

310

oppdragsmelding

Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard

Tycho Anker-Nilssen



NINA

NORSK INSTITUTT FOR NATURFORSKNING

Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard

Tycho Anker-Nilssen

NINAs publikasjoner

NINA utgir fem ulike faste publikasjoner:

NINA Forskningsrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, i den hensikt å spre forskningsresultater fra institusjonen til et større publikum. Forskningsrapporter utgis som et alternativ til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

NINA Utredning

Serien omfatter problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, litteraturstudier, sammenstilling av andres materiale og annet som ikke primært er et resultat av NINAs egen forskningsaktivitet.

NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. Opplaget er begrenset.

NINA Temahefter

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "almenheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

NINA Fakta-ark

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. - NINA Oppdragsmelding 310: 1-18.

Trondheim, oktober 1994

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0518-1

Forvaltningsområde:
Forurensninger
Pollution

Rettighetshaver ©:
Stiftelsen for naturforskning og kulturminneforskning
(NINA·NIKU)

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:
Eli Fremstad, Tycho Anker-Nilssen, NINA

Opplag: 150

Kontaktadresse:
NINA
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tlf: 73 58 05 00
Fax: 73 91 54 33

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 2646

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgivere:

Statens forurensningstilsyn, Oljevernavdelingen
Postboks 125, 3191 Horten

Direktoratet for naturforvaltning
Tungasletta 2, 7005 Trondheim

Referat

Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. - NINA Oppdragsmelding 310: 1-18.

Rapporten er ment som et diskusjonsgrunnlag for en mer helhetlig gjennomgang av hvilke forutsetninger som bør oppfylles dersom miljøhensynene skal kunne ivaretas på en tilfredsstillende måte i oljeberedskapen. Den innleder med en kortfattet og prinsipiell vurdering av de eksisterende interkommunale beredskapsplaners egnethet mht. å foreta miljøprioriteringer i akutsituasjoner ved marine oljesøl i norske ansvarsområder. Med utgangspunkt i denne vurderingen presenteres et forslag til en modell (kalt *MOB*) for slike prioriteringer. Modellen er tenkt anvendt på forbedende nivå for å innarbeide miljøhensyn på en mer standardisert måte i planene for oljeberedskapen. De anbefalte prinsippene for presentasjonsformer er illustrert ved å gjennomføre et planeksempel for en del av beredskapsområdet på kysten av Sør-Trøndelag. Det konkluderes med at en standardisert prioritering av miljøressursene i en akutsituasjon bare er ett av flere viktige virkemidler i denne sammenheng.

Emneord: Marine oljesøl - beredskapsplanlegging - miljøprioriteringer

Tycho Anker-Nilssen, Norsk institutt for naturforskning, Tungasletta 2, 7005 Trondheim

Abstract

Anker-Nilssen, T. 1994. The identification and priority assessment of environmental resources in relation to acute oil spills along the coasts of Norway and Svalbard. - NINA Oppdragsmelding 310: 1-18.

This report is intended to be a basis for a more profound discussion of which conditions ought to be fulfilled in order to ensure that adequate environmental provisions are made in the contingency plans for oil spills. It opens with a brief and general evaluation of the suitability of the existing inter-municipal contingency plans, with respect to the environmental priorities to be assigned in the event of acute marine oil spills in Norwegian authority areas. The evaluation serves as an argument for the presentation of a model (named *MOB*) for making such priority decisions. The model is intended for use at a preparatory level in order to incorporate environmental considerations into the contingency plans in a more standardised way. The principles recommended when presenting the model results are illustrated by an example covering parts of the contingency area on the coast of Sør-Trøndelag county. It is concluded that, in this context, a standardised assessment of priorities among environmental resources is only one of several important measures.

Key words: Marine oilspills - contingency planning - environmental priorities

Tycho Anker-Nilssen, Norwegian Institute for Nature Research, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim

Forord

Tid, ressurser, logistikk og effektivitet er ofte sterkt begrensede faktorer for oljevernaksjoner ved akutte, marine oljesøl. Mangel på etablerte prinsipper for miljøprioriteringer i oljevernberedskapen kan derfor lett føre til at iverksettelse av skadebegrensende og avbøtende tiltak i for stor grad blir preget av tilfeldige og subjektive vurderinger. Det er mitt håp at foreliggende rapport vil bidra til å fokusere en konstruktiv debatt om innbyrdes vektning av miljøressurser i oljevernsammenheng, og om hvorledes omforente prioriteringer kan konkretiseres og gjøres lett tilgjengelige for en aksjonsledelse.

Arbeidet ble innledet i november 1993, etter initiativ fra Statens forurensingstilsyn (SFT) og Direktoratet for naturforvaltning (DN). Prosjektet skulle ferdigstilles våren 1994, men avslutningen ble dessverre forsinket, bl.a. som følge av en uforutsett personellmangel ved NINAs sjøfuglgruppe i Trondheim. En utførlig beskrivelse av den foreslåtte modellen for miljøprioriteringer (MOB) ble imidlertid forelagt og diskutert med oppdragsgiverne i april 1994.

Eksempelet som illustrerer bruken av prioriteringsmodellen i de kommunale beredskapsplanene er utarbeidet i samarbeid med Miljøvern avdelingen hos Fylkesmannen i Sør-Trøndelag, som velvillig påtok seg ansvaret for å fremskaffe de nødvendige miljødata og tegne ut karteksempelet. I denne forbindelse rettes en spesiell takk til Georg Bangjord, Karl Erik Fremo og Berit Myren for deres innsats.

I den løpende dialog om prosjektet var oppdragsgiverne representert ved Ole Hansen (SFT), John-Peder Denstad (DN) og Morten Ekker (DN), som alle takkes for et hyggelig og konstruktivt samarbeid. Takk går dessuten til Kjell Carm, Hartvig Christie, Bengt Finstad, Trond Flydal, Eli Fremstad, Thrine Moen Heggberget, Reidar Hindrum, Svein-Håkon Lorentsen og Nils Røv som er konsultert i forbindelse med fastsettelse av prioriteringer i MOB-modellen eller har bidratt på annen måte i arbeidet, og til Duncan Halley som korrigerer de engelske tekstene.

Trondheim, oktober 1994
Tycho Anker-Nilssen

Innhold

Referat.....	3
Abstract.....	3
Forord.....	4
1 Innledning.....	5
2 Miljøprioriteringer i dagens beredskap.....	5
3 En modell for miljøprioriteringer i oljevernberedskapen.....	6
3.1 Definisjoner og forutsetninger.....	6
3.1.1 Miljøressurs.....	6
3.1.2 Bestand og populasjon.....	7
3.1.3 Verdibegreper.....	7
3.1.4 Rammevilkår for MOB.....	7
3.2 Forhold som vurderes i MOB.....	7
3.2.1 Naturlig tilhørighet.....	7
3.2.2 Økonomisk erstattelighet.....	7
3.2.3 Verneverdi.....	8
3.2.4 Sårbarhet overfor olje.....	8
3.2.5 Tiltakspotensiale.....	9
3.3 Modellprinsipp.....	9
3.4 Sannsynlige prioritetsverdier.....	10
3.5 Endelig antall prioriteter.....	10
3.6 Enhetlige ressursgrupper ved vurdering av sårbarhet.....	10
3.6.1 Sjøfugl og sjøfuglhabiter.....	10
3.6.2 Sjøpattedyr og sjøpattedyrhabiter.....	10
3.6.3 Fiskebestander.....	11
3.6.4 Benthossamfunn.....	12
3.6.5 Strandtyper.....	12
3.6.6 Spesielle verneområder.....	12
3.6.7 Naturbaserte aktiviteter og næringer.....	13
3.7 Risikovurdering i aksjonsfasen.....	13
4 Produktutforming.....	14
4.1 Presentasjonsformer.....	14
4.2 Planeksempel.....	15
5 Oppfølging.....	16
6 Litteratur.....	18

1 Innledning

Prosjektet er utført på oppdrag fra SFT og DN og ble kontraktfestet under tittelen *Beredskap mot akutt forurensning - miljødata i kommunale beredskapsplaner, tilgjengelighet og bruk under aksjoner*. Arbeidet var rettet mot de kommunale/interkommunale beredskapsplanene for oljevern og hadde et tredelt formål:

- Å bidra til at miljøveminteressene bedre kan ivaretas i beredskapsplanene.
- Å bedre tilgjengeligheten av miljødata i beredskapsplanene for å sikre et godt og operativt datagrunnlag under aksjoner.
- Å legge grunnlaget for en bedring av samordning og standardisering av beredskapsplanenes miljødata-fremstilling, presentasjon og prioritering av områder/forekomster.

I lys av de økonomiske rammene for arbeidet og problemet med ulike spredningsmekanismer for ulike typer kjemiske utslipp på sjø og land, ble det vedtatt at prosjektet skulle begrense seg til å se på beredskapen mot oljeutslipp i marint miljø. Prosjektarbeidet ble inndelt i tre ulike faser:

- Fase 1* En vurdering av eksisterende planer og maler.
- Fase 2* Utvikling av kriterier for miljøprioriteringer til bruk i planene og under akutte oljevernaksjoner.
- Fase 3* Utarbeide et planeksempel for deler av et beredskapsområde i Sør-Trøndelag.

I utgangspunktet var det klart at fase 2 ville kreve mest tid og innsats. En detaljert evaluering av de eksisterende beredskapsplaner ble derfor bevisst unngått. Av samme grunn fremstår eksempelet fra Sør-Trøndelag heller ikke som en fullstendig presentasjon og prioritering av miljøressursene i angjeldende område. Etter ønske fra oppdragsgiverne ble det også reservert tid til å presentere resultatene på et fagseminar for fylkesmennenes miljøvern-avdelinger.

