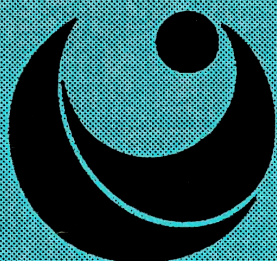


oppdragsmelding

Konsekvenser for kystsel av petroleumsvirksomhet i Midt-Norge

Nils Røv



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Konsekvenser for kystsel av petroleumsvirksomhet i Midt-Norge

Nils Røv

Røv, N. 1993. Konsekvenser for kystsel av petroleumsvirksomhet i Midt-Norge. - NINA Oppdragsmelding 185: 1-21.

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0318-9

Forvaltningsområde:
Forurensninger
Pollution

Copyright (C) NINA
Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildehenvisning

Redaksjon:
Eli Fremstad, Synnøve Flø Vanvik

Opplag: 150

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tlf.: 07 58 05 00
Fax.: 07 91 54 33

Referat

Røv, N. 1993. Konsekvenser for kystsel av petroleumsvirksomhet i Midt-Norge. - NINA Oppdragsmelding 185: 1-21.

Prosjektet "Registrering og konsekvensanalyse kystsel" startet i 1990 etter oppdrag fra OED ved AKUP (Arbeidsgruppen for konsekvensutredninger for petroleumsvirksomhet). Den første del besto i registreringer av kystsel i Trøndelag og Nordland. Denne rapporten inneholder en utredning av konsekvensene for steinkobbe og havert på den del av kyststrekningen som kan bli berørt av olje fra utslipp innenfor områdene Nordland I-VI. Dette området er inndelt i syv analyseområder mht. variasjoner i oljedrift. Det er laget en database med kartfestet informasjon om selforekomster i Trøndelag og Nordland. Konsekvensene er blitt analysert ved hjelp av SIMPACT-metoden. Analysene bygger på bestandsdata, antatte sårbarhetsverdier for de to artene og oljedriftstatistikk. Kystselene antas generelt å være lite sårbare overfor oljesøl. For hvert analyseområde, årstid og art er det blitt bereknet en indeksverdi for konsekvens som antas å representere et grunnlag for å sammenlikne konsekvensene av utslipp i de ulike delene av utredningsområdet. Resultatene tyder på at konsekvensene for selbestandene vil være små eller middels store avhengig av utslippsområde. Steinkobbebestanden er noe mer utsatt enn havert, mens det bare er små forskjeller mellom årstidene. Viktige selbestander i Nordland vil være spesielt utsatt for oljesøl fra utslipp i de kystnære delene av sokkelen. Det knytter seg størst usikkerhet til effektene av omfattende utslipp over lengre tid. Det antas også at strandet olje på kasteplassene for havert vil utgjøre en fare for selunger selv om utslippet skjer før yngleperioden.

Emneord: kystsel - petroleumsaktivitet - Midt-Norge - konsekvenser.

Nils Røv, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim.

Abstract

Røv, N. 1993. Risks to coastal seals of offshore petroleum activity in Central and Northern Norway. NINA Oppdragsmelding 185: 1-21.

This report gives the final results from the project "Population mapping and impact assessment for coastal seals", on the instructions of the Norwegian Ministry for Oil and Energy. A data base of the Harbour and Grey Seal populations has been established, and the risks to the seals are analysed by SIMPACT, a system for analysing impacts of petroleum activity. The analysis were based on oil drift statistics and an evaluation of the vulnerability of the seals to oil spills. Seals are assumed to be slightly or moderately vulnerable. The results indicate that oil from blow-outs i areas near the coast could cause significant damage to some seal populations in Nordland County. According to the results, Harbour Seals are more vulnerable to oil spills than Grey Seals.

Key words: coastal seals - petroleum activity - Central Norway - impact assessment.

Nils Røv, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim.

Forord

I utredningsprogrammet for midt-norsk sokkel (Anon. 1989) påpekte Arbeidsgruppen for konsekvensutredninger for petroleumsvirksomhet (AKUP) behovet for kystselundersøkelser. I brev fra OED av mars 1990 fikk NINA tilsagn om prosjektet "Registrering og konsekvensanalyse kystsel" som et utredningsoppdrag for petroleumssaktivitet på midt-norsk sokkel. Formålet for prosjektet skulle være:

- 1 Registrering av steinkobbe og havert.
- 2 Sammenstilling av andre tilgjengelige og relevante data.
- 3 Konsekvensanalyse basert på det innsamlete materialet og tilgjengelig kunnskap om effekt på steinkobbe og havert.
- 4 Skrivning av konsekvensutredning (sluttrapport) om konflikter sjøpattedyr/olje i det aktuelle området.

Prosjektet har vært underlagt styringsgruppen for utredningsområdet for midt-norsk sokkel som også har mottatt framdriftsrapporter for prosjektet.

Det er tidligere blitt utarbeidet en rapport angående punktene 1 og 2 i prosjektets målsetting (Røv 1992). I foreliggende utredning presenteres resultatene av konsekvensanalysen sammen med en vurdering av konfliktene kystsel/olje for Midt-Norsk.

Jeg takker Tycho Anker-Nilssen for hjelp med SIMPACT og diskusjoner underveis.

Trondheim, januar 1993

Nils Røv

Innhold

	Side
Referat	3
Abstract	3
Forord	4
1 Innledning	6
2 Metoder og materiale	8
3 Utbredelse av kystsel i Trøndelag og Nord-Norge	10
4 Sårbarhet overfor olje	11
5 Konsekvensanalyser	13
6 Diskusjon	14
7 Litteratur	17
Vedlegg	19

1 Innledning

Midt-norsk sokkel utenfor Trøndelagskysten ble åpnet for petroleumsvirksomhet allerede i 1980 i forbindelse med femte konsesjonsrunde. Seinere ble flere områder både på Møre, i Trøndelag og Nordland åpnet. Men siden dette skjedde før den nye Petroleumsloven trådte i kraft, er det ikke foretatt konsekvensutredninger etter en samlet plan for disse områdene.

Det er aktuelt å åpne også andre områder utenfor Trøndelag og Nordland, men det vil ikke bli utlyst blokker i disse områdene før konsekvensutredninger er blitt gjennomført, i henhold til §7 i Petroleumsloven av 1985. Derfor utarbeidet AKUP et programforslag for utredninger for midt-norsk sokkel som i hovedsak ble vedtatt av OED.

Mens sjøpattedyr tidligere bare i liten grad er blitt tillagt vekt ved konsekvensvurderinger i Norge, er det i de seinere åra blitt satt i gang flere prosjekter både for sel og oter (Anon. 1992). Sjøpattedyrene er dermed blitt akseptert som verdsatte økosystemkomponenter i forbindelse med petroleumsaktivitet på norsk sokkel.

Det finnes etter hvert et omfattende materiale på oljens skadelige effekt på sjøfugl, både fra vårt land og utlandet. Dykkende arter som alkefugler, skarver og dykkender er spesielt utsatt fordi oljen ødelegger fjærdraktens varmeisolerende evne. Hos noen pattedyr som har tilhold i sjøen, som pelsel, isbjørn og oter, har pelsen betydning for å isolere mot varmetap. Disse artene er derfor sårbare på samme måte som sjøfugl. De ekte selene (Phocidae) har imidlertid ikke utviklet noen varmeisolerende pels. Våre kystseler tilhører denne gruppen. Disse artene har i stedet et spekklag under huden som effektivt hindrer varmetap. Derfor vil oljesøl på pelsen hos disse artene ikke ha samme negative virkning som hos sjøfugl eller sjøpattedyr med isolerende pels. Likevel finnes det en rekke rapporter om at ekte seler er blitt skadet og har omkommet ved oljeforurensning. Men noen omfattende dødelighet er ikke blitt registrert, selv etter betydelige oljeutslipp (Geraci & Aubin 1990).

Havert og steinkobbe er de eneste selartene som har fast tilhold på norskekysten. De betegnes som kystseler fordi de er knyttet til kystsonen gjennom hele året. Steinkobben er vanligvis meget stasjonær gjennom året, men kan foreta lokale forflytninger på inntil 20–45 km ut fra kjerneområdene (Thomp-

son & Miller 1990, Bjørge 1991a). Ungene kan gi seg ut på vandring etter avvenning på seinsommeren. Haverten har en mer nomadisk livsførsel utenom yngle- og hårfellingsperiodene, men de er knyttet til faste hvileplasser også i denne tiden. Disse kan ligge så langt som 265 km fra hverandre (McConnell et al. 1992).

