



**Etterkantundersøkelser
etter akutt oljeforurensning i
marint miljø**

TA-1657/2000
ISBN 82-7655-173-4

VEILEDNING 99:05

Statens forurensningstilsyn



Postadresse: Pb. 8100 Dep, 0032 OSLO
Kontoradresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00 Telefax: 22 67 67 06
Organisasjonsnr.: 970 935 657
<http://www.sft.no/bestilling.html>

Utførende institusjon: Alpha miljørådgivning ¹ , Rogalandforskning ² Norsk institutt for naturforskning ³ Norsk institutt for vannforskning ⁴ SINTEF Kjemi ⁵ , Universitetet i Tromsø ⁶ Havforskningsinstituttet ⁷	Kontaktperson SFT Geir Lenes		ISBN-nummer 82-7655-173-4
	Avdeling i SFT Beredskap og kontroll		TA-nummer TA-1657/99
Oppdragstaker prosjektansvarlige Kjell Are Moe	År 1999	Sidetall 95 + vedl.	SFTs kontrakt nummer
Utgiver Statens forurensningstilsyn	Prosjektet er finansiert av SFT		
Forfatter: Kjell A. Moe ¹ , Odd Ketil Andersen ² , Tycho Anker-Nilssen ³ , Torgeir Bakke ⁴ , John Artur Berge ⁴ , Arne Bjørge ³ , Per J. Brandvik ⁵ , Hartvig Christie ³ , Per S. Daling ⁵ , Bengt Finstad ³ , Svein-Håkon Lorentsen ³ , Egil Lund ³ , Alf G. Melbye ⁵ , Truls Moum ⁶ , Svein Ramstad ⁵ , Bjørn Serigstad ⁷ , Geir Morten Skeie ¹ & Odd Stabbetorp ³			
Tittel – norsk og engelsk Etterkantundersøkelser etter akutt oljeforurensning i marint miljø Guidelines for the monitoring of acute oil spills in the marine environment			
Sammendrag – summary Veiledningen beskriver kjemiske og biologiske undersøkelser under og i etterkant av akutte oljeforurensningsepisoder i det marine miljø. Formålet er å gi en oversikt over best tilgjengelige metoder for å dokumentere miljøskader og omfanget av disse, gjeldende for naturressurser som erfaringsmessig rammes av denne type forurensning. Metodene er i hovedsak basert på erfaringer fra historiske forurensningsepisoder og regulær miljøovervåking, samt metoder som fremgår i fagfora som AMAP, ICES, OSPAR etc. This guideline forms an outline of relevant chemical and biological monitoring methods for implementation on course of, or after (in the aftermath of) acute oil pollution in the marine environment. The guideline aims to present the best available methods for documentation of damage on natural resources likely to be affected. The methods are based on historical oil spill experience and regular environmental monitoring as in national monitoring programs and AMAP, ICES, OSPAR etc.			
4 emneord Akutt oljeforurensning Marint miljø Miljøundersøkelser Metoder	4 subject words Acute oil pollution Marine environment Environmental monitoring Methods		

FORORD

Oljeforurensning kan under gitte forhold representere en alvorlig trussel for ulike livsformer i marint miljø. Både i offshore virksomhet og ved transport av oljeprodukter legges det betydelig vekt på å unngå akutte utslipp. Til tross for dette har det funnet sted større og mindre oljeforurensningsepisoder i Norge og i verden for øvrig i de siste 20-30 år. Større oljeutslipp som fra *Torrey Canyon*, *Amoco Cadiz*, *Bravo* utblåsing, *Exxon Valdez*, *Braer* og *Sea Empress* har alle fått betydelig oppmerksomhet og medført bekymring for naturmiljøet, rekreasjonsinteresser og for kommersiell virksomhet i utslippsområdene.

Virkingen(e) av større akutte oljeutslipp har vært dokumentert i en rekke enkeltarbeider og større undersøkelser både nasjonalt og internasjonalt, men valg av metodikk og gjennomføring av undersøkelsene har ofte gjort det vanskelig å sammenligne resultatene. For å kunne vurdere effekten av det enkelte akutte oljeutslipp, samt øke forståelsen av hva ulike tiltak representerer i form av avlastning/belastning for miljøet, er det av interesse å etablere en rettleiding for etterkantundersøkelser. Etterkantundersøkelser vil naturlig inngå som en del av sanerings- og/eller restaureringsfasen, men det må imidlertid understrekes at det i denne forbindelse ikke trekkes noen klar grense mellom de ulike fasene.

SFT inviterte utvalgte institusjoner til å legge fram forslag til prosjekt for vitenskapelige undersøkelser etter akutte oljeutslipp i marint miljø. Målsettingen med veiledningen er:

1. å etablere et system for å dokumentere skadevirkninger på miljøressurser etter akutte oljeutslipp i marint miljø
2. å kunne fremskaffe gode metoder for vurdering av effekten av ulike tiltak i forbindelse med bekjempelse og sanering etter akutte oljeutslipp
3. å muliggjøre en hurtig igangsettelse av forhåndsprosjekterte etterundersøkelser med kvalifisert personell

Det er lagt vekt på metoder hvor utsagnskraften i resultatene er antatt å være stor. Arbeidet har gitt god oversikt over tilgjengelig metodikk som grunnlag for å gjennomføre målrettet etterkantundersøkelse. For flere viktige miljøressurser er det ikke utarbeidet metodikk med tilstrekkelig utsagnskraft som umiddelbart kan iverksettes gitt en større hendelse med akutte utslipp av oljeprodukter i marint miljø.

Dokumentet er organisert med en innledende Del A, hvor det belyst en del overordnede forutsetninger, rammebetingelser og gitt en sammenfatning av delundersøkelsenes mål og strategi. Den faglige bakgrunnen for og den praktiske gjennomføringen av undersøkelsene er beskrevet i detalj i Del B. Avslutningsvis er det gitt en oversikt over kilder til historiske miljødata.

Arbeidet er utført av en bredt sammensatt prosjektgruppe med følgende deltagere og ansvarsområder (iht. den tematiske organiseringen av veiledningen):

Ansvarlige	Ansvarsområder	Institusjoner
Kjell A. Moe Geir M. Skeie Alf G. Melbye Per S. Daling Per J. Brandvik Svein Ramstad Odd Stabbetorp	Redaksjon & informasjonsbehandling Oljens skjebne	Alpha Miljørådgivning SINTEF Kjemi
Torgeir Bakke John Arthur Berge Hartvig Christie	Strand - sprutsone Strand - tidevannssone Strand - sjøsone	Norsk institutt for naturforskning Norsk institutt for vannforskning Norsk institutt for naturforskning
Bjørn Serigstad Bengt Finstad Egil Lund Tycho Anker-Nilssen Svein-Håkon Lorentsen Truls Moum Arne Bjørge	Plankton & marin fisk Anadrom laksefisk Sjøfugl	Havforskningsinstituttet Norsk institutt for naturforskning Norsk institutt for naturforskning
Odd Ketil Andersen	Marine pattedyr Effektmålinger	Universitetet i Tromsø Norsk institutt for naturforskning (Havforskningsinstituttet fom. 1.1.99) Rogalandsforskning

På bakgrunn av en stadig utvikling bl.a. mht. feltmetodikk, statistiske metoder og analyseteknikker vil det være nødvendig at fagpersonell og personell i forvaltningen som skal arbeide med slike problemstillinger stadig holder seg ajour. Dette betyr også at gjeldende veiledning kan bli gjenstand for gjennomgang og revisjon i årene som kommer.

SFT, august 1999

SAMMENDRAG

Foreliggende rapport er utarbeidet på oppdrag av SFT, og representerer en veiledning for kjemiske og biologiske undersøkelser under og i etterkant av akutte oljeforurensningsepisoder i det marine miljø (Etterkantundersøkelser). Formålet er å gi en oversikt over best tilgjengelige metoder for å dokumentere miljøskader og omfanget av disse, gjeldende for naturressurser som erfaringsmessig rammes av denne type forurensning; hhv. strandsamfunn og -habitater, plankton, marin og anadrom fisk, sjøfugl og marine pattedyr. Metodene er i hovedsak basert på erfaringer fra historiske forurensningsepisoder og regulær miljøovervåking, samt metoder som fremgår i fagfora som AMAP, ICES og OSPAR. Det er lagt vekt på metoder som er utprøvet og dokumentert, og hvor utsagnskraften i resultatene er antatt å være stor.

Beskrivelsene av delundersøkelsene er organisert i to deler. I Del A er det presentert et utvalg overordnede forutsetninger og rammebetingelser for undersøkelsene. Dette gjelder bl.a. prinsipper og definisjoner, innledende (forberedende) aktiviteter, anvendelse av historiske data, krav til utstyr, kompetanse og dokumentasjon, samt rutiner og formater for utveksling av informasjon mellom de ulike aktørene. I tillegg er det gitt et kortfattet sammendrag av delundersøkelsenes mål og strategi. Alle metodebeskrivelsene er organisert tematisk, dvs. ressurs for ressurs. Tidsfaktoren er indikert på ressursnivå ved å angi tidsvinduet for når de enkelte undersøkelser bør iverksettes. I Del B er den faglige bakgrunnen og forutsetninger for valg og prioritering av prøvetakingsstrategier og selve prosedyrene for gjennomføring av undersøkelsene beskrevet i detalj. En oversikt over aktuelle historiske data er gitt i Vedlegg I, mens standardiserte skjema for utveksling av utvalgte datasett til et skreddersydd informasjonssystem er presentert i Vedlegg II.

Dagens metoder varierer fra ressurs til ressurs. For enkelte ressurser er metodeapparatet gjennomprøvet og dokumentert, mens for andre ressurser er metodene mer premature. Dette er reflektert ved at metodebeskrivelsene for førstnevnte grupper er relativt kortfattet, mens de andre gruppene dekkes mer utførlig. De skisserte metodene har også svakheter, presisjonsnivået kan være lavt og enkelte elementer kan være mangelfulle. Veiledningen bør derfor være gjenstand for regelmessig oppdatering.

INNHold

INNLEDNING	10
BAKGRUNN; VEILEDNINGENS FORMÅL.....	10
FORUTSETNINGER & BEGRENSNINGER.....	10
VEILEDNINGENS STRUKTUR & INNHold.....	13
REFERANSER.....	14
A1. PRINSIPPER & DEFINISJONER	17
A2. INNLEDENDE AKTIVITETER & RAMMEBETINGELSER	22
2.1 GRUNNLEGGENDE FORUTSETNINGER.....	22
2.1.1 <i>Oljens skjebne</i>	22
2.1.2 <i>Naturressurser</i>	23
2.2 KRAV TIL INFORMASJONSUTVEKSLING.....	23
2.3 KRAV TIL UTSTYR, ORGANISERING & SIKKERHET	23
2.4 KRAV TIL KOMPETANSE	24
2.5 KVALITETSSIKRING.....	25
2.5.1 <i>Krav til dokumentasjon</i>	25
2.6 RAPPORTERING.....	26
2.6.1 <i>Løpende rapportering</i>	26
2.6.2 <i>Status- & sluttrapporter</i>	26
A3. INFORMASJONSBEHANDLING	28
3.1 FORUTSETNINGER.....	28
3.1.1 <i>Utførelse</i>	28
3.1.2 <i>Bruk</i>	28
3.1.3 <i>Rutiner & funksjoner</i>	29
3.2 INFORMASJONSTYPER.....	29
3.3 DATASTRUKTUR.....	29
3.3.1 <i>Overordnet struktur</i>	29
3.3.2 <i>Tabellstrukturer</i>	30
3.4 NOMENKLATUR & REFERANSER.....	30
3.5 KRAVSPESIFIKASJONER.....	30
3.5.1 <i>Tidsvinduer for implementering</i>	30
3.5.1 <i>Spesifikke krav til utstyr</i>	31
3.5.2 <i>Spesifikke krav til kompetanse</i>	31
A4. OLJENS SKJEBNE	32
4.1 MÅLSETTING.....	32
4.2 STRATEGI & PRIORITERINGER.....	32
4.3 IMPLEMENTERING	32
A5. STRAND	33
5.1 MÅLSETTING.....	33
5.2 STRATEGI & PRIORITERINGER.....	33
5.3 IMPLEMENTERING	33
A6. PLANKTON & MARIN FISK	34
6.1 MÅLSETTING.....	34
6.2 STRATEGI & PRIORITERINGER.....	34
6.3 IMPLEMENTERING	34
A7. ANADROM FISK	35
7.1 MÅLSETTING.....	35
7.2 STRATEGI & PRIORITERINGER.....	35
7.3 IMPLEMENTERING	35
A8. SJØFUGL	36
8.1 MÅLSETTING.....	36
8.2 STRATEGI & PRIORITERINGER.....	36

8.3	IMPLEMENTERING.....	36
A9.	MARINE PATTEDYR.....	37
9.1	MÅLSETTING.....	37
9.2	STRATEGI & PRIORITERINGER.....	37
9.3	IMPLEMENTERING.....	37
REFERANSER	38
B1.	OLJENS SKJEBNE.....	42
1.1	PRØVETAKINGSSTRATEGI; FAGLIG BAKGRUNN FOR PRIORITERINGER.....	42
1.2	SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR.....	44
1.3	SPESIFIKKE KRAV TIL KOMPETANSE.....	44
1.4	PROSEDYRE – GJENNOMFØRING.....	44
1.4.1	<i>Olje på overflaten</i>	45
1.4.2	<i>Olje i vannsøylen</i>	46
1.4.3	<i>Olje på strand</i>	46
1.4.4	<i>Olje i strandsubstrat</i>	46
1.4.5	<i>Olje i bunnsediment</i>	46
1.5	ANALYSER – LABORATORIET.....	47
1.5.1	<i>Fysikalsk-kjemiske analyser av olje og emulsjon</i>	47
1.5.2	<i>Analyse av hydrokarboner i vann</i>	47
1.5.3	<i>Oljekomponenter i strandsubstrat</i>	47
1.5.4	<i>Oljekomponenter i bunnsediment</i>	47
1.6	DATABEHANDLING.....	47
1.6.1	<i>Drivbaneberegninger</i>	47
1.6.2	<i>Beregninger av oljens skjebne/oljebudsjett</i>	48
1.7	KVALITETSKONTROLL.....	48
B2.	STRAND.....	49
2.1	PRØVETAKINGSSTRATEGI; FAGLIGE BAKGRUNN FOR PRIORITERINGER.....	49
2.1.1	<i>Sprutsonen</i>	49
2.1.2	<i>Tidevannssonen</i>	50
2.1.3	<i>Sjøsonen</i>	51
2.2	SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR.....	51
2.3	SPESIFIKKE KRAV TIL KOMPETANSE.....	51
2.4	PROSEDYRE - GJENNOMFØRING.....	51
2.4.1	<i>Sprutsone</i>	51
2.4.2	<i>Tidevannssonen</i>	53
2.4.3	<i>Sjøsonen</i>	54
2.5	ANALYSER - LABORATORIET.....	55
2.5.1	<i>Billedanalyser etter fotoregistrering</i>	55
2.5.2	<i>Analyser av biologiske prøver</i>	55
2.5.3	<i>Fysiske & kjemiske analyser</i>	56
2.6	DATABEHANDLING.....	56
2.7	KVALITETSKONTROLL.....	56
B3.	PLANKTON & FISK.....	58
3.1	PRØVETAKINGSSTRATEGI; FAGLIG BAKGRUNN FOR PRIORITERINGER.....	58
3.1.1	<i>Planteplankton</i>	60
3.1.2	<i>Dyreplankton, fiskeegg og fiskelarver (dyreplanktonet)</i>	60
3.1.3	<i>Marin fisk</i>	61
3.1.4	<i>Anadrom laksefisk</i>	62
3.1.5	<i>Tidsvinduer for implementering</i>	63
3.2	SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR.....	64
3.2.1	<i>Plankton & marin fisk</i>	64
3.2.2	<i>Anadrom laksefisk</i>	64
3.3	SPESIFIKKE KRAV TIL KOMPETANSE.....	64
3.4	PROSEDYRE – GJENNOMFØRING.....	64
3.4.1	<i>Marin fisk & plankton</i>	64
3.4.2	<i>Anadrome laksefisk</i>	65
3.5	ANALYSER – LABORATORIET.....	67
3.5.1	<i>Marin fisk & plankton</i>	67

3.5.2	<i>Anadrom laksefisk</i>	67
3.6	DATABEHANDLING.....	68
3.6.1	<i>Marin fisk & plankton</i>	68
3.6.2	<i>Anadrom laksefisk</i>	68
3.7	KVALITETSKONTROLL.....	69
3.7.1	<i>Marin fisk & plankton</i>	69
3.7.2	<i>Anadrom fisk</i>	69
B4.	SJØFUGL	70
4.1	PRØVETAKINGSSTRATEGI; FAGLIG BAKGRUNN FOR PRIORITERINGER.....	70
4.1.1	<i>Registrering av akutt skadeomfang</i>	70
4.1.2	<i>Innsamling av materiale for bestemmelse av kjønns- og aldersfordeling, populasjonstilørighet og næringsvalg til rammede individer</i>	72
4.1.3	<i>Måle effekter av avbøtende tiltak</i>	72
4.1.4	<i>Overvåke langtidseffekter i berørte populasjoner</i>	73
4.1.5	<i>Tidsvinduer for implementering</i>	74
4.2	PROSEDYRE – GJENNOMFØRING.....	75
4.2.1	<i>Prioritering av delundersøkelsene</i>	75
4.2.2	<i>Registrering av akutt skadeomfang</i>	75
4.2.3	<i>Innsamling av materiale for bestemmelse av skadebilde, kjønns- og aldersfordeling, tilstand og populasjonstilørighet til rammede individer</i>	77
4.2.4	<i>Måle effekter av avbøtende tiltak</i>	77
4.2.5	<i>Overvåke langtidseffekter i berørte populasjoner</i>	78
4.3	ANALYSER – LABORATORIET.....	79
4.3.1	<i>Bestemmelse av art, kjønn og alder og tilstand for innsamlede individer</i>	79
4.3.2	<i>Bestemmelse av populasjonstilørighet for innsamlede individer</i>	80
4.3.3	<i>Bestemmelse av de innsamlede individenes næringsvalg</i>	80
4.4	DATABEHANDLING.....	81
4.4.1	<i>Estimere akutt skadeomfang</i>	81
4.4.2	<i>Identifisere hvilke populasjoner som er rammet og estimere det relative omfang av akutte skader for hver populasjon</i>	81
4.4.3	<i>Bestemme bestandsutvikling i effektperioden</i>	81
4.4.4	<i>Estimere grad av restitusjon</i>	82
4.4.5	<i>Dokumentere effekter av avbøtende tiltak</i>	82
4.5	KVALITETSKONTROLL.....	82
4.5.1	<i>Lagring av biologisk materiale</i>	82
4.5.2	<i>Lagring av originaldata</i>	82
4.5.3	<i>Databaser for felt- og laboratoriedata</i>	82
B5.	MARINE PATTEDYR	83
5.1	PRØVETAKINGSSTRATEGI; FAGLIG BAKGRUNN FOR PRIORITERINGER.....	83
5.1.1	<i>Sel</i>	83
5.1.2	<i>Oter</i>	84
5.1.3	<i>Tidsvinduer for implementering</i>	84
5.2	SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR.....	85
5.3	SPESIFIKKE KRAV TIL KOMPETANSE.....	85
5.3.1	<i>Sel</i>	85
5.3.2	<i>Oter</i>	85
5.4	PROSEDYRE – GJENNOMFØRING.....	86
5.4.1	<i>Sel</i>	86
5.4.2	<i>Oter</i>	86
5.4.3	<i>Marine pattedyr & oter</i>	87
5.5	ANALYSER – LABORATORIET.....	87
5.5.1	<i>Post Mortem undersøkelser</i>	87
5.5.2	<i>Endokrinologiske og histopatologiske undersøkelser</i>	88
5.6	DATABEHANDLING.....	88
5.6.1	<i>Estimering av akutt skadeomfang</i>	88
5.6.2	<i>Estimere langtidseffekt og restitusjonstid</i>	88
5.7	KVALITETSKONTROLL.....	88
5.7.1	<i>Behandling og lagring av biologisk materiale</i>	88
5.7.2	<i>Behandling og lagring av originaldata</i>	89
5.7.3	<i>Databaser og analyseresultater</i>	89

REFERANSER	90
VEDLEGG I: KILDER TIL HISTORISKE MILJØDATA	98
VEDLEGG II: INFORMASJONSSYSTEMETS TABELLSTRUKTUR	104
VEDLEGG III: SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR.....	107

INNLEDNING

Foreliggende dokument utgjør en veiledning for kjemiske og biologiske undersøkelser i etterkant av akutt oljeforurensning i det marine miljø. Formålet er å gi en oversikt over tilgjengelige metoder for å dokumentere miljøskader og omfanget av disse, gjeldende for naturressurser som erfaringsmessig rammes av denne type forurensning. Det er lagt vekt på metoder hvor utsagnskraften i resultatene er antatt å være stor. Ved eventuell implementering vil resultatene danne grunnlag for vurdering av aktuelle tiltak for å begrense skadene. Dokumentet er organisert med en innledende Del A, hvor det belyst en del overordnede forutsetninger, rammebetingelser og gitt en sammenfatning av delundersøkelsenes mål og strategi. Metodene for og den praktiske gjennomføringen av undersøkelsene er beskrevet i detalj i Del B.

Bakgrunn; veiledningens formål

Akutt oljeforurensning kan forårsake store skader i det marine miljø. Enhver episode har imidlertid sin egen natur og det er få absolutter i konfliktmatrisen for marint miljø og olje. Exxon Valdez-episoden i Prince Williams Sound, Alaska (1989), viste dette tydelig, hvor det på tross av meget omfattende undersøkelser ble reist spørsmål om "Why can't science tell us more about the effects of the Exxon Valdez oil spill" (Spies 1993). En del av svaret ligger i miljøets dynamikk, med store naturlige svingninger over korte tidsvinduer og begrensede avstander. I tillegg vil det alltid være tildels betydelige huller i kunnskapen om miljøets grunntilstand. Metoder som skal avdekke avvik fra en gitt tilstand uten oljeforurensning må derfor nødvendigvis tilpasses det til enhver tid foreliggende kunnskapsnivå om naturressursene, inklusivt de respektive forekomster, deres biologiske egenskaper og økologi.

Når uhellet er ute vil det erfaringsvis oppstå stor aktivitet med å bekjempe oljen. Tiden er ofte en kritisk faktor, antallet aktører er erfaringsmessig stort og aktiviteten er gjerne hektisk. Både myndigheter og industri har derfor utarbeidet detaljerte beredskapsplaner for å møte de tekniske og operasjonelle kravene til effektiv organisering av oljevernaksjoner.

Tilsvarende krav til hurtig responstid og faglig innhold må reises for dokumentasjon av skader på miljøet. Resultatene vil være et viktig bidrag til aksjonsledelsen for vurdering av tiltak som til enhver tid bør prioriteres for å begrense skadene. *Hvordan undersøkelsene bør utføres, når de bør igangsettes og hvordan resultatene kan gjøres tilgjengelig i en beslutningsprosess er sentrale spørsmål i denne sammenheng.* Selve beslutningene vil til enhver tid være aksjonsledelsens ansvar.

I foreliggende veiledning er disse spørsmålene forsøkt ivaretatt, hvor arbeidets målsetting er å:

- ✓ *presentere en oversikt over metoder for undersøkelser som kan iverksettes under og i etterkant av episoder med akutt oljeforurensning i marint miljø mhp. å dokumentere skade(r) og skadeomfang på en eller flere naturressurser i tidsvinduet fra skaden inntreffer til ressursen er restituert (jf. kap. A1 for definisjoner).*

Metodene er i hovedsak basert på erfaringer fra historiske forurensningsepisoder og regulær miljøovervåking. I tillegg er det skissert metoder som fremgår i fagfora som AMAP, ICES og OSPAR. Det er lagt vekt på metoder hvor utsagnskraften i resultatene er antatt å være stor.

Etterkantundersøkelsene, i form av behovet for kunnskap om miljøets før-tilstand så vel som om forholdene etter selve episoden, peker naturlig mot miljøovervåking som en overordnet funksjon.

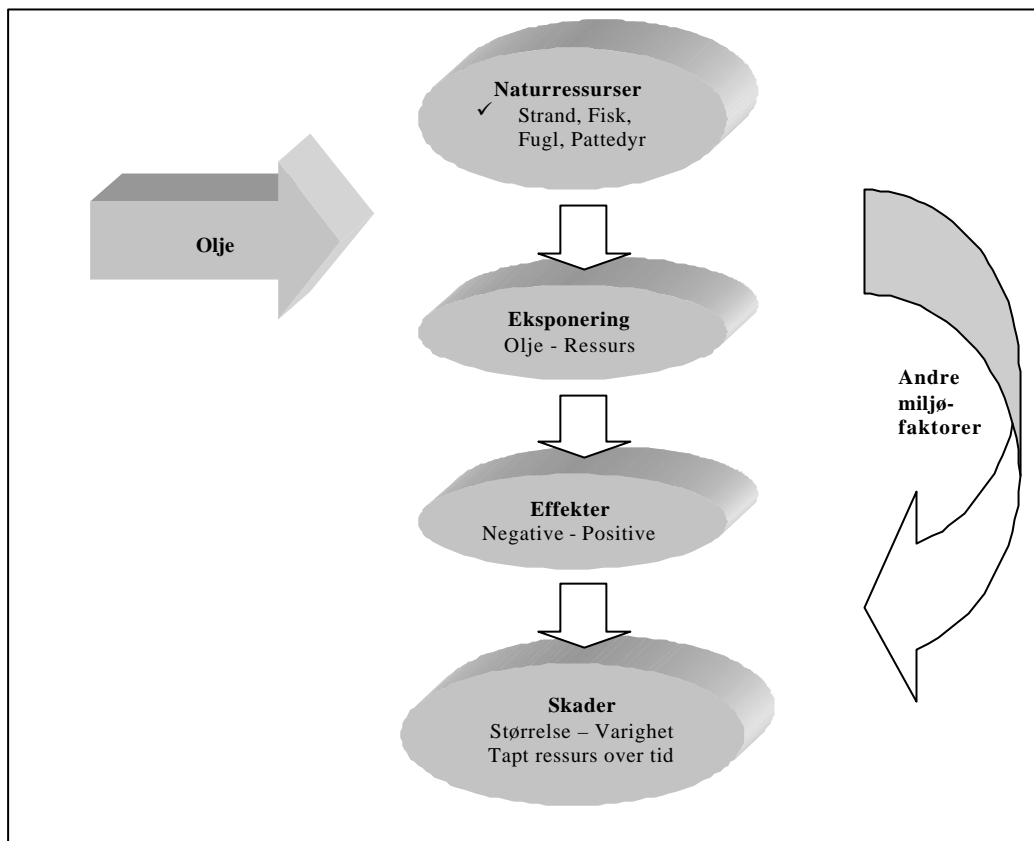
Forutsetninger & begrensninger

Akutt oljeforurensning i det marine miljø kan i praksis ramme "alle" deler av økosystemet. Sårbarheten varierer imidlertid fra ressurs til ressurs, men som regel er det naturressursene knyttet til sjøoverflaten, de øvre deler av vannsøylen og stranda som blir utsatt for den hardeste belastningen. Gjennom myndighetenes arbeid med forvaltning og vern av naturressurser er det gjerne gitt kriterier for vurdering av ressursenes økologiske verdi. Tilsvarende hensyn er integrert i norsk oljevernberedskap (Anker-Nilssen 1994; SFT & DN 1996). Disse forholdene, i praksis som et uttrykk for prioritering, er lagt til grunn for utvalget av naturressurser som dekkes av foreliggende veiledning, dvs.:

- ✓ *naturressurser som erfaringsmessig rammes av akutt oljeforurensning; inkl. en samlet vurdering av deres respektive sårbarhet og økologiske verdi.*

Olje kan som kjent gå inn i den biologiske organisasjonsstrukturen og forårsake effekter på flere nivåer. På hvert nivå er det utviklet

forskjellige mål for angivelse av effekter, endringer og skade; mål som tradisjonelt er gjenstand for debatt blant ulike aktører og interessehavere. I denne sammenhengen er det tatt utgangspunkt i en del enkle, men anerkjente prinsipper. Hovedtrekkene er skissert i figur 1 og nærmere utdypet i det følgende.



Figur 1. Interaksjoner akutt oljeforurensning – marine ressurser.

Gitt akutt oljeforurensning i det marine miljø, må oljen og miljøkomponentene reagere sammen over tid for at det skal oppstå effekter. Dvs. det må foregå en eksponering. Effektene er i praksis naturressursenes svar på eksponeringen. Både oljen og ressursene endrer seg imidlertid over tid. Effektene vil således stå i forhold til den til enhver tid rådende tilstand av olje og ressurs ved eksponering – initielt så lenge de overlapper i det gitte influensområdet – suksessivt så lenge det er avvik i miljøfaktorer og -parametere mellom påvirkede og upåvirkede områder.

Effektene kan i prinsippet være positive eller negative – direkte eller indirekte – og vil variere fra nivå til nivå så vel som fra ressurs til ressurs. Hvis effektene påvirker energi-

strømmene (fluksene) i økosystemet kan det oppstå skader på en eller flere bestander, populasjoner og/eller samfunn. Det samlede skadeomfanget kan således utledes som en funksjon av (jf. Lein et al. 1992):

- ✓ *skadens størrelse (alvor)*
- ✓ *skadens varighet.*

Størrelse og varighet av en skade vil gjenspeiles i endringer på bestands-, populasjons- og/eller samfunnsnivå, som et resultat av effekter på reproduksjon, overlevelse og migrasjon (Moe et al. 1999). Dette innebærer en integrering av direkte og indirekte effekter i samsvar med etablerte normer for denne type vurderinger (McIntyre et al. 1978; Sakshaug et al. 1992). Mønsteret for skadeutviklingen er utdypet i kap.

A1. *Den geografiske utstrekningen av det påvirkede området utgjør i denne sammenheng ytterligere en dimensjon.*

Det er imidlertid viktig – men også svært vanskelig – å skille mellom effekter av oljen og effekter av andre miljøfaktorer. Metodene bør derfor reflektere de sentrale miljøfaktorenes påvirkning av energi- eller materialstrømmene i systemet, hvor:

- ✓ *oljen betraktes som en miljøfaktor på linje med øvrige drivende krefter i økosystemet.*

Denne tilnærmelsen reflekterer et “dose-respons” forhold på linje med økotoksikologisk forståelse av miljøstress (f.eks. Bayne et al. 1985; Underwood & Peterson 1987; Amdur et al. 1991; Sakshaug et al. 1992; Rand 1995). Forutsatt prinsippet om en tålegrense, er det imidlertid ikke gitt at skadene står i direkte forhold til mengde olje. Dette har vist seg ved flere historiske hendelser; omfattende skader kan oppstå selv ved mindre oljemengder (Teal & Howarth 1984; Spies 1987; Anker-Nilssen et al. 1988; Moe et al. 1993).

Utfra prinsippet om eksponering blir kunnskapen om oljens fordeling i tid og rom en kritisk faktor for utviklingen av skadeomfanget.

- ✓ *Det er derfor lagt opp til et eget program for å følge oljens spredning og drift såvel som de fysiske-kjemiske endringer som følger av oljens forvitring.*

Denne informasjon øker sin betydning hvis den integreres i den løpende planleggingen og utførelsen av miljøundersøkelsene.

- ✓ *Dette er ivaretatt ved et skreddersydd system for informasjonsflyt, hvor resultater fra målinger av oljens skjebne lagres i et georeferert format med rutiner for løpende rapportering til skadestedsleder og ansvarlige aktører for etterkantundersøkelsene.*

Det er kjent at oljeverntiltak kan øke skadeomfanget, dvs. at effektene av tiltak og olje samlet kan være mer alvorlige enn effektene av oljen alene. Dagens kunnskap på dette feltet er imidlertid begrenset. Systemet er derfor ment å ivareta informasjon om hvilke skadebegrensende tiltak som faktisk gjennom-

føres, f.eks. i form av strandrensning. I tillegg er det laget rutiner for løpende rapportering av utvalgte resultater fra etterkantundersøkelsene. Dette åpner for muligheten til å utvikle meningsfulle relasjoner mellom mengde olje, berørt område og skadeomfang. Informasjonssystemet utgjør således også dokumentasjonsgrunnlag for evaluering av de samlede tiltak som iverksettes under og i etterkant av en akutt forurensningsepisode og de påviste skader.

Dokumentasjon av skadeomfanget vil utvilsomt på det metodiske grunnlaget for etterkantundersøkelsene. Ressursene som eventuelt settes inn er i tillegg et økonomisk spørsmål som ikke er vurdert i denne sammenheng. Innen mange fagfelt er det imidlertid påvist svakheter med eksisterende metoder, og utsagnskraften i resultatene er derfor ikke optimale.

- ✓ *Metodene som er beskrevet i foreliggende veiledning er like fullt vurdert å være blant de best tilgjengelige (egnede).*

Forskning og utvikling flytter imidlertid hele tiden grenser, noe som aksentuerer behovet for at veiledningen bør være gjenstand for en kontinuerlig oppdatering.

Selve utførelsen av undersøkelsene er en viktig forutsetning for opprettholdelse av utsagnskraften. Det stilles derfor krav til den faglige kompetanse hos de som skal utføre studiene. En del av disse kravene er tematisk belyst i foreliggende veiledning. Tiden er i denne sammenheng en kritisk faktor, og for enkelte undersøkelser er det gitt at det også kan stilles krav til operasjonaliseringen av undersøkelsene. I praksis bør undersøkelsene inngå i en helhetlig beredskapsplan for å holde responstiden på et minimum. Tidsfaktoren er indikert på ressursnivå ved å angi tidsvinduet for når de enkelte undersøkelser bør iverksettes.

Veiledningen omfatter ikke etableringen av beredskapsrutiner for å rekvirere fagpersonell og nødvendig utstyr i forbindelse med etterkantundersøkelsene. Dette er en kritisk faktor for oppstart av de mest presserende undersøkelsene. I beskrivelsen av spesifikke undersøkelser er veiledningen nødvendigvis formulert som et arbeidsverktøy myntet på personell med faglig relevant kompetanse. Den kan derfor være forholdsvis kompleks. I de fleste tilfeller vil det derfor være formålstjenlig

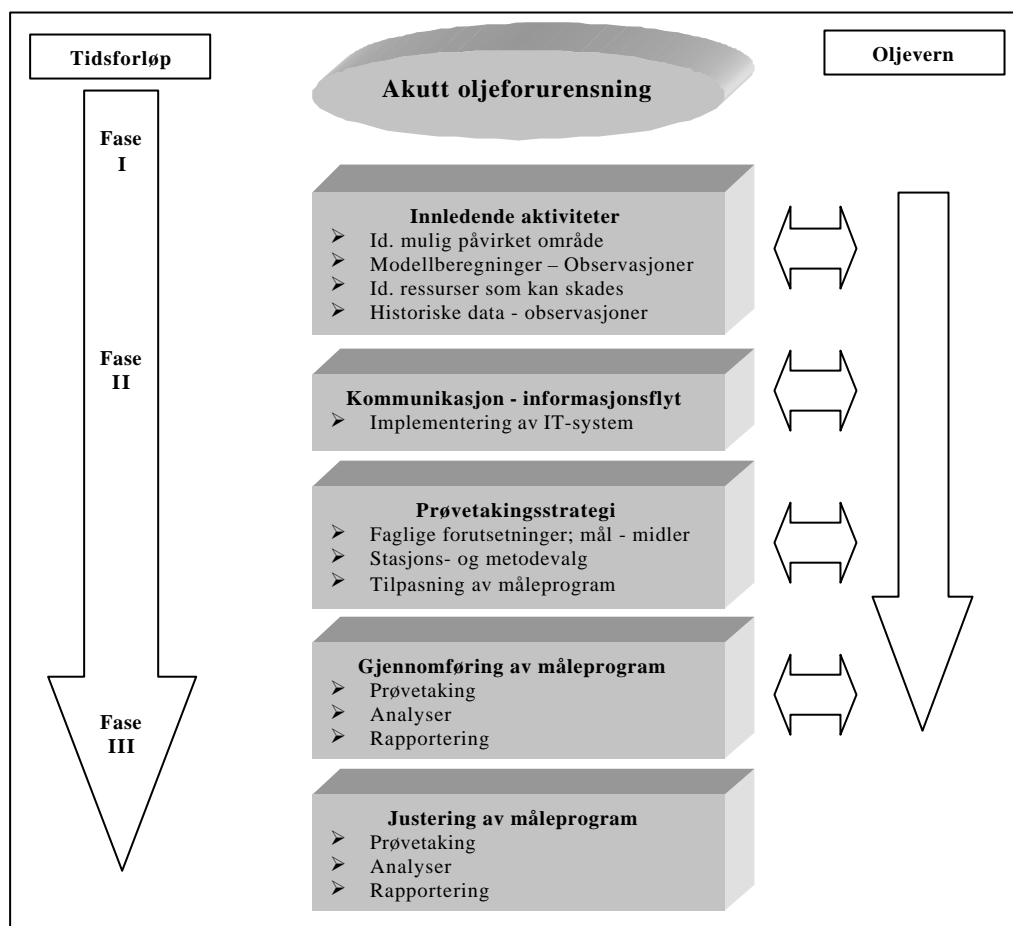
at en bredt sammensatt ekspertgruppe etableres så tidlig som mulig. Denne gruppen tildeles et overordnet rådgivende ansvar for den faglige gjennomføringen av etterkantundersøkelsene.

Veiledningens struktur & innhold

Foreliggende veiledning er utformet som en håndbok til bruk i planleggingen av undersøkelsene, under selve utførelsen og for enhetlig dokumentasjon av resultatene. Foruten å være en referanse for den enkelte delundersøkelse, skal veiledningen også kunne

anvendes ved en samlet vurdering ("sjekkliste") av resultatene.

Beskrivelsene av undersøkelsene reflekterer de forskjellige fasene (og aktivitetene) av arbeidet, fra innledende virksomhet med identifikasjon av påvirket område og ressurser som kan skades, via prøvetakingsstrategier og gjennomføring av undersøkelsene, til rapportering og kvalitetssikring av resultatene. Denne strukturen er skissert i figur 2.



Figur 2. Etterkantundersøkelser etter akutt oljeforurensning: En prinsippkisse.

Dokumentasjonen og beskrivelsene av delundersøkelsene er organisert i to deler. I Del A er det gitt en del overordnede forutsetninger og rammebetingelser for undersøkelsene. Dette gjelder bl.a. prinsipper og definisjoner, innledende (forberedende) aktiviteter, anvendelse av historiske data, krav til utstyr og kompetanse, samt rutiner og formater for utveksling av informasjon mellom de ulike aktørene. I tillegg er det gitt et kortfattet sammendrag av delundersøkelsenes mål,

strategi og tidsvinduer for gjennomføring. De respektive undersøkelsene er beskrevet i detalj (tematisk, dvs. ressurs for ressurs) i Del B. I denne delen inngår de faglige forutsetninger for valg og prioritering prøvetakingsstrategier og selve prosedyrene for gjennomføring av undersøkelsene. En oversikt over aktuelle historiske data er gitt i Vedlegg I, mens standardiserte skjema for utveksling av utvalgte datasett til informasjonssystemet er presentert i Vedlegg II.

Ressursenes spesifikke egenskaper er ivarettatt på gruppenivå, uttrykt ved strandflora og -fauna, plankton og fisk, fugl og marine pattedyr. Merk at hver enkelt ressurs er behandlet på et detaljeringsnivå som forutsetter en viss grunnleggende miljøkunnskap hos aktørene. Utfyllende informasjon er gitt som referanser.

Dagens etablerte metoder varierer imidlertid fra ressurs til ressurs. For enkelte ressurser er metodeapparatet gjennomprøvet og dokumentert, mens dette er mer begrenset for andre ressurser. Dette er reflektert ved at metodebeskrivelsene for førstnevnte grupper er relativt kortfattet, mens de andre gruppene dekkes mer utførlig. Av praktiske, redigeringsmessige årsaker er derfor en del av beskrivelsene plassert i Faktabokser og som Fotnoter. Dette må imidlertid ikke betraktes som en prioritering av den respektive informasjonen.