2 Miljøprioriteringer i dagens beredskap

Forfatteren har gjennomgått en del av dokumentasjonen som anvendes i eksisterende beredskapsplaner. Materialet omfattet den eksisterende planmalen fra SFT (SFT 1986) som ligger til grunn for beredskapsplanene til de enkelte interkommunale oljevernvalg (IKOU), en utredning om miljøvern-avdelingenes rolle i oljevernet (Hansen et al. 1992), DN's forslag til mal for miljøprioriteringer (Anon. 1989), og et utdrag av interkommunale beredskapsplaner langs kysten, nærmere bestemt fra Tønsberg politidistrikt, Søndre Telemark, Kristiansand og Søgne kommuner, Sandnes og Jærdistriktet, Hordaland, Indre Sogn - Leikanger, Sunnmøre politidistrikt, Sør-Trøndelags kystkommuner, Sør-Trøndelag Området Trondheim, Midt-Helgeland, Salten-regionen, Nordkapp-regionen og de 4 andre IKOU-områdene i Finnmark.

Det var ikke innenfor rekkevidden av foreliggende prosjekt å gi en detaljert fremstilling av hvorledes miljøprioriteringene er (eller ikke er) behandlet i de enkelte av disse planene. Det er heller ikke sikkert forfatteren har fått seg forelagt alt tilgjengelig materiale. Det er likevel mulig å trekke noen overordnede konklusjoner på grunnlag av det vurderte materialets beskaffenhet:

- Planene er svært ulike i omfang og detaljeringsgrad, og det finnes ingen klare standarder mht. presentasjon og dokumentasjon av miljøressurser.
- Bare et fåtall av planene (de fra Telemark, Hordaland og Finnmark) angir en klar prioritet for hver enkelt ressurs. Ikke i noen av disse tilfellene er prioritetene angitt på kartene, og det er heller ikke vedlagt forklaring på hvorledes prioriteringene er fastsatt.
- Dokumentasjonen av de enkelte ressursene er også ofte mangelfull. Den omfatter sjelden mer enn et lokalitetsnavn, koordinater, type ressurs og sårbar periode. Som regel mangler informasjon om ressursens tilstand, verdi, vernestatus og relative sårbarhet.
- Ressursene er i stor grad inndelt i forhold til etablerte kategorier av miljøressurser, uten spesielle hensyn til hvorvidt dette er en formålstjenlig inndeling i forhold til oljesøl (som planene gjennomgående var rettet mot). I enkelte tilfeller vil dette opplagt skape problemer, f.eks. ved bruk av kategorier som «viltområde», «naturfredningsområde» og «verneområde».
- Flere av planene inneholder en generell omtale av mulige tiltak, men knytter ikke de ulike tiltakene direkte til de enkelte, stedfestede ressursene. Det er således svært vanskelig å utlede hvilke(t) tiltak som er anbefalt for å verne en ressurs når uhellet er ute.

En kombinasjonen av disse svakhetene skaper raskt ekstra store problemer. Dette kan belyses med følgende eksempel: For et avmerket viltområde må aksjonsledelsen ofte først utlede fra vedleggsdokumentene hvilke(n) ressurs(er) som egentlig er fremstilt på kartet, deretter avgjøre (uten særskilt rettleiding) hvor sårbar denne ressursen er, og så

forsøke å forestille seg hvilke(t) tiltak som er viktigst på bakgrunn av en meget generell omtale i planmalen. På toppen av dette er man kanskje også overlatt til selv å avgjøre hvilken prioritet ressursen bør ha i forhold til det spekter av ressurser som er eller kan bli berørt av sølet.

Det skal ikke mange slike utfordringer til før oppgaven blir håpløs og oljevernaksjonen blir preget av tilfeldigheter og subjektive avgjørelser. Da vil gjerne iøyenfallende, praktiske hensyn fort overskygge de miljøstrategiske. Det er derfor lett å forstå hvorfor oljevernutstyret ofte blir dirigert for å beskytte økonomisk viktige ressurser (f.eks. havne- og oppdrettsanlegg). En mangelfull plan vil derfor helst gå på bekostning av de mer typiske miljøressursene som det er vanskeligere å restituere.

3 En modell for miljøprioriteringer i oljevernberedskaper

De vurderinger som ble gjort i fase 1 (jf. **kapittel 2**) indikerte et klart behov for å utarbeide et system av kriterier som gjør det mulig å vurdere hensyn til ulike typer miljøressurser opp mot hverandre. Hensikten med prioriteringsverktøyet er å kunne utnytte det tekniske oljevernet mer miljøstrategisk, og det bør derfor legges særlig vekt på at systemet blir formålstjenlig mht. strukturering og detaljeringsgrad, og at det tar spesielt hensyn til ressursenes verneverdi og sårbarhet i tid og rom.

Erfaringer fra arbeid med konsekvensanalyser tyder på at en standardisering av et begrenset og lett forenklet sett av kategoriserte, semi-kvantitative prinsipper vil være langt mer brukervennlig og formålstjenlig i denne sammenheng enn kun å støtte seg til omfattende og mindre presise verbale fremstillinger. I tråd med konkretiseringene innledningsvis ble det derfor funnet hensiktsmessig å utvikle en vurderingsmodell for identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljesøl langs norskekysten og på Svalbard. Modellen er gitt navnet *MOB* (assosiasjon: Modell/Miljøprioriteringer/Marin OljevernBeredskap).

3.1 Definisjoner og forutsetninger

All modellering krever et entydig begrepsapparat. Som utgangspunkt for modellarbeidet var det derfor nødvendig å sette opp konsise definisjoner for en del sentrale uttrykk.

3.1.1 Miljøressurs

I forbindelse med *MOB* er definisjon av en miljøressurs formulert på følgende måte:

I forhold til det marine oljevernet kan en miljøressurs defineres som enhver biologisk, geografisk eller fysisk/kjemisk komponent av naturen eller en menneskeskapt aktivitet knyttet direkte til en eller flere slike komponenter.

De viktigste biologiske komponentene vil være ulike organismer, grupper av organismer (elementer av fauna og flora, herunder arter og samfunn) i visse tilfeller også biologiske prosesser eller adferdsmønstre knyttet til disse organismene. Geografiske komponenter vil som regel være ulike habitater (terrestre eller marine) og/eller landskaps typer i kystsonen. Fysiske/kjemiske komponenter i denne sammenheng er abiotiske naturelementer som vann, lys, mineraler m.m., men det vil sjelden være formålstjenlig å betrakte disse som isolerte ressurser. Som regel vil fysiske og kjemiske forhold være kvaliteter knyttet til de geografiske og biologiske ressurser som identifiseres. Menneskeskapt aktivitet knyttet til de naturlige komponentene omfatter næringsvirksomhet som er direkte basert på disse (f.eks. fiske, oppdrettsanlegg, taretråling og ulike turistnæringer) eller ulike former for friluftsliv. I denne forbindelse er det

også naturlig at friluftlivsområder og verneområder kan defineres som miljøressurser.

3.1.2 Bestand og populasjon

Merk at begrepene *bestand* og *populasjon* ikke brukes synonymt i modellen. Med *populasjon* menes hele den naturlige reproduserende enhet som de forekommende individene av en art eller underart tilhører, vurdert uavhengig av geografiske avgrensninger. En *bestand* er derimot en geografisk avgrenset del av en *populasjon*, hvor grensene for bestandens utbredelse kun er satt i forhold til rent praktiske hensyn (som regel parallelt med begrepene lokal, regional, nasjonal og internasjonal).

3.1.3 Verdibegreper

I *MOB*-modellen, og i rapporten generelt, benyttes ordet verdi i flere ulike sammenhenger. For å unngå forvirring er det verdt å merke seg følgende presiseringer (jf. **kapittel 3.3**): Med *verneverdi* menes den verneverdighet som verbalt kan knyttes til en ressurs, f.eks. at «ressursen er av internasjonalt betydning». En *faktorverdi* refererer derimot til en tallverdi for en av faktorene i modellen. Eksempelvis vil en internasjonalt betydelig ressurs gis faktorverdi 3 for *modellfaktoren* verneverdi. *Verdiområdet* for en faktorverdi er således de tillatte tallverdier for faktoren (dvs. ett av heltallsintervallene 0-3, 0-2 eller 1-2). Med *prioritetsverdi* eller *modellverdi* menes et matematisk utfall av modellen (på skala 0-72) som senere transformeres til én av sju *prioritetskategorier* (prioritet A-F eller ingen prioritet).

3.1.4 Rammevilkår for MOB

MOB er først og fremst tenkt benyttet av miljøforvaltningsmyndighetene for de ulike beredskapsområdene, slik at prioriteringene kan innarbeides i grunnlagsdokumentasjonen for oljevernberedskapen. Det er derfor grunn til å påpeke at modellen ikke tar hensyn til variasjoner i oljens fysiske og miljøtoksikologiske egenskaper. Det må dessuten understrekes at den bare tar hensyn til hovedtrekkene i vår kunnskap om oljens virkninger på det marine miljøet. Detaljert kunnskap foreligger bare unntaksvis for de definerte ressursenhetene og er helt bevisst ikke innarbeidet, både av hensyn til systemets brukervennlighet, og fordi allmengdydigheten avtar med økende detaljeringsgrad. I praksis betyr dette at en aksjonsgruppe som regel bør rådføre seg med (ev. knytte til seg) både teknisk og biofaglig ekspertise underveis i en oljevernaksjon. Det anbefales derfor at miljøforvaltningen utarbeider retningslinjer og inngår avtaler for å sikre at slik kommunikasjon kan etableres i løpet av kort tid etter et akutt utslipp.

Fagfolk på de enkelte ressursområdene kan nok finne det vanskelig å godta såvidt grove generaliseringer som *MOB*-systemet legger opp til. Her er det imidlertid viktig å være nøktern og hele tiden ha klart for seg hva formålet med forenklingene er. Det er et utall av forhold som til syvende og sist avgjør om et oljesøl skal få store eller små konsekvenser, men skulle modellen tatt hensyn til dem alle, ville den bli så omfattende at den trolig ville hatt liten praktisk nytte. Dette gjelder ikke minst fordi det foreløpig ikke er

betraktet som aktuelt å utvikle et EDB-basert analyseverktøy. Først da vil det være formålstjenlig med en mer detaljert og fleksibel kartmodell der eksisterende ressursdata kunne koples fortløpende mot oppdaterte opplysninger og prognoser om en rekke konkrete forhold (vær, drivbaner, oljetype, oppsamling m.v.) i aksjonsfasen.

