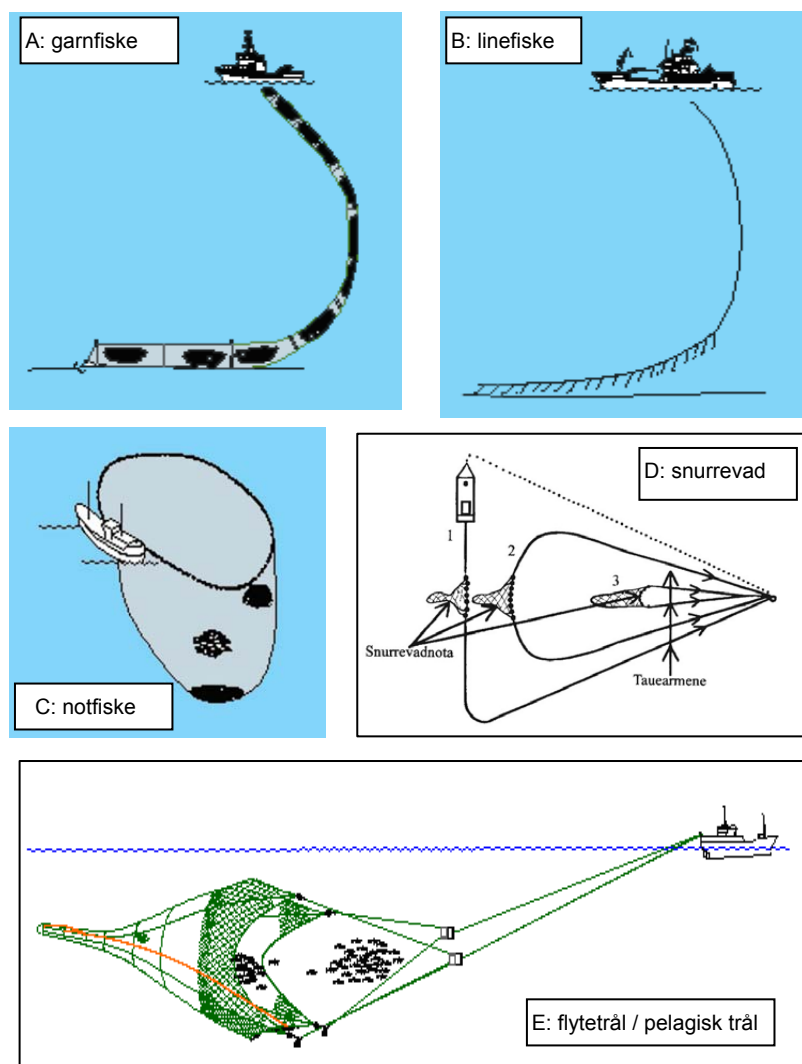
Fiskeriene påvirker sjøfugl på ulike måter, og kan gi konsekvenser både på individ- og bestandsnivå. I tillegg til den direkte påvirkning ved bifangst av sjøfugl i fiskeredsaker, vil fiskeriene også både direkte og indirekte kunne endre fuglenes næringsgrunnlag gjennom beskatning av fiskebestander. Utkast av fiskeavfall og uønsket fisk vil i tillegg kunne gi økt næringstilgang for opportunistiske sjøfuglarter.

8.2.1 Bifangst av sjøfugl

Sjøfugler søker, i likhet med de kommersielt utnyttede fiskeartene, etter mat i områder hvor det er stor tetthet av næring tilhørende det trofiske nivået de beskatter, det være seg småfisk, rogn eller dyreplankton. Når sjøfuglene samles i store flokker i områder med aktivt fiske, er det økt potensiale for direkte konflikter mellom fiskerier og sjøfugl, med bifangst som konsekvens.

Det er vanskelig å skaffe seg et godt bilde av omfanget av bifangst av sjøfugler i fiskeredsaker, da tilgjengelige estimerer generelt er basert på få observasjoner. Det er svært vanskelig å kvantifisere omfanget av ulovlig eller ikke-rapportert bifangst av sjøfugl. Fangst-estimerer basert på antall fugler som tas ombord i fiskefartøyene representerer sannsynligvis et underestimat av det antall sjøfugler som faktisk dør. Omfanget av bifangst av sjøfugl i fiskeredsaker avhenger dessuten av mange ulike faktorer som f.eks. type fiskeredsaker og fangstmetoder, tid på året og døgnet, lokalitet, tetthet og atferd til sjøfuglenes bytte samt fuglenes utbredelse og demografi. Åtselsetende sjøfugler vil ofte være mer truet av linefiske, mens garnfiske i høyere grad vil ha negativ innvirkning på de dykkende artene. De negative effektene ved bifangst avhenger dessuten mye av sjøfuglbestandenens populasjonsstruktur, bestandenens tilstand og aldersfordelingen til de rammede fuglene. På grunn av sjøfuglenes reproduktive strategi med sein kjønnsmodning, høy levealder og lav reproduktiv kapasitet, har økt voksendødelighet som følge av bifangst potensiale for langt større konsekvenser for bestandene enn dødelighet på ungfugler.

Kunnskapen om omfang og konsekvens av bifangst av sjøfugl i norske farvann, ikke minst innen utredningsområdet, er svært begrenset og fragmentarisk. For å få et inntrykk av mulige konsekvenser av fiske er det derfor nødvendig å se på feltobservasjoner fra andre områder. Kunnskapsmangelen vil bli behandlet i kapittel 8.5.



Figur 8.2.1. Ulike typer fiske-redskaper som brukes i utredningsområdet (kilde: Fiskeridirektoratet).

Bifangst av sjøfugl i garnfiske

Garnfiske representerer en alvorlig trussel mot både kystbundne og pelagisk dykkende sjøfugler (Furness 2003) (gruppering av sjøfugler er beskrevet i kapittel 3.3). De fleste sjøfugler som blir fanget ved garnfiske er dykkende arter, av familien alkefugler, hvorav lomvi er mest påvirket på verdensbasis (Melvin et al. 1999).

I utredningsområdet benyttes bunn garn til fiske etter bunnfisk som torsk, sei, breiflabb og kveite, mens drivgarn brukes til makrell og fløytgarn til laksefisk og sild (**figur 8.2.1**). Garnfiske er utbredt i store deler av bankområdene fra Eggakanten og østover inn til kysten. Normalt er garnfiskeaktiviteten størst på Mørebankene, Sklinnabanken, Haltenbanken, Eggakanten og i de kystnære områdene inkludert Vestfjorden og Lofoten (Fiskeridirektoratet 2007).

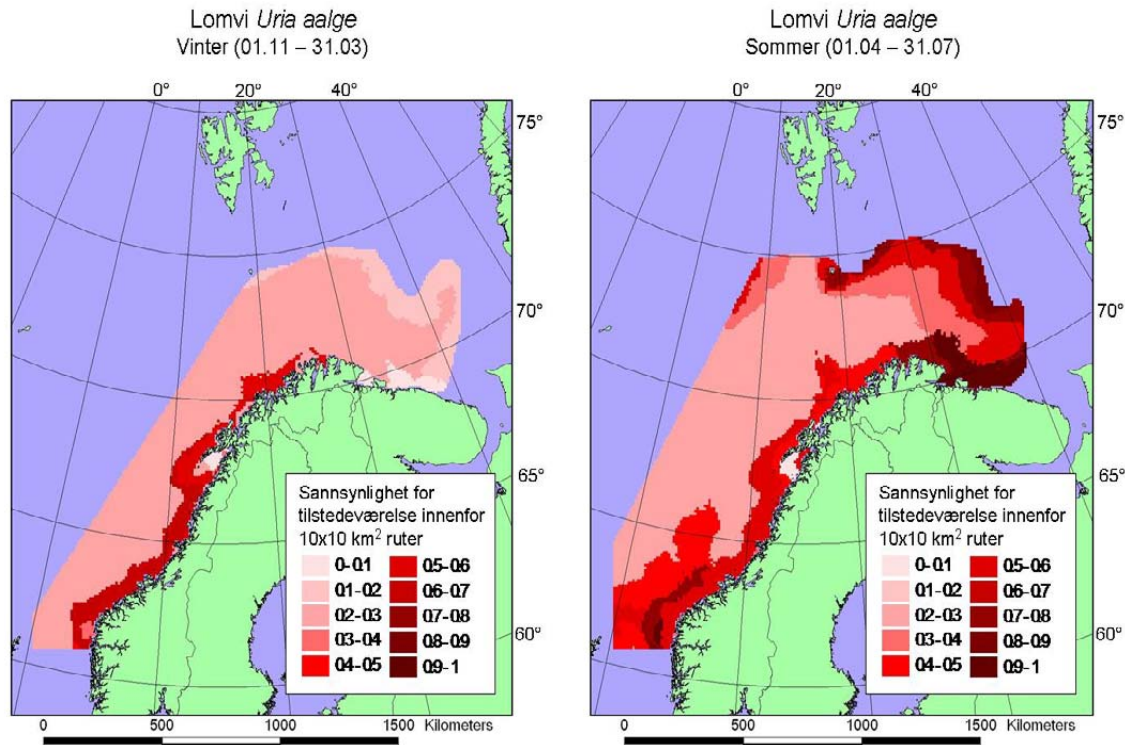
Omfanget av bifangst av sjøfugl i fiskegarn innen utredningsområdet er i svært liten grad dokumentert. Noen av eksemplene på bifangst i fiskegarn kommer fra mer kystnære områder, og er derfor beskrevet i utredning for 'Ytre Påvirkninger' (kapittel 9.8.4.).

Generelt vil sjøfugl som samles i store grupper, for eksempel tett ved store kolonier og i myte- eller overvintringsområder, være mest sårbare for bifangst. I områder med høy tetthet av fisk vil det til alle årstider kunne forekomme aggregeringer av sjøfugler, som beiter på fiskene eller de næringseennene som fiskene også er ute etter. Disse områder vil i tillegg være lønnsomme å oppsøke for fiskefartøyer, hvilket kan medføre konflikt mellom sjøfugler og fiskeriene. Et studium gjort i Nordvest-Atlanteren viste at det i biologiske "hot-spots" hvor lodde gyter, er stort overlapp mellom torskefiskerier og lomvi, med bifangst av lomvi som konsekvens (Davoren 2007). Selv om det ikke er dokumentert, må dette også forventes å kunne forekomme i utredningsområdet.

Fra området ved Auvær på Tromsøflaket er det dokumentert såkalte "alkeslag", det vil si fangst av store antall av alkefugler i garn. Basert på faktiske registreringer ombord i ett fartøy ble det estimert at minimum 200.000 lomvi ble drept ved garnfiske i dette området i løpet av to uker på våren 1985 (Strann et al. 1991). Sjøfuglene var ute etter de samme næringseennene som fisken som det ble satt garn etter beitet på. Slike alkeslag er også rapportert fra andre områder i Nord-Norge. Konflikt mellom garnfiske og sjøfugl forutsetter at garnene er satt så grunt at sjøfuglene kan dykke ned og bli fanget i dem. Som den største av de atlantiske alkefuglene er lomvi i stand til å dykke ned til 180 m (Piatt & Nettleship 1985).

Modellering av sjøfugler til havs (**figur 8.2.2** for lomvi), viser eksempelvis at det på sommerstid er stor sannsynlighet for tilstedeværelse av lomvi ved Mørebankene. Dette er et område hvor det også fiskes mye med garn. Ved sommerfiske og alt etter hvor dypt garnene settes, og den romlige og tidsmessige overlapp mellom lomvi og garnfiskeriene, vil det være potensial for bifangst. Det samme gjelder for vinter og høst.

I den kystnære del av utredningsområdet vil garnfiske også være en trussel mot andre arter, som dykkender og lommer. Dette er beskrevet nærmere i kapittel 9.8.4. (kystnært fiske).



Figur 8.2.2. Modellert utbredelse av lomvi om sommeren (kilde: www.seapop.no)

Bifangst av sjøfugl i linefiske

Selv om garn er et svært utbredt redskap i våre områder, har det internasjonale samfunnet fokusert mer på linefiske. Gjennom FNs matvareorganisasjon FAO er det på global basis satt fokus på bifangst i linefiske, som til dels foregår uregulert i internasjonale farvann og som er en stor trussel mot blant annet en rekke truede arter av albatrosser og petreller. Sjøfuglene blir tatt når de prøver å stjele agn fra krokene eller søker mat omkring fiskebåtene. Det er de overflatebeitende artene som havhest, joer og måker som er mest sårbare for linefiske i utredningsområdet.

I utredningsområdet benyttes line i hovedsak i fisket etter bunnfiskarter som brosme, kveite, hyse og sei (**figur 8.2.1**). Linefisket er utbredt i store deler av bankområdene fra eggakanten og østover inn til kysten. Normalt er det størst aktivitet med dette redskapet på Mørebankene, Sklinnabanken, Haltenbanken, Eggakanten og i de kystnære områdene inkludert Vestfjorden og Lofoten (Fiskeridirektoratet 2007).

Sjøfuglarter drept i norske linefiskerier inkluderer havhest, havsule, storjo, polarmåke, svartbak, sildemåke og gråmåke *Larus argentatus* (**figur 8.2.3**). I våre farvann er det hovedsakelig havhest som dominerer i bifangsten (Chardine et al. 2000). Alt etter sesong og tidspunkt på døgnet, har studier vist at linefiske uten skremmemekanismer er ansvarlig for en bifangst på mellom 0,03 og 1,75 sjøfugler per 1000 kroker (Løkkeborg 1998, Dunn & Steel 2001, Løkkeborg & Robertson 2002). Et estimat på bifangst av havhest i norske farvann (1996) er på rundt 20.000 årlig, men kan være så høyt som 50 000-100 000 (Birdlife International 1999). De nordatlantiske bestandene av havhest er store (2,7-4,1 millioner par, Mitchell et al. 2004), og bifangsten av denne arten i linefisket har vært oppfattet mer som et etisk problem enn som en viktig bestandsregulerende faktor. Havhest har imidlertid en ekstrem livshistorie med lavt reproduktivt potensial og meget langsom kjønnsmodning, og hekkebestanden langs norskekysten er liten. Det er derfor behov for studier som kan belyse sannsynlig opprinnelse og aldersfordeling for havhest som rammes av bifangst i Norskehavet.



Figur 8.2.3. Gråmåker fanget på fiskekroker. © R. Barrett.

For det kystnære linefisket mangler det oversikt over bifangst, men her kan det også være snakk om store antall og av arter med bekymringsfull bestandsstatus (Birdlife International 1999). Det er for eksempel sannsynlig, om enn ikke påvist, at det forekommer bifangst av nordlig sildemåke. Denne underarten av sildemåke var i 1998 rødlistet som kritisk truet, og selv om den nye rødlista (Kålås et al. 2006) ikke skiller på underartsnivå, er situasjonen ikke mye lysere i dag. Med en hekkebestand på rundt 1000 par langs Norskehavet (Barrett et al. 2006), kan en årlig bifangst av 50-100 voksne individer være en reell trussel mot bestanden.

Bifangst av sjøfugl i juksafiske

Juksa benyttes i de kystnære områdene langs kysten og i hovedsak av kystflåten i fiske etter torsk, sei og hyse (Fiskeridirektoratet 2007). Juksa er en veldig selektiv fiskeform, og det antas at bifangst ikke er et nevneverdig problem.

Bifangst av sjøfugl i trålfiske

Stormasket trål benyttes i hovedsak til fiske etter torsk, sei, hyse *Melanogrammus aeglefinus* og uer. Småmasket trål benyttes i fiske etter kolmule, øyepål *Trisopterus esmarkii*, sild og lodde. Bunntrål og pelagisk trål er de to vanligste formene for trål (**figur 8.2.1**).

Bunntrål er konstruert for fiske på bunnen. Trålen benyttes i hovedsak i fiske etter torsk, sei, hyse og reker til konsum og øyepål til industri. Bunntrålfiske er utbredt over store deler av bankene fra Eggakanten og østover inn til seks nautiske mil av grunnlinja. Det foregår også et norsk rekefiske ved Svalbard og til tider ved Jan Mayen. De områdene som det normalt er størst aktivitet med dette redskapet er på deler av Eggakanten, Haltenbanken, Sklinnabanken og Mørebankene. Pelagisk trål er konstruert for fiske over bunnen og videre oppover i vannsøyla. Det er forbud mot fiske etter torsk, sei og hyse med flytetral nord for 64°N. Det benyttes i stor grad vest for kontinentalskråningen og i Norskehavet i fiske etter sild, makrell, kolmule og uer. På kontinentalsokkelen benyttes redskapet i hovedsak i fiske etter sild (Fiskeridirektoratet 2007).

Det er gjort få systematiske studier av omfanget av bifangst av sjøfugl i forbindelse med trålfiskeriene. Det er observert at fugler har omkommet ved kollisjon med kabler fra trål eller ved at de har blitt viklet inn i nettingen når fuglene jaktet på fisk ved munningen av trålen. Studier har vist at trål gir mindre bifangst enn linefiske (Weimerskirch et al. 2000). Dette støttes av studier fra Alaska, hvor knappe 10 % av dokumentert bifangst (1994-1996) var fra trål (Bakken & Falk 1998).

Det har vært observert bifangst av lomvi under trålfisket etter tobis i Nordsjøen, men man vet lite om omfanget av dette (Tasker et al. 2000).

Bifangst av sjøfugl i snurrevadfiske

Snurrevaden benyttes i hovedsak i fiske etter torsk, sei, hyse, flyndre og blåkkeite (**figur 8.2.1**). Redskapet benyttes mest i kystnære områder alt etter fisketilgjengelighet og bunnforhold. Lofoten, Vestfjorden og Mørebankene vil være områder hvor en forventer størst aktivitet med snurrevad gjennom året (Fiskeridirektoratet 2007).

Det foreligger lite dokumentasjon av direkte effekter av snurrevadfiske på sjøfugl. I likhet med effektene beskrevet for trålfiskeriene, kan det trolig forekomme dødelighet av sjøfugler når de jakter fisk ved snurrevaden og blir viklet inn i nettingen.

Bifangst av sjøfugl i notfiskeri

I eller ved utredningsområdet benyttes not til å fiske etter sild, makrell og sei (kystnært). Det viktigste fiskeriet inne i området er fisket etter norsk vårgytende sild (NVG sild) som pågår fra medio august innenfor yttergrensen vest for Eggakanten og senere om høsten mot Eggakanten og bankene utenfor Lofoten, Vesterålen og Sør-Troms. Rundt medio januar starter sildas gytevandring sørover langs bankene og fisket avsluttes på Mørebankene rundt medio mars (Fiskeridirektoratet 2007).

Studier av effekter av notfiskeri på sjøfugler har gjennomgående omhandlet utkast av fiskeavfall og fisk, samt til en viss grad trofiske interaksjoner knyttet til fiskeriet (avsnitt 8.2.2.). Det er derfor mangel på dokumentasjon i hvilken grad bifangst av sjøfugl kan være et problem knyttet til notfiskeri. Antageligvis er problemet med bifangst av sjøfugl relativt sett ikke stort. Når nota strammes inn vil det kunne forekomme utilsiktet fangst av sjøfugler som jakter på fisk som er fanget i nota. Overflatebeitende sjøfugler som svartbak, sildemåke, gråmåke og krykkje vil kunne være spesielt utsatt for bifangst i notfiskeriene. På kveldstid og om natten brukes kraftig lys på båtene. Under slike forhold vil det være mulighet for at sjøfugler blir blendet og kolliderer med båt og fiskeredskaper (Arcos & Oro 2002).

Bifangst av sjøfugl i teiner og ruser

Teine benyttes i kommersiell sammenheng i hovedsak utenfor utredningsområdet i fiske etter taskekrabbe *Cancer pagurus* og hummer (Fiskeridirektoratet 2007). Da det antas at teiner og ruser hovedsakelig vil ha effekter i de tilstøtende kystområdene, vil dette bli behandlet i avsnittet om ytre påvirkninger (avsnitt 9.8.4.).

Mortalitet av sjøfugl grunnet utkast av avfall og garnrester

Tapte garn, liner og andre rester fra fiskeriene som ligger igjen i sjøen eller på kysten kan utgjøre en trussel mot sjøfugl. Det finnes få systematiske studier av denne type "sekundær" bifangst. Men for flere arter sjøfugl, især skarver og havsule, som bruker rester etter fiskeredskaper til reirmateriale, er det en risiko for at både voksne og kyllinger blir viklet inn i materialet og omkommer. Under innsamlinger av døde fugler langs kysten finnes det også ofte alkefugler, havsuler og storskarv som har viklet seg inn i garnrester (Tasker et al. 2000). I slike tilfelle er det vel så sannsynlig at fuglene ble fanget under aktivt fiske og senere skåret løs under rengjøring av fangstredskapene.

Tapte garn (spøkelsesfiske) kan også være en trussel mot sjøfuglebestandene. Slike "spøkelsesgarn" fortsetter å fiske i sjøen, og sjøfugl vil dermed være i risikozonen for å bli fanget. Fiskegarn er laget spesielt for å motstå nedbryting av sollys og holder seg i lang tid. Det er dokumentert at garn fortsatt kan fiske 7-8 år etter at de er mistet (Iversen et al. 2006). Det er ingen oversikt over omfanget av "spøkelsesgarn" i norske farvann. Fiskeridirektoratet arrangerer årlige opprenskningstokt, som går over fire uker. Det blir hvert år tatt opp mellom 500 og 1000 garn på disse toktene (S.F. Eggereide pers. medd.). Omfanget av tapte garn på sjøen må antas å være relativt stort.

Mistede garn som står på grunt vann vil stort sett gro til i løpet av kort tid, og dermed vil risikoen for at sjøfugler blir viklet inn i dem gradvis reduseres. Garn som står på dypt vann vil derimot kunne fiske i mange år. Det vites ikke hvor store konsekvenser slike garn kan ha for sjøfuglene. I garnene funnet på Fiskeridirektoratet sine opprenskningstokt er det imidlertid aldri funnet sjøfugl (S.F. Eggereide pers. medd.), noe som kan indikere at problemet ikke er så betydelig.

8.2.2 Trofiske interaksjoner

De fleste sjøfugler befinner seg høyt i næringskjeden (på et høyt trofisk nivå) og påvirkes direkte av endring i tetthet og utbredelse til sine byttedyr. Ved beskatning av fisk i fiskeriene, hvor sjøfuglenes byttedyr blir påvirket, vil det derfor kunne forekomme interaksjoner mellom de ulike nivåer i næringskjeden, såkalte trofiske interaksjoner.

Trofiske effekter av fiske kan påvirke marine fugler på ulike måter. Dette er svært komplekse sammenhenger og dagens kunnskapsnivå er begrenset. Hard beskatning av fiskearter som er viktige byttedyr for sjøfugl vil direkte redusere deres fødegrunnlag, og dermed kunne påvirke bestandene negativt. Men beskatning av bestemte fiskebestander (f.eks. torsk i Barentshavet) vil også kunne bidra til redusere fiskepredasjon på fuglenes byttedyr (f.eks. lodde), noe som vil

være fordelaktig for mange sjøfuglbestander. Utkast av småfisk og fiskeavfall kan også gi et næringsfortrinn for enkelte arter/bestander av fugl som benytter seg av dette (f.eks. havhest).

Høsting av levende ressurser

Omfanget og konsekvensene av fiske på sjøfugler kan være vanskelig å dokumentere og kvantifisere. Hekkesvikt, endring i diettvalg, høyere voksendødelighet og episoder med massedødelighet er alle parametre som kan indikere problemer for sjøfuglbestandene. Det er imidlertid ikke lett å finne årsakene til disse episodene. Ofte er det en kombinasjon av flere forhold som har gjort seg gjeldende.

Sjøfuglenes næringsvalg spenner over et bredt spekter av arter. I norske farvann er det imidlertid tre arter som skiller seg ut som særlig verdifulle; NVG sild, tobis (*Ammodytes* spp) og lodde. Andre arter som sei, hyse, hvitting *Merlangius merlangus*, brisling og torsk kan også utgjøre en viktig del av dietten. Det er særlig de yngste årsklassene som utnyttes av sjøfuglene, mens lodde, tobis og brisling er attraktive næringsemner gjennom hele livssyklusen på grunn av deres begrensede kroppsstørrelse. Mange av disse fiskeartene er mål for kommersielle fiskerier. I forbindelse med næringsøk, opplever mange sjøfuglbestander direkte og/eller indirekte konkurranse med fiskeriene. Gjennom de siste tiårene har reduserte bestander av byttedyr blitt identifisert som en alvorlig trussel mot flere sjøfuglbestander. Beskatningen av fiskebestandene kan dermed være en medvirkende årsak til de kraftige bestandsreduksjonene som er registrert for mange hekkende sjøfugler langs store deler av kysten (temaet vil også bli behandlet under konsekvenser av klimaendringer i avsnitt 9.1.)

Utenom hekkesesongen gjør sjøfuglenes store mobilitet det mulig for dem å søke og utnytte ressurser som er spredt over store områder, ofte langt til havs. Massemortalitet hos voksne individer registreres derfor som oftest ved at utsultede døde- eller døende fugler driver inn på kysten. I slike tilfeller kan det være vanskelig å fastslå om det var mangel av byttedyr eller ekstreme værforhold som førte til at fuglene strøk med. Et eksempel på dette kommer fra den Britiske østkyst hvor omkring 30.000 døde alkefugler ble skylt i land i 1983 etter en rekke stormer i området (Harris & Wanless 1984). Høsten 2007 ble det registrert hundrevis av døde og døende alker på den norske Skagerrakkysten. Pågående analyser viser at fuglene var utsultet, men kunnskapen om alkenes normale diett i dette området på denne tiden av året er svært mangelfull. Oljeskadede alkefugler i Styli-episoden i desember/januar 1980/81 hadde nylig spist både kutlinger, tobis og brisling (Blake 1983). Kutlinger var også et hyppig byttedyr i dietten til overvintrende lomvier som ble drept i garn på Østfoldkysten i 1988-90, men omregnet i vekt var de helt ubetydelige (0,4 %) sammenlignet med torskefisker (51 %) og sildefisker (46 %) (Lorentsen & Anker-Nilssen 1999).

I hekkesesongen, hvor sjøfuglene er bundet til egg eller unger i koloniene og derfor har en svært begrenset aksjonsradius, er de spesielt sensitive overfor forandring i tilgjengeligheten av byttedyr. Endring i tilgangen til mat vil som oftest komme til uttrykk gjennom kortsiktige forandringer i reproduktive parametre som hekkestart, ungediett og hekkesuksess, mens voksenoverlevelse bare vil påvirkes i de mest ekstreme tilfellene (Cairns 1987, 1992).

I norske farvann kommer de tydeligste dokumenterte eksemplene på negativ trofisk interaksjon mellom fiskerier og sjøfugl fra kollapsen i bestanden av NVG sild på slutten av 1960-tallet og av lodde i Barentshavet midt på 1980-tallet. Selv om naturlige klimavariasjoner og effektforsterkning gjennom endringer i den trofiske interaksjonen mellom sild, lodde og torsk er en sentral del av forklaringen (bl.a. Hamre 1988, Hjermann et al. 2004), er det liten tvil om at et høyt fiskepress bidro til sammenbrudd i disse bestandene av nøkkelarter i de nordlige marine økosystemene.

Sammenbruddet i sildebestanden på 1960-tallet hadde som en konsekvens at den tradisjonelle driften av sildeyngel (0-gruppe sild) nordover langs norskekysten i sommerhalvåret mer eller mindre opphørte. På Røst, ytterst i Lofoten er hekkesuksessen hos især lunde sterkt korrelert med årsklassestyrken til 0-gruppe sild og tidspunkt for driften av yngel langs kysten (bl.a.

Anker-Nilssen 1992, Durant et al. 2003). Sammenbruddet i sildebestanden førte derfor til langvarig hekkesvikt og etterhvert bestandsnedgang for Røstbestanden av lunde, som ble mer enn halvert på mindre enn ti år - fra ca. 1,45 millioner par i 1979 til 518 000 par i 1988. I løpet av de første 20 årene etter sammenbruddet i sildebestanden, opplevde lundene bare tre sesonger med vellykket hekking. Etter en del år med sterkt varierende næringstilgang, hekkesuksess/rekruttering og voksenoverlevelse, ligger dagens bestand (2007) på ca. 474 000 par, etter en svak men jevn oppgang fra bunnivået på 383 000 par i 2002.

Den omfattende vinterdødeligheten av voksne lomvier i Barentsregionen i 1986/87 var sannsynligvis forårsaket av kollapsen i loddebestanden (Vader et al. 1990). Dette mer enn halverte bestanden av lomvi i Barentshavsregionen. Lomvi var tidligere en av de mest tallrike sjøfuglene våre. I 1965 talte bestanden på Hjelmsøy i Finnmark alene ca. 250 000 individer (landets største lomvikoloni), mens det tilsvarende tallet i dag er omkring 5000 fugler. I flere kolonier i det sørvestlige Barentshavet har hekkebestandene gått tilbake med opptil 98-99 % siden starten av 1980-tallet (Barrett et al. 2006, Lorentsen 2007). Bifangst i fiskeredskaper kan også ha bidratt til denne utviklingen, og situasjonen oppfattes nå som kritisk for arten (Kålås et al. 2006, Erikstad et al. 2007).

Disse eksemplene demonstrerer forskjellige responser hos sjøfugl på endringer i bestander av kritiske byttedyrarter. Hornøya- og Røstbestandene er spesielle, siden en her lyktes tidlig med å etablere og vedlikeholde lange vitenskapelig tidsserier som både bidrar til å forklare økologiske sammenhenger og konsekvenser for sjøfugl, samt indikere utvikling i blant annet byttedyrbestandene. Høyst sannsynlig har mange bestander vært utsatt for en liknende utvikling, uten at det lar seg dokumentere med tilsvarende sikkerhet. Selv om responsene må forventes å variere både mht virkningsmekanismer og styrke, er disse fiskebestandene også av stor viktighet for andre arter. Bestandstilbakegang hos bl.a. krykkje og nordlig sildemåke *Larus f. fuscus* (Lorentsen 2007) kan trolig også i noen grad tilskrives disse hendelsene eller parallelle klimaendringer.

Beskatning av store, fiskespisende fisk, for eksempel makrell eller torsk, kan medføre en redusert konkurranse mellom fisk og sjøfugler for bytte og dermed en økning i antall byttefisk for sjøfuglene. Det er for eksempel blitt registrert mer tobis i Nordsjøen og Vest-Atlanteren som respons på økt beskatning av makrell og sild (Tasker et al. 2000).

Fiske utenfor utredningsområdet kan også påvirke sjøfuglpopulasjonene i Norskehavet. Mange arter fisk og sjøfugl forflytter seg regelmessig over store avtander, og høy beskatning utenfor utredningsområdet vil dermed kunne ha konsekvenser for sjøfuglene innen utredningsområdet. Det foregår for eksempel et omfattende industrifiske på tobis i Nordsjøen. Det er vist at reproduksjon hos krykkje i Nordsjøen er korrelert med tetthet av tobis (Furness 2003). Selv om det generelt er vanskelig å dokumentere sammenhengene mellom utvikling i sjøfuglbestandene og fiskerienes beskatning av tobis (Tasker et al. 2000), har nyere studier i Nordsjøen vist at krykkjenes reproduksjon og overlevelse er dårligere i år med tobisfiske enn i år uten slike fiskerier (Frederiksen et al. 2004). Dette er en av de klareste indikasjonene på indirekte effekter av fiskerier på sjøfugl i nordøstatlantiske farvann.

Utkast av bifangst av fisk og fiskeavfall

I Norges indre farvann, sjøterritorium og økonomiske sone er det et generelt forbud mot utkast for alle de kommersielt viktige artene. Formålet med dette er å begrense omfanget av utkast. Men forbudet medfører at det er vanskelig å føre statistikk på i hvilken grad det faktisk foregår utkast, og det finnes ingen oversikt over omfanget av utkast av bifangst og fiskeavfall i utredningsområdet.

Utkast av små fisk, bifangst og fiskeavfall kan gi et næringsfortrinn for åtseletende og overflatebeitende arter som kan utnytte denne ressursen. Dette kan dermed gi en kunstig økning i bestandsantall for arter som havhest, havsule, storjo, fiskemåke, sildemåke, gråmåke, svartbak og krykkje (Camphuysen et al. 1995, Votier et al. 2004). For Nordsjøen har det blitt estimert at

det i årene før 1995 var et utkast på omkring 570.000 tonn fiskeavfall og bifangst årlig (Camphuysen et al. 1995). I en beregning av mengden av utkast i forhold til næringsbehov for sjøfugl ble det videre estimert at utkastet fra Nordsjøen ville kunne forsørge 2,5-3,5 millioner sjøfugler (Camphuysen et al. 1995). Dette er veldig hypotetisk, men gir et inntrykk av påvirkningsgraden av utkast fra fiskeriene. Sammenligningsvis er det estimert at Norskehavets økosystem omfatter 19,5 millioner individer sjøfugler (Anker-Nilssen & Lorentsen 2004).