Referanser

- Amdur, M.O., Doull, J. & Klaasen, C.D. (eds.) 1991. Casarett and Doull's Toxicology. The Basic Science of Poisons. 4th ed. McGraw Hill Inc., New York. 1031 s.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og Svalbard. NINA Oppdragsmelding 310: 1-18
- Anker-Nilssen, T., Jones, P.H. & Røstad, O.W. 1988. Age, sex and origins of auks (Alcidae) killed in the Skagerrak oiling incident of January 1981. *Seabird* 11: 28-46.
- Bayne, B.L., Brown, D.A., Burns, K., Dixon, D.R., Ivanovici, A., Livingstone, D.R., Lowe, D.M., Moore, M.N., Stebbing, A.R.D. & Widdows, J. (eds.). 1985. The effects of stress and pollution on marine animals. Praeger, New York. 384 s.
- Lein, T.E., Hjøhlman, S., Berge, J.A., Jacobsen, T. & Moe, K.A. 1992. Oljeforurensning i Hardbunns-fjæra. Effekter av olje og forslag til sårbarhetsindekser for norskekysten. IFM-rapport 1992:23. Inst. For fiskeri- og marinbiologi, Univ. Bergen. 41 s.
- McIntyre, A.D., Bayne, B.L., Rosenthal, N. & White, I.C. 1978. On the feasibility of effects monitoring. Coop. Res. Rep. No. 75. International Council for the Exploration of Sea (ICES), Copenhagen.
- Moe, K.A., Lystad, E., Nesse, S. & Selvik, J.R. 1993. Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. SFT-rapport nr. 93:31. 114 s.
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. Alpha Miljørådgivning - Havforskningsinstituttet - Norsk institutt for naturforskning - Norsk Polarinstitutt. Alpha Rapport 1007-1. 51 s. + Web-Atlas CD-ROM.
- Rand, G.M. (ed.) 1995. Aquatic toxicology. Effects, Environmental Fate, and Risk Assessment. 2nd. ed. Taylor & Francis, London. 1125 s.
- Sakshaug, E., Bjørge, A., Gulliksen, B. Loeng, H. & Mehlum, F. (eds.) 1992. The Ecosystem of the Barents Sea. Final report from the Pro Mare research program. Norw. Research Council/Norw. Ministry of Environment. Mesna-Trykk, Lilleh. 304 s.
- SFT 1990. Manual for overvåkingsundersøkelser rundt petroleumsinstallasjoner i norske havområder. Statens forurensningstilsyn, Veiledning 90:01. 29 s.
- SFT & DN 1996. Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. Statens forurensningstilsyn og Direktoratet for naturforvaltning. Veileder.
- Spies, R. B. 1993. So why can't science tell us more about the effects of the *Exxon Valdez* oil spill? S. 1-5 i: Abstract Book, *Exxon Valdez* Oil Spill Symposium. 2-4 februar 1993, Anchorage, Alaska.
- Spies, R.B. 1987. The biological effects of petroleum hydrocarbons in the sea: Assessments from the field and microcosms. S. 411-468 i Bosch, D.F. & Rabalais, N.N. (eds.): Long-term environmental effects of offshore oil and gas development. Elsevier Appl. Sci. 708 s.
- Teal, J.M. & Howarth, R.W. 1984. Oil spill studies. A review of ecological effects. *Environm. Managem.* 8: 27-44.
- Underwood, A.J. & Peterson, C.H. 1987. Towards the ecological framework for investigating pollution. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 46: 227-234.

DEL A

OVERORDNEDE FORUTSETNINGER & FAKTORER

A1. PRINSIPPER & DEFINISJONER	17
A2. INNLEDENDE AKTIVITETER & RAMMEBETINGELSER	22
2.1 GRUNNLEGGENDE FORUTSETNINGER.....	22
2.1.1 <i>Oljens skjebne</i>	22
2.1.2 <i>Naturressurser</i>	23
2.2 KRAV TIL INFORMASJONSUTVEKSLING.....	23
2.3 KRAV TIL UTSTYR, ORGANISERING & SIKKERHET.....	23
2.4 KRAV TIL KOMPETANSE.....	24
2.5 KVALITETSSIKRING.....	25
2.5.1 <i>Krav til dokumentasjon</i>	25
2.6 RAPPORTERING.....	26
2.6.1 <i>Løpende rapportering</i>	26
2.6.2 <i>Status- & sluttrapporter</i>	26
A3. INFORMASJONSBEHANDLING	28
3.1 FORUTSETNINGER.....	28
3.1.1 <i>Utførelse</i>	28
3.1.2 <i>Bruk</i>	28
3.1.3 <i>Rutiner & funksjoner</i>	29
3.2 INFORMASJONSTYPER.....	29
3.3 DATASTRUKTUR.....	29
3.3.1 <i>Overordnet struktur</i>	29
3.3.2 <i>Tabellstrukturer</i>	30
3.4 NOMENKLATUR & REFERANSER.....	30
3.5 KRAVSPESIFIKASJONER.....	30
3.5.1 <i>Tidsvinduer for implementering</i>	30
3.5.1 <i>Spesifikke krav til utstyr</i>	31
3.5.2 <i>Spesifikke krav til kompetanse</i>	31
A4. OLJENS SKJEBNE	32
4.1 MÅLSETTING.....	32
4.2 STRATEGI & PRIORITERINGER.....	32
4.3 IMPLEMENTERING.....	32
A5. STRAND	33
5.1 MÅLSETTING.....	33
5.2 STRATEGI & PRIORITERINGER.....	33
5.3 IMPLEMENTERING.....	33
A6. PLANKTON & MARIN FISK	34
6.1 MÅLSETTING.....	34
6.2 STRATEGI & PRIORITERINGER.....	34
6.3 IMPLEMENTERING.....	34
A7. ANADROM FISK	35
7.1 MÅLSETTING.....	35
7.2 STRATEGI & PRIORITERINGER.....	35
7.3 IMPLEMENTERING.....	35
A8. SJØFUGL	36
8.1 MÅLSETTING.....	36

8.2	STRATEGI & PRIORITERINGER.....	36
8.3	IMPLEMENTERING.....	36
A9.	MARINE PATTEDYR	37
9.1	MÅLSETTING.....	37
9.2	STRATEGI & PRIORITERINGER.....	37
9.3	IMPLEMENTERING.....	37
	REFERANSER	38

A1. PRINSIPPER & DEFINISJONER

Studier av biologiske effekter og miljøskade innebærer en rekke faglige forutsetninger og forenklinger, hvor det bl.a. stilles krav til begrepsapparatet. For å møte de faglige krav til et enhetlig og mest mulig standardisert produkt, er noen av de mest brukte begrepene definert i det følgende.

Prinsipper-definisjoner

- Faglige forenklinger
- Felles begrepsapparat

Etterkantundersøkelser. Undersøkelser med formål å dokumentere skade som følge av akutt oljeforurensning til sjø på en eller flere naturressurser i tidsvinduet fra skaden inntreffer (t_0) til ressursen er fullt restituert (se **effektperiode** og **restitusjon**).

Stasjoner. Entydige stasjonære (faste) prøvetakingspunkter med geografiske referanser.

Referansestasjoner. Entydige, stasjonære (faste) prøvetakingspunkt som er uberørt av den akutte oljeforurensningen, tidligere oljeforurensning eller annen antropogen påvirkning-aktivitet. Referansestasjon **type A** tilsvarer stasjoner som ikke er berørt av olje, mens **type B** tilsvarer referansestasjoner som skjerms mot avbøtende tiltak.

Transekt. Nærmere definert (sammenhengende) linje eller belte av stasjoner lagt gjennom et avgrenset område for studier av ressursvariasjoner over det gitte området. Plasseringen av transektet kan være vilkårlig eller valgt for å dekke forskjellige (ulike gradienter av) miljøbetingelser (f.eks. gradvis økende avstand til sjø mht. strandvegetasjon og saltvannspåvirkning, dyp for algevekst etc.).

Naturressurs (ressurs). En naturressurs defineres her som en naturlig forekommende eller naturgitt komponent av naturmiljøet og kan omfatte en eller flere arter, biotoper og/eller naturtyper. Menneskeskapt aktivitet knyttet til naturmiljøet (inkl. fiskeriaktivitet, akvakultur, rekreasjon og turisme) eller kulturminner inngår ikke i foreliggende anvendelse av begrepet og er derfor ikke vurdert i denne sammenheng.

Årsklasse. En årsklasse er betegnelsen på individer i en bestand eller populasjon som er født innenfor samme kalenderår; "all fisk har fødselsdag 1. januar". Larver av f.eks. høstgytende sild kan imidlertid være vanskelige å skille fra larver av neste års vårgytende sild. For arter med distinkte vekstsesonger kan det derfor være behov for en strammere tidsavgrensning, hvor f.eks. tidsskillet kunne settes i forkant eller etterkant av vekstsesongen.

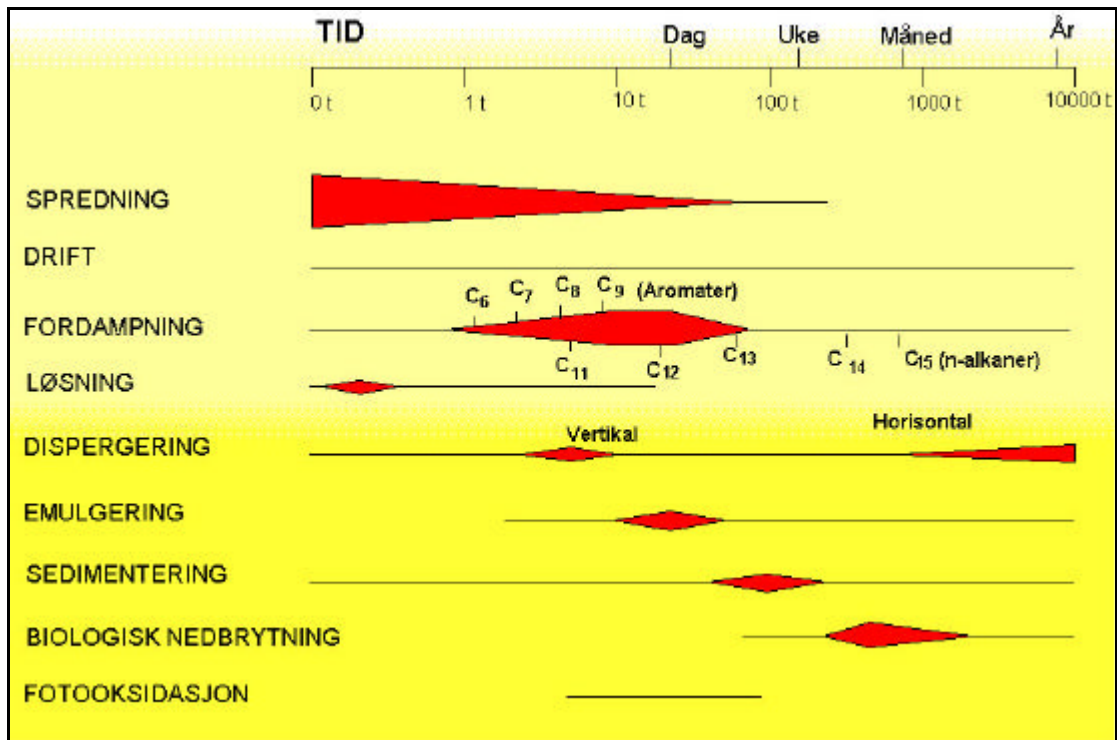
Bestand. En bestand er i utgangspunktet en geografisk avgrenset del av en populasjon, hvor grensene for bestandens utbredelse kan være satt av praktiske eller administrative hensyn.

Populasjon. Med populasjon menes en naturlig reproduserende enhet av en og samme art, uavhengig av geografiske avgrensninger.

Samfunn. Økologisk begrep for naturlig forekommende grupper av organismer som opptrer i et naturlig (gitt) miljø, hvor interaksjonene foregår innenfor gruppen (f.eks. gjennom næringskjeden) og er relativt uavhengige av andre grupper.

Oljesølets faser. Olje som frigjøres til sjø vil umiddelbart inngå i en serie prosesser som over tid vil endre oljens sammensetning og fysisk-kjemiske egenskaper. Disse forvittrings- eller aldringsprosessene vil samtidig være av betydning for ressursenes eksponering for og respons på oljen. Relativt tidsforløp og omfang av de ulike prosessene er skissert i figur 1.1.

Influensområde. Området eller områder, som ved bruk av modeller for beregning av oljens drift og spredning antas å bli berørt av olje. I praksis vil det faktiske influensområdet tilsvare det området som er berørt av olje.



Figur 1.1. Tidsforløp og relativt omfang av de ulike prosessene i oljens forvitring på sjø. Etter Clark (1989).

Restitusjon. En populasjon betraktes som restituert når den har nådd en størrelse som, målt over flere år, er minst 90% av populasjonens predikerte nivå til samme tid dersom skaden ikke hadde inntruffet. Slingringsmonnet på 10% begrunnes i usikkerheten knyttet til 1) kunnskapen om populasjonens utvikling før skade, 2) predikering av populasjonens forventede utvikling uten skade, og 3) nøyaktigheten i måling av populasjonsmengde etter skade. Disse usikkerhetene vil opplagt variere mye fra ressurs til ressurs, men i denne sammenheng er det funnet formålstjenlig å operere med en universell definisjon. Dersom det er metodisk mulig, bør det også dokumenteres at populasjonens demografiske struktur, reproduksjon og overlevelse er "normalisert", dvs. ikke er vesentlig dårligere enn før skade.

Dersom det ikke finnes kunnskap om populasjonens utvikling før skaden inntraff, regnes ressursen som restituert når den, målt over flere år, har nådd et nivå som er minst 90% av ressursmengden på skadetidspunktet.

Effektperioden, dvs. tidsrommet fra første skade inntreffer til ressursen er helt restituert, deles ofte i en innledende akutfase og en påfølgende restitusjonstid. Disse periodene kan imidlertid både overlape og være adskilte i tid. **Akutfasen** er normalt den perioden hvor de fleste skadevirkninger gjennom direkte berøring med olje inntreffer. Det er formålstjenlig å avgrense denne til den perioden hvor minst 10% av oljen i sin "opprinnelige" konsistens, kan komme i kontakt med sårbare ressurser.

Omfanget av de direkte skadene i akutfasen defineres her som **akutt skadeomfang** og begrenses til å gjelde artsfordelte antall av berørte individer. Den resterende del av effektperioden benevnes som **ettervirkningsfasen**. Restitusjon begynner når de kompensatoriske, biologiske prosessene tar til. Ofte starter disse umiddelbart, men i enkelte tilfeller er de ikke virksomme før lenge etter at akutfasen er over. Det er her vurdert som formålstjenlig å definere restitusjonstid som tiden fra skaden inntreffer (t_0) til ressursen er restituert, dvs. når alle direkte og indirekte skadevirkninger er kompensert (se

over)¹. Med denne definisjonen er restitusjonstiden lik effektperiodens varighet. Totalt skadeomfang defineres som summen av tapt ressurs over tid. Dette er ensbetydende med produktet av restitusjonstiden og den gjennomsnittlige ressursreduksjonen i denne perioden (f.eks. målt i antall individår), m.a.o. summen av skadeomfanget gjennom Akutfasen og Ettervirkningsfasen (se også Faktaboks 1).

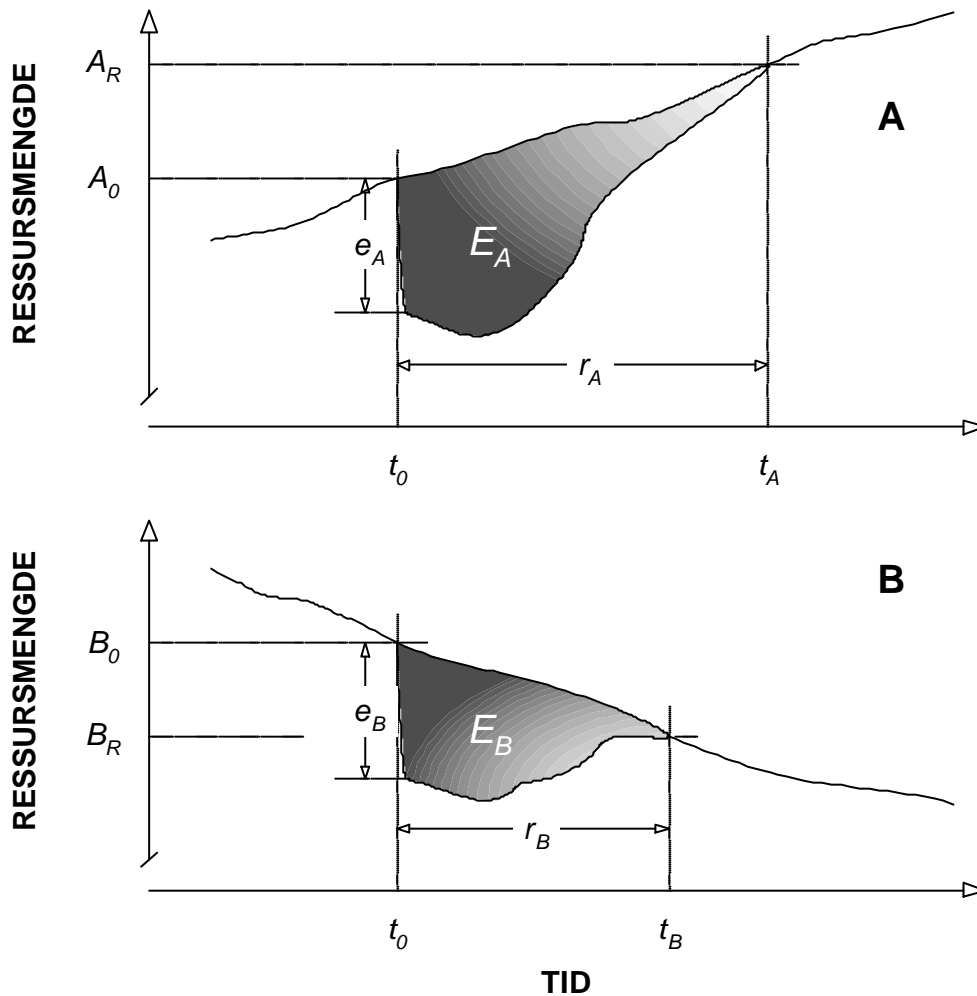
Tidsvinduer for etterkantundersøkelser. Kombinasjonen av episodens faser og skademønsteret (se **Effektperiode** og **Restitusjon**, samt Faktaboks 1 for akutt skadeomfang, restitusjon og skadeomfang) gir følgende aktuelle tidsvinduer for miljøundersøkelser:

Episodens faser vs. biologisk skademønster	Fase	Initiell Fase	Akutfasen	Ettervirkningsfasen
Fra frigjøringstidspunkt (Dag 0) til oljen treffer en ressurs (t_0), hvor t_0 tilsvarer første tidspunkt for skade	I	■		
Fra t_0 til alle direkte effekter av olje i miljøet er utløst	IIa		■	
Olje stabiliseres i miljøet (hovedsakelig på strand)	IIb		■	■
Gradvis nedbrytning av gjenværende olje i miljøet (ressursen restitueres)	III			■

Det aktuelle tidsvinduet for etterkantundersøkelsene vil variere fra ressurs til ressurs som funksjon av oljens drivtid. For alle ressurser vil det imidlertid være et behov for å starte opp undersøkelsene i den Initielle Fasen, både for å være tilstede ved inngangen til Akutfasen (dvs. når ressursen rammes), og ikke minst for å vurdere forebyggende tiltak. Utløsningen av effektene kan imidlertid variere og for enkelte ressurser, f.eks. strandbiotoper, kan det være formålstjenlig å avvete deler av undersøkelsene til det meste av oljen er stabilisert. Etterkantundersøkelsene tilsvarer i prinsippet oppfølging av skadebildet fra t_0 til ressursen er restituert (dvs. ut Ettervirkningsfasen). Tidsvinduet for undersøkelsene er spesifisert under prøvetakingsstrategien for den enkelte ressurs i kap. A4-A8.

¹ Skade på samfunnsnivå defineres som restituert når samfunnsparameterene antall individer, antall arter, diversitet og nøkkelartenes alder igjen harmoniserer med den rådende tilstanden i det upåvirkede miljøet for øvrig. Denne definisjonen er derivert av arbeidet med Spesielt Miljøfølsomme Områder for petroleumsaktivitet (Moe et al. 1999) og reflekterer innholdet i tilsvarende definisjon i "The Federal NRDA regulations under CERCLA (jf. US Code of Federal Regulations 1987)". Definisjonen er konservativ i den forstand at den også inkluderer nøkkelartenes alder (f.eks. tang og tarearter), en faktor som er av stor betydning for utviklingen av de respektive samfunnene. Dette er f.eks. ikke ivarettatt i andre, tilsvarende arbeider som "Shoreline Ecological Program for Prince William Sound" (Page et al. 1995), og undersøkelsene der vil derfor kunne vise til kortere restitusjonstid. Den statistiske usikkerheten i disse parametrene kan være stor, og det legges inn et slingringsmonn på 10-25% avvik.

Faktaboks 1. Akutt skadeomfang, restitusjonstid og totalt skadeomfang – En prinsippskisse



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

Forkortelser

BTX	Benzen-Toluen-Xylen
DNMI	Det Norske Meteorologiske Institutt
ICES	International Council for the Exploration of the Sea
IWC	International Whaling Commission
GIS	Geographical Information System
GPS	Global Positioning System
HMS	Helse, Miljø og Sikkerhet
HI	Havforskningsinstituttet
JAMP	Joint Assessment and Monitoring Programme (OSPAR)
LIMS	Laboratory Information Management System (cf. rutiner v. HI)
OSPAR	Oslo and Paris Commission
NIJOS	Norsk institutt for jord- og skogkartlegging
NINA	Norsk institutt for naturforskning
NIVA	Norsk institutt for vannforskning
NPD	Naphtalene, Phenanthrene/Anthracene, Dibenzothiophene og resp. C1-3 alkyl homologer
PAH	Polyaromatiske hydrokarboner
SFT	Statens forurensningstilsyn
THC	Totalt hydrokarboninnhold
TINDOR	The Integrated Database for Ocean Research (HIs base for forskningsdata)
TOM	Totalt organisk materiale
UiTø	Universitetet i Tromsø

Adresser

Alpha Miljørådgivning	Kongens gt. 9 - 0153 Oslo Tlf.: 22 42 05 30 / Fax: 22 42 15 11 www.alphaenv.com
HI	Pb. 1870 Nordnes - 5024 Bergen Tlf.: 55 23 85 00 / Fax: 55 23 85 31
Landbruksdepartementets forsøksdyrutvalg	Pb. 8156 Dep. - 0033 Oslo Tlf.: 22 96 46 39 / Fax: 22 46 00 34
NINA Oslo	Pb. 736 Sentrum - 0105 Oslo Tlf.: 23 35 50 00 / Fax: 23 35 50 01
NINA Trondheim	Tungasletta 2 - 7005 Trondheim Tlf.: 73 80 14 00 / Fax: 73 80 14 01 www.ninaniku.no
NIVA	Pb. 173 Kjelsås - 0411 Oslo Tlf.: 22 18 51 71 / Fax: 22 18 52 00 www.niva.no
Ringmerkingssentralen	Stavanger Museum Muségt. 4 - 4005 Stavanger
Rogalandsforskning	Pb. 2503 Ullandshaug - 4004 Stavanger Tlf.: 51 87 50 00 / Fax: 51 87 52 00
SINTEF Kjemi	7465 Trondheim Tlf.: 73 59 30 00 / Fax: 73 59 24 80 www.sintef.no
SFTs oljevernnavdeling	Pb. 125 - 3191 Horten Tlf.: 33 03 48 00 / Fax: 33 03 49 49 Akutt oljeforurensning: Tlf. 110
UiTø	IBM, Avd. for Molekylær Cellebiologi - 9037 Tromsø Tlf.: 77 64 64 25 / Fax: 77 64 53 50

A2. INNLEDENDE AKTIVITETER & RAMMEBETINGELSER

Med innledende aktiviteter menes i denne sammenheng virksomhet som viktige forutsetninger for den faglige og praktisk tilnærmingen til etterkantundersøkelsene. Slike aktiviteter, inkl. sporing av oljens drift og spredning, identifikasjon av ressurser som kan påvirkes og rammebetingelser som samhandling og informasjonutveksling mellom aktørene, samt krav til utstyr, aktørenes kompetanse og kvalitetssikring av arbeidet, er beskrevet i foreliggende kapittel.

Innledende aktiviteter

- Id. mulig påvirket område; Modellberegninger-Observasjoner
- Id. ressurser som kan skades; Historiske data-Observasjoner
- Krav til info.utveksling, utstyr, kompetanse, kvalitetssikring

2.1 Grunnleggende forutsetninger

Ved miljøundersøkelser i etterkant av akutt oljeforurensning stilles det krav til faglig innhold både under planleggingen og selve gjennomføringen. Måltrettet aktivitet i kombinasjon med en viss grad av fleksibilitet, er nødvendig for å møte oljens så vel som miljøets dynamiske natur.

De grunnleggende forutsetningene for dette er imidlertid at hovedelementene i og de faglige forutsetninger for (etterkant)undersøkelsesstrategien er kjent, og at nødvendige justeringer mht. de rådende forhold *in situ* kan gjøres innenfor disse rammene. Kommunikasjon, i praksis løpende utveksling av informasjon om oljens skjebne og miljøstatus, utgjør en annen viktig forutsetning for at justeringene som blir gjort er optimale. I de innledende faser av forurensningsepisoden er det imidlertid to åpenbare behov som melder seg:

- ✓ Identifikasjon av områder som kan bli berørt av oljen, jf. kap. A1 for definisjon av influensområde
- ✓ Identifikasjon av ressurser som kan bli rammet.

Områder som kan bli berørt av olje kan identifiseres ved å følge oljesølet i felt med fly og fartøyer. I tillegg kan det gjøres beregninger av og prognoser for oljens drift og spredning med avansert modellverktøy. Begge disse aktivitetene inngår som rutiner i norsk oljevernberedskap. Prognosene for oljens drift, f.eks. uttrykt på kart med sannsynlig berørte områder, vil på sin side danne basis for vurdering av ressurser som kan bli berørt. Både oljedriftsberegningene og ressursidentifikasjonen bygger i prinsippet på etablert kunnskap (grunnlagsinformasjon, dvs. historiske data og resultater fra tidligere forsknings- og overvåkingsstudier), hvor viktige bidrag til skadevurderingene forventelig vil være i form av:

- ✓ Olje- og miljødata, hvor etablert kunnskap om olje, inklusivt ulike oljetyper og deres forvitringsegenskaper, i størst mulig grad bør integreres i de løpende beregninger av oljens skjebne.
- ✓ Ressursinformasjon tilsvarende miljøets grunntilstand ("nå-tilstand" av forekomstene i form av utbredelse, antall, utvikling etc.), hvor tilgjengelige data bør integreres i vurderingen av stasjons- og metodevalg, tilpasningen av måleprogrammet, samt evalueringen av resultatene for skade.

En tabellarisk oversikt over kilder til og kvalitet av historiske ressursdata er gitt i Vedlegg I. I det følgende er det gitt en kort beskrivelse datagrunnlagets rolle i etterkantundersøkelsene under den initiale fasen av sølet.

2.1.1 Oljens skjebne

Kvaliteten på inngangsdataene er av stor betydning for hvor nøyaktig oljens drift og spredning kan beregnes. Innledningsvis er det derfor viktig å identifisere relevante grunnlagsdata, inkl. miljødata og data som spesifikt beskriver utslippet og oljetypen:

- ✓ Miljødata (inkludert klokkeslett, posisjon for utslipp, vinddata, strømdata, bølgehøyde, sjø- og lufttemperaturer, eventuelt lagdeling i vannmassene)

- ✓ Olje- og utslippsdata (inkludert oljetype, forvitringsegenskaper, og utslippets mengde, rate, dyp og temperatur).

Det er også viktig at eventuelle variasjoner i miljødata og utslippsbetingelser registreres løpende over utslippets varighet slik at modellen kan kalibreres mot forholdene *in situ*.

Oljedriftsberegninger bør utføres så tidlig som mulig og rapporteres i henhold til rutinene i informasjonssystemet (jf. kap. A3), slik at resultatene kan integreres i planleggingen av de biologiske deler av etterkantundersøkelsene. Alle oljedriftsberegninger må koordineres (se tidligere fotnoter).

2.1.2 Naturressurser

Prøvetakingsstrategien må nødvendigvis tilpasses utslippets størrelse og omfang, og tilrettelegges for de spesifikke ressursene som er tilstede i det gitte området og tidsvinduet (jf. Del B). Med utgangspunkt i beregninger av oljens drift og skjebne vil de innledende aktivitetene bestå av:

- ✓ Identifisere viktige naturressurser i berørte og potensielt berørte områder samt i tilstøtende, uberørte områder hvor sannsynligheten for oljetilsøling er minimal. Dette må baseres både på eksisterende data (jf. Vedlegg I) og kartlegging som startes så tidlig som mulig i Akutfasen.
- ✓ Gruppere de viktige lokalitetene i forhold til deres egnethet som målestasjon i uberørt område (referanseområde type A), berørte områder som skjermes mot avbøtende tiltak (referanseområde type B) og berørte områder med hvor ett eller flere avbøtende tiltak settes inn.
- ✓ Velge målestasjoner i best mulig koordinering med parallelle undersøkelser på andre ressurser.

Referanseområdet/ -stasjonene skal også vurderes ut fra representativitet, dvs. at de økologiske egenskapene og ressursforekomstene må være mest mulig lik de kontaminerte målestasjonene, geografisk nærhet, samt oseanografisk, topografisk og geomorfologisk egnethet for komparative analyser. Valg av referanseområde skal begrunnes og transekter for komparative registreringer skal identifiseres.

Ettersom sølet utvikler seg (Fase II og III) vil det være nødvendig med nærmere vurdering og eventuell justering av stasjonsplassering, alternative metoder og observasjonsfrekvens.

2.2 Krav til informasjonsutveksling

Erfaringer, ikke minst fra *Exxon Valdez* episoden, har vist at tilgangen på informasjon om oljens drift og skjebne er kritisk for identifikasjon av ressurser som kan skades, og derav tilpasning av ressurs-spesifikk prøvetakingsstrategi. Under Fase II og III er det av like stor betydning for aktørene å vite hvor aksjonsledelsen igangsetter ulike typer skadebegrensende tiltak.

Det er derfor viktig at et informasjonssystem (jf. kap. A3 for tekniske og operasjonelle krav til informasjonsbehandling) implementeres så tidlig som mulig i en akutt forurensnings situasjon. Både aksjonsledelsen og aktørene som utfører undersøkelsene vil deretter kunne hente ut oppdatert tid- og stedfestet informasjon om hvilke tiltak og undersøkelser som til enhver tid er iverksatt. Informasjonsutvekslingen vil også sikre grunnlaget for justering av de respektive måleprogrammene og må derfor opprettholdes minst så lenge det er aktiviteter i felt.

2.3 Krav til utstyr, organisering & sikkerhet

Alle registreringer, observasjoner, målinger etc. i felt posisjoneres med egnet utstyr, fortrinnsvis GPS.

For kartlegging av ressurser i oljens influensområde vil det være behov for rask tilgang til egnet fartøy. Parallelt med vurderingene av berørt område og ressurser som kan skades er det derfor nødvendig å identifisere det samlede behovet for fartøyer, deres utrustning og nødvendig personell (jf. Del B med tematisk angivelse av spesifikke krav til utstyr for prøvetaking og oppbevaring-transport av prøver etc.).

Primært vil det være behov for småbåt, fortrinnsvis gummibåter med motor, for kystnære farvann og større havgående fartøy for åpent hav. Hvis dette er fartøy som inngår i den alminnelige beredskap bør det sikres at tilstrekkelig tid allokeres til løpende ressurskartlegging i den Initiale fasen. I en del tilfeller kan det også være aktuelt å benytte helikopter og/eller småfly.

Samtlige fartøy bør være utstyrt med:

- ✓ Egnede posisjoneringsutstyr, fortrinnsvis GPS med mulighet for løpende lagring av posisjon på elektronisk lesbart format (minimumskrav)
- ✓ Sjøkart, helst i målestokk 1:50.000 for det aktuelle hav- og kystområdet (minimumskrav)
- ✓ Detaljerte ressurskart for de samme områdene, i den grad dette er tilgjengelig og da fortrinnsvis kart utarbeidet i hht. MOB-modellen (Anker-Nilssen 1994; SFT & DN 1996)
- ✓ Hensiktsmessig kommunikasjonsutstyr (primært VHF/mobiltelefon).

Større sjøgående fartøy bør dessuten ha:

- ✓ Motorisert lettbåt m/nødpeilesender
- ✓ Hensiktsmessig kommunikasjonsutstyr for kontakt med moderfartøy (fortrinnsvis VHF)
- ✓ 220V strømforsyning for tilkopling av dataloggingsutstyr
- ✓ Frysekapasitet for lagring av biologiske prøver. Dette er et krav ved lengre tokt i åpne farvann.

Fartøy som benyttes til prøvetaking av havbunnsedimenter må i tillegg ha:

- ✓ Vinsj
- ✓ Uttak for sjøvann på dekk
- ✓ Mulighet for plassering av laboratoriecontainer på dekk.

Alt personell som deltar i undersøkelsene må ha tilgjengelig:

- ✓ Overlevelsesdrakter og annet sikkerhetsutstyr
- ✓ Nødvendig verneutstyr til bruk under innsamling av oljekontaminert materiale.

2.4 Krav til kompetanse

Det må kunne stilles visse krav til relevant kunnskap om og erfaring fra kjemiske-biologiske studier i det marine miljø for personell som skal delta i etterkantundersøkelsene. I tillegg bør det forutsettes kunnskap om oljerelaterte forurensningseffekter. Dette har erfaringsmessig vist seg å være viktig; det er ikke nok med kunnskap om naturressursene alene, vurdering av effekter og skade krever forståelse av hvordan olje som "miljøfaktor" virker på ressursen.

Spesifikke krav til kompetanse er angitt tematisk i Del B. I tillegg må det kunne forutsettes at:

- ✓ prøvetaking, feltanalyse og analyse i laboratoriet utføres av kvalifisert personell, både mht. faglig kompetanse og felterfaring
- ✓ deltagerne har den nødvendige kjennskap til gjeldende prosedyrer for håndtering av utstyr, innsamling og bearbeiding av prøver.

I tillegg bør det vurderes å stille krav til at deltagende personell har den nødvendige forståelse av HMS ved operasjoner i det marine miljø.

Antall personer som deltar i undersøkelsene bør til enhver tid holdes på et minimum for å begrense forstyrrelse av miljøet og ressurser, samt hindre refordeling/ videre spredning av olje i randområdene av sølet.

2.5 Kvalitetssikring

Kvalitetssikring av alle ledd i arbeidet utgjør en viktig forutsetning for å begrense usikkerheten i resultatene og styrke utsagnskraften til selve undersøkelsene. I tillegg representerer rutiner for kvalitetssikring en mulighet for innsyn i strategiske valg, prosedyrer og behandling av prøvematerialet.

Krav til kvalitetssikring bør nedfelles i kontrakt mellom oppdragsgiver og utførende institusjon(er) før arbeidet igangsettes. Det bør forutsettes at institusjoner som utfører etterkantundersøkelser har etablert interne rutiner for kvalitetssikring.

2.5.1 Krav til dokumentasjon

2.5.1.1 Overordnede krav

Med dokumentasjon menes i denne sammenhengen tilgjengeliggjøring av nøkkelinformasjon om og fra undersøkelsene, inklusivt resultatenes sporbarhet, etterprøvbarehet (validering) og etterrettelighet (usikkerhet).

For å begrense den utenomfaglige diskusjonen som vil kunne oppstå i kjølvannet av større akutte forurensningsepisoder, bør det kunne stilles krav til og forutsetninger for dokumentasjon av følgende forhold:

- ✓ Det bør utarbeides en egen dokumentasjonsstandard for alle rapporter fra etterkantundersøkelsene (jf. Norsk standard NS-ES ISO 9000-1; 9001). Hensikten med en slik standard er at alle rapporter skal kunne inngå i vurderingen av det samlede skadebildet. Forfattere og oppdragsgiver bør samles om samme mål – å gjøre resultatene kjent.
- ✓ Alle resultater må i prinsippet kunne være sporbare, dvs. det må gå klart og entydig fram hvordan resultatene er framkommet, hvilket grunnlag (metoder) som er brukt, når de respektive aktivitetene er utført og hvem som har vært ansvarlig for utførelsen.
- ✓ Alle resultater må i prinsippet kunne være etterprøvbare, dvs. at oppløsningen i grunnlagsdata og resultater skal være tilstrekkelig til andre enn forfatter(ene) selv er i stand til gjøre tilsvarende analyser, beregninger og vurderinger – uten nødvendigvis å komme til samme konklusjon. Alle kontrakter mellom oppdragsgiver og utførende institusjon bør derfor inneholde en passus som avklarer eier- og bruksrettigheter mht. grunnlagsdata såvel som resultater.
- ✓ Sikkerhet-usikkerhet i analysene og resultatene må kunne gå klart fram. Dette gjelder også hva resultatene i praksis gir uttrykk for. En av forutsetningen for dette er en klar og entydig begrepsbruk (jf. den definitive forskjell mellom observert dødelighet og beregnet dødelighet). Kap. A1 i foreliggende veiledning utgjør i så måte deler av et begrepsapparat som er tilpasset dette formål.

Ovenstående krav og forutsetninger bør være avklart før tildeling av eventuelle oppdrag som utføres i forbindelse med etterkantundersøkelsene.

2.5.4.2 Spesifikke krav

Med spesifikke krav menes i denne sammenhengen krav som er relatert til nærmere angitte aktiviteter i delundersøkelsene. Metodiske krav og forutsetninger er beskrevet tematisk i Del B.

Prøvetaking

En gjennomgående forutsetning for alt feltarbeid er at selve prøvene av vann, sediment eller organismer ikke tilgrises av olje. Dette gjelder ikke bare for referansestasjonene, men også for prøver som tas i oljekontaminerte områder. All prøvetaking, behandling, oppbevaring og transport av prøvene bør derfor foretas med stor forsiktighet. Det anbefales å prøveta kontrollstasjonene før de oljekontaminerte stasjonene.

Alle prøver (og observasjoner) som samles inn angis med dato, klokkeslett, posisjon, medium, prøvetakingsmetodikk, omtrentlig mengde og/eller antall, samt opplysninger om oppbevaring av

prøvene (jf. skissen til standard rapporteringsskjema i kap. A3). Prøvene (og observasjonene) må også kunne spores til hvem som har vært ansvarlig for innsamlingen.

Laboratoriearbeid

Opparbeidelse og analyser av feltprøver i laboratoriet dokumenteres skriftlig mht. metode for opparbeidelse, mengde opparbeidet, analysemetode og -betingelser, kvantifisering, samt deteksjons- og kvantifiseringsgrenser. Denne dokumentasjonen, inkl. henvisning til selve prøvetakingen, skal foreligge sammen med resultatene (se også kap. A2.5). Grunnlaget for eventuelle estimater og beregninger skal presenteres i form av måledata. Lagring av prøver er tematisk beskrevet i Del B.

Behovet for akkreditering av laboratorier som utfører analyser i forbindelse med etterkantundersøkelser bør vurderes.

Databehandling

Alle trinn i den videre behandlingen av det opparbeidede datamaterialet skal beskrives klart og entydig. De respektive datasettene, fra rådata til konverterte data og resultater fra mellomregninger, skal kunne spores.

Det skal også gis referanse til hvilke dataprogram som anvendes (navn, versjon og produsent), og ikke minst, må det forklares hva de forskjellige nøkkelparametrene som anvendes faktisk gir uttrykk for.

2.6 Rapportering

Før eventuelle arbeider igangsettes bør det etableres felles rutiner for all rapportering, inklusivt spesifisering av krav til innhold og frekvens som nedfelles i avtaler mellom oppdragsgiver og utførende institusjon(er). Med rapportering menes i denne sammenheng:

- ✓ Løpende rapportering i hht. intensjonene i informasjonssystemet, jf. spesifikasjoner i kap. A3
- ✓ Status- og sluttrapporter fra undersøkelsene, inklusivt en sammenstilling av resultater og faglig vurdering (diskusjon) av disse.

Det forutsettes at all rapportering følger utførende institusjoners interne krav til kvalitetssikring. Den interne kvalitetssikringen må være sporbar.

2.6.1 Løpende rapportering

For at informasjonssystemet skal fungere etter intensjonene er det nødvendig at nøkkelinformasjonen som er spesifisert i kap. A3 og C1 rapporteres i henhold til det beskrevne innhold, formater og rutiner.

Ved implementering av informasjonssystemet bør det så tidlig som mulig etableres standard skademeldingsskjema med nøkkelinformasjon for hver av delundersøkelsene. Grunnrisset av dette skjemaet er gitt i kap. A3.

Tilsvarende skjema med utvalgt nøkkelinformasjon distribueres fra aksjonsledelsen til de ansvarlige for etterkantundersøkelsene.

2.6.2 Status- & sluttrapporter

Det forutsettes at resultatene fra etterkantundersøkelsene dokumenteres mer utførlig i form av status- og sluttrapporter. Milepæler for denne rapporteringen bør etableres før arbeidet igangsettes, f.eks. med en frekvens av kvartalsvis, halvårlig eller årlig rapportering.