MOB skal være et enkelt rangeringsverktøy, og må ikke under noen omstendighet forveksles med kvantitative prinsipper som kan innarbeides i konsekvensanalyser knyttet opp mot oljevirkningsmekanismen. Når dette er sagt, så skal det likevel understrekes at all konstruktiv kritikk mottas med takk.

3.2 Forhold som vurderes i MOB

MOB er et prioriteringssystem som tar utgangspunkt i fem overordnede vurderinger av hver miljøressurs. Disse vurderingene er sidestilt ved å knytte dem sammen som uavhengige faktorer i en produktmodell (**kapittel 3.3**). Innenfor noen av vurderingene ble det funnet formålstjenlig å søke et hierarkisk kriteriesett. De fem faktorene som vurderes i modellen er:

- I *Naturlighet*: Er ressursen naturlig forekommende?
- II *Erstattelighet*: Kan ressursen erstattes økonomisk?
- III *Verneverdi*: Hvilken verneverdi har ressursen?
- IV *Sårbarhet*: Hvilken sårbarhet har ressursen overfor olje?
- V *Tiltak*: Hvilken betydning vil mulige tiltak forventes å ha for skadeomfanget på ressursen?

Nedenfor gis en nærmere presentasjon og forklaring av de prinsipper som ligger til grunn for hver vurdering. Det må understrekes at de forslag til prioriteringer som gis bare må oppfattes som forfatterens egne anbefalinger, og at de er ment som grunnlag for en bredere diskusjon i berørte miljøer. I forhold til flere av vurderingene er det underliggende kriteriesettet ennå ikke tilstrekkelig nyansert til å sikre en forholdsvis ensartet tolkning og bruk av modellen. I slike tilfeller er det lagt vekt på å diskutere en del forhold som bør tillegges vekt i vurderingene. Når vurderingsprinsippene til slutt er fastlagt, er det påkrevet at samtlige brukere av modellen følger disse konsekvent. Skulle man tillate slingsringsmann her, opphører standardiseringen og hensikten med modellen vil bortfalle.

3.2.1 Naturlig tilhørighet

Naturlig forekommende miljøressurser må prioriteres foran introduserte ressurser. Ved anvendelse av modellen foretas prioriteringen ved at man alltid gir naturlig forekommende ressurser faktorverdi 2 for naturlighet (faktor I), mens de som er introdusert alltid gis faktorverdi 1 for samme faktor. Introduserte miljøressurser omfatter bl.a. matfiskanlegg, settefiskanlegg, skaldyrnlegg, kulturlandskap og bestander av introduserte arter (f.eks. kanadagås og mink).

3.2.2 Økonomisk erstattelighet

Ressurser som ikke kan erstattes fullt ut ved økonomiske virkemidler skal gis faktorverdi 2 (for faktor II, erstattelighet) for å prioriteres foran de som lar seg erstatte på denne

måten (og som gis faktorverdi 1 for samme faktor). Økonomisk erstattelige ressurser omfatter bl.a. de fleste introduserte ressurser.

3.2.3 Verneverdi

Ressurser som er identifisert som spesielt verneverdige (uavhengig av om formelle vernetiltak er iverksatt) må prioriteres foran de med lavere verneverdi. I verneverdisammenheng er det vanlig å ta utgangspunkt i mengden av den ressursen som kan rammes i forhold til utbredelsen av ressursen i større skala. I modellvurderingen for faktor III (verneverdi) skilles det mellom ubetydelig verdi (faktorverdi 0), lokal verdi (faktorverdi 1), regional verdi (faktorverdi 2) og nasjonal eller internasjonal verdi (faktorverdi 3).

Presisering av geografisk tilknytning. Med lokal verdi tenkes ressurser som bare er særegne for et helt lokalt område, som regel på størrelse med en eller to kystkommuner av gjennomsnittlig størrelse. Regional verdi knyttes til lokalt konsentrerte ressurser som er viktige på fylkesnivå eller landsdelsnivå. Her kan det være fordelaktig å benytte fire naturgeografiske regioner for landsdelsnivå, forslagsvis Skagerrakregionen (kysten fra Østfold til Aust-Agder), Nordsjøregionen (kystområdene fra Vest-Agder til Møre og Romsdal), Norskehavsregionen (kystområdene i Trøndelag og Nordland) og Barentshavsregionen (kystområdene i Troms og Finnmark og på Svalbard). Nasjonal eller internasjonal verneverdi knyttes til de som er særlig betydelige på landsbasis eller som også står i en særstilling i forhold til den samlede forekomsten av tilsvarende ressurser i et større geografisk perspektiv. For biologiske ressurser er det i slike tilfeller spesielt viktig å forstå forskjellen mellom en bestand og en populasjon, og at det overordnede hensynet må vies til populasjonen.

Vernestatus. En egen dimensjon i verneverdibegrepet blir ressursenes vernestatus. I enkelte tilfeller er det naturlig at ressurser som befinner seg innenfor vernede områder gis høyere vekt enn om de betraktes isolert. Dette gjelder imidlertid bare når et område er vernet fordi det er ansett som spesielt representativt for en bestemt naturtype (jf. f.eks. arbeidet med å identifisere marine verneområder) og hvor ingen enkeltressurs alene vil oppnå spesiell prioritet etter MOB-vurderingen. Hvis det derimot er en definert ressurser i MOB-systemet som er eneste årsak til at et naturområde er fredet, er det ikke uten videre rimelig å ta hensyn til områdets vernestatus.

Vitenskapelig verdi. I vurderingen av verneverdi må man også ta hensyn til om det er spesielle naturvitenskapelige interesser knyttet til ressursene, f.eks. kan ressursen være gjenstand for pågående forskning eller overvåking. Når det er tilfelle, bør verneverdien økes med én, såfremt ikke ressursen allerede er vurdert til høyeste verneverdi (3).

Andre standarder. Mer spesifikke kriterier for fastsettelse av verneverdi i relasjon til de enkelte ressursgruppene må fastsettes av forvaltningsmyndighetene. I denne sammenheng bør en også vurdere internasjonale løsninger og erfaringer. Ett prinsipp som allerede anvendes for å identifisere internasjonalt viktige fuglelokaliteter (IBA) bør vies oppmerksomhet i denne forbindelse. Med referanser til dette er følgende IBA-kriterier for sjøfugl nylig foreslått av fagfolk

tilknyttet den internasjonale fuglevernorganisasjonen Bird-Life International (tidligere ICPB):

En lokalitet er en IBA dersom

- minst 1 % av verdenspopulasjon hekker på lokaliteten.
- den har minst 10 000 hekkende par sjøfugler (alle arter sett under ett).
- den er én av maksimalt 20 kjente hekkelokaliteter for en art.
- en art som er truet på verdensbasis hekker der.

Det er også utarbeidet et eget system for å rangere ulike IBA-lokaliteter etter viktighet. En lokalitet avgrenses som en enkelt øy eller øygruppe som er maksimalt 25 km (ca ¼ breddegrad) i diameter og adskilt fra tilstøtende øyer med minst 10 km åpent farvann. Dersom disse kriteriene ikke kan oppfylles, må lokaliteter (≤ 25 km i diameter) defineres slik det finnes mest formålstjenlig, såfremt deres senterpunkter ligger minst 25 km fra hverandre (målt i luftlinje). Langs kystene av store øyer eller fastland, defineres lokalitetene på tilsvarende måte, men tyngdepunktene skal plasseres i spesielt viktige sjøfuglkolonier.

3.2.4 Sårbarhet overfor olje

Ressursene må prioriteres i den rekkefølge deres generelle sårbarhet overfor oljesøl tilsier. Dette gjøres ved vurdering av modellfaktor IV (sårbarhet). I denne sammenheng må prioriteringen også ta hensyn til de forskjellene det erfaringsmessig er i sårbarhet (restitusjonsevne innbefattet) mellom ulike hovedgrupper av ressurser. Dette ivaretas ved følgende rangering av hovedgruppene med hensyn til tillatt verdiområde for sårbarhet (faktor IV), der faktorverdiene 0, 1, 2 og 3 angir henholdsvis ingen, lav, midlere og høy sårbarhet:

Skala 0-3: – Sjøfugl og sjøfuglhabiter
– Sjøpattedyr og sjøpattedyrhabiter

Skala 0-2: – Fiskebestander
– Benthossamfunn
– Strandtyper
– Spesielle verneområder
– Friluftlivsområder
– Naturbaserte næringer

På denne bakgrunn blir hver av ressursgruppene oppdelt videre for en ytterligere rangering etter sårbarhet. Det er lagt vekt på at denne oppdelingen ikke blir for omfattende, men kun skiller de viktigste kategoriene fra hverandre. Inndeling etter enkeltarter er derfor bare unntaksvis benyttet. Her er det mer avgjørende å innarbeide hensyn til sesongvariasjon, fordeling i området og økologiske særtrekk som gjør det formålstjenlig å behandle kategoriene som naturlige enheter. En videre inndeling av hovedgruppene er behandlet i kapittel 3.6.

Restitusjonsevne kunne vært skilt ut som egen vurdering og faktor i modellen. Dette er ikke gjort, fordi slike betraktninger i en del tilfeller må bli relativt spekulative og ikke bør tillegges for stor vekt. For alle ressurstyper er imidlertid hensynet til restitusjonsevne søkt innarbeidet i sårbarhetsbegrepet.

3.2.5 Tiltakspotensiale

Ressurser der spesielle skjermende og/eller avbøtende tiltak kan settes inn og forventes å gi en betydelig positiv effekt (faktorverdi 2), skal prioriteres foran de ressurser der slike muligheter er vesentlig mindre (faktorverdi 1) eller i noen tilfeller mangler helt (faktorverdi 0). Her skal det vurderes både om det finnes mulige tiltak, samt hvilke effekter de(t) kan forventes å ha for ressursen. I praksis er det tilstrekkelig å vurdere effekten av tiltaket. Mangel på tiltaksmuligheter vil være synonymt med ingen forventede effekter (faktorverdi 0)

Det er viktig å huske at tiltak også kan ha negative effekter på enkelte ressurser. I slike tilfelle er det viktig å markere dette spesielt i dokumentasjonen for ressursen, og det bør også vurderes fra tilfelle til tilfelle hvorvidt denne informasjonen bør stå i klartekst på beredskapskartet.