I yngletiden (september–desember) og hårfellingsperioden om våren er de lokale havertbestandene konsentrert i bestemte områder. Egne observasjoner av havert på kysten av Trøndelag og Nordland viser at disse og nærliggende områder er viktige tilholdssteder også til andre årstider. Det er likevel viktig å være klar over at haverten opptrer i varierende antall langs hele den aktuelle kyststrekningen.

Vurderinger av selbestandenes størrelse på landsbasis er gjort av Wiig (1986) og Bjørge (1991b), basert på data fra 1970- og 1980-åra. Generelt har kunnskapene om kystselbestandenes størrelse og utbredelse vært mangelfulle, og dataene tildels foreldet. En omfattende bestandskartlegging langs den aktuelle kyststrekningen ville ha vært meget ressurskrevende og i flg. OED "trolig vanskelig å gjennomføre innenfor rammene av AKUP". Likevel ble det vedtatt å gjennomføre et begrenset registreringsprosjekt av havert og steinkobbe i Trøndelag og Nordland sør for Vestfjorden (Røv 1992). Kyststrekningen fra Lofoten og nordover er blitt undersøkt i de seinere åra av andre (Haug et al. 1991a, Wiig 1988, 1989).

Resultatene av AKUP's registreringer samt annen tilgjengelig relevant kunnskap danner grunnlaget for foreliggende utredning. Selv om dataene kunne vært betydelig bedre, er den største svakheten manglende kunnskaper om hvor sårbar selene er overfor olje. Jeg har for en stor del basert mine vurderinger på en nylig publisert monografi om sjøpattedyr og olje (Geraci & Aubin 1990).

R.G. Ford har utarbeidet en modell for risikoanalyser for sjøfugl og sjøpattedyr i California, beskrevet av Geraci & Aubin (1990). Her ble oljedrift-data koblet sammen med data over selenes utbredelse og atferd. Ved hjelp av en egen programmodul ble så sannsynligheten for kontakt mellom olje og sel bereknet, og dødeligheten som følge av denne kontakten ble estimert for de ulike bestandsfraksjoner. På det neste trinn i programmet ble den langsiktige effekten på populasjonsnivå estimert, på grunnlag av opplysninger om naturlig og olje-relatert dødelighet og fertilitet. For pelsel og

sjøløver ble det for enkelthets skyld antatt at enhver kontakt med olje ville medføre død, mens for elefantseal ble det antatt at bare ungene var sårbare overfor oljesøl. Norske kystseal er nære slektninger av elefantseal, men de er trolig mer sårbare.

For norske farvatn har Jødestøl & Ugland (i manus) utviklet metoder for konsekvensanalyser olje/sjøpattedyr i isfylte havområder. De har tatt utgangspunkt i faktorene oljeeksponering og individuell sårbarhet for å gi anslag for forventet oljedødelighet i forhold til den naturlige dødeligheten i bestandene. Ved hjelp av en generell populasjonsmodell har de så bereknet den såkalte responstiden som et estimat for den tid det tar før bestanden når 95 % av sitt opprinnelige bestandsnivå. Denne verdien kan betraktes som et direkte mål for bestandens sårbarhet. Som en vil se, har denne modellen mye til felles med den førstnevnte.

En noe annen betraktningmåte ligger til grunn for den metode for konsekvensanalyser som er utviklet av Anker-Nilssen et al. (1992). Anvendt på sjøfugl er en modell for bestandssårbarhet et sentralt element i metoden (Anker-Nilssen 1987). Ved å koble sammen utbredelsesdata for aktuelle arter, indeksverdier for sårbarhet og oljedriftdata, bereknes en indeksverdi for "konsekvens" (tilsvarer begrepet "risiko") for ulike risikoområder, arter og årstider. En viktig forskjell mellom denne modellen og de som er nevnt ovenfor er at resultatet er en relativ konsekvensverdi som ikke uten videre kan konverteres til dødelighet eller absolutt restitusjonsverdi. Disse faktorene er imidlertid inkalkulert i sårbarhetsindeksen. Metoden som er EDB-basert er brukervennlig og må antas å gi et meget godt grunnlag for en objektiv sammenlikning av arter, risikoområder og årstider, og vil følgelig være et nyttig redskap i en beslutningsprosess.

Metoden er generell og således anvendbar for de fleste typer biologiske ressurser. Modellen for å berekne sårbarhet er imidlertid utviklet spesielt for sjøfugl, men med visse modifikasjoner vil prinsippet også kunne brukes for andre arter som f.eks. kystseal.

Utredningen inneholder en vurdering av konsekvensene kystseal/olje innen risikoområdene for oljeutslipp fra delområdene Nordland I-VI (jf. Anon. 1989). Risikoområdene er identifisert på forhånd ved hjelp av oljedriftberegninger (DRIFTMAP-modellen).

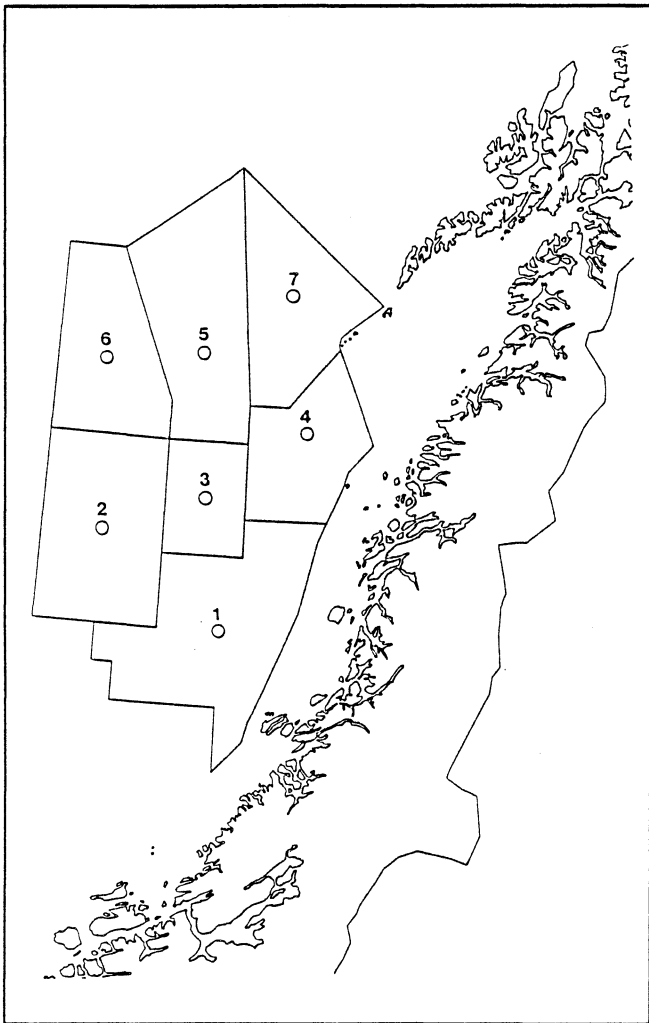
Arbeidet er strukturert i følgende trinn:

- 1 Oppbygging av en database over bestandene av steinkobbe og havert i Trøndelag og Nord-Norge. Dataene består av kartfestet informasjon basert på de nyeste tellinger på de enkelte lokalitetene.
- 2 Sårbarhetsvurderinger. For hver sesong har jeg vurdert sårbarhetene for de to artene. Jeg har til dels tatt utgangspunkt i den betraktningmodell som er utviklet av Anker-Nilssen (1987) til bruk for konsekvensanalyser olje/sjøfugl.
- 3 Konsekvensanalyser. Som et hjelpemiddel i vurderingene har jeg brukt analysesystemet SIM-PACT (Anker-Nilssen et al. 1992). Det er foretatt sammenlikninger mellom artene, årstidene og de ulike analyseområdene.
- 4 En kvalifisert vurdering av hvilke konsekvenser en petroleumsaktivitet på midt-norsk sokkel vil kunne få på de lokale bestandene av kystseal i området.

2 Metoder og materiale

Analyseområder og risikoområder

Utredningsområdet omfatter deler av midt-norsk sokkel tilsvarende delområdene Nordland I-VI. Dette området er blitt inndelt i syv analyseområder som er forholdsvis likeverdige mht. variasjoner i oljedrift (figur 1). Grunnlaget for inndelingen har bl.a. vært oljedriftberegninger etter DRIFTMAP-modellen (Johansen 1988). For hvert analyseområde er det definert et risikoområde på grunnlag av sannsynlighet for berøring av oljesøl (DRIFTMAP-beregninger). For nærmere forklaringer og definisjoner henvises det til Anker-Nilssen et al. (1992).