Alle rapporter må være sporbare, f.eks. i form av en "vaskeseddel" med rapportdata som utførende institusjon, forfatter, revisjonsnummer, sammendrag etc. samt hvem som har verifisert arbeidet.

Arbeidets mål og anvendte metoder må framgå klart og entydig. Rapportene bør i tillegg inneholde nyregistrerte data for det aktuelle tidsvinduet, og spesielt belyse hvorvidt det er foretatt avvik fra det

planlagte programmet. Rapportene bør også omfatte foreløpige analyser av tidsseriene etterhvert som disse bygges opp.

I en sluttrapport bør utfordringen med å vurdere egne resultater mot resultater fra andre delundersøkelser møtes. Det forutsettes at data fra hele undersøkelsesperioden (dvs. alle tidsserier) inkluderes i diskusjonsgrunnlaget. Et forslag til disponering av sluttrapport er gitt som følger:

- ✓ Sammendrag (ca. 3-5 sider); med gjengivelse av det metodiske grunnlaget, feltarbeidet, de viktigste resultatene og konklusjoner. Sammendraget skal utformes slik at det i størst mulig grad kan leses av personer uten spisskompetanse og uten at det øvrige rapportinnholdet kjennes i detalj. Sammendraget skal skrives på norsk og engelsk.
- ✓ Innledning; med klar definisjon av målsettingen og beskrivelse av forutsetninger for arbeidet
- ✓ Områdebeskrivelse; med en kort dokumentasjon av undersøkelsesområdet; inklusivt fysiske, kjemiske og biologiske egenskaper av relevans for skadebildet.
- ✓ Beskrivelse av utslippet; med referanse til utslippsdata og dokumentasjon av oljens skjebne, inkl. tiltak for bekjempelse av oljen. Det forutsettes at relevant materiale stilles til rådighet av skadestedsleder.
- ✓ Metodisk grunnlag, inkl. beskrivelse av prøvetaking og analyser i felt, analyser i laboratoriet og statistisk behandling av datagrunnlaget. Målestasjoner angis med geografisk posisjon (fortrinnsvis UTM 33).
- ✓ Resultater; som må fremstilles slik at endringer i tid og rom framgår klart og entydig². De viktigste resultatene skal presenteres i oversiktlige figurer og tabeller. Annen miljøinformasjon, inklusivt tiltak for bekjemping av olje, må dokumenteres eller integreres i analysene (f.eks. ved multivariate analyser) slik at miljøfaktorene som bidrar til det samlede skadebildet lettere kan identifiseres.
- ✓ Diskusjon og konklusjon; inklusivt en faglig vurdering av hovedtrekk og trender i tid og rom. De påviste effektene, dose-respons-forhold og eventuell miljøgevinst av skadebegrensende tiltak skal adresseres i forhold til det samlede skadebildet for den aktuelle ressursen (jf. kap. A1).

Det bør også gis anbefaling om avbøtende tiltak, videre overvåking etc. I tillegg skal lagringsbetingelser og lagringssted for kjemiske og biologiske prøver angis. Alle rådata skal presenteres i vedlegg og stilles tilgjengelig for oppdragsgiver på dertil egnet format. Alle referanser som anvendes i rapporten skal oppgis i henhold til vitenskapelig standard.

² Resultatene bør presenteres på en måte som også sikrer en mest mulig klar og entydig sammenstilling av resultater fra *alle* delundersøkelsene. Dette kan best gjøres ved å etablere rutiner for tilrettelegging, integrering og overordnede analyser i forkant av arbeidet (jf. standard skjemaer for informasjonsutveksling, Vedlegg II).

A3. INFORMASJONSBEHANDLING

Informasjonsbehandling representerer i denne sammenheng en oversikt over hvordan relevant informasjon for og fra etterkantundersøkelsene skal behandles i et informasjonssystem, for å sikre at nødvendig og korrekt informasjon gjøres tilgjengelig som beslutningsgrunnlag for aksjonsledelsen og vice versa. Både informasjon som er nødvendig for planlegging og utførelse av undersøkelsene, og informasjon fra undersøkelsene som er viktig for beslutningstagere er identifisert. Dataformater som sikrer denne informasjonen, samt muligheter for stedfesting på digitale kart er spesifisert. Det er lagt vekt på muligheter for informasjonsutveksling samt gjenbruk og flerbruk over tid.

**Kommunikasjon
Informasjonsflyt**
IT-system - Design

- Forutsetninger
- Informasjonstyper
- Datastruktur
- Kravspesifikasjon
formater & rutiner

3.1 Forutsetninger

I etterkant av et større oljeforurensningsepisoder vil det erfaringsmessig bli gjennomført undersøkelser av en rekke miljøforhold hvor det er et behov for:

- ✓ Å sikre at undersøkelsene er utført i henhold til standardisert metodikk
- ✓ At resultatene er sporbare med hensyn til tid, sted og utførende personell
- ✓ At nøkkelinformasjon er lett tilgjengelige for beslutningstagere og utførende personell.

For å sikre at det system som beskrives vil kunne operere i henhold til intensjonene, er det tatt utgangspunkt i en del forutsetninger. Det er lagt vekt på å basere seg på utstyr som SFT erfaringsvis disponerer, samt på standard kontorutrustning og utstyr som er lett tilgjengelig og forbundet med lave anskaffelseskostnader.

Det forutsettes videre tilrettelegging av rapporteringsrutinene (import-eksport) i form av en eller flere moduler i det geografiske informasjonssystemet som benyttes. Utvekslingsformater og -standarder utvikles etter behov. Nøkkeldata og formater er spesifisert i Vedlegg II.

3.1.1 Utførelse

Det forutsettes at etterkantundersøkelsene vil gjennomføres av en eller flere kvalifiserte institusjoner, samtidig eller overlappende i tid, og over et kortere eller lengre tidsrom. Det er derfor behov for å etablere standarder for registrering, journalføring og arkivering, som sikrer en entydig referanse til de undersøkelser som er gjennomført.

Det er også viktig at alle saneringstiltak registreres i det formatet som er spesifisert og rapporteres inn til aksjonsledelsen – og ut igjen til aktørene i felt.

Under hendelsens første faser (Fase I, II og tidlig Fase III) forutsettes det regelmessig (f.eks. skiftmessig, dvs. 3-4 ganger i døgnet) rapportering av alle undersøkelser til skadestedsledelsen, med en fortløpende registrering i systemet. Rapporteringsfrekvensen kan deretter reduseres gradvis.

3.1.2 Bruk

Et system av den typen som beskrives vil kunne benyttes i analyse og presentasjon av en lang rekke faktorer og datatyper. Det er imidlertid viktig å beholde fokus på systemets primære anvendelsesområde, som er å gi raske og korrekte svar på følgende spørsmål:

- ✓ Hva er gjort (undersøkelser, observasjoner og tiltak); hvor, når og av hvem
- ✓ Hva er planlagt evt. båndlagt (viktig å få med dette umiddelbart)
- ✓ Hva er kontaktpunkter og referanser for videre informasjon.

Sekundært skal systemet også utgjøre et dataarkiv og være en referansedatabase over alle registreringer fra etterkantundersøkelsene, med følgende bruk:

- ✓ Registrering av observasjons/rapporterings skjemaer
- ✓ Registrering av analyseresultater
- ✓ Analyser av resultater i tid og rom.

3.1.3 Rutiner & funksjoner

Systemet bør ha forhåndsvalgte rutiner for utvalg og utskrift av statusrapporter, kart etc. Eksempler på dette er:

- ✓ Tilstedeværelse/observasjoner av olje
- ✓ Gjennomførte undersøkelser
- ✓ Båndlegging av områder
- ✓ Gjennomførte tiltak
- ✓ Eksport av kartfiler til presentasjon på WWW
- ✓ Registrering av observasjons/rapporterings skjemaer
- ✓ Registrering av analyseresultater
- ✓ Aggregering av resultater i tid og rom
- ✓ Statistiske analyser av resultater.

Oversiktene skal kunne hentes ut automatisk gjennom fra det kartutsnitt som til enhver tid er framme på skjermen. Informasjon fra systemet skal også kunne benyttes direkte i ekstern informasjon fra arbeidet, fortrinnsvis ved at utvalgt (forhåndsdefinert) informasjon legges ut på SFTs websider.

3.2 Informasjonstyper

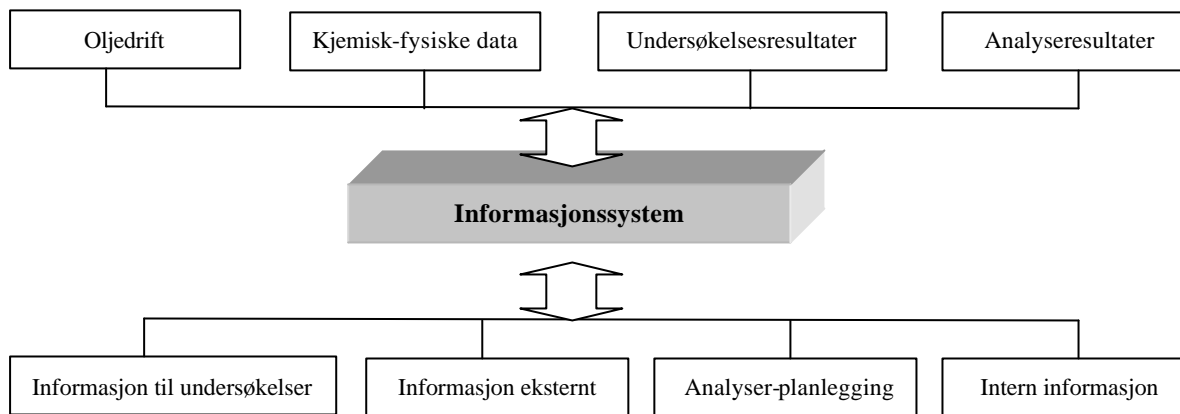
Systemet skal kunne lagre og presentere en rekke informasjonstyper. Disse er oppsummert i tabellen under. Nærmere spesifikasjoner er gitt i Vedlegg II.

Informasjonstype	Anvendelsesområde
Oljebudsjett	Inngangsdata til planleggere av undersøkelser
Oljedrift (modellering og observasjoner)	Inngangsdata til planleggere av undersøkelser, samt til feltgruppene
Utførte og planlagte undersøkelser	Inngangsdata til aksjonsledelse og skadestedsledere
Vind	Inngangsdata til planleggere av undersøkelser
Bølger	Inngangsdata til planleggere av undersøkelser
Strøm	Inngangsdata til planleggere av undersøkelser
Temperatur	Inngangsdata til planleggere av undersøkelser
Historiske data	Inngangsdata til planleggere av undersøkelser
Gjennomførte og planlagte tiltak	Inngangsdata til planleggere av undersøkelser
Observasjons/rapporterings skjemaer	Inngangsdata til analyser av hendelsen
Resultater fra laboratoriestudier og –analyser	Inngangsdata til analyser av hendelsen

3.3 Datastruktur

3.3.1 Overordnet struktur

Den overordnede datastrukturen er presentert i figur 3.1, hvor det er vist hvilke tabeller som inngår, og hvilke anvendelsesområder som er tiltenkt systemet.



Figur 3.1. System for informasjonsbehandling ved akutte oljeforurensningsepisoder. Overordnet datastruktur.

3.3.2 Tabellstrukturer

I Vedlegg II er det gitt detaljerte strukturer for de tabeller som vil inngå i systemet, med angivelse av de enkelte informasjonstyper og -egenskaper. Ved bruk av anbefalt systemplattform (se fotnote 3) vil hver tabell foreligge som en egen fil i dBase-format, for bruk primært i ArcView, sekundært i MS Excel.

3.4 Nomenklatur & referanser

Gitt at flere ulike typer undersøkelser utføres innen samme område og i samme tidsrom, er det viktig å ha et referansesystem som sikrer en entydig identifikasjon av de undersøkelser som foretas.

Dette ivaretas ved at hver enkelt undersøkelse nummereres unikt med fortløpende heltall, og at hver type undersøkelse tildeles en gitt nummerserie, som følger:

- ✓ Kjemi: 10000 – 19999
- ✓ Sprutsone: 20000 – 29999
- ✓ Tidevannssonen: 30000 – 39999
- ✓ Sjøsonen: 40000 – 49999
- ✓ Plankton & marin fisk: 50000 – 59999
- ✓ Anadrom laksefisk: 60000 – 69999
- ✓ Sjøfugl: 70000 – 79999
- ✓ Pattedyr: 80000 – 89999

Det er aksjonsledelsens ansvar å sikre en korrekt nummerering forut for undersøkelsene. Ved eventuelle feil eller mangler besørger systemansvarlig en korrekt nummerering før registrering av undersøkelsen i systemet.

3.5 Kravspesifikasjoner

3.5.1 Tidsvinduer for implementering

Systemet forutsettes etablert umiddelbart etter en hendelse, dvs. i den Initielle Fasen, og med lokalisering hos aksjonsledelsen. Systemet skal være operativt mens aksjoner og sanering pågår, og skal også kunne opereres over en periode på inntil 10 år etter episodens start, slik at resultater fra etterkantundersøkelsene kan legges inn (jf. tabellen under).

Aktivitet		
Fase I: Initiell fase	Fase II: Akuttfasen	Fase III: Ettervirkningsfasen
➤ Implementering; IT-program og rutiner for informasjonsutveksling	➤ Operativt bruk; rapportgenerering og informasjonsutveksling	➤ Analyser; resultater og presentasjon

3.5.1 Spesifikke krav til utstyr

For at systemet skal bli mest mulig funksjonelt forutsettes det at flest mulig brukere er familiære med utstyr og programvare, dvs. at dette i praksis er ”markedsledende” på området.³ Det nødvendige utstyret, spesifikt gitt for aksjonsledelsen og feltgruppene, er beskrevet i Vedlegg III.

3.5.2 Spesifikke krav til kompetanse

For operatørene av systemet kreves primært kontorteknisk og administrativ bakgrunn. I tillegg vil det være en fordel at operatørene har gjennomgått en kort opplæring. For detaljerte utvalg i datasett og mer avanserte analyser forutsettes imidlertid bistand fra fagpersonell.

³ Valg av systemplattform er nødvendigvis et overliggende strategisk valg. Men med utgangspunkt i dagens situasjon hos mange av de aktuelle fagmiljøene vil et system med ArcView som basis for håndtering av digital kartinformasjon og database, MS Office som standard tekstbehandling-regnearkprogrammer, samt MS Internet Explorer eller Netscape Communicator som nettleser, møte et krav til forståelse hos et større antall brukere.

A4. OLJENS SKJEBNE

Med oljens skjebne menes i denne sammenheng oljens drift og spredning som funksjon miljøforholdene (vind, strøm, temperatur etc.) samt forvittringsprosesser som er av betydning for det samlede oljebudsjettet. Målet er å opparbeide løpende oversikt over samt prognoser for oljens skjebne; a) for aksjonsledelsen – mht. bekjemping av oljen, og b) for etterkantundersøkelsene – mht. identifikasjon av ressurser som kan skades av oljen. Strategi, faglige forutsetninger og utførelse er beskrevet i detalj i kap. B1.

- Oljens skjebne**

 - Drift, spredning & forvitring
 - Målinger & modellering
 - Id. av påvirket område & belastningsgrad

4.1 Målsetting

Med utgangspunkt i miljøforholdene *in situ*, utslippskarakteristika og oljens egenskaper er målsettingen å opparbeide løpende oversikt over såvel som prognoser for oljens drift, spredning og forvitring.

Resultatene anvendes av aksjonsledelsen for vurdering av aktuelle tiltak for å bekjempe oljen og i etterkantundersøkelsene som grunnlag for å identifisere ressurser som berøres av oljen, samt tilrettelegge de respektive undersøkelsene. Aktiviteten bør også inkludere mål for et oljebudsjett, dvs. kvantitative mål av oljemengde og -tilstand, som inngangsdata for å belyse miljøskader i relasjon til dose-respons.

4.2 Strategi & prioriteringer

Arbeidet bygger på en integrering av to hovedaktiviteter:

- ✓ Et måleprogram for opparbeidelse av nøkkelinformasjon om oljens spredning, drift og forvitring *in situ*
- ✓ Simuleringer av oljens drift og spredning ved hjelp av modellverktøy for identifikasjon av geografiske områder som kan påvirkes av olje innenfor gitte tidsvinduer.

Prøver og observasjoner fra felt analyseres i laboratoriet og integreres i tilgjengelig modellapparat for oppdaterte beregninger av oljens drift og spredning.

4.3 Implementering

Prøvetaking og feltanalyser av olje bør utføres så tidlig som mulig – helst i løpet av 12-24 timer – for å opparbeide et mest mulig korrekt bilde av oljens egenskaper og forvitring under de til enhver tid rådende forhold. Simuleringer av oljens drift, spredning og forvitring utføres parallelt.

Aktivitet		
Fase I: Initiell fase	Fase II: Akuttfasen	Fase III: Ettervirkningsfasen
<ul style="list-style-type: none"> ➤ Prøvetaking og feltanalyse (olje på sjø) ➤ Beregninger av oljens drift og spredning 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Prøvetaking og feltanalyse (olje på sjø og konsentrasjoner i vannsøylen) ➤ Beregninger av oljens drift og spredning 	<ul style="list-style-type: none"> ➤ Analyse (i laboratoriet) av oljeprøver fra Fase II ➤ Prøvetaking og analyse (i laboratoriet) olje på strand (forvitring og oljeidentifikasjon) ➤ Prøvetaking og analyse (i laboratoriet) olje i strandsubstrat (vertikal fordeling) ➤ Prøvetaking og analyse (i laboratoriet) olje i sediment (vertikal fordeling)

A5. STRAND

Strandmiljøet er komplekst, kjennetegnet av relativt skarpe soneringer og gradienter. Undersøkelsene er tilpasset disse egenskapene og metoder er gitt for forskjellige biota i sprutsonen, tidevannssonen og sjøsonen. Den overordnede strategien, med kvantitativ registrering av utvalgte organismer, og registreringsformen, med gjentatte registreringer i et nærmere avgrenset areal, er imidlertid felles for alle strandtyper. Endringer av oljepåvirkning måles bl.a. i dekningsgrad, tetthet, samfunnsstruktur. Strategi, faglige forutsetninger og utførelse er beskrevet i detalj i kap. B2.

- Strand**
- Kvantitativ registrering; arter / ant. ind.
 - Gjentatte registreringer over tid - samme areal
 - Analyser av tetthet, dekningsgrad og samfunnsstruktur

5.1 Målsetting

Undersøkelser av strandmiljøet har som mål å dokumentere skadens omfang og følge utviklingen fram mot endelig restitusjon. Undersøkelsene vil normalt avdekke skader av generell karakter, dvs. at skadene kan være forårsaket av fysisk tilgrising med olje, kjemisk giftvirkning av olje og eventuelle bekjempingskjemikalier og/eller andre virkninger av oljebekjemping⁴.

Resultatene fra feltundersøkelsene vil gi kvantitative uttrykk for arter og antall individer i gitte arealer/volumer, som grunnlag for sammenlignende analyser av endringer i deres respektive dekningsgrad, tetthet etc., og samfunnens struktur.

5.2 Strategi & prioriteringer

Strandområder deles grovt inn i *sprutsonen*, *tidevannssonen* og *sjøsonen*. For alle typer bygger undersøkelsesstrategien på en kvantitativ registrering av bunnlevende organismer med mer eller mindre begrenset bevegelsesmulighet. Registreringsformen vil være den samme i alle faser av forurensningsepisoden og bygger på prinsippet om gjentatte registreringer i tid på de samme geografisk definerte arealene, primært i form av rute- og transektanalyser.

Etterkantundersøkelser skal omfatte strender som er truffet av olje og som kontroll også nærliggende strender som ikke er truffet. Hvor mange strender som skal undersøkes, inkl. valg (og prioritering) av stasjoner og replikater, deres posisjon og antall, vil være avhengig av episodens omfang og utstrekningen av influensområdet.

For å øke grad av representativitet og utsagnskraft av vurderinger bør i prinsippet mer enn ett oljepåvirket område sammenliknes med mer enn ett upåvirket område.

5.3 Implementering

Det er viktig at arbeidet igangsettes så snart det er mulig å identifisere influensområdet med rimelig grad av sikkerhet. I sprutsonen bør undersøkelsene settes igang umiddelbart etter stranding dersom utslippet skjer i vegetasjonssesongen. Hvis derimot utslippet skjer i vinterhalvåret bør det berørte området befares og stasjoner identifiseres, mens selve registreringene legges til påfølgende vekstsesong. For de øvrige undersøkelsene bør feltarbeidet igangsettes umiddelbart etter at oljen er stabilisert i miljøet.

Aktivitet		
Fase I: Initiell fase	Fase II: Akutfasen	Fase III: Ettervirkningsfasen
➤ Stasjonsetablering, avmerking og første registrering	➤ En gjentatt registrering på alle stasjoner og evt. utvidelse av stasjonsnett	➤ Gjentatte registreringer på alle stasjoner med gradvis økende tidsintervall

⁴ Undersøkelsesmetodene vil normalt ikke være spesifikke for en bestemt type påvirkning, selv om dette i mange tilfeller lar seg avklare i en totalvurdering av tilstanden. Prøver av olje på hardbunn og i sediment (mengde olje, forvitningsgrad etc.) er en forutsetning for å knytte skadevurderingene (respons) til belastningen (dose).

A6. PLANKTON & MARIN FISK

Plankton og fisk kan eksponeres for olje fra undervanns- så vel som fra overflateutslipp og det kan oppstå effekter på alle deler av produksjonssystemet. Undersøkelserstrategien er tilpasset de respektive ressursene egenskaper mht. eksponering for olje, hvor det er lagt vekt på å identifisere eventuelle akutte effekter på plante- og dyreplankton, samt de forskjellige utviklingsstadiene av utvalgte fiskearter. Delundersøkelsene skal peke fram mot skader på hhv. årsklasse-bestand. Strategi, faglige forutsetninger og utførelse er beskrevet i detalj i kap. B3.

Plankton - marin fisk

- Plante- og dyreplankton, alle stadier av fisk
- Vurdere eksponering – akutte effekter
- Kvantifisering av skader på årsklasse og bestand

6.1 Målsetting

Den overordnede målsettingen er evaluere mulige effekter av et oljeutslipp på fiskerressursene og det underliggende produksjonssystemet. Innledningsvis er der derfor naturlig å forholde seg til plankton og fisk som en gruppe. Delundersøkelsene er imidlertid tilpasses ressursenes ulike egenskaper i forhold til eksponering for olje og eventuelle skader (jf. kap. B3), hvor målene er gitt følgende uttrykk:

- ✓ Identifisere eventuelle akutte effekter på plante- og dyreplankton, samt de forskjellige utviklingsstadiene (egg, larver og voksen fisk) av utvalgte fiskearter
- ✓ Relatere påviste effekter til det samlede skadebildet, dvs. skader på årsklasse såvel som bestand.

Undersøkelsene vil primært fokusere på akutte effekter innenfor et eller flere utviklingsstadier, mens eventuelle senskader og skader på bestand må følges opp over tid.

6.2 Strategi & prioriteringer

Alle undersøkelsene baseres på følgende hovedelementer:

- ✓ Opparbeide kunnskap om vertikal og horisontal fordeling av plante- og dyreplankton, fiskeegg og larver under og utenfor oljeflaket.
- ✓ Avsløre og studere eventuelle effekter av oljen på plankton og fisk i hht. det samlede skademønsteret.

Undersøkelsene inkluderer identifisering og mengdemåling av plankton- og fiskeressursene innenfor og utenfor det forurensede området, samt innsamling av prøver for ulike typer laboratorieanalyser for påvisning av eventuelle akutte effekter⁵. Ved påvisning av disse kan det være aktuelt å følge opp studier av senskader.

6.3 Implementering

Det er viktig å opparbeide prøver av den faktiske ressurs-situasjonen før større områder er kontaminert. Observasjonene gjentas over en periode bestemt av episodens størrelse, nedbrytningen av oljen og effektene som påvises innledningsvis.

Aktivitet		
Fase I: Initiell fase	Fase II: Akuttfasen	Fase III: Etturvirkningsfasen
<ul style="list-style-type: none">➤ Skaffe tilveie oppdatert kunnskap om ressurs-situasjonen i utslippsområdet og i tilgrensende områder➤ Valg av prøvetakingsstrategi➤ Egnede utstyr, prosedyrer og kompetent personell fremskaffes	<ul style="list-style-type: none">➤ Prøvetaking og observasjoner av utvalgte marine organismer i hht. gjeldende prosedyrer (Bjørke et al. 1997; Fotland et al. 1997)➤ Akutte giftighetstester samt prøvetaking av vannmassene og evt. oljeflak vurderes	<ul style="list-style-type: none">➤ Videre strategi, inkl. prøvetaking, velges ut fra ressurs-situasjonen i området samt erfaringer fra Fase I og II➤ Prøver i hht. gjeldende prøvetakingsprosedyrer, hvor studier av langtidseffekter og senskader prioriteres

⁵ Kontrollerte eksponeringsforsøk med voksen fisk kan være aktuelt som referanse mht. type effekter og graden av disse vis à vis villfanget fisk.

A7. ANADROM FISK

Anadrome laksefisk kan rammes av akutt oljeforurensning primært i forbindelse smoltens utvandring og den voksne fiskens innvandring til vassdragene, men også fisk som står i kystfarvann og fjorder kan bli eksponert. Undersøkelsene fokuseres derfor på laks, sjørret og sjørøye, med innsamling av fisk i felt for påfølgende analyser av subletale effekter i laboratoriet. Undersøkelsene dekker ikke oppdrettsvirksomhet. Strategi, faglige forutsetninger og utførelse er beskrevet i detalj i kap. B3.

Anadrom fisk

- Prioritert arter; laks, sjørøye, sjørret
- Vurdere eksponering – subletale akutte effekter
- Evt. kvantifisering av skader på bestand

7.1 Målsetting

Målsettingen med undersøkelsene er å dokumentere utvalgte arters eventuelle eksponering for olje; påvise hvilke effekter som oppstår samt omfang og betydning av disse i forhold til det samlede skadebildet. Undersøkelsene omfatter ikke fisk som inngår i kommersiell oppdrettsvirksomhet.

Undersøkelsene vil primært fokusere på akutte, subletale effekter, mens eventuelle senskader og skader på bestand må følges opp over tid.

7.2 Strategi & prioriteringer

Prøvetakingsstrategien må tilpasses oljens faktiske drift og spredning (jf. kap. A4), og baseres således på følgende to grunnprinsipper:

- ✓ Vurdere skadepotensialet – akutte effekter, i form av overlappende utbredelse av anadrom fisk og olje
- ✓ Med utgangspunkt i fiskens eksponering for olje, vurdere hvordan og hvor mange fisk innenfor de respektive utviklingsstadiene som eventuelt blir påvirket av oljen på kort og lang sikt, for derav evaluere skade på bestanden.

Vurderingene forutsetter kunnskap om de respektive ressursforekomster, deres fordeling i tid og rom, samt adferd og livshistorie. Feltarbeidet omfatter innsamling av fisk i påvirket og upåvirket område, fortrinnsvis med trål, for påfølgende analyser i laboratoriet mhp. utvalgte fysiologiske parametere som indikasjon på subletale effekter⁶. Ved påvisning av disse kan det være aktuelt å følge opp studier av senskader.

7.3 Implementering

Innsamlingen av prøvematerialet bør starte så snart influensområdet med rimelig grad av sikkerhet er identifisert og bør pågå så lenge det er overlappende olje og ressurser i miljøet.

Aktivitet		
Fase I: Initiell fase	Fase II: Akuttfasen	Fase III: Etervirkningsfasen
<ul style="list-style-type: none">➤ Skaffe tilveie oppdatert kunnskap om ressurs-situasjonen i utslippsområdet og i tilgrensende områder➤ Valg av prøvetakingsstrategi➤ Egnede utstyr, prosedyrer og kompetent personell fremskaffes	<ul style="list-style-type: none">➤ Prøvetaking på basis av observasjoner og vurderinger i Fase I➤ Løpende vurdering av situasjonen for justering av strategi, inkl. vurdering av behovet for kontrollerte forsøk	<ul style="list-style-type: none">➤ Strategi, inkl. prøvetaking, velges ut fra ressurs-situasjonen i området samt erfaringer fra Fase I og II➤ Studier av langtidseffekter og senskader prioriteres

⁶ Kontrollerte eksponeringsforsøk kan være aktuelt som referanse mht. type effekter og graden av disse vis à vis villfanget fisk.

A8. SJØFUGL

Sjøfugl er blant ressursene som rammes hardest av akutt oljeforurensning i marint miljø. Undersøkelser for å dokumentere skader er imidlertid ikke uten utfordringer, og det metodiske grunnlaget er på enkelte områder lite utviklet. Foreliggende metoder er basert på resultatene fra myndighetens undersøkelser etter Exxon Valdez, episoden i kombinasjon med egne nasjonale overvåkingsprogram. Registrering av akutt skadeomfang utgjør basis i undersøkelsestrategien. De faglige forutsetninger og utførelse er beskrevet i detalj i kap. B4.

Sjøfugl

- Kartlegging av sjøfuglenes fordeling
- Kvantitative registreringer; tilsølte/døde individer, arts- og bestandstilhørighet
- Registrere langtidseffekter
- Beregning av samlet skadebilde

8.1 Målsetting

Den overordnede målsetting med delundersøkelsene er å dokumentere det akutte skadeomfanget på sjøfugl og gi uttrykk for det samlede skadebildet (jf. kap. A1) ved å følge restitusjonsutviklingen på utvalgte, berørte sjøfuglbestander.

Resultatene fra forskjellige deler av feltundersøkelsene vil gi kvantitative mål for akutt oljebelastning i form av tilsølte og døde individer, deres artssammensetning, kjønns- og aldersfordeling samt populasjonstilhørighet, som i kombinasjon med beregninger av hvor mange individer som faktisk berøres og hvor store bestandsandeler som berøres kan gi uttrykk for det samlede skadebildet for bestandene på lokalt, regional, nasjonalt og internasjonalt nivå.

8.2 Strategi & prioriteringer

For å beregne det akutte skadeomfanget er det avgjørende å kjenne sjøfuglenes eksakte fordeling i berørte områder, referanseområder og områder med avbøtende tiltak umiddelbart før, under og etter episoden. Undersøkelsene kan således organiseres i fire hovedaktiviteter:

- ✓ Registrering av akutt skadeomfang
- ✓ Innsamling av materiale for bestemmelse av kjønns- og aldersfordeling, populasjonstilhørighet, tilstand og næringsvalg til rammede individer
- ✓ Måle effekter av avbøtende tiltak
- ✓ Registrere langtidseffekter og restitusjon i berørte populasjoner.

Under hver av hovedaktivitetene er det identifisert en eller flere delaktiviteter, som hver især gir prioriterte bidrag til det samlede skadebildet (jf. kap. A1)⁷. Disse er beskrevet i detalj i kap. B4.

8.3 Implementering

Det er viktig å identifisere viktige sjøfugllokaliteter i berørte og potensielt berørte områder så tidlig som mulig. Dette arbeidet må baseres på driftsprogner for oljen (jf. kap. A4) i kombinasjon med eksisterende kunnskap om sjøfuglenes fordeling (jf. historiske data i Vedlegg I) og feltundersøkelser.

Aktivitet		
Fase I: Initiell fase	Fase II: Akuttfasen	Fase III: Etturvirkningsfasen
<ul style="list-style-type: none">➤ Kartlegging av fordeling➤ Registrere rammede individers arts-, kjønns- og aldersfordeling	<ul style="list-style-type: none">➤ Kartlegging av fordeling➤ Innsamling av materiale➤ Registrere rammede individers arts-, kjønns- og aldersfordeling➤ Estimere ant. berørte individer➤ Registrere fordeling i berørte omr. m. og u. avbøtende tiltak	<ul style="list-style-type: none">➤ Kartlegging av fordeling➤ Estimere hvor mange individer som faktisk berøres➤ Estimere rammede bestandsandeler➤ Registrere fordeling i berørte omr. m. og u. avbøtende tiltak➤ Overvåke langtidseffekter

⁷ Merk at valg av måleparametere, målestasjoner og dekningsområde for undersøkelsene bør koordineres med etablerte overvåkingsprogrammer.

A9. MARINE PATTEDYR

Med enkelte unntak er det ikke registrert omfattende dødelighet i populasjoner av sel og hval etter akutt oljeforurensning. Oter har imidlertid vist seg å være svært sårbar. Undersøkellesmetodene er derfor konsentrert om kystnære, stedbundne arter hvor havert, steinkobbe og oter, med fokus på subletale kort- eller langtidsvirkninger. Strategien bygger på kvantitativ vurdering av lokale forekomster, registrering og undersøkelser av berørte individer. Strategi, faglige forutsetninger og utførelse er beskrevet i kap. B5.

Marine pattedyr

- Prioriterte arter; havert, steinkobbe og oter
- Kvantitativ registreringer; berørte ind.
- Post-mortem undersøkelser
- Beregning av samlet skadebilde

9.1 Målsetting

Målsettingen med å dokumentere det samlede skadebildet er tilpasset egenskapene til de respektive ressursene, hvor undersøkelsene bygger på prinsippet for kvantitativ vurdering av lokal forekomst før, under og etter selve episoden.⁸

Resultatene vil gi uttrykk for antall berørte individer/grad av berøring, inklusivt deres respektive alders- og kjønnsfordeling, vurderinger av bestandstilhørighet og restitusjon. Skadebildet relateres til dose-respons forhold, hvor døde dyr eller dyr som må avlives av dyrevernmessige årsaker blir gjenstand for *post mortem* undersøkelser.

9.2 Strategi & prioriteringer

Undersøkelsene vil primært fokusere på kystnære og tildels stedbundne arter oter, havert, steinkobbe og nise, med prioritering av de tre førstnevnte. For disse organiseres arbeidet mot fire delmål:

- ✓ Registrering av akutt skadeomfang
- ✓ Registrering av eksponeringstid
- ✓ *Post mortem* undersøkelser (inkludert innsamling av annet relevant biologisk materiale)
- ✓ Overvåke restitusjonsprosess og restitusjonstid.

Under hver av hovedaktivitetene er det identifisert en eller flere delaktiviteter, som hver især gir prioriterte bidrag til det samlede skadebildet (jf. kap. A1). Disse er beskrevet i detalj i kap. B5.

9.3 Implementering

Det er viktig å identifisere viktige pattedyrlokaliteter i berørte og potensielt berørte områder så tidlig som mulig. Dette arbeidet må baseres på driftsprognoser for oljen (jf. kap. A4) i kombinasjon med eksisterende kunnskap om pattedyrenes fordeling (jf. historiske data i Vedlegg I) og feltundersøkelser.

Aktivitet		
Fase I: Initiell fase	Fase II: Akuttfasen	Fase III: Etervirkningsfasen
<ul style="list-style-type: none">➤ Innhente bakgrunnsdata➤ Etablere transekter➤ Foreta inventering langs transekter før t_0.	<ul style="list-style-type: none">➤ Justere transekter i hht. oljens utbredelse➤ Inventering av transektene, med registrering av døde dyr i og utenfor influensområdet➤ Samle alle døde dyr for <i>post mortem</i> undersøkelser➤ Registrere eksponeringstid, dvs. tilstedeværelse av olje på relevante steder og habitater.	<ul style="list-style-type: none">➤ Regelmessige (f.eks. årlige) inventeringer i influens- og referanseområdet➤ Overvåke restitusjonsprosesser og -tid.

⁸ For oter vil en kvantitativ undersøkelse primært baseres på registrering og tolkning av sportegn, samt innsamling og *post mortem* undersøkelser av døde dyr.

REFERANSER

- Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. NINA Oppdragsmelding 310: 1-18.
- Bjørke, H., Endresen, B., Ellertsen, B., Hansen, K., Hassel, A., Knutsen, T & Rey, L. 1997. Håndbok for innsamling og bearbeiding av dyreplankton, fiskeegg og fiskelarver. Havforskningsinstituttets kvalitetssystem. Rapport, Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Clark, R.B. 1989. Marine Pollution. 2nd. Ed. Oxford Univ. Press.
- Fotland, Å., Borge, A., Gjøseter, H. & Mjanger, H. 1997. Håndbok for prøvetaking av fisk og krepsdyr. Havforskningsinstituttets kvalitetssystem (Rev. 3.14). Rapport, Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Moe, K.A., Anker-Nilssen, T., Bakken, V., Brude, O.W., Fossum, P., Lorentsen, S.H. & Skeie, G.M. 1999. Spesielt Miljøfølsomme Områder (SMO) og petroleumsvirksomhet. Implementering av kriterier for identifikasjon av SMO i norske farvann med fokus på akutt oljeforurensning. Alpha Miljørådgivning - Havforskningsinstituttet - Norsk institutt for naturforskning - Norsk Polarinstitut. Rapport 1007-1, Alpha Miljørådgivning. 51 s. + Web-Atlas CD-ROM.
- Page, D.S., Gilfillan, E.S., Boehm, P.D. & James Harner, E. 1995. Shoreline ecology program for Prince William Sound, Alaska, following the *Exxon Valdez* oil spill: Part 1-Study design and methods. S. 263-295 i Wells, P.G., Butler, J.N. & Stavely Hughes, J. (eds.): *Exxon Valdez* oil spill: Fate and effects in Alaskan waters. Rapport STP 1219, American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds.) 1996. Proceedings of the *Exxon Valdez* oil spill symposium. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18. Bethesda, Maryland, USA. 931 s.
- SFT & DN 1996. Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. Statens forurensningstilsyn og Direktoratet for naturforvaltning. Veileder. 16 s.