Innen fiskeriforvaltningen er det en målsetting å redusere mengden av utkast fra fiskeriene. En reduksjon i utkast kan påvirke sjøfuglbestandene negativt, både direkte på arter som tidligere har utnyttet næringstilgangen fra fiskeriene og indirekte gjennom økt predasjon på mindre sjøfugler på grunn av redusert fødetilgang til store måkefugler. I Nordsjøen er det vist at en generalist og predator som storjo som også profiterer på utkast fra fiskeriene, responderer på reduksjon i denne næringsressursen gjennom økt predasjon på andre fugler (Votier et al. 2004). Dette representerer en potensiell trussel mot andre sjøfuglarter som krykkje, lunde, havsval *Hydrobates pelagicus*, stormsval *Oceanodroma leucorhoa*, smålom *Gavia stellata* og ærfugl (Furness 2003).

Hensyn til sjøfugler som har profitert på utkast kan imidlertid ikke sees som en rettferdiggjørelse av fortsatt utkast fra fiskebåter. Ved en generell reduksjon av utkast vil sjøfuglbestandene etter hvert tilpasse seg et mer naturlig nivå for såvel næringstilgang som predasjonstrykk og således være i bedre balanse med sitt egentlige miljø.

8.3 Eksisterende/mulige tiltak for å forhindre/ redusere uønskede virkninger av fiskeri

Det kan være vanskelig å forhindre negative konsekvenser av fiske på sjøfuglbestandene i Norskehavet. Siden det er det samme areal og de samme ressurser som utnyttes av både sjøfuglene og fiskeriet, følger naturlig noen konfliktpunkter. Det er imidlertid mulig å gjennomføre noen tiltak for å redusere denne konflikten. Noen av tiltakene er redskaps-tekniske, mens noen må baseres på en mer helhetlig økologisk fastsettelse av kvoter og bedre kontroll av fiske.

8.3.1 Tiltak for å redusere bifangst

Tiltak for å redusere bifangst i fiskegarn

Indikasjoner på at mange fugler blir fanget i stasjonært fiskeutstyr ved skumring og daggry samt når det er dårlig vær (Melvin et al. 1999), antyder at fiskegarnas synlighet kan påvirke omfanget av bifangst. For å minske bifangsten ved å øke synligheten av fiskeredskapet, kan teknologiske løsninger integreres i fisket; enten i form av en visuell advarsel (f.eks. synlige masker i toppen av nettet) eller ved akustisk advarsel ("plingere").

Bifangsten varierer med sesong og tidspunkt på dagen. Det er vist at det er størst bifangst i skumrings- og demringstimene (Melvin et al. 1999), samt i nærheten av kolonier. Soner med fiskeforbud i hekkesesongen og restriksjoner på når på døgnet det kan settes garn, kan derfor være fordelaktig for sjøfuglbestandene (Tasker et al. 2000, Österblom et al. 2002). Dette vil også redusere sannsynligheten for at store deler av en gitt hekkebestand blir rammet av bifangst i garn like ved kolonien. Likeledes vil dybden garnet er satt på ha en effekt. Det er vist at omfanget av bifangst reduseres jo dypere garnet settes (Bull 2007).

Tiltak for å redusere bifangst ved linefiske

Bifangst av sjøfugler i linefiske medfører merarbeid og økonomiske tap for fiskerne, og det har derfor vært stort interesse for å finne løsninger på problemene. Det er foretatt en del undersøkelser på mulige tiltak for å redusere omfanget av bifangst i linefisket. Resultatene for de ulike metodene som er brukt varierer mellom studiene. De mest effektive tiltakene har vist

seg å være knyttet til skremmemekanismer, samt tiltak for å redusere sjøfuglenes tilgang til krokene. Forebyggende tiltak som kan inkorporeres i linefisket inkluderer:

Tjalke-skremme (flagrende bånd over linen). Ved å slepe et tau med lett synlige plaststrimler etter båten under setting av linen skremmes sjøfuglene vekk fra det området der linen flyter på overflaten før den synker mot bunnen. I forbindelse med forsøksfiske har dette vist seg å være en effektiv og enkel metode (Løkkeborg & Robertson 2002, Dunn & Steel 2001, Cox et al. 2007).

Linesetting om natten (i mørke). Observatørprogrammer har vist at de fleste sjøfugler blir fanget på krokene når linene settes på dagtid (Tasker et al. 2000). Å sette liner på kvelds- og nattetid når det er mørkt, kan derfor være et effektivt forebyggende tiltak. En begrensning i dette er selvsagt sommerfisket på høyere breddegrader hvor det enten ikke eller bare kortvarig blir mørkt om natta.

Setterør og vekting av line. Å sette linen gjennom et rør eller å vekte den så den synker fortere, reduserer tiden linen ligger tilgjengelig for sjøfugl på vannoverflaten. Begge metodene har vist seg effektive for å redusere omfanget av bifangst (Tasker et al. 2000, Cox et al. 2007).

Minimering av utslipp av fiskeavfall mens linene settes. Når det kastes ut avfall og bifangst fra fiskebåtene, tiltrekkes et stort antall sjøfugler. Et enkelt tiltak for å redusere bifangsten er derfor å unngå å kaste ut fiskeavfall i de periodene hvor det settes liner (Tasker et al. 2000, Dunn & Steel 2001).

8.3.2 Tiltak for å redusere effekter på sjøfugl av beskatning av fiskeressurser

Så lenge det er de samme ressurser som beskattes av både sjøfuglene og fiskeriene, er det alltid mulighet for konflikter mellom det å ivareta interessene til fiskerinæringen og det å sikre levedyktige bestander av sjøfugl. Dette gjelder også når fiskeriet påvirker andre organismer eller trofiske interaksjoner i det næringsnettet sjøfuglene er avhengige av. En overbeskatning av noen fiskearter vil nødvendigvis være en trussel for sjøfuglene som beiter på dem, og kan medføre negativ bestandsutvikling. Utfordringen er derfor en forsvarlig fastsettelse av kvoter som er tilstrekkelig økologisk basert.

Dietten til sjøfuglene reflekterer ofte den direkte forekomsten av byttedyr (f.eks. Boyd et al. 2006). Sjøfugler kan derfor være gode indikatorer for rekruttering og årsklassestyrke hos de fiskene de beiter på. Ved å bruke diettsammensetning og hekkesuksess, sammen med klimaparametere er det mulig å utvikle tidligere og rimelig pålitelige indekser for rekruttering av fisk, og dermed bidra til utvikling av et bedre og mer fleksibelt prognoseverktøy for fiskebestandene (f.eks. Anker-Nilssen 2007). Dette vil bl.a. kunne tillate en mer dynamisk kvotesetting som på sikt gir både større utbytte for næringene og mindre konsekvenser for andre miljøkomponenter.

8.4 Fremtidsbilde (2025)

For sektor "Fiskeri" er vurderingen av fremtidsbilde for 2025 fokusert på variasjoner i klimaet. Effekter av klimaendringer på sjøfugler er mer inngående behandlet som "ytre påvirkninger" beskrevet i avsnitt 9.1, men noen av hovedpunktene vil også bli skissert her.

Det er generelt vanskelig å forutsi hvilke konsekvenser endringer i klima vil ha for økosystemene, ikke minst for sjøfugler som beiter på høye trofiske nivåer. Endringer i byttedyrfaunaen i tid og rom vil i stor grad være bestemmende for hvilke konsekvenser klimaendringer vil få for sjøfugl, siden tilgjengelighet av byttedyr er en essensiell faktor for både hekkesuksess og overlevelse. Hvis næringstilgangen er dårlig, eller bestandene av andre

årsaker er stresset, vil det som oftest først gjenspeiles i endret hekketidspunkt, redusert tilstedeværelse av voksne fugler på hekkeplassen og dårligere hekkesuksess.

Variasjoner fra år til år og mer langsiktige trender i ulike klimavariabler, spesielt i havtemperaturer, er dokumentert å ha stor innflytelse på fiskebestander i våre havområder. Både individuell vekst og rekruttering, vandringsmønstre og utbredelse til bestandene i havet påvirkes av temperaturforholdene. En mer langvarig temperaturendring vil også kunne påvirke livshistorietrekk, i et varmere hav vil en for eksempel forvente tidligere kjønnsmodning. Dessuten er interaksjonene mellom de store planktonspisende bestandene som sild, kolmule og makrell og kopepoden raudåte *Calanus finmarchicus* sentral (Fiskeridirektoratet 2007).

Hekkesuksessen til sjøfuglene er avhengige av at hekkeinnsatsen og den viktigste tilgangen på mat er sammenfallende i tid. Det best studerte eksemplet på disse sammenhengene langs norskekysten, er koplingen mellom hekkesuksess hos lunde og tilgjengelighet av sild på Røst (Durant et al. 2003, 2004a, 2005, 2006). Resultatene viser at den avgjørende miljøparameteren som bestemmer hekkesuksess er tilgjengelighet av næringsemner, hovedsakelig sild. Det er en klar sammenheng mellom tilgjengeligheten av førsteårssild (0-gruppe), som driver nordover langs kysten etter klekking lenger sør, og hekkesuksess for lundene. Det er vist total hekkesvikt når tettheten av byttedyr kommer under et vist nivå (Anker-Nilssen 1992, Durant et al. 2003, Anker-Nilssen & Aarvak 2006). Variasjon i ulike klimafaktorer, spesielt sjøtemperatur og saltholdighet i den tidligste vekstperioden for sildelarvene, bidrar i stor grad til å forklare den tette koplingen mellom sild og lunde i denne delen av Norskehavet (Durant et al. 2003, 2006).

Andre studier har også dokumentert at endring i klima påvirker trofiske interaksjoner som har effekt på sjøfugl. Varmere vann har f.eks. vist seg å være ugunstig for sjøfugl i Nordsjøen (Frederiksen et al. 2004) fordi det fører til dårligere overlevelse for tobis (Arnott & Ruxton 2002). Dette er motsatt av effekten på rekrutteringen til norsk vårgytende sild i Norskehavet (Toresen & Østvedt 2000) som har bidratt til at den negative trenden for lundene der har snudd (Anker-Nilssen & Aarvak 2006). Harris et al. (2005) viste at voksenoverlevelsen til lunder som hekker på kysten av Nordsjøen eller Barentshavet er negativt korrelert med sjøtemperatur, mens det motsatte er tilfellet for lunder som hekker på kysten av Norskehavet (Røst). Noe av forklaringen på disse fenomenene ligger trolig i at varmere vann har forskjøvet tyngdepunktet for de enorme forekomstene av raudåte nord- og vestover, noe som gjør dem mindre tilgjengelige som byttedyr for tobis (sil) i Nordsjøen og mer tilgjengelige for sild i Norskehavet. En økende bestand av ung sild som vokser opp i det sørlige Barentshavet har igjen negative konsekvenser for loddebestanden (Hjermann et al. 2004). Ungsilda spiser lodde som har vært et særlig viktig byttedyr for sjøfugler der i de mange årene sildebestanden var liten (bl.a. Barrett 2002). Sildeyngelen når ikke Barentshavet i tide til å være et viktig byttedyr for sjøfugl der i sitt første leveår, og eldre ungsild er et langt vanskeligere byttedyr for sjøfugl enn førsteårssild og lodde. Resultatet er betydelige endringer i næringstilbudet for sjøfugl arter som krykkje, som har levd godt på lodde gjennom en lang periode med lite sild, erfarer nå kraftig redusert hekkesuksess (Barrett 2007). Montevecchi & Myers (1996) viste at vellykket reproduksjon hos flere sjøfugler i Nordvest-Atlanteren også er korrelert med tilgang til og bevegelse av lodde. I overensstemmelse med dette viste Regehr & Rodway (1999) at det i år hvor lodde ankom Newfoundland sent, startet hekkingen senere og hekkesuksessen var dårligere enn normalt hos både krykkje, gråmåke og svartbak.

Det må antas at noen sjøfuglarter i Norskehavet vil bli negativt påvirket av klimatiske variasjoner, og at det dermed vil være en negativ bestandsutvikling for disse artene, mens andre vil kunne profitere. Mye tyder på at styrke og hastighet til mer kortsiktige klimaskiftninger kan være vel så viktig som i hvilken retning klima utvikler seg over lengre tid. Uansett vil den store utfordringen både i dag og i fremtiden være å avpasse kvotereguleringen av fiskeriene etter tilstanden i det marine økosystemet til enhver tid.

8.5 Oppsummering av konsekvenser fra fiskeri på sjøfugler

Fiskerier i utredningsområdet kan påvirke sjøfugler enten direkte eller indirekte. Direkte effekter vil være knyttet til mortalitet ved bifangst av sjøfugler i fiskeredskaper og ved en økt tilgang på mat via utkast fra fiskebåtene. Indirekte effekter vil derimot skje gjennom endringer i trofiske interaksjoner som følge av beskatning av fiskebestandene.

8.5.1 Mulige konsekvenser ved dagens aktivitet

Den største konsekvensen av fiskeriene på sjøfugler total sett, er gjennom påvirkning av fuglenes næringsgrunnlag. Det kan ofte være vanskelig å dokumentere konkrete effektene på populasjonene, selv om de uten tvil er gjeldende. Trofiske interaksjoner mellom sjøfugl og fiskerier, isolert eller i kombinasjon med andre faktorer, representerer svært komplekse sammenhenger. Effektene på lunde og lomvi etter henholdsvis kollapsen av NVG sild på slutten av 1960-tallet og lodde på midten av 1980-tallet, er gode eksempler på hvilke konsekvenser endring i næringsgrunnlag kan ha for sjøfugler. I **tabell 8.5.1** er konsekvensene oppsummert. Her er konsekvensene for beskatning satt til moderat, med middels kunnskap og stor usikkerhet. Eksempelene har vist at beskatning av fiskebestandene kan gi store konsekvenser for sjøfugler, men det vides stadig lite om årsakssammenhengene. For utkastet av fisk/fiskeavfall er konsekvensene vurdert til ubetydelige for lunde, lomvi, ærfugl og toppskarv, mens det er små konsekvenser for krykkje.

Tabell 8.5.1. Oppsummering av konsekvensene av de ulike påvirkningsfaktorene fra fiskeri på sjøfugl. 2006. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere beskrivelse).

Art(er) eller artsgruppe	Trofisk interaksjon	
	Utkast av fisk/avfall	Beskatning
Lunde og lomvi (<i>pelagisk dykkende arter</i>)	ubetydelige* (3)	moderate** (3)
Krykkje (<i>pelagisk overflatebeitende arter</i>)	små** (1)	moderate** (3)
Ærfugl og toppskarv (<i>kystbundne dykkende arter</i>)	ubetydelige* (3)	moderate** (3)
Kystbundne overflatebeitene arter	små** (1)	moderate** (3)
Konsekvenser for sjøfugl	små** (1)	moderate** (3)

Det er i dag lite dokumentasjon på omfanget av bifangst av sjøfugl i fiskeredskaper i utredningsområdet, og det er derfor vanskelig å forutsi hvile konsekvenser bifangst har for sjøfuglbestandene. Garnfiske påvirker primært kystbundne og pelagisk dykkende sjøfugl, mens overflatebeitende artene vil være mest påvirket av linefiske. Konsekvensene av den direkte dødelighet ved bifangst i fiskeredskaper, vil blant annet avhenge av årstid, tilstanden til de rammede bestander samt kjønn og aldersfordeling på de fuglene som rammes. Selv en antallsmessig beskjeden bifangst vil kunne være en trussel for rødlistede arter som lomvi, horndykker *Podiceps auritus*, gulnebbblom *Gavia adamsii*, stellerand *Polysticta stelleri* og sjøorre. Utover den direkte påvirkning på individnivå ved enkeltstående tilfelle av bifangst, vil

regulære store tap kunne ha en negativ innvirkning på bestandsutviklingen. Ved episoder med stor bifangst, som den dokumentert på lomvi i Troms våren 1985, vil lokale populasjoner kunne bli merkbart redusert. En økt dødelighet av sjøfugl grunnet bifangst kan være en ekstra stressfaktor for populasjoner som allerede er påvirket av for eksempel habitatødeleggelse, variasjoner i klima eller oljeforurensning. I **tabell 8.5.2** er konsekvensene oppsummert. Det er vurdert at garnfiske samt ruser og teiner vil ha en moderat konsekvens for både de pelagisk og kystbundne dykkende sjøfugler ved lunde, lomvi, ærfugl og toppskarv. For alle er kunnskapen dårlig men usikkerheten liten. Det er vurdert at de andre redskapstypene vil ha små eller ubetydelige konsekvenser. Som tidligere beskrevet har linefiske størst konsekvenser for havhest. Da konsekvenstabellene skal beskrive konsekvenser på indikatorarter (her krykkje for de pelagiske overflatebeitende artene), er det for linefiske, imidlertid ut fra eksisterende viten vurdert at konsekvensen kan antas å være liten.

Tabell 8.5.2 Oppsummering av konsekvensene av de ulike påvirkningsfaktorene fra fiskeri på sjøfugl. 2006. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere beskrivelse).

Art(er) eller artsgruppe	Bifangst				"Spøkelsesfiske"
	Garn	Line	Trål, snurrevad eller not	Ruser/teiner	
Lunde og lomvi (<i>pelagisk dykkende arter</i>)	moderate* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	moderate* (3)	små* (3)
Krykkje (<i>pelagisk overflatebeitende arter</i>)	små* (3)	små* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	små* (3)
Ærfugl og toppskarv (<i>kystbundne dykkende arter</i>)	moderate* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	moderate* (3)	små* (3)
Kystbundne overflatebeitene arter	små* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)	små* (3)
Konsekvenser for sjøfugl	moderate* (3)	små* (3)	ubetydelige* (3)	moderate* (3)	små* (3)

Det må pointeres at kategoriseringen av trofisk interaksjon og bifangst nødvendigvis må bli en grov forenkling. Den skal derfor ikke ses på som en endelig sannhet, men som en oppsummering av den kvalitative beskrivelsen. For å evaluere omfanget av effektene av fiskeri på sjøfugler nærmere, må man også ta hensyn til additive og kumulative effekter av andre påvirkningsfaktorer som for eksempel oseanografiske og klimatiske påvirkninger, forstyrrelser og ulike forurensninger.

8.5.2 Mulige konsekvenser ved fremtidsbilde (2025)

Det er vanskelig å komme med en detaljert prediksjon på hvilke konsekvenser fiskeriene vil ha for sjøfugler i 2025. Hvilken utvikling det vil være i mulige konflikter mellom sjøfugl og fiskeri, avhenger av hvordan beskatningen av de ulike fiskeartene, både konsum og industrifisk, vil være i årene fremover. Beskatning av fisk er en av de faktorer som det er mulig å kontrollere og sette kvoter for. Dermed kommer det en politisk faktor inn i fremskrivingen av konsekvenser som vi vanskelig kan spå om. Dette gjelder på sin vis også får konsekvenser av bifangst. Forskning på, og implementering av, tiltak for å redusere bifangst har gitt positive resultater flere andre steder i verden. I Norge henger vi fortsatt etter i kvantifiseringen av bifangst i fiskeriene. Denne manglende viten er noe man ved prioritert innsats vil kunne forbedre.

Det må antas at endringer i klima vil påvirke sjøfuglene i utredningsområdet. For noen vil det gi en negativ bestandsutvikling mens andre arter vil kunne profitere på det. Et fremtidsbilde for 2025 er imidlertid kun 17 år ut i fremtiden, og dermed for kort et tidsintervall til å kunne inkludere konsekvensene av endringer i klima på fiskeriene i en konsekvenstabell. Basert på disse faktorene, vil konsekvenstabellene for 2025 være lik **tabell 8.5.1** og **8.5.2**, det vil imidlertid være en enda større usikkerhet knyttet til prediksjonene.

8.6 Kunnskapsbehov

I likhet med de andre sektorutredninger, er det nødvendig til enhver tid å ha pålitelig kvantitativ kunnskap om sjøfuglbestandenens utbredelse og tilstand, for å vurdere konsekvensene av påvirkninger fra skipstrafikken. Dette er nødvendig både for å estimere den fysiske overlapp mellom ressurs og påvirkning, og for best mulig tilrettelegging av ulike tiltak og inngrep. Det er dermed nødvendig med kunnskap om sjøfuglenes utbredelse i antall, tid og rom, herunder:

- Fordelingsmønstre, tetthetsvariasjoner og vandringer
- Populasjonstilhørighet og totale bestandsstørrelser.
- Utvikling og tilstand av populasjonen

8.6.1 Kunnskapsbehov på bifangst av sjøfugl

Det foreligger lite dokumentasjon på omfanget av bifangst av sjøfugler i norske kyst- og havområder, og det er derfor ikke mulig å estimere problemets omfang med tilstrekkelig pålitelighet. Dermed er det vanskelig å vurdere hvorvidt dette kan være en betydelig dødelighetsfaktor for enkelte bestander av norske sjøfugler. Det kan heller ikke sies noe entydig om bifangstens virkning på bestandsnivå.

I beskrivelser av omfanget av bifangst av sjøfugl i norsk garnfiske, blir det stadig referert til et studium gjort på midten av 1980-tallet, hvor det basert på bifangst fra et fartøy ble anslått en episodisk bifangst på 200.000 lomvi i forbindelse med fiske av torsk på kysten av Troms i april 1985 (Strann et al. 1991). Dunn og Steel (2001) gjorde et utmerket studium av bifangst av sjøfugl i linefiske og mulige tiltak for å redusere bifangsten. Men som forfatterne selv peker på, er deres konklusjoner basert på for få fartøy, og studiet er ikke gjort for alle årstider. Dagens kunnskap om bifangst er i stor grad basert på usystematisk innrapportering av ringmerkede fugler fanget i fiskeredskaper, samt andre tilfeldige rapporter om bifangst.

For at få et oppdatert dekkende inntrykk av omfanget av bifangst av sjøfugl i de norske fiskeriene er det derfor nødvendig med mer kunnskap om omfanget av bifangst ved de ulike fiskemetodene, herunder:

- Antall fugl drept
- Hvilke arter som rammes
- Kjønnfordeling
- Hvilke aldersgrupper som er mest utsatt
- Sjøfuglenes geografiske opprinnelse (hvilke hekkeområder de tilhører)
- Om det er en sesongmessig variasjon i bifangsten
- Om det er geografiske variasjoner i bifangsten.

8.6.2 Kunnskapsbehov for trofiske interaksjoner ved overbeskatning av ressurser

Som beskrevet i kapittel 8.2.2. er det vanskelig å dokumentere og kvantifisere omfanget og konsekvensene på sjøfugl av trofiske interaksjoner ved overbeskatning av marine ressurser.

Mange sjøfuglbestander opplever direkte og/eller indirekte konkurranse med fiskeriene, og gjennom de siste tiårene har reduserte bestander av byttedyr blitt identifisert som en alvorlig trussel mot flere sjøfuglbestander. Hekkesvikt, endring i diettvalg, høyere voksendødelighet og episoder med massedødelighet hos sjøfugl er noen av de viktigste indikatorene for slike problemer. Det er imidlertid ikke lett å finne årsakene til selv de mest alvorlige endringene. Beskatning av fisk gjennom fiskeriene kan være en årsak til reduksjon i byttetilgang, men mye må sikkert også tilskrives trofiske interaksjoner forårsaket av variasjoner i klima.

Gjennom langtidsstudier i enkelte sjøfuglkolonier (spesielt på Røst, Hornøya og Bjørnøya) har man lyktes med å etablere og vedlikeholde lange vitenskapelige tidsserier som både bidrar til å forklare økologiske sammenhenger og konsekvenser, samt indikere utvikling blant annet i byttedyrbestandene. Tilsvarende lange tidsserier for demografi og diett eksisterer imidlertid ikke for koloniene lengre mot sør på fastlandet og på Spitsbergen. Det foreligger derfor begrenset viten om status og utvikling for en del av de sjøfuglbestandene som blir påvirket av fiskeriene i utredningsområdet. Det er igjennom SEAPOP-programmet startet opparbeidelse av slike tidsserier i flere kolonier langs norskekysten og på Svalbard.

For å kunne kvantifisere effektene av fiskeriene er det nødvendig med lengre tidsserier på:

- Diettvalg
- Hekkesuksess
- Voksenoverlevelse

Sammenholdt med data på klima, rekruttering av fisk og beskatning av fisk vil dette kunne medvirke til økt forståelse av de økologiske sammenhengene.

9 Ytre påvirkninger på Norskehavet

Kapittel 9 er en del av Direktoratet for naturforvaltnings utredningsprosess for Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet – ytre påvirkninger.

Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet skal geografisk dekke områdene utenfor grunnlinjen i norsk økonomisk sone fra Stad 62°N og nord til 80°N. Dette betyr at avgrensningen av Norskehavet inn mot kystsonen, - er grunnlinja. En vesentlig del av kystsonen vil således være utenfor Norskehavet slik det er definert i mandatet til forvaltningsplanen. *Dermed vil påvirkning fra aktiviteter i kystsonen på Norskehavet være en ytre påvirkning.*

I dette kapittelet vil det derfor for en rekke ulike påvirkningsfaktorer bli vurdert hvilke konsekvenser de kan ha for sjøfuglene knyttet til utredningsområdet. Det spenner nødvendigvis over en lang rekke temaer som hver for seg kunne ha vært behandlet mer dyptgående enn i foreliggende utredning. Dette har ikke vært mulig innen tidsrammen. Det er derfor forsøkt å presentere de viktigste punktene.

For hver påvirkningsfaktor er det gjort en oppsummering av konsekvensene på tabellform. Det er valgt ikke å kvantifisere konsekvensene for vandrende arter når de er utenfor utredningsområdet og konsekvensene av introduserte arter på tabellform. For de andre påvirkningene er konsekvensene gitt sammen med en vurdering av kunnskapsnivå og usikkerhet (se kapittel 4 for beskrivelser). Dette er også gjort for vurderinger av fremtidsbildene av de ulike påvirkningsfaktorene. Det skal her bemerkes at noen av fremtidsbildene er for år 2025 (aktiviteter i kystsonen, langtransportert forurensning og langtransportert radioaktivitet) mens klima og forurensning er for år 2080. Petroleumsvirksomhet og skipstrafikk utenfor utredningsområdet er ikke inkludert på grunn av informasjonsmangel.

Det må understrekes at kategoriseringen av påvirkningsfaktorene nødvendigvis må bli en grov forenkling. Den skal derfor ikke sees på som en endelig sannhet, men som en oppsummering av den kvalitative beskrivelse.

9.1 Klimaendringer

Det er i dag enighet om at det er sannsynlig at menneskeskapte klimagassutslipp har ført til, og vil komme til å føre til, endringer i det globale klimasystemet. Klimaparametrer som luft- og havtemperatur, nedbør, vind, sol- og UV-stråling, havstrømmer, saltholdighet og vannstand har allerede, eller forventes over de følgende tiår, å endre seg (Ottersen & Auran 2007). Endringer i klima i utredningsområdet er beskrevet i Ottersen og Auran (2007). For mer informasjon omkring modellerte klimaendringer henvises til disse.

9.1.1 Effekter av klimaendringer på sjøfugl

Når effekter av klimaendringer skal vurderes for sjøfugler, er det viktig å huske på usikkerheten i prediksjonene for de klimaendringer som er lagt til grunn for vurderingen (Ottersen og Auran 2007). Med utgangspunkt i dette bør det i vurderingene for sjøfugler tas hensyn til både effekter av en generell oppvarming av havene, variasjoner i klimasystemene og en situasjon med økt forekomst av ekstreme værepisoder.

De største konsekvensene av en endring i klima vil sannsynligvis være endringer i tilgjengelighet av egnede byttedyr. De fleste sjøfugler befinner seg på et høyt trofisk nivå i næringskjeden. Når de påvirkes direkte av endringer i tetthet og utbredelse til sine byttedyr er dette derfor nesten alltid en indirekte respons til endringer på lavere trofiske nivå. Oseanografiske prosesser som fører til forandring i forholdet mellom varme og kalde havstrømmer kan ha gjennomgående effekter på utbredelse, rekruttering og populasjonsdynamikk hos fisk. Markante endringer i havklima opptrer naturlig og forholdsvis regelmessig på ulik skala i tid og rom, men disse skiftningene kan tenkes å bli både hyppigere og sterkere som følge av et menneskeskapt klimabidrag. Koplingen mellom sjøfugler og endring i klima blir ytterligere komplisert av biologien til organismene på de lavere trofiske nivåer. Byttedyrene, samt deres næringsgrunnlag, inkluderer et bredt spekter av organismer, hver med populasjoner som vil fluktuere i forhold til klimatiske forandringer. En temperatur som i fysiologisk forstand er akseptabel for både sjøfuglen og dens byttedyr er derfor ingen garanti for velstand hvis den f.eks. er negativ for byttedyrets primære fødekilde. Det vil følgelig alltid være en relativt kompleks oppgave å forutsi med rimelig sikkerhet hvilke konsekvenser en endring i temperatur vil ha for sjøfugler.

Utenom hekkesesongen har sjøfugler stor mobilitet i forhold til utbredelse av byttedyr. De er dermed mer tilpasningsdyktige til endringer i næringsgrunnlaget i vinterhalvåret. Hekkende sjøfugler er derimot avhengige av at avstanden mellom kolonien og områdene hvor de kan finne mat ikke blir for stor. For mange arter er det begrenset tilgang på egnede hekkeplasser, og sjøfuglene trenger et godt næringstilbud i nærheten av disse. Hvis klimaendringene fører til større avstand mellom hekkeområdene og beiteområdene kan det få store konsekvenser for sjøfuglbestandene. Selv om de fleste sjøfuglartene kan utnytte flere ulike fødeemner, vil de alltid ha fordel av å tilpasse seg de lokale ressurs- og miljøforholdene. De spesialiseringer dette innebærer kan imidlertid gjøre det vanskeligere for dem å tilpasse seg når store, hurtige endringer i vanntemperatur plutselig forandrer tilgangen på byttedyr (f.eks. Irons et al. 2008). Om de ikke finner annen fullgod næring i samme område tilstrekkelig fort, kan det lett føre til betydelig bestandsnedgang. Arter med et smalt nærings- eller habitatkrav er de mest sensitive til forandringer (Durant et al. 2004b). I et sirkumpolart studium viste Irons et al. (2008) at kolonistørrelsen til både lomvi og polarlomvi ble påvirket negativt av store forandringer i overflatetemperaturen. Her var det størrelsen på endringen i temperatur som var viktig, ikke hvorvidt den var positiv eller negativ. Begge arter er utbredt over områder med store forskjeller

i middeltemperatur, så den direkte effekten av lave eller høye temperaturer er ikke avgjørende i samme grad som tilgangen på byttedyr.

Variasjon i klima vil i utgangspunktet ha større påvirkning på hekkesuksess og rekruttering til bestanden enn på voksenoverlevelse, især hvis effektene primært er koplet til tilgang på mat. Endringer i byttedyrfaunaen i tid og rom vil i stor grad være bestemmende for hvilke konsekvenser klimaendringer vil få for sjøfugl, siden tilgjengelighet av byttedyr er en essensiell faktor for både hekkesuksess og overlevelse. Hvis næringstilgangen er dårlig, eller bestandene av andre årsaker er stresset, vil det som oftest først gjenspeiles i endret hekketidspunkt, redusert tilstedeværelse av voksne fugler på hekkeplassen og dårligere hekkesuksess. De fleste sjøfuglene lever lenge og har små kull, i mange tilfeller legger hunnen bare ett egg i året. Dette er en god tilpasning i et miljø som er så variabelt at reproduksjonen må spres over mange år for å sikre rekruttering, men forutsetter at de voksne har vilkår for å overleve tilstrekkelig lenge. De må derfor hele tiden avveie sin hekkeinnsats i forhold til egen overlevelse. I år med dårlig fødetilgang er det derfor ikke uvanlig at mange sjøfugler vil redusere omsorgen for ungen (e), som igjen vil resultere i mindre mat og/eller beskyttelse og dermed reduserte muligheter til vekst og overlevelse for avkommet (Durant et al. 2004b).