Figur 1. Analyseområder på midt-norsk sokkel. - Areas of impact assessment on the continental shelf outside Nordland County.

Bestandsregistreringer

Datagrunnlaget for kystselbestandene i Trøndelag og Nordland sør for Vestfjorden er gitt i Røv (1992) og bygger hovedsakelig på feltarbeid utført i 1990-92 som en del av prosjektet. For de nordlige landsdelene har jeg benyttet publiserte data fra nyere registreringer foretatt i regi av Havforskningsinstituttet, Norsk institutt for fiskeri- og havbruksforskning og Fylkesmannen i Finnmark (Wiig 1988, 1989, Haug et al. 1991a og i manus). For steinkobbe i Finnmark finnes det ingen publiserte data fra de seinere åra. Derfor har jeg benyttet noe eldre data slik disse er gjengitt i Anon. 1990.

Jeg har bygget opp en database over selforekomster i Trøndelag og Nord-Norge. Den inneholder bl.a. lokalitetsnavn, geografisk bredde og lengde, samt antall dyr og art. Databasen bygger på direkte feltregistreringer og inneholder data fra de siste tellinger som er utført i de enkelte områdene. Der hvor det er foretatt flere tellinger med få års mellomrom, har jeg valgt den som har gitt det største antallet, hvis det ikke har vært grunn til å anta at en bestandsnedgang har skjedd.

Registreringene av steinkobbe er blitt foretatt i sommerhalvåret. Som mål på bestandsstørrelsen har jeg brukt maksimalt antall observerte dyr, unger inkludert. I noen få tilfeller har jeg foretatt en vurdering av bestandsstørrelsen på grunnlag av observasjonene. Dette har jeg gjort nærmere rede for i Røv (1992).

Den beste metoden for registreringer av havert er optelling av unger på kasteplassene om høsten eller vinteren. På deler av kysten i Nord-Norge har det ikke vært mulig å gjennomføre gode ungetellinger. Der er det i stedet brukt antall observerte voksne (ett år og eldre) dyr som grunnlag for bestandstallene. For å bruke den samme enheten i analysene har det vært nødvendig å beregne antall voksne dyr i bestandene på grunnlag av ungetellinger. Til slike beregninger har det vært vanlig å multiplisere med en faktor som har hatt en verdi på 3,5-4,5. I likhet med Haug et al. (i manus) har jeg benyttet verdien 4 i beregningene av totalbestanden. I de tilfeller hvor det finnes tall både for antall observerte voksne dyr og antall unger, har jeg konsekvent brukt de tallene som har gitt de største verdiene på totalbestanden.

Det finnes ingen data som kan belyse havertens utbredelse i de ulike årstidene. Derfor har jeg brukt de samme databaser både for sommer og vinter. Lokalitetene angir yngleområdene eller hårfellingsområder i nærheten av yngleområdene. Jeg har antatt at det gjennom hele året er størst sannsynlighet for å treffe på dyrene i disse områdene som følgelig kan betraktes som statistiske tyngdepunkt i deres geografiske utbredelse.

Konsekvensanalyser

Som et hjelpemiddel for å vurdere konsekvensene av oljeutslipp, har jeg brukt analysesystemet SIM-PACT utviklet gjennom AKUP-prosjektet "Metode for målrettet konsekvensanalyse" (Anker-Nilssen et al. 1992).

Som grunnlag for analysene har OED på forhånd utført oljedriftberegninger for vedvarende utslipp fra et sentralt punkt i hvert analyseområde, etter SLIKMAP-modellen. Dette gir den sannsynlige utbredelsen av olje ved utslipp fra ulike analyseområder. Disse dataene kobles sammen med en datafil over fordelingen av selforekomstene og deres sårbarhet.

På grunnlag av litteraturstudier og egne erfaringer har jeg foretatt en generell vurdering av kystselenes sårbarhet overfor oljesøl. For å sammenlikne sårbarheten mellom artene og årstidene, har jeg brukt den analysemodellen som Anker-Nilssen (1987) har utviklet for sjøfugl. Og med utgangspunkt i tilgjengelig kunnskap om kasteperioder og lokal utbredelse av kystsel, har jeg fastsatt en "individuell" indeksverdi for sårbarhet mht. art, lokalitet og årstid.

Resultatene av analysene har gitt indeksverdier for konsekvens for 15 x 15 km "oljeruter" der olje berører selforekomster. Konsekvensindeksen kan ha verdier fra null til én, med én som maksimal konsekvens. Det ble kjørt én analyse for hver art, årstid og område, tilsammen 28 analyser. Det ble definert fem konsekvenskategorier slik at analysekartene (SimPlot) skulle gi et mest mulig nyansert bilde. Grensene var:

0 - ingen eller ubetydelige konsekvenser:	< 0,020
1 - små konsekvenser:	0,020-0,039
2 - middels store konsekvenser:	0,040-0,059
3 - store konsekvenser:	>0,060

Det viktig å ha klart for seg at de ulike kategoriene betegner relative verdier for konsekvens. Grenseverdiene er valgt slik at en på en enkel måte skal kunne sammenlikne ulike analyseområder, årstider og arter. For hver analyse blir gjennomsnittsverdien av konsekvens bereknet og sannsynlighetsfordelingen av konsekvenskategoriene tegnet etter SimGraf-metoden, etter at utrederens faglige vurderinger er lagt til grunn.

3 Utbredelse av kystsel i Trøndelag og Nord-Norge

Minimumsbestandene innenfor de geografiske regioner (Trøndelag og Nord-Norge) som kan bli berørt av olje fra midt-norsk sokkel er ca 2500 steinkobber og ca 5000 havert. I det siste tallet har jeg inkludert den betydelige havertforekomsten på Ainov- og Kiy-øyene på russisk side ytterst i Varangerfjorden (Haug et al. 1991b). Den bestanden kan betraktes som en felles norsk-russisk bestand som til dels oppholder seg i kystområdene i Øst-Finnmark. Sør for Trøndelag finnes det bare én havertforekomst av betydning. Det er i Rogaland med en antatt bestand på 120 dyr (Wiig 1986).

Tabell 1. Bestand av steinkobbe i Trøndelag og Nord-Norge. - Harbour Seal populations in Central and Northern Norway.

Område Area	Antall Number	Referanse Reference
Sør-Trøndelag	516	Røv 1992
Nord-Trøndelag	162	Røv 1992
Nordland Sør	273	Røv 1992
Lofoten/Vesterålen	839	Wiig 1989
Troms	419	Wiig 1988
Vest-Finnmark	80	Anon. 1990
Øst-Finnmark	181	Anon. 1990
Sum	2470	

Tabell 2. Bestand av havert i Trøndelag og Nord-Norge. - Grey Seal populations in Central and Northern Norway.

Område Area	Antall Number	Referanser Reference
Froan-området	1308	Røv 1992
Nordland Sør	732	Røv 1992
Lofoten/Vesterålen	380	Haug et al. i manus, Wiig 1989
Troms	171	Haug et al. i manus
Vest-Finnmark	455	Haug et al. i manus
Øst-Finnmark	307	Haug et al. i manus
Sum	3353	
Murmansk vest	1800	Haug et al. i manus
Total	5153	

Steinkobbebestanden sør for Trøndelag er bereknet til ca 1500 dyr (Bjørge 1991b). På grunn av den omfattende sel-epidemien som rammet steinkobbebestanden i Sør-Norge i 1988 (Anon. 1990, Krogsrud et al. 1990, Markussen 1992), er imidlertid antallet steinkobber nå trolig under 1000 dyr. Kysten fra Trøndelag og nordover har for tiden størstedelen av steinkobbebestanden i vårt land.

Den regionale fordeling av kystselene er vist i tabellene 1 og 2. Vedleggene 1 og 2 gir en detaljert oversikt over bestandsdataene. De viktigste områdene for steinkobbe er Sør-Trøndelag, Vesterålen og Troms. Haverten har to tyngdepunkter i sin utbredelse, Froøyene i Sør-Trøndelag og Ainov/Kiy-øyene i Varangerfjorden. Over halvparten av bestanden har tilknytning til disse to kasteplassene.

Risikoområdene for de aktuelle analyseområdene dekker størstedelen av det omtalte utbredelsesområdet.