DEL B

STRATEGI, PRØVETAKING OG ANALYSER

B1. OLJENS SKJEBNE	42
1.1 PRØVETAKINGSSTRATEGI; FAGLIG BAKGRUNN FOR PRIORITERINGER.....	42
1.2 SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR.....	44
1.3 SPESIFIKKE KRAV TIL KOMPETANSE.....	44
1.4 PROSEDYRE – GJENNOMFØRING.....	44
1.4.1 Olje på overflaten.....	45
1.4.2 Olje i vannsøylen.....	46
1.4.3 Olje på strand.....	46
1.4.4 Olje i strandsubstrat.....	46
1.4.5 Olje i bunnsediment.....	46
1.5 ANALYSER – LABORATORIET	47
1.5.1 Fysikalsk-kjemiske analyser av olje og emulsjon.....	47
1.5.2 Analyse av hydrokarboner i vann.....	47
1.5.3 Oljekomponenter i strandsubstrat.....	47
1.5.4 Oljekomponenter i bunnsediment.....	47
1.6 DATABEHANDLING.....	47
1.6.1 Drivbaneberegninger.....	47
1.6.2 Beregninger av oljens skjebne/oljebudsjett.....	48
1.7 KVALITETSKONTROLL.....	48
B2. STRAND	49
2.1 PRØVETAKINGSSTRATEGI; FAGLIGE BAKGRUNN FOR PRIORITERINGER.....	49
2.1.1 Sprutsonen.....	49
2.1.2 Tidevannssonen.....	50
2.1.3 Sjøsonen.....	51
2.2 SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR.....	51
2.3 SPESIFIKKE KRAV TIL KOMPETANSE.....	51
2.4 PROSEDYRE - GJENNOMFØRING.....	51
2.4.1 Sprutsone.....	51
2.4.2 Tidevannssonen.....	53
2.4.3 Sjøsonen.....	54
2.5 ANALYSER - LABORATORIET	55
2.5.1 Billedanalyser etter fotoregistrering.....	55
2.5.2 Analyser av biologiske prøver.....	55
2.5.3 Fysiske & kjemiske analyser.....	56
2.6 DATABEHANDLING.....	56
2.7 KVALITETSKONTROLL.....	56
B3. PLANKTON & FISK	58
3.1 PRØVETAKINGSSTRATEGI; FAGLIG BAKGRUNN FOR PRIORITERINGER.....	58
3.1.1 Planteplankton.....	60
3.1.2 Dyreplankton, fiskeegg og fiskelarver (dyreplanktonet).....	60
3.1.3 Marin fisk.....	61
3.1.4 Anadrom laksefisk	62
3.1.5 Tidsvinduer for implementering.....	63
3.2 SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR.....	64
3.2.1 Plankton & marin fisk.....	64
3.2.2 Anadrom laksefisk	64
3.3 SPESIFIKKE KRAV TIL KOMPETANSE.....	64
3.4 PROSEDYRE – GJENNOMFØRING.....	64
3.4.1 Marin fisk & plankton.....	64
3.4.2 Anadrome laksefisk	65

3.5	ANALYSER – LABORATORIET	67
3.5.1	Marin fisk & plankton.....	67
3.5.2	Anadrom laksefisk.....	67
3.6	DATABEHANDLING.....	68
3.6.1	Marin fisk & plankton.....	68
3.6.2	Anadrom laksefisk.....	68
3.7	KVALITETSKONTROLL.....	69
3.7.1	Marin fisk & plankton.....	69
3.7.2	Anadrom fisk.....	69
B4.	SJØFUGL	70
4.1	PRØVETAKINGSSTRATEGI; FAGLIG BAKGRUNN FOR PRIORITERINGER.....	70
4.1.1	Registrering av akutt skadeomfang.....	70
4.1.2	Innsamling av materiale for bestemmelse av kjønns- og aldersfordeling, populasjonstilhørighet og næringsvalg til rammede individer.....	72
4.1.3	Måle effekter av avbøtende tiltak.....	72
4.1.4	Overvåke langtidseffekter i berørte populasjoner.....	73
4.1.5	Tidsvinduer for implementering.....	74
4.2	PROSEDYRE – GJENNOMFØRING.....	75
4.2.1	Prioritering av delundersøkelsene.....	75
4.2.2	Registrering av akutt skadeomfang.....	75
4.2.3	Innsamling av materiale for bestemmelse av skadebilde, kjønns- og aldersfordeling, tilstand og populasjonstilhørighet til rammede individer.....	77
4.2.4	Måle effekter av avbøtende tiltak.....	77
4.2.5	Overvåke langtidseffekter i berørte populasjoner.....	78
4.3	ANALYSER – LABORATORIET	79
4.3.1	Bestemmelse av art, kjønn og alder og tilstand for innsamlede individer.....	79
4.3.2	Bestemmelse av populasjonstilhørighet for innsamlede individer.....	80
4.3.3	Bestemmelse av de innsamlede individenes næringsvalg.....	80
4.4	DATABEHANDLING.....	81
4.4.1	Estimere akutt skadeomfang.....	81
4.4.2	Identifisere hvilke populasjoner som er rammet og estimere det relative omfang av akutte skader for hver populasjon.....	81
4.4.3	Bestemme bestandsutvikling i effektperioden.....	81
4.4.4	Estimere grad av restitusjon.....	82
4.4.5	Dokumentere effekter av avbøtende tiltak.....	82
4.5	KVALITETSKONTROLL.....	82
4.5.1	Lagring av biologisk materiale.....	82
4.5.2	Lagring av originaldata.....	82
4.5.3	Databaser for felt- og laboratoriedata.....	82
B5.	MARINE PATTEDYR	83
5.1	PRØVETAKINGSSTRATEGI; FAGLIG BAKGRUNN FOR PRIORITERINGER.....	83
5.1.1	Sel.....	83
5.1.2	Oter.....	84
5.1.3	Tidsvinduer for implementering.....	84
5.2	SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR.....	85
5.3	SPESIFIKKE KRAV TIL KOMPETANSE.....	85
5.3.1	Sel.....	85
5.3.2	Oter.....	85
5.4	PROSEDYRE – GJENNOMFØRING.....	86
5.4.1	Sel.....	86
5.4.2	Oter.....	86
5.4.3	Marine pattedyr & oter.....	87
5.5	ANALYSER – LABORATORIET	87
5.5.1	Post Mortem undersøkelser.....	87
5.5.2	Endokrinologiske og histopatologiske undersøkelser.....	88
5.6	DATABEHANDLING.....	88
5.6.1	Estimering av akutt skadeomfang.....	88
5.6.2	Estimere langtidseffekt og restitusjonsstid.....	88
5.7	KVALITETSKONTROLL.....	88

5.7.1	<i>Behandling og lagring av biologisk materiale</i>	88
5.7.2	<i>Behandling og lagring av originaldata</i>	89
5.7.3	<i>Databaser og analyseresultater</i>	89

REFERANSER

90

B1. OLJENS SKJEBNE

Ved utslipp til overflaten vil olje umiddelbart ha en drift og spredning som styres av dens egenskaper og de rådende værforhold. Oljen vil gjennomgå forvittringsprosesser (vannopptak, emulgering, naturlig dispergering og fordamping), prosesser som også er av betydning for ressursenes respons og skadebildet. For å kunne vurdere hvilke naturressurser som vil kunne bli berørt i kombinasjon med oljens aldring, er det viktig å etablere mest mulig kunnskap om oljens egenskaper i tillegg til strøm- og vinddata. Det metodiske rammeverket for dette, uttrykt ved bestemmelse av forvittringsegenskaper, modellering av oljens skjebne samt prøvetaking og analyse av olje/oljekomponenter i vann, sediment og strandsubstrat, er beskrevet i det følgende. En oppsummering av undersøkelsene av oljens skjebne er gitt i kap. A2.

1.1 Prøvetakingsstrategi; faglig bakgrunn for prioriteringer

Beregninger av oljens drift og spredning er av vital betydning for aksjonsledelsen for vurdering av aktuelle tiltak for å bekjempe oljen. Like viktig er bidraget til å identifisere områder som kan bli berørt av olje som basis for å identifisere ressurser som kan bli skadet og for tilpasning av de respektive måleprogrammene. I det følgende er det gitt en kortfattet beskrivelse av strategien med referanse til de ulike faser av sølet (jf. Kap. A1).

Initiell Fase (I)

Olje vil umiddelbart etter frigjøring inngå i en serie prosesser som over tid vil endre oljens sammensetning og fysikalsk-kjemiske egenskaper. Disse forvittrings- eller aldringsprosessene vil samtidig være av signifikant betydning for ressursenes eksponering for og respons på oljen.

Prøvetaking og feltanalyser av olje på overflaten så tidlig som mulig i utslippssituasjonen (helst i løpet av de første 12-24 timer) er en forutsetning for å danne seg et mest mulig korrekt bilde av oljens egenskaper mhp. forvitring under de til enhver tid rådende forhold.

I tillegg er det viktig å identifisere relevante grunnlagsdata for beregninger av oljens skjebne (se også kap. A2). Dette inkluderer både miljødata og data som spesifikt beskriver utslippet og oljetypen:

- ✓ Miljødata, inkl. klokkeslett, posisjon for utslipp, vinddata, strømdata, bølgehøyde, sjø- og lufttemperaturer, evt. lagdeling i vannmassene. Eventuelle variasjoner i miljødata og utslippsbetingelser under episoden registreres løpende over episodens varighet.
- ✓ Olje- og utslippsdata⁹, inkl. oljetype, forvittringsegenskaper, utslippsmengde, utslippsrate, utslippsdyp for undervannsutslipp, utslippets temperatur.

Utfyllende oljedriftsberegninger bør utføres så tidlig som mulig. Disse må koordineres med eventuelle oljedriftsberegninger som utføres i forbindelse med oljevernaksjonene.

Oljedriftsberegninger erstatter ikke den løpende registrering av oljens faktiske drift og spredning. Simuleringer med egnet modellverktøy har som all annen matematisk modellering av naturforhold også elementer av usikkerhet. Dette er særlig uttrykt ved modellering nær land, der oljens drift og spredning for en stor del er styrt av lokale forhold og landmassenes topografi. Ikke desto mindre representerer de antatt mest anvendte modellene det best tilgjengelige verktøy på dette området, og er kontinuerlig gjenstand for videreutvikling og forbedringer. Det bør forutsettes at usikkerheten i resultatene dokumenteres ved rapportering.

Akutt Fase (IIa – IIb)

I et overflateutslipp vil olje bli dispergert i vannmassene, avhengig av bl.a. oljetype og værforhold. Dette kan gi opphav til høye konsentrasjoner av vannløselige oljekomponenter og dispergert olje

⁹ Tilgjengelige forvittringsdata kan skaffes tilveie fra SINTEF Kjemis oljedatabase som inneholder laboratoriedata på forvittringsegenskaper til over 50 ulike oljetyper og tilsvarende data på ytterligere 200 oljetyper på "Crude Assays".

under et oljeflak. Ved eventuell bruk av dispergeringsmidler vil konsentrasjonen av dispergert olje under flaket øke. Konsentrasjonen av dispergert olje og løste oljekomponenter kan følges ved å analysere vannmassene under et oljeflak.

Ved et undervannsutslipp vil det være stor sannsynlighet for at oljen dispergerer i vannmassene, og det er også i dette tilfellet viktig å kunne måle oljekonsentrasjoner i utslippsområdet.

Det vil også i denne fasen være behov for å analysere olje på overflaten. Hvis utslippet har en lengre varighet, anbefales det å gjenta prøvetaking hvert annet døgn til utslippet er opphørt. Det er viktig at prøvetakingen gjentas på denne måten ved forandringer i værforhold. I denne forbindelse er det relevant å vurdere følgende aktiviteter:

- ✓ Behov for prøvetaking og feltanalyser av olje på overflaten og løste oljekomponenter/dispergerte oljedråper i vannmassene identifiseres. Data fra disse analysene utgjør inngangsdata til eventuelle beregninger av oljens skjebne.
- ✓ Beregninger av oljens skjebne utføres på grunnlag av innsamlede data fra Fase I, og eventuelle eksperimentelle data fra feltanalyser. Det er viktig at disse beregningene ivaretar forvitringsegenskapene til den aktuelle oljen.
- ✓ Beregninger av oljebudsjett utføres på grunnlag av innsamlede data fra Fase I, og eventuelle eksperimentelle data fra feltanalyser. Det er viktig at disse beregningene ivaretar forvitringsegenskapene til den aktuelle oljen. Oljebudsjettet presenteres i løpende statusrapporter.
- ✓ Beregningene benyttes som grunnlag til å foreslå skadebegrensende tiltak og til vurdering av netto miljøgevinst for foreslåtte skadebegrensende tiltak.

Ettervirkningsfasen (III)

Det er viktig å ha etablert en prøvetakingsstrategi som gjør det mulig å vurdere effekten av skadebegrensende tiltak (f.eks. opprensning) og naturlig restitusjon, både for forurenset sediment og strand. Dette innebærer jevnlig prøvetaking i etterkant av utslippet og etablering av kjemiske forhold i området før forurensning som følge av oljeutslippet har funnet sted.

- ✓ Beregninger av dose-respons-forhold for berørte ressurser er relevant. Dette innebærer bruk av modeller som ivaretar forvitring av oljen og utbredelsen av berørte naturressurser.
- ✓ Beregninger av netto miljøgevinst for gjennomførte skadebegrensende tiltak er en aktuell problemstilling som bør vurderes¹⁰.

Følgende måleprogram prioriteres (merk at prioriteringene er nærmere belyst i de respektive delundersøkelsene i Del B):

Prøvetaking og analyse av olje på strand. Prøvetaking og analyse av strandet olje er viktig for å kunne fastslå om mer perifere funn av strandet olje kan knyttes til det aktuelle utslippet (oljeidentifikasjon). Antall prøvepunkter må avstemmes i forhold til utbredelsen av sølet og resultater av oljedriftsberegninger. Plasseringen av prøvepunktene bør også harmoneres med stasjonsplassering for de biologiske undersøkelsene av stranden.

Prøvetaking av strandsubstrat. Valg av prøvetakingspunkter må tas på grunnlag av de ulike sett med betingelser som er tilstede for ulike scenarier: Utbredelsen av oljen, type strandsubstrat, eksponeringsgrad og oljemengder på de forskjellige lokalitetene. For å kunne belyse dose-respons forhold må prøver for oljeanalyser (øveste 5 cm av sedimentet) tas i midtre del av tidevannssonen på alle strender som velges ut for studie av bløtbunnsfjære (se kap. B2). Disse prøvene bør tas på alle tidspunkt hvor det tas prøver for undersøkelse av bløtbunnsfjære. Det er viktig å vurdere undersøkelser av strender som er tilstøtende til strender eksponert for olje, med tanke på forflytning av olje som et

¹⁰ Pr. dato foreligger det ikke etterprøvbare metoder til dette formålet. Strategien bak foreliggende veiledning – fra beregninger av oljebudsjett til skadeestimer over tid – vil imidlertid gjøre det mulig å foreta meningsfylte relasjoner på dette området. Dette forutsetter imidlertid at nødvendige delundersøkelsene implementeres, resultatene rapporteres og at de samlede effekter evalueres i hht. de beskrevne prosedyrene.

resultat av saneringstiltak og naturlige prosesser. Det bør også vurderes å inkludere prøvetaking av sediment nær tilsølte områder, og avstanden fra strand til prøvetakingspunktet må vurderes ut fra type strandsubstrat og eksponeringsgrad. Prøvetakingspunktene bør velges i sammenheng med de biologiske undersøkelsene på strand slik at oljedataene kan knyttes direkte til de biologiske effektmålingene.

Prøvetaking av bunnsediment i sjøsonen. Dersom det har vært et oljeutslipp i grunne farvann, eventuelt et uhell med stor grad av nedblanding av olje i vannmassene, tas prøver av sediment i det aktuelle området. Prioritering av sedimenttyper ved stasjonsetableringen bør være som for de biologiske registreringene (se kap B2). *Det er hensiktsmessig at prøvetakingen gjennomføres som ledd i prøvetakingen for bunnfauna.*

Det er viktig at det etableres en oversikt over bakgrunnsnivå av hydrokarboner i sediment ved prøvetaking av referansestasjoner fra ikke-forurensede områder i geografisk nærhet, og at disse er mest mulig sammenlignbare med hensyn på type sediment. Det bør velges min. 3 referansestasjoner. Sedimentprøver for oljeanalyser tas på alle upåvirkede lokaliteter der det gjennomføres undersøkelser av bløtbunnsfjære. Referansestasjonene prøvetas og analyseres mhp. de samme komponentene som de andre prøvene.

1.2 Spesifikke krav til utstyr

Prøvetaking i åpent hav stiller krav til havgående fartøy (jf. kap. A2.3). Dette må være utstyrt med posisjoneringsutstyr og bør ha muligheter for plassering av laboratoriecontainer på dekk. Egnet prøvetakingsutstyr, både for olje på sjø, strand og i sediment, er gitt i Vedlegg III.¹¹

1.3 Spesifikke krav til kompetanse

Arbeidet med oljekjemi/analytisk kjemi i felt og i laboratoriet krever formell kompetanse og relevant erfaring. Kravene til kvalitetssikring er beskrevet i kap. B1.7. Det bør kunne stilles krav til akkreditering for laboratorietjenester. Sikkerhetsopplæring er en fordel.

1.4 Prosedyre – gjennomføring

En del av analysene er viktige å foreta så hurtig som mulig etter prøvetaking og dette innebærer analyser som må utføres i felt. Analyser av f.eks. emulsjoner som er ustabile over tid må utføres umiddelbart etter prøvetaking. De respektive undersøkelsenes prioritet i tid er gitt i tabellen under.

Prioritet	Delundersøkelse	Utslippfase	Hva gjøres	Referanse
1a	Olje på overflaten	I	Prøvetaking av olje	Kap. B1.4.1
1b	Olje på overflaten	I	Analyse av emulsjonens filmtykkelse	Kap. B1.4.1
1b	Olje på overflaten	I	Fysikalsk-kjemiske analyser av olje/emulsjon (feltanalyser)	Kap. B1.4.1
2	Olje i vannsøylen	I	Måling av oljekons. i vannsøylen	Kap. B1.4.2
3a	Olje på strand	II	Fysikalsk-kjemiske analyser av olje på strand	Kap. B1.4.3
3b	Olje på strand	II	Oljeidentifikasjon	Kap. B1.4.3
4	Olje i strandsubstrat	II	Prøvetaking og analyse av olje i ulike sjikt	Kap. B1.4.4
5	Olje i bunnsediment	II	Prøvetaking og analyse av olje i bunnsediment	Kap. B1.4.5
6	Olje i strandsubstrat	III	Prøvetaking og analyse av olje i ulike sjikt – oppfølgende undersøkelser	Kap. B1.4.4
7	Olje i bunnsediment	III	Prøvetaking og analyse av olje i sediment – oppfølgende undersøkelser	Kap. B1.4.5

¹¹ På grunn av behovet for hurtig igangsetting av prøvetaking i felt vil det være fordelaktig at en del av dette utstyret finnes ferdig pakket i beredskap til slike aksjoner.

Ved alle prøvetakingspunkter skal nøyaktig posisjon og samhørende klokkeslett (UTC) logges i henhold til dataregistreringsskjemaet i Vedlegg II.

1.4.1 Olje på overflaten

Dette punktet gjennomføres kun ved synlig olje på overflaten.

Det tas 35 prøver i 2-3 replikater på forskjellige posisjoner innenfor flaket for å ta høyde for forskjellig tykkelse av olje-emulsjon (og derav forskjellige fysikalsk-kjemiske egenskaper til prøvene) innenfor flaket.

Det er spesielt viktig at prøvetaking av olje på sjø foretas så hurtig som mulig etter utslippet og gjentas ved ulike tidspunkt innenfor det første døgnet. Dette vil gi viktige data for beregning av videre forvitring. Hvis utslippet har en varighet på flere døgn kan det være fornuftig å ta ytterligere prøver, f.eks. etter 2 døgn, 4 døgn osv.

Analyse av emulsjonens filmtykkelse

Valg av metodikk er avhengig av filmtykkelsen, og ved tynne filmer kan det være mest hensiktsmessig å foreta prøvetaking med adsorberende teflon- eller polypropylenduk/pute. For nærmere beskrivelse av metodikk henvises det til Strøm-Kristiansen et al. (1996).

Ved filmtykkelser mindre enn 2-3 mm brukes en duk (f.eks. 210x240 mm) av et oljeadsorberende materiale som polypropylen (3M Corporation) eller ETFE (Sefar Inc.) med påsatt klips og tråd. Denne plasseres forsiktig på overflaten og fjernes etter 5-10 sekunder. Duken overføres deretter til en 500 ml vidhalset brun flaske, og transporteres til laboratorium for ekstraksjon (med diklormetan) og kvantitativ analyse ved bruk av spektrofotometri (GC-GC/MS) basert på standardløsninger med kjente konsentrasjoner av en liknende olje.

Ved tykkere filmer (flere millimeters tykkelse) kan en enkel gjennomiktig plexiglasssyylinder (indre diameter 200 mm) med åpne-lukke mekanisme i den ene enden benyttes til visuell observasjon av olje-vann interfasen. Sylindere passerer gjennom olje-vann interfasen i åpen vertikal posisjon, og lukkes for å foreta prøvetaking av interfasen. Filmtykkelsen leses av og noteres i feltjournalen.

For å fremskaffe best mulig informasjon til beregning av oljemengde på overflaten, bør målingene av filmtykkelsene i mest mulig grad koordineres med arealbestemmelse fra overvåkningsfly (f.eks. LN-SFT).

Fysikalsk-kjemiske analyser i felt

For nærmere beskrivelse av metodikk henvises det til Strøm-Kristiansen et al. (1996). Prøvene fra oljeflaket skal analyseres i felt for følgende parametere:

Vanninnhold. Analysen baseres på to parallelle prøver. En prøve av emulsjonen (ca. 15 ml) overføres til et 20 ml prøveglass, tilsettes 5000 ppm (relativt til olje-vann emulsjonsvolumet) av en emulsjonsbryter (f.eks. Alcopol O, 60%). Emulsjonsbryteren ristes forsiktig inn i prøven, prøven varmes til 50 °C i en time på en varmeplate, og deretter ristes i ett minutt for skille av vann- og oljefasen. Volumet av vann- og oljefasen bestemmes.

Viskositet av vann-olje emulsjonen. En prøve av emulsjonen analyseres med et felt-viskosimeter, f.eks. Bohlin Visco 88. Analysene utføres for 6 spesifikke skjærrater mellom 1 og 200 s⁻¹. Analysene baseres på to paralleller.

Stabilitet av vann-olje emulsjon. Måling av stabilitet av emulsjonen, basert på 2 paralleller, blir utført ved å kvantifisere fritt vann som separeres ut fra olje-vann emulsjonen etter 1 og 24 timers henstand ved aktuell sjøvannstemperatur (NB! krever kjøleskap).

Effektivitet av emulsjonsbryter (felt-sjekk). Analysen baseres på to parallelle prøver. En prøve av emulsjonen (ca. 15 ml) overføres til et 20 ml prøveglass, tilsettes 500 ppm (relativt til olje-vann emulsjonsvolumet) av en emulsjonsbryter (f.eks. Alcopol O, 60%). Emulsjonsbryteren ristes forsiktig inn i prøven. Volumet av vann- og oljefasen bestemmes etter 1 og 24 timers henstand.

1.4.2 Olje i vannsøylen

Konsentrasjon av vannløselige oljekomponenter og dispergert olje skal analyseres med UV/fluorescens-måler i kombinasjon med vannprøver for kjemisk analyse. Dette vil gi den totale hydrokarbonkonsentrasjonen som sum av dispergert olje og løste oljekomponenter. Konsentrasjon i vannmassene måles under flaket eller i utslippsområdet ved et undervannsutslipp uten synlig olje på overflaten. Under et oljeflak skal det måles konsentrasjon i flere dyp (1, 3 og 5 meter). Det er spesielt viktig å måle konsentrasjon av hydrokarboner i vannmassene under flaket ved påføring av dispergeringsmidler.

For å kalibrere resultatene fra målinger utført med UV/fluorescens-måler skal det tas vannprøver fra samme målepunkt som skal analyseres mhp. THC. Samme prøve skal også analyseres mer spesifikt med hensyn på polare hydrokarboner, NPD og PAH. Disse vannprøvene tilsettes HCl til pH=2, og oppbevares mørkt og kaldt til analyse. Analysene bør foretas så hurtig som mulig etter prøvetaking, og helst ikke mer enn en måned etter prøvetaking.

1.4.3 Olje på strand

Det skal tas prøver av oljen for analyse av fysikalsk-kjemiske egenskaper og til oljeidentifikasjon. Prøvene skal analyseres for følgende parametere (for nærmere beskrivelse av metodikk, se kap. B1.4.1):

- ✓ Vanninnhold
- ✓ Viskositet/reologi av vann-olje emulsjonen
- ✓ Stabilitet av vann/olje emulsjon
- ✓ Oljeidentifikasjon i henhold til NORDTEST (1991).

Prøvetakingen for oljeanalyser av strand (både sprut- tidevanns- og sjøsonen) må skje i samordning med de biologiske undersøkelsene på stranda på en slik måte at kjemiske og biologiske data kan knyttes sammen i analysen, og uten at innsamlingen av de kjemiske prøvene påvirker de biologiske resultatene fra ettervirkningsfasen.

1.4.4 Olje i strandsubstrat

Ved prøvetaking av strandsubstrat skal det tas prøver i ulike sjikt, og det anbefales at disse sjiktprøvene representerer 0-5, 5-20 og 20-50 cm. Den vertikale fordelingen av hydrokarboner i strandsubstrat bør følges over tid, og de samme stasjonene må benyttes i de oppfølgende undersøkelsene. Hyppighet og varighet av de oppfølgende undersøkelsene vil være bestemt av det biologiske skademønsteret, og må vurderes fra tilfelle til tilfelle. Det er spesielt viktig at prøvetaking skjer i forbindelse med saneringstiltak, slik at situasjonen før og etter tiltak blir kartlagt.

Alle prøver, minimum 200 g, pakkes inn i aluminiumsfolie eller aluminiumsbegere m/lokk. Disse pakkes igjen inn i lynlåsposer av plast, merkes og oppbevares ved ± 20 °C til analyse.

1.4.5 Olje i bunnsediment

Prøvetakingen skal om mulig tas med kjerneprøvetaker, alternativt med grabb som beskrevet over. Det er viktig at hastigheten av grabb/kjerneprøvetaker ikke er for høy før den treffer bunnen, dvs. at hastigheten ikke må overstige 0,2 m/s (SFT 1990).

Alle prøver, minimum 200 g, pakkes inn i aluminiumsfolie eller aluminiumsbegere m. lokk. Disse pakkes igjen inn i lynlåsposer av plast, merkes og oppbevares ved ± 20 °C til analyse.

1.5 Analyser – laboratoriet

1.5.1 Fysikalsk-kjemiske analyser av olje og emulsjon

Prøvene som transporteres til land skal analyseres for følgende parametere målt på vannfritt residue i hht. Strøm-Kristiansen et al. (1996):

- ✓ Fordampningsgrad
- ✓ Pour point
- ✓ Tetthet
- ✓ Kjemisk dispergerbarhet
- ✓ Grenseflatespenning.

1.5.2 Analyse av hydrokarboner i vann

For å kalibrere resultatene fra målinger utført med UV/fluorescens-måler skal vannprøver fra samme målepunkt som ble analysert i felt analyseres mhp. THC. Samme prøve skal også analyseres mer spesifikt med hensyn på polare hydrokarboner, NPD og PAH. En vannprøve (1 l) tilsettes intern standard (5- α -androstane, deuterte NPD og PAH), ekstraheres med diklormetan (1x50 ml, 2x30 ml), ekstraktene slås sammen og tørkes over vannfritt Na₂SO₄. Ekstraktet filtreres og dampes inn til 1 ml. Ekstraktet analyseres med GC/FID og GC/MS. Fra GC/FID-analyser skal THC kvantifiseres mot intern standard (5- α -androstane) og fra GC/MS-analysene skal NPD og PAH kvantifiseres mot intern standarder (deuterte NPD og PAH).

1.5.3 Oljekomponenter i strandsubstrat

Det analyseres med hensyn på totalt hydrokarbon med vindusstørrelse C12 til C35 (Anon. 1982) i 3 replikate prøver av hvert sjikt. Toppsjiktet (0-1 cm) skal i tillegg analyseres med hensyn på NPD og 3-6 ring aromater (Klungesøyr et al. 1988).

Deteksjonsgrense og kvantifiseringsgrense beregnes i henhold til retningslinjer gitt i Keith et al. (1983).

1.5.4 Oljekomponenter i bunnsediment

Prøver av sediment skal analyseres med hensyn på totalt hydrokarbon med vindusstørrelse C12 til C35 (Anon. 1982). Referansestasjonene og minst en av prøvetakingsstasjonene skal i tillegg analyseres med hensyn på NPD og 3-6 ring aromater (Klungesøyr et al. 1988) i tre ulike sjikt, 0-1 cm, 1-3 cm og 3-6 cm.

Deteksjonsgrense og kvantifiseringsgrense beregnes i henhold til retningslinjer gitt i Keith et al. (1983).

1.6 Databehandling

1.6.1 Drivbaneberegninger

Beregninger utført i den første fasen av utslippssituasjonen vil av tidsmessige årsaker ikke nødvendigvis ta hensyn til forvitringsegenskapene til den aktuelle oljen. Resultatene fra disse beregningene vil først og fremst bli brukt til å lage prognoser for oljeutslippet som grunnlag for å identifisere hvilke miljøressurser som kan berøres.

For drivbaneberegninger i sølets første fase må det tas utgangspunkt i aktuelle vind- og strømdata. Modellen må kunne beregne drift, spredning og sannsynlighet for stranding av oljen, og ta hensyn til enkle fysikalsk-kjemiske prosesser som fordamping og dispersjon. Videre må modellen ta hensyn til den aktuelle oljetypen i utslippet.

1.6.2 Beregninger av oljens skjebne/oljebudsjett

Tradisjonelle drivbaneberegninger som benyttes til modellering av et oljeflakets drift, spredning og sannsynlighet for stranding er ofte ikke tilstrekkelig for å gjøre beregning av forvitring. Med forvitring menes vannopptak, emulgering, naturlig dispergering og fordamping, og disse parameterene varierer mye mellom ulike oljer. Forvitningsprosesser er en betydelig faktor i betraktninger av oljens skjebne. Hvis disse egenskapene ikke er kjent fra f.eks. forvitningsstudier, er det nødvendig med eksperimentelle data (vannopptak, viskositet, stabilitet av emulsjon) for å sikre best mulig modellering av oljens skjebne¹².

1.7 Kvalitetskontroll

Det kreves akkrediterte analyser av THC, NPD og PAH i strandsubstrat og bunnsediment. For alle andre analyser som skal utføres, både i felt og i laboratoriet, bør det forutsettes at utførende institusjon har et tilfredsstillende kvalitetssikringssystem (ISO 9001 eller tilsvarende).

Alt prøvemateriell som benyttes til analyse i laboratoriet fryses ned og oppbevares i inntil 5 år.

Alle beregninger og modellresultater lagres i inntil 5 år. Alle resultater må ha referanse til hvilke inngangsdata og hvilken modell som er benyttet. Ved bruk av datamodeller, skal også en kopi av den aktuelle datamodellen lagres sammen med modellresultatene. Det bør forutsettes at utførende institusjon har et tilfredsstillende kvalitetssikringssystem (ISO 9001 eller tilsvarende).

¹² I de senere år er det utviklet modellverktøy som utfører bedre beregninger av forvitring, og disse modellene forutsetter at forvitringsegenskapene til den aktuelle oljen er kjent (forvitningsstudier). SINTEFs modell OSCAR er et eksempel på en slik modell for beregning av oljens skjebne.

B2. STRAND

En oppsummering av strandundersøkelsene er gitt i kap. A5. I det følgende er det gitt en mer utførlig beskrivelse av bakgrunnen for og utførelsen av de respektive undersøkelsene. Strategien er felles for alle strandtyper, basert på kvantitativ registrering av bunnlevende organismer i nærmere avgrensede arealer, gjentatt over tid til full restitusjon, og ledsaget av fysisk-kjemisk karakterisering av substratet. Det fokuseres på virkninger på samfunnsstruktur (artsrikhet, tetthet, artsmangfold, populasjonsendringer). Undersøkelsene omfatter både strender som er truffet av olje og sammenlignbare strender som ikke er tilsølt. Stranden deles praktisk i sprutsone, tidevannssone og sjøsonen. I sprutsone gis undersøkelse av løsmassestrender med vegetasjon høyest prioritet, fulgt av tangvoller. I tidevannssonen prioriteres bølgebeskyttede områder, mens mudderbunn, fulgt av ålegressenger og deretter øvrig løsmassebunn prioriteres i sjøsonen. Undersøkelsene dekker både initiell-, akutt- og ettervirkningsfasen.

2.1 Prøvetakingsstrategi; faglige bakgrunn for prioriteringer

Strandområder deles grovt inn i sprutsone (over flomål), tidevannssonen og sjøsonen (nedenfor fjæremål). For alle typer bygger undersøkelsesstrategien på en kvantitativ registrering av bunnlevende organismer med mer eller mindre begrenset bevegelsesmulighet mhp. å dokumentere skadens omfang og følge utviklingen fram mot full restitusjon. Datafangsten vil i stor grad være i form av lister over arter (eller høyere taksonomisk gruppe) ledsaget av tall for individtetthet eller dekningsgrad innen angitte arealer/volumer, i noen tilfeller også tall for biomasse pr. areal/volum. Registreringsformen vil være den samme i alle faser av en forurensningsepisode. Et gjennomløpende prinsipp er gjentatt registrering i tid på de samme geografisk definerte arealene. Undersøkelsene vil normalt avdekke skader av generell karakter, dvs. at skadene kan være forårsaket av fysisk tilgrising med olje, kjemisk giftvirkning av olje og eventuelle bekjempingskjemikalier eller andre virkninger av oljebekjemping. De vil normalt ikke være spesifikke for en bestemt type påvirkning, selv om dette i mange tilfeller lar seg avklare i en totalvurdering av tilstanden.

Strategi for valg av stasjoner (i hovedsak posisjon i forhold til oljen, antall stasjoner, antall replikater) vil være avhengig av episodens natur. For å øke grad av representativitet og utsagnskraft av vurderinger bør i prinsippet mer enn ett oljepåvirket område sammenliknes med mer enn ett upåvirket område.

Etterkantundersøkelser skal omfatte strender som er truffet av olje og som kontroll også nærliggende strender som ikke er truffet. Hvor mange strender som skal undersøkes vil være avhengig av episodens omfang og utstrekningen av influensområdet. Følgende retningslinjer for undersøkelsesomfang gis:

- ✓ I de tilfeller der influensområdet har en utstrekning på <10 km skal det der det er mulig (f.eks. at det er bløtbunnsstrender tilstede) undersøkes min. 5 påvirkede og 5 upåvirkede lokaliteter (= stasjoner) for hver type ressurs/biotop
- ✓ For hver 10. km som influensområdet overskrider 10 km skal det undersøkes ytterligere en påvirket og en upåvirket stasjon
- ✓ Dersom influensområdet overskrider 100 km bør det inndeles i mindre regioner som hver har min. 5 påvirkede og 5 upåvirkede stasjoner.

Som utgangspunkt taes minimum 4 parallelle prøver/registreringer pr. stasjon ved hver inventering. Dette gjelder alle ressurser/biotoper og alle prøvetakingsmåter anbefalt nedenfor.

Denne undersøkelsesstrategien muliggjør et bredt utvalg av statistiske behandlingsmetoder (f.eks. ANOVA, regresjonsanalyser, multivariate analyser) i etterkant for å analysere biologiske endringer i tid og rom knyttet til oljeutslippet.

2.1.1 Sprutsone

Sprutsone omfatter i hovedsak tre aktuelle hovedtyper av biotoper (ressurser):

1. Løsmassestrender med vegetasjon som til tider er utsatt for sprut av sjøvann. Denne kan igjen deles inn i undertyper ut fra grad av eksponering og kvartærgeologiske forhold: rullesteinstrender, sandstrender og mudderstrender.
2. Tangvoller: områder der løsrevet tang og tare samler seg.
3. Svaberg: berggrunn utsatt for sprut av sjøvann.

Nummereringen ovenfor angir også prioritering ved etterkantundersøkelser. Undersøkellesmetodikk og til dels målefrekvens er ulik for hver av biotopene, men siden de sannsynligvis sammenfaller geografisk mht. eksponering for olje, bør stasjoner innenfor alle hovedtypene i utgangspunktet etableres.

For vegetasjon er prøvemetodikken basert på oppmerking av permanente analyseflater i tråd med den metodikk som benyttes i terrestrisk naturovervåking (TOV, se f.eks. Eilertsen & Stabbetorp 1997). Bakgrunnen for valget er at strandplanter gjerne har kompliserte individfordelingsmønstre som delvis er styrt av havpåvirkningsgradienten innover land, men særlig i den ytre delen av vegetasjonssonen også av spredningsbiologiske effekter.

Hvis det finnes tangvoller som er tilsølt med olje er målet å identifisere eventuelle skader på dyreliv i tangvollene. Denne faunaen kan være meget individrik og utgjør et viktig næringsgrunnlag for bl.a. strandfugl. Det finnes ingen godt utprøvd metode for prøvetaking og analyse av tangvoller, og slike voller er også meget variable som substrat. Den anbefalte metoden bør likevel kunne gi et grovt kvantitativt mål for faunaen som finnes, og er analog til metodikk anbefalt for å analysere bevegelig fauna i sjøsonens tang/tarebelte.

Prøvetaking på svaberg i sprutsonen er gitt lavest prioritet pga. antatt begrenset skadepotensiale. Et alternativ er å sikre registrering av de samme rutene fotografisk for senere artsidentifikasjon ut fra bildene. Slik registrering krever kun fotografisk kompetanse og utstyr.

2.1.2 Tidevannssonen

Tidevannssonen omfatter to hovedtyper av ressurser/biotoper:

- ✓ Hardbunnsfjære (rur-, blåskjell-, tangbeltet)
- ✓ Bløtbunnsfjære.

Hver av disse kan igjen deles inn i undertyper hovedsakelig ut fra substrat og grad av eksponering til bølger, f.eks., for bløtbunnsfjære: grus-, sandstrand, mudderflater. Begge hovedtypene må dekkes av etterkantundersøkelser, og undersøkelsesmetodikk vil være ulik for hver hovedtype. Ut fra hvordan oljen normalt fordeler seg og restitusjonstid bør beskyttede områder prioriteres fremfor eksponerte.

Stasjonsplassering bør i grove trekk harmoniseres med sprutsonen, men dette krav bør vike for kravet om at stasjoner plasseres der det er størst sannsynlighet for oljeeksponering. For sprutsonen vil dette være ovenfor bølgeeksponert tidevannssone, dvs. den lavest prioriterte typen.

Rullesteinsstrender utgjør en mellomtype mellom hard- og bløtbunn. De kan ha hardbunnsamfunn etablert på overflaten av steinene og bløtbunnsamfunn på undersiden og mellom steinene. Det mangler standardisert og vel utprøvd undersøkelsesmetodikk for rullesteinstrand, selv om denne strandtypen er vanlig. Strandtypen er også sårbar for oljeforurensning siden tidevannsfluktuasjonen vil kunne "pumpe" olje ned i det grove substratet slik at oppholdstiden blir lang.

Mindre bløtbunnsstrender kan finnes i bølgebeskyttede områder i den ytre kystsonen mens store bløtbunnsstrender i hovedsak finnes i indre kystsonen hvor sannsynligheten for treff av olje er liten. I perioden før oljen når kysten bør bløtbunnsstrender der sannsynligheten for treff er størst prioriteres.

På beskyttede mudderstrender kan også tidevannssonen ha karplantevegetasjon. Hvis dette forekommer, foretas analyser i denne sonen i transekter etter samme mal som sprutsonen. Det anbefales at undersøkelsen foretas som en forlengelse av transektene som er utlagt i sprutsonen. På samme måte som for sprutsoneundersøkelsen av mudderstrender anses tre transekter pr. strand som tilstrekkelig.

2.1.3 Sjøsonen

Som for tidevannssonen, kan sjøsonen deles i to hovedtyper av ressurser/biotoper:

- ✓ Hardbunnsamfunn: i hovedsak tarebeltet på fast fjell og større stein
- ✓ Bløtbunnsamfunn: grus-, sand- og mudderbunnsområder.

En aktuell prioritering av sjøsonetyperne i etterkantundersøkelser er:

1. Mudderbunn
2. Ålegressenger
3. Sand-, skjellsand og grusbunn
4. Beskyttet tareskog
5. Eksponert tareskog

Undersøkellesmetodikk vil være ulik for hver hovedtype. Bl.a. vil sjøgress- eller ålegressenger kreve egen strategi. Stasjonsplassering bør av praktiske grunner harmoniseres med strandsonen, men dette er ikke noe faglig krav. Størst sannsynlighet for akutt oljeeksponering vil være nedenfor eksponert tidevannssone, størst sannsynlighet for langvarig lav påvirkning under løsmassestrender der oljen blir liggende lenge. Stasjoner på mudderbunn bør plasseres i litt dypere akkumulerende områder utenfor løsmassestrender, f.eks. 5-15 m dyp.

2.2 Spesifikke krav til utstyr

Behov for gummibåt med motor og egnet posisjoningsutstyr (alternativt bil dersom det er mest hensiktsmessig), samt veikart og sjøkart (målestokk 1:50.000) helst flere plastlaminerte eksemplarer, er felles for alle typer strandundersøkelser. Øvrige utstyrskrav er spesifikt for ressurstypen og undersøkelsesmetoden og er spesifisert i Vedlegg III.

2.3 Spesifikke krav til kompetanse

Arbeidet med de fleste feltregistreringene (ruteanalyser) krever formell kompetanse og erfaring mht. artsidentifikasjon, dvs. botanisk og zoologisk taksonomi. Dette gjelder også for det metodiske grunnlaget for felt- og laboratoriearbeidet, så vel som det statistiske analysearbeidet. For feltregistreringer i sjøsonen vil det være behov for kompetanse i lettdykking (SCUBA) i kombinasjon med taksonomisk kompetanse. Dykkerarbeidet fordrer minimum to personer.

2.4 Prosedyre - gjennomføring

En oversiktlig inventering av alle strender som velges ut til undersøkelsene utføres innledningsvis. Særtrekk som f.eks. menneskelig påvirkning-aktivitet, grad av bølgeeksponering, geografisk orientering, geomorfologi etc., må angis. Det gis en orienteringsoppgave for alle fastmerker som er lagt ut. Strendenes (lokalitetenes) posisjon samt posisjonen til alle fastmerker og utlagte analyseruter registreres med GPS tegnes inn på kart.

2.4.1 Sprutsone

2.4.1.1 Løsmassestrender

For hver strand som velges ut til vegetasjonsanalyse, skal det samles vegetasjonsdata i form av frekvens og dekningsforhold av alle karplanter, moser og lav innen analyseruter á 1 m². Utvalget av strender skjer i henhold til spesifikasjonene gitt i kap. B2.1, mens kravene til dokumentasjon er spesifisert i det følgende.

Generell beskrivelse. Det utarbeides en oversikt over strandas vegetasjonssonering og en liste over alle karplanter som finnes på stranda.

Plassering av rutene. Rutene legges ut i form av åpne transekter vinkelrett på strandlinjen for å fange opp sjø-landgradienten. Hvert transekt bør i utgangspunktet bestå av 4 ruter. Første rute legges i nederste del av sprutsonevegetasjonen. Annen rute legges i midtre del av vegetasjonsbeltet som er påvirket av olje. Tredje rute legges i øvre del av det påvirkede vegetasjonsbeltet. Fjerde rute legges i den upåvirkede vegetasjonen over forurensningsbeltet. Det bør om mulig være lik avstand mellom de fire rutene.