Hekkesuksessen til sjøfuglene er altså avhengige av at hekkeinnsatsen og den viktigste tilgangen på mat er sammenfallende i tid. Det best studerte eksemplet på disse sammenhengene langs norskekysten, er koplingen mellom hekkesuksess hos lunde og tilgjengelighet av sild på Røst (Durant et al. 2003, 2004a, 2005, 2006). Resultatene viser at den avgjørende miljøparameteren som bestemmer hekkesuksess er tilgjengelighet av næringsemner, hovedsakelig sild. Det synes å være en klar sammenheng mellom tilgjengeligheten av førsteårssild (0-gruppe), som driver nordover langs kysten etter klekking lenger sør, og hekkesuksess for lundene. Det er vist total hekkesvikt når tettheten av byttedyr kommer under et vist nivå (Anker-Nilssen 1992, Durant et al. 2003, Anker-Nilssen & Aarvak 2006). God vekst hos sildelarvene reflekteres i deres størrelse når de passer Røst om sommeren, og er på sin side avhengig av tilgjengeligheten av dyreplankton, som igjen er avhengig av god blomstring av fyttoplankton om våren. Ved en "mismatch" mellom disse hendelsene, dvs. at en art og dens byttedyr ikke er på samme sted i tid og rom, vil sildeveksten bli dårlig og sildelarver av god kvalitet vil bli mindre tilgjengelige for lunden i hekketida. I perioden 1978-2001 kunne faktisk sjøtemperatur og saltholdighet i kyststrømmen i mars måned alene predikere lundens hekkesuksess senere samme år med en treffsikkerhet på 84 % (Durant et al. 2006).

Andre studier har også dokumentert at endring i klima påvirker trofiske interaksjoner som har effekt på sjøfugl. Varmere vann har f.eks. vist seg å være ugunstig for sjøfugl i Nordsjøen (Frederiksen et al. 2004) fordi det fører til dårligere overlevelse for tobis (Arnott & Ruxton 2002). Dette er motsatt av effekten på rekrutteringen til norsk vårgytende sild i Norskehavet (Toresen & Østvedt 2000, Sætre et al. 2002) som har bidratt til at den negative trenden for lundene har snudd (Anker-Nilssen & Aarvak 2006). Harris et al. (2005) viste at voksenoverlevelsen til lunder som hekker på kysten av Nordsjøen eller Barentshavet er negativt korrelert med sjøtemperatur, mens det motsatte er tilfellet for lunder som hekker på kysten av Norskehavet. Noe av forklaringen på disse fenomenene ligger trolig i at varmere vann har forskjøvet tyngdepunktet for de enorme forekomstene av raudåte nord- og vestover, noe som gjør dem mindre tilgjengelige som byttedyr for tobis (sil) i Nordsjøen og mer tilgjengelige for sild i Norskehavet. En økende bestand av ung sild som vokser opp i det sørlige Barentshavet har igjen negative konsekvenser for loddebestanden (Hjermann et al. 2004). Ungsilda spiser lodde som har vært et særlig viktig byttedyr for sjøfugler i de mange årene sildebestanden var liten (bl.a. Barrett 2002). Sildeyngelen når ikke Barentshavet i tide til å være et viktig byttedyr for sjøfugl der i sitt første leveår, og eldre ungsild er et langt vanskeligere byttedyr for sjøfugl enn førsteårssild og lodde. Resultatet er betydelige endringer i næringstilbudet for sjøfugl og arter som krykkje, som har levd godt på lodde gjennom en lang periode med lite sild, erfarer nå kraftig redusert hekkesuksess (Barrett 2007). Montevecchi & Myers (1996) viste at vellykket reproduksjon hos flere sjøfugler i Nordvest-Atlanteren også er

korrelert med tilgang til og bevegelse av lodde. I overensstemmelse med dette viste Regehr & Rodway (1999) at det i år hvor lodde ankom Newfoundland sent, startet hekkingen senere og hekkesuksessen var dårligere enn normalt hos både krykkje, gråmåke og svartbak.

I mange skotske kolonier er det for tiden tydelig at sjøfuglene er avhengige av god tilgang på tobis for å sikre god ungeproduksjon, men det er ennå store mangler i vår kunnskap om prosessene som styrer dette økosystemet. På Isle of May på den skotske nordsjøkysten er hekkesuksessen hos lomvi og krykkje sannsynligvis også påvirket av tidspunktet for fytoplanktonoppblomstring, tilsynelatende gjennom tettheten av fisk (Scott et al. 2006). En 50-års tidsserie av bestandsdata for havhest på Orknøyene viste likeledes en sammenheng mellom fuglenes hekkesuksess og vinterindeksen for den nordatlantiske oscillasjonen (North Atlantic Oscillation, NAO) (Thompson & Ollason 2001). Sandvik et al. (2005) fant også en korrelasjon mellom vinter-NAO og overlevelsen hos flere arter sjøfugl på Hornøya i Øst-Finnmark, men en sammenheng med sjøtemperaturer (som også korrelerer med NAO) gav betydelig høyere forklaringsgrad.

Utover de indirekte effektene gjennom trofiske interaksjoner, kan ekstreme værforhold, eller endring i fremherskende vindretninger ha en direkte effekt på populasjonene ved å øke tap av egg og dødelighet hos unger (Aebischer 1993). Perioder med dårlig vær kan hindre voksenfugler i å søke etter mat, hvilket igjen kan ha betydning for ungenes vekst og overlevelse. Siden sjøfuglene heller oppgir hekkingen og forlater området enn å utsette seg for økt dødsrisiko dersom forholdene blir for dårlige, er det vanskelig å finne bevis på at ekstreme værforhold i seg selv kan føre til økt voksendødelighet. Med unntak av oljesølepisoder skyldes massestrandinger av døde og døende sjøfugler vinterstid som regel at fuglene har sultet i hjel, men det er sjelden mulig å avgjøre om de har vært utsatt for en generell matmangel eller om det er værforholdene som har gjort maten utilgjengelig.

Både direkte og indirekte effekter av klimaendringer på sjøfugl må forventes å forekomme sterkere eller hyppigere i ytterkanten av artenes utbredelsesområde. Når varmere eller kaldere vann påvirker mengde og fordeling av byttedyr, er det sannsynlig at sjøfuglartene vil fordele seg i samsvar med fordelingen av makrozooplankton og fiskepopulasjoner. Et studie av polarlomvi viste at en oppvarming kan føre til populasjonsvekst i den nordlige del av hekkeområdet mens den har motsatt effekt i den sydlige del, noe som lett kan forskyve populasjonen mot nord (Gaston et al. 2005). En sirkumpolar analyse antyder at arten profiterer på en svak oppvarming mens lomvi gjør det best med en svak avkjøling, men begge arter vil gjøre det rimelig bra så lenge endringene er moderate (Irons et al. 2008). Selv om man i teorien har grunn til å forvente en generell forskyvning av utbredelsesområdet nordover med økende temperaturer, vil en rekke andre faktorer på regionalt og lokalt nivå spille inn og modifisere dette bildet. Endringene påvirker alle trofiske nivå, og det er den samlede konsekvensen for den temporære og romlige fordelingen av sjøfuglenes byttedyr som vil være avgjørende. Gode næringsforhold alene er heller ikke nok. Det hjelper lite med mye mat i nye områder hvis den ikke opptre på et gunstig tidspunkt for fuglenes hekking, eller om tilgangen på egnede hekkeplasser eller andre viktige habitatkrav for artene ikke er oppfylt.

9.1.2 Oppsummering av konsekvenser av klimaendringer

For klima som påvirkningsfaktor anses det for mer faglig forsvarlig, å oppsummere konsekvensene i en tabell hvor det vurderes om effekten antas å være positiv, negativ eller ingen effekt (**tabell 9.1.1**).

Det er liten tvil om at en omfattende endring i klima vil ha vidtrekkende konsekvenser for artssammensetningen til sjøfuglene i utredningsområdet, både i forhold til utbredelse, tetthet og reproduktiv suksess. Imidlertid er sammenhengene så komplekse og kunnskapsnivået ennå så utilstrekkelig at det er vanskelig å forutsi med rimelig presisjon og sikkerhet hva konsekvensene av en ensrettet klimaendring vil være. Dette skyldes ikke minst at havets

økosystemer også er sterkt påvirket av raskere men mer kortsiktige temperatursvingninger som opptrer naturlig med noen tiårs mellomrom. Kaldere eller varmere; noen arter profiterer mens andre får problemer, og jo sterkere og raskere endringer, dess større kan effektene bli. I verste fall kan vi oppleve sammenbrudd i næringskjeder som gir alvorlige endringer i bestandene av fisk og fugl, men kunnskapen om slike responser er ennå svært mangelfull. Blir disse skiftene i klima kraftigere eller hyppigere (eller begge deler), slik noen klimamodeller predikerer, kan det få store miljøkonsekvenser.

For alle indikatorartene er det vurdert at endringen i klima frem til 2080 vil ha en positiv effekt (**tabell 9.1.1**). Det er imidlertid stor usikkerhet og et svært ufullstendig kunnskapsnivå knyttet til vurderingen, som bør betraktes med tre viktige forbehold i mente:

- Høyere sjøtemperaturer i Norskehavet er for tiden positivt for rekruttering av sild og sei, men i et lengre perspektiv kan mye stå og falle med hvor langt nord (og vest) raudåtas hovedutbredelse vil forskyve seg. Raudåte er en det viktigste byttedyret for 0-gruppe yngel på drift nordover og dermed for rekruttering av norsk vårgytende sild. Det må m.a.o. være nok raudåte langs norskekysten om våren til å fø sterke årsklasser av sild. Den er trolig også viktig som matkilde for tobis (sil) på den norske kontinentalsokkelen.
- Kunnskapsnivået er generelt meget dårlig, selv om det er noe bedre for skarv, lunde og lomvi enn for ærfugl og måkefugler. Om f.eks. avstanden fra kysten til områder med god tilgang på *Calanus* øker, vil dette kunne slå negativt ut for både dykkende og overflatebeitende pelagiske arter, til dels også for kystbundne, fiskespisende sjøfugl som skarv og teist (men altså ikke ærfugl). Varmere vann kan også tenkes å føre til at sei (og andre fisk) gyter tidligere og at seiyngelen trekker raskere inn i tareskogen, igjen med effekter som det er vanskelig å forutsi.
- Det tredje, men trolig det viktigste forbeholdet gjelder effekter knyttet til mulige endringer i hyppighet og/eller styrke av de mer kortsiktige regimeskiftene i havet (typisk kjent som svingninger med fase på 1-2 tiår). Slike endringer er ikke innarbeidet i denne vurderingen. Når de blir tilstrekkelig kraftige, har de mest sannsynlig negative effekter for produksjonen på høyere trofiske nivå i flere år etter at de inntreffer (jf. Irons et al. 2008). Sjøfugl som beiter på overflaten er regnet for å være mer følsomme for endringer i næringstilbud enn de dykkende artene. Dette fordi de ofte beiter på lavere trofiske nivå som responderer raskere på endringer, men slike effekter er foreløpig dårlig dokumentert for disse gruppene.

Tabell 9.1.1. Antatt effekt av klimaendringer i 2080 for indikatorartene. Det er antatt at det vil være en positiv effekt for alle indikatorartene (men se forbeholdene beskrevet ovenfor). Kunnskapsnivå er beskrevet med *, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1 -3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere informasjon)

Art(er) eller artsgruppe	Antatt effekt			Kunnskapsnivå	Usikkerhet
	Ingen	positiv	negativ		
Lunde og lomvi (<i>pelagisk dykkende arter</i>)		X		**	3
Krykkje (<i>pelagisk overflatebeitende arter</i>)		X		*	3
Ærfugl og toppskarv (<i>kystbundne dykkende arter</i>)		X		**	3
Kystbundne overflatebeitene sjøfugl		X		*	3

9.1.3 Kunnskapsbehov

Det er stort behov for mer kvantitativ kunnskap om effekter av klimaendringers retning, styrke og temporære variasjon på:

- Produksjon og trofiske interaksjoner på ulike nivå i næringskjeden opp til sjøfugl, fra primærproduksjon til sjøfuglenes næringstilbud, reproduksjon og overlevelse.
- Økosystemenes motstandsdyktighet mot endringene, herunder risiko for alvorlige økologiske regimeskift som kan føre systemet over i en mindre produktiv tilstand for planktoniske krepser som utgjør det viktigste næringsgrunnlaget for fisk og de fleste sjøfugler.
- Tilgangen til viktige habitat for hekking, fjærfelling, resting og overvintring.
- Konkurransforhold mellom artene, predasjonstrykk og i mindre grad også forekomst av parasitter og sykdommer.

I dette perspektivet forventes endringer i sjøtemperatur å være den viktigste parameteren for klimaendringer, men endret saltholdighet kan også bidra til endringer i marine produksjonsforhold. Begge faktorer vil være nøye knyttet til balansen mellom influks av varme og kalde vannmasser til våre havområder, samt til avrenning av ferskvann som følge av endringer i nedbør og/eller avsmelting av is. Det er forløpig ikke større grunn til å anta at endringer i UV-stråling og vannstand vil ha særlig betydelige effekter for sjøfugl.

9.2 Langtransportert forurensning

Tilførsler og effekter av langtransportert forurensning til Norskehavet er beskrevet i Jørgensen et al. (2008).

Tilførsel av miljøgifter til Norskehavet skjer gjennom atmosfærisk transport, via havstrømmer, avrenning fra land, og transport med is. Sistnevnte er aktuelt for nordlige del av utredningsområdet. Atmosfærisk transport og havstrømmer står for det meste av tilførselen. Hvilken tilførselsvei som er den mest betydningsfulle avhenger av de enkelte forbindelsene. De fleste av miljøgiftene som står på SFTs prioritetsliste er lite undersøkt med tanke på forekomst i natur og miljø generelt, dette gjelder også for Norskehavet. I fremtiden, mot 2025, vil utfasing og dermed redusert tilførsel av de persistente miljøgiftene føre til redusert risiko for eksponering for miljøgiftene dette gjelder. Scenariene for fremtidig utvikling viser at ingen av de persistente forbindelsene går ned til null. Dette innebærer noe tilførsel, men i svært redusert omfang. I og med at POP'ene (persistente organiske forurensningskilder) er persistente er det rimelig å anta at det likevel vil være stoffer i omløp som fortsatt vil utgjøre en risiko for effekt, med de konsekvensene dette får. Nye miljøgifter kommer imidlertid til (Jørgensen et al. 2008).

9.2.1 Effekter av langtransportert forurensning på sjøfugl

Langtransportert forurensning består av diverse persistente miljøgifter; mest kjent er PCB og DDT, men listen av stoffer blir stadig mer omfattende etter hvert som man får bedre målemetoder, og inkluderer stoffer som bromerte flammehemmere, fluorerte forbindelser samt diverse tungmetaller (se Jørgensen et al. 2008 for mer informasjon). I Jørgensen et al. (2008) er det gitt en beskrivelse av noen effekter av langtransportert forurensning på sjøfugl. I dette kapittelet fokuseres økologiske forhold rundt effekter av miljøgifter på sjøfugl, samt kunnskapsmanglene.

Status og utviklingstrekk for langtransportert forurensning varierer fra stoff til stoff. Nivåene av de klassiske miljøgiftene som DDT og PCB, sammen med en rekke andre klororganiske forbindelser har gått ned over hele verden som en følge av restriksjonene innført på 1970- og 80 tallet. Dette gjelder også hos sjøfugl på norskekysten (Barrett et al. 1996, Helgason et al.

2007). De såkalte nye miljøgiftene som bromerte flammehemmere (BRF) og perfluorerte forbindelser viser andre utviklingstrekk. BRF har vist en generell økning i store deler av verden (Law et al. 2003), og stadig nye forbindelser er funnet i sjøfugl (Verreault et al. 2007a). I måkeegg fra Norskekysten ble det funnet en sterk økning i nivåene av perfluorerte forbindelser i perioden 1983-2003 (Verreault et al. 2007b).

Hos sjøfugl er det stor variasjon mellom ulike arter, og nivåene er høyere hos arter høyt oppe i næringskjeden enn hos arter på lavt trofisk nivå (Borgå et al. 2005); for eksempel hos måker sammenlignet med skjellspisende arter som ærfugl. De store måkene, samt storjo er de artene som har de høyeste nivåene av persistente organiske miljøgifter på Norskekysten (Bustnes et al. 2006a).

I Norge har det vært relativt lite fokus på potensielle økologiske effekter av miljøgifter, men i de senere år har det vært gjort studier av svartbak og sildemåke i Nord-Norge. Man har funnet at disse artene generelt har lavere nivåer av organiske miljøgifter enn polarmåke i Svalbard området (Bustnes et al. 2003, 2006a, b). Dette skulle tilsi de skadelige effektene av slike stoffer er mindre på Norskekysten enn lengre nord, men økologiske effekter har likevel vært påvist. For eksempel ble det hos svartbak funnet negative virkninger av klororganiske forbindelser som PCB og DDE i kolonier, og år med dårlige miljøbetingelser, særlig matmangel. Det vil si at i perioder med lite mat kan miljøgifter ha større negativ effekt på reproduksjon og overlevelse enn når fuglene har god mattilgang (Helberg et al. 2005, Bustnes et al. 2008a). Det er også funnet negative sammenhenger mellom reproduksjon og overlevelse og klororganiske forbindelser hos sildemåke på Nordlandskysten, selv om nivåene var svært lave (Bustnes et al. 2008b).

I **tabell 9.2.1** er konsekvensene av langtransportert forurensning i 2006 isolert sett satt til "små" for alle indikatorartene, med et middels kunnskapsnivå. For fremtidsbilde 2025 er det vurdert at kunnskapsgrunnlaget er for lite til at det er faglig forsvarlig å fastsette konsekvensene.

Tabell 9.2.1. Konsekvenser av langtransportert forurensning og radioaktivitet samt forsurening for 2006. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativt god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere informasjon).

Art(er) eller artsgruppe	Langtransportert Forurensning	Langtransportert radioaktivitet	Forsuring
Lunde og lomvi (<i>pelagisk dykkende arter</i>)	små** (2)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)
Krykkje (<i>pelagisk overflatebeitende arter</i>)	små** (2)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)
Ærfugl og toppskarv (<i>kystbundne dykkende arter</i>)	små** (2)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)
Kystbundne overflatebeitene arter	små** (2)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)
Konsekvenser for sjøfugl	små** (2)	ubetydelige* (3)	ubetydelige* (3)

9.2.2 Kunnskapsbehov

Arter på toppen av den marine næringskjeden er mest utsatt for akkumulering av miljøgifter og mange sjøfuglarter, sammen med sjøpattedyr, tilhører denne gruppen. Sjøfugl har vært relativt

mye studert mht. miljøgifter (for eksempel gråmåke i Nord-Amerika og polarmåke i Svalbard-området), men kunnskapen om subletale økologiske effekter av slike stoffer er mangelfull. Primært bør man få mer kunnskap om hvordan effekter på lavere nivå (celler, immunsystem, eller fysiologi) kan gi økologiske effekter (fitnesseffekter) på reproduksjon og overlevelse.

Etter hvert har man fått noe data som knytter persistente miljøgifter til redusert reproduksjonssuksess, men en hovedproblemstilling er hvordan miljøgifter samvirker med andre stressfaktorer. Bustnes et al. (2008a) konkluderte med at uten å ta hensyn til virkningen av andre stressfaktorer kan man ikke vurdere hvor sterk effekten av miljøgifter er i naturen. F.eks. viste en eksperimentell studie av polarmåke at parasitter samvirket med klororganiske miljøgifter; det vil si at fjerning av parasitter samtidig fjernet effektene av miljøgifter, noe som tyder på at individene kan foreta avveining mellom bruk av resurser til forsvar mot miljøgifter og immunsystemet (Bustnes et al. 2006c). Med andre ord, en sentral retning innen miljøgiftforskning bør være å sette slike stoffer i sammenheng med andre stressfaktorer.

Et annet uavklart område når det gjelder effekter av miljøgifter er hvordan arter som normalt har lave nivåer i korte perioder kan utsettes for stort miljøgifttrykk som følge av reproduktive og fysiologiske forhold. Et eksempel på en slik art er ærfugl. Ærfuglhunnen bygger i perioden før egglegging opp store fettreserver som forbrennes under ruging. Dermed frigjøres fettløselige miljøgifter til blodet og de høyeste nivåene vil opptre når ungene klekker og det sammenfaller med den perioden da hunnene har dårligst kondisjon (pga. energiforbruk under rugeperioden) og svakest immunforsvar (Hanssen et al. 2005). I denne perioden kan man tenke seg at miljøgifter kan ha betydelige negative effekter.

Et tema som man har begynt å fokusere på er hvordan klimaendringer kan påvirke både transport og effekter av miljøgifter. Et varmere klima kan bety en høyere transport av miljøgifter til arktiske og nordlige strøk (MacDonald et al. 2005), samt at klimaendringene vil påvirke sjøfugl i negativ retning med hensyn til effekter (Jenssen 2006). Her er det i det hele tatt en betydelig mangel på empiriske data. En viktig hypotese som er framsatt er at miljøgifter kan ha større effekter i polare områder fordi dyr utsettes for et høyere stressnivå fra andre faktorer (Bonstra 2004).

Et annet aspekt er hvilke stoffer som er de farligste for sjøfugl. Det er ofte vanskelig å finne ut av det siden forekomsten av de enkelte miljøgiftene er sterkt korrelert. Det vil si at hvis en fugl har høyt PCB nivå så vil den også ha relativt høye nivåer av alle andre fettløselige miljøgifter. Bustnes (2006) så på denne problemstillingen i polarmåke og fant at de stoffene som hadde høyest nivå ikke nødvendigvis var de som var mest knyttet til negative effekter. Det er interessant å merke seg at fluorerte forbindelser ikke er korrelert med fettløselige stoffer (Haukås et al. 2007, Bustnes et al. 2008c), og dermed øker muligheten for å si noe om hvilke stoffer som medfører størst risiko. På dette området gjenstår det mye forskning.

9.3 Langtransportert radioaktivitet

Det meste av radioaktive partikler i Norskehavet og Arktiske hav driver inn i området via de store havstrømmene. Radionuklider fra gjenvinningsanlegg for atomavfall finnes i dag i alger og andre organismer langs hele norskekysten, men vurderes ikke som noen fare for livet i havet.

9.3.1 Effekter av radioaktivitet på sjøfugl

Undersøkelser av radioaktivitet og effekter på sjøfugl er fåtallige. Forskningen har hovedsakelig fokusert på konsekvenser av farlig stråling for mennesker, og har inntil nylig mer eller mindre oversett effektene det kan ha på planter og andre dyr. Av annen flora og fauna er det fokusert på alger (blæretang *Fucus vesiculosus*), krepsdyr (hummer *Homarus gammarus*),

bløtdyr (blåskjell *Mytilus edulis*) og fisk (torsk *Gadus morhua*). Sjøfugl er ofte på toppen av den marine næringskjeden og vil kunne påvirkes av radioaktivt materiale i byttedyra lavere i næringsnettet. Likevel er det lite kunnskap om dette på det nåværende tidspunkt (NRPA, 2007).

I Norskehavet er det kun gjort undersøkelser på radioaktivitet hos noen arter sjøfugl på Svalbard.

Statens strålevern gjennomførte i 2005 en undersøkelse hvor konsentrasjoner av radioaktive stoffer ble målt i muskelvev, lever og nyrer hos ulike arter sjøfugl på Svalbard. Dette gjaldt stoffene Caesium-137, Polonium-210 og ^{210}Pb . Polonium-210 er kjent for å konsentrere seg i marine organismer i en høyere grad enn andre naturlige alpha-emittere. Lite er likevel kjent om hvordan stoffet blir overført gjennom næringskjeden og resulterende aktivitetskonsentrasjoner hos sjøfugl. Konsentrasjon av Polonium-210 varierte mellom de ulike artene (**tabell 9.3.1**). Gjennomsnittlig aktivitetskonsentrasjon var $1,10 \pm 0,48$ Bq kg⁻¹ (våtvekt) hos polarmåke, mens den var $13,67 \pm 7,24$ Bq kg⁻¹ (våtvekt) hos alkekonge. Det kan tyde på at disse ulikhetene reflekterer variasjon i diett. Alkekongen spiser mye hoppekreps, som f.eks. raudåte, som er kjent for akkumulere høye nivåer av ^{210}Po . Polarmåken derimot predaterer ofte på andre sjøfuglarter.

I de fleste tilfeller fant man ingen tegn til Cesium-137. Bare seks av prøvene viste lave konsentrasjoner ($0,08 \pm 0,02$ til $0,18 \pm 0,05$ Bq kg⁻¹) (NRPA 2007).

Tabell 9.3.1. Konsentrasjoner av ^{210}Po og ^{210}Pb i ulike vev hos fem sjøfuglarter (kilde: NRPA 2007).

Art	n	^{210}Po (Bq kg ⁻¹ våtvekt)		^{210}Pb (Bq kg ⁻¹ våtvekt)		
		Muskel ¹	Nyre ²	Lever ²	Nyre ²	Lever ²
Krykkje	5	$3,89 \pm 1,48$	$31,9 \pm 0,3$	-	$0,42 \pm 0,02$	-
Lomvi	6	$11,6 \pm 5,1$	$131,4 \pm 1,0$	$42,9 \pm 0,3$	$0,26 \pm 0,02$	$0,19 \pm 0,01$
Polarmåke	2	$1,10 \pm 0,48$	$22,9 \pm 0,3$	$7,18 \pm 0,1$	$0,39 \pm 0,02$	$0,016 \pm 0,002$
Havhest	3	$6,48 \pm 3,32$	$47,0 \pm 0,6$	-	$5,75 \pm 0,20$	-
Alkekonge	5	$13,7 \pm 9,9$	$94,0 \pm 0,7$	-	$0,67 \pm 0,04$	-

¹ Gjennomsnittlig verdi av individuelle prøver; ² Samleprøver fra flere individer

Jordprøver tatt nær sjøfuglkolonier på Svalbard hadde en rikere konsentrasjon av radionuklider enn tilsvarende prøver tatt fra nærliggende lokaliteter (uten sjøfugl). Resultatene indikerte at de høye konsentrasjonene i jordsmonnet oppsto på grunn av akkumulering av de radioaktive stoffene i ekskrementene til fuglene. Dermed kan sjøfuglene være med å overføre radioaktive stoff til terrestrisk miljø som kan videreføres i næringsnettet på land via beiting på vegetasjon i nærheten av sjøfuglkoloniene (Dowdall og Lind 2003).

Undersøkelser fra andre deler av verden

Burger og Gochfeld (2007) registrerte radioaktive kjerner hos fire arter sjøfugl på de to øyene Amchitka og Kiskai i Barentshavet. Amchitka ble i 1960-årene utpekt som lokalitet for prøve-sprenging av Atomic Energy Commission. Selv om noe radioaktivt material nådde overflata ble ikke lekkasjene ansett som å være en helsefare for omgivelsene (Seymour & Nelson 1977, Faller & Farmer 1998). I 2004 ble det samlet inn prøver fra ærfugl, topplunde *Fratercula cirrhata*, pigeon guillemot *Cephus columba* og gråvingemåke *Larus glaucescens* fra området. For de fleste artene var konsentrasjonen av de radioaktive kjernene under minimum påviselig aktivitetsnivå (MDA). Dette gjaldt stoffene cesium-137, Pu-239, Pu-240 og uranium-238. Bare

en av cesium-137 og plutonium prøvene, samt tre av uranium-238 prøvene var over MDA. I alle tilfellene var aktivitetsnivåene svært lave (Burger og Gochfeld 2007).

Basert på de dokumenterte nivåer, er det valgt å sette konsekvensene av langtransportert radioaktivitet i 2006 til "ubetydelige" for alle indikatorartene, med et dårlig kunnskapsnivå (**tabell 9.2.1**). For fremtidsbilde 2025 er det vurdert at kunnskapsgrunnlaget er så lite at det ikke er faglig mulig å fastsette kategorier for konsekvensene.

9.3.2 Kunnskapsbehov

Radioaktivt materiale slipper ut farlig stråling som har evnen til å ødelegge levende celler om de er tilstede i store nok doser (AMAP, 2002). Sjøfugl er ofte på toppen av den marine næringskjeden og vil derfor også kunne påvirkes av radioaktivt materiale i byttedyra lavere i næringsnettet. Likevel er det lite kunnskap om omfanget og effektene av radioaktivitet på sjøfugl på nåværende tidspunkt. For sjøfugl trengs det kunnskap om:

- Nivåer av radioaktivitet målt i ulike sjøfuglarter på forskjellige lokaliteter
- Nivåer for effekt av radioaktivitet på sjøfugl
- Konsekvensene av påvirkningen fra radioaktivitet

9.4 Forsuring av havet

Forsuring av havet er beskrevet i Golmen et al. (2008). Problemstillingene rundt forsuring av havet er relativt nye, og har ikke vært særlig langt fremme i debatten ennå. Antropogen forårsaket forsuring av havet skjer som følge utslipp av CO₂ til atmosfæren. Deler av denne CO₂-konsentrasjonen blir tatt opp av havet og oppløst som karbonsyre.

En reduksjon av pH i havet vil kunne gi både letale og subletale effekter på dyre- og plantelivet i havet. Det mest umiddelbare problemet kan være for organismer som bygger skall av kalk. Det er vist at dyreplankton er følsomme overfor langtidseksponering for selv en moderat reduksjon i pH. For fisk er det de tidlige livsstadier som er mest sårbare for forsuring (for mer informasjon, se Golmen et al. 2008).

9.4.1 Effekter av forsuring av havet på sjøfugl

Det er ikke gjort studier på effekter av forsuring av havet på sjøfugler, og følgelig har vi svært lite kunnskap om hvordan forsuring vil kunne påvirke sjøfuglbestander. Sammenlignet med fisk og marine evertebrater bruker sjøfuglene økosystemet på en helt annen måte. De tilbringer ikke all tid i vannet, de har velutviklet hud og fjær og puster i atmosfærisk luft. Sjøfugler vil derfor ikke i samme grad være direkte eksponert for sjøvatnet gjennom kontakt med respiratoriske vev eller hud. Dermed er problemstillingene omkring fysiologiske effekter ved forsuring ikke like aktuelle for sjøfugler som for fisk og evertebrater.

Det kan imidlertid ikke utelukkes indirekte effekter på sjøfugler, på grunn av endring i næringstilgang. De fleste sjøfuglene henter all sin næring fra havet (se **tabell 9.4.1** for beskrivelse av viktige byttedyr for noen av sjøfuglartene). Sjøfugler beiter som regel høyt oppe i næringskjeden og endringer på de lavere trofiske nivåer vil dermed kunne påvirke sjøfuglbestandene indirekte. Sjøfugler vil potensielt kunne bli berørt av en endring i pH, hvis mengde, tilgang og utbredelse av deres byttedyr forandres på grunn av forsuringen.

Tabell 9.4.1. Viktige byttedyr for indikatorartene av sjøfugl i Norskehavet.

Art	Viktige byttedyr
Toppskarv	Yngre årsklasser av ulike torskefisk, i mindre grad pelagiske stimfisk
Ærfugl	Bunndyr (mest muslinger, krepsdyr og pigghuder), i mindre grad fisk
Krykkje	Ulike arter små, pelagiske stimfisk og krepsdyr
Lomvi	Hovedsakelig pelagiske fiskearter, men også krepsdyr
Lunde	Små, pelagiske stimfisk, spesielt sild og sil (tobis)

Som beskrevet i de foregående kapitler er det på nåværende tidspunkt lite kunnskap om hvordan forsuringen vil påvirke potensielle byttedyr. Studier har vist at dyreplanktonsamfunnene kan bli påvirket både letalt og subletalt (bl.a. gjennom reproduksjon) av en reduksjon i pH, mens fisk tilsynelatende er mindre sensitive enn evertebrater (Golmen et al. 2008). Det er ingen studier som viser at en pH-reduksjon tilsvarende den som er forventet fremt til 2025 vil få letale effekter for fisk (Hayashi et al. 2004, Ishimatsu et al. 2005). En indirekte effekt av forsuring av havet via byttedyrsamfunn for sjøfugl, vil derfor sannsynligvis først påvirke sjøfugler som i stor grad baserer sin diett på evertebrater, for eksempel krykkje og ærfugl.

Ut fra nåværende kunnskap må det imidlertid regnes for lite sannsynlig at den skisserte endring i pH vil gi målbare effekter på sjøfugler, verken på individ- eller bestandsnivå.

For alle indikatorarter er det, basert på de dokumenterte nivåer, valgt å sette konsekvensene av forsuring i 2006 til ubetydelig. Kunnskapsnivået for vurderingene er imidlertid meget dårlig (tabell 9.2.1).