4 Sårbarhet overfor olje

Det finnes en god del informasjon om effekter av oljesøl på sel. Geraci & Aubin (1990) lister opp 29 tilfeller referert i litteraturen, fra slutten av 1940-åra fram til 1989. Det dokumenteres en rekke tilfeller hvor sel har dødd som følge av oljesøl, men mye av kunnskapen er tilfeldig, og det mangler som regel totalvurderinger av skaden på bestandsnivå. Omfattende dødelighet er ikke blitt rapportert, selv etter noen av de mer katastrofale oljesøl. Størst skade er blitt registrert på selunger i kalde isfylte farvatn. Observasjoner tyder på at selene viser få atferdsmessige eller fysiologiske reaksjoner overfor oljesøl. Arter med varmeisolerende pels kan imidlertid få redusert isolasjonsevnen ved oljesøl. De alvorligste skadene ser ut til å oppstå når sel blir "fanget" i olje nær utslippsstedet eller blir nødt til å gå opp til overflaten gjennom tykk olje i trangt farvatn eller ved faste hvileplasser (Geraci & Aubin 1990). Dessuten antas det at sel som er utsatt for stress pga. sykdom eller andre forhold, vil være langt mer sårbar overfor oljesøl enn friske dyr.

Under utslippet fra Exxon Valdez i Alaska 1989 er det blitt rapportert oljeskader på flere arter, bl.a. steinkobbe. I følge D.G. Calkins (ref. av Geraci & Aubin 1990) er 31 døde steinkobber blitt funnet med olje i pelsen. Det er til nå laget én foreløpig rapport om skader på steinkobbe fra dette utslippet, men denne har ikke vært tilgjengelig.

Fra norskekysten foreligger ingen publiserte opplysninger om oljeskadd sel i forbindelse med konkrete oljeutslipp. Men ved havariet av "Deifovos" på Helgelandskysten i 1981 (Røv 1982) ble det funnet en oljedrept havertunge (Røv, unpubl.). Og på Froøyene i Sør-Trøndelag er det hvert år i en årrekke blitt registrert at 40-60 % av alle havertungene har hatt oljeflekker i pelsen, uten at dette er blitt sett i sammenheng med kjente utslipp av olje (Røv et al. 1990, Ekker et al. 1992). Også andre steder på kysten er oljeflekker i pelsen på havertunger blitt registrert. Under havertoktet på Helgelandskysten i 1991 (Røv 1992, og unpubl.), ble det påvist olje i pelsen på 18 % av ungene i aldersgruppe 3 (2-3 uker gamle). Denne forurensningen skyldes åpenbart at det hvert år (trolig mest om vinteren) blir skyllet i land olje på havertens kaste-plasser. Oljen blir herdet og vil etter hvert opptre som seige klumper i strandsonen over vanlig flo-nivå. Når ungene legger seg opp på oljeklumpene, smelter oljen av kroppsvarmen og forurenser pelsen. Av og til blir det også funnet unger der hele krop-

pen er tilsølt av mer lettflytende (og trolig yngre) olje.

Både i 1989 og 1990 ble det funnet at unger med oljeflekker i pelsen i gjennomsnitt hadde lavere vektutvikling enn unger uten olje (Røv et al. 1990, Jenssen et al. 1991). Materialet var imidlertid lite og forskjellene ikke statistisk signifikante. Jensen et al. (1991) fann ingen påviselig økning i stoffskiftet hos unger med oljeflekker. Det er heller ikke blitt påvist noen økt dødelighet hos havertunger som følge av oljesøl, men også her har dataene vært mangelfulle. Selv om observasjonene tyder på at havertunger er relativt robuste overfor oljesøl, må en konkludere med at de undersøkelser som er blitt gjort til nå ikke har vært grundige nok til å gi entydige svar på spørsmål om oljens effekt på havertunger.

Observasjonene av olje på havertunger viser at et oljeutslipp i Midt-Norge kan gi langtidseffekter på kasteplassene, fordi strandet olje vil kunne forurense sel i lang tid (minst et år) etter utslippet. Vi har i dag altfor lite kunnskap for å kunne vurdere de langsiktige effektene av en slik situasjon.

Virkningene på bestandene av en oljerelatert dødelighet hos sel er vurdert av Geraci & Aubin (1990) og Jødestøl & Ugland (i manus). Restitusjonstiden etter et oljesøl er bl.a. avhengig av hvilke kjønns- og aldersgrupper som blir rammet, og bestandsnivået i forhold til områdets bæreevne. F.eks. vil en ekstra dødelighet hos unger ved et oljesøl trolig gi ubetydelige effekter på bestandsnivået i en livskraftig selbestand. Jødestøl & Ugland (i manus) antar at ved en bestandsreduksjon på mellom 5 % og 50 %, vil det med sannsynlige vekstrater for selbestander kunne ta mellom 10 og 30 år til bestanden har nådd 95 % av sitt opprinnelige nivå.

En kritisk faktor i enhver modellberegning er den forventete dødeligheten ved en gitt utslippssituasjon. Også områdenes bæreevne har betydning, fordi vekstratene etter en bestandsreduksjon avhenger av denne. Norske kystselbestander ligger trolig langt under bæreevnen. Til sammenlikning kan det nevnes at den norske havertbestanden utgjør mindre enn 10 % av bestanden på De britiske øyer. Tilsvarende for steinkobbe er ca 20 %. Denne antakelsen bekreftes av den relativt store bestandsøkning som har funnet sted i enkelte steinkobbebestander i Norge, f.eks. på Froøyene og Tarva (Røv 1992) og i Østfold (Bjørge et al. 1983). For havert er det registrert en meget høy vekstrate hos unger på Froøyene (Røv et al.

1990, Jensen et al. 1991). Det indikerer god kondisjon hos hunnene og følgelig gode næringsforhold.

Siden det er vanskelig å anslå forventet dødelighet hos kystsel som rammes av oljesøl på grunnlag av dagens kunnskaper, vil nytten av populasjonsmodeller i konsekvensanalyser foreløpig være begrenset.

I konsekvensanalysene etter SIMPACT-motoden (Anker-Nilssen et al. 1992) er det forutsatt av det for hvert art og lokalitet fastlegges en indeksverdi for sårbarhet mellom 0 og 1, med 1 som maksimal sårbarhet. Verdier i området 0,000-0,330 betegnes som lav sårbarhet, området 0,331-0,666 som moderat og området over 0,666 som høy sårbarhet.

Anker-Nilssen (1987) har utviklet en modell for å berekne sårbarhet for sjøfugl på en mest mulig objektiv måte. Sårbarheten blir vurdert i henhold til et sett av sårbarhetskriterier etter en diskontinuerlig skale 1-2-3, som representerer hhv. lite, moderat eller svært sårbar. I modellen bereknes en verdi for individuell sårbarhet som, slik modellen er utformet, ikke kan bli lavere enn 1. Ved berekning av bestandssårbarheten utgjør individets sårbarhet én av fire faktorer. Det fører til at selv med minimal individuell sårbarhet, kan indeksens verdi bli relativt høy hvis andre forhold tilsier det. Dette er trolig riktig for sjøfugl, siden enhver kontakt mellom sjøfugl og olje kan antas å være skadelig. Men modellen kan ikke uten videre anvendes på ekte seler der den individuelle sårbarheten etter alt å dømme er vesentlig mindre enn hos sjøfugl. Det vil imidlertid være enkelt å tillemppe modellen til også å gjelde for andre dyregrupper, men våre kunnskaper om kystselenes relasjoner til oljeforurensninger er så mangelfulle, at det foreløpig vil ha liten hensikt å gjøre dette for denne gruppen.

På tross av de innvendinger som er nevnt foran, har jeg brukt sjøfuglmodellen for å sammenlikne arter og årstider. Jeg satte verdien 0,5 for individuell sårbarhet. Analysen ga som resultat indeksverdiene 0,4 for havert (både sommer og vinter), 0,6 for steinkobbe om sommeren og 0,5 om vinteren. Verdiene indikerer middels sårbarhet sammenliknet med sjøfugl. Dette synes imidlertid å være noe for høyt. På grunnlag av nåværende kunnskaper synes det å være riktig at kystselene vurderes som lite sårbare overfor oljesøl. Derfor har jeg justert verdiene noe ned.