Hvis bredden av det forurensede beltet i sprutsone er mindre enn 3 m, må selvfølgelig antall ruter i transektet reduseres. Avstanden mellom rutene på de forurensede strendene av hver type benyttes som mal for ruteutleggingen på referansestrendene, slik at dataene blir mest mulig sammenlignbare. Nabotransekter på samme strand bør ha en innbyrdes avstand på minst 5 m.

På nederste tangvoll med karplantevegetasjon legges det ut 3 ruter langs tangvollen. Hver rute merkes og analyseres på samme måte som beskrevet ovenfor.

Oppmerking av rutene. Det er viktig at rutene kan gjenfinnes så nøyaktig som mulig når disse skal reanalyseres. Siden substratet særlig på eksponerte strender er meget ustabil er det derfor av stor viktighet at oppmerkingen gjøres grundig. Hver enkelt rute merkes ved at et 20 cm aluminiumsrør slås ned i hvert hjørne. Standard analyserammer er utformet for å kunne monteres i disse rørene. I tillegg måles hver rute i forhold til definerte fastpunkter, fortrinnsvis punkter i fast fjell, som merkes med bolter. To hjørner i hver rute skal måles inn: Sett med ryggen mot sjøen, hjørnet som er nederst til venstre og nærmest sjøen, og hjørnet som er diagonalt motsatt for dette. Alle ruter og fastmerker posisjoneres med GPS for registrering i informasjonssystemet samt tegnes inn på økonomisk kart.

Antall ruter pr. strand. Som nevnt over skal rutene legges i transekter. Det som da kan variere fra strand til strand, er antall transekter som legges ut. Generelt er strandvegetasjonen mer homogen innen samme høyde over tidevannssonen jo mer beskyttet stranden er. For mudderstrender anses det derfor tilstrekkelig med 3 transekter i sprutsone pr. strand. For sandstrender skal det legges ut 5 transekter pr. strand, og for grus-rullesteinstrender 6 transekter pr. strand.

Spesifikasjon av data som innsamles fra hver rute. Alle ruteanalyser skal dokumenteres i hht. tabellen under.

Registerdata	Generelle registreringer
Betegnelse på stranda	Helningsgrad (360 graders skala)
Transektnummer	Eksposisjonsretning (360 graders skala)
Rutenummer innen transektet	Dekning av karplanter (prosent av rutes areal)
Posisjon i forhold til fastpunkter, og til hvilke fastpunkter	Dekning av moser/lav (prosent av rutes areal)
Dato for undersøkelse	Dekning av olje (prosent av rutes areal)
Personer som har utført ruteanalysen	
Referanse til foto	

I tillegg skal alle arter registreres. Det skal benyttes en analyseramme på 1x1 m som er inndelt i 16 småruter à 25x25 cm. Smårutene nummereres fra nedre venstre hjørne (sett med ryggen mot sjøen) slik at den nederste venstre småruta betegnes som nummer 1 og den øverste høyre ruta nr. 16.

For hver art som forekommer i analyseruta angis forekomst-fravær i hver enkelt smårute. Registrering av forekomst deles i hvorvidt arten er roffast i småruta, eller om bare en del av artens biomasse er innenfor ruta når biomassen projiseres ned på bakkenivå. I praksis gjøres dette enkelt ved at det settes et kryss i småruterubrikken i skjemaet for roffast forekomst, mens det settes en strek for markering av at arten henger inn i småruta. I tillegg angis artens dekningsgrad i analyseruta på prosentskala.

2.4.1.2 Tangvoller

Generell beskrivelse. Områder med tangvoller innen undersøkelsesområdet avmerkes på kart. Denne registreringen bør ledsages av fotografiske oversiktsbilder over tangvollenes utstrekning og mektighet.

Prosedyre. Det samles 4 replikate ruter á 20x20 cm på hver tangvollstasjon. Rutene kan f.eks. markeres ved en kvadratisk boks uten bunn som presses ned i tangmaterialet. Prøvene tas ned til min. 5 - max. 10 cm dyp i tangmaterialet, f.eks. ved bruk av kniv loddrett langs rutens ytterkant. Tangen ristes/skylles/spyles i et kar og alt vann siktes over 0,5 mm sikt for separering av makrofauna. Prøvene lagres på formalin for senere opparbeiding under lupe.

Da det er vanskelig å få med like mye i hver prøve, må det innsamlede tangmaterialet i hver prøve enten veies (våtvekt) eller fortrenningsvolum måles i en stor målesylinder. Dette gjøres etter at faunaen er vasket fra.

2.4.1.3 Svaberg

Prøvetaking på svaberg i sprutsonen er gitt lav prioritet i etterkantundersøkelsene på grunn av antatt begrenset skadepotensiale. Dersom tilstrekkelig taksonomisk personell avsettes bør en ruteanalyse gjennomføres etter samme opplegg som for hardbunnsfjære i tidevannssonen (se kap. B2.4.2). Et alternativ er å sikre registrering av de samme rutene fotografisk for senere artsidentifikasjon ut fra bildene. Slik registrering krever kun fotografisk kompetanse og utstyr.

2.4.2 Tidevannssonen

Det gis en generell beskrivelse av tidevannssonen der stasjoner skal etableres. Beskrivelsen bør som minimum omfatte kartangivelse av hovedtyper strand og deres relative forekomst innen strandområdet, tidevannsamplitude og eventuell dominerende algevegetasjon.

2.4.2.1 Hardbunnsfjære

Fjæresamfunnet beskrives etter prinsipp angitt av Hjøhlmán & Le in (1998) ved bruk av rammer av størrelse 50x50 cm, delt inn i 10x10 cm ruter. På hver stasjon etableres 4 rammeposisjoner etter tilfeldig mønster langs en horisontal linje. Rammene bør plasseres med øvre kant ved middelvannstand. Når posisjonene er valgt ved første gangs undersøkelse er de fast definert for de oppfølgende registreringene. Posisjonene merkes f.eks. med bolt i fjellet.

Innen hver ramme registreres antall/dekningsgrad av alle makroskopiske alger og dyr (dvs. organismer større enn 1 mm). For solitære dyr (ikke kolonidannende) registreres tilstedeværelse i hver 10x 10cm rute. For større dyr kan det i enkelte tilfeller være ønskelig å registrere antallet individer innen hver rute. For kolonidannende dyr (f.eks. svamp, mosdyr) og alger kan registreringene enten gjøres ved tilstedeværelse i hver rute, eller som dekningsgrad over hele ramma der rutene bare brukes som hjelpelinjer. Når en registreringsmåte er etablert for en organismegruppe, bør den være fast for alle stasjoner og alle påfølgende undersøkelser. Bestemmelse av organismene skal fortrinnsvis gå til artsnivå. Dersom prøver tas for nærmere identifikasjon i laboratorium, skal disse individene tas utenfor rammearealet.

Tilleggsopplysninger ved rammeregistreringer	
Stasjonsnummer	Vannnivå ved registrering (over, i eller under rammen)
Rammenummer	Prøver tatt til laboratorium (ja/nei)
Helningsvinkel	Foto nummer
Substrat-type	Anslått oljemengde i ramme (dekningsgrad)
Dato	Spesielle observasjoner/kommentarer
Start og sluttid	Taksonomisk personell
Temperatur	Evt. avvik og svikt
Værforhold	
Observasjonsforhold forøvrig	

Registreringen gjøres fortrinnsvis på lavvann. Resultatene sikres på faste registrerings skjemaer. Skjemaet bør også ha rubrikker for utfylling av tilleggsopplysninger (se ovenstående tabell). Før registrering fotograferes rammearealet som ekstra dokumentasjon.

2.4.2.2 Bløtbunnsfjære

Registrering av bløtbunnsamfunn på en strand gjennomføres ved analyse av stasjonær makrofauna ut fra kvantitativ prøvetaking. På hver stasjon tas 4 parallelle prøver, hver bestående av to parvise kjerneprøver. Prøvene tas horisontalt langs stranden og innenfor en 1 m bred sone i midtre del av tidevannssonen.

Hver kjerneprøve skal dekke en sedimentoverflate på ca. 30 cm² og et sedimentdyp på 5 cm. Prøvene tas ved at et plastrør med en indre diameter på ca. 6 cm trykkes ca. 10 cm ned i sedimentet, hvorpå en kork settes i rørets øvre ende. Røret trekkes forsiktig opp (sedimentets øvre 5 cm må forbli inntakt) og sikres raskt med kork i bunnen. Ved prøvetaking skal en unngå å ta prøver i eventuelle strukturer tydelig forårsaket av graveaktiviteten til fjæremark (*Arenicola marina*).

Etter prøvetaking presses sedimentet i hver av kjernene oppover og det øverste 5 cm sjiktet sikres som prøve. Prøvene fra de parvise kjernene slås sammen slik at en i alt får 4 prøver fra hver stasjon, tilsvarende et sedimentareal på ca. 60 cm².

Prøvene siktes gjennom 0,5 mm sikt og tilbakeholdt materiale fikseres og farges etter samme metode som for bløtbunnsfauna i sjøsonen (se kap. B2.4.3).

For kvantifisering av fauna mindre enn 1 mm (f.eks. meiofauna, ostracoder) benyttes kjerneprøver på 2 cm diameter og 3 cm dyp, som tas etter samme prinsipp som beskrevet over. Disse prøvene fikseres og farges som for bløtbunnsfauna i sjøsonen, men uten forutgående sikting.

På enkelte strender kan det være ønskelig å kvantifisere tilstedeværelse av større dyr som viser på overflaten (*Nereis*, *Arenicola*, div. muslinger) og som ikke fanges opp i tilstrekkelig mengder i kjernene. En aktuell metode er å telle antallet synlige individer og fekalhauger innenfor 4 tilfeldig plasserte rammer på 2x2 m markert med målestenger.

Alle posisjoner der det er tatt ut kjerneprøver markeres entydig ved å sette ned merkestenger i sedimentet. Derved unngås gjentatt prøvetaking i nøyaktig samme posisjon.

Følgende støtteparametere bør inkluderes: kornstørrelse (fraksjon < 64 µm), totalinnhold organisk karbon og nitrogen (se norsk standard), oljeinnhold og redokspotensiale (2 cm ned i sedimentet).

2.4.2.3 Blandingsfjære (rullesteinstrand)

Samfunnet på rullesteinsstrender kan betraktes som en kombinasjon av hardbunnsamfunn (på steinene) og bløtbunnsamfunn (under steinene). Prøvetakingen vil derfor også bli en kombinasjon av ruteanalyser og kjerneprøver, eventuelt bare en av metodene dersom en av samfunnstypene er dominerende. Som for de øvrige undersøkelsesformene, bør metodikken etablert ved første gangs besøk følges i påfølgende undersøkelser.

2.4.3 Sjøsonen

2.4.3.1 Hardbunnsamfunn

For disse ressursene er det sannsynligvis mest aktuelt å samle inn prøver av alger for analyse av assosiert fauna. Å analysere hele planter av f.eks. stortare kan være omfattende, og det anbefales å finne en mindre, vanlig forekommende algeart (f.eks. en tangart eller en buskete rødalge. Valg av innsamlingsmateriale må bestemmes utfra oljens fordeling. Prosedyren vil være den samme enten det samles inn alger i tidevannssonen, i sjøsonen eller i ålegras.

Fire ruter á 20x20 cm eller hele enkeltstående planter samles (rødalger og ålegras er best å samle i ruter, brunalger er best enkeltvis). Algene/ålegraset samles ved at en finmasket pose tres over planten

under vann (for eventuell innsamling i tidevannssonen på lavvann samles algene direkte i posen). Planten(e) skylles/ristes/spyles i et egnet kar slik at all fauna løsner og kan vaskes gjennom en sikt på 0,5 mm maskevidde. Plantenes (prøvenes) vekt eller volum må måles. Det mest praktiske er å måle fortrenningsvolum.

2.4.3.2 Bløtbunnsamfunn

Registrering av bløtbunnsamfunn gjennomføres ved analyse av stasjonær makrofauna ut fra kvantitativ prøvetaking med 0,1 m² van Veen eller tilsvarende grabb, og i henhold til Norsk standard nr. NS-9423 (Retningslinjer for kvantitative analyser av sublittoral bløtbunnsfauna). Fra hver stasjon tas 4 parallelle grabbprøver. Følgende støtteparametere bør inkluderes: kornstørrelse, totalinnhold organisk karbon og nitrogen (se norsk standard), oljeinnhold. Om nødvendig tas en separat grabbprøve for fysisk-kjemisk karakterisering.

2.4.3.3 Ålegress-samfunn

Undersøkelsene bør dekke både mobil fauna assosiert til ålegressplantene og stasjonær fauna i sedimentet under ålegresset. Metodikk for innsamling av mobil fauna er som beskrevet i avsnittet ovenfor om hardbunnsamfunn. Metodikk for sedimentfauna er som beskrevet for bløtbunnsamfunn.

2.5 Analyser - laboratoriet

Analysearbeidet blir i prinsippet det samme for alle typer strandressurser og omfatter 3 typer analyser, henholdsvis billedanalyser, analyser av organisk materiale og analyser av fysiske og kjemiske parametere.

2.5.1 Billedanalyser etter fotoregistrering

Billedanalyse etter fotoregistrering på svaberg vil ta sikte på å kvantifisere tilstedeværelse av alger og dyr etter samme prinsipp som for ruteanalyse i tidevannssonen (kap. B2.4.2). Dette kan gjøres ved EDB-basert billedanalyse, projisering mot skjerm med rutenett, eller billedanalyse under lupe med rutenett punktanalyse (Christie 1980; Christie et al. 1985).

2.5.2 Analyser av biologiske prøver

I laboratorium vaskes eventuell fikseringsvæske ut (formalinløsning) gjennom sikting på sikt med 0,5 mm maskevidde. For bløtbunnsprøver (strandsonen, sjøsonen) gjennomføres vasking, sikting, sortering, identifikasjon og kvalitetskontroll i henhold til Norsk standard nr. NS-9423. Prøver (for verifikasjon av feltidentifisering) fra rammeregistreringer trenger vanligvis ikke å sorteres, men kan identifiseres direkte under egnet forstørrelse. Meiofauna-prøver vaskes/siktes med 63 µm sikt før videre analyse.

Organismene skal identifiseres til art eller så nær art som mulig. Som utgangspunkt bør artene identifiseres i henhold til en standard artsliste for den aktuelle ressurs i norske farvann. Slike lister er pr. i dag ikke fullstendige. Det skal opparbeides en egen fullstendig artsliste for hver undersøkelse.

De mest individrike gruppene av mobil fauna er normalt amfipoder og snegl, mens amfipoder og isopoder antas å være de mest sårbare for olje. Identifiseringen av disse gruppene bør minimum gå til familie (de ulike familiene har ulikt levevis og dermed ulik grad av sårbarhet, men det er vanskelig og tidkrevende å identifisere flere av disse dyrene til art). Det vil være et mål å opparbeide bedre biologisk kunnskap om tallrike og spesielt sårbare arter som f.eks. isopoden *Iaera spp.* som er en relativt stasjonær tidevannsform med dårlig spredningsevne.

Meiofauna identifiseres kun til hovedgrupper.

Nylig bunnfelte juveniler skal om mulig identifiseres og tas med i datasettet. Dersom slike er blant de 10 mest dominante artene på en stasjon, gjøres de statistiske analysene både med og uten disse.

Datautbyttet fra feltregistreringene og laboratorieanalysene skal presenteres i form av art (rekke) – prøve (kolonne) matrise med tetthet av den enkelte art i den enkelte prøve som elementverdi. Matrisene vil danne grunnlaget for den videre databearbeidelsen.

2.5.3 Fysiske & kjemiske analyser

Partikkelstørrelsesfordeling sedimenter. Leirholdige sedimenter skal våtsiktes. Sandige kan tørrsiktes. Sedimentet siktes på 1 mm og 63 µm sikt og tørrvekt av de tre fraksjoner oppgis.

Totalt innhold av organisk karbon og nitrogen i sediment. fortrinnsvis ved bruk av CHN-analysator. Alternativt kan TOM analyseres ved glødetap (NS-4764).

Vanninnhold sediment. En innveid mengde vått sediment tørkes ved 105 °C til stabil vekt for angivelse av prosent vanninnhold.

Redokspotensiale (Eh). Målingen foretas 2 cm ned i sedimentet. Potensialet på en platinaelektrode med egnet geometri avleses ved hjelp av et voltmeter. Potensialet avleses mot en referanseelektrode (eksempelvis en Ag/AgCl elektrode). Eh beregnes ved å addere referanselektrodens halvcellepotensiale (ved måletemperatur) til viste verdi på voltmeteret. Etter anbefalingene til ZoBell (1946) sjekkes elektrodene (men ikke kalibreres) mot ZoBell Fe(II)-Fe(III) redoksbuffer (430 mV ved 20 °C).

2.6 Databehandling

Følgende univariate samfunnsindekser skal regnes ut, minimum på stasjonsnivå. De kan også i en del tilfeller brytes ned på prøvenivå:

- ✓ Antall arter pr. areal/volum
- ✓ Individtetthet
- ✓ Tabell over de 10 tallmessig dominerende arter ved hver stasjon
- ✓ Diversitet angitt som Shannon Wiener indeks på log₂ basis
- ✓ Jevnhet som Pielous index J.

Aktuelle statistiske analyser på disse indeksene er varians- og regresjonsanalyser for å teste eventuelle forskjeller mellom stasjoner og eventuelle gradienter i tid og rom.

Det bør også gjennomføres multivariat analyse av likheter og gradienter i biologisk samfunnsstruktur. Som minimum bør klassifikasjons- (cluster) og ordinasjonsanalyser (multi-dimentional scaling – MDS) basert på Bray-Curtis dissimilaritetsindeks gjennomføres. Det anbefales også statistiske analyser (f.eks. korrespondanseanalyser) av sammenheng mellom samfunnsstruktur og de registrerte miljøparametere for å koble strukturgradienter til belastningsfaktorer, først og fremst oljemengde.

2.7 Kvalitetskontroll

Ingen institusjoner er i dag akkreditert for biologiske undersøkelser av strand og spesielt for bløtbunnsfjære er det relativt få institusjoner/personer som har praktisk erfaring i Norge. Bløtbunnsundersøkelser i fjæresonen benytter seg imidlertid av mye av de samme prinsipper for innsamling, prøvebearbeiding og databearbeiding som bløtbunnsundersøkelser i sjøsonen, slik at kvalitetskontrollrutiner i NS-9423 bør være retningsgivende. Undersøkelser av bløtbunnsfjære bør fortrinnsvis ledes av en marinbiolog som har erfaring med slike undersøkelser, alternativt en marinbiolog med erfaring fra bløtbunnsarbeid i sjøsonen. Feltarbeidet knyttet til strand bør gjennomføres av minst to kompetente biologer, dels av sikkerhetsmessige grunner, men også for å sikre at feltnotater og feltskjema blir utfylt i henhold til instruks. En må påregne at feltundersøkelsen kan skje under vanskelige arbeidsforhold, og det er da erfaring for at datainnsamlingens kvalitet blir mye bedre når mer enn en person er involvert i arbeidet.

Kritiske faktorer for kvalitet av undersøkelsene kan summeres som følger:

Hardbunnsundersøkelser (sprut-, tidevanns- og sjøsone)

- ✓ Valgte rammeposisjoners representativitet for den stranden som undersøkes
- ✓ Observasjonsevne og taksonomisk kompetanse hos feltpersonell
- ✓ Taksonomisk kompetanse hos laboratoriepersonell
- ✓ Rutiner for håndtering av usikre artsbestemmelser
- ✓ Foto- og videokvalitet (oppløsning)
- ✓ Presisjon i kvantifisering fra billedanalyser

Bløtbunnsundersøkelser (tidevanns- og sjøsone)

- ✓ Variabilitet i innsamlingseffektivitet som funksjon av sedimentkvalitet
- ✓ Variabilitet i innsamlingseffektivitet som funksjon av prøvetakingsutstyr
- ✓ Sikteprosedyrer
- ✓ Sorteringsnøyaktighet
- ✓ Taksonomisk kompetanse hos laboratoriepersonell
- ✓ Rutiner for håndtering av usikre artsbestemmelser.

Følgende kvalitetssikringsrutiner bør overholdes:

- ✓ Innsamlede prøver for faunakarakterisering skal ha dobbel merking (utenpå og inne i prøveglass) Merking skal være slik at prøven entydig kan identifiseres. Aktuell merkeinformasjon er: lokalitet, dato, prøve nr.).
- ✓ Det skal etableres en prøvelogg som gir oversikt over innsamlede prøver. Loggen skal også inneholde opplysninger som muliggjør bestemmelse av prøvevolum (areal og dybdeintervall).
- ✓ Usiktede og usorterte sedimentprøver for faunaundersøkelser fra bløtbunnsfjære skal lagres på nøytral formalin. Etter sortering lagres utplukket fauna på 75% etanol.
- ✓ Sedimentprøver for analyse av støtteparametere fryses snarest etter prøvetaking (innen 12 timer).
- ✓ Kvalitetskontroll av artsidentifisering gjøres i utgangspunktet som for bløtbunnsundersøkelser i sjøsonen (NS-9423).
- ✓ For vanskelige arter og/eller usikre bestemmelser etableres en referansesamling for hver undersøkelse. Denne benyttes og suppleres i de oppfølgende registreringene.
- ✓ Originaldata systematiseres og lagres samlet, fortrinnsvis hos institusjonen som har utført oppdraget samt i fellesbase for hele hendelsen. En entydig "datavert" bør identifiseres for hver episode.
- ✓ For dokumentasjon av artsbestemmelse i sprutsonen skal det innsamles herbariebelegg fra de undersøkte lokalitetene, med hovedvekt på taxa som regnes som vanskelige. Beleggene deponeres ved et av de norske universitetsherbariene (Bergen, Oslo, Tromsø, Trondheim), fortrinnsvis ved det som ligger nærmest undersøkelsesområdet.

B3. PLANKTON & FISK

Pelagiske ressurser som plankton og fisk har en dynamisk utbredelse med store geografiske og sesongmessige fluktusjoner. Dette gjør bl.a. at effektene av olje er mindre synlige. Undersøkelserstrategien for fisk er tilpasset denne dynamikken, og det er skissert flere forskjellige alternativer for selve effektmålingene og -analysene. Alternativene bygger imidlertid på en enhetlig opparbeidelse av prøvemateriale i felt og et overordnet mål om å evaluere effekter av et oljeutslipp på marin og anadrom fisk og det underliggende produksjonssystemet. En oppsummering av plankton- og fiskeundersøkelsene er gitt i kap. A6 og 7, mens bakgrunnen for og utførelsen av de respektive undersøkelsene er mer utførlig beskrevet i det følgende.

3.1 Prøvetakingsstrategi; faglig bakgrunn for prioriteringer

Det overordnede målet med undersøkelsene er å kunne evaluere mulige effekter av akutt oljeforurensning på fiskeressursene, marin fisk såvel som anadrom fisk (i første rekke laks, sjøørret og sjørøye) og det underliggende produksjonssystemet i de berørte havområdene.

I motsetning til ressurser på strand, sjøfugl og marine pattedyr er effektene av olje på plankton og fisk lite synlige. Tidligere studier av oljens effekt på marine organismer har vist at det hovedsakelig er de mer vannløselige komponentene som gir effekt nedover i vannsøylen (Serigstad 1991; Johnsen et al. 1994). Så lenge mesteparten av oljen befinner seg på overflaten vil påvirkningen av vannsøylen begrenses til de øvre vannlag. Plankton og fisk kan komme i kontakt med denne oljen på ulike måter.

Risikobildet er trolig mer nyansert enn tidligere antatt. Eksempelvis kan forekomstene av yngre livsstadier periodevis være aggregert over relativt små geografiske områder. Hvis olje opptrer i de samme områdene til samme tid, kan døgnvandring og annen adferd føre til at større andeler av en årsklasse blir eksponert for skadelige oljekonsentrasjoner. Fisken kan ta opp olje, helsetilstanden reduseres, og hvis opptaket overstiger åleevnen dør denne fisken. Fisk har imidlertid et effektivt detoksifiseringssystem, og ved begrenset eksponering er den i stand til å skille ut hydrokarboner over tid (Malins & Hodgins 1983; Niimi & Palazzo 1986). Både eksponering og graden av denne kan påvises ved ulike effektmålinger (OSPAR 1998).

I dette skadebildet er det imidlertid flere faktorer som er forbundet med en viss usikkerhet (Moe et al. 1998). Noen forhold er etterhvert kjent fra forsøk under kontrollerte betingelser, men overføringen av denne kunnskapen til et naturlig dynamisk miljø er ikke uten utfordringer. Med enkelte unntak er omfattende dødelighet av plankton og fisk f.eks. ikke kjent fra tidligere oljeforurensningsepisoder (Moe et al. 1993). *Undersøkelserstrategien for fisk er derfor tilpasset denne usikkerheten, hvor det er skissert flere forskjellige alternativer for selve effektmålingene og -analysene. Alle målinger og analyser bygger imidlertid på en enhetlig opparbeidelse av prøvemateriale i felt.*

Tilfredsstillende økologisk grunnlagsinformasjon som viser hva som er tilnærmet ”normalt” og hva som kan ventes av avvik mht. produksjonsraten og mengden av organismer, er nødvendig som utgangspunkt for undersøkelsene. Basert på slike observasjoner over mange år og med enkelte mer intensive undersøkelser eksisterer det grunnlagsinformasjon og -verdier for de fleste havområder og tidspunkter på året (se Vedlegg I). Kvaliteten på og oppdateringen av dette datamaterialet varierer imidlertid fra sted til sted. Informasjonen som er skaffet på denne måten er nødvendig for å fastslå konsekvensen av større oljeforurensning selv om maskeringseffekten som er forårsaket av naturlige fluktusjoner og geografisk diversitet er en begrensende faktor.

Stasjonenes posisjonering må gjøre det mulig å studere gradienter av forurensningen med gjentatt prøvetaking fra utslippet og i driftsretningen av oljen. De forskjellige vannmassene som er involvert dekkes av et sett av stasjoner som vil gjøre det mulig å beskrive den biologiske situasjonen ut over selve influensområdet. Avstanden mellom stasjonene skal være minst nær kilden, men vil avhenge av den miljømessige og biologiske situasjonen i området. Under *Bravo*-episoden (Ekofisk, 1977) ble

dette gjort ved å lage et indre nett på 30x30 Nm med snitt og stasjoner med en avstand på 10 og 5 Nm. Utenfor dette ble det lagt et nett på 60x60 Nm med doble avstander mellom linjene og stasjonene.

Hyppige observasjon er en nødvendighet, og i åpent hav anbefales det å bruke to forskningsfartøy; ett ved det kildenære nettet som konsentrerer seg om miljømessige og biologiske observasjoner, og ett som dekker det utvidede nettet og som konsentrerer seg om mer tidkrevende undersøkelser som for eksempel fising.

Faktaboks 2. Effektmålinger fisk

Med utgangspunkt i en del internasjonale overenskomster og fagfora (ICES 1991, 1998a; OSPAR 1998; AMAP 1999) og erfaring fra laboratorieforsøk med effekter av olje samt overvåking av naturlig bestander, kan en trinnvis tilnærming til effektmålinger på fisk skisseres som følger:

- A. Identifisering av utbredelse av eksponering; ved analyse av fluorescerende PAH-metabolitter i galle fra fisk med direkte fluorescens målinger av PAH-metabolitter.
- B. Måling av effekten av eksponeringen; med kvantifisering av gallemetabolitter med HPLC/F analyser av et utvalg av galle prøvene, og måling av EROD aktivitet i lever fra fisk.
- C. Identifisere alvorlige effekter på organismer; ved analyse av DNA adukter i lever fra fisk og bruk av histopatologiske metoder på lever fra fisk.
- D. Verifisere når en eksponering har opphørt, ved screening med direkte galle fluorescens hos fisk. Når denne er kommet ned til et normalt bakgrunnsnivå verifiseres det med kjemisk analyse at det ikke lenger er PAH i fiske vev.

PAH-metabolitter i galle har klart vist seg å være den mest følsomme biomarkøren for å påvise om har vært eksponert for olje (Ariese et al. 1993; Lin et al. 1996; Aas et al. 1998; OSPAR 1998). I alle arter som er testet etter eksponering er det målt PAH-metabolitter i galle hos fisk. PAH er også de oljekomponentene som er antatt å være mest giftig, og har derfor en høy relevans. Metoden er meget enkel og lite kostnadskrevende. Det er mulig å differensiere mellom de forskjellige PAH-metabolittene på en slik måte at det kan skjernes mellom oljerelaterte PAH-komponenter og komponenter som kommer fra tjære og pyrogent produsert PAH. Metoden har vært ringtestet og det er i dag under utvikling referansemateriale innen et EU-program tilknyttet Quasismeme kvalitetssikringssystem (EU-project SMT 4-CT98-2250).

For å kvantifisere PAH-konsentrasjonene i galle mer eksakt, inkl. den kvalitative sammensetning, må en mer omstendelig HPLC/fluorescens analyse metode benyttes (Krahn et al. 1986). Dette kan gjennomføres på en del av galle materialet for bl.a. å kalibrere de direkte fluorescens målingene.

Cytocrom P450 systemet deltar i nedbrytningen og utskillelsen av PAH fra fisken. Dette foregår i hovedsak i leveren. De metabolittene som dannes i denne prosessen er for mange av PAH-forbindelsene meget reaktive og vil kunne reagere med DNA og lage skader på arvematerialet. Dette enzymsystemets evne til å omdanne PAH er derfor indirekte et mål på fare for DNA skade. Aktiviteten av Cytocrome P450 systemet er enklest, og mest følsomt, analysert som EROD aktivitet (OSPAR 1998). Metoden er enkel og lite kostnadskrevende. Det største problemet med EROD er at vinduet for målt utslag varierer meget mellom arter og gjennom livssyklus. Noen arter, som ørret og laks, har en rimelig høy evne til å indusere enzymaktivitet ved eksponering, mens andre arter, som torsk, har en liten evne til å indusere aktivitet. For mange arter er det ikke kjent i hvilken grad de kan indusere økt enzymaktivitet. Generelt sett vil økt EROD-aktivitet sammen med klart målbare gallemetabolitter av PAH, indikere fare for skade på eksponerte individer når dette foregår over lang tid.

DNA-adukter er et mål på den primære skade som PAH-metabolitter kan gjøre på arvematerialet (OSPAR 1998). Dette er fortsatt et stadium hvor skadene ofte kan repareres, men metoden gir et mål for graden av påvirkning på arvematerialet. Histologiske analyser av lever og eventuelt andre organer hos fisk kan verifisere om større skade har skjedd (OSPAR 1998). Dette vil trolig først være tilfelle ved lengre tids eksponering for olje.

Holdepunkter om at eksponeringen har opphørt og at restitusjonsprosessen er i gang er i mange sammenhenger viktig. Det kan f.eks. bety at områder igjen kan åpnes for fangst og kommersielle interesser. Direkte analyse av PAH-metabolitter kan være egnet til denne form for verifisering. Metoden er både følsom og lite kostnadskrevende. Etter *Braer*-episoden ble det f.eks. gjort erfaringer på dette området i forbindelse med oppdrettsanleggene på vestsiden av Shetland (Ritchie & O'Sullivan 1994; George et al. 1995; Stagg et al. 1995).

Observasjonene gjentas over en periode som blir bestemt av episodens størrelse, nedbrytningen av oljen og effektene som påvises. De bør minst foretas så lenge det finnes olje på overflaten og så lenge skadelige oljekonsentrasjoner er tilstede i vannmassene. Det kan være tilrådelig å forsette undersøkelser utover dette for å vurdere om det oppstår forsinkede effekter.

3.1.1 Planteplankton

Undersøkelsenes overordnede mål er å:

1. skaffe opplysning om tilstanden av planteplanktonpopulasjonene ved utslippet.
2. oppdage enhver øyeblikkelig effekt av oljen på den fysiologiske tilstanden av planteplanktonsamfunnet.
3. skaffe et grunnlag for overvåkingen av langtidsvirkningen av et oljeutslipp.

For å skaffe en beskrivelse av planteplanktonsamfunnet og dets miljø så tidlig som mulig må følgende parametere måles:

Planteplanktonbiomasse: Ved kontinuerlig horisontal registrering av klorofyll *in vivo* fluoresens, og ved å analysere klorofyll a og pheopigmenter på stasjonene gjennom hele den photiske sonen.

Primærproduksjonen av planteplankton: Ved å bruke en laboratorieinkubator (radiokarbon metoden), og "The variable chlorophyll fluorescence method" (Rey 1978), som gir en umiddelbar idé om produksjonskapasiteten til planteplanktonet.

Artssammensetningen av planteplanktonet: Ved størrelsefraksjonering med bruk av elektriske tellemetoder/mikroskoptellinger. Lys- og næringsbetingelser må måles på hver stasjon.

Produksjonsindeksen (primærproduksjonen pr. biomasseenhet ved standardiserte lysintensiteter) synes å være den mest pålitelige måten å skaffe umiddelbare opplysninger om effekten av oljen på planteplanktonet. I vurderingen av disse resultatene må miljøforhold som forskjellige vannmasser og døgnlige forandringer inkluderes.

3.1.2 Dyreplankton, fiskeegg og fiskelarver (dyreplanktonet)

Undersøkelsenes overordnede mål er å:

1. Skaffe kunnskap om vertikal og horisontal fordeling av dyreplanktonet, fiskeegg og larver under og utenfor oljeflaket.
2. Avsløre og studere eventuelle effekter av oljen på dyreplanktonet.

For studier av vertikalfordelingen av dyreplankton er trolig bruk av pumpe den beste metoden. Ca. 100 l filtreres fra hver 5. meter ned til termoklinen eller ned til 50 m. Fiskelarver, dersom de er tilstede, samles fortrinnsvis inn med en sildepumpe med en kapasitet på 10 000 l/min. Ti tonn med sjøvann må filtreres fra hver 5. meter ned til 30 m (som er rekkevidden av kommersielle pumper). Dersom båten ikke er utstyrt med en slik pumpe, bør larvene innsamles med en Mocness i 8 strata fra 50 m dyp, eller i tre 10 m strata med Bongo-nett.

Pumpen med minst kapasitet, som behandler organismene mer forsiktig, kan brukes til å fange larver fra strata hvor larvetettheten er høyest. Selv om de største og friskeste larvene kan unngå pumpen, må det være mulig å skaffe et relativt forholdstall mellom friske og dødelig skadede larver.

Prøver for biomassemålinger tas med WP-2 håver fra 200 m eller bunnen til overflaten og fra termoklinen til overflaten eller fra 30 m til overflaten.

Merk at prøvene ikke må kontamineres. Dette kan unngås ved hjelp av luftbobler eller med sprøyting av sjøvann. Alle prøvene må undersøkes under lupe mens de er ferske for å oppdage oljedråper inne i

organismen eller på overflaten av den. Organismer som var døde før de ble innsamlet kan skilles ut ved å bruke et fargestoff som farger levende organismer (Cripper & Perrier 1974). Dybden av planktonsløret bør noteres for hver Nm.

3.1.3 Marin fisk

Undersøkelsene baseres på følgende hovedelementer:

1. Identifisering og mengdemåling av fiskeressursene innenfor og utenfor det forurensede området, innsamling av fiskeprøver for ulike typer analyser, undersøke modenhetsgraden samt vurdere andre tegn på skade
2. Valg av referansestasjoner for rutinemessig innsamling av fisk over tid.

Fordelingen av fisk i det aktuelle området beskrives innledningsvis vha. akustiske undersøkelser og bruk av pelagisk trål og bunntål. Valg av stasjoner for innsamling av prøver i ulike faser av episoden foretas på dette grunnlag, i kombinasjon med oljedriftsberegninger for identifikasjon av områder som mest sannsynlig vil bli påvirket av oljen. Variasjoner i forekomsten av arter kan da vurderes med basis i sesongmessige variasjoner og forandringer i miljøet. Historiske data vil være et egnet hjelpemiddel i disse vurderingene.

Innsamling av levende fisk til videre studier i laboratoriet, primært for påvisning av eventuelle effekter på kjønnsmodning og immunsuppressjon hos fisk som kan ha vært utsatt for store doser av olje, kan være aktuelt. Til disse studiene kan det også benyttes fisk som plasseres ut i bur i det forurensede området. Det forutsettes imidlertid at burforsøkene fungerer som referanser mht. type effekter og graden av disse vis à vis villfanget fisk (se også kap. B3.4.2).

I studier av oljens effekter på fisk under kontrollerte betingelser er det vist store variasjoner i følsomhet både mht. alder, art og oljetype. Det er antatt at olje i konsentrasjoner på 30-50 ppb (vannløselige BTX-komponenter) kan gi økt dødelighet på fiskelarver de første 6-8 ukene etter klekking. Ved eksponering for disse oljefraksjonene synes mager fisk som torsk og sei å være mest følsomme, mens feitere fisk som sild, lodde og makrell ser ut til å tåle høyere oljekonsentrasjoner uten å ta skade (Serigstad 1991; Booman et al 1995).

Sårbarheten for olje (- som funksjon av følsomhet og muligheter for eksponering) er blitt betraktet som høyest for egg og det tidlige larvestadiet, men det er fortsatt store kunnskapshull på dette området. Det er også vist at de fysiske forhold i sjøen i stor grad kan påvirke skadepotensialet (Serigstad 1991).

Tidligere studier har i stor grad fokusert på å måle effekter av oljekomponenter som er løst i vannfasen. For å komme et skritt videre i arbeidet med studiene av oljens påvirkning på marine organismer er det relevant å utføre adferdsstudier av fiskelarver/ungel under et oljeflak og i områder hvor olje er tilstede i ulik grad av forvitring. Dette er nyttig kunnskap for å kunne forstå hvordan organismene kommer i kontakt med eventuell olje. Det vil også være viktig å utføre observasjoner av larver/ungel under et dispergert oljeflak. Resultatene fra studier under kontrollerte betingelser indikerer at larver og ungel av torsk kan være langt mer utsatt for å få i seg store "doser" av olje ved akutt oljeforurensning enn tidligere antatt.

For å innhente kunnskap om hvorvidt en forurensningsepisode har påvirket fiskeegg, larver og ungel, kan resultatene fra innsamling og fordeling av de antatt mest sårbare organismene kombineres med kunnskap om tålegrenser for olje av tilnærmet samme type (tilsvarende studier utført i laboratoriet ved tilnærmet like fysiske betingelser). Det er derfor viktig med informasjon om konsentrasjoner av olje i vannmassene samt informasjon om hydrografiske forhold på de aktuelle prøvetakingsstasjonene. Modellering av eksponeringstid til ulike konsentrasjoner vil være et godt hjelpemiddel for å beregne den "dosen" organismene blir utsatt for. Dette kan videre gi grunnlag for beregning av skade. Dersom effekter på planteplankton eller dyreplankton registreres kan dette benyttes til å beregne en indirekte effekt på fiskelarver selv om larvene selv ikke påvirkes.

3.1.4 Anadrom laksefisk

Prøvetakingsstrategien må tilpasses oljens faktiske drift og spredning, og baseres følgende to grunnprinsipper (jf. figur 1):

- ✓ Vurdere skadepotensialet-akutt skade i form av overlappende utbredelse av anadrom fisk og oljekontaminerte vannmasser
- ✓ Med utgangspunkt i fiskens eksponering for olje, vurdere hvordan og hvor mange fisk innenfor de respektive utviklingsstadiene som evt. blir påvirket av oljen på kort og lang sikt, for derav evaluere skade på bestanden.

Informasjon om oljens skjebne vil være nødvendig for å tilpasse prøvetakingsstrategien til forholdene *in situ*. I tillegg er det nødvendig med en oversikt over fiskens adferd og livshistorie. Erfaringene fra *Exxon Valdez*-episoden kan bare i begrenset grad overføres til norske forhold fordi de norske lakseførende vassdragene stort sett munner ut i fjorder, mens elvene i Alaska munner ut i mer eksponerte områder. I tillegg er klekking- og oppvekstområdene i Norge stort sett forbundet med de delene av elva som i mindre grad forventes å bli direkte berørt av akutt oljeforurensning i det marine miljø (dvs. de øvre deler av elva), mens f.eks. 75% av pukkellaks gyter i umiddelbar tilknytning til elvemunningene (Carls et al. 1996).

Følgende elementer inngår i vurderinger av strategiske valg, prioriteringer etc.:

Tid, sted og utbredelse. Prøvetakingsstrategi og antatte skadevirkninger vil variere med hvor oljen befinner seg og til hvilken tid av året utslippet skjer. Det er viktig å skille mellom kystfarvann med fjordsystemer og åpne havområder. I kystfarvann og fjordsystemer kan en finne laks, sjørøret og sjørøye. Sjørøye finnes fra Kongsmovassdraget i Nord-Trøndelag og nordover, mens laks og sjørøret finnes langs hele kysten. I havområder finnes kun laks, samt en ubetydelig andel sjørøret og sjørøye.