9.4.2 Konsekvenser ved fremtidsbilde (2025)

Med utgangspunkt i den eksisterende viten om effekter og prognosene for omfang av forsuring, er det vanskelig å konkludere noe på omfanget av konsekvensene for sjøfugler i perioden fremt til 2025. Det vil antageligvis ikke bli fysiologiske påvirkninger på sjøfugler grunnet forsuring. En potensiell indirekte effekt vil derfor være gjennom endring i tilgang på bytte. Sjøfugler har imidlertid generelt stor mobilitet og de fleste artene utnytter flere ulike næringsemner. De vil derfor til en viss grad kunne tilpasse sitt næringssøk i forhold til mindre omfattende endringer i tilgang og utbredelse av byttedyr.

9.4.3 Konsekvenser ved fremtidsbilde (2080)

I fagrapporten (Golmen et al. 2008) blir det gitt prognoser for at det kan komme en reduksjon i pH på inntil 0.5-0.7 fram mot 2100. På lang sikt kan havforsuring dermed bli alvorlig, særlig for marine arter med kalkskall. Det er ikke dokumentasjon for å vurdere de fysiologiske påvirkninger på sjøfugler grunnet forsuring. Hvis de lavere trofiske nivåene blir kraftig påvirket av forsuringen, vil det imidlertid forplanter seg opp igjennom de trofiske nivåene. Dette vil kunne få store konsekvenser for sjøfuglene, igjennom forandring og forringelse i næringsgrunnlaget. Det er vanskelig å kvantifisere omfanget av konsekvensene for sjøfugl. Hvor store konsekvensene blir, avhenger av hvordan det marine økosystem påvirkes. Sjøfugler har generelt stor mobilitet og de fleste artene utnytter flere ulike næringsemner. Det kan derfor tenkes at de til en viss grad vil kunne tilpasse sitt næringssøk i forhold til mindre omfattende endringer i tilgang og utbredelse av byttedyr. Sett i forhold til prediksjonene gitt i (Golmen et al. 2008) vil forsuring på sikt kunne få alvorlige konsekvenser for sjøfugler.

For fremtidsbilde 2080 er det vurdert at kunnskapsgrunnlaget er så lite at det ikke er faglig mulig å fastsette kategorier for konsekvensene.

9.4.4 Kunnskapsbehov

I forbindelse med utredningsområdearbeidet er det ikke funnet noe dokumentasjon på effekter av forsurening på sjøfugl. På nåværende tidspunkt vet man derfor for lite til å konkludere om de påvirkes eller ikke. Det trengs mer kunnskap både på direkte effekter på sjøfugl, og på de indirekte effektene igjennom påvirkninger på byttedyr.

9.5 Petroleumsvirksomhet utenfor Norskehavet

Konsekvenser av petroleumsvirksomheten utenfor Norskehavet er beskrevet i Larsen et al. (2008). For mer detaljerte beskrivelser av omfanget henvises til denne rapporten.

I Larsen et al. (2008) ble det oppsummert at utredningsområdet generelt påvirkes i ubetydelig grad av utslipp fra petroleumsvirksomhet utenfor området. Det er petroleumsvirksomhet i områder som grenser til utredningsområdet som kan ha påvirkning innenfor utredningsområdet. Driftutslipp fra aktiviteten i Nordsjøen har den korteste transporttiden til utredningsområdet. Det er høy petroleumsvirksomhet i Nordsjøen. Totalt er det henholdsvis 144 og 257 offshore olje- og gassinntallasjoner. Petroleumsvirksomhet generelt medfører en rekke miljøpåvirkninger. Med unntak av aktivitetene i nordlige Nordsjøen foregår det meste av utslippene fra petroleumsvirksomheten i betydelig geografisk avstand til utredningsområdet. Dette medfører at det skjer høy fortynning og omdanning/nedbrytning av kjemiske komponenter under transport mot utredningsområdet.

9.5.1 Effekter av petroleumsvirksomhet utenfor utredningsområdet på sjøfugl

I kap. 5 og 7 er mulige effekter av olje på sjøfugler beskrevet for henholdsvis petroleumsutvinning og skipsfart. Likeledes er det i Larsen et al. (2008) gitt en oppsummering av samme tema. Effektene på sjøfuglene av petroleumsvirksomhet utenfor Norskehavet, vil ha mange likhetstrekk med dem beskrevet i kap. 5 og 7.

Sjøfugl er svært sårbare for både direkte og indirekte effekter av oljesøl. Selv relativt små mengder olje i fjærdrakten kan få fatale konsekvenser ettersom den får fjærene til å klistre seg sammen slik at de mister isolasjonsevnen og fryser i hjel, noe som kan føre til massedød i tiden etter en oljesølhendelse. I tillegg oppstår en forgiftningssituasjon når tilsølte individer pusser fjærdrakten slik de får olje inn i fordøyelsessystemet. Åtseletere og predatorer er utsatt for forgiftning og tilgrising gjennom økt tilgang til svake og døde, tilgrisede sjøfugl.

Mer langvarige effekter på sjøfugl er forgiftning av næringsgrunnlaget samt degradering av beiteområder gjennom nedgang i byttedyrtettheter. Disse faktorene virker gjerne sammen, der skadet fugl i utgangspunktet får dårlig kondisjon på grunn av økt varmetap samtidig som næringsemner er forgiftede eller redusert i tetthet. Når oljesølet forsvinner, gjenstår ennå nedgangen i byttedyrtettheten. Viktigere enn effekten av denne nedgangen på næringstilbudet er trolig likevel nedsatt funksjonsdyktighet pga. oljeskaden og derved mindre evne til å ta opp næring, samtidig som matbehovet er større enn normalt for å kunne kompensere for varmetapet (se kapittel 5 og 7 for mer utfyllende beskrivelse).

Driftsutslipp vil formentlig ikke ha store konsekvenser for sjøfugler i utredningsområdet (se kap. 4.3.1). Det kan derimot antas at større akutte utslipp i Nordsjøen kan påvirke sjøfuglene i området. Simuleringer i RKU Nordsjøen (2006) har vist at olje fra store deler av nordlige Nordsjøen kan spre seg inn i Norskehavet. Gitt det store antall olje- og gassinntallasjoner som finnes i Nordsjøen er det derfor mulighet for at sjøfuglbestandene i utredningsområdet kan bli påvirket av petroleumsvirksomheten utenfor utredningsområdet. Omfanget av påvirkningen vil avhenge av mye av utslippsmengde som driver inn i utredningsområdet, tidspunkt og hvilke sjøfugler det er i de rammede områdene på det aktuelle tidspunktet.

9.5.2 Konsekvenser av fremtidsbilde (2025)

Det er vanskelig å forutsi hvordan konsekvensene for sjøfugl i Norskehavet, som en følge av petroleumsvirksomhet utenfor utredningsområdet vil være i 2025. Som beskrevet i Larsen et al. (2008) er virksomheten i Nordsjøen dominert av store, eldre felt der produksjonen er avtagende, og dermed vil utslippene fra Nordsjøen avta etter hvert. Utslipp av produsert vann øker imidlertid på slutten av et felts levetid, så denne problemstillingen vil stadig være aktuell. På Russisk sokkel vil det i Barentshavet mest sannsynlig være offshore felt i produksjon frem mot 2025.

Effektene på sjøfugl i 2025 vil som i dag avhenge mye av utslippsmengde som driver inn i utredningsområdet, tidspunkt og hvilke sjøfugler det er i de rammede områdene på det aktuelle tidspunktet. Som beskrevet i kap. 9.1 kan klimaendringer ha påvirkning på sjøfuglebestandene. Det kan derfor tenkes at en større andel av sjøfuglbestandene i området (f.eks. lomvi) vil leve på kanten av sitt utbredelsesområde og være i en situasjon som gjør dem mer sårbare for økte miljøbelastninger. De kan dermed også få større problemer med å restituere seg etter et oljesøl.

9.5.3 Kunnskapsbehov

I kapittel 5.7 er kunnskapsbehov i forhold til effekter av petroleumsutvinning beskrevet. Mange av de samme kunnskapsmangler på olje og sjøfugl som er skissert der, vil også gjelde for petroleumsvirksomheten utenfor utredningsområdet.

9.6 Skipstrafikk utenfor Norskehavet

Kapittelet dekker uhell i skipsfarten utenfor forvaltningsområdet, med implikasjoner for området. Disse hendelsene skiller seg i liten grad fra hendelsene innen forvaltningsområdet for Norskehavet, siden de er plassert innenfor grunnlinjen langs de tilstøtende kystområder. Disse hendelsene er vurdert på samme måte som for hendelsene innen forvaltningsområdet (se **kapittel 7.4**). Fire forskjellige hendelser er skissert (**figur 9.6.1**).

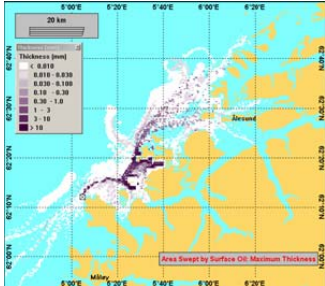
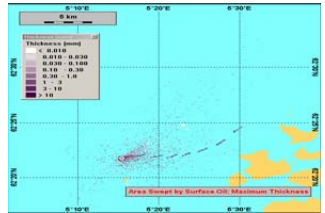
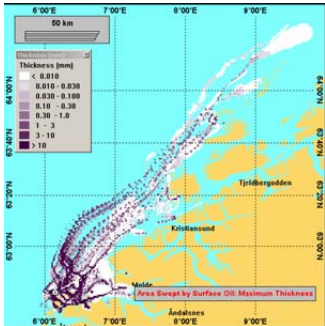
9.6.1 Overlapp mellom sjøfugl og hendelse

Se kapittel 7.4 for nærmere forklaring av datagrunnlag og metodene brukt i analysen.

Hendelse 1

Hendelse 1 omfatter malmskip som grunnstøtter ved Stad, og er lagt til midt i hekkesesongen for sjøfuglene (se **figur 9.6.1** for beskrivelse). Varigheten dekker den viktigste delen av hekkesesongen. Kysten av Sunnmøre er svært fuglerik i denne perioden, og hendelsen berører sjøkoloniene Runde (Sunnmøre), Einevarden og Veststeinen (Sogn- og Fjordane) direkte. Runde er et av Norges største fuglefjell, med store forekomster av havsule, toppskarv, lunde, lomvi og krykkje, og området rundt er generelt svært fuglerikt. Ti 10×10 km ruter definert som særlig viktige sjøfuglområder (SVO) i sommersesongen og fire definert som viktige berøres direkte med strandet olje eller med olje på sjø i ruten (**figur 9.6.2**). Totalt antall definerte SVO er større, da de er fordelt på de forskjellige økologiske gruppene (**tabell 9.6.1**). I tillegg viser drivbanen for oljesølet at et svært stort område av beitearealene for alle artsgrupper i området berøres utstrakt (**figur 9.6.3**). For indikatorartene berøres Runde, som er internasjonalt, nasjonalt og regionalt særlig verdifullt for krykkje (pelagisk overflatebeitende) og Einevarden som er regionalt viktig for arten. For pelagisk dykkende arter er Runde særlig verdifullt regionalt og nasjonalt for lomvi, og regionalt, nasjonalt og internasjonalt verdifullt for lunde. Veststeinen og Einevarden er regionalt verdifulle lokaliteter for lunde. Av de kystbundne, dykkende artene er det toppskarv som slår ut i SVO-analysen, med Runde som internasjonalt

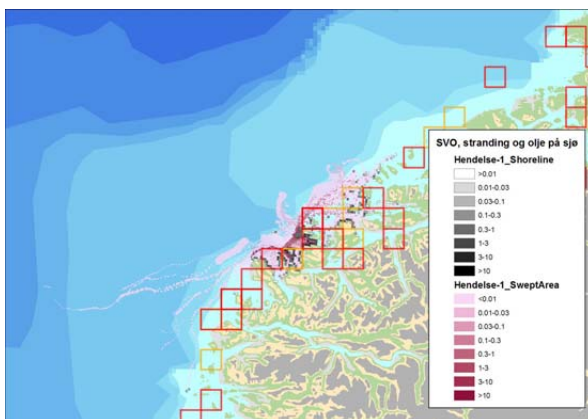
og regionalt verdifullt område. Ærfugl berøres i mindre grad, men dette er det stor usikkerhet i forhold til. Analysene for åpent hav viser at influensområdet omfatter viktige leveområder for lunde, lomvi og krykkje. Imidlertid er de kystnære delene av dette havområdet dårlig kartlagt, og derfor tillagt mindre vekt i denne sammenheng enn de kolonibaserte dataene og definerte SVO i kystavsnittet.

Hendelse	Beskrivelse	Influensområde for olje på overflaten
1 Forlis	Malmskip får motorhavari utenfor Stad i dårlig vær med pålandsvind, driver inn mot Stad. Taubåt får ikke kontroll over skipet. Skipet går på grunn og blir sterkt ødelagt i bunnområdet av tung sjø. 4000 tonn bunkersolje slippes ut i strandsonen fra vraket i løpet av 1 time. Utslippsdato er satt til 10. juni og varighet på simuleringen er 30 dager.	
3 Forlis	Kjemikalietanker på vei fra Rotterdam til Kristiansund i dårlig vær.	
3.1	Kjemikalietankeren får alvorlige skrogskader utenfor Grunnskallen, nord for Stad. En full lastetank med baseolje (300 tonn) slippes ut umiddelbart. Skipet slepes inn av taubåt og berges. Utslippsdato er satt til 1. januar og varighet på simuleringen er 30 dager.	
3.2	Tankeren brekker. To fulle lastetanker med baseolje slippes ut umiddelbart 100 tonn bunkersolje slippes ut i løpet av 6 uker. Utslippsdato er satt til 1. januar og varighet på simuleringen er 50 dager.	
4 Grunnstøting	Skytteltanker (120 000 tonn lasteevne) på vei fra Heidrun får motorproblemer nord for Stad og driver mot Ulla, nordvest for Ålesund. Det lykkes ikke å få sleper om bord grunnet meget dårlig vær i området. Båten driver på land og ødelegges av tung sjø. Store deler av lasten slippes ut. 80 000 tonn lastolje slippes ut på 8 timer. Resten av oljen fjernes fra vraket. Utslippsdato er satt til 1. september og varighet på simuleringen er 30 dager.	

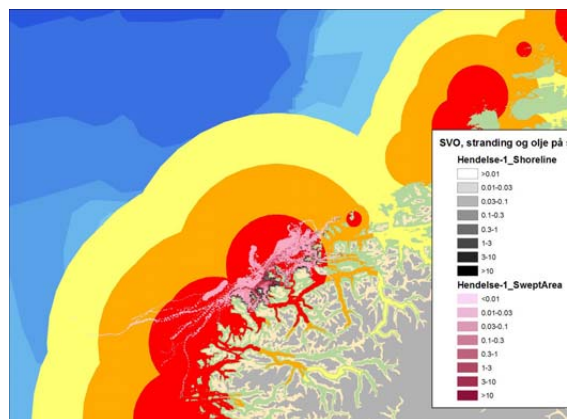
Figur 9.6.1. Influensområder for skipsuhell utenfor utredningsområdet. (Kilde: Johansen og Ditlevsen, SINTEF materialer og kjemi).

Tabell 9.6.1. Antall definerte SVO for sommersesongen for hendelse 1, fordelt på økologiske grupper.

Artsgrupper	Sommer	
	Særlig verdifull	Viktig
Pelagisk dykkende	3	0
Pelagisk overflatebeitende	4	3
Kystbundne dykkende	1	0
Kystbundne overflatebeitende	4	3
Fjæretilknyttede	2	0
Totalt	14	6



Figur 9.6.2. Olje på sjø, strandet olje og SVO for sjøfugl for hendelse 1. 10×10 km ruter med rød ramme er særlig viktige områder, de med orange ramme er viktige områder.



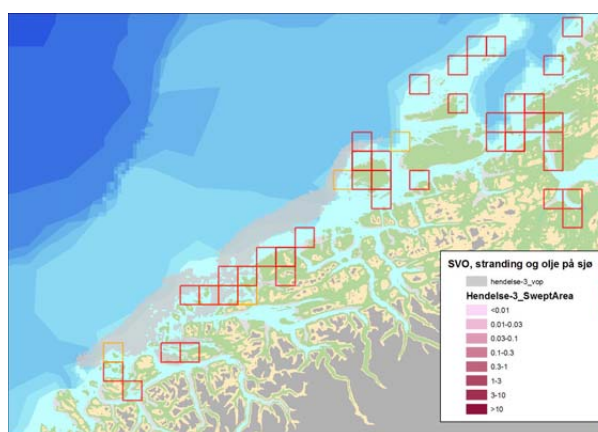
Figur 9.6.3. Olje på sjø, strandet olje og SVO for sjøfugl for hendelse 1. Røde arealer er særlig viktige områder, orange er viktige områder. Arealene er definert ut fra de forskjellige artsgruppene aksjonsradius i hekketiden.

Hendelse 3.1

Hendelse 3.1 omfatter utslipp av baseolje fra kjemikalietanker ved Grunnskallen nord for Stad. Influensområdet dekker kyststrekningen fra Runde til Frøya, men omfatter ikke olje i overflaten. De biologiske og økologiske implikasjonene av uhellet er ukjent, men dekker et svært viktig område for sjøfugl gjennom hele året, med Runde og øyene rundt som viktige hekkel plasser for alle artsgrupper, og Møre kysten som er et viktig overvintringsområde for en rekke kystbundne sjøfuglarter. Hendelsen opptrer i vintersesongen, i en periode da de fleste overvintrende artene er til stede. Sytten 10×10 km ruter med definerte SVO berøres av utslippet (**figur 9.6.4**), med viktigste forekomster av kystbundne dykkende og fjæretilknyttede arter. Antallet definerte SVO er større enn berørte ruter, da det er definert flere SVO for enkelte av rutene (**tabell 9.6.2**). Ingen av indikatorartene slår ut i SVO-analysen i vintersesongen, men i vårsesongen berøres Runde der området er definert som internasjonalt, nasjonalt og regionalt særlig verdifullt for krykkje, regionalt og nasjonalt særlig verdifullt for lomvi, samt regionalt, nasjonalt og internasjonalt verdifullt for lunde. For toppskarv er Runde internasjonalt og regionalt verdifullt. Ærfugl berøres i mindre grad, men det er stor usikkerhet i forhold til datagrunnlaget for denne arten. Overvintrende vadere og dykkere samt noen andefugler berøres i større grad, men de er ikke dekket av indikatorartene.

Tabell 9.6.2. Antall definerte SVO for vintersesongen for hendelse 3.1, fordelt på økologiske grupper.

Artsgrupper	Vinter	
	Særlig verdifull	Viktig
Kystbundne dykkende	5	6
Kystbundne overflatebeitende	0	1
Fjæretilknyttede	7	1
Totalt	12	8



Figur 9.6.4. Influensområde og SVO for sjøfugl for hendelse 3.1. 10×10 km ruter med rød ramme er særlig viktige områder, oransje er viktige områder.

Hendelse 3.2

Hendelsen tilsvarer 3.1, men med dobbelt så stort utslipp av baseolje (600 tonn) og et lokalt utslipp av 100 tonn bunkersolje. Driften av baseolje berører et marginalt større område enn for 3.1, men opptre like utenfor Runde. Simuleringene indikerer liten grad av stranding av denne oljen. Lokale forekomster av kystbundne arter vil kunne berøres, men omfanget av denne effekten er liten. Berørte sjøfuglområder av baseoljeutslippet tilsvarer hendelse 3.1. Ingen av indikatorartene slår ut i SVO-analysen i vintersesongen, men i vårsesongen berøres Runde der området er definert som internasjonalt, nasjonalt og regionalt særlig verdifullt for krykkje, regionalt og nasjonalt særlig verdifullt for lomvi, samt regionalt, nasjonalt og internasjonalt verdifullt for lunde. For toppskarv er Runde internasjonalt og regionalt verdifullt. Ærfugl berøres i mindre grad, men det er stor usikkerhet i forhold til datagrunnlaget for denne arten. Områder som er viktige for overvintrende vadere og dykkere samt noen ender berøres i større grad, men de er ikke dekket av indikatorartene. Siden oljen i liten grad strander, vil vaderne være marginalt utsatt av dette scenariet.

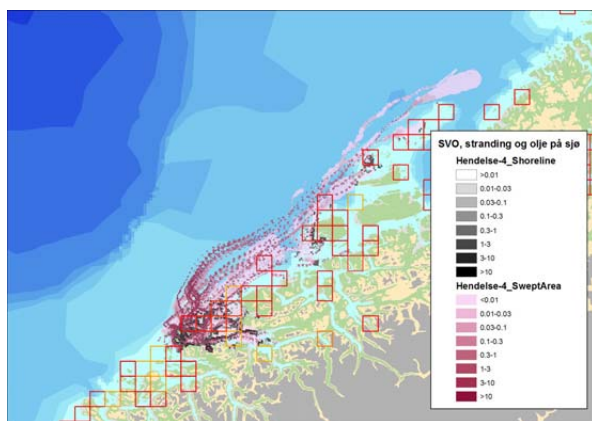
Hendelse 4

I begynnelsen av september grunnstøter en skytteltanker utenfor Haramsøya og bryter sammen, medfølgende utslipp av 80 000 tonn lastolje. Oljen driver langs ytre kyst nordover til og med Froan. Froan er et viktig hekkeområde for kystbundne dykkende arter (teist, ærfugl, toppskarv og storskarv), selv om det er andre kystbundne, dykkende arter som lomer og dykkere som slår sterkest ut i SVO-analysen for området. Ellers er dette et av de viktigste områdene for sildemåke i området, der både den sørlige og den truede nordlige underarten

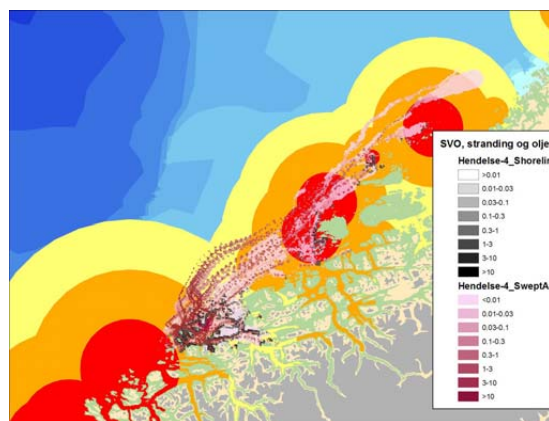
opptrer. Hendelsen opptrer så tidlig at mange av hekkefuglene ennå er til stede i hekkeområdene. Imidlertid er influensområdet enda viktigere som myte- og leveområde på høsten. Det er definert 15 SVO for sjøfugl i sommersesongen fordelt på 13 10×10 km ruter, og 35 for høstsesongen fordelt på 24 10×10 km ruter (**tabell 9.6.3** og **figur 9.6.5** og **9.6.6**). Det store antallet på høsten skyldes at influensområdet omfatter myte- og trekkområder for mange kystbundne og fjæretilknyttede arter, samtidig som flere av de overvintrende populasjonene i området ankommer i løpet av høsten.

Tabell 9.6.3. Antall definerte SVO for sommer- og høstsesongen for hendelse 4, fordelt på økologiske grupper.

Artsgrupper	Sommer		Høst	
	Særlig verdifull	Viktig	Særlig verdifull	Viktig
Kystbundne dykkende	3	0	10	3
Kystbundne overflatebeitende	6	3	6	4
Fjæretilknyttede	3	0	12	0
Totalt	12	3	28	7



Figur 9.6.5. Olje på sjø, strandet olje og SVO for sjøfugl for hendelse 4. 10×10 km ruter med rød ramme er særlig viktige områder, de med oransje ramme er viktige områder.



Figur 9.6.6. Olje på sjø, strandet olje og SVO for sjøfugl for hendelse 4. Røde arealer er særlig viktige områder, oransje er viktige områder. Arealene er definert ut fra de forskjellige artsgruppenes aksjonsradius i hekketiden.

9.6.2 Oppsummering av konsekvensene ved akutte utslipp fra skipstrafikken utenfor utredningsområdet

Konsekvensene for hendelsene vurderes spesielt med hensyn på pelagisk dykkende arter (indikatorarter lomvi og lunde), pelagisk overflatebeitende arter (indikatorart krykkje) og kystbundne dykkende arter (indikatorarter toppskarv og ærfugl), da disse gruppene regnes som spesielt sårbare (se for eksempel Lorentsen et al. 2007). Andre viktige artsgrupper som kan bli berørt, er fjæretilknyttede arter (kun utsatt ved stranding av olje) og våtmarkstilknyttede arter som periodevis oppholder seg i grunne farvann.

De nevnte artene diskuteres spesielt, og andre arter dekkes gjennom SVO-konseptet (Systad et al. 2007). For eksempel regnes kystbundne, overflatebeitende arter som gråmåke og svartbak som mindre sårbare enn de nevnte gruppene over, men der det finnes forekomster over en viss bestandsandel til en gitt sesong, vil også denne gruppen kunne være dimensjonerende for analysen. I SVO-analysen er det også innarbeidet en vekting av områder med flere arter, der flere arter med definerte SVO oppgraderer området (Systad et al. 2007).

De forskjellige artenes månedsvise sårbarhetskomponent overfor olje er tatt med i beregningen (Anker-Nilssen 1987, Moe et al. 1999). Artenes bestandsstatus, normale restitusjonstid og rødlistestatus er innbakt i SVO-konseptet (se kapittel 3.6). Direkte effekter av hendelsen er først vurdert. Langsiktige effekter diskuteres i forhold til bestandsendringer og habitatstatus. Den samlede effekten vurderes til slutt.

Hendelse 1

Siden influensområdet for hendelse 1 i sterk grad berører beiteområdene til viktige bestander av lomvi og lunde (pelagisk dykkende arter), havhest, havsule, sildemåke og krykkje (pelagisk overflatebeitende arter), toppskarv og til dels ærfugl (kystbundne dykkende arter) samt en rekke andre arter, vil de direkte konsekvensene være alvorlige i form av høy voksendødelighet og redusert hekkesuksess. Den langsiktige effekten for de pelagiske artene vil være mindre enn for de kystbundne artene, da habitatet til de kystbundne artene i større grad vil degraderes. Bestandsutviklingen til lomvi og krykkje er negativ på Runde, slik at denne hendelsen vil bidra til en ytterligere nedgang i bestanden som i liten grad kan forventes å restitueres. Konsekvensen av hendelsen rangerer lavere enn konsekvensene for hendelse 2.1 i kap. 6.4, da varighet og mengde olje er lavere, men skalaen er for grov til at dette gjenspeiles. De to hendelsene kan likevel sidestilles, da Runde med omland berøres kraftig.

Hendelse 3.1

Siden hendelsen berører et stort område med mange sjøfuglforekomster, er potensialet for alvorlige konsekvenser til stede. Det er ikke utviklet sårbarhetsmodeller for sjøfugl og kjemikalier, og virkningen av utslippet på disse er uklar. Indirekte effekter som forgiftning av viktige byttedyrorganismer og bioakkumulerte effekter av miljøgifter i etterhånd kan ikke utelukkes, og er nokså sannsynlig. Direkte dødelighet som følge av hendelsen er grovt vurdert som lite sannsynlig. Konsekvensen av hendelsen settes derfor til moderat, men kunnskapsgrunnlaget er svært dårlig.

Hendelse 3.2

Hendelsen berører et tilsvarende område som for hendelse 3.1. Konsekvensene i forhold til habitatødeleggelser og forgiftningssituasjon er like uklar, men mengden av utslippet er doblet. Det lokale utslippet av bunkersolje utenfor Runde strander ikke, og har relativt kort varighet. Konsekvensene vil sannsynligvis være marginalt større enn for hendelse 3.1, men settes til det samme, moderat konsekvens.

Hendelse 4

Influensområdet til hendelse 4 berører viktige områder for hekkende, trekkende, mytende og overvintrende, kystbundne arter. Det samme gjelder for flere fjæretilknyttede arter. Flest SVO berøres i høstperioden, der kystbundne, dykkende og fjæretilknyttede arter er de mest utsatte - og mest tallrike. De fjæretilknyttede artene er noe mindre sårbare enn de dykkende, og konsekvensene vurderes derfor som noe lavere for disse, men likevel alvorlige.

Konsekvenser samlet

Konsekvenstabeller for de aktuelle hendelsene er gitt nedenfor (**tabell 9.6.4 og 9.6.5**), basert på sjøfuglforekomster i de forskjellige økologiske gruppene definert i kapittel 3.3, andel av bestand, bestandsstatus, rødlistestatus og sårbarhet for olje (**tabell 5.2.1**). Konsekvensene er vurdert i forhold til direkte effekt, langsiktig effekt og samlet effekt. Høyeste verdi er brukt dersom konsekvensene er vurdert forskjellig for de forskjellige gruppene, og den høyeste av verdiene for direkte og langsiktige effekter er benyttet i samlet effekt.

Tabell 9.6.4. Konsekvenser for de fire hendelsene, fordelt på direkte konsekvens, langsiktig konsekvens og total konsekvens. Kunnskapsnivå er angitt med asterisker, der *** angir god, ** middels og * dårlig kunnskapsstatus.

Konsekvenser	Hendelse			
	1	3.1	3.2	4
Direkte	alvorlige**	små*	små*	alvorlige**
Langsiktig	alvorlige*	moderate*	moderate*	alvorlige**
Totalt	alvorlige*	moderate*	moderate*	alvorlige**

Tabell 9.6.5. Konsekvenser av skipstrafikk utenfor utredningsområdet for 2006. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1 -3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se **kapittel 4**) for nærmere informasjon).

Art(er) eller artsgruppe	Skipstrafikk				
	daglig drift	uhell 1	uhell 3.1	uhell 3.2	uhell 4
Lunde og lomvi (pelagisk dykkende sjøfugl)	ubetydelige* (1)	alvorlige** (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)
Krykkje (pelagisk overflatebeitende sjøfugl)	ubetydelige* (1)	alvorlige** (2)	små* (2)	små* (2)	små* (2)
Ærfugl og toppskarv (kystbundne dykkende sjøfugl)	ubetydelige* (1)	alvorlige** (2)	moderate* (2)	moderate*** (2)	alvorlige*** (2)
Kystbundne overflatebeitene sjøfugl	ubetydelige* (1)	alvorlige** (2)	små* (2)	små* (2)	moderat**
Konsekvenser for sjøfugl	ubetydelige* (1)	alvorlige** (2)	moderat* (2)	moderat*** (2)	alvorlige*** (2)

9.6.3 Kunnskapsbehov

I kapittel 7.7 er kunnskapsmangel ved konsekvenser av skipstrafikk i utredningsområdet beskrevet. Mange av de samme kunnskapsmangler på olje og sjøfugl som er skissert der, vil også gjelde for skipstrafikk utenfor utredningsområdet.

9.7 Faktorer som påvirker vandrende arter når de er utenfor Norskehavet

Mange arter av sjøfugl som skarver, alkefugl, måker/terner og andefugler trekker ut av utredningsområdet om vinteren, noe som betyr at de utsettes for andre typer trusler enn i Norskehavet. I dette kapitlet vil vi oppsummere noen eksempler på slike trusler. De fleste trekkende sjøfugl fra norskekysten har sine viktigste overvintringsområder i Nordsjøen og Nordvest-Atlanteren, men enkelte unntak finnes (se Bakken et al. 2003).

For pelagiske sjøfugl er forflytningene ofte dynamiske, og de følger gjerne byttedyras vandringer utenfor hekketiden. De kystbundne artene vil normalt oppholde seg over lengre tid i et område over tid, men betydelige forflytninger forekommer (se f.eks. Systad & Bustnes 1999).

Man kan dele trekkende sjøfugl i Norskehavet inn i to grupper; a) de som trekker ut av området om vinteren som er den dominerende gruppen og b) de som trekker inn i Norskehavet om vinteren. Til den siste gruppen hører en del alkefugler som polarlomvi og alkekonge samt ærfugl og praktærfugl. I denne gjennomgangen vil gruppe a bli vektlagt.

Det er vanlig å vektlegge følgende trusselfaktorer for sjøfugl:

- Redusert næringstilgang (overbeskatning)
- Habitatødeleggelse
- Bifangst i fiskeredsaker
- Oljeforurensning (akutt dødelighet og subletale langtids effekter)
- Jakt/fangst
- Miljøgifter og marint søppel

Ikke alle disse faktorene har relevans for trekkende arter når de er utenfor utredningsområdet, men i de fleste tilfeller mangler man detaljert kunnskap om i hvilken grad disse faktorene påvirker sjøfugl, både i og utenfor Norskehavet. I tillegg kan forskjellige faktorer samvirke og dermed utgjøre en enda større trussel for sjøfugl.