De mest aktuelle kategorier av tiltak er:

Kontaktbegrensende tiltak:

- Skjerming og oppsamling på sjøen (oljelenser m.v.)
- Ressursforflyttende tiltak (bla. vha. audio-visuelt utstyr)

Avbøtende tiltak:

- Mekanisk oppsamling på strendene
- Bruk av absorberende (primært barking)
- Vask og rehabilitering av oljeskadede individer

Dessuten er kjemisk dispergering til sjøs og biodegradering av strandet olje trolig en farbar vei i enkelte tilfelle. Erfaringene med de fleste andre tiltak overfor olje på sjøen (f.eks. synkemidler eller avbrenning) og på strendene (f.eks. spyling) er mindre entydige og må i mange tilfelle frarådes. Generelle tiltak som har til formål å begrense selve utslippet ved utslippskilden, vurderes ikke i modellen.

Tiltaksvurderingen er siste faktor i bruk av modellen på det forberedende stadium, dvs. for å fremskaffe de resultatene som skal danne grunnlaget for kartpresentasjonene i beredskapsplanene.

3.3 Modellprinsipp

For hver enkelt miljøressurs fastsettes én faktorverdi V_x for hver av de fem enkeltvurderingene i modellen. Vurderingene er uavhengige og sidestilte i modellen, og verdiene bestemmes i henhold til de prinsippene som ble beskrevet i kapittel 3.2 og som er sammenfattet i tabell 1. På grunnlag av dette beregnes så en prioritetsverdi P etter følgende prinsipp:

$$P = V_I \cdot V_{II} \cdot V_{III} \cdot V_{IV} \cdot V_V$$

der verdiområdet for P blir 0-72 med 16 ulike utfall:

$$\{P\} = \{1-2\} \cdot \{1-2\} \cdot \{0-3\} \cdot \{0-3\} \cdot \{0-2\} = \\ \{0, 1, 2, 3, 4, 6, 8, 9, 12, 16, 18, 24, 32, 36, 48, 72\}$$

Som det fremgår av modellen, vil en ressurs i utgangspunktet ikke bli anbefalt prioritert ($P = 0$) dersom faktorene V_{III} , V_{IV} og/eller V_V er null, dvs. når minst ett av følgende forhold er oppfylt:

- Ressursen har helt ubetydelig verneverdi ($V_{III} = 0$)
- Ressursen er i praksis ikke sårbar overfor oljesøl ($V_{IV} = 0$)
- Tiltak som kan forventes å ha effekt er ikke kjent ($V_V = 0$)

Å sjalte ut ressursen ved å sette $V_V = 0$ må bare gjøres når det er rimelig å se bort fra at det kan oppstå spesielle forhold som kan rettferdiggjøre tiltak. I slike vurderinger må man unngå å vektlegge tiltak som ikke kan nyttes strategisk i forhold til ressursens forekomst, altså når en hvilken som helst begrensning av sølets omfang og rekkevidde kan forventes å ha like stor effekt. Gyldigheten av dette forholdet vil ofte øke parallelt med det geografiske omfanget av ressursen. For vidt utbredte ressurser er det først og fremst mindre presserende, avbøtende tiltak som må vurderes.

Det er selvsagt ikke mulig å innarbeide hensyn til nye virkemidler (eller tradisjonelle metoder anvendt på ny måte) som lanseres etter at beredskapsplanene ble utarbeidet. Dette er imidlertid bare et av flere forhold som tilsier at oljevernmyndighetene bør sørge for at beredskapsplanene evalueres og oppdateres med jevne mellomrom.

Tabell 1. Verdisettinger i MOB-modellen. – Estimation of the factors in the MOB model.

Vurdering Evaluation		3	Faktorverdi (V_x) - Factor value (V_x)		
			2	1	0
Naturlig forekommende? Natural occurrence?	I	—	Ja Yes	Nei No	—
Økonomisk erstattelig? Can be compensated economically?	II	—	Nei No	Ja Yes	—
Verneverdi Conservational value	III	Nasjonal/internasjonal National/International	Regional Regional	Lokal Local	Ubetydelig Insignificant
Generell oljesårbarhet General oil vulnerability	IV	Høy High	Middels Medium	Lav Low	Ubetydelig Insignificant
Tiltakspotensiale Potential for contingency measures	V	—	Godt Good	Moderat/usikkert Moderate/uncertain	Ubetydelig Insignificant

3.4 Sannsynlige prioritetsverdier

Ikke alle utfall for P er like sannsynlige. I tilfeller hvor det gjelder hensyn til introduserte og/eller økonomisk erstatterlige ressurser ($V_I = 1$ og/eller $V_{II} = 1$), vil det i praksis aldri være aktuelt å vurdere verneverdi høyere enn til regional betydning ($V_{III} \leq 2$). De prinsipper som er anbefalt ved vurdering av sårbarhet (kapittel 3.2.4 og 3.6) gjør det heller ikke rimelig å forvente sårbarhetsverdier høyere enn midtels ($V_{IV} = 2$) i slike tilfeller. Dermed vil maksimal prioritetsverdi for disse ressursene være $1 \cdot 2 \cdot 2 \cdot 2 = 16$, men som regel vil $P \leq 4$ siden vanligvis også $V_{II} = 1$ og $V_{III} = 1$. Naturlig forekommende og økonomisk uopprettelige ressurser (både $V_I = 2$ og $V_{II} = 2$) vil bare få en lavere positiv prioritetsverdi dersom ingen av de resterende faktorverdiene overstiger 1, dvs. når de både har lav sårbarhet og lokal verneverdi samtidig som mulige tiltak for ressursen er begrensede ($2 \cdot 2 \cdot 1 \cdot 1 = 4$). I situasjoner der $P_{\max} \leq 4$ vil det derfor ofte være tilstrekkelig å prioritere rent økonomiske betraktninger (næringsmessig betydning, potensielle opprenskningskostnader, hensyn til ulike brukerinteresser m.m.).

Med denne modellkonstruksjonen og anbefalte begrensninger i verdisetting for introduserte og økonomisk opprettelige ressurser vil det i praksis være 30 sett av faktorverdier som fordeler seg på 11 positive utfall for P, henholdsvis $P = 1$ ($n = 1$), $P = 2$ ($n = 4$), $P = 4$ ($n = 6$), $P = 8$ ($n = 5$), $P = 12$ ($n = 2$), $P = 16$ ($n = 3$), $P = 24$ ($n = 4$), $P = 32$ ($n = 1$), $P = 36$ ($n = 1$), $P = 48$ ($n = 2$) og $P = 72$ ($n = 1$), mens utfallene {3,6,9,18} bare vil opptre helt unntaksvis.

3.5 Endelig antall prioriteter

Det er formålstjenlig å operere med et mindre antall prioriteter. Dette gjøres enkelt ved å gruppere resultatene for P i henhold til prinsippet som er skissert i tabell 2, og som resulterer i 6 ulike prioriteter til fremstilling på beredskapskartene. Av hensyn til lesbarheten må ressurser som ikke oppnår prioritet i modellen ($P = 0$) heller ikke uttegnes på kartene. I områder med stor ressurstetthet kan denne eksklusjonen også vurderes å omfatte ressurser i kategori F.

Tabell 2. Konvertering av MOB modellresultater (verdier for P) til prioritetskategorier. – Conversion of MOB model results (values of P) to categories of priority.

	Prioritet Priority					
	A	B	C	D	E	F
Modellverdi	72	48	32	16	8	2
Model result		36	24	12	4	1
			(18)	(9)	(6)	(3)

3.6 Enhetlige ressursgrupper ved vurdering av sårbarhet

3.6.1 Sjøfugl og sjøfuglhabitat

Den økologiske grupperingen som er foreslått i tabell 3 bygger videre på et prinsipp som først ble anvendt av Anker-Nilssen et al. (1994). Med «sjøfugler» i denne sammenheng menes alle arter der majoriteten av den regionale bestanden har en primær marin tilknytning i deler av årssyklus (tabell 4). Sårbarhetsvurderingene er ellers basert på utredninger og analyser utført av bl.a. Anker-Nilssen (1987), Anker-Nilssen et al. (1989), Lorentsen et al. (1993) og Anker-Nilssen et al. (1994).

3.6.2 Sjøpattedyr og sjøpattedyrhabitat

Med unntak for sel er kategoriseringen i hovedsak basert på systematiske hovedgrupper (tabell 5). Kategorien *kystsel* omfatter steinkobbe, havert og hvalross, der dyrene samles i strandsonen i forbindelse med flere sentrale aktiviteter. Kategorien *isseler* begrenses her til fjordbestander av ring-sel og storkobbe som kaster på isen. Sårbarhetsverdier angitt i parentes kan nyttes i unntakstilfeller dersom det er helt spesielle forhold som må tillegges vekt. Mht. kasteområder for isseler gjelder dette spesielt områder der dyrene kaster på eller nær iskanten, slik tilfellet ofte er for storkobbe. Høyeste verdi for oter bør kun benyttes for spesielt isolerte øybestander. På bestandsnivå vil isbjørn trolig bare kunne være sårbar dersom mange dyr konsentreres i strandområder mot åpent vann. Dette skjer unntaksvis når

Tabell 3. Sårbarhetstabell olje/sjøfugl for MOB-modellen. – MOB oil vulnerability factors for marine birds.