Utslipp til havs eller ved kyst. De vannløselige oljefraksjonene er antatt å utgjøre den største trusselen for fisk (Rice et al. 1977). I fjorder og kystnære strøk er det lavere bølgeenergi enn til havs og dette gir mindre innblanding av disse fraksjonene i roligere kyst- og fjordfarvann. I kombinasjon med oljens gradvise forvitring vil et utslipp til havs trolig være mindre skadelige-, mens et utslipp nær kysten, f.eks. under smoltutvandringen, trolig er forbundet med en større risiko for anadrom fisk.

Når og på hvem gjør oljen størst skade. Fisk under utvandring fra elv er mer sensitiv for oljekomponenter enn voksen fisk på tilbakevandring (Hoar 1988). Dette skyldes at små fisk lettere blir påvirket av olje enn større fisk, fordi små fisk tåler mindre stress i forbindelse med overgangen fra ferskvann til saltvann. Økologiske egenskaper indikerer også forskjeller artene i mellom. Laksesmolten kan trolig bli "fanget" hvis oljen legger seg som en barriere i fjordmunningen. Dette skyldes at laks ikke vandrer tilbake til elva etter at den har kommet i sjøvann slik som de andre anadrome artene. En annen viktig forskjell mellom laks og de øvrige artene er at sjørøye og sjørøret har sitt hovedmatfat i fjorder og nære kystområder, mens laksen lever og spiser til havs. For laksen er fjord og nær kyst kun en refuge med tilsvarende begrenset oppholdstid.

Fangst av fisk. En del av prinsippene i av prøvetakingsprogrammet for marin fisk og anadrom laksefisk vil være identiske. Undersøkellesområdene og aktuelle tidsvinduer vil naturlig nok være forskjellig. Smoltutvandringen er et eksempel på dette, hvor en liten og skånsom overflatetrål kan benyttes i kyst- og fjordområder. Innsamling av tilbakevandrende voksenfisk kan foregå i fjordsystemer ved hjelp av kilenot eller i elvemunninger med garn eller stang.

Tetthet og eksponering. Fisk har god luktesans som kan brukes til å oppdage og unngå oljekontaminert vann. Hvorvidt de gjenkjenner giftige fremmedstoffer som en trussel og gjør de nødvendige justeringer er imidlertid tvilsomt (Døving 1991). Undersøkelsene må derfor kunne gi holdepunkter om eksponeringsgraden for olje. En del av de faglige prinsippene for dette er beskrevet i Faktaboks 2. I tillegg kan sammenlignende studier av villfanget fisk og fisk satt ut i bur, samt bruk av radiotelemetriske metoder i kombinasjon med dose-responskurve vurderes. Oppsettet forutsetter

gradienter mht. avstand til kontaminerte vannmasser og eksponeringstid. Rekruttering måles i elv med støtte av tidligere fangststatistikk.

Smoltutvandringstidspunkt. I Fase I og II av episoden vil det være viktig å undersøke om oljen kommer i berøring med utvandrende smolt (for utvandningsdatoer, se Finstad 1992). Smoltutvandringen sammenfaller med en kysttemperatur på 7-8 °C. Det betyr at fisk fra nordlige breddegrader vandrer ut senere enn fisk fra sørlige breddegrader, rundt mai i sør med avslutning i juli i Finmark (Heggberget et al. 1992). Sjørøye vandrer ut noe tidligere en ørret og laks (Berg & Jonsson 1989). Tilbakevandrende laks går opp i elvene fra april til november, med en topp i juni og juli (Heggberget 1991). Sjørøye vandrer opp i elvene fra juli til september, mens sjørøret har oppvandring fra mai til oktober.

3.1.5 Tidsvinduer for implementering

3.1.5.1 Plankton & marin fisk

I forhold til episodens faser kan aktivitetene sammenfattes i stikkordsform som følger:

Initiell Fase (I)

- ✓ Vurdering av eksisterende kunnskap om ressursfordeling og hydrografien i det aktuelle området.
- ✓ Etablering av et nett av transekter og stasjoner som dekker områdene som er truet av olje. Nettet baseres på oljedriftsberegningene i kombinasjon med eksisterende kunnskap om ressursfordelingen (se Vedlegg I) og hydrografien i området.
- ✓ Identifisere behov for fartøyer og personell
- ✓ Tilpasse måleprogram og samle inn prøver.

Akutt Fase (IIa – IIb)

- ✓ Nærmere vurdering av stasjonsplassering, observasjonsfrekvens og behov for fartøyer. Kriterier som gitt for Fase I
- ✓ Justere måleprogram, samle inn og analysere prøver.

Ettervirkningsfasen (III)

- ✓ Løpende vurdering av analyseresultater for oljebudsjettt i kombinasjon med egne resultater for derav evaluere omfanget og frekvens av det videre måleprogrammet.

Observasjonene gjentas over en periode som blir bestemt av utslippets størrelse, nedbrytningen av oljen og de mulige effektene som er observert. Undersøkelsene fortsetter så lenge det finnes olje på overflaten og så lenge skadelige oljekonsentrasjoner er tilstede i vannmassene. I de fleste tilfeller kan det være formålstjenlig å forsette utvalgte målinger utover dette for å undersøke om det oppstår forsinkede effekter.

3.1.5.2 Anadrom laksefisk

I stikkordsform kan aktivitetene oppsummeres som følger:

Initiell Fase (I)

- ✓ Bruk av generell biologisk kunnskap for å lage en oversikt over geografisk fordeling av fisk i det aktuelle området på det aktuelle tidsrommet. Skaffe empiriske data fra stasjoner valgt ut i fra den antatte fordelingen.
- ✓ Basert på ovenstående, tilpasse måleprogram, rangere stasjonenes viktighet ut i fra der en forventer størst skader samt egnethet rent praktisk og samle inn prøver.

Akutt Fase (IIa – IIb)

- ✓ Løpende vurdering av stasjonsvalg og innsamling av prøver etter hvordan forurensningsepisoden (dvs. oljens drift og spredning) utvikler seg.
- ✓ Benytte referanseområder for sammenligning med antall uberørte fisk.

Ettervirkningsfasen (III)

- ✓ Velge stasjoner og prøvetakingsfrekvens basert på oljens drift, mengde, spredning og egenskaper. Om mulig velge stasjoner der det eksisterer bakgrunnsdata. Benytte referanseområder for sammenligning med antall uberørte fisk.

3.2 Spesifikke krav til utstyr

3.2.1 Plankton & marin fisk

Utstyret må være tilpasset innsamling av de organismer som finnes i utslippsområdet på det aktuelle tidspunkt. Anbefalt og tilgjengelig utstyr for prøvetaking av de aktuelle organismene og ulike stadier av disse er beskrevet i Håndbok for prøvetaking av fisk og krepsdyr (Fotland et al. 1997) og i Håndbok for innsamling og bearbeiding av dyreplankton, fiskeegg og fiskelarver (Bjørke et al. 1997).

3.2.2 Anadrom laksefisk

For prøvetaking (trekking av trål) er det behov for to fiskebåter av type en-manns sjark eller lignende. Prøvetakingen forutsetter kilnøter, drivgarn og krokarn, samt hover for døde og døende fisk. I tillegg er det hensiktsmessig med en gummibåt til tømning av trålposen. Annet fangstredskap er angitt i Vedlegg III.

3.3 Spesifikke krav til kompetanse

Arbeidet med undersøkelser av plankton og fisk krever formell kjemisk-biologisk kompetanse og relevant erfaring fra tokt- og laboratorievirksomhet. For å sikre at prøver som samles inn på ulike fartøyer behandles likt og i henhold til spesifiserte krav må deltagende personell sette seg inn i gjeldende prosedyrer før arbeidet starter (Bjørke et al. 1997; Fotland et al. 1997).¹³

3.4 Prosedyre – gjennomføring

3.4.1 Marin fisk & plankton

For å være i stand til å vurdere eventuell skade på marin fisk og plankton vil det være en sentral oppgave å foreta kjemiske analyser av vannsøyle og sedimenter, samt utføre hydrografiske målinger (jf. B1.4). Dette er viktig for å kunne identifisere influensområdet slik at etterkantundersøkelsene kan utføres mest mulig presist.

I det aktuelle influensområdet måles mengde av plankton og fisk. Detaljeringsgraden bør være høy dersom olje overlapper med gyte- og/eller oppvekstområder for kommersielt viktige fiskebestander. Ved siden av å måle akutte effekter er det viktig å se om oljen fører til fluktreaksjon eller tiltrekning hos organismene. Både akustiske metoder og metoder for innsamling som er tilpasset de enkelte arter og stadier er aktuelle for å skaffe informasjon om adferd, svømmeretning og dybdevalg, slik at dette kan sammenlignes med historiske data og data fra referansestasjoner.

For vurdering av akutt skadeomfang, primært om oljekomponenter er akkumulert i fiskekjøttet eller i noen av fiskens organer, tas det prøver av følgende vev: *muskel, lever, hjerne, gjelle, galle, blod (serum), kranium (beinstruktur)*.

Prøvene legges i cryorør og fryses ned i flytende nitrogen. En fillet og lever pakkes i aluminiumsfolie og plastposer, og plasseres i fryseboks ved ± 20 °C.

¹³ Merk at håndtering og avliving av fisk i forsøkssammenheng krever attest for godkjent kurs i forsøksdyrlære, men prosjektansvarlig kan eventuelt delegere slike arbeidsoppgaver til person uten denne godkjenningen.

I tillegg til prøvetaking av den villfangede fisken vil det i enkelte tilfeller være ønskelig å plassere ut fisk i bur på lokaliteter som har vært berørt av olje. Til dette formål er det utviklet en ny metode basert på lystiltrekning av krill og andre førororganismer¹⁴.

Fisken i disse burene vil fungere som referanser mht. type effekter og graden av disse vis à vis villfanget fisk. I praksis sammenlignes fisken i burene med villfanget fisk fra influensområdet samt upåvirket område, og betingelsene mht. art, antall etc. *in situ* og i burene bør derfor være så like som mulig. Aktualiteten av effektmålinger vurderes i hht. Faktaboks 2, og som overordnet mål, relateres til skade på bestand.

3.4.2 Anadrome laksefisk

All fisk som samles inn og eventuelt benyttes i forsøk, både i felt og i laboratorium, er gjenstand for samme prøvetaking. Det primære målet er å identifisere akutte effekter. Følgende basisparametere registreres: *art, lengde, vekt, kjønn og parasitter*. All fangst posisjoneres og tidfestes i hht. eget rapporteringsskjema (jf. Vedlegg II).

Til fysiologiske prøver er det behov for min. 8 – max. 15 fisk fra hver aldersklasse (tilsvarende antall år i saltvann) innen den enkelte gruppe eller transekt som undersøkes. Ved større fangster tas det lengde-, vekt- og skjellprøve av alle individer. De andre parameterene måles på et representativt utvalg.

Prøver av muskel, lever, mageinnhold og gjeller pakkes hver for seg i aluminiumsfolie, merkes med art og løpenummer og fryses ned til $\pm 20^{\circ}$ C.

Otolitt og skjell legges i skjellkonvolutt og merkes med art og løpenummer. Fisken bedøves i metomidatløsning (5 mg/l vann). Blodprøver tas umiddelbart fra kaudalvenen ved hjelp av en heparinisert sprøyte og blodet tas over på Eppendorfrør. Blodet ises ned til det sentrifugeres i 5 min. Blodplasma fryses ned i påvente av analyse.

3.4.2.1 Kystnære strøk og fjorder

Feltprøvetaking postsmolt. Fisken samles inn med spesiallaget trål for postsmolt. For detaljer om metode og trål, se Levings et al. (1994). Trålingen må foregå i systematiske transekter for å kunne beregne tetthet, samt for å samle prøver i ulik avstand fra de oljekontaminerte områdene. Minimum et transekt må legges i ikke-kontaminert farvann som referanseområde.

Innsamlingen av materialet bør starte så snart trusselbildet er gitt (jf. behovet for å identifisere influensområdet vha. oljedriftsberegninger) og bør pågå med korte intervaller så lenge det er overlappende olje og ressurser i miljøet (Fase I og II). I Ettervirkningsfasen justeres målefrekvensen i hht. oljekonsentrasjoner i miljøet i kombinasjon med nivået av eventuelle oljefraksjoner i fiskens vev og organer. Disse undersøkelsene må harmoniseres med eksisterende overvåkingsprogrammer.

¹⁴ Erfaringer fra felteksperimenter har vist at det er vanskelig å fremskaffe representative prøver av enkelte fiskearter i et forurenset område. Dette kan ha mange årsaker, men resultatet er at det er vanskelig å uttale seg om effekter av forurensningen. På grunn av disse problemene er det antatt at et bioassay-system hvor levende fisk i bur benyttes for å undersøke om vannmassene på utvalgte lokaliteter har en negativ innvirkning på fisken, kan være formålstjenlig. Dette erstatter ikke innfangning og undersøkelse av villfisk, men det er en metode til å fastslå om vannmassene i sølområdene er skadelige for fisk, og hvor lenge det eventuelle skadepotensialet er til stede. Videre kan denne metoden være til hjelp for å finne virkningsmekanismene som ligger bak en skade. Denne form for bioassay vil også kunne benyttes til å avsløre eventuelle senskader på fisk som har vært utsatt for et oljesøl i en kort periode. Tidligere forsøk ved oljeraffineriet på Mongstad, ved Troll B-plattformen og forsøk i regi av NFR, har vist at fisken kan holdes i slike bur i lange perioder (mer enn et år) uten dødelighet. Fiskeburene er forsynt med batteri og lys, og fisken i disse burene trenger ikke annen foring enn det som tiltrekkes av lyset. Bl.a. er det registrert 100% kjønnsmodning på en gruppe fisk etter et halvt år i forsøksbur. Metoden er dokumentert som anvendelig for utplassering av fisk i lengre perioder, også under offshore forhold (Farestveit 1996; Serigstad 1996; 1997). Torsk, sei og lyr har vært benyttet som forsøksfisk, men også andre arter kan trolig benyttes etter behov.

Adferdsstudier. Slike studier kan være aktuelt dersom større mengder olje driver inn i områder av betydning for inn- og utvandring av f.eks. laks. Resultatene vil da fungere som støtte til vurdering av fiskens eksponering for olje. Hydroakustiske sendere kan i dag registrere muskelkontraksjoner, dybde og hjertefrekvens i tillegg til posisjon. Denne type teknologi kan benyttes til å registrere adferd, fysiologi og andel fisk fra lokale elver som oppsøker områder der de kan bli eksponert for olje.¹⁵ Slike undersøkelser vurderes som et supplement til effektmålingene.

Forsøk under delvis kontrollerte betingelser. Foruten å opparbeide materiale for vurdering av akutte effekter *in situ*, kan det være aktuelt å samle inn materiale fra upåvirkede områder for forsøk under delvis kontrollerte betingelser¹⁶. Denne fisken samles inn med kilenot. Alternativt kan oppdrettssmolt benyttes til forsøk. I tillegg til laks, kan det i områder med innslag av sjørørret eller sjørøye, være aktuelt å gjøre forsøk med disse artene.

I likhet med marin fisk kan det være relevant å plassere fisk i bur for å vurdere fiskens unvikelsesadferd. Denne fisken vil på samme måte fungere som referanser mht. type effekter og graden av disse vis à vis villfanget fisk. I praksis må fisken i burene sammenlignes med villfanget fisk fra influensområdet samt upåvirket område, og betingelsene mht. art, antall etc. *in situ* og i burene bør derfor være så like som mulig. Effektmålinger vurderes i hht. Faktaboks 2, og som overordnet mål, relateres til skade på bestand. Eventuelle burforsøk bør fortrinnsvis gjennomføres i Akuttfasen.

Følgende bur- og laboratorieforsøk kan vurderes.

- ✓ *Dose-responsforsøk* i felt med tre grupper, høyt oljeeksponert, middels oljeeksponert og ikke eksponert (8 replikater og 3-7 dagers eksponeringstid). Fisken eksponeres i bur (2-5 fisk i bur på 150x150x75 cm). Burene kan merkes med hydroakustiske sendere, mens fisken kan merkes med datalagringsmerke som måler hjertefrekvens (doppler prober, slike senderne er under utvikling) og/eller muskelaktivitet (EMG-sender). Vannprøver samles inn parallelt for å kartlegge fiskens eksponeringsgrad ("dose") og sammenligninger av fiskens respons.
- ✓ *Laboratorieeksperimenter postsmolt og voksen fisk.* Eksperimenter i laboratoriet hvor det benyttes kontaminert fôr. Tre grupper er aktuelle, høyt eksponert, middels eksponert og kontroll. Fysiologiske parametere samt svømmeadferd kan registreres med svømme-respirometer. Slike forsøk må utføres på henholdsvis eksponerte- og ikke eksponerte fisk. For metode og design, se Thorstad et al. (1997).
- ✓ *Laboratorieeksperimenter voksen fisk.* Gyteadferd og overlevelse til avkom av oljepåvirket laks kan være aktuelt dersom det påvises olje som overlapper i tid og rom med oppgangen av fisken. For forsøksoppsett og metoder for studier av gyteadferd, se Fleming et al. (1996).

3.4.2.2 Havområder

Innsamling av materiale vurderes i forhold til de forskjellige artene kjente utbredelsesmønster, og er derfor bare aktuelt hvis oljen overlapper områder hvor fisketettheten er særlig høy. Ved eventuell

¹⁵ Hydroakustiske sendere har i dag en begrenset rekkevidde på 5-600 m i ustratifisert saltvann, men utvikling av ny teknologi vil øke dette betydelig. I fjorder med et ferskt topplag kan signaler i dag registreres på mer enn 2 000 meters avstand. Dette gjør at teknologien kan benyttes til å følge fisk i fjordsystemer med manuell registrering. Ved bruk av automatisk registrering (datalogging) kan transekter på mer enn 1 000 m automatisk overvåkes.

¹⁶ Basert på tetthetsdata og fysiologiske prøver i felt er det mulig å anslå et skadeomfang for anadrom fisk. For å øke sikkerheten i disse anslagene, samt på et forholdsvis tidlig tidspunkt predikere langtidsvirkninger med et akseptabelt usikkerhetsnivå bør andre undersøkelser vurderes i tillegg. Utvikling av dose-respons kurver som fremskaffes ved hjelp av empiriske data (burforsøk) er et aktuelt hjelpemiddel. Dette, sammen med tetthetsdata og fysiologiske prøver vil trolig gi sikrere informasjon om hvor mange fisk som er påvirket av oljesølet. Disse dataene kan også brukes til å predikere fiskens unvikelsesadferd, i tillegg til at dose-responsforsøk under kontrollerte betingelser kan gi kunnskap om reproduksjon og overlevelse ved forskjellig oljebelastning. Relevansen til slike forsøk må vurderes i lys av resultatene fra de innledende faser av etterkantundersøkelsene, og ikke minst skadeomfanget *in situ*. Historiske data bør også benyttes for å se på forandringer i årsklasser og bestander.

gjennomføring må arbeidet tilpasses tilsvarende innsamling av marin fisk. Både felt- og eventuelle dose-respons-forsøk samkjøres.

3.5 Analyser – laboratoriet

3.5.1 Marin fisk & plankton

Følgende parametere måles:

Lengde og vekt samt visuell observasjon. Disse parameterene gir informasjon om fiskens kondisjonsfaktor og generelle helsetilstand.

Cytochrome p-450 i lever og gjeller. Disse parameterene gir informasjon om respons ved forskjellig eksponering (jf. Faktaboks 2). Erfaring viser at metoden er følsom nok til å benytte i feltstudier.

PAH-metabolitter i galle. Metoden er bl.a. benyttet i feltstudier på Mongstad og ved Troll B plattformen, den er følsom og kan gi svar på om fisken nylig har vært i kontakt med forurensede vannmasser eller spist kontaminert fôr (jf. Faktaboks 2 for mer utfyllende informasjon om metoden). (For å få et detaljert bilde av sammenhengen mellom oljens tilstedeværelse og effekter på fisk kan det være behov for å innhente data fra kontrollerte laboratorieeksperimenter for å få et bedre bilde av sammenhengen mellom opptak og utskillelse av hydrokarboner.)

Fiskens skjelett (beinskjørhet). Disse parameterene gir informasjon om detoksifiseringen av oljekomponenter eller eventuelle dispergeringsmidler påvirker Kalsium-innhold eller struktur i beinvevet.

Vitellogenin i blodserum. Måling av vitellogenin i blodserumet fra torsk kan gi svar på om oljeeksponeringen påvirker kjønnsutviklingen hos fisken.

Hydrokarboner i lever, muskel og hjerne. Ved å sammenholde resultatene fra måling av galle-metabolittene med en del utvalgte leverprøver vurderes nødvendigheten av å gå videre med analyser av de resterende leverprøvene, samt muskel- og hjerneprøvene. Aktualiteten av en trinnvis tilnærming som skissert i Faktaboks 2 vurderes parallelt.

3.5.2 Anadrom laksefisk

Følgende basisparametere måles:

Lengde og vekt samt visuell observasjon. Disse parameterene gir informasjon om fiskens kondisjonsfaktor og generelle helsetilstand. Visuell observasjon av ytre kjennetegn og vurdering av indre organer kan i en del tilfeller brukes til å skille villaks og oppdrettslaks (se Lund et al. 1989; 1995).

Otolitter aldersbestemmes ved at de knekkes i to, brennes lett på spritlampe for deretter avlesning av antall vintervekstsoner i ferskvann- og sjøvannsfasen vha. lupe. Resultatene brukes til å se på eventuell vekstshemming i utslippsperioden og vurdere senskader i form av redusert vekst.

Skjell aldersbestemmes med lupe eller mikrofilleleser. Antall vintersoner i ferskvannsfasen og saltvann leses av for bestemmelse av alder ved smoltutvandring og antall år i sjøen. Skjell kan også brukes til å skille villaks og oppdrettslaks (Lund et al. 1989).

Kondisjon utgjør et relativt mål på fiskens generelle tilstand over tid vha. uttrykket: 100 x vekt i gram x lengde i cm.

Aktualiteten av en trinnvis tilnærming som skissert i Faktaboks 2 vurderes i forhold til følgende analyser og målinger:

Gjelle- og leveranalyse. Gjelle og lever er viktige ekskresjonsorganer, spesielt for aromatiske hydrokarboner med lav molekylvekt (Tomas & Rice 1982). For hydrokarboninnhold, se marin fisk, kap. B3.5.1. Jf. også vurdering av metodene som er skissert i Faktaboks 2.

Maginnhold. Måle oljekomponenter samt klassifisere næringsdyr etter biotoper de er spist i. Oljekomponentene måles som hos marin fisk (kap. B3.5.1). For klassifiseringen av næringsdyr, se Hvidsten & Johnsen (1994). Maginnhold kan bl.a. si noe om fiskens vandringsmønster; f.eks. vil en fisk som nylig har forlatt elva kunne ha ferskvannsdyr i magen.

Klassiske osmo-regulatoriske parametere som natrium og klorid. Blodplasma for analyser med coulometric titration (Radiometer CMT 10 klorid titrator) og flamefotometer. Til glukose-analyse benyttes plasma og Medisense Precision Q.I.D. sensor. Til hematokritt-målinger benyttes helblod i en Compur Mikrospin hematokritt sentrifuge. Små fisk vil være spesielt utsatt for ytre påvirkninger. Natrium og klorid kan derfor avsløre om fisken har vært utsatt for fysiologisk stress. Hematokrittnivået kan i tillegg til å være en stressindikator og gi indikasjoner på om fisken har respiratoriske problemer.

Cytochrome p-450 E. Se marin fisk (kap. B3.5.1) og Faktaboks 2.

Hormonet thyroxin måles i blodplasma med radioimmunoassay (RIA) teknikk etter Dickhoff et al. (1978). Thyroxin-nivået sier noe om fiskens smoltifiseringsprosess. Denne prosessen kan forstyrres ved ytre påvirkning slik som akutt oljeforurensning.

Hormonet cortisol måles i blodplasma med radioimmunoassay (RIA) teknikk etter Simensen et al. (1978) og modifisert for fisk av Olsen et al. (1992). Kortisol er et stresshormon som avspeiler negative konsekvenser hos oljepåvirket fisk (Tomas & Rice 1987).

3.6 Databehandling

3.6.1 Marin fisk & plankton

Alle innsamlede data fra feltaktiviteter og fra laboratorieeksperimenter lagres på egne skjemaer enten manuelt eller i egnede elektroniske lagringsmedier (se også Vedlegg II).¹⁷ Ved siden av standard programvare for statistiske analyser, er det utviklet flere skreddersydde programmer for analyser og modellering. I langt de fleste tilfeller er dette de respektive institusjoners eiendom og er ikke tilgjengelig for andre brukere (jf. også den nasjonale sjøfuglbasen, se Faktaboks 2).

3.6.2 Anadrom laksefisk

SPSS 8.0 inneholder egnede programmer for statistisk behandling av innsamlede data. Følgende analyser må vurderes:

Beregning av fangst pr. innsatsenhet for estimat av mengdeforhold av fisk i de ulike transektene.

Fysiologiske parametre. Mann-Whitney U-tester.

Dose-respons. 3 grupper, hhv. eksponert, middels eksponert og kontroll, analyseres med enveis ANOVA, to halet test. En test pr. prøvetype (f.eks. for målinger av plasmaklorid).

¹⁷ Det kan være en fordel at informasjonen i et sluttledd harmoniseres mot og sammenholdes med nasjonale datasystemer og -kilder. Ved HI behandles og lagres prøver for kjemiske analyser og resultatene fra disse i et eget system (LIMS). En del andre prøver behandles lokalt med egne dataprogrammer. Felles for alle innsamlede data er at de legges inn i HIs sentrale database TINDOR. Erfaringer har imidlertid vist at det er ikke alltid er formålstjenelig å binde seg opp i et enkelt system, men at målsettingen etterhvert bør dreie mot å legge miljøinformasjon på et format og med et innhold som sikrer kommunikasjon med andre dataplattformer.

Forsøk i svømmerespirometer. Analyseres etter Thorstad et al. (1997). Til utholdenhetstest benyttes Mann-Whitney U-test.

Mageinnhold. Forskjell i habitat analyseres med χ^2 -tester. Til analyser av fyllingsgrad benyttes Mann-Whitney U-tester. Ved sammenligning av ulike fiskestørrelser benyttes ANOVA med lengde/ vekt som kovariat.

Lengde og vekt sammenligninger. Dette er fordelinger som ofte er høyreskjeve dataene må log transformeres før ANOVA tester benyttes.

Undersøke gyteadferd og overlevelse til avkom av oljepåvirket laks. For analyser av forskjeller i konkurransekraft og reprodutiv adferd benyttes ANCOVA. For analyser av forskjeller mellom kroppsvekt og dødelighet i forbindelse med gyting og til å se på forskjeller i reprodutiv suksess benyttes ANOVA og ANCOVA.

3.7 Kvalitetskontroll

3.7.1 Marin fisk & plankton

Alle metoder som benyttes bør være etterprøvet og dokumentert i egne prosedyrer (jf. bl.a OSPAR 1998). Det fylles ut egne prøvetakingsskjemaer for de ulike prøvene som tas. Det er meget viktig at prøvene behandles i hht. den utarbeidede prosedyre, i første rekke i mht. prøvetaking, emballering og konservering av prøvene.¹⁸

3.7.2 Anadrom fisk

Prøver av hver enkelt fisk, muskel, lever, mageinnhold og gjeller pakkes for seg i aluminiumsfolie, merkes med art og løpenummer og fryses ned til -20 °C. Hver enkelt prøve påføres løpenummer på en lapp som legges inne i aluminiumsfolien. Utenpå folien påføres løpenummeret med sprittusj. Otolitt og skjell legges i skjellkonvolutt og merkes med art og løpenummer. Blodplasma fryses ned.

Originaldata systematiseres og lagres samlet, slik at det er lett tilgjengelig for senere brukere. De bør lagres på institusjonen som har utført oppdraget samt i sentral database som omfatter alle data fra den aktuelle hendelsen. For øvrig lagring, se kap. B4.7.3.

¹⁸ Ved HI er det utviklet egne skjemaer som danner grunnlaget for innlegging av dataene i TINDOR databasen. Disse skjemaene inneholder opplysninger om fartøy og redskapstype (samplingsareal, maskestørrelse, sorteringsnett, tauehastighet etc.) i tillegg til informasjon om tid, sted, dyp og mulighet for kobling til hydrografiske data (Fotland et al 1997). Kjemiske analyser av biologisk materiale, vann- og sedimentprøver vil etter analyse bli behandlet i LIMS før overføring til TINDOR. Laboratorieeksperimentene følger egne prosedyrer, resultatene bearbeides lokalt og gjennomgår intern kvalitetssikring før innlegging i TINDOR.

B4. SJØFUGL

En summarisk presentasjon av overordnede mål, strategier, prioriteringer og tidsvindu for implementering av sjøfuglundersøkelsene er gitt i kap. A8. I det følgende gis en mer utdypende faglig begrunnelse for disse punktene, herunder mål, kompetansekrav, tidsvinduer og prosedyrer for de ulike delaktivitetene. Dette omfatter også beskrivelser av og referanser til metodiske standarder for feltundersøkelser, laboratoriearbeid, dataanalyser og håndtering av innsamlet materiale.

4.1 Prøvetakingsstrategi; faglig bakgrunn for prioriteringer

Undersøkelser av sjøfugl i forkant, under og i etterkant av en akutt oljeforurensningsepisode kan organiseres i fire hovedaktiviteter:

- ✓ Registrering av akutt skadeomfang
- ✓ Innsamling av materiale for bestemmelse av kjønnsfordeling, aldersfordeling, populasjonstilhørighet, tilstand og næringsvalg til rammede individer
- ✓ Måle effekter av avbøtende tiltak
- ✓ Overvåke langtidseffekter i berørte populasjoner.

Under hver av hovedaktivitetene er det identifisert en eller flere delaktiviteter (angitt med romertall i teksten), som hver især gir prioriterte bidrag til det samlede skadebildet. Målene for disse er spesifisert i de følgende punkter, mens tidspunktet for implementering av aktivitetene er angitt i kap. A8.3 og B4.1.5. Spesifikke krav til utstyr og kompetanse er angitt i Vedlegg III med referanse til de respektive aktivitetene.

Etterkantundersøkelsene i forbindelse med oljeforurensningen fra oljetankeren *Exxon Valdez* er uten sammenligning de mest omfattende som er foretatt etter denne type forurensningsepisoder. Naturforholdene i det berørte området og de stedlige sjøfuglenes artssammensetning og økologi er svært parallelle til de vi finner på norskekysten (Anker-Nilssen 1993b). Kunnskapen som ble innhentet i Alaska er derfor et av de viktigste referansegrunnlag for skadevirkninger av oljeforurensning i våre områder, og derved også som bakgrunn for å tilrettelegge hjemlige etterkantundersøkelser. Oljeselskapet Exxon og de amerikanske myndighetene, som var motparter i en rekke erstatningssaker etter *Exxon Valdez*, har hver for seg gjennomført langvarige og intensive etterkantundersøkelser etter denne episoden.

Et betydelig problem i denne forbindelse er at det er synliggjort store forskjeller i faglig kvalitet og etterrettelighet i de to fagmiljøenes rapportering av miljøskadene (jf. Rice et al. 1996 vs. Wells et al. 1995). Som bakgrunnsinformasjon i arbeidet med denne veiledningen er det derfor valgt å støtte seg helt og holdent på resultatene fra de statlige og føderale undersøkelsene, som i stor grad er dokumentert i Rice et al. (1996).

4.1.1 Registrering av akutt skadeomfang

Delaktivitet 1 – Mål

Kartlegge sjøfuglenes eksakte fordeling i det berørte området umiddelbart før, under og etter oljeutslippet.

Spesifikke krav til kompetanse

Arbeidet med kartlegging og registrering av sjøfugl krever formell kompetanse og erfaring fra tokt- og laborativirksomhet:

- ✓ Transektregistreringer av sjøfugl i åpne farvann fordrer minimum to personer med gode artskunnskaper og erfaring med internasjonalt standardisert metodikk for denne type undersøkelser (Tasker et al. 1984)

- ✓ Kartlegging av sjøfugl i kystnære farvann (fra land eller små fartøy) fordrer personer med gode artskunnskaper og dokumentert erfaring fra lignende undersøkelser (jf. Anker-Nilssen 1987; Nygård 1994).¹⁹

Tilgang til data fra Det nasjonale sjøfuglkartverket (se Faktaboks 3) vil være nyttig veiledende informasjon i kartleggingsarbeidet. MOB-kartene som er utarbeidet til de kommunale beredskapsplanene vil også være god bakgrunnsinformasjon (jf. Anker-Nilssen 1994; SFT & DN 1996).

Delaktivitet 2 – Mål

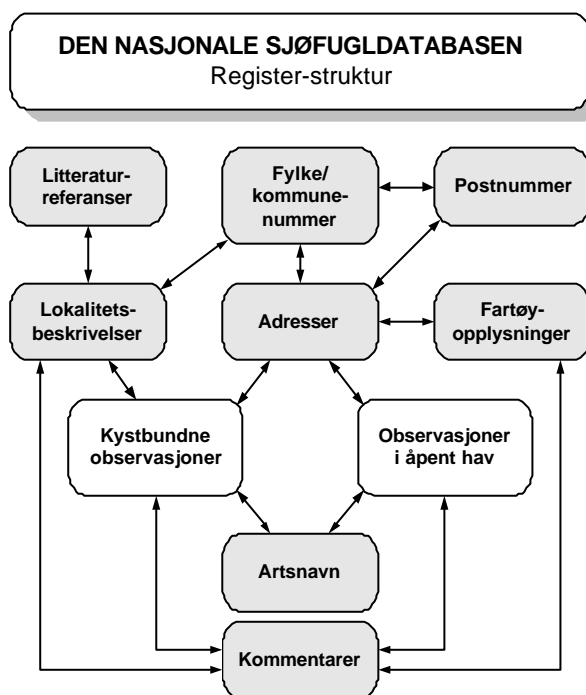
Registrere de rammede individenes artsfordeling.

Spesifikke krav til kompetanse

Arbeidet med innsamling av døde sjøfugl krever formell kompetanse og relevant erfaring fra tokt- og laborativirksomhet. Artskunnskap er særlig viktig når materialet sendes til destruksjon uten nærmere analyse i laboratorium.

Arbeidet må utføres systematisk og nødvendig tilleggsmateriale om innsamlingsprosedyren (strekninger dekket, habitattype, dato, tid, værforhold, jf. Vedlegg II) og data tilknyttet hvert enkelt

Faktaboks 3. Det nasjonale sjøfuglkartverket



NINAs nasjonale sjøfuglkartverk er en database for sjøfugl som ble opprettet ved starten av det landsomfattende sjøfuglprosjektet (1979-1984). Resultatene fra de aller fleste kartleggingsundersøkelser av sjøfugl i Norge er, og vil bli lagt inn i denne databasen. Databasen dekker hele landet for hekkende, mytende og overvintrende sjøfugler, samt data fra åpent hav, og inneholder ca. 500.000 poster. Det nasjonale sjøfuglkartverket kjøres på en SQL-server og er laget vha. Windows-verktøyet Centura SQL Windows 32. Det inneholder forskjellige skjermbilder for registrering av informasjon knyttet til den aktuelle observasjonen (lokalitetsdata, observatør etc., jf. ovenstående figur). Registreringene kan enkelt selekteres og presenteres på kart vha. et kartprogram som er integrert i applikasjonen. NINA deltar i et samarbeid med institusjoner i land som grenser til Nordsjøen om en felles database for sjøfugl i åpent hav (ESAS). NINA er i denne sammenheng den eneste norske institusjonen som har tilgang til, og anledning til å bruke data fra denne databasen.

¹⁹ Merk at fiskefartøy ikke er velegnet som plattform for sjøfuglregistreringer fordi de, i større grad enn andre fartøyer, virker tiltrekkende på enkelte arter sjøfugl.

individ må rapporteres. Individuer som skal analyseres nærmere, skal merkes med lokalitet, dato og løpenummer som refererer til feltliste. Det er viktig at prøver fra samme individ og som oppbevares separat (f.eks. DNA-prøver, magesekk, o.a.), katalogiseres på en måte som muliggjør individ-gjenkjenning på et senere tidspunkt.

Delaktivitet 3 – Mål

Estimere hvor mange individer som faktisk berøres (i fht. hvor mange som påvises synlig skadet).

Spesifikke krav til kompetanse og andre forutsetninger

Forhåndslagring av døde sjøfugler er en stor fordel for å kunne gjennomføre vellykkede drifteksperimentene. Fuglene kan f.eks. være 1) druknet i garn, 2) funnet døde under regulære takseringer av strandede sjøfugler, eller 3) innsamlet i forbindelse med massedøds-hendelser ("bird wrecks") forårsaket av ulike episoder med oljeforurensning eller næringsvikt. Det finnes ikke rutiner for innsamling og lagring av slikt materiale i dag, men Fylkesmennes miljøvernetater, samt lokale viltneemder og Interkommunale utvalg mot akutt forurensning, bør kunne bistå med dette. Fuglene må fryses i fersk tilstand og pakkes individuelt. Når slikt materiale ikke forefinnes, er det mulig å bruke oljeskadede fugler fra den pågående episoden, men dette vil kunne føre til kritisk forsinkelse av arbeidet.

4.1.2 Innsamling av materiale for bestemmelse av kjønns- og aldersfordeling, populasjonstilhørighet og næringsvalg til rammede individer

Delaktivitet - Mål

Målet med aktiviteten er å identifisere de rammede individenes kjønns- og aldersfordeling, populasjonstilhørighet og næringsvalg. Bakgrunnen for dette er å gi et mest mulig presist uttrykk for det samlede skadebildet (jf. Faktaboks 1), særlig mht. dynamikken til de respektive bestandene i etterkant av episoden.

Populasjonstilhørighet kan bestemmes på bakgrunn av morfometriske analyser eller genetiske analyser. I begge tilfeller er referansematerialet enda ganske ufullstendig for de fleste sjøfuglarter. Dette gjelder særlig for bruken av genetiske markører. Vevsprøver kan imidlertid oppbevares i nærmest ubegrenset tid, i påvente av at bedre markører utvikles. Det er derfor tilrådelig at innsamling av slikt materiale foretas parallelt med de morfometriske målingene, som en rutinemessig del av etterkantundersøkelsene.

En nærmere beskrivelse av genetiske analyser til ovenstående formål er gitt i Faktaboks 4. Denne kan betegnes som en "state of the art", men er ikke ment å være fullstendig utfyllende. Den er heller ikke å betrakte som en bruksanvisning for DNA-analyser på sjøfugl, men en kort oversikt over dagens kunnskapsstatus og som må danne utgangspunkt for å kunne foreta slike analyser videre framover. I tråd med dette gis det også referanser til de viktigste arbeidene som er gjort på sjøfugl og som beskriver mulige genetiske markører hos sjøfuglarter som forekommer i våre farvann.

Spesifikke krav til kompetanse

Arbeidet med innsamling av døde sjøfugl krever formell biologisk kompetanse og erfaring fra relevant tokt- og laboratorievirksomhet som angitt i B4.1.1.²⁰

4.1.3 Måle effekter av avbøtende tiltak

Delaktivitet - Mål

Målet er å bestemme sjøfuglenes eksakte fordeling i berørte områder med og uten avbøtende tiltak.

²⁰ Merk at innsamling av blodprøver til genetiske analyser må foretas på levende fugler. Arbeidet forutsetter eksamen i kurs om forsøksdyrslære og spesiell tillatelse må innhentes ved søknad til Landbruksdepartementets forsøksdyrutvalg. Søknadsskjema fåes ved henvendelse til Forsøksdyrutvalget, se kap. A1. For å spare tid vil det være formålstjenlig å diskutere muligheten for en generell tillatelse til slik prøvetaking i forbindelse med akutte oljeforurensningsepisoder.

Spesifikke krav til kompetanse

Arbeidet krever formell biologisk kompetanse og relevant erfaring som angitt under punkt B4.1.1.

4.1.4 Overvåke langtidseffekter i berørte populasjoner

Delaktivitet - Mål

Målet er å overvåke langtidseffekter i de berørte populasjonene. Omfanget av arbeidet vil være en funksjon av de akutte skadene som blir påvist under tidligere beskrevne aktiviteter.