9.7.1 Redusert næringstilgang (overbeskatning)

De fleste sjøfugler lever av fisk (alkefugl, skarver og måker), mens ender som ærfugl lever mest av skalldyr. Sjøfuglene konkurrerer med fiskeriene om ulike fiskeslag, for eksempel sild og tobis (se kapittel 7). Et eksempel er lomvi som følger sildebestanden i Nordsjøen. Også alke drar fra Norskekysten til Nordsjøen (Bakken et al. 2003), og i så måte er den store dødeligheten av alke i Nordsjøen høsten 2007 viktig (for eksempel Isaksen & Bredesen 2007). Arter som skarvene kan spise store mengder torskefisker (f. eks. Lorentsen et al. 2004). Ringfunn viser at storskarv fra utredningsområdet trekker til Nordsjøen (Bakken et al. 2003), men det er usikkert i hvilken grad den trues av næringssvikt. Toppskarv fra området som berøres av denne utredningen trekker sørover, men ser ikke ut til å forlate Norskekysten (Bakken et al. 2003).

En annen mulig næringskonkurranse er skjelltråling. Det er kjent at stort uttak av blåskjell og hjerteskjell har ført til næringssvikt hos ærfugl (Camphuysen et al. 2002). I hvilken grad dette gjelder for fugl fra Norskehavet er ikke kjent men systematiske tellinger av høsttrekket av tjeld forbi Blåvandshuk på vestkysten av Danmark i perioden 1964 - 2003 viser at den norske hekkebestanden er nær halvert (Meltøfte et al. 2006). Nedgangen samsvarer med det som er funnet i overvintringsområdene pga. overfisket på skjell. En del marine dykkender som sjøorre, havelle og kvinand *Bucephala clangula* kan trekke ut av norske farvann og til Nordsjøen og Vadehavet (Bakken et al. 2003) der de kan tenkes å komme i konflikt med høsting av skjellresurser. Ærfugl, som sannsynligvis er den mest sårbare arten for skjelltråling trekker i liten grad ut av utredningsområdet (Bakken et al. 2003). En sammenfatning av eksisterende kunnskap om effekten av hjerteskjellhøsting på fugl er gitt av Follestad & Lorentsen (2007).

9.7.2 Habitatødeleggelse

Effekten av mulige habitatødeleggelser på trekkende sjøfugl fra utredningsområdet er ikke kjent. En virksomhet som muligens kan defineres som midlertidig habitatødeleggelse for sjøfugl er taretråling (beskrevet i kapittel 9.8.6). Arter som skarv, teist og marine ender bruker tareskogen flittig som næringshabitat (Bustnes et al. 1997). Taretråling endrer dette habitatet og kan medføre mindre tilgang på fisk (Lorentsen 2005). Det er kjent at begge artene av skarv fra nordlige områder i Norge trekker sørover inn i områder på Vestlandet og Sør-Vestlandet der tartråling drives. Hvor stor denne trusselen er, er vanskelig å kvantifisere.

9.7.3 Olje

Oljesøl kan komme både fra faste installasjoner og fra skip, og er en stor trussel mot de fleste sjøfugler, både pelagiske og kystbundne arter (beskrevet i kapittel 5 og 7). Det kan dreie seg om akutte utslipp, eller om kroniske små utslipp fra diverse aktiviteter. Til nå har skipsfart (forlis, ulovlig tankspyling) vært den dominerende faktor for utslipp av olje i våre områder (se f. eks. Lorentsen et al. 2008), men avrenning fra land og offshore-uhell i petroleumssektoren har et betydelig skadepotensial. For sjøfugl vil alltid faren for oljesøl være tilstede der det er menneskelig aktivitet og dette gjelder også i utredningsområdet. Likevel vil det være slik at arter som trekker til områder med større aktivitet utsettes for en høyere sannsynlighet for oljesøl. Et typisk eksempel er lomvi som følger byttedyr, som sild, fra Norskehavet til Nordsjøen der oljeaktiviteten og skipsfarten er stor. Et annet eksempel er utslippene fra lastebøyen ved Statfjordfeltet i 2007.

9.7.4 Bifangst i fiskeredskaper

Bifangst av sjøfugl i fiskeredskaper er et stort problem i mange områder. I hovedsak dreier det seg om to typer bifangst: garndrukning og linefangst (se kapittel 7). Alle dykkende sjøfugler, inkludert alkefugl, skarver og dykkender er svært utsatt for å drukne i garn (Furness 2003). I hvilken grad sjøfugl fra utredningsområdet utsettes for denne trusselen er ikke kjent. Toppskarv fra Nord-Norge drar ofte sørover og mange fugler har druknet i fiskegarn på Vestlandet, noe som også skjedd i stor stil i Troms og Nordland (Bakken et al. 2003).

Linefiske kan være en trussel mot overflatebeitende sjøfugler som for eksempel havhest og måker. Bakgrunnen for dette er at fugler forsøker å spise agnet på linekrokene og dermed blir sittende fast og drukner. Havhest har vært svært utsatt for dette, men man vet i dag lite om i hvilken grad sjøfugl fra utredningsområdet møter denne trusselen under trekk og migrasjoner.

I tillegg kan bifangst forekomme i forbindelse med akvakultur, for eksempel at skarver blir sittende fast i nøter rundt mærer. Dette vet man lite om og bør undersøkes nærmere.

9.7.5 Miljøgifter og marint søppel

Arter med tilhold i utredningsområdet blir eksponert for miljøgifter både innenfor (langtransporterte miljøgifter) og utenfor utredningsområdet i forbindelse med trekk. Områdene nærmere kildene, det vil si nært store befolkningskonsentrasjoner, har normalt høyere nivåer av de fleste miljøgifter, som klororganiske forbindelser og tungmetaller. Det betyr igjen at fugler som trekker til slike områder fra utredningsområdet må forventes å få i seg mer miljøgifter enn de som ikke trekker. Det er vist at miljøgifter kan ha betydelig økologiske effekter på sjøfugl, også ved Norskekysten; for eksempel hos svartbak som trekker til Nordsjøområdet (Bustnes et al. 2008a), men i hvilken grad dette skyldes miljøgifter som fuglene har fått i seg utenfor utredningsområdet vet man ikke.

Et interessant eksempel på en art som får i seg miljøgifter utenfor utredningsområdet er nordlig sildemåke. Denne utrydningstruede underarten trekker i stor grad til Øst-Afrika der den får i seg større doser av DDT enn fugler som overvintrer Nordsjøen (Hario et al. 2004, Bustnes et al. 2006a). I Finland er det påvist at DDE (en metabolitt av DDT) kan knyttes til en reproduksjonsvikt (Hario et al. 2004). I Norge har det vært vist negative sammenhenger mellom reproduksjon og overlevelse, og tungt nedbrytbare stoffer som PCB og DDE (Bustnes et al. 2008b). Med andre ord kan det se ut som miljøgifter i Afrika har negative økologiske effekter for en art som hekker på Norskekysten.

Marint søppel er ofte av typen tungt nedbrytbare biter av plast og lignende. Det er kjent at arter som havhest kan få i seg store mengder plastbiter, men i hvilken grad fuglene skades av dette vites ikke (se kapittel 7.3.4). Likevel må dette ansees som en mulig trussel.

9.7.6 Jakt/fangst

Det er lite sannsynlig at sjøfugl fra utredningsområdet utsettes for omfattende jakt og fangst da disse aktivitetene stort sett drives i mer Arktiske strøk som Grønland; der det skytes polarlomvi fra Svalbard-området (Bakken et al. 2003) og ærfugler fra Canada (Merkel 2006). En mulighet er likevel at polarlomvi og lomvi fra Jan Mayen trekker over til Grønland og blir jaktet på. En annen mulighet er marine ender fra utredningsområdet, som trekker til østlige Nordsjøen og Vadehavet kan bli jaktet på, for eksempel i Danmark. Ærfugl fra Norge blir regelmessig skutt i Danmark (Bakken et al. 2003), men disse kommer sannsynligvis ikke fra utredningsområdet.

9.7.7 Kunnskapsbehov

For flere sjøfuglarter trekker hele eller deler av hekkebestandene langs Norskekysten ut av utredningsområdet vinterstid. Det dreier seg både om kortere forflytninger til Midt- og Sør-Norge, og langdistansetrekk som må antas å gi påvirkning både underveis og i selve overvintringsområdene. Disse artene har til dels svært ulik status innenfor utredningsområdet (mht. truetet, sårbarhet, ansvar, økologisk rolle etc.), og utvalget av arter/bestander som er benyttet som eksempler, viser store forskjeller i geografisk spredning, lokal påvirkning etc. Kunnskapen om trekkende sjøfugl er til dels mangelfull, særlig når de er utenfor utredningsområdet. Dette omfatter mange arter og bestander, med ulike trekkveier og påvirkningsfaktorer. Oppdatering av kunnskapsgrunnlaget for de trekkende artene, deres trekkveier og effekter av påvirkningen krever mer forståelse av forhold som:

- Bestandstilhørighet
- Vandringsmønster
- Kunnskap om viktige, trekk- og overvintringsområder
- Kunnskap om habitatkrav hos de forskjellige artene

Kunnskapsmangler for påvirkningsfaktorene er skissert andre steder i rapporten (overbeskatning i kapittel 8.6.2, bifangst i fiskeredskaper i kapittel 8.6.1, oljeforurensning i kapittel 5.7 og 7.7 og miljøgifter i kapittel 9.3.2).

9.8 Aktiviteter i kystsonen

Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet skal geografisk dekke områdene utenfor grunnlinjen i norsk økonomisk sone. En vesentlig del av kystsonen vil således være utenfor Norskehavet slik det er definert i mandatet. Dermed vil påvirkningen fra kystsonen på Norskehavet være en ytre påvirkning. Med kystsonen forstås området fra yttergrensen for plan- og bygningslovens virkeområde i sjø, standsonen og de landområder som økologisk, bruksmessig eller identitetsmessig kan knyttes til kysten. Området er av meget stor betydning for akvakultur og fiske. Kystsonen har også et rikt plante- og dyreliv både i sjø og på land.

Sjøfugler er i ulik grad tilknyttet kystsonen. Alle arter er på kysten i hekkesesongen. Den resterende delen av året varierer dette imidlertid mellom artene. Påvirkninger på sjøfugler på kysten er derfor blitt diskutert i kapittel 5 og 7 for hhv. petroleum og skipsfart. I dette kapittelet vil det bli fokusert på hvilke konsekvenser påvirkning fra aktiviteter i kystsonen kan ha på sjøfugler knyttet til utredningsområdet.

Påvirkningsfaktorene i kystsonen vil først bli vurdert. Avslutningsvis vil kunnskapsbehov for alle faktorene samlet bli skissert i kapittel 9.8.9.

9.8.1 Avrenning fra land

Avrenning fra land kan være en vesentlig påvirkningsfaktor på fjordsystemer og kysthabitatene. De viktigste kilder til avrenning er jordbruk, kommunalt avløp og industri. Tilførsler som skyldes nedbør og naturlige prosesser i jordsmonn og berggrunn via vassdragene er også en betydelig kilde.

I kystnære sjøområder vil avrenning fra land kunne føre til store endringer i økosystemene. Både eutrofiering som effekt av ekstra næringssalter, nedslamming og forurensning vil påvirke økosystemene. Slike tilførsler kan føre til skader på økosystemene i form av økt algevekst, oppblomstring av giftige alger, økt mengde partikler i vannet og på havbunnen, redusert sikt i vannmassene og oksygenmangel. Eutrofiering vil favorisere hurtigvoksende trådformede alger, og disse vil kunne overgro og utkonurrere de dominerende artene (f.eks. tang, ålegras og sukkertare). Disse forholdene vil altså kunne bidra til å endre det biologiske mangfoldet. Langs Skagerrakkysten er det for eksempel observert at sukkertaren har forsvunnet fra store områder, sannsynligvis som en følge av bl.a. nedslamming på grunn av avrenning fra land (se f.eks. Moy 2007). Tareskogen langs norskekysten er et særdeles produktivt system som danner leveområder for et høyt mangfold av påvekstalger og dyr f.eks. Rinde et al. 1992, Skadsheim & Rinde 1994, Christie 1995, Fosså 1995). Hvis næringssaltbelastning og nedslamming påvirker tareskogene og dermed fiskeyngelen som holder til i tareskogen, vil det kunne få store konsekvenser oppover i næringsnettet. Bunndyr- og fiskeetende sjøfugler som søker næring i tareskogene, som for eksempel teist og storskarv, vil kunne bli direkte påvirket hvis omfanget av tareskogen ble redusert (se kapittel 9.8.6).

Partikkelforurensning og overgjødning kan også påvirke og endre kysthabitatene som vadefugler bruker. Dette kan imidlertid ikke regnes for en påvirkning av sjøfugler knyttet til utredningsområdet, og vil derfor ikke bli behandlet her.

Avrenning kan også ha effekter på sjøfugler gjennom økt opptak av pesticider, tungmetaller og andre forurensningselementer. Effekter av langtransportert forurensning på sjøfugler er behandlet i kapittel 9.2.

Oppsummering av konsekvenser av avrenning fra land

På kysten av Norge utfor Trøndelag og Nordland er det gjennomgående stor vanngjennomstrømming, og eutrofieringen vil derfor antageligvis ikke forekomme i samme omfang som det er observert lengre sør i Norge. Avrenning fra land vil ha størst konsekvenser for sjøfugler igjennom endringer av habitatene til deres byttedyr. Dette kan føre til en endring i utbredelse av byttedyr, hvilket kan medføre næringsstress for sjøfuglene. Det kan føre til en endring i diett, men det er vanskelig å estimere hvor store konsekvenser denne påvirkningsfaktor vil ha for sjøfugler på individ og bestandsnivå. I **tabell 9.8.2** er konsekvensene oppsummert. For både 2006 og fremtidsbilde 2025 er konsekvensene vurdert til "ubetydelige" for lunde, lomvi og krykkje, mens de er satt til "små" for ærfugl og toppskarv. Kunnskapsnivået er vurdert til dårlig.

9.8.2 Avfall

Avfall i kystsonen vil kunne påvirke sjøfuglbestandene gjennom økt næringstilgang, mortalitet ved infiltrering i avfall samt gjennom fysiologiske prosesser knyttet til inntak av avfall. Økt næringstilgang fra søppeldynger, fiskeavfall og annet avfall kan gi en populasjonstilvekst for opportunistiske sjøfuglarter. I kapittel 8.2.2. (trofiske interaksjoner pga. fiskeriene) ble konsekvensene av utkast fra fiskeriene diskutert. I likhet med dette vil opportunistiske arter som fiskemåke, sildemåke, gråmåke og svartbak også kunne utnytte spiselig søppel som de

finner på land. Åpne søppeldynger gir en stabil tilgang på næring for sjøfugler som holder til i nærheten, og vil dermed opprettholde lokale bestander av sjøfugler, især måker (Belant et al. 1998). Det er nå prosesser på gang for å redusere antallet åpne søppeldynger, noe som vil kunne påvirke opportunistiske arter (men være positivt for miljøet som helhet).

Det er lite dokumentasjon på omfanget av mortalitet ved innfiltrering i avfall. Noen sjøfugler (især skarv og havsule) bruker rester av ulike typer avfall til reirmateriale, og det er dermed en risiko for at både voksne og unger blir viklet inn i materialet og dør. Trolig har likevel ikke dette den store effekten på bestandsnivå for sjøfugler.

Fysiologisk har inntak av ikke nedbrytbart avfall også effekter på sjøfugler. Dokumentasjon av fysiologiske effekter har i høy grad omhandlet inntak av plastavfall. Det er vist at inntak av plastikkpartikler kan redusere fødeopptak, forårsake indre skader og død etter blokkering av tarm (Derraik 2002). Andre skadelige effekter inkluderer blokkering av enzymutskillelse i magen, redusert stimulering av fødeinntak, lavere nivåer av steroidhormoner, forsinket ovulering, mislykket reproduksjon og økt kontaminasjon fra skadelige forurensningskilder (Derraik 2002). Mengden av avfall som blir spist avhenger av hvor sjøfuglene søker mat og deres diettvalg (Derraik 2002). Især anses stormfuglene for å være påvirket av plastavfall. Mer enn 80 % av havhest innsamlet i Stillehavet og Nordatlanteren hadde plastikk i kroppen (Mallory et al. 2006). Men også for andre arter er det registrert plastikk i kroppen (Azzarello & van Vleet 1987).

Miljøfarlig avfall i kystnære økosystemer vil også kunne påvirke sjøfugler. Effekter av forurensning på sjøfugler er behandlet i kapittel 9.2.

Oppsummering av konsekvenser av avfall

De største konsekvensene for sjøfugl av spiselig avfall i kystsonen, er muligens økt næringstilgang, men inntak av for eksempel plastavfall kan ha store negative konsekvenser, i alle fall på individnivå. Lokalt vil økt næringstilgang kunne medføre positiv bestandsvekst for noen arter av måker. Det er uvisst hvilke konsekvenser inntak av avfall vil ha på bestandsnivå. I **tabell 9.8.2.** er konsekvensene oppsummert. For både 2006 og fremtidsbilde 2025 er konsekvensene vurdert til "små" for alle indikatorartene. Kunnskapsnivået er vurdert til dårlig.

9.8.3 Vindenergiutbygging

I kapittel 6 er konsekvenser av vindkraftutbygging blitt behandlet.

9.8.4 Kystnært fiskeri

Kapittel 8 skisserer direkte og indirekte konsekvenser av fiskerier som foregår innenfor utredningsområdet. Fiske i de tilstøtende kystnære soner, som ikke er definert som del av utredningsområdet, kan ha noen av de samme konsekvensene for sjøfugler, men er i mindre grad rettet mot pelagiske bestander der indirekte konsekvenser på sjøfugl er kjent. Dette kapitlet behandler derfor først og fremst de direkte effekter på sjøfugl som følge av bruk av ulike fiskeredskaper i kystsonen, og da primært innenfor grunnlinjen sør for Lofoten.

Det største problemet ved fiskeri i kystsonen er knyttet til bruken av garn og kilenot, samt ruser og teiner. Disse redskapene representerer særlig en trussel mot kystbundne og pelagisk dykkende sjøfugl (Furness 2003). Både yrkesfiskere, hobbyfiskere og turister fisker aktivt i de kystnære områdene. Det kan imidlertid være vanskelig å kvantifisere omfanget av bifangst i kystnære fiskerier/aktiviteter. Utover noen dokumenterte episoder av masse-bifangst i fiske-redskaper (Strann et al. 1991), vites det svært lite om det reelle omfanget av problemet. Det fiskes langs hele norskekysten, og det er et potensiale for bifangst i svært mange redskaper.

Det er også kjent at det sjeldent formidles videre når sjøfugler finnes druknet i fiskeredskaper og at interessen for å rapportere ringmerkede fugler i slik bifangst er synkende over tid.

Vårfiske etter torsk er dokumentert å kunne gi meget betydelig bifangst av sjøfugl, særlig når det er tale om det noen fiskere kaller "alkeslag" hvor store antall av alkefugler rammes. Slike episoder er rapportert fra flere områder i Nord-Norge, bl.a. på kysten av Troms våren 1985 da det ble estimert at omkring 200 000 lomvier druknet i garn i løpet av et par uker under vårtorskefisket (Strann et al. 1991). Den overveiende del av fuglene var ungfugler, og ringmerkingsfunn viste at de var rekruttert fra mange ulike hekkeområder. Men det er umulig å beregne med noen troverdighet hvilken reell konsekvens episoden hadde på de bestandene som var involvert. I likhet med torsken, følger blant annet alkefuglene gytestimene av lodde inn mot kysten i store flokker. Når fiskegarnene i slike tilfeller settes så grunt at fuglene kan dykke ned til dem, kan dette lett føre til bifangst, enten garnene står ute på kystnære banker eller tett ved kysten i mer skjermede farvann.

Den mer lokale fordelingen til pelagiske sjøfugler utenfor hekkesesongen er i stor grad opportunistisk, og ved spesielle næringsforhold kan arter som alke og lomvi søke langt inn i kystnære farvann. Dette skjedde eksempelvis i Østfold på slutten av 1980-tallet da det ble innsamlet mer enn 1100 garndrepte lomvier fra lokale fiskere. Nitti prosent av disse var ungfugl (Anker-Nilssen & Lorentsen 1995, Lorentsen & Anker-Nilssen 1999).

Andre arter enn lomvi påvirkes også av garnfiske. Fiske etter bunnfisk på grunne områder i Trondheimsfjorden fører til periodevis store tap av ærfugl. At ærfugl blir tatt i garn ser ut til å være et årlig fenomen utenfor Stjørdal og Skatval. Dette dreier seg trolig om flere tusen individer hvert år (Follestad & Strann 1991) og skjer når fiskerne setter garn etter torsk som går opp på grunnene for å beite på silderogn. Silderogna er et attraktivt fødeemne for ærfugl, med tydelige konflikter til følge. De samme tendenser illustreres ved studier fra andre regioner enn Norskekysten. I Østersjøen er det estimert en årlig bifangst på over 9000 lomvi i torskegarn (Österblom et al. 2002) og det antas at oppimot 17500 haveller og sjørrer blir drept hvert år i garnfiske etter flatfisk og torsk (Tasker et al. 2000).

Både studiet fra Troms, Østfold og Østersjøen viste at det overveiende var ungfugler som ble tatt i garn. Dette antyder at voksne fugler er bedre til å unngå garn (Österblom et al. 2002), selv om det er dårlig dokumentert i hvilken grad voksne og unge fugler ferdes i de samme områdene.

Omfanget av bifangst kan også evalueres på basis av gjenfunn av ringmerkede fugler (**tabell 9.8.1**). For mange arter rapporteres en stor andel som omkommet i fiskeredskaper, både i relasjon til antall merket og det totale antall funnet døde. Selv om dette ikke kan betraktes som endelige mål for omfanget av bifangst, gir det en god indikasjon på forhold som bør undersøkes nærmere.

Både storskarv og toppskarv har høy dødelighet i garn, med dokumentert gjenfangst av hhv. 9 og 6 % av alle merkede individer. Med en gjenfangst av omkring 1,5 % av alle ringmerkede individer, er også lomvi og teist utsatt for betydelig bifangst. Disse verdiene kan sees på som absolutte minsteverdier, da mange bifangster av ringmerkede fugler antageligvis ikke rapporteres inn. Ut over de ovenfor nevnte gjenfunn, er det rapportert funn av blant annet ringmerkede praktærfugl, stellerand, svartand, kvinand og smålom i hovedsakelig fiskegarn, men også i ruser (Bakken et al. 2003).

Fiskeriene har endret seg betydelig gjennom norsk ringmerkings historie. Mange storskarv ble tidligere tatt i torskeruser, noe som kan forklare det høye antallet av denne arten som er registrert drept i fiskeredskaper. I dag er det lite av denne type fiske, og dermed er trusselen mindre for storskarv. For de andre artene har raten av gjenfunn i fiskeredskap imidlertid holdt seg høy opp gjennom 1980- og 90-tallet, så bifangstproblematikken er stadig meget aktuell.

Tabell 9.8.1. Gjenfunn av ringmerkede fugler i fiskeredskaper. Ringmerking og gjenfunn er gjort i perioden 1914-1999, med hovedvekten etter 1980. Symboler for de hyppigst rapporterte fiskeredskaper: udefinert redskap (⌘), garn (*), garn samt rester av garn og snøre (+) (Bakken et al. 2003).

Art	Antall merket	Antall gjenfunnet (død)	Antall tatt i fiskeredskap	Andel (%) tatt i fiskeredskap av antall merket	Andel (%) tatt i fiskeredskap av antall funnet død
Toppskarv	46806	4189	2777 (*)	5,9	66,3
Storskarv	7816	1006	727 (⌘)	9,3	72,3
Lomvi	16272	340	231 (⌘)	1,4	67,9
Ærfugl	10887	328	98 (*)	0,9	30,0
Teist	3179	82	50 (*)	1,6	61,0
Sildemåke	75491	405	18 (+)	< 0,1	4,4
Havsule	6461	45	18 (+)	0,3	40,0
Lunde	30085	159	16 (⌘)	0,1	10,1

Ruser og teiner satt på grunt vann vil også være en trussel for kystbundne sjøfugl som dykker etter mat. Foruten skarver er også dykkender og lommer i risikozonen for å bli tatt i slike redskaper,

Oppsummering av konsekvenser av fiskeri i kystsonen

Det foreligger lite dokumentasjon på omfanget av bifangst av sjøfugler i norske kyst- og havområder, og det er derfor ikke mulig å estimere problemets omfang med tilstrekkelig pålitelighet. Dermed er det også umulig å vurdere hvorvidt dette kan være en betydelig dødelighetsfaktor for enkelte bestander av norske sjøfugler.

Generelt vil sjøfugler som samles i store grupper, for eksempel tett ved store kolonier og myteområder, være mest sårbare overfor bifangst. Både fra norskekysten og fra andre områder er det rapportert om stor bifangst av især alkefugler, herunder primært lomvi, som ble rødlistet som kritisk truet i 2006 (Kålås et al. 2006). Ved tilfelle av episoder med stor bifangst, som den dokumentert for lomvi i Troms, vil lokale populasjoner kunne bli merkbart redusert. Især hvis mange voksenfugler blir drept ved bifangst vil lett det kunne få konsekvenser for bestandenes utvikling.

Også dykkender og lommer er dokumentert tatt som bifangst i fiskeredskaper. Selv om de største episoder med bifangst involverer ærfugl, kan det også antas at det hvert år uønsket fanges et vist antall av andre arter. Dette vil blant annet kunne være en trussel for rødlistede arter som hornadykker, gulnebbblom, stellerand og sjøorre, som i forveien forekommer i små sårbare bestander.

I **tabell 9.8.2** er konsekvensene oppsummert. For både 2006 og fremtidsbilde 2025 er konsekvensene vurdert til "moderate" for lunde, lomvi, ærfugl og toppskarv, mens konsekvensen er satt til "små" for krykkje. Kunnskapsnivået er vurdert til dårlig.

9.8.5 Akvakultur

Akvakultur i kystsonen kan påvirke sjøfugler på ulike måter. Direkte negative effekter av akvakultur kan være bifangst i nett og at fugl skytes for å minske predasjon på oppdrettsfisk eller blåskjellanlegg. I tillegg vil både skjell- og akvakulturanlegg legge beslag på habitater sjøfugler ellers hadde kunne utnyttet. Lokalt vil akvakulturanlegg kunne gi nye næringsmuligheter for noen arter av sjøfugler, men siden dette fører til konflikter med næringen er det en ikke ønsket bieffekt. Akvakulturanlegg vil også medføre en økt forstyrrelse i området, hvilket vil kunne ha negative innvirkninger på noen arter.

Fiskeoppdrett

Det foreligger få undersøkelser som omhandler konsekvensene av fiskeoppdrett på sjøfugl. I hovedsak er det fiskespisende fugl som kommer i konflikt med oppdrettsanlegg for fisk. I første rekke gjelder dette ulike arter av måkefugler (for eksempel gråmåke og fiskemåke), storskarv, toppskarv samt gråhegre. Oppdrettsanlegg vil fra sjøfuglenes side oppfattes som en uutømmelig og sikker kilde for lett tilgjengelig næring, og vil derfor tiltrekke fugler som skarv, måker og i noen tilfeller dykkender og lommer til området. Det er særlig når fisken er liten at sjøfugl tiltrekkes til anlegg for fiskeoppdrett, hvor fuglene vil forsøke å ta fisk gjennom nota. Det vil dermed lokalt rundt oppdrettsanleggene antageligvis forekomme en aggregering av opportunistiske sjøfuglarter. Høyere konsentrasjoner av fugler rundt oppdrettsanlegget kan føre til konflikter, med, enten lovlig eller ulovlig, skadefelling til følge.

Det er vanlig å benytte nett som beskyttelse mot fugl over merdene, noe som beskytter mot måker og gråhegre dersom det benyttes støtter som hindrer sjøfuglene å tyngne ned nettet. Nett som er laget med riktig maskestørrelse vil kun i sjeldne tilfeller skade fugl. Ved å bruke netting laget av mørkt og tykt materiale, vil bifangsten av sjøfugler tilsynelatende kunne reduseres (Nemtsov & Olsvig-Whittaker 2003). Dersom svak fisk, som ofte går i overflaten, rutinemessig blir fjernet, vil dette bidra til å redusere risikoen for at sjøfugler blir trukket til anlegget.

Den alvorligste effekten av fiskeoppdrett på sjøfugler skyldes sannsynligvis at sjøfuglenes byttedyr (for eksempel tobis) beskattes for å skaffe fôr til oppdrettsfiskene. Et slikt industrifiske kan påvirke sjøfugler negativt igjennom trofiske interaksjoner. Trofiske interaksjoner igjennom beskatning av sjøfuglenes byttedyr er diskutert i kapittel 8.2.2., og vil derfor ikke bli behandlet i kapittel.

Skjelldyrking

Det er kjent at marine dykkender som svartand, sjøorre, havelle og især ærfugl søker næring i og rundt anlegg for skjelldyrking. I Norge er det primært blåskjell, kamskjell og østers det dyrkes, med blåskjell som den viktigste. Omfanget av ærfuglpredasjon på blåskjell kan være omfattende, og lokalt vil blåskjell i anlegg kunne utgjøre en stor del av næringa til ærfugl (Erikstad et al. 2006). Selv om skjelldyrking i noen områder vil gi ekstra næringstilgang, er det på nåværende tidspunkt ikke bevist at det skulle ha en signifikant betydning for populasjonsstørrelse hos ærfugl. Skjelldyrking fører imidlertid i mange områder til store konflikter mellom skjelldyrkere og ærfugl. Skremming av ærfugl er et mye benyttet tiltak for å holde ærfugl unna anleggene men effektene av dette på ærfuglene i en, for dem, kritisk periode på året (hovedtyngden av konfliktene skjer i vinterhalvåret) er lite undersøkt i Norge.

Oppsummering av konsekvenser av akvakultur

Ut i fra dagens viten er det vanskelig å kvantifisere omfanget av konsekvensene fra akvakultur på sjøfugler. Hvis man ser bort fra mulige indirekte effekter ved at sjøfuglenes byttedyr beskattes for å brukes til fiskefôr, vil akvakulturens bruk av habitater antageligvis være den største påvirkningsfaktor for sjøfugler. Påvirkningsgraden av dette arealbeslag på utbredelse av sjøfugler er imidlertid vanskelig å estimere.

Ellers vil en direkte effekt være bifangst av sjøfugler i nettingen som brukes i akvakultur. Dette vil imidlertid bare være et problem på bestandsnivå for arter som i forveien er truet.

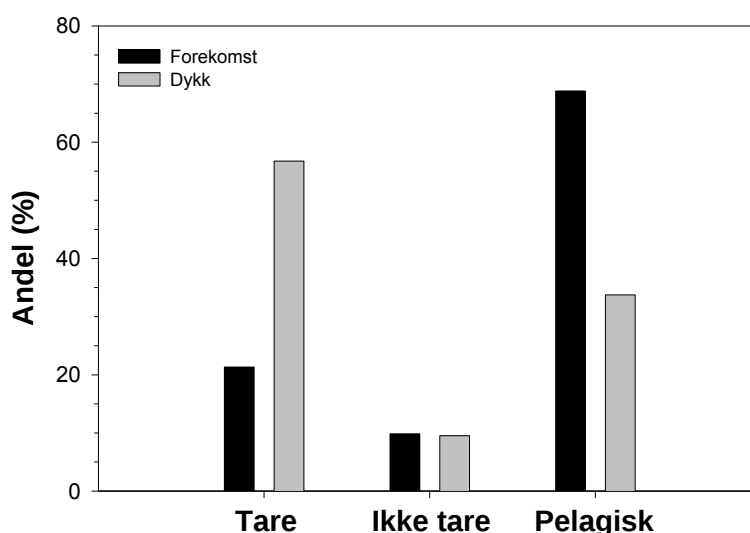
I **tabell 9.8.2** er konsekvensene oppsummert. For både 2006 og fremtidsbilde 2025 er konsekvensene vurdert til "små" for lunde, lomvi, og krykkje, mens konsekvensene er satt til "moderate" for ærfugl og toppskarv. Kunnskapsnivået er vurdert til mellom middels og dårlig.