Økologisk gruppe (antall arter), jf. tabell 4 <i>Ecological group (No. of species), cf. table 4</i>	Sommerområder for - <i>Summer areas for</i>				Vinterområder <i>Winter areas</i>
	hekking <i>breeding</i>	næringsøk <i>foraging</i>	hvile <i>roosting</i>	myting <i>moulting</i>	
Pelagisk dykkende sjøfugler (5)	3	3	3	3	3
Pelagisk overflatebeitende sjøfugler (10)	1	2	1	—	2
Kystbundne dykkende sjøfugler (19)	3	3	3	3	3
Kystbundne overflatebeitende sjøfugler (23)	2	1	1	2	1
Åtselsetere (1)	—	1	—	—	1
Steinstrandsvadere (3)	1	1	0	—	1

Tabell 4. De ulike artene «sjøfugl» fordelt på de økologiske gruppene som er anvendt i tabell 3. – The different species of marine birds within the ecological groups used in Table 3.

Pelagisk dykkende sjøfugler	Pelagisk overflate-beitende sjøfugler	Kystbundne dykkende sjøfugler	Kystbundne overflatebeitende sjøfugler	Åtsels-eterer	Stein-strandsvadere	
<i>Pelagic diving species</i>	<i>Pelagic surface feeding species</i>	<i>Coastal diving species</i>	<i>Coastal surface-feeding species</i>	<i>Carrion-feeding species</i>	<i>Rocky shore waders</i>	
Lomvi Polarlomvi Alke Alkekonge Lunde	Havhest Grålire Havlire Havsvale Stormsvale Havsule Polarjo Fjelljo Krykkje Ismåke	Smålom Storlom Islom Gulnebbiom Toppdykker Gråstrupedykker Hornedykker Storskarv Toppskarv	Ærfugl Praktærfugl Stellerand Havelle Svartand Sjørørre Kvinand Siland Laksand Teist	Knoppsvane Sangsvane Kortnebbgås Grågås Kanadagås Hvitkinngås Ringgås Gravand Stokkand Svømmesnipe Polarsvømmesnipe	Tyvjo Storjo Hetemåke Fiskemåke Sildemåke Gråmåke Grønlandsmåke Polarmåke Svartbak Splitterne Makrellterne Rødnebbterne	Havørn Tjeld Fjæreplytt Steinvender
C. Guillemot Br. Guillemot Razorbill Little Auk Puffin	Fulmar Sooty Shearwater Manx Shearwater Storm Petrel Leach's Petrel Gannet Pomarine Skua Long-tailed Skua Kittiwake Ivory Gull	Red-thr. Diver Black-thr. Diver Gr. North. Diver Wh.-billed Diver Gr. Crested Grebe Red-necked Grebe Slavonian Grebe Cormorant Shag	C. Eider King Eider Steller's Eider Long-tailed Duck C. Scoter Velvet Scoter Goldeneye Red-br. Merganser Goosander Black Guillemot	Mute Swan Whooper Swan Pink-footed Goose Greylag Goose Canada Goose Barnacle Goose Brent Goose Shelduck Mallard Red-necked Phalarope Grey Phalarope	Arctic Skua Great Skua Bl.-headed Gull Common Gull L. Bl.-backed Gull Herring Gull Iceland Gull Glaucous Gull Gr. Bl.-backed Gull Sandwich Tern Common Tern Arctic Tern	Wh.-tailed Eagle Oystercatcher Purple Sandpiper Turnstone

Tabell 5. Sårbarhetstabell olje/sjøpattedyr for MOB-modellen. Gruppen kystseiler omfatter steinkobbe, havert og hvalross, mens isseler i denne forbindelse er begrenset til fjordbestander av ringesel og storkobbe. – MOB oil vulnerability factors for sea mammals. Coastal seals comprise harbour seal, grey seal and walrus, while ice seals here only include fjordic populations of ringed seal and bearded seal.

Art eller artsgruppe <i>Species or species group</i>	Kaste-/yngleområder <i>Breeding areas</i>	Næringsområder <i>Foraging areas</i>	Hvileområder <i>Haul-out areas</i>	Hårfellingsområder <i>Moultling areas</i>
Oter - Otter	2 (3)	2 (3)	0	—
Isbjørn - Polar bear	—	0 (1)	0	—
Kystsel - Coastal seals	2	0	1	1
Isseler - Ice seals	1 (2)	0	1	1
Hval - Whales	0 (1)	0 (1)	—	—

dyrene isoleres på øyer omgitt av store partier åpent hav. I slike situasjoner kan imidlertid bjørnene være avmagret og ekstra sårbare.

3.6.3 Fiskebestander

Et diskusjonsutkast til sårbarhetsvurdering av fiskebestander er skissert i tabell 6. Tabellen er basert på resultater rapportert av Fossum & Øiestad (1992), men her vil det trolig være nødvendig å innarbeide hensyn til spesielle økologiske særtrekk ved artene og eventuell kunnskap fra utenlandske eksperimenter (ev. også fra flere norske for-

søk). Siden sei gyter på 100-200 m dyp og larvene opptrer pelagisk, er det (gitt vurderinger i tråd med tabell 6) ikke realistisk at sårbarhetsverdi 2 blir benyttet for noen bestander av villfisk. I forhold til de andre ressursene i modellen kan dette likevel være biologisk forsvarlig, siden selv et stort søl ikke har potensiale til å ramme mer enn en forholdsvis begrenset fraksjon av en enkelt årsklasse på et meget tidlig stadium (f.eks. Thomassen et al. 1993a, b).

Merk at hensyn til smolt av anadrome laksefisker (ørret, røye og laks) er søkt ivaretatt ved å definere elvemunninger som en egen kategori strandtype (kapittel 3.6.5). På smoltstadiet er disse artene svært følsomme for stress og

Tabell 6. Sårbarhetstabell olje/fisk for MOB-modellen. – MOB oil vulnerability factors for fish populations.

Kategori Category	Sei Saithe	Torsk Cod	Sild Herring	Lodde Capelin	Andre Others
Egg og larver Eggs and larvae	2	1	0	0	(1)
Øvrige stadier Other stages	0	0	0	0	0

spesielt mottakelige for sykdom, og det er sannsynlig at olje kan ha klare negative effekter (Finstad 1992). Ørret og røye vil være særlig utsatt, siden smolten av disse artene oppholder seg stasjonært i slike områder gjennom lang tid. I hvilken grad lokaliseringsevnen til disse artene påvirkes av oljesøl (når de skal vende tilbake for å gyte) er dessverre lite studert, men slike effekter vil trolig kunne reduseres noe ved en effektiv beskyttelse av viktige elvemunninger.

3.6.4 Benthossamfunn

Generelt er det grunn til å forvente at bunnsamfunn (under tidevannssonen) blir langt mindre berørt av et oljesøl enn ressurser knyttet til overflaten eller tidevannssonen. I grunne områder (dyp mindre enn 10-15 m) vil likevel dispergering (naturlig eller kjemisk) og bruk av synkemidler kunne føre oljen ned til bunnen. I slike tilfeller vil bløtbunnsamfunnene være mest utsatt, både fordi sirkulasjonen av vannmassene her er mindre enn i hardbunnsområder, og fordi oljen lett trenger ned i substratet og lagres over lang tid. Også enkelte hardbunnsamfunn kan være sårbare, f.eks. vil grunne tareskogsområder ofte ha rike bestander av små krepser (særlig amfipoder) som er blant de evertebratene som er mest følsomme overfor oljesøl (bl.a. Leinaas & Christie 1991, Christie & Berge i manuskript). Selv om disse organsimene på langt nær er så følsomme som fiskeegg og fiskelarver, så opptre de i områder der olje ofte akkumuleres og konsentrasjonen av hydrokarboner i vannmassene derfor blir mange ganger høyere enn i åpne farvann.

Hensikten med modellen gjør det imidlertid rimelig å sette maksimal sårbarhetsverdi for benthossamfunn til 1, og denne verdien bør kun benyttes når helt spesielle vilkår er til stede, f.eks. dersom området er del av et vernet gruntvannsområde.

3.6.5 Strandtyper

Inndelingen av ulike strandtyper (her definert som tidevannssonen) tok utgangspunkt i SFTs håndbok for strandrensning (SFT 1984), men er omarbeidet (bl.a. etter Fremstad & Elven 1987) for å bedre den økologiske klassifiseringen og innarbeide hensyn til variasjon i eksponeringsgrad for de ulike strandtypene (tabell 7). I denne forbindelse er håndbokas strandtype lagune betraktet på linje med tidevannsdammer, mens en «vrakvik» bør tilskrives den av kategoriene i tabellen som best beskriver substratets beskaffenhet på lokaliteten.

Tabell 7. Sårbarhetstabell olje/strandtype for MOB-modellen. Merk at for strender som har liten utstrekning, må eksponeringsgraden vurderes for området generelt (og ikke helt lokalt for den enkelte stranden). – MOB oil vulnerability factors for different types of shorelines.

Strandtype Shoreline category	Eksponert Exposed	Beskyttet Sheltered
Elvemunning - River outlet	0	1
Tidevannsdam - Tidal pond	1	2
Strandeng - Shore meadow	—	2
Leirstrand - Muddy beach	—	2
Sandstrand - Sandy beach	1	1
Steinstrand - Rocky shore	0	1
Blokkstrand - Boulder shore	0	1
Svaberg - Bare rock-face	0	1
Klippestrand - Sea cliff	0	0

Høy eksponering innebærer mindre akkumulering av olje over tid og dermed generelt lavere sårbarhet enn for tilsvarende strender på mer beskyttede lokaliteter. Typisk er også selvrensningsevnen bedre på hardbunnsstrender og på eksponerte lokaliteter. Dessuten er rene bløtbunnsstrander langt vanskeligere å rense enn klippe- og svabergstrender etter et oljesøl, mens stein- og blokkstrender står i en mellomstilling i så måte. For hardbunnsstrender vil eksponeringsgrad bl.a. gjenspeiles i den tilgrensende algefloraen (like under tidevannssonen), hvor f.eks. grisetang *Ascophyllum nodosum* er typisk på beskyttede lokaliteter mens sagtang *Fucus serratus* og ulike arter tare *Laminaria* sp. er karakteristiske i eksponerte områder (bl.a. Sjøtun & Lein 1991, Thomassen et al. 1993a, b). Av hensyn til direkte sårbarhet for smolt av anadrome laksefisker (spesielt ørret og røye) samt lokaliseringsevne for gytemoden fisk av de samme artene, er det funnet praktisk å definere elveutløp som en egen strandtype (jf. kapittel 3.6.3). Det er imidlertid først og fremst utløp av spesiell fiskerike elver som bør prioriteres her, siden elvemunninger generelt har en naturlig beskyttelse mot oljesøl som følge av den utgående strømmen av ferskvann.