Faktaboks 4. Om genetiske markører

Bruken av genetiske markører kan være nyttig for å bestemme opprinnelsen av biologisk materiale. Det kan f.eks. gjelde artsbestemmelse av dyr i internasjonal handel eller å bestemme hvilken bestand ett eller flere individer av en dyreart tilhører. Bruken av genetiske markører for å bestemme herkomsten av sjøfugl som har forulykket etter oljeutslipp kan være nyttig hvis disse to forutsetningene er tilstede:

- A. Den genetiske variasjonen innenfor den aktuelle arten er geografisk strukturert. Dette vil avhenge av artens populasjonsgenetiske historie, hvor det vil kunne finnes forskjeller som spenner fra fullstendig fiksering av genotyper i ulike områder, til ulike allelfrekvenser, og i andre enden av spektret: panmiktiske populasjoner.
- B. Tilfredsstillende oversikt over den geografiske fordelingen av den genetiske variasjonen er opparbeidet. Dette forutsetter et betydelig arbeid for hver enkelt art, fordi det må samles inn materiale fra hekkekolonier i hele artens utbredelsesområde. Videre må det "screenes" for genetiske markører i dette omfattende materialet.

En tilfredsstillende oversikt over genetiske markører (som nevnt under punkt 2 over) er ennå ikke utarbeidet for noen sjøfuglarter. I og med at det nødvendige grunnarbeidet ikke er gjort, er det derfor for tidlig å kunne utføre DNA-analyser på sjøfugl med en noenlunde rimelig innsats av tid og personell, i hvert fall på noe som kan kalles en rutinemessig måte.

Det er allikevel gjort en hel del analysearbeid på en del sjøfuglarter og det er mulig å gi en oversikt over de trinn slike analyser nødvendigvis må bestå av. Det vil så være en vurderingssak på hvilket tidspunkt det foreligger tilstrekkelig kunnskap om den genetiske variasjonen hos en art til at det er fornuftig å sette i gang med DNA-analyser. Da vevsprøver og ekstrahert DNA har så og si ubegrenset holdbarhet ved riktig lagring, er det selvfølgelig ingen ting i veien for å la innsamlet materiale ligge i påvente av at bedre markører utvikles.

Særlig aktuelle populasjonsmarkører er mitokondrielt DNA (mtDNA) og mikrosatellitter. Det er også gjort forsøk på å analysere populasjonsdivergens ved hjelp av den såkalte RAPD-teknikken (Lynch & Milligan 1994). Felles for analyse av disse markørene er at de baserer seg på PCR-teknikk. Populasjonsstudier av mtDNA blir utført vha. restriksjonsanalyse og sekvensanalyser. Undersøkelser av myrsnipe har vist at mtDNA kan være en svært nyttig markør (Wenink et al. 1993; Wenink & Baker 1996). En undersøkelse av polarlomvi i Atlanterhavet viste fravær av populasjonsdifferensiering ved sekvensanalyse av cytochrome b gen (Birt-Friesen et al. 1992). I en lignende undersøkelse av lomvi ble det funnet en viss grad av differensiering (Friesen et al. 1996). Et mer variabelt domene av det mitokondrielle genomet er kontrollregionen. Dette er derfor et mer lovende område når det gjelder å søke etter populasjonsmarkører. Upubliserte sekvensanalyser av kontrollregionen i alke og lomvi fra kolonier i det vestlige og østlige Atlanterhavet viser at alke har en langt større grad av variasjon og differensiering enn lomvi (UiTø, avd. for Molekylær Cellebiologi). Det er likevel ikke for noen av artene snakk om spesifikke markører, men om forskjeller i allelfrekvenser, da særlig mellom vestlige og østlige bestander. Et lignende bilde finnes hos teist (Kidd & Friesen 1998).

Sekvensanalyse av kontrollregionen innebærer amplifisering av et passende område (minimum 400 basepar) av det variable 5' domene ("region I") med spesifikke primere og syklisk sekvensering av PCR-produktet. Sekvensering av et område på ca. 300-400 bp vil som regel være tilstrekkelig for haplotypeundersøkelser. Sekvensinformasjon som tillater konstruksjon av passende primere finnes i de nevnte referanser eller ved søk i genbankene.

Mikrosatellitter er lovende genetiske markører og de er enklere å registrere enn DNA-sekvenser fordi PCR-produktene kan kjøres direkte på en polyacrylamid-gel. Men det er et relativt krevende arbeide å utvikle mikrosatellitter for de enkelte artene, og dette er foreløpig ikke gjort for sjøfugl så langt forfatterne kjenner til.

Spesifikke krav til kompetanse

Arbeidet med overvåking av bestandsstørrelse i rammede bestander krever formell biologisk kompetanse og relevant erfaring, jf. f.eks. den løpende nasjonale overvåkingen av hekke- og overvintringsbestandene (se Faktaboks 5) eller metodene for overvåking av overlevelse, reproduksjon og næringsvalg i rammede bestander (se kap. B4.2-4). Det er viktig å merke seg at overvåkningsmetodene varierer fra art til art og er forskjellige for hekke- og vinterbestander (jf. Lorentsen 1989; Walsh et al. 1995; Anker-Nilssen et al. 1996).

4.1.5 Tidsvinduer for implementering

I stikkordsform kan aktivitetene oppsummeres som følger:

Initiell Fase (tidlig akutfase): I - IIa

- ✓ Identifisere viktige sjøfugllokalteter i berørte og potensielt berørte områder samt i tilstøtende, uberørte områder hvor sannsynligheten for kontaminering er minimal (motstrøms). Dette må baseres både på kunnskap om hvilke datakilder som eksisterer (Vedlegg I) og kartlegging som startes så tidlig som mulig i akutfasen.
- ✓ Gruppere de viktige lokalitetene i forhold til deres egnethet som målestasjon i 1) uberørt område (referanseområde type A), 2) berørte områder som skjermes mot avbøtende tiltak (referanseområde type B) og 3) berørte områder med hvor ett eller flere avbøtende tiltak settes inn.
- ✓ Velge målestasjoner i best mulig koordinering med parallelle undersøkelser på andre ressurser.

Akutfasen: IIb

- ✓ Løpende revisjon av stasjonsvalg ettersom oljens skjebne dokumenteres, løpende kartlegging av tilstedeværende sjøfuglressurser oppdateres og ulike avbøtende tiltak iverksettes.
- ✓ Sjøfuglfaglig ekspertise må gi løpende råd til aksjonsledelsen for at avbøtende tiltak kan tilrettelegges samtidig som målsetningen ved stasjonsvalg og prøvetakingsstrategier ivaretas.

Ettervirkningsfasen: III

- ✓ Innhente alle relevante historiske data om de aktuelle ressursene og deres miljø (Vedlegg I).
- ✓ Innhente alle relevante data om oljens mengde, drift, spredning og egenskaper, effekter av gjennomførte saneringstiltak og mål for gjenværende forurensning i de ulike habitatene.
- ✓ Velge overvåkningslokalteter i berørte og uberørte populasjoner eller samfunn. I størst mulig utstrekning bør disse velges der hvor det allerede eksisterer gode tidsserier for de aktuelle overvåkningsparametrene og hvor undersøkelsene kan koordineres med etablerte overvåkningsprogrammer.

Faktaboks 5. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl

Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl ble igangsatt i 1976. De første årene dekket programmet bare overvintrende sjøfugl, men fra 1988 ble det utvidet til også å omfatte hekkende sjøfugl. Overvintrende sjøfugl overvåkes i 10 faste områder spredt langs hele kysten (Østfold, Vest-Agder, Rogaland, Smøla i Møre og Romsdal, Trondheimsfjorden, Vega, Saltenfjorden, Vesterålen, Tromsø og Varanger). Hovedvekten er lagt på artene islom, gråstrupedykker, ærfugl, praktærfugl, sjøorre, havelle og stellerand. Dette er arter som langs norskekysten forekommer i bestander av internasjonal betydning. Andre sjø- og vannfugler som finnes innenfor overvåkningsområdene under tellingene tas også med. Resultatene inngår i Wetland Internationals database og rapporteres sammen med tilsvarende data fra andre land. De norske resultatene fra perioden 1980-93 er rapportert av Nygård (1994). Hekkeovervåkingen foregår på ca. 200 lokaliteter spredt langs hele norskekysten. Hovedvekten er lagt på artene havhest, havsule, storskarv, toppskarv, storjo, fiskemåke, sildemåke, gråmåke, svartbak, krykkje, makrellterne, rødnebbterne, alke, lomvi, polarlomvi og lunde. Overvåkingen er basert på internasjonalt anbefalt metodikk (jf. Lorentsen 1989; Walsh et al. 1995), og resultatene rapporteres i årlige rapporter (f.eks. Lorentsen 1997). Resultatene og metodikken som benyttes er evaluert av Anker-Nilssen et al. (1996) som forløper til en nylig revisjon av programmet (Anker-Nilssen & Lorentsen 1997).

4.2 Prosedyre – gjennomføring

4.2.1 Prioritering av delundersøkelsene

En oversikt over prioritering av delaktivitetene er gitt i tabellen under, hvor det også er gitt referanse til hvor det metodiske rammeverket er beskrevet i mer detalj.

Prioritet	Delundersøkelse	Utslippsfase	Hva gjøres	Referanse
1	Løpende kartlegging	I – II – III	Kartlegge sjøfuglenes fordeling og tetthet i risikoområdet	Kap. B4.1.1 Tasker et al. 1984; Anker-Nilssen 1987
1	Rammede individers artsfordeling	I - II	Registrere artstilhørighet hos rammede individer	Kap. B4.1.2
1	Innsamling av materiale	II - III	Bestemmelse av skadebildet, kjønns- og aldersfordeling, tilstand og populasjons-tilhørighet til rammede individer	Kap. B4.1.2 Jones et al. 1982
1	Overvåke langtidseffekter	III	Overvåke langtidseffekter i berørte populasjoner	Kap. B4.1.4 Lorentsen 1989; Anker-Nilssen 1993a; Erikstad et al. 1994, 1998a; Walsh et al. 1995
1	Drift-eksperimenter	II	Slippe fuglelik i forkant av oljeflaket og registrere hvor mange som strander	Kap. B4.1.1 Piatt & Ford 1996; Camphuysen & van Franeker 1992
2	Strandingsfrekvens og omløpstid for strandede fugler	II	Estimere hvor mange fugler som strander	Kap. B4.1.1 Ford et al. 1996
3	Effekter av avbøtende tiltak	II - III	Beregne effekten av avbøtende tiltak ved parallelle undersøkelser i områder med og uten avbøtende tiltak	Kap. B4.1.3

4.2.2 Registrering av akutt skadeomfang

4.2.2.1 Løpende kartlegging

For å beregne det akutte skadeomfanget er det avgjørende å kjenne sjøfuglenes eksakte fordeling i det berørte området (åpent hav og kystnært) umiddelbart før, under og etter oljeutslippet. Slik kunnskap må innhentes ved bruk av nasjonalt og internasjonalt standardiserte metoder (bl.a. Tasker et al. 1984; Anker-Nilssen 1987). Mulighetene for kartlegging av forekomstene i forkant av episoden vil være begrenset av den tiden det tar å organisere fartøyer, utstyr og kvalifisert personell. Imidlertid vil oljeflak ofte drive i mange dager. Kartleggingen bør derfor igangsettes så snart som mulig og pågå kontinuerlig inntil all olje har strandet eller er forvitret. I tillegg bør skadevirkningene, så langt det er mulig, registreres løpende fra et skip som følger oljen. Tilsvarende kartlegging bør utføres med regelmessige mellomrom i alle berørte områder i den første tiden etter berøring med parallelle kontrolltelling i tilstøtende, uberørte områder. For å gjøre den løpende kartleggingen i akuttfasen mest mulig effektiv, er det fordelaktig å vurdere all eksisterende forhåndskunnskap om sjøfuglenes utbredelse i de aktuelle områdene (jf. kap. B4.1). Dette vil raskt avklare hvilke områder som potensielt sett vil være mest følsomme.

4.2.2.2 Redusere faren for at fartøyene tiltrekker seg sjøfugler

I forbindelse med kartleggingen av sjøfugler må en i størst mulig grad avverge at sjøfugler lokkes til observasjonsfartøyet. En rekke sjøfuglarter oppsøker fiskefartøyer for å ernære seg på fiskeavfall og uønsket bifangst som kastes overbord (se f.eks. Lorentsen & Anker-Nilssen 1993; Camphuysen et al. 1995; Garthe et al. 1996). Dette innebærer at det ikke må foregå noen form for fiskeaktivitet fra fartøyet og at avfall aldri må kastes overbord. Av samme årsak vil typiske fiskefartøyer være dårlig egnet som observasjonsplattform for kartleggingen.

4.2.2.3 Registrere de rammede individenes artsfordeling

Antall oljeskadede sjøfugler som strander etter et utslipp vil variere betydelig fra episode til episode. Dersom skadeomfanget er forholdsvis begrenset, bør en tilstrebe å samle inn samtlige individer som finnes tilsølt. Når antall ofre kan telles i tusenvis, vil det være nødvendig å begrense innsamlingen. For alle arter vil det være viktig å ha et tilstrekkelig stort utvalg til senere analyser. Siden begge kjønn og flere alderskategorier som regel vil være involvert, vil 300 individer være et minimum for tallrike arter. For mindre tallrike arter bør samtlige individer innsamles. Alle strandlinjer i nedslagsfeltet må undersøkes systematisk. Alle fugler som ikke innsamles må bestemmes til art, såvidt mulig også til kjønn og alder, før de destrueres. I noen utvalgte områder skal individene ikke fjernes, men merkes for senere registrering av omløpstid (se nedenfor). Som regel vil en betydelig andel av de oljeskadede fuglene finnes i live. Såfremt oljeskadene er forholdsvis moderate og gode rehabiliteringsanlegg med dertil hørende kvalifisert personell forefinnes, kan rehabilitering vurderes. Erfaringer viser imidlertid at rehabilitering sjelden er så effektivt at den vil ha noen betydning for de berørte bestandene. Av etiske årsaker vil avlving på stedet som regel være det mest humane virkemiddelet, selv om dette ofte vil vekke sterke følelser og offentlig debatt. Fugler som tilhører truede bestander bør alltid forsøkes rehabilitert, dersom det er en viss mulighet for at dette kan la seg gjennomføre.

4.2.2.4 Driftekspesimententer

En rekke faktorer vil forhindre at en kan fremskaffe eksakte tall for hvor mange sjøfugler som rammes. Derfor vil en nesten alltid være avhengig av indirekte metoder for å beregne det akutte skadeomfanget. Den beste metoden er utvilsomt å gjennomføre driftforsøk med merkede fuglelik. Dette ble gjort med betydelig hell i forbindelse med *Exxon Valdez* hendelsen (Piatt & Ford 1996). Disse fuglene, som helst bør tilhøre samme art/arter som blir berørt, merkes med en rapportadresse og hvert sitt løpenummer og slippes i eller like i forkant av det drivende oljeflaket (fra skip, fly eller helikopter). Parallelt føres lister med utslippsposisjon for hvert individ. Hvor mange individer som bør slippes i hvert eksperiment avhenger av berøringsområdets størrelse og forventet drivtid til land. Femti fugler må betraktes som et absolutt minimum, og som regel vil det være nødvendig med mer enn dobbelt så mange. For å spare tid bør fuglene helst være innsamlet på forhånd og forefinnes oppbevart på et beredskapslager. Her kan en benytte fugler fra andre forurensningsepisoder eller, fortrinnsvis, ikke tilsølte fugler som finnes strandet. I områder hvor det ikke pågår løpende registreringer av strandede sjøfugler ("Beached Bird Surveys", jf. bl.a. Camphuysen & van Franeker 1992), bør Fylkesmennes miljøvern- og viltmyndigheter, i samarbeid med lokale viltmyndigheter, kunne ta et ansvar for innsamling og lagring av slike fugler, f.eks. i forbindelse med massedødsepisoder (s.k. "bird wrecks") som fra tid til annen forekommer i forbindelse med dårlig vær og/eller liten fødetilgang for havlevende sjøfugler utenfor hekkesesongen.

4.2.2.5 Registrere strandingsfrekvens og omløpstid for strandede fugler

Å telle antall strandede fugler i et område bare én gang etter en episode, gir ikke et fullstendig bilde av hvor mange fugler som har strandet. Noen fugler blir skylt vekk etter en viss tid, mens andre blir spist eller fjernet av åtselere og tilfeldig besøkende. For å måle strandingsfrekvens og forsvinningsrater, dvs. omløpstiden for fuglene som skylles i land og hvor lenge de lar seg registrere, må enkelte områder øremerkes for gjentatte registreringer uten innsamling. Ved hver registrering skal området gjennomføres systematisk, og alle nye fugler som er skylt i land merkes med et løpenummer samtidig som deres posisjon på stranden avmerkes på en kartskisse. Fuglene må ikke flyttes. Fugler som ble merket ved tidligere besøk registreres påny dersom de er tilstede, hvis ikke noteres de som fraværende. Takseringene gjentas med jevne mellomrom (gjerne flere ganger pr. dag i den mest akutte fasen) inntil registrerings- og innsamlingsarbeidet i samtlige områder er avsluttet og stranding av nye fugler er opphørt. Slike data gjør det mulig å estimere det totale antall sjøfugler som rammes akutt. I forbindelse med *Exxon Valdez*-episoden var denne metoden et viktig supplement til driftekspesimentene omtalt i foregående punkt (Ford et al. 1996).

4.2.3 Innsamling av materiale for bestemmelse av skadebilde, kjønns- og aldersfordeling, tilstand og populasjonstilhørighet til rammede individer

Døde sjøfugler skal samles inn og merkes med sted, dato og løpenummer. Grad av oljetilsøling registreres som prosent av total kroppsflate berørt (jf. Jones et al. 1982) og føres på etiketten. I den grad det ikke er mulig å analysere prøvene umiddelbart, dvs. i løpet av samme eller påfølgende dag, skal de pakkes individuelt i plastposer og fryses ned i søppelsekker som merkes med dato og lokalitet. Det skal lages oversikt over antall innsamlede og lagrede sjøfugler fordelt på art, alder og kjønn.

Oljeprøver for identifikasjon av oljens herkomst skal rutinemessig samles inn fra fugl som finnes oljetilsølt (jf. kap. B1.4).

Blod- og fjærprøver til genetiske analyser merkes med en individreferanse (kombinasjonen av løpenummer, tid og sted) for å kunne sammenligne resultatene med de biometriske studiene av samme individer. Alle typer vevsprøver kan benyttes for DNA-analyser (se Faktaboks 4): fjær (ca. 5 mm av rotspissen), skinn, blod, muskel, lever osv. En fordel med ytre deler slik som fjær- og skinnprøver, kan være at disse vevstypene kjøles raskere ned etter at fuglen er død, noe som hindrer enzymatisk nedbryting av DNA. Det er viktig å unngå krysskontaminering. Vevsprøvene bør lagres ved 4 °C i 70% etanol eller i en tris-buffer, f.eks. 100 mM Tris pH 8,0, 1 mM EDTA, 10 mM NaCl. Alt av DNA-analyser baserer seg i dag på PCR-metoden. Metodens følsomhet betyr at behovet for materiale dekkes av 25-50 mg vev eller 50-100 mikroliter blod. Unngå problemer med lagringsplass, benytt 2,0 ml rør med skrukork for å hindre fordampning og lekkasje hvis sprit benyttes som lagringsmedium, eller 1,5 ml eppendorf-rør, eventuelt 0,6 ml PCR-rør med god lukkemekanisme. Prøvene settes i 9x9 eller 10x10 Heto-bokser eller tilsvarende.

4.2.4 Måle effekter av avbøtende tiltak

Det er viktig å måle hvor effektive de ulike tiltakene er i forhold til sjøfugl, ikke minst for å samle kunnskap som kan gjøre senere oljevernaksjoner mer effektive.²¹ Den sikreste måten å samle slik kunnskap på er å gjøre parallelle undersøkelser i berørte områder med og uten tiltak. Områdene bør være mest mulig likeverdige mht. deres betydning for de aktuelle bestandene. Undersøkelsene vil variere i karakter, avhengig av områdenes funksjon for sjøfugl. I alle tilfeller vil det være påkrevet med en parallell kartlegging av sjøfuglens eksakte fordeling i tiltaksområdene og kontrollområdene.

Kartleggingen foregår på samme måte som angitt i kap. B4.2.1 og må foretas med jevne mellomrom så lenge tiltakene pågår og fortsette inntil betydelige endringer ikke lenger kan spores. Dersom områdene har funksjon som hekke- eller næringsssøksområder for hekkende fugler, må undersøkelsene suppleres med komparative studier av fuglens hekkesuksess, evt. også næringsvalg, i områder med og uten tiltak (jf. kap. B4.2.4). Slike undersøkelser vil ofte også måtte omfatte arter som ikke er tilstede i akuttfasen, men som senere kan forventes å bli indirekte berørt ved at hekkehabitatet (herunder også tilgjengeligheten til dette) eller næringsgrunnlaget er forringet. Ofte vil det være nødvendig å følge opp disse studiene gjennom hele effektfasen. Etter oljeforurensningen fra *Exxon Valdez* ble det gjennomført en rekke studier av bestandsutvikling, reproduksjon og næringsvalg for sjøfuglbestander i berørte og tilgrensende, uberørte områder (f.eks. Bernatowicz et al. 1996; Irons 1996; Kuletz 1996; Oakley & Kuletz 1996; Piatt & Anderson 1996; Sharp et al. 1996), men manglende beredskapsrutiner for å sikre gode kontrollområder gjorde det vanskelig å kvantifisere effektene av de ulike avbøtende tiltak (Townsend & Heneman 1989; Anker-Nilssen 1991; Rice et al. 1996).

²¹ Både under og etter akuttfasen kan direkte tiltak tenkes å redusere skadeomfanget på sjøfugl, f.eks. ulike virkemidler som kan holde spesielt sårbare arter unna tilsølte områder (bl.a. ved bruk av lyd og/eller lys). Andre avbøtende tiltak, herunder oppsamling og dispergering av olje på sjøen og rensing av berørte strandområder, vil som regel også ha direkte eller indirekte betydning for skadeomfanget på sjøfugl, spesielt ved at de kan hindre eller begrense fuglens tilgang til viktige leveområder (f.eks. områder for næringsøk, hekking, myting og rasting).

4.2.5 Overvåke langtidseffekter i berørte populasjoner

4.2.5.1 Bestandsutvikling

Bestandsutvikling for aktuelle arter overvåkes i henhold til metoder beskrevet av Lorentsen (1989) og Walsh et al. (1995). Om mulig bør bestandsovervåkingen koordineres med pågående aktiviteter i det nasjonale overvåkingsprogrammet for hekkende sjøfugl (Faktaboks 5). Det må ikke settes igang parallell overvåkingsaktivitet på lokaliteter som inngår i det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (se f.eks. Lorentsen 1997), uten at dette er avklart med programledelsen (se Vedlegg I).

4.2.5.2 Overlevelse

For å belyse årsakene til bestandsutviklingen i berørte sjøfuglbestander etter akutt oljeforurensning, er det nødvendig å kvantifisere hekkebestandens rekruttering og de hekkende fuglenes overlevelse fra år til år. Rekruttering kan, til en viss grad, belyses ved årlig overvåking av bestandens reproduksjon (se nedenfor), selv om det da ikke er mulig å kontrollere for variasjonen i ungfuglenes overlevelse frem til hekkeaktiv alder.

De mest typiske sjøfuglene er svært stedtro, og vil som regel forsøke å etablere seg som hekkefugler i eller i nærheten av det området de ble født. Hos etablerte hekkefugler er stedtroheten til hekkeområdet meget sterk hos de fleste arter. Overlevelsen for unge og voksne fugler kan derfor overvåkes på hekkeplassen. Den sikreste metoden baserer seg på merking av et større antall (som regel flere hundre) individer med unike kombinasjoner av fargeringer (eller fargeringer med unike koder) som senere kan avleses med kikkert eller teleskop i felt. På denne måten kan individene identifiseres uten gjentatt innfangning. Ved regelmessige observasjoner i de samme områdene fra år til år, er det som regel mulig å se igjen en betydelig andel av de merkede individene som fortsatt er i live.

Med statistiske modeller spesielt utviklet for formålet, og som leveres allment tilgjengelig i program-pakkene Capture Release (som omfatter SURGE, se Pradel & Lebreton 1991; Lebreton et al. 1992) og MARK (White 1998), tillater slike datasett å beregne robuste mål for overlevelse mellom hver observasjonsperiode.

Både design og gjennomføringen av feltarbeidet og, ikke minst, databehandlingen, stiller store krav til kompetanse og erfaring. For norske sjøfugler er denne metoden foreløpig bare benyttet til å måle den årlige overlevelsen for hekkende lunder på Røst, hekkende ærfugler på Grimsøy i Tromsø kommune og for hekkende lomvi, polarlomvi, alke, lunde og krykkje på Hornøy i Vardø kommune (Anker-Nilssen 1993a; Erikstad et al. 1994, 1998a). Disse rapportene behandler relevant metodikk for studier av overlevelse, og er i dag de eneste undersøkelsene som kan tjene som referansegrunnlag for tilsvarende overvåking i bestander rammet av olje.

4.2.5.3 Reproduksjon

Reproduksjon måles i henhold til metoder beskrevet av Walsh et al. (1995).

4.2.5.4 Næringstilgang

Akutt oljeforurensning kan påvirke sjøfuglenes næringstilgang direkte ved at viktige byttedyrbestander blir redusert, eller indirekte ved at næringsområdene blir mindre tilgjengelige (f.eks. som følge av avbøtende tiltak). Indirekte effekter vil også omfatte at fuglenes evne til næringsopptak kan reduseres som følge av tilsølt fjærdrakt eller forgiftninger. I etterkantundersøkelsene må en tilstrebe å sammenligne fuglenes næringsvalg og næringssøksadferd i berørte og uberørte områder. Metodene er mange og varierer betydelig fra art til art. En mer detaljert beskrivelse av de mest aktuelle metodene er gitt av Duffy & Jackson (1986), og vil bl.a. kunne omfatte visuelle observasjoner og innsamling av ulike typer næringsprøver (nebbporsjoner, gulpeboller, oppgulp, magepumping). Generelt vil slike undersøkelser som regel forde personer med betydelig erfaring fra tilsvarende arbeid.

Avhengig av årstid og skadeomfang kan det være nødvendig å belyse næringsvalget til både rastende, overvintrende og hekkende arter.

Foreløpig er det dokumentert få konsekvenser for sjøfuglenes næringstilgang i Alaska etter *Exxon Valdez*-episoden (Sharp et al. 1996). Der var imidlertid mangelen på forhåndskunnskap meget betydelig samtidig som det marine økosystemet av andre årsaker var i omfattende endring da ulykken inntraff (f.eks. Piatt & Anderson 1996). Endringer i næringstilgangen til fugler som beiter på migrerende ressurser (f.eks. pelagiske fisk og krepsdyr) kan være særlig vanskelige å dokumentere uten gode bakgrunnsdata om artenes næringsvalg i årene umiddelbart før en forurensningsepisode inntreffer. I dag foregår en regelmessig overvåkning av næringsvalg bare for lunde på Røst (Anker-Nilssen 1992; Anker-Nilssen & Øyan 1995; Anker-Nilssen & Brøseth 1998) og for lunde, lomvi og krykkje på Hornøy i Vardø kommune (Erikstad et al. 1998b).

4.2.5.5 Frekvens av oljeskadede fugler på hekkelokalitetene

Antallet oljeskadede voksne individer telles i hele eller deler av aktuelle kolonier i den første hekkesesongen etter episoden. Hvis kun deler av kolonier telles, skal det legges ut prøvefelt som dokumenteres slik det er beskrevet av Lorentsen (1989) og Walsh et al. (1995). Tellingene foretas til artsspesifikke tider på døgnet og i sesongen (jf. Lorentsen 1989; Walsh et al. 1995). Tellingene gjennomføres når fuglene sitter i kolonien. I hele eller deler av kolonien telles antallet voksne fugl fordelt på følgende kategorier:

- i Ikke oljetilsølt
- ii <25% oljetilsølt (dvs. < 25% av total kroppsflate dekket av olje)
- iii 25-50% oljetilsølt
- iv 50-75% oljetilsølt
- v >75% oljetilsølt.

Grad av oljetilsøling registreres som prosent av total kroppsflate berørt (jf. Jones et al. 1982). Det noteres om ett eller begge individene i paret er oljeskadet. Alle eller et representativt utvalg av reir i kolonien sjekkes for oljetilsøling av egg eller unger. Tellingene gjøres om mulig til tider av døgnet der det kan forventes at graden av forstyrrelse er minst (se Lorentsen 1989; Walsh et al. 1995). Det noteres for hvert enkelt reir hvor mange egg eller unger som er rene og hvor mange som er oljetilsølt.

4.3 Analyser – laboratoriet

4.3.1 Bestemmelse av art, kjønn og alder og tilstand for innsamlede individer

De innsamlede fuglenes art, kjønn og alder bestemmes med bakgrunn i et stort utvalg av litteratur, men for de fleste arter sjøfugl (i vid forstand) vil de fire første bind av standardverket "Handbook of the birds of the western Palearctic" (Cramp & Simmons 1977, 1980, 1983; Cramp 1985) være tilstrekkelig. Det er også publisert en rekke artikler og enkelte håndbøker for utvalgte grupper av arter. Disse er ikke referert her. Tilgang til et godt bibliotek med taksonomisk litteratur er derfor en betydelig fordel.

Med unntak for voksne ender og enkelte måkefugler, er det som regel umulig å skille kjønnene på utvendige karakterer eller biometriske mål. Kjønnbestemmelsen må da baseres på inspeksjon av innvendige kjønnsorganer. Obduksjon og sikker kjønnbestemmelse krever god erfaring fra lignende undersøkelser. For en del arter (f.eks. de fleste alkefugler) er det også vanskelig å aldersbestemme individene uten ved obduksjon. Et viktig indikativt kriterium på at en fugl ennå ikke har nådd kjønnsmoden alder er tilstedeværelsen av *bursa Fabricius*, et sekkformet organ lokalisert der hvor urinlederen (*ureter*) entrer kloakken (*cloaca*), fuglens endetarm. En illustrert beskrivelse av prosedyrer for obduksjon, kjønnbestemmelse og lokalisering av *bursa Fabricius* er gitt av Jones et al. (1982), som fremdeles er å betrakte som den internasjonale standard for slike undersøkelser. Denne beskriver også enkle mål for fuglens fysiologiske tilstand (kondisjon) i form av tykkelse på underhuds fett og mengde av innvollsfett. Av praktiske hensyn bør arts-, kjønn- og aldersbestemmelsen foregå parallelt med de biometriske undersøkelsene som er nødvendige for å avklare fuglenes herkomst (se kap. B4.2.2).

Enkelte arter, inkl. de fleste andefugler og alkefugler, feller (myter) alle svingfjær samtidig. Dersom de rammes i denne perioden (tidspunkt varierer fra art til art, til dels også med kjønn og geografisk område) vil det være nødvendig å registrere på hvilket stadium i myteforløpet de innsamlede individene befinner seg. Dette må gjøres med referanse til metodebeskrivelsen i standardverk for slike undersøkelser, fortrinnsvis Ginn & Melville (1983) eller Jenni & Winkler (1994). Dessuten skal draktkarakterene til alkefugler (sommerdrakt, vinterdrakt, eller overgangsdrakt) noteres som beskrevet av Jones et al. (1982). For arter som forekommer i flere draktfaser (f.eks. havhest og joer), skal også fase registreres, tilsvarende skal det for lomvi angis om individet tilhører varianten "ringvi" eller ikke.

4.3.2 Bestemmelse av populasjonstilhørighet for innsamlede individer

4.3.2.1 Biometriske analyser

De standardiserte biometriske undersøkelsene gjennomføres som beskrevet av Jones et al. (1982). En bør alltid være minst to personer, og gode hygieniske rutiner er påkrevet ved undersøkelsen. For å kunne kontrollere for personlige ulikheter i måleteknikkene, må minst 50 individer måles av samtlige personer som utfører målingene. Nødvendig utstyr er spesifisert i kap. B4.1.2. Dersom fuglene er svært tilgriset av olje, bør en arbeide i avtrekk. Alle resultater for hvert individ føres på standard skjema for slike undersøkelser (se Vedlegg I, sjøfugl, for henvendelse om skjema).

En må løpende vurdere hvorvidt det også er nødvendig å måle andre parametere, f.eks. hvis det finnes dokumentasjon på at disse kan være viktige skillekriterier for ulike populasjoner. Dette er bl.a. tilfelle for ærfugl (Røv et al. 1992). Det hender ikke rent sjelden at nye kriterier identifiseres etter at undersøkelsen er avsluttet. Som en faglig beredskap er det derfor fordelaktig om i det minste et utvalg av de individene som undersøkes lagres i nedfrosset tilstand for noen år framover. For å fastslå fuglenes mest sannsynlige populasjonstilhørighet, sammenlignes de innsamlede mål med tilsvarende biometriske data fra fugler innfanget på ulike hekkelokaliteter (jf. Anker-Nilssen et al. (1988) som ett av flere eksempler på bruk av denne metoden).

Ringmerkede fugler representerer et spesielt verdifullt materiale, siden mange av dem vil være ringmerket på hekkeplassen og deres opprinnelse derved er kjent. Derfor er disse fuglene også spesielt verdifulle mht. innsamling av genetiske prøver (sikker referanse). Nummer og adresse på ringen må således noteres nøye i alle datalister. Alle slike funn skal rapporteres til Ringmerkingssentralen ved Stavanger Museum med nøyaktig beskrivelse av de mest relevante funnomstendighetene (sted, tid, art, dødsårsak og finner). Som prinsipp skal skinn av ringmerkede fugler undersøkes så skånsomt som mulig og oversendes (sammen med alle tilknyttede data) til nærmeste zoologiske museum for å inngå i de vitenskapelige samlingene. Preparering av skinnene foretas av museenes preparanter. Ringen skal ikke tas av, men følge skinnnet.

4.3.2.2 Genetiske analyser

For DNA-isolering finnes en rekke ulike metoder og dessuten ferdige "kit" i handelen (f.eks. "QIAamp" fra Kebo Lab, "Nucleon" fra Amersham Pharmacia Biotech). Enkle og raske metoder er f.eks. chelex-metoden (Walsh et al. 1991) eller isopropanol-metoden i hht. Laird et al. (1991). Genetiske analyser stiller store krav til faglig kompetanse og relevant erfaring.

4.3.3 Bestemmelse av de innsamlede individenes næringsvalg

For å forklare skadebildet fullt ut, er det ofte nødvendig å kjenne hvilket næringsvalg de rammede sjøfuglene hadde på skadetidspunktet. De innsamlede fuglene er det viktigste materialet i denne sammenheng. Jones et al. (1982) beskriver også hvordan innholdet i fuglenes fordøyelsessystem kan fikseres og lagres. Identifikasjon av næringsrester er et tidkrevende arbeid og bør aldri utføres parallelt med de biometriske undersøkelsene. For fiskespisende arter er bestemmelse av otolitter (fiskenes øresteiner) den viktigste nøkkelen. På dette området finnes utmerket betemmelleslitteratur (bl.a. Härkönen 1986), men varierende grad av nedbryting (slitasje i fuglens fordøyelsessystem), samt det faktum at artene i flere store grupper har svært like otolitter, kompliserer arbeidet.

Pga. hurtig nedbrytning og fordi artspekteret er så stort og variert er også næringsanalyser for arter som lever av virvelløse dyr (evvertebrater) svært komplisert. Arbeidet stiller krav til relevant erfaring og tilgang til et bibliotek med mye taksonomisk litteratur helt avgjørende.

4.4 Databehandling

4.4.1 Estimere akutt skadeomfang

Å estimere det reelle, akutte skadeomfanget på sjøfugl etter akutt oljeforurensning, dvs. hvor mange individer som faktisk er blitt oljeskadet, er forholdsvis komplisert og avhenger av hvilke typer registreringer som foreligger. En rekke faktorer bidrar til å bestemme hvor stor andel av individene som strander, bl.a. hvor langt fra land de er når de skades, hvor lenge de ligger i sjøen (synkehastighet), samt lokale vind- og strømforhold. Hensynet til slike faktorer i beregningene må ofte måtte baseres på indikative registreringer og kvalifiserte gjetninger, og vil redusere presisjonsgraden i analyser som bare omfatter data om strandingsfrekvens, totale strandingstall og omløpstid for strandede individer.

Et eksempel på slike beregninger er gitt av Ford et al. (1996) og omfatter bl.a. bruk av Monte Carlo-simuleringer (jf. Manly 1997). De beste estimatene vil oppnås dersom en har gjennomført driftekspesimenter gjennom hele akuttfasen. Også da er Monte Carlo-simuleringer et viktig statistisk modelleringsverktøy. I forbindelse med *Exxon Valdez*-episoden var estimatene som bare ble basert på driftekspesimenter (Piatt & Anderson 1996) relativt sammenfallende med resultatene av den andre estimeringsmetoden (Ford et al. 1996).

4.4.2 Identifisere hvilke populasjoner som er rammet og estimere det relative omfang av akutte skader for hver populasjon

4.4.2.1 Biometriske mål

Forskjeller i biometriske mål testes med variansanalyse (ANOVA) eller t-tester (jf. Anker-Nilssen et al. 1988; Anker-Nilssen & Lorentsen 1995). Kjønn-, alders- og sesongforskjeller i oljetilsøling mellom individer analyseres vha. χ^2 -test, evt. med hierarkiske log-lineære modeller (HILOGLINEAR) (Norusis 1985). Etter at de rammede individenes herkomst er bestemt (ved biometriske og/eller genetiske analyser) må omfanget av akutte skader relateres til de skadelidte populasjoner (se B4.1.2). Dette er en kombinert vurdering av antall, kjønns- og aldersfordeling på bakgrunn av kunnskap om den total populasjonens størrelse og tilstand og individenes livshistorie. Basert på de akutte skadenes omfang kan det være aktuelt å beregne forventet bestandsutvikling med og uten skade (se Faktaboks 1 og kap. B4.2.3), samt innlede undersøkelser for å studere restitusjonstid. Det kan også være aktuelt å registrere reproduksjon, næringstilgang og frekvens av oljeskadede fugler på hekkelokalitetene (jf. kap. B4.2.5) for de rammede bestander.

4.4.2.2 Genetiske analyser

All erfaring så langt tilsier at det ikke kan forventes å finne fikserte genotyper i ulike sjøfuglkolonier eller geografiske områder. Det vil derfor i de fleste tilfeller ikke være mulig med full sikkerhet å fastslå herkomsten av et gitt individ. Derimot ser det ikke ut til å være uvanlig at allelfrekvensene varierer mellom ulike populasjoner. Statistisk sett vil det være to mulige tilnæringsmåter. For det første å fastslå sannsynligheten for at et gitt individ stammer fra et gitt område med kjente allelfrekvenser. Enkelte alleler er sjeldne og forekommer bare i et begrenset område, og scoring av et slikt allel vil gi et bedre estimat. Usikkerheten i estimatet vil også synke hvis flere loci analyseres. En annen tilnæringsmåte vil være å analysere et antall individer med den antagelse at de stammer fra samme hekkeområde. Allelfrekvensene kan da sammenlignes direkte med de allelfrekvensene som er funnet hos hekkefugl i de ulike områdene. Sikkerheten i estimatet vil øke relativt mye med antall analyserte individer opp til ca. 15, for deretter å flate ut.

4.4.3 Bestemme bestandsutvikling i effektperioden

Utviklingen til en bestand i effektperioden, dvs. i tiden fra skadetidspunktet til bestanden er restituert, baseres på trendanalyser av årlige takseringsresultater. Monte Carlo-simuleringer og generalisert

lineær modellering (GLM) er nyttige statistisk analyseverktøy for trendanalyser. Metoden (med en rekke eksempler), samt en gjennomgang av og referanser til parallelle metoder som har vært benyttet, er publisert av Anker-Nilssen et al. (1996).

4.4.4 Estimere grad av restitusjon

Det er to hovedtyper av tilnærminger for å beregne grad av restitusjon, men en kombinasjon av de to er å foretrekke. Først og fremst må en sammenligne bestandsutviklingen i berørte og uberørte områder/bestander. Dersom en kjenner bestandsutviklingen før skade, kan en også estimere den forventede utvikling dersom bestanden ikke var blitt rammet, og benytte dette som sammenligningsgrunnlag. Det prosentvise avviket fra forventet bestand (eller fra bestandsutviklingen i kontrollområdene) angir grad av restitusjon.

Bestandsutvikling estimeres i begge tilfelle som angitt ovenfor, men prognosen for utvikling uten skade kan ikke uten videre ekstrapoleres fra en enkel trendanalyse for perioden før skaden inntraff. Her må det også tas hensyn til bestandens populasjonsdynamikk, demografi og livsmiljø på skadetidspunktet. Slik modellering er statistisk sett likefrem, men fordrer betydelig kunnskap om artens livshistorie, de viktigste populasjonsparametrene for den berørte bestanden (Begon et al. 1990; Roff 1992; Stearns 1992) og utviklingen for de viktigste næringsartene. Selv de enkleste populasjonsmodeller krever data som oftest er en alvorlig mangelvare, og dette vil redusere muligheten til nøyaktige målinger av restitusjonsgrad.