I vurderingene har jeg bl.a. antatt at selene er spesielt sårbare i yngle- og hårfellingsperiodene, at deres evne til å unngå oljesøl er dårlig utviklet, at steinkobben har sterk tilknytning til faste hvileplasser gjennom hele året, at selene er sosiale dyr og derfor ofte opptrer på land i tette ansamlinger, at reduserte isolerte bestander er spesielt sårbare, og at indre skjærgårdsområder er beskyttet mot oljesøl.

Verdiene for steinkobbe er satt til 0,4 i yngleperioden i sommerhalvåret og 0,3 i vinterhalvåret. For havert er den generelle sårbarheten satt til 0,3 i yngleperioden (høst eller vinter) og 0,2 utenom denne. I indre kystområder er indeksverdien ytterligere redusert. Indeksverdiene er vist i vedleggene 1 og 2.

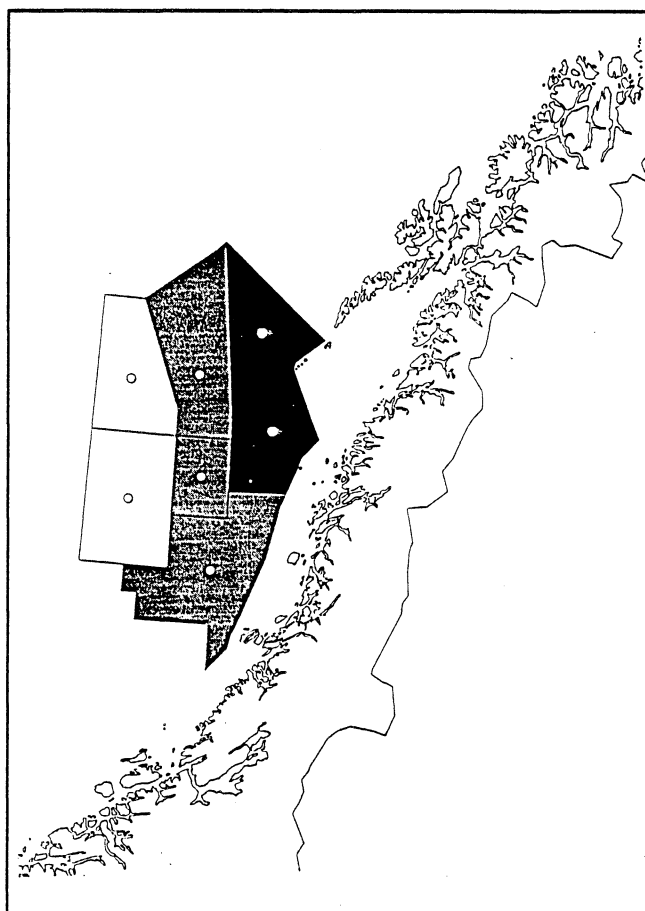
5 Konsekvensanalyser

Områdeindeksene for konsekvensanalyser varierte mellom 0,014 og 0,132, med 0,050 som et middel for begge artene. Det tilsvarer kategori 2, middels store konsekvenser. Det var ubetydelige forskjeller mellom artene, men sommeren hadde noe høyere verdier enn vinteren. Forøvrig var det betydelige forskjeller mellom de ulike analyseområdene (tabell 3). Resultatene for steinkobbe viste relativt høye verdier for områdene 4 og 7, mens for havert hadde områdene 1 og 4 høye verdier. Område 6 hadde lave verdier for begge artene. Figurene 2 og 3 viser en grafisk framstilling av ulikhetene mellom områdene.

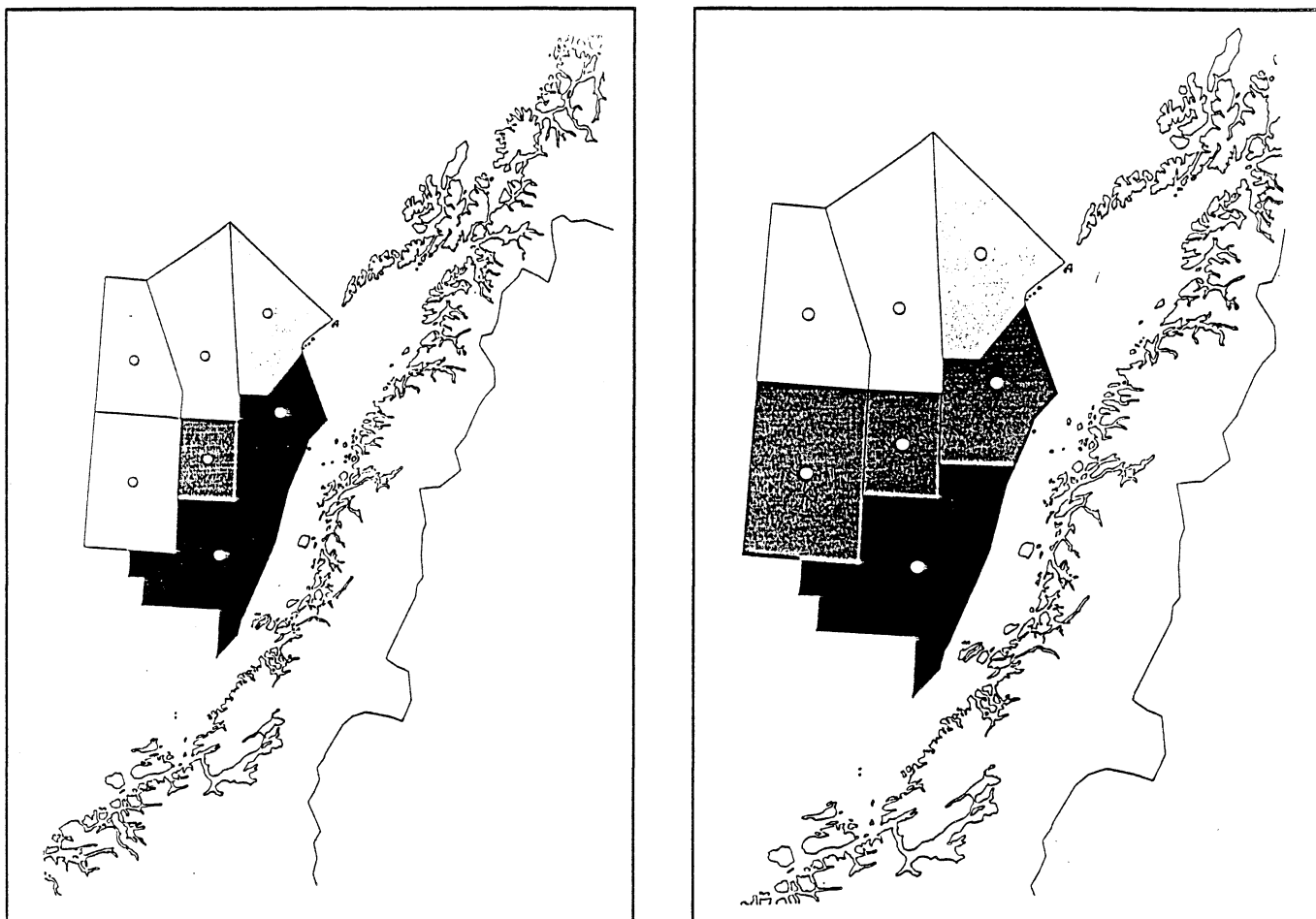
Tabell 3. Relative verdier for konsekvenser for kystsel ved utslipp i ulike analyseområder. 0 = ingen eller ubetydelige konsekvenser, 1 = små, 3 = middels, 4 = store, S = sommer, V = vinter. Summene gir uttrykk for relative forskjeller mellom områder, arter og årstid. - Relative values of impact on coastal seals. 0 = insignificant impact, 1 = little, 2 = medium, 3 = large, S = summer, V = winter. The sum values give relative differences between areas, species and seasons.

Område Area	Steinkobbe Harbour Seal		Havert Grey Seal		Sum
	S	V	S	V	
1	2	2	3	3	10
2	1	1	1	2	5
3	2	2	2	2	8
4	3	3	3	2	11
5	2	2	1	0	5
6	1	1	0	0	2
7	3	3	1	1	8
Sum	14	14	11	10	49

SimPlot-kartene viser at bestandene av begge artene i Lofoten/Vesterålen er utsatt for oljesøl fra alle analyseområdene, mens sel i de sørlige deler av Nordland er i faresonen for olje fra områdene 1-4. Utslipp fra område 1 utgjør en spesiell risiko for sel i Sør-Helgeland. Troms ligger i faresonen fra analyseområde 7, men er ellers utenom vesentlig fare. Vest-Finnmark og Trøndelagskysten er stort sett utenom faresonen, og Øst-Finnmark blir ikke berørt. Eksempler på konsekvenskart er vist i figurene 4 og 5.