3.6.6 Spesielle verneområder

Denne ressurskategorien bør bare benyttes helt unntaksvis. Den er kun aktuell når det ikke er naturlig eller mulig å strukturere et verneområde etter komponenter som både er årsaken til vernet og som kan vies hensyn på annen måte i MOB-modellen. Spesielle marine verneområder, f.eks. de som skal tjene som viktige referanseområder for gruntvannssamfunnene langs kysten, er trolig de mest aktuelle her. Skal forekomsten av en slik ressurs få størst mulig praktisk betydning for oljevernet, bør den dessuten (slik tilfellet er for alle ressurser i denne sammenheng) defineres tilstrekkelig avgrenset, dvs. fortrinnsvis med en utstrekning som ikke overstiger 2-3 kilometer.

Oljesårbarheten for spesielle verneområder vil normalt ikke settes høyere enn til faktorverdi 1, men muligheten for bruk av faktorverdi 2 er tilstede. Praktisk bruk av modellverktøyet vil forhåpentligvis avklare behovet for denne ressurstypen.

Tabell 8. Sårbarhetstabell olje vs. naturbaserte aktiviteter og næringer for MOB-modellen. – MOB oil vulnerability factors for various activities and trades based on natural resources.

Hovedtype Main group	Kategori Category	Faktor Factor
Friluftsområder o.l. Outdoor recreation areas etc.	Offentlige badeplasser Public swimming beaches	1-2
	Offentlige turområder - Coastal parks	1
	Nærrområder til bolig-bebyggelse Vicinity of permanent habitations	1
	Nærrområder til fritids-eiendommer Vicinity of holiday houses etc.	0
Fiskerinæringer Fisheries	Mottaks-/prosesseringsanlegg Fish processing installations	0-1
	Kystfiske - Coastal fishery	1
	Industrifiske - Industrial fishery	0
Andre produk- sjonsnæringer Other production industries	Marine oppdrettsanlegg Marine fish farms	1-2
	Taretråling - Seaweed harvesting area	0-1
	Settefiskanlegg - Fish hatchery	0-1
Servicenæringer Service industries	Områder for guidet turisme Areas for guided tourism	1
	Nærrområder til overnattingsforetak Vicinity of overnight facilities	1
	Havneanlegg - Harbours	1

etter modellkjøringen, dvs. for de ressursene som fikk positive verdier for P og som dermed skal finnes presentert på beredskapskartene.

I praksis bør det til enhver tid i en aksjonsfase være mulig å gradere ressursene i oljevernområdet mht. risiko for berøring, etter en grov skala; stor (3), middels (2), liten (1). For å forenkle indekseringen på dette stadiet er det vurdert som tilstrekkelig og formålstjenlig å definere følgende tommelfingerregel:

Er risikoen for berøring stor, flyttes ressursens prioritet én kategori opp, mens den flyttes én kategori ned dersom risikoen for berøring er liten. Ved middels berøringsrisiko beholdes den prioritet som er angitt i beredskapsdokumentene.

3.6.7 Naturbaserte aktiviteter og næringer

En gruppering av naturbaserte aktiviteter og næringer med tilhørende sårbarhetsvurderinger er foreslått i tabell 8. Sårbarhetsfaktor 2 anbefales kun benyttet for de mest sårbare oppdrettsanlegg (i praksis de som ikke kan flyttes) og offentlige badeplasser. For mottaksanlegg, prosesseringsbedrifter og settefiskanlegg er saltvannsinntak det mest utsatte. I de tilfelle der slike inntak er plassert tilstrekkelig dypt (i beskyttede områder under sprangsjiktet), er det ikke grunn til å regne disse foretakene som sårbare ressurser. For enkelte turistnæringer kan det forventes kortsiktige positive effekter av et oljesøl, men disse er ikke vurdert her.

Jeg har ikke prioritert å gå i dybden på dette punktet. I en mer detaljert utredning av anbefalte prinsipper her, vil det opplagt være viktig å ta hensyn til de vurderinger som allerede måtte være innarbeidet i forvaltningen av slike ressurser.

3.7 Risikovurdering i aksjonsfasen

I prinsippet finnes det en sjette vurdering som hører naturlig hjemme i modellen, men som ikke kan gjøres før en står overfor en konkret sølsituasjon. Dette er hensynet til akutt risiko, dvs. en løpende vurdering (basert på prognoser for vær, oljedrift og aksjonsinnsats) av hvor utsatt en ressurser er for å bli berørt av oljesølet. Denne vurderingen må så legges på toppen av de prioriteringene som ligger til grunn

4 Produktutforming

Fase 3 i prosjektarbeidet gikk ut på å utarbeide en prinsipp-skisse for presentasjon av miljøprioriteringer på oljevernets beredskapskart med deler av ytre Sør-Trøndelag som eksempelområde. I dette kapitlet presenteres noen av de erfaringer og vurderinger som ble gjort i denne prosessen.

4.1 Presentasjonsformer

En overordnet målsetting er at prioriteringene skal være lettest mulig tilgjengelige i aksjonsfasen. Dette legger rammer for hvilken informasjon som skal tegnes ut på beredskapskartene og hvilken informasjon som må dokumenteres i skriftlige vedlegg eller hentes ut fra annet offentlig tilgjengelig materiale. Følgende anbefalinger anses som nødvendige for å sikre god lesbarhet av informasjonen på beredskapskartene:

Symboler. Et standardisert sett av symboler bør nyttes konsekvent på alle beredskapskart, uansett hvilket område eller fylke de tilhører. Antall symboler må begrenses. Forslagsvis er det tilstrekkelig med ett symbol for hver hovedgruppe av ressurs, som inndelt i **kapittel 3.6**. Det bør også vurderes om den mest aktuelle tiltakstypen for den enkelte ressurs bør symboliseres.

Konturlinjer. Bruk av konturlinjer bør begrenses til konturene av kystlinjen og alle øyer, samt for avgrensning av de prioriterte ressursene. Ressursgrensene bør fremheves med tykkere konturstrek. Dybde- og høydekoter bør unngås. Informasjon om dette vil fremgå av annet kartmateriale. Alle elver av noen betydning bør imidlertid tegnes inn med samme linjetype som kystkonturen. Av logistiske hensyn bør også alle hovedveier inntegnes. Det er her nødvendig å bruke en dobbelt linjetype for å unngå forveksling med elver. Det vil samtidig være fordelaktig å bruke en tynn strek for ikke å utydeliggjøre ressurskonturene.

Prioritetes- og referansekode. Ved hvert ressurspolygon må det innsettes en bokstav- og tallkode som angir ressursens prioritet og hvor i vedleggsdokumentasjonen ressursen finnes nærmere beskrevet. For ressurser som har en sesongavhengig prioritet, må dette fremgå av koden. Alternativt må det lages ett beredskapskart for hver sesong, men det bør helst unngås. Det anbefales å benytte notasjonsprinsippet

Psx

der P er den prioritetskategorien (A-F) ressursen tilhører, s er den sesongen prioriteten gjelder for og x er et referanse-nummer som, sammen med s, angir hvor i vedleggsdokumentasjonen ressursen er beskrevet. Sesongkoden angis som enten v = vår (mars-april-mai), s = sommer (juni-juli-august), h = høst (september-oktober-november) eller w = vinter (desember-januar-februar). Dersom en ressurs har ulike, men positive prioriteter i flere sesonger, markeres ressursen med flere notasjoner. Notasjonen må angis med forholdsvis store, fete typer på kartet, siden dette er den aller viktigste informasjonen for aksjonsledelsen.

Navn. Med unntak for spesielle knutepunkter bør alle stedsnavn gjengis med liten, tynn skrift. Bare stedsnavn som er av betydning for selve aksjonen eller de prioriterte ressursene bør tas med. Navnsetting av ressursene må unngås på kartene. Symboltypen og ressursreferansen er tilstrekkelig.

Målestokk og format. Kartenes målestokk må ikke være dårligere enn 1 : 200 000, fortrinnsvis 1 : 100 000. Formatet må ikke være større enn A1. A2-format anbefales fordi det er lettere å håndtere i felt. Geografiske koordinater må kunne utleses. Kartene skal alltid være orientert med nord øverst. Målestokk må alltid angis på kartet med en km-skala, ikke med det faktiske forholdstallet. Dette for å unngå forvirring ved eventuelle kopiering til annet format (forstørrelse eller forminskning).

Uttegnings- og layout. Av hensyn til senere oppdateringer er et digitalt utgangspunkt å foretrekke. Prinsippene ovenfor har tatt sikte på en svart-hvit fremstilling. I takt med de økende EDB-tekniske mulighetene i de etatene som skal produsere kartene, vil det være fristende å ta i bruk farger og skraver. Det er utenfor rekkevidden av dette prosjektet å gi detaljerte rammevilkår for slike presentasjoner, men det er maktpåliggende at hovedprinsippene i dette kapitlet ikke forsakes til fordel for vakrere, men mindre anvendelige løsninger.

Vedleggsdokumentasjon. For enhver ressurs som markeres på beredskapskartet bør det i et skriftlig vedlegg finnes en lett tilgjengelig dokumentasjon som på en konsis måte så langt som mulig angir

- Dokumentasjonens referansennummer (koden sx)
- Prioritetskategori (som på kartet) og hele settet av faktorverdier fra MOB
- Ressurstype (i større detalj enn til hovedkategori)
- Navn på lokaliteten/området
- Koordinater (midtpunkt i grader og minutter eller UTM)
- Mest sårbare periode (helst mer detaljert enn sesong)
- Ressursens tilstand
- Ressursens vernestatus
- Anbefalte tiltak i akutsituasjoner
- Spesielle forhold (f.eks. frarådte tiltak)

Et fiktivt eksempel kan illustrere dette:

REFERANSE: S32

PRIORITET: C (2-2-2-3-1)

RESSURS: Mytende andefugler

LOKALITET: Svartskjærbukta

KOORDINATER: 62°01'N 06°47'E

MEST SÅRBARE PERIODE: 15 juli - 30 august

TILSTAND: Stabil eller avtagende bestand

VERNESTATUS: Ingen

ANBEFALTE TILTAK: Hindre ølgen i å nå området. Dersom dette ikke lykkes, forsøke å gjete fuglene over i mindre utsatte områder.