9.8.6 Taretråling

Tareskogen langs norskekysten er et viktig gyte- og oppvekstområde for fisk, både fordi den inneholder et stort mangfold av virvelløse dyr som er viktige næringsemner for fisk, men også

fordi den gir livsviktig skjul for bytteetere. Bunndyr- og fiskespisende sjøfugler finner ofte næring i tareskogsområder (f.eks. Røv et al. 1990, Bustnes et al. 1997) og det har derfor blitt stilt spørsmål om taretråling kan virke negativt inn på sjøfugl. Høsting av tare foregår fra Rogaland til Sør-Trøndelag og årlig tas det opp 150.000-170.000 tonn. Taretrålingen foregår på dyp fra 2-20 m, og områder som høstes er inndelt i bolker på fem felter der hvert felt er på 1 nautisk mil. Trålingen alterneres mellom disse feltene slik at hvert felt tråles hvert femte år (hvert fjerde år i Rogaland der det er en kraftigere gjenvekst av tare). Industrien beregner at 15-20 % av stående biomasse innen feltene tråles hvert år, men undersøkelser ved Smøla viser at opptil 50 % kan tas på dybder mellom 3-15 m (Sivertsen 1991). Beregninger har vist at ca. 90 % av biomassen av tareplanter er restituert etter 5 år, men faunaen av virvelløse dyr er ikke fullt ut restituert i løpet av denne perioden.

Fra norske områder finnes ett studie der effektene av taretråling på sjøfugl er forsøkt belyst (f. eks. Lorentsen et al. 2004, Lorentsen 2005, Lorentsen et al. under utarb.). Resultatene fra dette studiet viser at storskarvene beiter dobbelt så ofte i tareområder som det man kunne forvente ut i fra forekomsten av slike områder, mens de beiter bare halvparten av hva som forventes i pelagiske områder og som forventet i områder uten tare (stort sett sandbunnsområder) (**figur 9.8.1**).



Figur 9.8.1. Skarvene dykker (beiter) dobbelt så ofte i tareskogsområder enn hva som kunne forventes ut i fra forekomsten av denne typen habitat, men bare halvparten så ofte av hva som forventes i pelagiske områder.

Storparten av de fiskeartene som ble spist av storskarv i dette studiet er arter som stort sett lever på hardbunn og i områder med tareskog, selv om det også ble påvist arter som forekommer både på sandbunn og i pelagiske områder (Lorentsen et al. 2004).

Forekomsten av fisk i fire områder med forskjellig taretrålingshistorikk ble kartlagt ved hjelp av en fjernstyrt miniubåt (ROV) med videokamera. Resultatene viser at i området der det ikke var foretatt taretråling ble det i gjennomsnitt registrert 25 fisker pr. minutt, mens i områdene der taretråling var gjennomført tidligere samme sesong, der taretråling hadde foregått året før, og der taretråling hadde foregått tre år før ble det observert bare 5 fisker per minutt (Lorentsen 2005, Lorentsen in prep.). Resultatene viser med andre ord at den negative effekten av taretråling på fiskebestandene opprettholdes i alle fall i ett år etter tråling, muligens lengre. Dette var særlig tydelig for små torskefisk under ca. 15 cm, dvs. 0 og 1-gruppe av torsk og sei.

Antallet beitende storskarv tenderte til å være større i områder med tett taredekke enn i områder med lavere tettheter av tare, og områder uten tare. Storskarvene foretok også færre antall dykk i områder med tett tareskog, noe som indikerer lettere tilgang til fisk enn i tareskogsområder med lavere taredekke. Studier i Grønlandske farvann (Gremillet et al. 1999) viser at storskarven er en svært effektiv predator som kan fange fisk tilsvarende sitt dagsbehov i løpet av kort tid. Dette skulle tyde på at storskarv som beiter i taretrålte områder likevel ikke vil ha problemer med å finne nok mat – forutsatt at forholdene i de marine kystøkosystemene ellers er "normale".

Det er reist større tvil om en art som teist tilsynelatende er like upåvirket av taretråling som storskarv. Teisten har en kort aksjonsradius i hekketiden (typisk mindre enn 4 km), og effekten av et 2 km bredt taretrålingsbelte innenfor aksjonsradius for en teistkoloni vil potensielt kunne ha store effekter. Det er et sterkt behov for å belyse denne problematikken nærmere.

I **tabell 9.8.2** er konsekvensene oppsummert. For både 2006 og fremtidsbilde 2025 er konsekvensene vurdert til "små" for lunde, lomvi, og krykkje, mens konsekvensene er satt til "moderate" for ærfugl og toppskarv. Kunnskapsnivået er vurdert til mellom middels og dårlig.

9.8.7 Turisme og økt ferdsel

Menneskelig forstyrrelse på sjøfugl kan innebære luft- og båttrafikk, økoturisme, fritidsaktiviteter, forskning, nedtramping av jordsmonn, fising eller jakt etter egg eller fugl.

Flesteparten av sjøfuglartene hekker i kolonier på øyer eller vanskelig tilgjengelige fastlandslokaliteter. Slike lokaliteter holder terrestriske predatorer på avstand, noe som minsker forstyrrelse og dødelighet til fuglebestandene. Man kan tenke at en slik fraværelse av trusler mot seg selv og avkom vil medføre at de reagerer kraftig når en potensiell predator er tilstede.

Turismen har de siste årene økt på verdensbasis. På grunn av dette er det viktig å forstå hvordan dyrelivet blir påvirket ved nærmere og hyppigere kontakt med mennesker. Forstyrrelse av hekkende sjøfugl er ansett som en potensiell eller allerede eksisterende bevaringsprioritet over hele verden (Burger & Gochfeld 1994). Menneskelig forstyrrelse nær kolonier eller ved inntrengning inn i koloniene kan foregå på ulike måter, og kan ha alt fra ubetydelige til alvorlige konsekvenser for hekkesuksess og populasjonsstatus. Sjøfuglene kan reagere ved å bruke mer tid på årvåkenhet, alarmrop, får økt hjerte- og pustefrekvens, flukt fra reiret hvor de etterlater egg eller avkom ubeskytta mot predatorer eller redusert tid brukt til omsorg (f. eks. Beale & Monaghan 2004, Beale 2007).

Til nå finnes det få studier om hvilke økologiske effekter menneskelige forstyrrelser har på norsk fauna. I en undersøkelse gjort på Svalbard der nøyaktig avstand fra helikopter til sjøfuglkoloniene ble målt, lettet polarlomvi og krykkje ved avstander fra 1 til 6 km (Fjeld et al. 1988). Det er også gjort lignende observasjoner av hvitkinn- (*Branta leucopsis*) og kortnebbgås (*Anser brachyrhynchus*). Gjessene la seg på vannet da helikopteret var 2 km unna (Aas 2001). Den rødlistetrua arten lomvi fra Røst i Lofoten har også vist tendenser til å bli forstyrret av overflygninger (Chardine & Mendenhall 1998).

Båttrafikk og mennesker som går i land i sjøfuglkolonier kan være et stort problem. Å verne hekkelokaliteter har vist seg ikke alltid å være tilstrekkelig. Ternene for eksempel, som er på rødlista i Norge, flytter ofte koloniene fra år til år. Dette medfører vanskeligheter ved å frede spesifikke hekkeområder. I Buskerud har man derfor valgt å sette opp informasjonskilter med anmodning om å vise hensyn til sjøfuglene i hekkesesongen fremfor å innføre drastiske restriksjoner på friluftslivet (Lorentsen 2006). I en rapport fra norsk ornitologisk forening (NOF) fra samme fylke beskrives forstyrrelser på sjøfugl fra mennesker som et stort problem. Det ble i 2005 og 2006 funnet spor etter ilandstigning på flere hekkeplasser, og rester etter bål plasserte viste at folk hadde oppholdt seg i lengre tid på øyene. Det ble observert badegjester som ikke

tok hensyn til skiltingen. I tillegg ble det mistenkt faunakriminalitet, siden måkekolonier ble ødelagt ved at egg og unger forsvant på uforklarlig vis (Larsen et al. 2006, 2007). Utover forstyrrelser fra turistene, kan avfall og gammelt fiskeutstyr lagt igjen også utgjøre en trussel mot sjøfugler.



Figur 9.8.2. Med kunnskapsrike guider og hensyntaking til sjøfuglene kan guidede båtturer bidra til økt forståelse om biologien og sårbarheten til sjøfuglene. Her sjøfuglsafari ved lundekolonien på Anda. © S. Christensen-Dalsgaard.

Guidede båtturer ut til hekkende sjøfuglkolonier har blitt populært innen reiselivet. På Svalbard ansees sjøfugl og annet dyreliv å være de viktigste attraksjonene. Etter 1997 har områdene besøkt av turister blitt utvidet, slik at flere tidligere uberørte områder nå påvirkes av ferdsel. Ilandstigninger har økt i takt med båttrafikken, og kan representere en ytterligere fare for forstyrrelse på dyreliv og utmark. Studier har vist at menneskelig forstyrrelse kan påvirke hekkeadferden til sjøfugler som hvitkinngås og ærfugl (Gabrielsen, 1999; Criscuolo, 2001). Disse artene responderte ved å stivne (trykheadferd). Dette er en tilstand der hjerte- og pustefrekvens senkes og kroppstemperaturen synker som en følge av at energiforbruket reduseres. Dette kan igjen påvirke temperaturoverføringer til eggene. En annen respons på forstyrrelse er flukt. Arter som hekker på områder som allerede er utsatt for predasjon vil da være spesielt sårbare. Hvis foreldrene blir skremt av reiret, øker faren for angrep fra eggpredatorer. Graden av sårbarhet er likevel ikke lik for alle arter, da det ikke er like kritisk for de som hekker i klipper (Geitz, 2004). Terrestriske predatorer når ikke like lett reir i klippene. Til tross for mulige negative effekter kan turisme ha positive sider. Med flinke og kunnskapsrike guider kan økoturisme bidra til økt forståelse om biologien og sårbarheten til sjøfuglene. Mye avhenger av hvordan turoperatøren legger opp turen (**figur 9.8.2**).

Arter som er spesielt sårbare for stress kan beskyttes ved å skjerme områder fra veier og stier, lokalisere reiområder i passende områder der man kan observere fra avstand, og ved å stenge habitater under kritiske tider på året. I Norge er det allerede satt inn tiltak for å beskytte sjøfuglkolonier fra menneskelige forstyrrelser. Eksempler på dette kan være opprettelser av naturreservater og fuglefredningsområder. Det er i tillegg for vernede områder satt en nedre grense for lavtflyging slik at fly må være minimum 300 meter over koloniene. Båttrafikk forbi koloniene kan kjøre i maks 9 km i timen (5 knop). Noen steder er det forbud mot garnbruk i nærheten av koloniene. Skilting, forbud mot camping, ilandstigninger og sesongavhengige ferdselsrestriksjoner er andre typer tiltak som benyttes.

Dessverre er det ikke alle som tar hensyn til slike tiltak. Informasjon og rettleiding i hvordan man skal opptre i forhold til naturverdier og sjøfugl, godkjente guider og økt oppsyn av allerede vernede områder kan være med på å redusere eventuelle negative effekter av turisme.

I **tabell 9.8.2** er konsekvensene oppsummert. For 2006 er konsekvensen vurdert til "små" for alle indikatorartene, med et middels kunnskapsnivå. For fremtidsbilde 2025 er konsekvensene vurdert til "moderate" for lunde, lomvi, og krykkje, mens konsekvensene er satt til "små" for ærfugl og toppskarv. Kunnskapsnivået er vurdert til dårlig.

9.8.8 Oppsummering av konsekvensene av aktiviteter i kystsonen

Konsekvensene av kystpåvirkning i kystsonen i hhv, 2006 og 2025 er vist i **tabell 9.8.2** og **9.8.3**. Se de respektive avsnitt for kvalitativ beskrivelse av konsekvensene.

Tabell 9.8.2. Konsekvenser av aktiviteter i kystsonen for 2006. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere informasjon).

Art(er) eller artsgruppe	Aktiviteter i kystsonen						
	Avrenning	Avfall	Vindenergi	Fiskeri	Akvakultur	Taretråling	Turisme
Lunde og lomvi (pelagisk dykkende)	ubetydelige* (3)	små* (2)	ubetydelige* (2)	moderate* (3)	små* (3)	små* (2)	små* (2)
Krykkje (pelagisk overflatebeitende)	ubetydelige* (3)	små* (2)	ubetydelige* (2)	små* (3)	små* (2)	små* (2)	små* (2)
Ærfugl og toppskarv (kystbundne dykkende)	små* (3)	små* (2)	ubetydelige* (2)	moderate* (3)	moderate** (2)	moderate** (2)	små* (2)
Kystbundne overflatebeitene	små* (3)	små* (2)	små* (2)	små* (3)	moderate** (2)	små* (2)	moderate* (2)
Konsekvenser for sjøfugl	små* (3)	små* (2)	små* (2)	moderate* (3)	moderate** (2)	moderate** (2)	moderate* (2)

Tabell 9.8.3. Konsekvenser av aktiviteter i kystsonen for 2025. * angir kunnskapsnivå, hvor * er dårlig, ** middels og *** er relativ god kunnskap. Tallene 1-3, angir usikkerhet, hvor 1 er liten, 2 middels og 3 er stor (se kapittel 4 for nærmere informasjon).

Art(er) eller artsgruppe	Aktiviteter i kystsonen						
	Avrenning	Avfall	Vindkraft	Fiskeri	Akvakultur	Taretråling	Turisme
Lunde og lomvi (pelagisk dykkende)	ubetydelige* (3)	små* (2)	små* (2)	moderate* (3)	små* (3)	små* (2)	moderate* (2)
Krykkje (pelagisk overflatebeitende)	ubetydelige* (3)	små* (2)	moderate* (3)	små* (3)	små* (2)	små* (2)	moderate* (2)
Ærfugl og toppskarv (kystbundne dykkende)	små* (3)	små* (2)	små* (2)	moderate* (3)	moderate** (1)	moderate** (2)	små* (2)
Kystbundne overflatebeitene	små* (3)	små* (2)	moderate* (3)	små* (3)	moderate** (1)	små* (2)	moderate* (2)
Konsekvenser for sjøfugl	små* (3)	små* (2)	små* (2)	moderate* (3)	moderate** (1)	moderate** (2)	moderate* (2)

9.8.9 Kunnskapsbehov

En del av kunnskapsbehovene gjelder for flere av påvirkningsfaktorene i kystsonen og det er derfor valgt å gi en samlet oversikt over kunnskapsbehov.

I likhet med de andre sektorutredningene, er det nødvendig til enhver tid å ha pålitelig kvantitativ kunnskap om sjøfuglbestandenes utbredelse og tilstand for å vurdere konsekvensene av påvirkninger i kystsonen.

I tillegg er det kunnskapsmangel forhold til:

1 Direkte påvirkning

- Bifangst i kystfiske og akvakultur
 - o Antall fugl drept
 - o Hvilke arter som rammes
 - o Kjønnfordeling
 - o Hvilke aldersgrupper som er mest utsatt
 - o Om det er en sesongmessig variasjon i bifangsten
- Direkte skadevirkning av vindmøller

2 Endring i og forstyrrelse av habitat

- Fordeling av sjøfugl og hvordan de kystbundne artene bruker habitatene som påvirkes av avrenningen fra land.
- Vindmøllers påvirkning på fordeling av sjøfugl
- Omfang og konsekvenser av forstyrrelse i forbindelse med akvakultur
- Konsekvenser av skjelloppdretts arealbeslag.
- Konsekvenser av taretråling på kystbundne dykkende arter, herunder især teist.
- Konsekvenser av turisme og annen forstyrrelse
 - o Mulige effekter
 - o Omfang av forstyrrelser

3 Effekter gjennom diett

- Konsekvenser av næringsfortrinn
 - o på grunn av avfall
 - o utkast av fisk/fiskeavfall fra kystfiske
 - o akvakultur anlegg

9.9 Introduserte arter

Introduksjon av fremmede arter til nye områder kan representere en trussel mot eksisterende arter i et økosystem. De opprinnelige artene kan fortrenkes via konkurranse om næring eller direkte predasjon. I tillegg kan nye organismer bringe med seg sykdom og parasitter som de stedegne bestandene ikke har utviklet resistans mot. Slike påvirkninger på artsnivå kan igjen forandre flere nivåer i næringsnettets slik at et helt økosystem blir satt i ubalanse. De fleste individer som kommer til nye miljøer dør raskt fordi deres biologi og habitatkrav ikke er tilpasset betingelsene der de kommer, og fordi stedegne arter ofte klarer å utkonkurrere nykommere (Bevanger et al. 2007). Den største faren for forstyrrelse av et økosystem vil dermed være flora og fauna som blir introdusert fra områder med like klimatiske forhold som det nye.

Akvakultur, internasjonal handel og transport har økt spredningen av organismer over kontinenter og havområder de siste årene. Påvekst på skrog og ballastvann har spilt en stor rolle i den globale spredningen av marine organismer. Ballastvann kan inneholde en rik fauna, både plankton og organismer i planktoniske livsstadier. I tillegg til slike menneskelige faktorer, skaper klimaforandringene en ytterligere fare for at arter vil spre seg til nye områder.

9.9.1 Effekter av introduserte arter på sjøfugler

Sjøfugler er i utgangspunktet sårbare og lette bytter for pattedyrpredatorer. Dette har ført til at flesteparten lever i kolonier på øyer eller vanskelig framkommelige fastlandslokaliteter. På isolerte øyer hekker mange av sjøfuglene på bakken. Øyer som blir t fastlandet via tunneler og broer kan bidra til spredning av rødrev *Vulpes vulpes*, mår *Martes martes*, mink *Mustel vison*, piggsvin *Erinaceus europaeus* og røyskatt *Mustela erminea*. Hvis isolerte øyer innvaderes av predatorer vil sjøfuglene og ungene deres bli enkle bytter. Mange av sjøfuglene mangler mekanismer til å unngå eller forsvare seg mot predatorer (Short et al. 2002). Begrepet mikropredatorer blir brukt om parasitter og skadelige mikroorganismer. Disse kan ha betydelige effekter på stedege arter når de blir introdusert til nye områder. I tillegg til direkte predasjonstrykk på sjøfuglene, kan andre typer invaderende arter representere en fare. Fremmede marine organismer kan påvirke næringsnett i havet. Om dette endrer bestandene av næringsgrunnlaget til sjøfuglene vil det igjen ha indirekte effekter på deres overlevelse og hekkesuksess.

Direkte effekter

Den amerikanske minken har sin naturlige utbredelse i nordamerika. Norges første minkfarm ble oppretta i 1927. Kort tid etter rømte individer, og etter en femtiårsperiode hadde den kolonisert det meste av landet. Kun øyer som ligger minst fem km fra områder med fast minkbestand ser i dag ut til å være minkfrie (Bevanger og Henriksen, 1995; Bevanger, 2005). Det finnes observasjoner på at mink har drept sjøfugl, deriblant kolonihekkende måkefugl og ærfugl, samt deres egg og unger. Undersøkelser har vist at det er en negativ sammenheng mellom antall mink og teist langs Norskekysten (Røv og Frengen, 1980; Folkestad, 1982). I Sverige og Finland er det gjort grundigere undersøkelser på hvordan introduksjon av mink har påvirket sjøfugl. Ved å følge øyer med og uten mink har det blitt observert en klar økning av hekkende par av sandlo *Charadrius hiaticula*, tyvjo *Stercorarius parasiticus*, rødnebbterne og skjærpiplerke *Anthus petrosus* på minkfrie øyer. Teist og alke som hadde forsvunnet fra øyer tidligere okkupert av mink, kom tilbake i løpet av undersøkelsesperioden etter at minken ble fjernet. Svartbak og tjeld viste derimot ingen økning i hekkesuksess da minken ble fjernet (Norström et al. 2003). Predasjonsstrykket kom an på størrelsen på sjøfuglarten.

Piggsvin er utbredt over det meste av Europa. Arten kommer opprinnelig fra New Zealand. Tidlig på 1800-tallet fantes piggsvin bare i Østfold ved grensetraktene mot Sverige. I dag finnes den i lavlandsområder på østlandet og nær kysten nordover til Bodø. Piggsvinet kan forårsake betydelig skade lokalt, spesielt i forhold til bakkehekkende fuglearter i øysamfunn (Tømmerås et al. 2003).

Indirekte påvirkning gjennom forandringer i økosystemet

Kongekrabben *Paralithodes camtschatica* ble satt ut flere steder langs kysten av Sovjetunionen av Murmansk Marinbiologiske Institutt (PINRO) på 1930-tallet. Målet var å drive kommersiell fangst av arten. Krabben, som opprinnelig er fra nordlige Stillehavet og Beringshavet, spredte seg raskt videre. I dag er den vanlig langs hele kysten av Finnmark. Bestanden her var i 2005 estimert til å være rundt 4 millioner. Arten sprer seg stadig sørover langs Norskekysten og er flere ganger sett i Lofoten. Kongekrabben er en stor (opptil 10 kg og 22 cm carapaxbredde) generalist som spiser et vidt spekter av bentiske byttedyr og fiskeyngel. Man vet veldig lite om kongekrabbens effekt på bunnfaunaen. Hele 80 % av kongekrabbene oppholder seg i grunnere farvann og kan dermed være en konkurrent mot sjøfugl som lever av bentisk bunnfauna. I tillegg gyter mange fiskearter på grunt hav. Fiskeegg kan dermed være en betydelig del av kongekrabbens diett. Dette kan igjen ha en effekt på larvebestandene og reproduksjonssuksessen til de ulike fiskeslagene, inkludert fiskearter som er viktige for sjøfugl. En ytterligere trussel med kongekrabben er at den er vert for flere parasitter og sykdomsfremkallende mikroorganismer, blant annet en dødelig blodparasitt som kan overføres til torskeyngel.

Japansk drivtang *Sargassum muticum* er en stor brunalge som har sin naturlige opprinnelse nordvest i Stillehavet (Josefsson & Jansson, 2006). Den ble trolig introdusert i 1960-årene til

europiske farvann i forbindelse med import av Stillehavstøsters *Crassostera gigas*. Nå er den etablert langs Skagerakkysten og langs Vestlandet til nord for Sognefjorden. Den ser ut til å øke utbredelsen ytterligere, både innover Oslofjorden og nordover langs norskekysten. Foreløpig ser den ikke ut til å ha en klar negativ innvirkning på faunaen ved å fortrenge lokal flora i særlig grad (Tømmerås et al. 2003).

Ribbemaneten *Mnemiopsis leidyi* hadde en stor negativ effekt på økosystemene og fiskeriene i Svartehavet og det Kaspiske hav da den ble innført via skipstrafikken fra sin naturlige utbredelse langs Atlanterhavskysten av Amerika. Maneten spiser fiskeegg og larver og konkurrerer med fiskelarvene om næring. Den vil derfor potensielt kunne skape en forandring i økosystemet. Maneten ble først observert i norske farvann i 2006, og det hersker stor usikkerhet rundt hvilken effekt den vil komme til å ha. De økosystemene der *M. leidyi* har hatt negativ innvirkning, har derimot flere ting til felles. De er brakkvannssystemer med få arter og enkle næringskjeder. Ribbemaneten mangler naturlige fiender. Systemene er ofte forurenset, med høy primær- og sekundærproduksjon, og overfiske har ført til reduksjon av andre topppredatorer. Lobemaneten *Bolinopsis infundibulum* forekommer i store mengder i Norskehavet hvert år. Den spiser dyreplankton, larver av bunndyr, fiskeegg og fiskelarver. Manetene er derfor både konkurrenter med, og beiter på tidlige livsstadier av flere fiskeslag (Jelbert & Falkenhaug 2007). *M. leidyi* har tilnærmet lik fødeinntak og formeringsevne som *B. infundibulum* og vil sannsynligvis konkurrere om den samme føden. *B. infundibulum* har flere predatorer som finnes naturlig i våre økosystemer (brenn-, glass- og agurkmanet og fisk). Det antas at disse også vil spise *M. leidyi*. Det er imidlertid ikke gjort komparative studier av de to artene, så utfallet av konkurransen er uvisst.

Utsikter og tiltak

Særlig i marine miljø er det lite kunnskap om fremmede organismer. Forandringer i havet vil kunne gi indirekte endringer hos sjøfugl ved at næringsgrunnlaget deres påvirkes. IMO (International Maritime Organization) har utarbeidet en konvensjon om utslipp av ballastvann som vil begrense denne typen spredning mellom områder. Alle skip som blir bygget etter 2009 skal ha rensesystem om bord, og alle eksisterende skip må rense ballastvannet om bord fra 2006. Dette kan ventes å ha en begrensende effekt på introduksjon av nye arter til blant annet norskekysten. Effektene av klimaendringene vil derimot føre til økt introduksjon av nye arter inn norsk natur.

Introduksjonen av mink har vist seg å kunne reverseres, på øyer med begrenset areal. Andre innførte arter er igjen svært vanskelig å gjøre noe med. Kongekrabben ansees av Fiskeridepartementet som en stor ressurs for landet, mens den av Miljøverndepartementet betraktes som en introdusert art. Det er ikke enkelt å finne fram til forvaltningsformer som er i tråd med bærekraftig ressursforvaltning, samtidig som internasjonale krav til ivaretagelse av det biologiske mangfoldet skal oppfylles (Bevanger 2005, Jørgensen 2006).

9.9.2 Kunnskapsbehov

Vi vet i dag at det stadig introduseres arter til områder som ikke er naturlige for dem. I de fleste tilfeller lykkes ikke de nye artene å slå seg ned for godt. Noen overlever og lever umerkelig i det nye økosystemet, mens noen få vil kunne sette hele systemet i ubalanse. Det vil alltid være problematisk å kartlegge konsekvensene av nyintroduserte arter på forhånd, da de kan påvirke store næringsnett på flere nivåer. Særlig lite vet man om marine organismer. Trolig er mange flere organismer overført via ballastvann enn det som er registrert. Effektene av dette vet man følgelig lite om. Små organismer (for eksempel bakterier, parasitter, plankton) som infiltrerer et nytt økosystem kan være vanskelig å oppdage. Når det gjelder sjøfugl, finnes det studier på direkte effekter av introduserte arter. Derimot ble det ikke funnet tilfeller som beskrev indirekte effekter via forandringer i for eksempel utbredelse av byttedyr, som følge av introduserte arter i økosystemet.

9.10 Oppsummering av konsekvenser av ytre påvirkninger

I det følgende vil bli gitt en oppsummering av mulige effekter fra de ulike faktorene i sektor ytre påvirkninger på sjøfugl. De mulige effekter er strukturert etter den malen som ble presentert i kapittel 4. Det er dermed skilt mellom effekter som virker direkte på individene og effekter som virker indirekte ved at de påvirker ressurser individene er avhengige av (**figur 4.1**). I **tabell 9.1.1, 9.2.1, 9.6.5, 9.8.2 og 9.8.3** er det forsøkt å kvantifisere omfanget av konsekvensene samt hvilket kunnskapsnivå konklusjonene er basert på.

9.10.1 Direkte effekter

Langtransportert forurensning vil kunne ha store konsekvenser for sjøfugler. Arter på toppen av næringskjeden er mest utsatt for akkumulering av miljøgifter og mange sjøfuglarter tilhører denne gruppen. Påvirkningen fra langtransportert forurensning vil være en kontinuerlig påvirkningsfaktor (i motsetning til f.eks. uhellsituasjoner fra petroleumsvirksomhet og skipstrafikk). Det er funnet, at miljøgifter kan gi negative effekter på reproduksjon og overlevelse hos sjøfugler. Man vet derimot fremdeles lite om hvilke stoffer som er de farligste for sjøfugler, de subletale økologiske effektene av miljøgifter, samt om hvordan de samvirker med andre stressfaktorer. Oljesøl ved uhellsituasjoner i forbindelse med **petroleumsvirksomhet** og **skipstrafikk** utenfor utredningsområdet, vil potensielt ved store ulykker ha den største direkte effekten på sjøfugler i utredningsområdet. Ved store oljesøl som driver inn i utredningsområdet vil store deler av sjøfuglbestandene kunne bli rammet, hvilket kan medføre stor mortalitet blant voksne individer.

Endringer i **klima** kan føre til mer ekstremvær, hvilket kan påvirke bestandene direkte igjennom tap av egg og unger. Perioder med dårlig vær kan hindre voksenfugler i å søke etter mat, men det er vanskelig å finne bevis på at det kan føre til øke voksendødelighet. **Introduserte arter** som f.eks. mink vil kunne påvirke sjøfugler direkte igjennom predasjon på voksenfugler, unger og egg. Man vet svært lite om effekter av forsuring. Det nivå av **forsuring** som er presentert i rapporten vil imidlertid antageligvis ikke ha direkte effekter på sjøfugl.

Når sjøfuglene er utenfor utredningsområdet som **vandrende arter**, kan de påvirkes direkte igjennom jakt, bifangst i fiskeredskaper og miljøgifter.

For **aktiviteter i kystsonen** vil det kunne være direkte påvirkninger fra de ulike påvirkningsfaktorene. Fiskeri og vindkraft vil antageligvis ha størst konsekvenser. **Vindkraftverk** vil kunne føre til skader eller mortalitet som følge av kollisjon med tårn og vinger på vindmøllen. Den største effekten av **fiskeri i kystsonen** på sjøfugl er bifangst i fiskeredskapene. **Akvakultur** vil likeledes kunne medføre bifangst. **Avfall** vil kunne påvirke direkte igjennom mortalitet eller skader hvis sjøfuglene enten blir viklet inn i avfallet eller spiser det. **Avrenning, taretråling og turisme** vil trolig ikke ha store direkte effekter.

9.10.2 Indirekte effekter - diett

Endring i **klima** er muligens det som kan påvirke sjøfugler mest igjennom en endring av byttedyr. En endring i klima vil påvirke utbredelse og tetthet av byttedyr, hvilket vil ha vidtrekkende konsekvenser for sjøfuglene, både i forhold til utbredelse, tetthet og reproduktivt suksess. Noen arter vil profitere av endringene mens andre vil få problemer. Jo sterkere og raskere endringer blir, dess større kan effektene bli, så hvis skiftene blir kraftigere eller hyppigere, slik noen klimamodeller predikerer, kan det få store konsekvenser for sjøfuglene.

Langtransportert forurensning vil kunne påvirke igjennom en effekt på byttedyr. De største effektene av langtransportert forurensning vil imidlertid være direkte som skissert i kapittel 9.10.1.

For aktivitet knyttet til **petroleumsvirksomhet** og **skipsfart** utenfor utredningsområdet, vil det i tilfeller av akutte utslipp kunne skje en indirekte påvirkning på sjøfugl gjennom påvirkning på byttedyr. Den største effekten på sjøfugler i tilfeller av akutte utslipp vil imidlertid være gjennom de direkte effektene skissert ovenfor. Man vet svært lite om effekter av **forsuring**, men den første effekten av en økt forsuring vil mest sannsynlig komme gjennom en endring i byttedyr. For arter som **vandrer ut** av utredningsområdet vil de indirekte effektene gjennom diett være overbeskatning av fiskeressurser samt skjelltråling være de største truslene. **Introduserte arter** i det norske økosystemet vil kunne konkurrere med sjøfugler om næringsgrunnlag.

For **aktiviteter i kystsonen** vil **turisme** og **vindkraftverk** antageligvis ikke ha den store påvirkning på sjøfugler gjennom endring i dietten. **Fiskeri i kystsonen**, som det er behandlet i dette kapittelet vil formentlig heller ikke ha de store påvirkninger på sjøfuglenes byttedyr. Både **avrenning** og **taretråling** kan medføre ødeleggelse eller endring av økosystemet i tareskogen. Dette vil kunne påvirke arter som søker næring her, f.eks. toppskarv og teist. **Avfall** i kystsonen vil kunne medføre næringsfordeler for noen opportunistiske arter som fiskemåke, sildemåke, gråmåke og svartbak. **Akvakultur**, vil kunne påvirke sjøfugler både gjennom næringsfordeler for opportunistiske arter og ved en beskatning av fiskeressurser til fôr for oppdrettsfisk.

9.10.3 Indirekte effekter - habitat

Økt vannstand, en endring i fremherskende vindretning eller en øking i ekstremvær gjennom endring av **klima**, kan medføre en forandring av især sjøfuglenes hekkehabitater. For mange arter er det begrenset tilgang på egnede hekkeplasser, og sjøfuglene er avhengige av å ha et godt næringstilbud i nærheten av disse. Dette vil derfor især kunne påvirke reproduksjon.

Hvis olje driver inn i utredningsområdet fra enten **petroleumsvirksomhet** eller **skipstrafikk** utenfor Norskehavet kan det i en periode ødelegge habitatene langs kysten som sjøfugler bruker til å søke etter mat, myte eller hekke, hvilket vil kunne påvirke bestandene. **Introduserte arter** som bruker eller endre habitatene, vil kunne påvirke sjøfuglene indirekte. Dette vil muligens mest være i forhold til sjøfugler som hekker på bakken. **Langtransportert forurensning**, **langtransportert radioaktivitet** og **forsuring** vil antageligvis ikke ha de store indirekte effekter gjennom endring av habitater.