Figur 2. Analysekart tegnet i SimPlot som viser relative konsekvenser for steinkobbe ved utslipp i de ulike analyseområdene. Mørk farge indikerer store konsekvenser. - Analysis map made in SimPlot showing relative risks of impact to Harbour Seals of oil spills in the different areas. Dark colour indicate high risk.



Figur 3. Analysekart for havert i sommerhalvåret (venstre) og vinterhalvåret (høyre). Nærmere forklaring i Figur 2. - Analysis maps showing relative risks of impact to Grey Seals. Further legends are given in figure 2.

6 Diskusjon

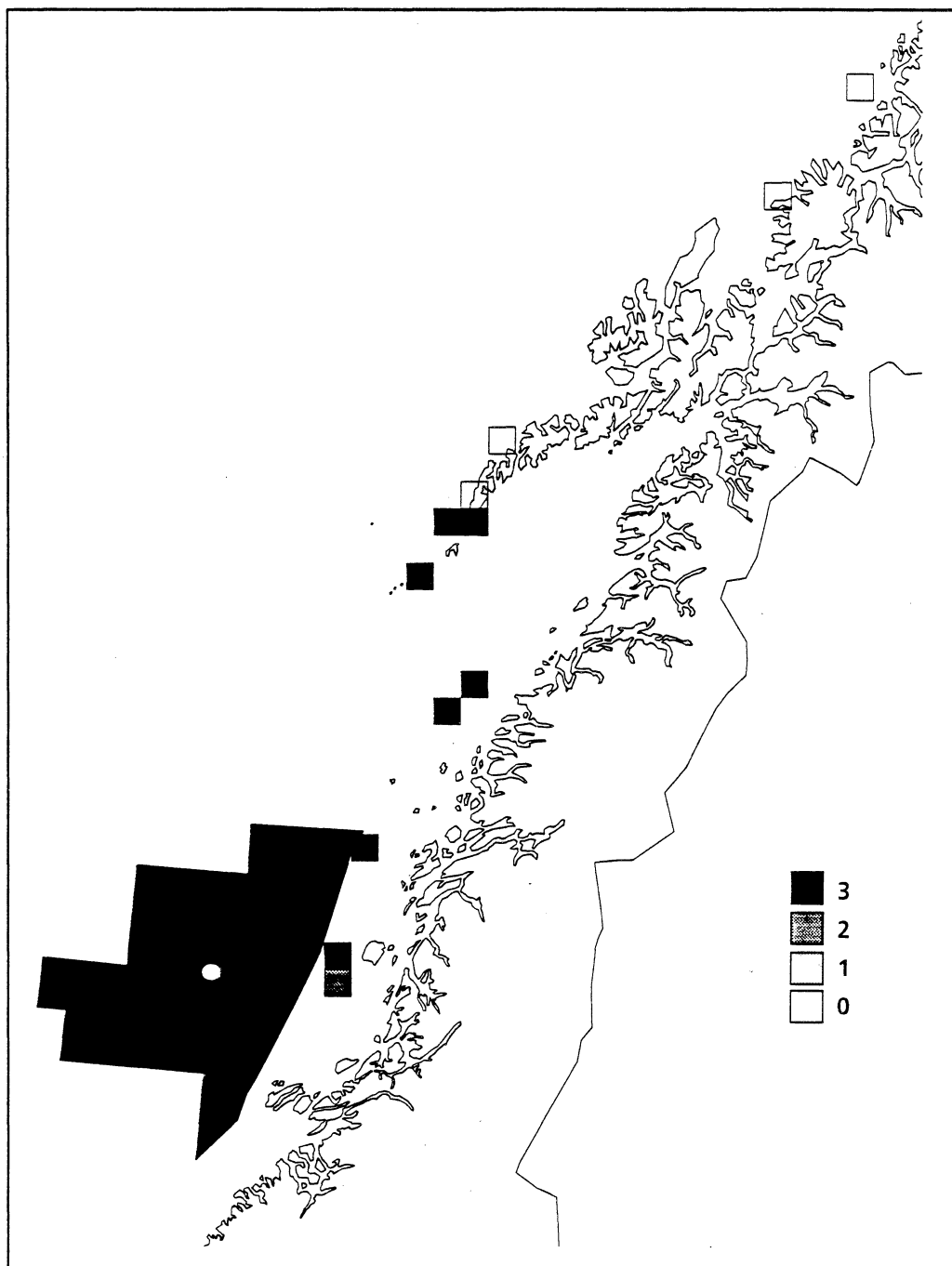
Det knytter seg betydelige usikkerheter til bestandsestimater for sel. Ved individtelling av voksne dyr vil det alltid være vanskelig å vurdere hvor stor andel av totalbestanden som observeres samtidig. Dette er spesielt tilfelle for steinkobbe der det er vanlig å telle antall voksne dyr på hvileplassene (Thompson & Harwood 1990). Resultatene vil alltid være minimumstall. For havert ligger den største usikkerheten i verdien av den faktor som benyttes for å berekne antall sel på grunnlag av ungetellinger.

Hvis de ulike bestandsanslagene er foretatt på samme måte, vil nøyaktigheten på de absolutte bestandstallene ikke ha noen vesentlig betydning for resultatene av SIMPACT-beregningene. For i analysene er det bestandsfraksjonene som benyttes og ikke de absolutte verdiene. Det er imidlertid viktig

å vite det omtrentlige nivå for bestandsstørrelsen innen risikoområdet for å kunne vurdere den generelle betydningen av de lokale bestandene.

Bestandsundersøkelsene viser at de landsdeler som omfattes av denne undersøkelsen har omtrent hele landets samlede bestand av havert. Men totalbestanden i landet er relativt liten. Til sammenlikning kan det nevnes at Storbritannia har over 70 000 havert (King 1983) på en kyststrekning av omtrent samme lengde som i Norge. SLIKMAP-beregningene viser at tyngdepunktene i den norske utbredelsen, Frøøyene og Varangerfjorden, ligger utenom faresonen for oljeutslipp i analyseområdene. De bestander som kan bli skadet utgjør ca 20 % av landets samlede bestand (Varangerfjorden inkludert). Selv om haverten er blitt hardt etterstrebet helt opp til de seinere åra, har bestanden vist seg å være robust mot de fleste negative påvirkninger. Utenom kasteperi-

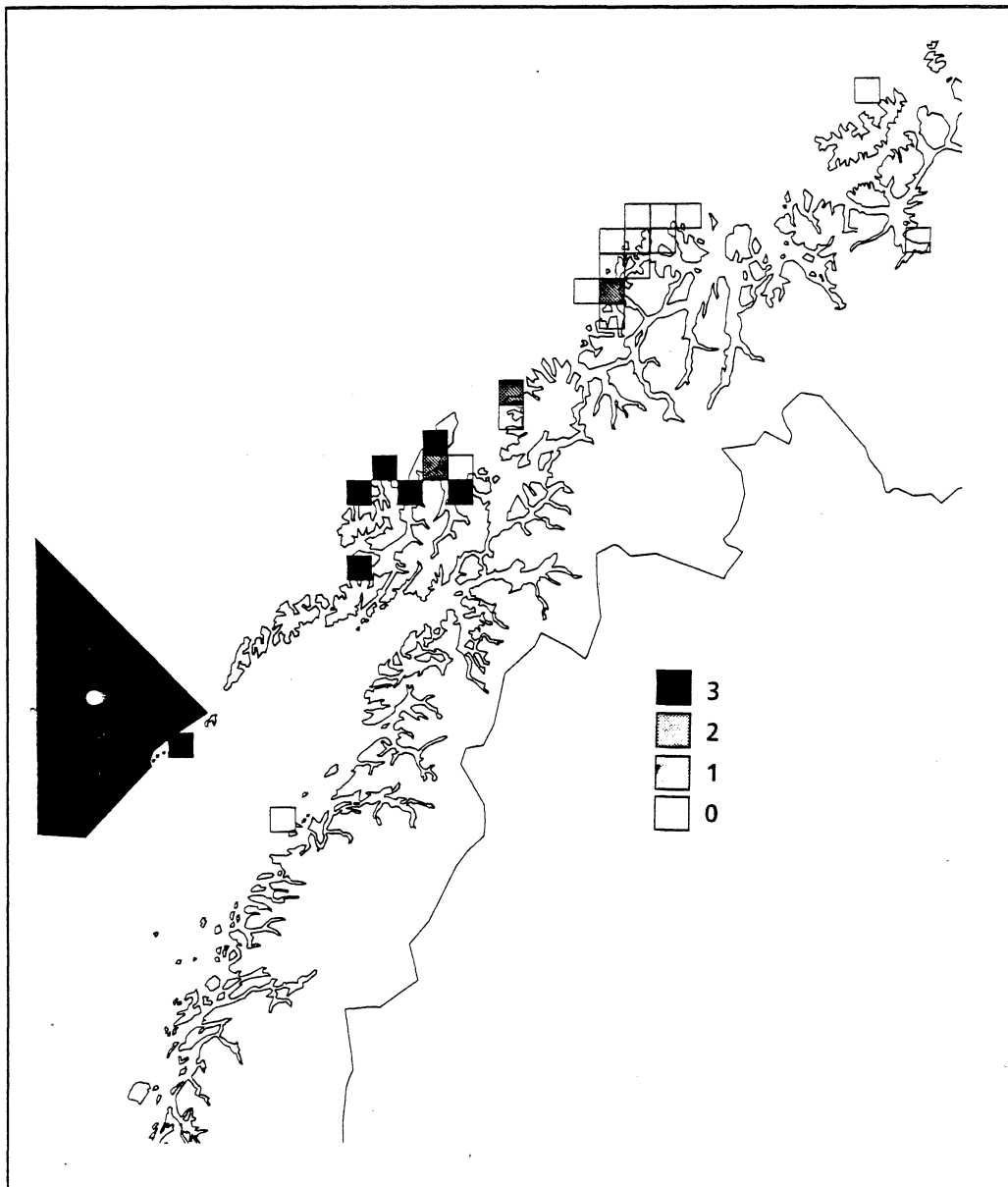
Figur 4. Konsekvenskart for havert i sommerhalvåret for analyseområde 1. - Impact map of the Grey Seal during summer for area 1.