SPESIELLE FORHOLD: Fuglene kan ikke fly og er meget sky.

Bruk av lenseutstyr nærmere enn 500 m kan føre til at fuglene trekker unna. Retrettmuligheter må da sikres.

Ressursdokumentasjonene blir lettest tilgjengelige dersom de ordnes i fortløpende lister for hver sesong. Fortrinnsvis bør ressurser som tilhører samme hovedkategori nummereres fortløpende.

4.2 Planeksempel

Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Sør-Trøndelag har testet MOB-prinsippet og tegnet ut resultatet av en foreløpig analyse for deler av Frøya kommune (figur 1). Området inngår i det interkommunale beredskapsområde nr. 30. De ulike ressursene er presentert nærmere i tabell 9. Rammene for prosjektet tillot ikke en utredning av tilstand, mest sårbare perioder, eller anbefalte tiltak for ressurseksempelene.

Karteksempel (figur 1) er i tråd med de fleste av de presentasjons prinsippene som er anbefalt (kapittel 4.1), men mangler mulighet for å utlese geografiske koordinater. De brukte symboler må kun betraktes som forslag. Naturbaserte næringer trenger et mer selvforklarende symbol, men lot seg i dette tilfelle markere med fylte sirkler, siden samtlige var av typen «punktressurser». Symbolet for naturvernområde kan nyttes i kombinasjon med andre symboler, slik som illustrert for storskarvkolonien på Hilbåskjera (B_{S22}). Merk at denne ikke er formelt fredet.

I anvendelsen av MOB-modellen for eksempelområdet ble flere ressurser vurdert enn de som er beskrevet i tabell 9. Alle naturbaserte næringer innenfor kartutsnittet er opp-

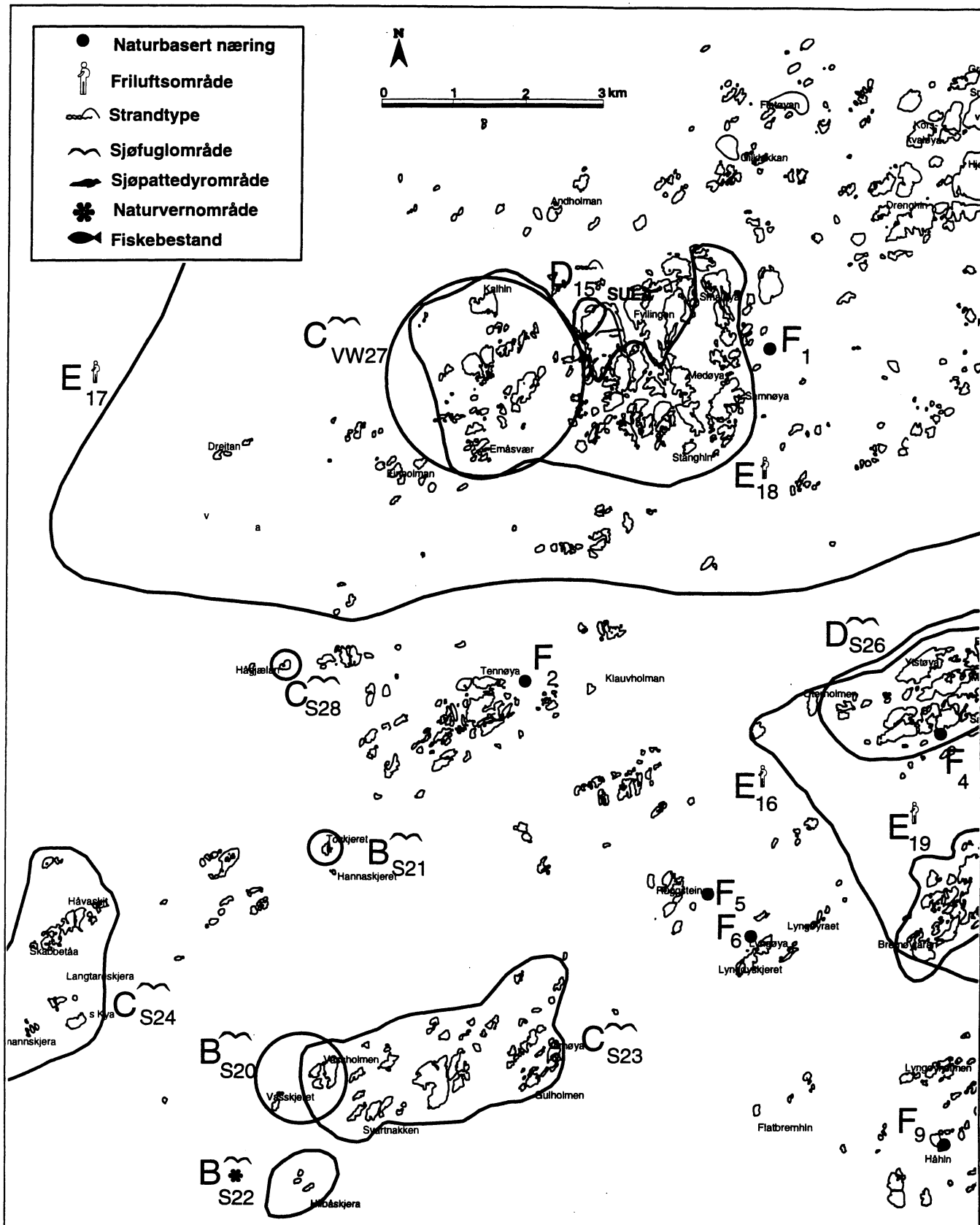
drettsanlegg, og det ble derfor funnet tilstrekkelig her bare å omtale to av dem (vilkårlig valgt) i tabellen. Fem andre ressurser ble også vurdert, men i tråd med prinsippet er disse ikke tegnet ut på kartet, siden de alle fikk modellverdien $P = 0$. De skal dermed ikke prioriteres i forhold til den akutte oljevernberedskapen. Denne konklusjonen ble nådd for følgende ressurser:

- Laksenøter (1-1-0-3-2)
- Kystfiske etter torsk (2-1-1-0-0)
- Kystfiske etter sei (2-1-1-0-0)
- Krabbefiske (2-1-1-1-0)
- Tareforekomster *Laminaria* spp. (2-2-2-1-0)

De brukte faktorverdiene er angitt i parentes (i MOB-rekkefølge). Verdiene viser at bare én av ressursene (laksenøter) utelukkes med begrunnelse i at verneverdien ble vurdert som ubetydelig ($V_{III} = 0$). To av ressursene (kystfiskeriene etter torsk og sei) ble ikke betraktet som sårbare overfor oljesøl ($V_{IV} = 0$), mens fire ressurser kunne utelukkes pga. manglende tiltaksmuligheter ($V_V = 0$). Det siste argumentet var i første rekke basert på at ressursene dekker så store arealer at aktuelle, særskilte tiltak ikke ble funnet.

Tabell 9. Dokumentasjon av miljøressurser som er presentert i figur 1, med tilhørende faktorverdier (i stigende rekkefølge) i MOB-modellen (G. Bangjord & K.E. Fremo pers. medd.) – Details of environmental resources presented in figure 1, including the respective factor values (in ascending order) used in the MOB model.

Ref. Ref	Prioritet Priority	Faktorverdier Factor values	Ressurstype Resource	Lokalitetsnavn Locality names	Koordinater Coordinates	Kommentarer Comments
Hele året						
1	F	1-1-1-2-1	Fiskeoppdrett	Snesholmen	32VMR753799	Oppdrettsanlegg for laks.
4	F	1-1-1-2-1	Fiskeoppdrett	Sæterøya	32VMR747779	Oppdrettsanlegg for laks.
15	D	2-2-2-2-1	Strandeng	Store Sula NV	32VMR729731	Beskyttede, smale våger med landhevingsstrand.
16	E	2-2-1-2-1	Friluftsområde	Vågsvær, Lyngvær, Tjørnøya	32VMR790740	Stort øyområde mellom Frøya og Sula. Sammenfallende med naturvernområde (Edna-område).
17	E	2-2-1-2-1	Friluftsområde	Sula-Mausundvær	32VMR760840	Skjærgårdspark med rike forekomster av sjøfugl og sel. (Frída-område).
18	E	2-2-1-2-1	Friluftsområde	Sula	32VMR730790	Kommunalt friluftsområde.
19	E	2-2-1-2-1	Friluftsområde	Gåsøya	32VMR780725	Kommunalt friluftsområde.
Vår						
V27	C	2-2-2-3-1	Sjøfuglområde	V for Sula	32VMR715795	Gruntvannsområde. Viktig overvintrings- og rasteområde for sjøfugl (toppskarv, siland, teist, steinstrandsvadere).
Sommer						
S20	B	2-2-3-3-1	Storskarvkoloni	Vassholmen	32VMR688697	En av landets sørligste storskarvkolonier.
S21	B	2-2-3-3-1	Storskarvkoloni	Toskjeret	32VMR695731	En av landets sørligste storskarvkolonier.
S22	B	2-2-3-3-1	Storskarvkoloni	Hilbåskjera	32VMR692683	Norges sørligste storskarvkoloni og den største i denne delen av Frøya kommune (678 par i 1992). Foreslått vernet. Glattskurte holmer uten høyere vegetasjon.
S23	B	2-2-3-3-1	Sjøfuglområde	Humlingsvær	32VMR710700	Hekkeområde for storskarv (87 par i 1992), svartbak (100 par i 1992), rødnebbterne, fiskemåke, gråmåke og grågås. Raste- og beiteområde for mytende og trekkende grågjess.
S24	B	2-2-3-3-1	Sjøfuglområde	Kya	32VMR659718	Hekkeområde for teist og ærfugl. Sterk kulturpåvirkning, dominert av tradisjonell småhus-/sjøhus-bebyggelse.
S26	D	2-2-2-2-1	Sjøfuglområde	Lyngværet	32VMR775752	Viktig hekke- og rasteområde for grågås. Store hekkebestander av fiskemåke, tyvjo og rødnebbterne.
S28	C	2-2-2-2-1	Storskarvkoloni	Håggjælan	32VMR685756	En av landets sørligste storskarvkolonier (122 par i 1992).
Vinter						
W27	C	2-2-2-3-1	Sjøfuglområde	V for Sula	32VMR715795	Gruntvannsområde. Viktig overvintringsområde for sjøfugl (toppskarv, siland, teist, steinstrandsvadere).