Vandrende arter vil kunne påvirkes av habitat ødeleggelse f.eks. gjennom taretråling. De vandrende sjøfuglene vil kunne påvirkes av alle aktivitetene presentert i dette kapittelet, som de påtreffer andre steder.

For **aktiviteter i kystsonen** vil en del av de skisserte påvirkningsfaktorene kunne ha konsekvenser gjennom endring eller ødeleggelse av habitat. **Vindkraftverk** har flere konflikt-potensialer i forbindelse med sjøfuglers bruk av habitat. Det kan forekomme unnvikelse pga forstyrrelse fra installasjoner, habitattap, arealkonflikter og barriereeffekter. Disse faktorene kan føre til at områder blir mindre attraktive til hekking og fødesøking for sjøfuglene, samt føre til økt energiforbruk hos fuglene når de prøver å unngå vindkraftverkene.

Avrenning og **taretråling** kan medføre ødeleggelse eller endring av økosystemet i tareskogen, hvilket vil kunne påvirke kystbundne dykkende sjøfuglarter (som teist og toppskarv). **Avrenning** vil også kunne påvirke og endre kysthabitatene som vadefugler bruker. **Avfall** og **fiskeri i kystsonen** vil antageligvis ikke medføre store konsekvenser på sjøfugler gjennom habitatendringer.

Både **skjell- og akvakulturanlegg** vil kunne legge beslag på habitater sjøfugler ellers hadde kunne utnytte, det er imidlertid vanskelig å kvantifisere hvor stort dette problemet er. **Turisme og økt ferdsel** i områder rundt hekkekolonier, kan være en forstyrrelse for sjøfuglene og kan ha alt fra ubetydelige til alvorlige konsekvenser for hekkesuksess.

10 Tverrsektoriell oppsummering

I de foregående kapitler er forskjellige påvirkningsfaktorer og hvilke konsekvenser de kan ha for sjøfugl skissert. Det er tatt utgangspunkt i de fem indikatorartene toppskarv, ærfugl, krykkje, lomvi og lunde, som representerer ulike økologiske sjøfuglgrupper. I flere tilfeller er også andre arter vurdert. Påvirkningsfaktorene er mange og komplekse, og kan ha konsekvenser enten direkte gjennom økt mortalitet eller nedsatt funksjonsdyktighet, eller indirekte gjennom fuglenes næringstilgang eller tilgang til viktige habitater. Direkte påvirkning forekommer ofte som følge av søl av olje på sjøen fra kroniske eller akutte oljeutslipp fra petroleumsaktivitet og skipsfart, men også gjennom langtransportert forurensning og bifangst i fiskeredskaper. Sjøfugl kan også påvirkes indirekte gjennom endringer i næringsgrunnlaget som følge av klimaendringer, fiskerienes beskatning av fisk og, på sikt, av en økt forsurening av havet. I mange områder er det vurdert at viktige leveområder for sjøfugler kan bli påvirket av avrenning fra land, akvakultur, taretråling, vindmøller, konstruksjoner og annen utbygging, samt turisme og økt ferdsel. Ved akutte oljesøl vil også sjøfuglenes leveområder kunne bli forurenset, noe som temporært vil redusere deres kvaliteter.

Sjøfuglene i utredningsområdet er altså utsatt for en kombinasjon av mange ulike påvirkningsfaktorer. I vurderingene av konsekvenser fra de enkelte sektorene, er kun effektene av hver enkelt faktor vurdert. En kombinasjon av ulike påvirkningsfaktorer kan imidlertid ha en innbyrdes forsterkende effekt og derved få større konsekvenser enn summen av konsekvensene for hver enkelt faktor. Over tid kan dette bidra til betydelige bestandsreduksjoner for mange arter, og som under bestemte betingelser kan være ødeleggende på koloni- eller bestandsnivå. Det er derfor også viktig å vurdere de ulike påvirkningsfaktorene under ett, for å bedre kunne forstå de kumulative konsekvensene av den samlede aktiviteten i utredningsområdet, samt de ytre påvirkninger.

I de siste årene er det registrert omfattende problemer for hekkende sjøfugler i de vestnordiske farvann. Dette er særlig kommet til uttrykk gjennom dårlig hekkesuksess for fiskespisende arter. Mange fugler har unnlatt å hekke eller gitt opp tidlig i hekkesesongen, og ungeproduksjonen har kollapset i mange områder (Nordisk Ministerråd i trykk). Det er spesielt de sjøfuglartene som søker næring i de pelagiske vannmassene som har hatt store problemer. Av indikatorartene i utredningsområdet gjelder dette krykkje, lomvi og lunde. For de mer kystbundne sjøfuglartene er utviklingen ikke entydig negativ, for indikatorartene ærfugl og toppskarv har bestanden for eksempel holdt seg stabil i perioden 1998-2007 (Lorentsen 2007).

Utviklingen i sjøfuglbestandene er resultat av den samlede påvirkningen fuglene er utsatt for, men det er ofte vanskelig å identifisere med stor sikkerhet årsakene til de antallsendringer overvåkingen avdekker. På en nordisk workshop høsten 2007 (Nordisk Ministerråd i trykk) ble klimastyrt endringer i havet identifisert som den grunnleggende forklaringen på den negative utvikling mange sjøfuglbestander opplever. Disse endringer har påvirket flere nøkkelarter i det marine økosystemet, og dermed næringstilgangen for sjøfuglene. Dette kan være forårsaket av naturlige variasjoner i klima, men menneskeskapte klimaendringer kan også spille inn.

Når konsekvensene av den samlede aktiviteten i utredningsområdet vurderes, må det derfor tas hensyn til at mange sjøfuglbestander allerede opplever negativ bestandsutvikling, og dermed er ekstra sårbare overfor (ytterligere) menneskeskapte påvirkningsfaktorer. Når svikt i næringstilgang er antatt å være en avgjørende årsak til problemene, blir konkurranse med fiskerier og andre næringer enda viktigere. Marin ressursutnytting kan forsterke en eventuell klimabetinget negativ utvikling i sjøfuglenes næringstilgang. På sikt vil forurensning av havet også kunne få store konsekvenser for sjøfugl gjennom forandring og forringelse av næringsgrunnlaget. Klima, ressursutnytting og forurensning av havet er tre faktorer som har potensiale for innbyrdes forsterkende (synergistiske) effekter i forhold til næringsgrunnlag i hele utredningsområdet. På mer lokal skala vil påvirkningsfaktorer som taretråling, avrenning fra land og akvakultur også kunne ha en effekt på næringstilgang, og dermed gi ekstra næringsstress eller fordeler for opportunistiske arter.

Mulige effekter av miljøgifter er kun delvis kjent. Det er påvist negative sammenhenger mellom reproduksjon og overlevelse og visse miljøgifter, hvilket kan ha konsekvenser for rekrutteringen til bestandene. Nedsatt kondisjon hos sjøfugl som en følge av faktorer som klimaeffekter, næringstilgang og forstyrrelse har også vist å øke de negative effektene av miljøgifter. Det vil si at i perioder med lite mat kan miljøgifter ha større negativ effekt på reproduksjon og overlevelse enn når fuglene har god mattilgang og god kondisjon. Påvirkninger fra miljøgifter vil dermed ikke bare direkte kunne påvirke overlevelse og reproduksjon hos sjøfugler, men også kunne forsterke de negative effektene av andre påvirkningsfaktorer.

Hvis endring i klima medfører at en større andel av sjøfuglbestandene i utredningsområdet (f.eks. lomvi) vil leve på kanten av sitt utbredelsesområde, kan det gjøre dem mer sårbare for økte miljøbelastninger. Dette kan også medføre at de vil få større problemer med å restituere seg etter direkte påvirkninger som f.eks. et oljesøl. For populasjoner som allerede er påvirket av redusert næringstilgang og negativ bestandsutvikling vil en økt dødelighet av sjøfugl grunnet bifangst eller oljeforurensning være en ekstra stressfaktor.

I utredningen er det vurdert at søl av olje fra akutte utslipp kan få alvorlige konsekvenser for de bestandene som rammes. Konsekvensene av oljesøl avhenger både av omfang og sesong, men i siste instans også av uhellenes frekvens og bestandsstatus for de påvirkede artene. Et isolert oljesøl kan drepe en del av en bestand, men hvis de rammede sjøfuglbestander er i vekst og området kun påvirkes av olje én gang, vil de kunne restituere seg etter en gitt periode (avhengig av bl.a. skadens omfang og artenes reproduksjonspotensiale). Hvis bestandene derimot i forveien er presset av andre årsaker, vil det kunne være vanskelig for bestanden å restituere seg etter påvirkningen. I foreliggende utredning er ikke frekvens for utslipp fra skipsfart eller petroleumsinstallasjoner inkludert i vurderingene. Det er dermed vanskelig å sammenligne omfanget av konsekvenser fra petroleum og skipsfart. Statistikken tilsier imidlertid at det ikke er petroleumsvirksomheten direkte som står for de store volum/omfang av oljerelaterte miljøproblemer. Derimot er det uhell og ulykker knyttet til transport av olje (tankbåter som forliser) og andre skipsforlis som har stått for de største utslippene. Små men hyppige utslipp fra skip kan dessuten skje i forbindelse med bunkring, ulovlig dumping eller vask av tanker.

Sjøfuglbestander som allerede er påvirket av for eksempel habitatødeleggelse, variasjoner i klima eller oljeforurensning kan likeledes være spesielt sårbare for økt dødelighet ved bifangst i fiskeredsaker. Konsekvensene avhenger av omfang og hvilke individer som blir rammet. Uttak av et begrenset antall individer er normalt ikke et stort problem hvis ikke det rammer arter som er kritisk truet. Systematiske eller store episodiske uttak ved bifangst kan derimot være en kraftig reduserende faktor for lokale bestander, og noe som vil gjøre dem enda mer sårbare for andre påvirkninger.

Lokalt vil tilgangen til viktige habitater for hekking, næringssøk og hvile være spesielt viktig for sjøfugl. For påvirkningsfaktorene vurdert i foreliggende rapport, er det særlig aktiviteter i kystsonen (**kapittel 9.8**) som kan føre til ødeleggelse, beslag og forstyrrelse av habitater. I oppsummeringen av aktiviteter i kystsonen (**tabell 9.8.2**) er konsekvensene vurdert fra ubetydelige til moderate. På lokal skala vil de imidlertid kunne ha store negative konsekvenser, som noen ganger ikke er reversible. Konflikten mellom sjøfuglenes krav til beskyttelse og gode leveområder og "samfunnets" krav om utnytting av arealer, er økende. Lokalt er inngrepene gjerne spredt over tid på et så stort antall små og ulike aktiviteter at det er vanskelig å oppdage den samlede effekten av en slik bit-for-bit påvirkning. I mange områder legges det beslag på sjøfuglenes habitater til akvakultur (herunder skjelloppdrett), taretråling, vindmøller, konstruksjoner og annen utbygging. En endring i utbredelse av byttedyr forårsaket av for eksempel endring i klima, beskatning av fisk eller forsuring, kan føre til større avstand mellom hekkeområder og beiteområder, hvilket vil gjøre sjøfuglene enda mer sårbare overfor ødeleggelse eller beslaglegging av egnede habitater. Ferdsløp og andre forstyrrelser i og ved hekkeområder kan føre til redusert hekkesuksess ved at hekkende fugler forlater reirplassen i en periode med økt predasjon og nedkjøling/overoppheting av egg eller unger til følge.

Formålet med forvaltningsplanen for Norskehavet er å etablere rammebetingelser som gjør det mulig å balansere næringsinteressene knyttet til fiskeri, skipstrafikk og petroleumsvirksomhet innenfor rammen av en bærekraftig utvikling. For å gjøre dette er det nødvendig å se på de samlede konsekvensene av alle aktiviteter i forhold til dagens status og den forventede utvikling. For utredningstemaene i denne utredningen om sjøfugl er dette en svært vanskelig og kompleks oppgave. Det å kunne forutsi mulige konsekvenser krever en grundig viten om sammenhenger og effekter, som bare til dels foreligger på nåværende tidspunkt. For øyeblikket er vi i en situasjon hvor mange sjøfugler tilsynelatende er sterkt påvirket av næringsmangel. Uansett om dette skyldes naturlige eller menneskeskapte variasjoner i klima er det noe som krever særskilte hensyn i forvaltningen av sjøfuglbestandene i forhold til andre påvirkningsfaktorer. Menneskeskapte variasjoner i klima eller forsuring av havet lar seg ikke kontrollere uten omfattende og langvarig internasjonalt samarbeid. I mellomtiden er det derfor ekstra viktig å regulere de påvirkningsfaktorene som lar seg regulere på mindre skala i tid og rom. Det er mange eksempler på at det som er til beste for sjøfugl, er til beste for de fleste artene som er avhengig av et velfungerende havmiljø. Mennesket er utvilsomt en av dem.

11 Oppsummering av kunnskapsmangler

Med referanse til skissen for de viktigste virkningsmekanismene som er vurdert i denne rapporten (**figur 4.1**) er det identifisert viktige kunnskapsbehov i forhold til mange av koblingene som er vist i diagrammet.

Når det gjelder direkte effekter på individnivå, foreligger det spesielt lite faktisk kunnskap om sannsynligheten for at en sjøfugl blir skadet av olje når den befinner seg i et område som blir berørt av et oljesøl. Dette vil være bestemt av en lang rekke forhold som bare unntaksvis er belagt med empiri. Det er dessuten ekstra vanskelig å tette slike kunnskapshull. Eksperimentelle studier reiser vanskelige etiske dilemma, og beredskapen ved uhellssituasjoner er sjelden god nok til å kunne studere slike forhold i en akutfase (når de største skadene som regel skjer). Tilsvarende problemer er knyttet til hvilke forhold som avgjør risikoen for at en sjøfugl blir fanget i ulike typer fiskeredskap. I begge tilfeller vil en måtte støtte seg til forenklete modeller for sårbarhet, men disse kan forbedres vesentlig gjennom en bedre kartlegging av det totale omfanget av skadevirkninger forbundet med ulike typer forurensninger og fiskerier.

Virkningsmekanismene for indirekte effekter via endringer i tilgang på næring og habitater, er mer komplekse. I norske områder er interaksjoner mellom fiskebestander og reproduksjon hos sjøfugl de best studerte eksemplene (f.eks. Anker-Nilssen 1992, Durant et al. 2003, Barrett 2006). Disse prosessene er i tillegg sterkt påvirket av klimatisk variasjon (Durant et al. 2004a, 2004b, 2005, 2006, Harris et al. 2005, Sandvik et al. 2005), og setter dermed fokus på den meget betydelige interaksjonen mellom effekter av ulike typer påvirkninger (fiskerier og klima). I de fleste tilfellene er imidlertid effektene bare dokumentert for én av flere viktige demografiske parametere (f.eks. bare reproduksjon), for bare én eller et lite fåtall av bestandene som kan bli berørt (f.eks. bare for en eller et par pelagisk beitende bestander på én lokalitet), for bare én periode av årssyklus (som regel hekkesesongen), og i forhold til bare ett eller et fåtall av elementene i faktorenes påvirkninger (f.eks. bare ett eller to fiskerier).

Denne type fragmentarisk kunnskap er det største problemet i forhold til å forstå og predikere indirekte effekter av ulike påvirkninger i større skala. Oppbyggingen av kunnskap blir derfor i praksis et puslespill hvor en må velge brikker strategisk og fokusere på et rimelig representativt antall av arter, lokaliteter og parametere som kan analyseres direkte mot ulike mål for de miljøendringer påvirkningsfaktorene forårsaker. Dette krever lange tidsserier for demografiske nøkkelparametere som reproduksjon og overlevelse for voksne fugler. Siden svært mange effekter skjer indirekte via påvirkning av næringsgrunnlaget, er det også formålstjenlig å kartlegge variasjonen i diett til de samme bestandene fra år til år. Effekter som forårsakes av

endringer i kvalitet og tilgang på habitater krever spesielle studier av fuglenes habitatbruk, gjerne vha. kostnadseffektive, telemetriske metoder (radio- og satellittsendere) eller data-loggere.

Enten effektene skjer ved direkte påvirkninger eller indirekte gjennom endringer i ressurs-tilgang for fuglene, vil en økologisk basert forvaltning alltid forde at en til enhver tid har pålitelig, kvantitativ kunnskap om bestandenes fordeling og tilstand. Dette er nødvendig både for å estimere den fysiske overlapp mellom ressurs og påvirkning, og for best mulig tilrettelegging av ulike tiltak og inngrep. Kort fortalt er dette rimelig heldekkende mål for individenes utbredelse i antall tid og rom, og dataserier for antallsutviklingen til et representativt utvalg av bestander over tid. Studier av hvilke forhold som påvirker dynamikken i utbredelsen til ulike bestander både langs kysten og i åpent hav, er spesielt verdifulle i denne sammenheng, og gjør det også mulig å modellere endringer i utbredelse etterhvert som de fokuserte påvirkningsfaktorene og andre miljøvilkår endrer seg over tid. Prognoser for bestandenes levedyktighet og sårbarhet vil aldri bli særlig pålitelige uten kjennskap til størrelsen på de ulike geografiske populasjonene.

De viktigste hensynene til sjøfugl i en forvaltningsplan for Norskehavet kan bare ivaretas ved å innhente bedre kunnskap om følgende sentrale forhold der eksisterende kunnskap er svært fragmentarisk eller unntaksvis helt fraværende:

- **Sjøfuglenes utbredelse** i antall, tid og rom, herunder deres
 - o Fordelingsmønstre, tetthetsvariasjoner og vandringer
 - o Populasjonstilørighet og totale bestandsstørrelser
- **Direkte effekter** på sjøfuglenes bestandsdynamikk, dvs. på deres reproduksjon, overlevelse og/eller spredningsmønstre, forårsaket av oljeforurensinger, miljøgifter, bifangst, vindmøller, akvakultur og episodisk ekstremvær.
- **Indirekte effekter** på sjøfuglenes bestandsdynamikk, dvs. på deres reproduksjon, overlevelse og/eller spredningsmønstre, gjennom
 - o *Trofiske endringer* forårsaket av klima, fiskerier, taretråling, akvakultur og oljeforurensinger, og som påvirker sjøfuglenes
 - Næringstilbud (dvs. byttedyrenes forekomst, kvalitet og tilgjengelighet, herunder også effekter av endrede konkurranseforhold)
 - Predasjonsrisiko (dvs. antall og fordeling av predatorer)
 - o *Habitatendringer* forårsaket av arealbeslag, forstyrrelser og klima, og som påvirker sjøfuglenes
 - Habitattilbud (dvs. habitatenes forekomst, kvalitet og tilgjengelighet)
 - o *Andre mekanismer* (ikke spesifisert nærmere her) som påvirker sjøfuglenes funksjonsdyktighet, bl.a. som følge av bioakkumulering av miljøgifter og sykdommer og parasitter
- **Kumulative, eventuelt også synergistiske effekter** av de ulike påvirkningene spesifisert ovenfor.

12 Referanser

- Aarvak, T. & Anker-Nilssen, T. 2005. Dødsårsak og opprinnelse for alkefugler som strandet på Rogalandskysten i februar 2003. - NINA Rapport 95, 24 s.
- Aas, Christian. 2001. NOU 2001: 15. Forsvarets områder for lavflyging. 1-7.
- Aebischer, N.J. 1993. Immediate and delayed effects of a gale in late spring on the breeding of the Shag (*Phalacrocorax aristotelis*). - Ibis 135: 225-232.
- AMAP 2002. Arctic Pollution 2002: Persistent Organic Pollutants, Heavy Metals, Radioactivity, Human Health, Changing Pathways. - Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway, s. 59-76.
- 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.
- Andres, B.A. 1996. Consequences of the "Exxon Valdez" oil spill on black oystercatchers inhabiting Prince Williams Sound, Alaska. - PhD Thesis, State University, Columbus, OH.
- Andres, B.A. 1997. The "Exxon Valdez" oil spill disrupted the breeding of black oystercatchers. - J. Wildl. Manage. 61: 1332-1328.
- Anker-Nilssen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. - Viltrapport 44, 114 s.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Food supply as a determinant of reproduction and population development in Norwegian Puffins *Fratercula arctica*. - Dr. scient. thesis, Univ. Trondheim.
- 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. 1998. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1998. - NINA Oppdragsmelding 571: 1-33.
- Anker-Nilssen, T. 2007. Er tidsserier for sjøfugl nyttige indikatorer for rekruttering hos fisk? - I: Dahl, E., Hansen, P.K., Haug, T. & Karlsen, Ø. (red.). Kyst og havbruk 2007. Fisken og havet, særnummer 2-2007: 51-53.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 1999. Lundens populasjonsøkologi på Røst i 1999. - NINA Oppdragsmelding 636, 36 s.
- Anker-Nilssen, T. & Aarvak, T. 2006. Tidsseriestudier av sjøfugler i Røst kommune, Nordland. Resultater med fokus på 2004 og 2005. - NINA Rapport 133, 85 s.
- 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. SEAPOPOP studies in the Lofoten and Barents Sea area in 2006. - NINA Report 249, 63 pp.
- Anker-Nilssen, T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Tveraa, T., Strøm, H. & Barrett, R.T. 2005. SEAPOPOP. Et nasjonalt sjøfuglprogram for styrket beslutningsstøtte i marine områder. - [NINA Rapport 1](#), 66 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.
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1995. Size variation of Common Guillemots *Uria aalge* wintering in the northern Skagerrak. Seabird 17: 64-73.
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 2004. Seabirds in the Norwegian Sea. - I: Skjoldal, H.R., Sætre, R., Færnø, A., Misund, O.A. & Røttingen, I. (red.). The Norwegian Sea Ecosystem. Tapir Academic Press, Trondheim, s. 435-446.
- Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1982. Oljekatastrofen i Skagerrak ved årsskiftet 80/81 - omfang og undersøkelser. - Vår Fuglefauna 5: 82-91.
- Anker-Nilssen, T. & Øyan, H.S. 1995. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. - NINA Fagrapport 15: 1-48.
- Arcos, J.M. & Oro, D. 2002. Significance of nocturnal purse seine fisheries for seabirds: a case study off the Ebro Delta (NW Mediterranean). - Marine Biology 141: 277-286.
- Arnott, S.A. & Ruxton, G.D. 2002. Sandeel recruitment in the North Sea: demographic, climatic and trophic effects. - Mar Ecol Prog Ser 238: 199-210.
- Azzarello, M.Y. & van Vleet, E.S. 1987. Marine birds and plastic pollution. - Marine Ecology Progress Series 37: 295-303.
- Bakken, V., Boertmann, D., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Strøm, H. & Goodwin, Harvey 2006. Nordic Seabird Colony Databases. - TemaNord 2006: 512.

- Bakken, V. & Falk, K. (red.) 1998. Incidental take of seabirds in commercial fisheries in the Arctic countries. - CAFF Technical Report 1, 50 s. CAFF International Secretariat, Akureyri, Island.
- Bakken, V., Runde, O. J. & Tjørve, E. 2003. Norsk ringmerkningsatlas. Vol. 1. - Stavanger Museum, Stavanger.
- Barrett, R.T. 2002. Atlantic puffin *Fratercula arctica* and common guillemot *Uria aalge* chick diet and growth as indicators of fish stocks in the Barents Sea. - Mar Ecol Prog Ser 230: 275-287.
- Barrett, R.T. 2007. Food web interactions in the southwestern Barents Sea: black-legged kittiwakes *Rissa tridactyla* respond negatively to an increase in herring *Clupea harengus*. - Mar Ecol Prog Ser 349: 269-276.
- Barrett, R.T., Chapdelaine, G., Anker-Nilssen, T., Mosbech, A., Montevecchi, W.A., Reid, J.B. & Veit, R.R. 2006. Seabird numbers and prey consumption in the North Atlantic. - ICES Journal of Marine Science 63: 1145-1158
- Barrett, R. T., Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 2006. The status of breeding seabirds in mainland Norway. - Atlantic Seabirds 8(3): 97-126
- Barrett R.T., Skaare, J.U. & Gabrielsen, G. W. 1996. Recent changes in levels of persistent organochlorines and mercury in eggs of seabirds from the Barents Sea. Environmental Pollution 92: 13-18.
- Beale, C. M. 2007. Managing visitor access to seabird colonies: a spatial simulation and empirical observations. - Ibis 149 (Suppl. 1): 102-111.
- Beale, C. M. & Monaghan, P. 2004. Human disturbance: people as predator free predators. - J. Appl. Ecol. 41: 335-343.
- Belant, J. L., Ickes, S. K. & Seamans, T. W. 1998. Importance of landfills to urban-nesting herring and ring-billed gulls. - Landscape and Urban Planning 43: 11-19.
- Bevanger, K. 2005. Nye dyrearter i norsk natur. - Landbruksforlaget.
- Bevanger, K. og Henriksen, G. 1995. The distributional history and present status of American mink (*Mustela vison*) in Norway. - Annales Zoologici Fennici 32: 11-14.
- Bevanger, K., Fremstad, E., Ødegaard, F. 2007. Spredning og effekter av fremmede arter. Norsk svarteliste 2007. - Artsdatabanken, Trondheim, 106 s..
- Birdlife International 1999. Recommendations by BirdLife International for FAO National Plans of Actions (NPOAs) for Reducing Incidental Catch of Seabirds in Longline Fisheries, with special reference to Norway. A paper presented to the committee of North Sea senior officials, 14-15 October 1999.
- Blake, B.F. 1983. A comparative study of the diet of auks killed during an oil incident in the Skagerrak in January 1981. - J. Zool., Lond. 201: 1-12.
- Bonstra, R. 2004. Coping with changing northern environments: the role of the stress axis in birds and mammals. - Integrated Comparative Biology 44: 95-108.
- Borgå, K., Wolkers, H., Skaare, J.U., Hop, H., Muir, D.C.G. & Gabrielsen, G.W. 2005. Bioaccumulation of PCBs in Arctic seabirds: influence of dietary exposure and congeners biotransformation. - Environ. Pollut. 134: 397-409.
- Boyd, I., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. (red.) 2006. Top predators in Marine Ecosystems. Their role in monitoring and management. - Conservation Biology 12, Cambridge University Press, 378 s.
- Bull, L.S. 2007. Reducing seabird bycatch in longline, trawl and gillnet fisheries. - Fish and Fisheries 8: 31-56.
- Burger, A.E. 1993. Estimating the mortality of seabirds following oil spills: effects of spill volume. - Mar. Pollut. Bull. 26: 140-143.
- Burger, J. & Gochfeld, M. 1994. Predation and effects of humans on island-nesting seabirds. - I: Seabirds on Islands. Threats, cases studies and action plans. Nettleship, D.N., Burger, J. & Cochfeld, M. (red.). Birdlife Conserv. Ser. 1: 39-67. Birdlife International, Cambridge.
- Burger, J. & Gochfeld, G., 2007. Metals and radionuclides in birds and eggs from Amchitka and Kiska Islands in the Bering Sea/Pacific Ocean ecosystem. - Environ. Mon. Assess. 127: 105-117.
- Bustnes, J.O. 2006. Pinpointing potential causative agents in mixtures of persistent organic pollutants in observational field studies: a review of glaucous gull studies. - J. Toxicol. Environ. Health A 69: 97-108.
- Bustnes, J.O., Christie, H. & Lorentsen, S.-H. 1997. Sjøfugl, tareskog og taretråling: en kunnskapsstatus. - NINA Oppdragsmelding 472: 1-43.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Skaare, J.U. Bakken, V., & Mehlum, F. 2003. Ecological effects of organochlorine pollutants in the Arctic: a study of the glaucous gull. Ecol. Appl. 13: 504-515.

- Bustnes, J.O., Helberg, M., Strann, K.B. & Skaare, J.U. 2006a. Environmental pollutants in endangered vs. increasing subspecies of lesser black-backed gulls along the Norwegian Coast. - *Environ. Pollut.* 144: 893-901.
- Bustnes, J.O., Tveraa, T., Henden, J.A., Varpe, Ø. & Skaare, J.U. 2006b. Organochlorines in antarctic and arctic avian top predators: a comparison between the south polar skua and two species of northern Hemisphere gulls. - *Environ. Sci. Technol.* 40: 2826-2831.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Hanssen, S.A., Folstad, I. & Skaare, J.U. 2006c. Anti-parasite treatment removes negative effects of environmental pollutants on reproduction in an arctic seabird. - *Proc. R. Soc. Lond. B* 273: 3117-3122.
- Bustnes, J.O., Tveraa, T., Fauchald, P., Helberg, M. & Skaare, J.U. 2008a. The potential impact of environmental variation on the concentrations and ecological effects of pollutants in a marine avian top predator. - *Environ. Internat.* 34: 193-201.
- Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Lorentsen, S.H. & Herzke, D. 2008b. Perfluorinated and chlorinated contaminants as predictors of demographic parameters in an endangered seabird. - *Environ. Pollut.* (i trykk).
- Bustnes, J.O., Borgå, K., Erikstad, K.E., Lorentsen, S.H. & Herzke, D. 2008b. Perfluorinated, brominated and chlorinated compounds in a population of lesser black-backed gulls. - *Environ. Toxicol. Chem.*, (i trykk).
- Byrkjeland, S. 2004. Vurdering av skadeomfang på sjøfugl etter *MS Rocknes'* forlis. - Fylkesmannen i Hordaland, MVA-rapport 10/2004: 1-32.
- Cairns, D.K. 1987. Seabirds as indicators of marine food supplies. - *Biol. Oceanogr.* 5: 261-271.
- Cairns, D.K. 1992. Population regulation of seabird colonies. - *Current Ornithol.* 9: 37-61.
- Camphuysen, C.J. 1998. Beached bird surveys indicate decline in chronic oil pollution in the North Sea. - *Mar. Pollut. Bull.* 36: 519-526.
- Camphuysen, C.J., Berrevoets, C.M., Cremers, H.J.W.M., Dekinga, A., Dekker, R., Ens, B.J., van der Have, T.M., Kats, R.K.H., Kuiken, T., Leopold, M.F., van der Meer, J., Piersma, T. 2002. Mass mortality of common eiders (*Somateria mollissima*) in the Dutch Wadden Sea, winter 1999/2000: starvation in a commercially exploited wetland of international importance. - *Biol. Conserv.* 106 : 303-317.
- Camphuysen, C.J., Calvo, B., Durinck, J., Ensor, K., Follestad, A., Furness, R.W., Garthe, S., Leaper, G., Skov, H., Tasker, M.L. & Winter, C.J.N. 1995. Consumption of discards by seabirds in the North Sea. Final report EC DG XIV research contract BIOECO/93/10. - NIOZ Rapport 1995-5. Netherlands Institute for Sea Research, Texel, 202 + LVI s.
- 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>).
- Camphuysen, C. J. and M. Heubeck (2001). Marine oil pollution and beached bird surveys: the development of a sensitive monitoring instrument. - *Environ. Pollut.* 112: 443-461.
- Casella Stanger 2002. Burbo Offshore Wind Farm - Ornithology. Final Report. - Seascope Energy Ltd., 137020102/FO/R1/Rev2, 47 s.
- Chardine, J. & Mendenhall, V. 1998. Conservation of Arctic Flora and Fauna. Human Disturbance at Arctic Seabird Colonies. - CAFF Technical Report No 2., Circumpolar Seabird Working Group.
- Chardine, J.W., Porter, J.M. & Wohl, K.D. (red.) 2000. Workshop on seabird incidental catch in the waters of the Arctic countries.
- 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. & Houinsen, 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.
- Christie, H. 1995. Kartlegging av faunaen knyttet til tareskogen i Froan; variasjon i en eksponeringsgradient. - NINA Oppdragsmelding 368: 22 s.
- Clausager, I. 2000. Vindkraftproduksjon og konsekvenser for det biologiske mangfold. Erfaringer fra Danmark. I: Direktoratet for naturforvaltning. FoU-seminar. Konsekvenser av vindkraft for det biologiske mangfoldet. DN-notat 2000-1, s. 30-40.