oden er haverten ikke så sterkt knyttet til faste lokaliteter som steinkobben, noe som gjør at de lokale bestandene er mindre sårbare overfor oljesøl.

Steinkobbens utbredelse omfatter omtrent hele norskekysten, men bestandene er fåtallige og spredt, og arten er i en sårbar bestandssituasjon på landsbasis. Etter en omfattende bestandsdesimering i 1980-åra ble steinkobben sør for Trøndelag, og

tildels på Helgelandskysten rammet av en sykdoms-epidemi. Det har ført til at mange lokale bestander er sterkt redusert. Det antas også at etablering av lakseoppdrettsanlegg i stadig nye områder utgjør en trussel mot arten (Røv 1992). Landsdelene fra Trøndelag og nordover har i dag omkring 70 % av Norges bestand av steinkobbe, mens ca 50 % finnes innenfor risikoområdet. Rett sør for risikoområdet ligger reservatene Froøyene og Tarva, der det i dag



Figur 5. Konsekvenskart for steinkobbe i vinterhalvåret for analyseområde 7. - Impact map of the Harbour Seal during winter for area 7.

finnes ca 500 steinkobber. Disse områdene er i dag blant de viktigste tilholdsstedene for arten i Norge.

De verdier for sårbarhet som er brukt i analysen plasserer selene i den nedre del av sårbarhetsskalaen. De antas dermed å være betydelig mindre sårbare enn f.eks. dykkende sjøfugler og andefugler. Resultatene av konsekvensanalysene har gitt en god oversikt over konflikten olje/sel, og kan antas å vise et rimelig objektivt bilde av forskjellene mellom analyseområdene, artene og årstidene. For å kunne sammenlikne med sjøfugl har jeg utført en analyse for ærfugl for risikoområde 1 på midt-norsk sokkel i sommerhalvåret. En sårbarhet på 0,9 (meget høy)

gir en konsekvensverdi på 0,239, mens en sårbarhet på 0,3 (moderat) gir en verdi på 0,080. Den siste verdien er omtrent på samme nivå som for selartene.

Både de konsekvensverdiene som har kommet fram ved analysen og en faglig vurdering indikerer at kystselene generelt er utsatt for moderat eller liten risiko for oljesøl i det aktuelle området. Bildet inneholder imidlertid en del viktige nyanser. Bl.a. viser beregningene at oljeutslipp fra de kystnære analyseområdene 1, 4 og 7 kan gi relativt store konsekvenser. Det skyldes at både vind og strøm lett fører olje inn til kysten, der det finnes betydelige selforekomster.

Virkningene på bestandene er usikre med de kunnskaper om sårbarhet vi har i dag. Selv om kystselene åpenbart har stor evne til å overleve moderate oljesøl fra enkeltutslipp, vil de ved en langvarig forurensningssituasjon bli utsatt for en betydelig forgiftningsfare med økt dødelighet som en mulig følge. En "worst case"-situasjon vil være et vedvarende utslipp fra en utblåsning nær kysten sammen med vestlige vinder. I SIMPACT-modellen inngår foreløpig bare treffsannsynligheten olje/sel, men ikke omfanget av en mulig skade (dvs. mengden olje og eksponeringstiden). Nå må en imidlertid anta at denne sannsynligheten også gjenspeiler graden av eksponering ved en søl-situasjon, slik at grunnlaget for de sammenlikninger som er gjort bør være riktig.

En annet forhold som bør tillegges vekt er at strandet olje på kasteplassene for havert vil representere en forurensningsfare for havertunger, selv om tidspunktet for oljesøl faller utenom kasteperioden. Dette er godt dokumentert ved undersøkelser på Froøyene. Derfor vil ethvert utslipp som fører olje inn mot kasteplassene for havert, medføre en risiko mht. kommende yngleperiode.

7 Litteratur

- Anker-Nilssen, T. 1987. Metoder til konsekvens-analyser olje/sjøfugl. - Viltrappport 44: 1-114 s.
- Anker-Nilssen, T., Johansen, Ø. & Kvenild, L. 1992. SIMPACT. Et analysesystem for konsekvensutredninger av petroleumsvirksomhet. Modellbeskrivelse og brukerveiledning. - NINA Oppdragsmelding 162: 1-38.
- Anonymus. 1989. Utredningsprogram for midt-norsk sokkel. Prosjektforslag. - AKUP/OED, juni 1989.
- Anonymus. 1990. Landsplan for forvaltning av kystsel. - NOU 1990, 12: 1-158.
- Anonymus. 1992. Prosjektdata for 1992. Utredningsområdene Barentshavet Nord, Skagerrak, Midt-Norge og Vøringplatå. Generelle prosjekter. - Rapport AKUP/OED. November 1992. 73 s.
- Bjørge, A. 1991a. Kystsel-atferd. - NFFR Nytt 1991,8: 22-25.
- Bjørge, A. 1991b. Status of the Harbour Seal *Phoca vitulina* L. in Norway. - Biol. Conserv. 58: 229-238.
- Bjørge, A., Fagerheim, K.A. & Mørkved, B. 1983. Telling av steinkobbe ved Hvaler i 1983. - Fisker Hav 1983,3: 1-4.
- Ekker, M., Lorentsen, S.-H. & Røv, N. 1992. Chronic oil-fouling of Grey Seal pups at the Froan breeding ground, Norway. - Mar. Pollut. Bull. 24: 92-93.
- Geraci, J. & Aubin, D.J.St. 1990 (eds.) - Sea mammals and oil: confronting the risks. - Acad. Press, San Diego. 282 s.
- Haug, T., Henriksen, G., Nilssen, K.T. & Ørjebu, A. 1991a. Recent studies of the distribution and abundance of Grey Seals *Halichoerus grypus* in North Norway, and their possible influence on parasitic infestations in fish. - ICES CM 1991/2: 1-21.
- Haug, T., Henriksen, G., Kondakov, A., Mishin, V., Morset, T., Nilssen, K.T., Skavberg, N.E. & Ørjebu, A. 1991b. Grey Seal investigations in coastal areas of North Norway and the Kola Peninsula during autumn in 1991. - Rapport SPS 9110, 30. des. 1991, Norges Fiskerihøgskole, Tromsø. 19 s.
- Haug, T., Henriksen, G., Kondakov, A., Mishin, V., Nilssen, T. & Røv, N. I manus. The status of Grey Seals *Halichoerus grypus* in North Norway and on the Murman Coast in Russia.