Figur 1. Eksempel på beredskapskart for akutte oljevermaksjoner i Sula-området (Frøya kommune, Sør-Trøndelag). Kartet er utarbeidet av B. Myren og K.E. Fremo ved Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Sør-Trøndelag. Ressurskodene refererer til tabell 9 (med unntak for noen av ressursene med F-prioritet). – Example of a contingency map for acute oil spill actions in the Sula area (municipality of Frøya, Sør-Trøndelag county). The map was prepared by B. Myren and K.E. Fremo at the County Environmental Protection Department in Sør-Trøndelag. Codes for resources refer to table 9 (with exceptions for some of the resources with priority F).

5 Oppfølging

Denne rapporten vil forhåpentlig bidra til å fokusere en konstruktiv debatt om hvordan vi best ivaretar miljøhensyn i oljevernberedskapen. En av forutsetningene for å lykkes er å finne frem til et konsist, formålstjenlig og omforent begreps- og modellapparat, og bruke dette verktøyet til å utrede miljøressursenes innbyrdes vektning så langt som mulig før akutsituasjonene oppstår.

Det er flere viktige forhold som ikke er berørt spesielt i denne rapporten, men som vil ha avgjørende betydning for det videre arbeid med å styrke miljøhensyn i oljevernet. Foruten å videreføre en videre bevisstgjøring og opplæring av nøkkelpersonellet i oljevernberedskapen, bør forvaltningsmyndighetene bl.a. ta spesielt ansvar for å

- ◆ sikre tilstrekkelig kartlegging av de mest sårbare ressursene i samtlige beredskapsområder.
- ◆ sikre en regelmessig oppdatering av de viktigste miljødataene som ligger til grunn for beredskapsplanene.
- ◆ innarbeide planer for iverksettelse av undersøkelser som kan avdekke skadeomfanget av de enkelte uhellene.
- ◆ etablere ordninger som sikrer at faglig kompetanse så raskt som mulig blir knyttet til oljevemaksjoner i forbindelse med større utslipp.

Betydningen av disse forholdene er innlysende, men like fullt er de langt fra tilfredsstillende oppfylt. Det er nærliggende å bruke sjøfugl som eksempel:

De mest omfattende hullene i vår kunnskap om norske sjøfuglers utbredelse i antall, tid og rom finner vi, paradoksalt nok, i kystområdene innenfor våre største produksjonsfelt for olje. I landet forøvrig blir datagrunnlaget stadig mer foreldet, etter at kartleggings-boomen i forbindelse med konsekvensanalysene i 1980-årene forlengst er over (Follestad 1993). Undersøkelser som fullt ut kan avdekke skadeomfang på sjøfugl på en tilfredsstillende måte er ikke gjennomført etter noe uhell på norskekysten. Årsaken er enkel. For å avdekke det kvantitative omfanget av enkelte typer skader er det helt avgjørende å komme igang med de rette undersøkelsene i løpet av timer (i høyden 1-2 dager) etter at utslippet er et faktum. Men, de nødvendige undersøkelsene i ulike situasjoner har aldri blitt skikkelig forhåndsprosjektert, og i en akutsituasjon er det altfor sent å begynne fra «scratch». Dermed glipper mulighetene.

Vi mangler altså en gjennomarbeidet beredskapsplan for slike «akutte miljøundersøkelser». Dette er ekstra forstemmende siden disse hendelsene også er de beste sjansene til å innhente mer kunnskap om oljens effekter ved ulike miljøbetingelser, erfaringer som i neste omgang ville sette oss i stand til å utnytte oljevernet på en bedre måte. For sjøfugl er effektstudier av oljesøl i naturlige omgivelser knapt gjennomført i noen skala (Lorentsen & Anker-Nilssen 1993).

Pprosjektet har tatt tak i noen av utfordringene i denne prosessen, for å bringe dem videre til en diskusjon i berørte

og interesserte miljøer. Norge er en av verdens fremste og teknisk mest skolerte oljeprodusenter, og har flere ganger påberopt seg å besitte verdens beste oljevernberedskap, både mht. utstyr, plan og kompetanse. I lys av dette er det noe av et tankekors å oppdage hvor mye jomfruelig mark som finnes i forhold til de spørsmål dette arbeidet har berørt.

6 Litteratur

- Anker-Nilssen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. - Viltrapport 44: 1-114.
- Anker-Nilssen, T. 1991. Skader på sjøfugl i Alaska etter oljeutslippet fra *Exxon Valdez* i mars 1989. - NINA Oppdragsmelding 89: 1-38.
- Anker-Nilssen, T., Bakken, V. & Strann, K.-B. 1989. Konsekvensanalyse olje/sjøfugl ved petroleumsvirksomhet i Barentshavet sør for 74°30'N. - Viltrapport 46: 1-99.
- Anker-Nilssen, T., Østnes, J.E., Smiseth, P.T. & Heggberget, T.H. 1994. Mulige konsekvenser for sjøfugl ved petroleumsvirksomhet på Nornefeltet, Midt-norsk sokkel. - NINA Oppdragsmelding 260: 1-66.
- Anon. 1989. (Uten tittel). Utkast til mal for miljøprioriteringer i oljevernberedskapen. - Notat, DN, Trondheim. 6+2 s.
- Christie, H. & Berge, J.A. i manuskript. In situ experiments on recolonization of intertidal mudflat fauna to sediment contaminated with different levels of oil.
- Finstad, B. 1992. Effekt av olje på anadrom laksefisk. Konsekvensutredning for Skagerrak-Nordsjøen øst for 7°Ø og Midt-norsk sokkel. - Norsk institutt for naturforskning (rapport til AKUP), Trondheim. 46 s.
- Follestad, A. 1993. Sjøfuglkartverket. Dekningsgrad og alder på dataene i kyst-databasen. - NINA Oppdragsmelding 237: 1-50.
- Fossum, P. & Øiestad, V. 1992. De tidlige livsstadiene hos fisk i møte med trusselen fra petroleumsvirksomheten. Sluttrapport fra Havforskningsinstituttets egg og larveprogram - HELP (1985-1991). - Havforskningsinstituttet, Bergen. 78 s.
- Fremstad, E. & Elven, R. 1987. Enheter for vegetasjonskartlegging i Norge. - Økoforsk Utredning 1987,1:
- Hansen, O., Punsvik, T., Denstad, J.-P., Idås, K., Stusvik, H. & Tvedt, S. 1992. Fylkesmannens miljøvernvedlegg sin plass i offentlig oljevern. En vurdering av status og behov, samt forslag til konkrete tiltak og retningslinjer. - Rapport, SFT/DN/MVA Vest-Agder, Mandal. 48 s.
- Leinaas, H.-P. & Christie, H. 1991. Innvirkning av olje på strukturerende prosesser i littoralsonen - bløtbunn. - I Barrett, R.T., red. Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO). Sluttrapport. - NINA Forskningsrapport 17: 24-41.
- Lorentsen, S.-H. & Anker-Nilssen, T. 1993. Behaviour and oil vulnerability of Fulmars *Fulmarus glacialis* during an oil spill experiment in the Norwegian Sea. - Mar. Pollut. Bull. 26,3: 144-146.
- Lorentsen, S.-H., Anker-Nilssen, T., Kroglund, R.T. & Østnes, J.E. 1993. Konsekvensanalyse olje/sjøfugl for petroleumsvirksomhet i norsk del av Skagerrak. - NINA Forskningsrapport 39: 1-84.
- Moe, K.A. 1993. Skadevirkninger av akutte oljesøl. «State of the art». Marint miljø. - Rapport 138-93-1, Cooperating Marine Scientists, Billingstad. 114 s.
- SFT (Statens forurensingstilsyn) 1984. Håndbok i strandrensing - opprensing av oljesøl på strender. - SFT, Oslo. 105 s.
- SFT (Statens forurensingstilsyn) 1986. Beredskapsplan for vern mot akutt forurensning. - SFT, Horten.
- Sjøtun, K. & Lein, T.E. 1991. Effekt av olje på beskytta hardbotn-streder - eksperimentelle studier av prosesser under gjenoppbygginga av grisetangsamfunn. - I Barrett, R.T., red. Forskningsprogram om biologiske effekter av oljeforurensning (FOBO). Sluttrapport. NINA Forskningsrapport 17: 7-23.
- Thomassen, J., red., Båmstedt, U., Jenssen, B.M., Mariussen, Å., Moe, K.A. & Reiersen, J.E. 1993. Letevirksomhet i Skagerrak, Nordsjøen øst for 7°Ø. Konsekvensutredning for miljø, naturressurser og samfunn. - Nærings- og energidepartementet, Oslo. 114 s.
- Thomassen, J., red., Båmstedt, U., Jenssen, B.M., Mariussen, Å., Moe, K.A. & Reiersen, J.E. 1993. Åpning av Trøndelag I Øst, Nordland IV, V, VI og VII, Mørebasenget, Vøringbasenget I og II for letevirksomhet. Konsekvensutredning for miljø, naturressurser og samfunn. - Nærings- og energidepartementet, Oslo. 132 s.

310

nina
oppdrags-
melding

ISSN 0802-4103
ISBN 82-426-0518-1

Norsk institutt for
naturforskning
Tungasletta 2
7005 Trondheim
Tel. 73 58 05 00