- Cox, T.M., Lewison, R.L., Zydels, R., Crowder, L.B., Safina, C. & Read, A. . 2007. Comparing effectiveness of experimental and implemented bycatch reduction measures: the ideal and the real. - *Conserv. Biol.* 21: 1155-1164.
- Criscuolo, F., Gauthier-Clerc, M., Maho, Y.L., & Gabrielsen, G.W. 2001. Brood patch temperature during provocation of incubating common eiders in Ny-Ålesund, Svalbard. *Polar Research* 20(1): 115-118.
- Davoren, G.K. 2007. Effects of gill-net fishing on marine birds in a biological hotspot in the northwest atlantic. - *Conserv. Biol.* 21: 1032-1045.
- Derraik, J.G.B. 2002. The pollution of the marine environment by plastic debris: a review. - *Mar. Pollut. Bull.* 44: 842-852.
- 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. - *Biol. Lett.* 1: 296-298.
- Desholm, D., Fox, A.J., Beasley, P.D.L. & Kahlert, J. 2006. Remote techniques for counting and estimating the number of bird-turbine collisions at sea: a review. - *Ibis* 148: 76-89.
- DNV 2008. Miljøkonsekvenser akutt utslipp. - DNV rapport 2008-0484, 126 s.
- Dowdall, M. & Lind, G.B. 2003. Gamma-emitting natural and anthropogenic radionuclides in the terrestrial environment of Kongsfjord, Svalbard. - *Sci. Tot. Environ.* 305: 229-240.
- Dunn, E. & Steel, C. 2001. The impact of longline fishing on seabirds in the north-east Atlantic: recommendations for reducing mortality. - NOF Rapportserie 5, 108 s.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. 2003. Trophic interactions under climate fluctuations: the Atlantic puffin as an example. - *Proc. R. Soc. Lond. B* 270: 1461-1466.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T., Hjermann, D.Ø. & Stenseth, N.C. 2004a. Regime shifts in the breeding of an Atlantic puffin population. - *Ecol. Lett.* 7: 388-394.
- Durant, J.M., Stenseth, N.C., Anker-Nilssen, T., Harris, M.P., Thompson, P.M. & Wanless, S. 2004b. Marine birds and climate fluctuation in the North Atlantic. - I: Stenseth, N.C., Ottersen, G., Hurrell, J.W. & Belgrano, A. (red.). *Marine Ecosystems and Climate Variation: the North Atlantic - a comparative Perspective*. Oxford University Press, Oxford, s. 95-105.
- Durant, J.M., Hjermann, D.Ø., Anker-Nilssen, T., Beaugrand, G., Mysterud, A., Pettorelli, N. & Stenseth, N.C. 2005. Timing and abundance as key mechanisms affecting trophic interactions in variable environments. - *Ecol. Lett.* 8: 952-958.
- Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. & Stenseth, N.C. 2006. Ocean climate prior to breeding affects the duration of the nestling period in the Atlantic puffin. - *Biol. Lett.* 2: 628-631.
- Eldøy, S. 2004. Døde sjøfugler langs Rogalandskysten i februar-mars 2003. - *Falco* 1: 39-47.
- Eldøy, S. & Haarr, P.T. 2002. Oljeskade fugler langs Rogalandskysten i mars 2002. - *Falco* 31: 119-123.
- Erikstad, K.E., Reiertsen, T.K., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H. & Systad, G.H. 2007. Levedyktighetsanalyser for norske lomvibestander. - NINA Rapport 240, 25 s.
- Erikstad, K.E., Bustnes, J.O., Rikardsen, A., Jacobsen, K.-O., Strann, K.-B., Johansen, T.V. & Reiertsen, T.K. 2006. Konflikter mellom ærfugl og blåskjelldyrking. - NINA Rapport 110, 24 s.
- Everaert, J. & Stienen, E.W.N. 2006. Impact of wind turbines on birds in Zeebrugge (Belgium). Significant effect on breeding tern colony due to collisions. - *Biodiv. Conserv.* 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.
- Faller, S.H. & D.E. Farmer. 1998. Long-term hydrological monitoring program: Amchitka, Alaska, 1997. - Rapport, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., 25 s.
- Fauchald, P. & Tveraa, T. 2007. The distribution of seabirds at sea. - I: Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Fauchald, P., Lorentsen, S.-H., Steen, H., Strøm, H., Systad, G.H. & Tveraa, T. 2007. *SEAPOPOP studies in the Lofoten and Barents Sea area in 2006*. - [NINA Report 249](#), 63 s.
- Fauchald, P., Tveraa, T., Bårdsen, B.J. & Langeland, K. 2005. Utbredelsen av sjøfugl i Norskehavet og Barentshavet. - NINA Rapport 64. 35 s.
- Fiskeridirektoratet 2007. Fiskeriaktiviteten i Norskehavet. - Delrapport til det felles faktagrunnlaget for Forvaltningsplan Norskehavet. Fiskeridirektoratet, Bergen.

- Fjeld, P.E., Gabrielsen, G.W. & Ørbæk, J.B. 1988. Noise from helicopters and its effect on a colony of Brünnich's Guillemots (*Uria lomvia*) on Svalbard. - Norsk Polarinst. Rapportser. 41: 115-153.
- Folkestad, A.O. 1982. The effect of mink predation on some seabird species. - Viltrapport 21: 42-49.
- Follestad, A. 1990. The pelagic distribution of Little Auk *Alle alle* in relation to a frontal system off central Norway, March/April 1988. - Polar Res. 8: 23-28.
- Follestad, A., Flagstad, Ø., Nygård, T., Reitan, O. & Schulze, J. 2007. Vindkraft og fugl på Smøla 2003-2006. - NINA Rapport 248, 78 s.
- Follestad, A. & Strann, K.-B. 1991. Sjøfugl og fiskegarn. Problemets omfang og karakter i Norge. - NINA Oppdragsmelding 78, 14 s.
- Follestad, A. & Lorentsen, S.-H. 2007. Sammenfatning av eksisterende kunnskap om effekten av hjerteskjellhøsting på fugl. - NINA Rapport 270, 23 s.
- Fosså, J.H. 1995. Forvaltning av stortara. Prioriterte forskningsoppgaver. - Rapport, Havforskningsinstituttet, Bergen, 102 s.
- 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.
- Fraser, G.S., Russell, J. & von Zahren, W.M. 2006. Produced water from offshore oil and gas installations on the Grand Banks, Newfoundland and Labrador: are the potential effects to seabirds sufficiently known? - Mar. Ornithol. 34: 147-156.
- Frederiksen, M., Wanless, S., Rothery, P., Harris, M.P. & Wilson, L.J. 2004. The role of industrial fisheries and oceanographic change in the decline of North Sea black-legged kittiwakes. - J. Appl. Ecol. 41: 1129-1139.
- Furness, R.W. 2003. Impact of fisheries on seabird communities. - Sci. Mar. 67 (Suppl. 2): 33-45.
- Furness, R.W. & Camphuysen, C.J. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. - ICES J. Mar. Sci. 54: 726-737.
- Gabrielsen, G.W. 1999. Kostnader ved ruging og effekter av forstyrrelse hos hekkende hvitkinngjess. - I: Bengtson, S.-A., Mehlum, F. & Severinsen, T. (red.): Terrestrisk økologisk forskningsprogram på Svalbard: Svalbardtundraens økologi. Norsk Polarinstitutt Meddelelser 150: 121-124.
- 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: 724-741.
- Gaston, A.J., Gilchrist, H.G. & Hippfner, J.M. 2005. Climate change, ice conditions and reproduction in an Arctic nesting marine bird: Brünnich's guillemot (*Uria lomvia* L.). - Anim. Ecol. 74: 832-841.
- Geitz, M. 2004. Cruise tourism on Svalbard - a risky business? - WWF International Arctic Programme 2004.
- Golmen, L.G., Berge, J.A., Dale, T., Durand, D., Johnsen, T.M., Lømsland, E., Pedersen, A., Bjørge, A., Christensen-Dalsgaard, S & Hareide, N.R. 2008. Forvaltningsplan Norskehavet - deltema Forsuring av havet. - Rapport LNR 5526-2008, 72 s.
- Grémillet, D., Wilson, R.P., Wanless, S. & Peters, G. (1999). A tropical bird in the Arctic (the cormorant paradox). - Mar Ecol Prog Ser 188: 305-309.
- 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.
- Guillemette, M., Larsen, J. K. & Clausager, I. 1999. Assessing the impact of the Tunø Knob wind park on sea ducks: the influence of food resources. - National Environmental Research Institute, Denmark. NERI Technical Report 263: 20 s.
- Hampton, S., Kelly, P.R. & Carter, H.R. 2003. Tank vessel operations, seabirds, and chronic oil pollution in California. - Mar. Ornithol. 31: 29-34.
- Hamre, J. 1988. Some aspects of the interrelation between the Herring in the Norwegian Sea and the stocks of Capelin and Cod in the Barents Sea. - ICES C.M. 1988/H:42: 1-15.
- Hanssen, S.A., Hasselquist, D., Folstad, I., & Erikstad, K.E. 2005. Cost of reproduction in a long-lived bird: Incubation effort reduces immune function and future reproduction. - Proc. R. Soc. Lond. B 272: 1039-1046.
- Hario, M., Hirvi, J.P., Hollmen, T., Rudbäck, E., 2004. Organochlorine concentrations in diseased vs. healthy gull chick from the northern Baltic. - Environ. Pollut. 127: 411-423.

- Harris, M.P., Anker-Nilssen, T., McCleery, R., Erikstad, K.E., Shaw, D.N. & Grosbois, V. 2005. Effect of wintering area and climate on the survival of adult Atlantic puffins *Fratercula arctica* in the eastern Atlantic. - *Mar Ecol Prog Ser* 297: 283-296.
- Harris, M.P. & Wanless, S. 1984. The effect of the wreck of seabirds in February 1983 on auk populations on the Isle of May (Fife). - *Bird Study* 31: 103-110.
- Hartwig, E., Clemens, T. & Heckroth, M. 2007. Plastic debris as nesting material in a Kittiwake (*Rissa tridactyla*) colony at the Jammerbugt, Northwest Denmark. - *Mar. Pollut. Bull.* 54: 595-597.
- Haukås, M., Berger, U., Hop, H., Gulliksen, B., & Gabrielsen G.W. 2007. Bioaccumulation of per- and polyfluorinated alkyl substances (PFAS) in selected species from the Barents Sea food web. - *Environ. Pollut.* 148: 360-371.
- Hayashi, M., Kita, J. & Ishimatsu, A. 2004. Acid-base responses to lethal aquatic hypercapnia in three marine fishes. - *Mar. Biol.* 144: 153-160.
- Heiberg, M.M., Christensen, H.M. & Aas, Ø. 2005. Turisme i verneområder, forprosjekt. - NINA Rapport 87, 87 s.
- Helberg, M., Bustnes, J.O. Erikstad, K.E., Kristiansen K.O. & Skaare, J.U. 2005. Relationships between reproductive performance and organochlorine pollutants in great-black backed gulls (*Larus marinus*). - *Environ. Pollut.* 134: 475-483.
- Helgason, L. B., Barrett, R. T., Lie, E., Polder, A., Skaare, J.U. & Gabrielsen, G. W. 2007. Levels and temporal trends (1983-2003) of persistent organic pollutants (POPs) and mercury (Hg) in seabird eggs from Northern Norway. - *Environ. Pollut.* (doi:10.1016/j.envpol.2007.10.022).
- Hope Jones, P. 1980. The effects on birds of a North Sea gas flare. - *Brit. Birds.* 73: 547-555
- Hjermann, D.Ø., Stenseth, N.C. & Ottersen, G. 2004. Indirect climatic forcing of the Barents Sea capelin: a cohort effect. - *Mar Ecol Prog Ser* 273: 229-238.
- ICES 2003. Report of the Working Group on Seabird Ecology. ICES Headquarters 7-10 March 2003. - ICES CM 2003/C:03 Ref.: ACE, D, E, G. København, 92 s.
- Irons, D.B., Anker-Nilssen, T., Gaston, A.J., Byrd, G.V., Falk, K., Gilchrist, G., Hario, M., Hjernquist, M., Krasnov, Y.V., Mosbech, A., Olsen, B., Petersen, A., Reid, J.B., Robertson, G.J., Strøm, H. & Wohl, K.D. 2008. Fluctuations in circumpolar seabird populations linked to climate oscillations. - *Global Change Biology* 14: 1-10.
- Irons, D.B., Kendall, S., Erickson, W., McDonald, L. & Lance, B. 2000. Nine years after the Exxon Valdez oil spill; effects on summer marine bird populations in Prince Williams Sound. - *Condor* 103: 892-894.
- Isaksen, K., Bakken, V. & Wiig, Ø. 1998. Potential effects on seabirds and marine mammals of petroleum activity in the northern Barents Sea. - *Norsk Polarinstitutt meddelelser* 154, 66 s.
- Isaksen, K. & Bredeisen, B. 2007. Invasjon og massedød av alke høsten 2007. *Toppdykkeren* 4: 168-179.
- Ishimatsu, A., Hayashi, M., Lee, K., Kikkawa, T. & Kita, J. 2005. Physiological effects on fishes in a high CO₂ world. - *J. Geophys. Res.* 110, (doi:10.1029/2004JC002564).
- Iversen, S., Fossum, P., Gjøsæter, H., Skogen, M. & Toresen, R. 2006. Havets ressurser og miljø 2006. - *Fisken og Havet, særnr. 1-2006*.
- Jacobsen, E., Låtun, O. & Skipnes, K. 1991. Undersøkelse av døde sjøfugler vinteren 1990/1991. - *Falco* 20: 80-83.
- Jacobsen, E., Låtun, O. & Skipnes, K. 1992. Undersøkelser av ilanddrevne sjøfugler i Rogaland. - *Falco* 4: 219-222.
- Jelmert, J. & Falkenhaug, T. 2007. Introduerte arter. Tilfellet amerikansk lobemanet. - *Kyst og havbruk* 2007: 32-34.
- Jenssen, B.M. 2006. Endocrine-disrupting chemicals and climate change: A worst-case combination for arctic marine mammals and seabirds? - *Environ. Health Perspect.* 114: 76-80.
- Johansen, Ø. & Ditlevsen, M.K. 2008. Oljedriftsberegninger for utvalgte ulykkesscenarier. - Notat, SINTEF materialer og kjemi, Trondheim.
- Josefsson, M. & Jansson, K. 2006. NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Sargassum muticum*. - Online Database of the North European and Baltic Network on Invasive Alien Species-NOBANIS, www.nobanis.org, (date of access 8/2/2008).
- Jørgensen N.M., Evenset, A., Forberg K.G & Götsch A. 2008. Tilførsler og effekter av langtransportert forurensning til Norskehavet, - Grunnlagsrapport til utredningen "Konsekvenser av ytre påvirkninger". - SFT rapport TA 2365/2008, Akvaplan-niva AS Rapport 4066, 91 s.

- 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.
- 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.
- Klosiewski, S.P. & Laing K.K. 1994. Marine bird populations of Prince Williams Sound, Alaska, before and after the Exxon Valdez oil spill. - Exxon Valdez Oil Spill State/Federal Natural Resource Damage Assessment Final Report. (Bird study No. 2). US Fish and Wildlife Service, Anchorage, Alaska.
- Kystverket 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Statusbeskrivelse for skipstrafikk. - Rapport, Kystverket, november 2007.
- Kystverket 2008. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Fremtidsbilde for skipstrafikk. - Rapport Kystverket, november 2008.
- Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006. - Artsdatabanken, Trondheim.
- Langston, R.H.W. 2006. Wind, fire and water: Renewable energy and birds. - *Proc. Brit. Ornithol. Union Annual Spring Conf. 2005. Univ. Leicester, 1-3 April 2005.* - *Ibis* 148: 1-3.
- Langston, R.H.W., Fox, A.D. & Drewitt, A.L. 2006. Conference plenary discussion, conclusions and recommendations. - *Ibis* 148: 210-216.
- Larsen, B.J., Brandt, M., Myrmo, K. & Ree, V. 2006. Overvåking av hekkende vannfugl i Steinsfjorden, nordre del av Tyrifjorden og Væleren i 2005. - Rapport nr 1, årgang 13.
- Larsen, B.J., Brandt, M., Myrmo, K. & Ree, V. 2007. Overvåking av hekkende vannfugl i Steinsfjorden, nordre del av Tyrifjorden og Væleren 2006. - Rapport nr 1, årgang 14.
- Larsen, J.L., Durinck, J. & Skov, H. 2007. Trends in chronic marine oil pollution in Danish waters assessed using 22 years of beached bird surveys. - *Mar. Pollut. Bull.* 54: 1333-1340.
- Larsen, L.-H., Jørgensen N.M. & Forberg, K. Effekter i Norskehavet av petroleumsvirksomhet utenfor Norskehavet. Grunnlagsrapport til utredning av konsekvenser av ytre påvirkning, helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. - SFT rapport TA 2366/2008, Akvaplan-niva AS Rapport 4065, 45 s.
- Law, R.J., Alae, M., Allchin, C.R., Boon, J.P., Lebeuf, M., Lepom, P. & Stern, G.A. 2003. Levels and trends of polybrominated diphenylethers and other brominated flame retardants in wildlife. - *Environ. Internat.* 29: 757-770.
- Loretsen, S.-H. 2005. Taretråling påvirker forekomsten av fisk, men hva skjer med storskarvene? - NINA Temahefte 31: 18-23.
- Loretsen, S.H. 2006. Hvordan er utviklingen i de norske ternebestandene? - *Vår Fuglefauna* 29: 22-67.
- Loretsen, S.-H. 2007. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2007. - NINA Rapport 313, 54 s.
- Loretsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 1999. Diet of Common Murres (*Uria aalge*) wintering in the northern Skagerrak 1988-1990 and the importance of sex, age and season. - *Waterbirds* 22: 80-89.
- Loretsen, S.-H., Anker-Nilssen, T., Strøm, H., Måge, A., Julshamn, K. og Braathen, O.-A. 2007. Revisjon av indikatorer. - I: Sunnanå, K. (red.). Forvaltningsplan for Barentshavet – 1. rapport fra overvåkningsgruppen. Fisker og havet, særnr 1 b-2007.
- Loretsen, S.-H., Grémillet, D. & G.H. Nymoen. 2004. Annual variation in diet of breeding Great Cormorants: Does it reflect varying stock recruitment of Gadoids? - *Waterbirds* 27: 161-169.
- Loretsen, S.-H. (red.), Byrkjeland, S., Flagstad, Ø., Heggberget, T.M., Larsen, T., Røv, N., Balstad, T., Haugland, T., & Østborg, G.M. 2008. Etterkantundersøkelser sjøfugl og oter etter MS Server-forliset januar 2007. - NINA Rapport 336, 64 s.
- Lucas, M.L., Guyonne, F.E.J. & Ferrer, M. (eds.) 2007. Birds and wind farms. Risk assessment and mitigation. - Quercus, Madrid. 255 pp.
- Løkkeborg, S. 1998. Seabird by-catch and bait loss in long-lining using different setting methods. - *ICES J. Mar. Sci.* 55: 145-149.
- Løkkeborg, S. & Robertson, G. 2002. Seabird and longline interactions: effects of a bird-scaring streamer line and line shooter on the incidental capture of northern fulmars *Fulmarus glacialis*. - *Biol. Conserv.* 106: 359-364.
- MacDonald, R.W., Harner, T. & Fyfe J. 2005. Recent climate change in the Arctic and its impact on contaminant pathways and interpretation of temporal trend data. - *Sci. Tot. Environ.* 342: 5-86.

- Mallory, M.L., Robertson, G. & Moenting, A. 2006. Marine plastic debris in northern fulmars from Davis Strait, Nunavut, Canada. - *Mar. Pollut. Bull.* 52: 813-815.
- Meltofte, H., Durinck, J., Jakobsen, B., Nordstrøm, C., & Riget, F.F. 2006. Trends in wader populations in the East Atlantic Flyway as shown by numbers of autumn migrants in W Denmark, 1964-2003. - *Wader Study Group Bull.* 109: 11-119.
- Melvin, E.F., Parrish, J.K. & Conquest, L.L. 1999. Novel tools to reduce seabird bycatch in coastal gillnet fisheries. - *Conserv. Biol.* 13: 1386-1397.
- Merkel, F. 2006. Common Eiders in Greenland. - PhD Thesis Universitetet i København.
- Mitchell, P.I., Newton, S.F., Ratcliffe, N. & Dunn, T.E. (red.) 2004. Seabird populations of Britain and Ireland. Results of the seabird 2000 census (1998-2002). - T & AD Poyser, London, 511 s.
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. - Statens Forurensningstilsyn (SFT) og Direktoratet for Naturforvaltning (DN). Alpha Rapport 1007-1, 51 s. + Web-Atlas CD-ROM.
- Montevicchi, W. A. & Myers, R. A. 1996. Dietary changes of seabirds indicate shifts in pelagic food webs. - *Sarsia* 80: 313-322.
- Moy, F. (red.). 2007. Statusrapport nr. 2 fra Sukkertareprosjektet. - NIVA-rapport 5344-2007.
- Multiconsult 2008. Arealkonflikter ved etablering av vindkraftverk og bølgekraftverk i Norskehavet. - Rapport nr 117887/1-08.
- Nemtzov, S.C. & Olsvig-Whittaker, L. 2003. The use of netting over fishponds as a hazard to waterbirds. - *Waterbirds* 26: 416-423.
- NOFO 2007. NOFOs planverk (<http://www.planverk.org/nofo/>).
- Nordisk Ministerråd i trykk. Vest-nordiske sjøfugler i et presset havmiljø. Hva er status for sjøfuglbestandene i Norden? Hvilke påvirkningsfaktorer truer? Hvilke tiltak kan settes inn? Rapport fra en nordisk workshop, Tórshavn, Færøylene, 26-29. september 2007.
- Nordstrøm, M., Högmänder, J., Laine, J., Nummelin, J., Laanetud, N., Korpimäki, E. 2003. Effects of feral mink removal on seabirds, waders and passerines on small islands in the Baltic Sea. - *Biol. Conserv.* 109: 359-368.
- Norges forskningsråd 2008a. Energi21 - en samlende FoU-strategi for energisektoren. Sluttrapport. - NFR, Oslo, 28 s.
- Norges forskningsråd 2008b. Energi21. Fornybar kraft. - NFR, Oslo, 26 s.
- NRPA 2007. Radioactivity in the Marine Environment 2005. Results from the Norwegian National Monitoring Programme (RAME). - Strålevernrapport 2007:10. Norwegian Radiation Protection Authority, Østerås.
- OD 2007. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Statusbeskrivelse for petroleumsvirksomhet i Norskehavet. - Rapport fra Oljedirektoratet, oktober 2007.
- OD 2008. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Fremtidsbilde for petroleumsvirksomhet i Norskehavet. - Rapport fra Oljedirektoratet, oktober 2008.
- OSPAR 2004. Proportion of oiled guillemots amongst those found dead or dying on beaches (North Sea Pilot Project on Ecological Quality Objectives). - Paper BDC 04/02/10 to OSPAR Biodiversity Committee, Bruges 16-20 February 2004. Including Camphuysen C.J. 2003. North Sea pilot project on Ecological Quality Objectives, Issue 4. Seabirds, EcoQO element F: Proportion of oiled Common Guillemots among those found dead or dying on beaches. Oiled-Guillemot EcoQO. Report to Biodiversity Committee (BDC) 2004 and OSPAR Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-east Atlantic 2005. Commissioned by the North Sea Directorate, Ministry of Transport, Public Works and Water Management. CSR Report 2004-011.
- Ottersen, G. & Auran, J. A. (red.) 2007. Arealrapport med miljø og ressursbeskrivelse. - Fisken og Havet 6/2007, Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Petersen, I.K. 2005. Bird numbers and distributions in the Horns Rev offshore wind farm area. - Annual status report 2004. - Rapport, National Environmental Research Institute, Danmark, 35 s.
- 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 Nysted and Horns Rev, Denmark. - National Environmental Research Institute. NERI Report, 161 s.
- Peterson, C.H. 2001. The "Exxon Valdez" Oil Spill in Alaska: Acute, Indirect and Chronic Effects on the Ecosystem. - *Adv. Mar. Biol.* 39: 1-103.

- Piatt, J.F. & Ford, R.G., 1996. How many seabirds were killed by the Exxon Valdez oil spill? I: Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (red.). Proceedings of the Exxon Valdez oil spill symposium. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18, Bethesda, Maryland, USA, s. 712-719.
- Piatt, J.F., Lensink, C.J., Butler, W., Kendziorek, M. & Nysewander, D.R. 1990. Immediate impact of the "Exxon Valdez" oil spill on marine birds. - Auk 107: 387-397.
- Piatt, J.F. & Nettleship, D.N. 1985. Diving depths of four alcids. - Auk 102: 293-297.
- Regehr, H. & Rodway, M. 1999. Seabird breeding performance during two years of delayed Capelin arrival in the Northwest Atlantic: a multi-species comparison. - Waterbirds 22: 60-67.
- Reitan, O. & Follestad, A. 2001. Vindkraft i Norge og fugleliv. - Vår Fuglefauna 24: 4-9.
- Rinde, E., Christie, H., Frederiksen, S. & Sivertsen, A. 1992. Økologiske konsekvenser av taretråling: Betydning av tareskogens struktur for forekomst av haptafauna, bunnfauna og epifytter. - NINA Oppdragsmelding 127, 37 s.
- Røv, N. 1982. Olje og sjøfugl på Helgelandskysten 1981. - Vår Fuglefauna 5: 91-95.
- Røv, N., Thomassen, J., Anker-Nilssen, T., Barrett, R., Follestad, A.O. & Runde, O. 1984. Sjøfuglprosjektet 1979-1984. - Viltrapport 35, 109 s.
- Røv, N., Christie, H., Frederiksen, S., Leinaas, H.P. & Lorentsen, S.-H. 1990. Biologiske forundersøkelser i forbindelse med planer om taretråling i Sør-Trøndelag. - NINA Oppdragsmelding 52, 20 s.
- Røv, N. & Frengen, O. 1980. Villmink på kysten av Trøndelag og Sør-Helgeland. - Trøndersk Natur 3: 76-78.
- Sandvik, H., Erikstad, K.E., Barret, R.T. & Youcoz, N.G. 2005. The effect of climate on adult survival in five species of North Atlantic seabirds. - Anim. Ecol. 74: 817-831.
- Scott, B.E., Sharples, J., Wanless, S., Ross, O.N., Frederiksen, M. & Daunt, F. 2006. The use of biologically meaningful oceanographic indices to separate the effects of climate and fisheries on seabird breeding success. - I: Boyd, I., Wanless, S. & Camphuysen, C.J. (red.). Top predators in Marine Ecosystems. Their Role in Monitoring and Management. Conservation Biology series No. 12. Cambridge University Press, Cambridge.
- SEAPOP 2007. Overvåknings- og kartleggingsprogrammet for sjøfugl. - Nettportal for SEAPOP, <http://www.seapop.no/>.
- Seymour, A.H. & Nelson, V.A. 1977. Radionuclides in air, water, and biota. - I: Merritt, M.L. & Fuller, R.G. (red.), The Environment of Amchitka Island, Alaska. Technical Information Center, Energy Research and Development Administration, Washington, D.C. Report TID-26712, s. 579-613.
- Short, J., Kinnear, J.E., Robley, A. 2002. Surplus killing by introduced predators in Australia – evidence for ineffective anti-predator adaptations in native prey species? - Biol. Conserv. 103: 283-301.
- Sivertsen, K. 1991. Høsting av stortare og gjenvekst av tare etter taretråling ved Smøla, Møre og Romsdal. - Fisken og Havet no.1-1991.
- Skadsheim, A. & Rinde, E. 1994. Økologisk kartlegging av tareskogsamfunn i Froan. - NINA Oppdragsmelding 354, 38 s.
- Skipnes, K. 1994. Ilanddrevne sjøfugler i Rogaland i sesongen 1992/93 og 1993/94. - Falco 23: 171-177.
- Skipnes, K. 1996. Ilanddrevne sjøfugler i Rogaland vinteren 1995/1996. - Falco 25: 100-103.
- Solberg, S., Knudsen, S., Wathne, B., Høgåsen T., Aarrestad, P.A. & Reitan O. 2008. Helhetlig forvaltningsplan for Norskehavet. Konsekvenser av utslipp til luft. - NILU Oppdragsmelding OR 14/2008. (i trykk).
- Strann, K.-B., Vader, W. & Barrett, R.T. 1991. Auk mortality in fishing nets in North Norway. - Seabird 13: 22-29.
- Systad, G.H., Bakken, V., Strøm, H. & Anker-Nilssen, T. 2003. Særlig Verdifulle Områder (SVO) for sjøfugl i området Lofoten-Barentshavet - implementering av kriterier for identifikasjon av SVO i den norske delen av Barentshavsregionen. - NINA Notat, Tromsø.
- Systad, G.H. & Bustnes, J.O. 1999. Fordeling av kystnære sjøfugler langs Finnmarkskysten utenom heksetida: Kartlegging ved hjelp av flytelling. - NINA Oppdragsmelding 605, 66 s.
- 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.
- Sætre, R., Toresen, R. & Anker-Nilssen, T. 2002. Factors affecting the recruitment variability of the Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus* L.). - ICES J. Mar. Sci. 59: 725-736.

- Tasker, M.L., Camphuysen, C.J., Cooper, J., Garthe, S., Montevecchi, W.A. & Blaber, S.J.M. 2000. The impacts of fishing on marine birds. - ICES J. Mar. Sci. 57: 531-547.
- 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.
- Thompson, P.M. & Ollason, J.C. 2001. Lagged effects of ocean climate change on fulmar population dynamics. - Nature 413: 417-420.
- Toresen, R. & Østvedt, O.J. 2000. Variation in abundance of Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus*, Clupeidae) throughout the 20th century and the influence of climatic fluctuations. - Fish and Fisheries 1: 231-256.
- Trust, K.A., Esler, D., Woodin, B.R. and Stegeman, J.J. 2000. Cytochrome P450 1A induction in sea ducks inhabiting nearshore areas of Prince Williams Sound, Alaska. - Mar. Pollut. Bull. 40: 397-403.
- Tømmerås, B.Å., Hofsvang, T., Jelmert, A., Sandlund, O.T., Sjørnsen, H., Sundheim, L. 2003. Introduerte arter. Med fokus på problemarter for Norge. - NINA Oppdragsmelding 772, 58 s.
- Vader, W., Barret, R.T., Erikstad, K.E. & Strann, K.-B. 1990. Differential responses of common and thick-billed murres to a crash in the capelin stock in the southern Barents Sea. - Stud. Avian Biol. 14: 175-180.
- Verreault, J., Gebbink, W.A., Gauthier, L.T., Gabrielsen, G.W. & Letcher, R.J. 2007a. Brominated flame retardants in glaucous gulls from the Norwegian Arctic: More than just an issue of polybrominated diphenyl ethers. - Environ. Sci. Technol. 41: 4925-4931.
- Verreault, J., Berger, U. & Gabrielsen G.W. 2007b. Trends of perfluorinated alkyl substances in herring gull eggs from two coastal colonies in northern Norway: 1983-2003. - Environ. Sci. Technol. 41: 6671-6677.
- Votier, S.C., Furness, R.W., Bearhop, S., Crane, J.E., Caldow, R.W.G., Catry, P., Ensor, K., Hamer, K.C., Hudson, A., Kalmbach, E., Klomp, N.I., Pfeiffer, S., Phillips, R.A., Prieto, I. & Thompson, D.R. 2004. Changes in fisheries discard rates and seabird communities. - Nature 427: 727-730.
- Wallis, A. 1981. North Sea gas flares. - Brit. Birds 74: 536-537.
- Weimerskirch, H., Capdeville, D. & Duhamel, G. 2000. Factors affecting the number and mortality of seabirds attending trawlers and long-liners in the Kerguelen area. - Polar Biol. 23: 236-249.
- Weir, R.D. 1976. Annotated bibliography of bird kills at man-made obstacles: A review of the state of the art and solutions. - Canadian Wildlife Service, Ottawa.
- Wiese, F.K. & Robertson, G. 2004. Assessing seabird mortality from chronic oil discharges at sea. - J. Wildl. Manage. 68: 627-638.
- Wiese, F.K., Robertson, G. & Gaston, A.J. 2004. Impacts of chronic marine oil pollution and the murre hunt in Newfoundland on the thick-billed murre *Uria lomvia* populations in the eastern Canadian Arctic. - Biol. Conserv. 116: 205-216.
- Wiese, F.K. & Ryan, P.C. 2003. The extent of chronic marine oil pollution in southeastern Newfoundland waters assessed through beached bird surveys 1984-1999. - Mar. Pollut. Bull. 46: 1090-1101.
- 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.
- Österblom, H., Fransson, T. & Olsson, O. 2002. Bycatches of common guillemot (*Uria aalge*) in the Baltic Sea gillnet fishery. - Biol. Conserv. 105: 309-319.

NINA Rapport 338

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-[1902-0]



Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

www.nina.no