- Jenssen, B.M., Ekker, M., Vongraven, D. & Silverstone, M. 1991. Body weight development and thermoregulation of oil-contaminated Grey Seal pups (*Halichoerus grypus*) at the Froan archipelago, Norway. - Proceedings of the Fourteenth Arctic and Marine Oil Spill Program Technical Seminar, June 12-14, 1991, Vancouver, G.C., Canada. Environment Canada, Cat No. EN 40-11/5-1991: 155-168.
- Johansen, P. 1988. Oljedrift i Barentshavet. Drivbanestatistikk for konsekvensutredninger. - Rapport OCN 88006, OCEANOR A/S, Trondheim. 117 s.
- Jødestøl, K.A. & Ugland, K.I. I manus. Metode til konsekvensanalyse olje/sjøpattedyr. - Rapport Det norske Veritas og Universitetet i Oslo.
- King, J.E. 1983. - Seals of the World. - Oxford Univ. Press, Oxford. 240 s.
- Krogsrud, J., Evensen, Ø., Holt, G., Høye, S. & Markussen, N.H. 1990. Seal distemper in Norway in 1988 and 1989. - Veterinary Record 126: 460-461.
- Markussen, N.H. 1992. Apparent decline in the Harbour Seal *Phoca vitulina* population near Hvaler, Norway, following an epizootic. - Ecology 15: 111-113.
- McConnell, B.J., Chambers, C., Nicholas, K.S. & Fedak, M.A. 1992. Satellite tracking of Grey Seals (*Halichoerus grypus*). - J. Zool. Lond. 226: 271-282.
- Røv, N. 1982. Olje og sjøfugl på Helgelandskysten 1981. - Vår Fuglefauna 5: 91-95.
- Røv, N. 1992. Utbredelse og forekomst av kystsel i Trøndelag og Nordland sør for Vestfjorden. - NINA Oppdragsmelding 159: 1-15.
- Røv, N., Lorentsen, S.-H. & Ekker, M. 1990. Havertundersøkelser i Froan, Sør-Trøndelag, høsten 1989. - NINA Oppdragsmelding 38: 1-10.
- Thompson, P.M. & Harwood, J. 1990. Methods for estimating the population size of Common Seals, *Phoca vitulina*. - J. Appl. Ecol. 27: 924-938.
- Thompson, P.M. & Miller, D. 1990. Summer foraging activity and movements of radio-tagged Common Seals (*Phoca vitulina* L.) in the Moray Firth, Scotland. - J. Appl. Ecol. 27: 492-501.
- Wiig, Ø. 1986. The status of Grey Seal *Halichoerus grypus* in Norway. - Biol. Conserv. 38: 339-349.
- Wiig, Ø. 1988. The Grey Seal *Halichoerus grypus* (Fabricius) and the Common Seal *Phoca vitulina* L. in Troms, northern Norway. - Fauna norv. Ser. A 9: 43-46.
- Wiig, Ø. 1989. The Grey Seal *Halichoerus grypus* (Fabricius) and the Common Seal *Phoca vitulina* L. in Lofoten and Vesterålen, northern Norway. - Fauna norv. Ser. A 10: 1-4.

Vedlegg 1

Data over steinkobbebestander i Trøndelag og Nord-Norge. V = vinter, S = sommer. - Data on Harbour Seal populations in Central and Northern Norway. V = winter, S = summer.

Geo-grader Degrees		Antall Number	Sårbarhet Vulnerability		Lokalitet Locality
Nord North	Øst East		V	S	
635600	085000	80	0,3	0,4	Graagna
635800	090200	197	0,3	0,4	Froan S
640400	090700	25	0,3	0,4	Finnværet
634900	093100	200	0,3	0,4	Tarva
635500	095900	14	0,2	0,2	Skråfjorden
642400	102500	12	0,3	0,4	Buholmråsa
644700	112200	100	0,2	0,2	Ofstadsjøen
642700	112300	50	0,1	0,1	Otterøya
651200	112700	44	0,3	0,4	Hortavær
651700	120200	4	0,3	0,4	Lyngvær
651600	114000	12	0,3	0,4	Gimsan
651800	113900	6	0,3	0,4	Jøvan
652300	114000	7	0,3	0,4	Malmen
652600	114400	6	0,3	0,4	Onstein
653700	113300	38	0,3	0,4	Fuglvær
654400	114100	5	0,3	0,4	Hysvær
660800	120200	1	0,4	0,4	Skibbåtsvær
663300	123500	4	0,4	0,4	Skjærvær
670900	133800	84	0,3	0,4	Fugløyvær
673100	120500	103	0,3	0,4	Røst
683200	144200	48	0,3	0,4	Ånstadviken
685500	145100	55	0,3	0,4	Skogsøy
685400	145100	40	0,3	0,4	Lyngøy
685600	151500	85	0,3	0,4	Gisløy
690200	151000	233	0,3	0,4	Stø
690300	154500	25	0,3	0,4	Andøya Ø.
690800	154000	250	0,3	0,4	Nordmela
701800	194500	15	0,3	0,4	Grimsholman
701600	195000	22	0,3	0,4	Rundskjær
701500	192600	7	0,3	0,4	Flesan
701500	191700	28	0,3	0,4	Lyngøy
701800	191100	2	0,3	0,4	Flatvær
700600	190000	9	0,3	0,4	Hersøy
701100	190000	70	0,3	0,4	Måsvær
701000	183700	7	0,3	0,4	Fagervær
700600	183000	5	0,3	0,4	Sør-Fugløy
695800	183200	80	0,3	0,4	Risøy
700000	181700	11	0,3	0,4	Treingan
695100	183000	5	0,3	0,4	Vengsøy
692700	171000	55	0,3	0,4	Bergsøyan
691800	164700	20	0,3	0,4	Holmenvær
690400	162000	3	0,3	0,4	Froholman

Geo-grader Degrees		Antall Number	Sårbarhet Vulnerability		Lokalitet Locality
Nord North	Øst East		V	S	
685300	160300	80	0,3	0,4	Gapøyvær
700000	231500	30	0,1	0,1	Altafjorden
705200	225000	20	0,3	0,4	Bondøy
710000	251000	30	0,3	0,4	Måsøy
713000	282000	5	0,2	0,3	Tanafjorden
703500	264500	60	0,1	0,2	Laksefjorden
704000	292000	100	0,3	0,4	Kongsfjorden
703300	302000	2	0,3	0,4	Syltefjorden
701200	304000	8	0,3	0,4	Nord-Varanger
695000	300000	4	0,3	0,4	Skogerøy
694700	304500	2	0,3	0,4	Kobbholmfjorden

Vedlegg 2.

Data over havertbestander i Trøndelag og Nord-Norge (Vest-Murmansk inkludert). Forklaring i vedlegg 1. - Data on Grey Seal populations in Central and Northern Norway. Other legends as in Appendix 1.

Geo-grader Degrees		Antall Number	Sårbarhet Vulnerability		Lokalitet Locality
Nord North	Øst East		V	S	
635700	084800	80	0,2	0,3	Gjæsingen
640700	091400	1120	0,2	0,3	Froan
635800	093300	108	0,2	0,3	Melstein
653000	113500	100	0,2	0,3	Kvernstein
653500	113500	160	0,2	0,3	Vega
661000	114100	140	0,2	0,3	Floholman
664900	124400	288	0,2	0,3	Valvær/Myken
670100	130800	44	0,2	0,3	Grønna
673100	120500	68	0,2	0,3	Røst
674500	124500	76	0,2	0,3	Mosken
675100	124800	45	0,2	0,3	Lofotodden
680000	130000	15	0,2	0,3	Flakstad/Vestvågøy
681300	132000	10	0,2	0,3	Høsholman
695500	181500	106	0,3	0,2	Tromsø samlet
701500	192000	30	0,3	0,2	Lyngøy
692700	171000	15	0,3	0,2	Berg
690900	163500	20	0,3	0,2	Bjarkøy
701500	214400	30	0,3	0,2	Loppa
703000	223000	284	0,3	0,2	Hasvik
710000	250000	141	0,3	0,2	Måsøy
703000	264500	15	0,3	0,2	Lebesby
710500	281500	27	0,3	0,2	Gamvik
703000	281500	16	0,1	0,1	Tana
704500	293000	112	0,3	0,2	Kongsfjord
703500	300000	54	0,3	0,2	Båtsfjord/Syltefjord
702300	311000	71	0,3	0,2	Vardø
700500	291500	12	0,2	0,1	Sør-Varanger
695000	320000	1800	0,3	0,2	Murmansk vest

185

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0318-9

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 07 58 05 00