4.4.5 Dokumentere effekter av avbøtende tiltak

Komparative analyser av antall, fordeling og næringsvalg til sjøfugl i tilsølte områder med og uten avbøtende tiltak, kan testes vha. χ^2 -test, eventuelt hierarkiske log-lineære modeller (HILOGLINEAR) (Norusis 1985), variansanalyser (ANOVA) eller t-tester. Tilsvarende forskjeller i reproduksjon kan testes vha. variansanalyser (ANOVA) eller t-tester. Testene må designes slik at de kan belyse de mest forventede effekter av de ulike tiltak. For bentisk eller pelagisk beitende sjøfugler vil f.eks. ulike strandrensingstiltak heller påvirke tilgang til hekkeområdene enn næringsgrunnlaget.

4.5 Kvalitetskontroll

4.5.1 Lagring av biologisk materiale

Hele sjøfugler lagres best nedfrosset enkeltvis. For å unngå dekomposisjon av mageinnhold er det en fordel om fuglene fryses ned så fort som mulig etter at de er funnet. Hos oljeskadede individer som avlives, bør magesekk tas ut umiddelbart (NB etter at fuglen er veiet), og lagres på isopropanol eller sprit. I slike tilfeller er det særdeles viktig at magesekk og resten av kroppen merkes (etiketteres) på en slik måte at de senere kan sammenholdes. DNA-prøver lagres på foreskrevet medium og veiledningen for lagring, gitt på dataark eller bruksanvisning for de enkelte medier, følges nøye.

4.5.2 Lagring av originaldata

Alle originaldata må systematiseres og lagres samlet på en sentral institusjon slik at de er lett tilgjengelig for senere analyser. Dataene vil bl.a. kunne benyttes som sammenligningsgrunnlag for andre etterkantundersøkelser, eller det kan dukke opp behov for utvidet analyse av deler av datasettet etterhvert som det langsiktige skadebildet av episoden avdekkes.

4.5.3 Databaser for felt- og laboratoriedata

De aller fleste analyser vil fordre elektronisk databehandling. Rådatafilene og programrutiner utviklet spesielt for de analysene som gjennomføres innenfor ett fagområde, må lagres ved den eller de institusjonene som gjennomfører analysene. Fortrinnsvis bør alle slike filer lagres på CD-rom, sammen med en tekstfil som beskriver de ulike filenes format og innhold (parametre, enheter, osv.). Rådatafilene må lagres på et allment tilgjengelig format, fortrinnsvis som ASCII tekstfiler, subsidiært som Microsoft Excel regneark eller Microsoft Access databaser. Kopi av alle databasediskene leveres oppdragsgiver for sentral oppbevaring.

B5. MARINE PATTEDYR

En oppsummering av pattedyrsundersøkelsene er gitt i kap. A9. I det følgende er det presentert en mer utførlig beskrivelse av bakgrunnen for og utførelsen av de respektive undersøkelsene. Metodene er konsentrert om de kystnære, stedbundne artene havert, steinkobbe og oter, hvor gjennomføringen organiseres i forhold til fire delmål: Registrering av akutt skadeomfang, registrering av eksponeringstid, post mortem undersøkelser (inklusive innsamling av biologisk materiale) og overvåking av restitusjonsprosessen over tid. Undersøkelsene dekker på denne måten både initiell-, akutt- og ettervirkningsfasen.

5.1 Prøvetakingsstrategi; faglig bakgrunn for prioriteringer

Sjøpattedyr langs norskekysten som er aktuelle for etterkantundersøkelser i forbindelse med større akutte oljeutslipp vil i første rekke være kystnære og tildels stedbundne arter og omfatter oter (*Lutra lutra*), selartene steinkobbe (*Phoca vitulina*) og havert (*Halichoerus grypus*) og hvalarten nise (*Phocoena phocoena*). Det synes som om pelskleddede dyr er mer utsatt for drivende olje enn hvalarter med glatt hud, og arter med amfibisk adferd er mer utsatt enn rent akvatiske arter når oljen når strandsonen. I denne veiledningen er det derfor gitt prioritet til oter og de to selartene.

Dykkende pattedyr eksponeres mot olje på overflaten når de kommer opp for å puste. Inhalering og svelging kan forårsake akutt forgiftning. Olje på kroppsoverflaten kan skape irritasjon, inflammasjoner og betydelige sår som igjen kan gjøre dyrene mer mottakelige for sekundære infeksjoner og parasittangrep. Oter kan være utsatt for olje i fordøyelsessystemet ved å slikke oljetilsølt pels og ved å spise oljeskadd sjøfugl (Heggberget 1994) eller tanglevende krabber og fisk ved fjære sjø. Det er primært spekklaget under huden som isolerer hos sel, og olje på pels hos ekte seler vil ha relativt liten effekt på termoregulering mens dyrene er i vannet. En litteraturgjennomgang av episoder hvor sel har blitt eksponert mot olje er gjort av St. Aubin (1990). Oterpelsen er i større grad viktig for termoregulering og olje kan under gitte forutsetninger forventes å gi redusert isolasjon, økt metabolisme og eventuelt død som følge av varmetap.

Feltundersøkelser av pattedyr i forbindelse med akutt oljeforurensning vil omfatte en kvantitativ vurdering av lokal forekomst før og etter selve episoden. For oter vil en kvantitativ undersøkelse primært være basert på registrering og tolkning av sportegn (jf. Paulsen 1997).

Akutt dødelighet som følge av umiddelbar forgiftning og varmetap etter oljeforurensning er beskrevet for flere arter sjøpattedyr (Baker et al. 1981; Geraci & St. Aubin 1990; Frost & Lowry 1993; IWC 1995; Hall et al. 1996). Det skal foretas detaljert *post mortem* undersøkelser av pattedyr som dør, eller som må avlives av dyrevernmessige årsaker som følge av forurensningsepisoden.

Adferdsendringer, eller atypisk adferd, under og etter episoden kan være indikative på effekter av olje. Tiden pattedyr er eksponert for olje vil kunne innvirke på graden av subletale langtidseffekter og senskader. Det bør derfor igangsettes habitatrelaterte registreringer for å kartlegge eksponeringstiden.

Undersøkelsene organiseres i forhold til fire delmål:

- ✓ Registrering av akutt skadeomfang
- ✓ Registrering av eksponeringstid
- ✓ *Post mortem* undersøkelser (inklusive innsamling av biologisk materiale)
- ✓ Overvåke restitusjonsprosess og restitusjonstid.

5.1.1 Sel

Steinkobbene er svært stedbundne og legger seg regelmessig (daglig) på land i tidevannssonen for å hvile (Roen & Bjørge 1995; Bjørge et al. 1995). De vil være meget eksponert for olje som har drevet iland i områder hvor de legger seg opp. I juni-juli foregår kasting og diing i tidevannssonen, og det

antas at unger er mer sensitive for olje på pels enn voksne. Selve diingen kan også bli forhindret ved olje på substrat eller på dyrene.

Havertene er i mindre grad enn steinkobbene stedbundne, og de opptrer i konsentrasjoner primært i forbindelse med reproduksjon eller hårfelling (Jensen 1996). Havertene kan være til sjøs sammenhengende i dager eller uker og legger seg følgelig sjeldnere opp på land enn steinkobbene, og havertene er heller ikke tilsvarende knyttet til faste hvileplasser (McConnell et al. 1992). Hos ekte sel er det som nevnt primært spekklaget under huden som isolerer mot varmetap. Unntaket er unger av havert som fødes med langhåret fosterpels som de beholder i ca. tre uker etter fødselen. Omlag 50% av havertunger som kastes ved Froan i Sør-Trøndelag blir hvert år tilsølt av olje i tiden før de feller fosterpelsen. Det er tilsynelatende liten forskjell på dødelighet og vekst hos rene og tilsølte unger (Jensen 1996). En må imidlertid forvente at tilsøling med flytende olje vil ha vesentlig større effekt enn det som er registrert når unger ligger på voksaktige klumper av forvitret olje som på grunn av kroppsvarmen blir klebrig og flekker til pelsen.

Flere av de forventede effektene av olje på sjøpattedyr gir subletale kort- eller langtidsvirkninger (IWC 1995; ICES 1998b). I tillegg til mengde olje vil også varigheten av oljeeksponeringen være avgjørende for omfanget av disse virkningene. Varigheten av olje på typiske landhabitater for steinkobbe og havert bør derfor kartlegges. PAH akkumuleres imidlertid i liten grad i sjøpattedyr (Hellou et al. 1990; Law & Whinnett 1992; Reijnders, 1994), men målbare konsentrasjoner har likevel blitt rapportert (Hellou et al. 1990). Senskader av olje samt virkning av langtidseksponering er i liten grad beskrevet for sjøpattedyr og langtidseffekter er også vanskelig å følge hos disse dyregruppene. En bør eventuelt vurdere om det oppstår geografiske forskjeller i bestandsutvikling i og utenfor oljetilsølte områder. Dette kan eventuelt gjøres på grunnlag av Havforskningsinstituttets rutinemessige tellinger. Forøvrig vises det til et planlagt samarbeid mellom ICES og IWC for å beskrive årsakssammenhenger mellom kjemisk forurensning og populasjonseffekter hos sel og hval (ICES 1998b; Aguilar et al. 1998).

5.1.2 Oter

Eurasiatisk oter er et semiakvatisk pattedyr som lever både ved fersk- og saltvann. Ved norskekysten er bestandstettheten størst i Midt- og Nord-Norge og dette er trolig Vest-Europas største sammenhengende bestand. Ved kysten blir oteren regnet som stasjonær og knyttet til strandsonen og gruntvannsområder ned til 10-15 meters dyp. Oteren regnes som solitær, selv om flere dyr kan dele leveområder, særlig ved kysten. Oteren er obligatorisk knyttet til vann for å fange føde, men den tilbringer mye tid på land med hi i steinurer eller jordganger, og den hviler også ofte i tangsonen ved fjære sjø (Paulsen 1997).

Oteren er sårbar for olje uansett alder, kjønn og årstid. Langs kysten av Norge kan ungene bli født til alle årstider (Heggberget & Christensen 1994), og selv om de tilbringer den første tiden i ynglehiet kan de bli oljetilsølt av mora. Oter med normal pels har et netto varmetap når de oppholder seg i sjøvann (Kruuk & Balharry 1990). Økt varmetap på grunn av oljetilsøling kan ventes å være størst ved lave temperaturer i sjø og luft. Langtidsvirkninger i form av vekttap og forandringer i blodparametere som indikerer celledskader er påvist hos nordamerikansk oter (*L. canadensis*) etter *Exxon Valdez*-episoden (Duffy et al. 1993, 1994a, b).

Eurasiatisk oter lever hovedsakelig skjult og kan finnes fåtallig i et område uten å bli oppdaget. Bestandstelling er metodisk vanskelig og innarbeidede kartleggingsmetoder er basert på systematisk registrering av forekomst/ikke forekomst av spor tegn. For å få opplysninger om bestandsvariasjoner må en derfor kvantifisere spor tegn under forutsetning av at det er en sammenheng mellom tetthet av spor tegn og tetthet av oter (Heggberget & Moseid 1994; Paulsen 1997).

5.1.3 Tidsvinduer for implementering

Relatert til episodens faser kan aktivitetene oppsummeres som følger:

Initiell Fase (I)

Innhente bakgrunnsinformasjon om forekomster av sel og oter i berørte og potensielt berørte områder (Vedlegg I). Basert på denne informasjonen skal det:

- ✓ foretas en vurdering om det er kasteområder for havert innenfor berørte eller potensielt berørte områder, samt om akuttfasen vil omfatte havertens kaste- og dieperioder.
- ✓ identifiseres viktige pattedyrlokaliteter og transekter for fortløpende registrering av forekomst skal etableres i det potensielle influensområdet. Valg av transekter skal begrunnes.

I tillegg identifiseres et referanseområde motstrøms for influensområdet. Referanseområdet skal vurderes ut fra geografisk nærhet, forekomst av de aktuelle pattedyrartene og oseanografisk, topografisk og geomorfologisk egnethet for komparative registreringer. Valg av referanseområde skal begrunnes og transekter for komparative registreringer skal identifiseres.

Som minimum bør hvert transekt i influensområdet inventeres en gang før og primært før virksomhet knyttet til forurensningsepisoden forstyrrer dyrelivet. Transektene revideres fortløpende for eventuelle justeringer i forhold til endringer i driftsprognosen.

Akutt Fase (IIa - IIb)

- ✓ Transektene revideres for eventuelle justeringer i forhold til oljens faktiske treffpunkter.
- ✓ Ved t₀ skal første inventering langs transektene være gjennomført med sikte på å oppdatere historiske data til den aktuelle situasjon.
- ✓ Samtlige transekter inventeres to ganger i døgnet (ved lavvann) i den grad lysforhold tillater det.
- ✓ Med utgangspunkt i resultater fra ovenstående aktiviteter kan veterinærer eller biologer med relevant kompetanse og erfaring gi aksjonsledelsen råd om eventuelle avbøtende tiltak.

Etturvirkningsfasen (III)

- ✓ Innhente relevante data om livshistorieparametere og vekstrater hos oter og de aktuelle selartene.
- ✓ Iverksette komparative registreringer i influens- og referanseområdene for å estimere akutt og langtidseffekt av episoden, herunder overvåke restitusjonsprosess og -tid.

5.2 Spesifikke krav til utstyr

I det fleste tilfeller vest og sør for Nordkapp, vil olje fra utslipp til sjø strande i områder hvor kysten har en fallgard og ytre skjærgård. Involvert personell må derfor disponere egnet fartøy, fortrinnsvis gummibåt, for å ta seg fram og iland. Det øvrige utstyrsbehovet er spesifisert i Vedlegg III.

5.3 Spesifikke krav til kompetanse

5.3.1 Sel

Arbeidet i felt og i laboratoriet krever i utgangspunktet formell biologisk kompetanse og relevant erfaring. Kunnskap om artsidentifisering er en forutsetning. Veterinærmedisinsk kompetanse og/eller relevant biologisk erfaring er i tillegg nødvendig for registrering og vurdering av avvikende adferd.

Post mortem undersøkelser skal bare utføres av veterinær eller biolog med kompetanse og erfaring fra slike undersøkelser på sel eller andre større pattedyr.

5.3.2 Oter

Arbeidet i felt og i laboratoriet krever formell biologisk kompetanse og relevant erfaring. Dette gjelder særlig feltregistreringer av sportegn.

Post mortem undersøkelser skal bare utføres av veterinær eller biolog med kompetanse og erfaring fra slike undersøkelser på oter eller tilsvarende pattedyr.

5.4 Prosedyre – gjennomføring

5.4.1 Sel

I områder som ifølge driftsberegningene kan berøres av olje (jf. kap. B1.4) skal forekomst av sel registreres umiddelbart før, under og etter olje strander. Dersom episoden forekommer i havertens yngleperiode og influensområdet omfatter kastelokaliteter for havert, skal det gis prioritet til registrering av antall havertunger forut for oljen driver iland, antall unger som tilsøles/ikke tilsøles av olje, og antall overlevende/antall døde unger fram til pelsskifteprosessen er avsluttet (dvs. når ungene er 3-5 uker gamle).

Utenom havertens yngleperiode registreres antall sel i influensområdet før, under og etter episoden. Det skal da gis prioritet til registrering av steinkobber på land i tiden rundt lavvann. Om mulig bør en gjennomføre tellinger ved flere lavvann i hver fase av episoden. Døde dyr skal registreres.

For bakgrunnsinformasjon om bestandsforhold hos henholdsvis havert og steinkobbe inklusive opplysninger om yngletid og kastelokaliteter vises det til Vedlegg I.

Adferdsendringer som kan være indikative på effekter av olje bør noteres. Slik adferd omfatter dyr på land som tydelig har registrert at personer nærmer seg og derfor viser tegn uro, men likevel er reserverte mot å gå i vannet, samt dyr som bruker uforholdsmessig mye tid i overflaten. Slim og skumdannelse rundt snute og munnparti kan skyldes inflammatoriske responser på inhalasjon eller svelging av olje og bør registreres.

Delmål 1: Registrering av akutt skadeomfang

- ✓ Basert på tilgjengelig bakgrunnsinformasjon identifiseres transekter for registrering av antall sel før under og etter episoden. Dersom oljeforurensningen geografisk og tidsmessig faller sammen med havertenes yngle- og dieperiode skal det gis prioritet til registrering av havertunger. Hvis ikke gis det prioritet til registrering av steinkobbe. Valg av transekter skal reflektere prioriteringene.
- ✓ Langs transektene skal totalt antall dyr av hver art (fordelt på unger og ett år gamle og eldre), antall dyr som tilgrises og antall døde dyr registreres to ganger daglig (ved lavvann) i tidlig Akutfase (IIa) og en gang daglig (ved lavvann) i sen Akutfase (IIb).
- ✓ Gjennom hele Akutfasen skal døde dyr som observeres utenfor transektene samt dyr som avlives registreres på daglig basis.
- ✓ Gjennom hele Akutfasen skal det også føres registreringer over sel med adferdsendringer eller atypisk adferd som kan være indikativ på oljeskader.

Delmål 3: Post mortem undersøkelser

- ✓ Samtlige dyr som dør etter akutt forgiftning, eller må avlives under Akutfasen, skal samles for å gjennomgå en detaljert obduksjon (jf. kap. B5.5).
- ✓ Døde dyr merkes individuelt med vannfast merke festet til baksveiv.
- ✓ Etter obduksjon skal skrotenne destrueres etter anvisning fra lokal veterinærmyndighet.

Delmål 4: Overvåkning av restitusjonsprosess og restitusjonstid

- ✓ Transektene i influensområdet overvåkes årlig ved standard inventeringsmetode (Øien 1998).
- ✓ Transekter i referanseområdet overvåkes årlig med samme inventeringsmetode.

5.4.2 Oter

Kvantitative registreringer av sportegn skal utføres etter transekter langs strandlinjen. Dersom området som trues av olje er stort, skal det velges ut et antall 600 m lange transekter i det aktuelle området (tilsvarende standard transektlengde ved oterregistreringer). Oterløyper og ekskrementer registreres og posisjoneres (Heggberget & Moseid 1994). Ekskrementer samles inn for registrering av oljeinnhold og rester av oljeskadd sjøfugl (Heggberget 1992).

Oter etterlater ekskrementer på noen faste steder, men plassering og frekventering av disse stedene varierer mellom årstidene (Conroy & French 1992; Mason & Macdonald 1986). Oter er territorielle, men størrelsen av leveområdet ("home range") synes å variere fra fastlandskyst til øyer (Heggberget & Moseid 1994; Kruuk & Moorhouse 1990; 1991). Ekstrapolering fra en årstid til en annen og fra område til område kan derfor ikke gjøres uten utfyllende undersøkelser.

Delmål 1: Registrering av akutt skadeomfang

- ✓ Basert på tilgjengelig bakgrunnsinformasjon identifiseres transekter for registrering av sportegn etter oter før under og etter episoden.
- ✓ Langs transektene skal antall døde og tilgrisede dyr (fordelt på unger, ett år gamle og eldre), registreres to ganger daglig (ved lavvann) i tidlig Akutfase (IIa) og en gang daglig (ved lavvann) i sen Akutfase (IIb).
- ✓ Gjennom hele Akutfasen skal døde dyr også utenfor transektene samt dyr som avlives, registreres på daglig basis.

Delmål 3: Post mortem undersøkelser

- ✓ Samtlige dyr som dør etter akutt forgiftning, eller må avlives under Akutfasen skal samles for å gjennomgå en detaljert obduksjon (jf. kap. B5.5).
- ✓ Døde dyr merkes individuelt med vannfast merke, fryses og sendes relevant institusjon for obduksjon (jf. kap. B5.5) dersom obduksjon ikke kan utføres umiddelbart.
- ✓ Ekskrementer fra oter samles i plastposer, fryses og sendes til relevant institusjon for senere analyser (dersom ikke analyser kan utføres umiddelbart).

Delmål 4: Overvåking av restitusjonsprosess og restitusjonstid

- ✓ Transektene i influensområdet overvåkes årlig ved standard inventeringsmetode (Heggberget & Moseid 1994).
- ✓ Transekter i referanseområdet overvåkes årlig med samme inventeringsmetode.

5.4.3 Marine pattedyr & oter

Delmål 2: Registrering av eksponeringstid

Tiden pattedyr er eksponert for olje skal kartlegges. Oljens tilstedeværelse på ulike habitat-typer registreres inntil habitatet vurderes som rent ved at sannsynligheten for ny tilsøling av dyrenes pels ved vanlig adferd er neglisjerbar.

- ✓ Langs transektene for registrering av pattedyr skal oljens tilstedeværelse langs strendene og på sjøen utenfor registreres.
- ✓ På selenes landhabitater skal olje registreres i forhold til ulike substrattyper (vegetasjons- eller muslingbegrødd, oppsprukket eller glattskurt fjell, sand, grus), eksponeringsgrad (mot bølgeslag og tidevannsstrøm) og tørrleggingsgrad.
- ✓ Maksimums- og minimumstemperatur i luft, vann og på substratoverflate bør registreres døgnet rundt.

5.5 Analyser – laboratoriet

5.5.1 Post Mortem undersøkelser

Dyr som dør i løpet av, eller umiddelbart etter episoden, eller dyr som avlives av dyrevernmessige årsaker, skal gjennomgå detaljert obduksjon etter en anbefalt internasjonal standard for denne type undersøkelser av sjøpattedyr (Kuiken & Hartmann 1993; Geraci & Lounsbury 1993). For oter skal lengdemål, totalvekt og fettindeks spesielt tilpasset *post mortem* undersøkelser av oterfallvilt benyttes (Heggberget 1998).

Oljedamp og -gasser irriterer og skader sensitive membraner i øyne, munn og respirasjonssystemet. Klinisk bør en registrere betennelsesreaksjoner og hevelser (*conjunctivitis, sinusitis, og emphysem*). Oljekomponenter som via inhalasjon eller svelging kommer over i kroppens sirkulasjonssystemer

angriper også lever-, nervesystem- og blodcelledannende vev. Leverforandringer, anemi og symptomer på forstyrrelser av sentralnervesystemet skal registreres (Geraci 1990; St. Aubin 1990).

For havert utenom kasteperioden, er det viktig å kartlegge bestandstilhørighet hos dyr for å vurdere skadeomfanget og restitusjonsprosessen. En muskelprøve ca. 50 gram skal derfor skjæres ut legges i plastpose, merkes og fryses for senere analyse.

5.5.2 Endokrinologiske og histopatologiske undersøkelser

Prøver av sjøpattedyr og oter er vanskelig tilgjengelige. Ved *post mortem* undersøkelser av sjøpattedyr og oter er det mulighet for å ta prøver av dyr som har vært kraftig eksponert for olje i ulike stadier av forvitring. Prøver som kan tas umiddelbart etter avlivning av dyr er spesielt verdifulle for enkelte analyser. Slik prøvetaking kan forutsette spesiell kompetanse og spesialisert utstyr. Egne rutiner for utveksling og opparbeidelse av prøver bør etableres.²²

5.6 Databehandling

5.6.1 Estimering av akutt skadeomfang

Antall registrerte døde eller avlivede dyr innen hver art benyttes som minimumstall for akutt dødelighet tilsvarende et uttrykk for minimum akutt skade. Dersom en for selartenes vedkommende kjenner bestandstilhørighet (som er relevant for havert utenom kastetid), alder og kjønnsfordeling på de døde dyrene, kan effekten på de berørte bestandene estimeres vha. konvensjonelle kohort-modeller.

Dyr som dør i vannet kan synke umiddelbart og vil derfor ikke omfattes av registreringene. Registrerte døde dyr vil derfor være et minimumsanslag for den akutte skaden.

5.6.2 Estimere langtidseffekt og restitusjonstid

Den totale effekten på berørte bestander av sel kan estimeres med basis i utgangsbestandene forut for t_0 og sammenligning av bestandsutvikling i influensområdet og referanseområdet. Forventet utvikling av bestandene i influensområdet kan estimeres basert på trender målt ved indekser for bestandsutvikling i referanseområdet. Avvik mellom observert og forventet bestandsutvikling kan estimeres basert på årlige takseringer. Ekstrapolering fra en bestand til en annen har imidlertid klare begrensninger (se kap. B4.6 for tilsvarende drøftelse av metoder og begrensninger på sjøfugl).

For oter vil tilstedeværelse/ikke tilstedeværelse av sportegn tilsi om oter er blitt borte fra områder som påvirkes av oljeforurensningen, og gi informasjon om tidsforløp før området rekoloniseres.

5.7 Kvalitetskontroll

5.7.1 Behandling og lagring av biologisk materiale

Døde sel skal fortrinnsvis undersøkes i løpet av første døgnet etter at de er funnet eller avlivet. Dyr som ikke kan undersøkes umiddelbart skal merkes med vannfast etikett bundet rundt baksveiv og fryses så snart som mulig. Etter obduksjon skal dyrene destrueres etter anvisning fra lokal veterinærmyndighet. Vevsprøver for genetiske analyser skal merkes med vannfast identitetsmerke og fryses. Egne rutiner for utveksling og opparbeidelse av prøver bør etableres²³

²² Dersom *post mortem* undersøkelser av pattedyr er aktuelt, varsles Sjøpattedyr-seksjonen ved HI for videreformidling av kontakt til institusjoner som har behov for spesielle prøver. På tilsvarende måte varsles NINA Trondheim ved *post mortem* undersøkelser av oter. De respektive institusjonene kontaktes også for innhenting av obduksjonsskjema.

²³ Dersom ikke oter obduseres umiddelbart merkes og fryses skrottene for videre forsendelse til NINA Trondheim.

5.7.2 Behandling og lagring av originaldata

Alle originaldata fra felt og obduksjoner skal systematiseres og lagres ved en sentral institusjon under den nomenklatur og referansenummerering som er gitt for den respektive undersøkelsen (se punkt A3.4). Dataskjema og notatblokker skal tørkes og luftes før arkivering.

5.7.3 Databaser og analyseresultater

Rådatafiler skal lagres ved en sentral institusjon. Det skal oppbevares en oversikt over all standard programvare som har vært benyttet i databehandling og analyser. For programvare som er utviklet spesielt for den aktuelle undersøkelsen skal det oppbevares en komplett og operativ kopi. Elektroniske arkiver bør fortrinnsvis lagres på CD.

REFERANSER

- Aas, E., Beyer, J. & Goksøyr, A. 1998. PAH in fish bile detected by fixed wavelength fluorescence (FF). *Marine Environm. Res.* 46: 225-228.
- Aguilar, A., Bjørge, A., Donovan, G. & Reijnders, P.J.H. 1998. Proposal to the IWC on furthering the recommendations of the Pollution Workshop. IWC SC/49/Rep6.
- AMAP 1999. Workshop on Combined Effects in the Marine Environment. Report on the workshop, Copenhagen, 16-17 November 1998. AMAP Report 99:1. ICES CM 1999/ACME:7, Ref. E.
- Anker-Nilssen, T. 1987. Metoder til konsekvensanalyser olje/sjøfugl. Viltrapport, Vol. 44, Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. 114 s.
- Anker-Nilssen, T. 1991. Skader på sjøfugl i Alaska etter oljeutslippet fra *Exxon Valdez* i mars 1989. NINA Oppdragsmelding 89: 1-38. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. 1992. Food supply as a determinant of reproduction and population development in Norwegian Puffins *Fratercula arctica*. Dr. scient. thesis, Universitetet i Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. 1993a. Demografi hos sjøfugl: overlevelse for hekkende lunder på Røst. NINA Oppdragsmelding 216: 1-16. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. 1993b. Skadevirkninger på sjøfugl av oljesøllet fra *Exxon Valdez*: En statusrapport og oppsummering pr. mars 1993. S. 21-24 i Kleiven, J. (ed.): Oljesøl Alaska - sluttrapport. Rapport, Norsk institutt for naturforskning, Lillehammer.
- Anker-Nilssen, T. 1994. Identifikasjon og prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs norskekysten og på Svalbard. NINA Oppdragsmelding 310: 1-18. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. & Brøseth, H. 1998. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunde på Røst. En oppdatering med resultater fra 1995-97. NINA Fagrapport 32: 1-46. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1995. Size variation of Common Guillemots *Uria aalge* wintering in the northern Skagerrak. *Seabird* 17: 64-73.
- Anker-Nilssen, T. & Lorentsen, S.-H. 1997. Revidert plan for overvåkning av hekkende sjøfugler i Norge (ekskl. Svalbard). Norsk institutt for naturforskning, Trondheim, 6 pp.
- Anker-Nilssen, T. & Øyan, H.S. 1995. Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. NINA Fagrapport 15: 1-48. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Anker-Nilssen, T., Jones, P.H. & Røstad, O.W. 1988. Age, sex and origins of auks (Alcidae) killed in the Skagerrak oiling incident of January 1981. *Seabird* 11: 28-46.
- Anker-Nilssen, T., Erikstad, K.E. & Lorentsen, S.-H. 1996. Aims and effort in seabird monitoring: an assessment based on Norwegian data. *Wildl. Biol.*: 17-26.
- Anon. 1982. Manuals and Guides No. 11. The determination of petroleum hydrocarbons in sediments. IOC / UNESCO, Paris.
- Ariese, F., Kok, S.J., Verkaik, M., Gooijer, C., Velthorst, N.H. & Hofstraat J.W. 1993. Synchronous fluorescence spectrophotometry of fish bile: A rapid screening method for the biomonitoring of PAH exposure. *Aquatic Toxicology* 26: 273-286.
- Aure, J & Gjertsen, K. 1998. Langtidsovervåking av miljøet i norske kyst- og havområder. Rapport, Havforskningsinstituttet, Bergen. 28 s.
- Baker, J.R., Jones, A.M., Jones, T.P. & Watson, H.C. 1981. Otter *Lutra lutra* L. mortality and marine oil pollution. *Biological Conservation* 20: 311-321.
- Begon, M., Harper, J.L. & Townsend, C.R. 1990. Ecology. Individuals, populations and communities. Blackwell Scientific Publications. 945 s.
- Berg, O.K. & Jonsson, B. 1989. Migratory patterns of anadromous Atlantic salmon, brown trout and Arctic charr from the Vardnes river in northern Norway. S. 106-115 i: Proc. Salmonid Migration and Distribution Symposium. Univ. of Washington, Seattle, WA.
- Bernatowicz, J.A., Schempf, P.F. & Bowman, T.D. 1996. Bald eagle productivity in south-central Alaska in 1989 and 1990 after the *Exxon Valdez* oil spill. S. 785-797 i Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds.): Proc. of the *Exxon Valdez* oil spill symposium. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18, Bethesda, Maryland, USA.

- Birt-Friesen, V.L., Montevecchi, W.A., Gaston, A.J. & Davidson, W.S. 1992. Genetic structure of thick-billed murre (*Uria lomvia*) populations examined using direct sequence analysis of amplified DNA. *Evolution* 46: 267-272.
- Bjørge, A. 1991. Status of the Harbour Seal, *Phoca vitulina* L., in Norway. *Biological Conservation* 58: 229-238.
- Bjørge, A., Thompson, D., Hammond, P., Fedak, M., Bryant, E., Aarefjord, H., Roen, R. & Olsen, M. 1995. Habitat use and diving behaviour of harbour seals in a coastal archipelago in Norway. S. 211-223 i Blix, A.S., Walløe, L. & Ulltang, Ø. (eds.): Whales, seals, fish and man. Elsevier Science, Amsterdam.
- Bjørke, H., Endresen, B., Ellertsen, B., Hansen, K., Hassel, A., Knutsen, T & Rey, L. 1997. Håndbok for innsamling og bearbeiding av dyreplankton, fiskeegg og fiskelarver. Havforskningsinstituttets kvalitetssystem. Rapport, Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Booman, C., Midtøy, F., Smith, A.T., Westheim, K. & Føyn, L. 1995. Effekter av olje på marine organismer - Særlig på fiskelarvens første næringsopptak. Rapport, Havforsknings-instituttet, Bergen. ISSN 0071-5638. 110 s.
- Camphuysen, C.J. & van Franeker, J.A. 1992. The value of beached bird surveys in monitoring marine oil pollution. Proposal for a European Beached Bird Survey (EBBS) to monitor the effectiveness of policy measures to reduce oil pollution at sea. Techn. Rapp. Vogelbescherming, No. 10. 194 s. Vogelbescherming Nederland, Zeist, Nederland.
- Camphuysen, C.J., Calvo, B., Durinck, J., Ensor, K., Follstad, A., Furness, R.W., Garthe, S., Leaper, G., Skov, H., Tasker, M.L. & Winter, C.J.N. 1995. Consumption of discards by seabirds in the North Sea. NIOZ-rapport 1995-5, 202+LVI s. Netherlands Institute for Sea Research, Texel, Nederland.
- Christie, H. 1980. Methods for ecological monitoring: Biological interactions in a rocky subtidal community. *Helgoländer Meeresunters.*, 33: 473-483.
- Christie, H., Evans, R.A. & Sandnes O.K. 1985. Field methods for *in situ* subtidal hard bottom studies. Pp. 37-47 i George & Lythgoe (eds.): Underwater Photography and television for scientists. Oxford Univ. Press.
- Clark, R.B. 1989. *Marine Pollution*. 2nd Ed. Oxford Univ. Press.
- Conroy, J.W.H. & French, D.D. 1992. Seasonal patterns in the sprainting behaviour of otters (*Lutra lutra* L.) in Shetland. S. 159-166 i Reuther, C. & Röchert, R. (eds.): Proc. from the Fifth International Otter Colloquium. *Habitat* 1992: 6.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (ed.) 1977. *The birds of the Western Palearctic*, Vol I. Oxford University Press. 722 s.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (ed.) 1980. *The birds of the Western Palearctic*, Vol II. Oxford University Press. 695 s.
- Cramp, S. & Simmons, K.E.L. (ed.) 1983. *The birds of the Western Palearctic*, Vol III. Oxford University Press. 913 s.
- Cramp, S. (ed.) 1985. *The birds of the Western Palearctic*, Vol IV. Oxford University Press. 960 s.
- Crippen, R.-W. & Perrier, J.L. 1974. The use of neutral red and evans blue for live-dead determinations of marine plankton. *Stain Technology* 49: 97-104.
- Dickhoff, W.W., Folmar, L.C. & Gorbman, A. 1978. Changes in plasma thyroxine durin smoltification of coho salmon, *Oncorhynchus kisutch*. *Gen. Comp. Endocrinol.* 36: 229-232.
- Duffy, D. C. & Jackson, S. 1986. Diet study of seabirds: a review of methods. *Colonial Waterbirds* 9: 1-17.
- Duffy, L.K., Bowyer, R.T., Testa, J.W. & Faro, J.B. 1993. Differences in blood haptoglobin and length-mass relationships in river otters (*Lutra canadensis*) from oiled and nonoiled areas of Prince William Sound, Alaska. *J. Wildl. Diseases* 29: 353-359.
- Duffy, L.K., Bowyer, R.T., Testa, J.W. & Faro, J.B. 1994a. Chronic effects of the *Exxon Valdez* oil spill on blood and enzyme chemistry of river otters. *Environ. Tox. Chem.* 13: 643-647.
- Duffy, L.K., Bowyer, R.T., Testa, J.W. & Faro, J.B. 1994b. Evidence for recovery of body mass and haptoglobin values of river otters following the *Exxon Valdez* oil spill. *J. Wildl. Diseases* 30: 421-425.
- Døving, K.B. 1991. Assessment of animal behaviour as a method to indicate environmental toxicity. *Comp. Biochem. Physiol.* 100C (1/2): 247-252.

- Ekker, M., Lorentsen, S.-H. & Røv, N. 1992. Chronic oil-fouling of grey seal pups at the Froan breeding ground, Norway. *Mar. Poll. Bull.* 24: 92-93.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O.E. 1997. TOV – terrestrisk overvåking av boreal bjørkeskog i Børgefjell. NINA Oppdragsmelding 408: 1-48.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Asheim, M., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Jacobsen, K.-O., Johnsen, I., Sæther, B.E. & Tveraa, T. 1994. Hekkeinvestering og voksendødelighet hos norske sjøfugler. NINA Forskningsrapport 49: 1-25. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T. & Tveraa, T. 1998a. Demografi og voksen-overlevelse i noen norske sjøfuglbestander. NINA Oppdragsmelding 515: 1-15.
- Erikstad, K.E., Barrett, R.T., Anker-Nilssen, T., Bustnes, J.O., Fauchald, P., Gabrielsen, G.W., Lønne, O.J., Moum, T., Skarsfjord, H., Systad, G.H. & Tveraa, T. 1998b. Sjøfugl. S. 132-163 i Rinde, E., Bjørge, A., Eggereide, A. & Tufteland, G. (eds.): *Kystøkologi*. Universitetsforlaget, Oslo.
- Farestveit, R., Serigstad, B., Farestveit, J. Saue, V. & Kaartvedt, S. 1996. Foring av fisk ved hjelp av nedsenket lys som tiltrekker krill. NFR-prosjekt nr. 109539/120. Rapport. ISBN 82-7561-045-8.
- Finstad, B. 1992. Effekt av olje på anadrom laksefisk. Konsevensutredning for skagerrak – Nordsjøen øst for 7 °Ø og Midt-norsk sokkel. Rapport, NINA. ISBN 82-426-08186-0.
- Fleming, I.A., Jonsson, B., Gross, M.R. & Lamberg, A. 1996. An experimental study of the reproductive behaviour and success of farmed and wild Atlantic salmon *Salmo salar*. *J. Appl. Ecol.* 33: 893-905.
- Ford, R.G., Bonnell, M.L. & Varoujean, D.H. 1996. Total direct mortality of seabirds from the *Exxon Valdez* oil spill. S. 684-711 i Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds.): *Proc. of the Exxon Valdez oil spill symposium*. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18, Bethesda, Maryland, USA.
- Fotland, Å., Borge, A., Gjøsæter, H. & Mjanger, H. 1997. Håndbok for prøvetaking av fisk og krepsdyr. Havforskningsinstituttets kvalitetssystem (Rev. 3.14). Rapport, Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Friesen, V.L., Montevecchi, W.A., Baker, A.J., Barrett, R.T. & Davidson, W.S. 1996. Population differentiation and evolution in the common guillemot *Uria aalge*. *Mol. Ecol.* 5: 793-805.
- Frost, K.J. & Lowry, L.F. 1993. Marine Mammal Study Number 5: Assessment of injury to harbor seals in Prince William Sound, Alaska, and adjacent areas following the *Exxon Valdez* oil spill. State-federal natural resources damage assessment, April through September 1991.
- Garthe, S., Camphuysen, K.(C.J.) & Furness, R.W. 1996. Amounts of discards by commercial fisheries and their significance as food for seabirds in the North Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 136: 1-11.
- Georg, S.G., Wright, J. & Conroy, J. 1995. Temporal studies of the impact of the *Braer* oil spill on inshore feral fish from Shetland, Scotland. *Archives of Environmental contamination and toxicology* 29(4): 530-534.
- Geraci, J. R. 1990. Physiologic and toxic effects on cetaceans. S. 167-197 i Geraci, J.R. & St. Aubin, D.J. (eds.): *Sea mammals and oil: confronting the risks*. Academic Press Inc., San Diego.
- Geraci, J. R., & St. Aubin, D.J. 1990. *Sea mammals and oil: confronting the risks*. Academic Press Inc, San Diego.
- Geraci, J. R. & Lounsbury, V. J. 1993. *Marine mammals ashore, a field guide for strandings*. Tesys A&A Sea Grant publications.
- Ginn, H.B. & Melville, D.S. 1983. *Moult in birds*. BTO Guides 19, British Trust for Ornithology. 112 s.
- Hall, A.J., Watkins, J. & Hiby, L. 1996. The impact of the 1993 *Braer* oil spill on grey seals in Shetland. *Sci. Tot. Environm.* 186: 119-125.
- Heggberget, T.G. 1991. Some environmental requirements of Atlantic salmon. *Am. Fish. Soc. Symp.* 10: 132-135
- Heggberget, T.M. 1994. Erfaringer med metoder og virkninger angående oter etter oljeutslippet fra malmskipet *Arisan* på Sunnmørskysten vinteren 1992. Upubl. rapport til DN, NINA. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. 8 s.
- Heggberget, T.M. 1994. Livshistorie og bestandsdynamikk hos norsk oter. NINA Oppdragsmelding (i trykk). Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

- Heggberget, T.M. & Moseid, K.-E. 1994. Oter og olje. Oterforekomster og konsekvensprognose i influensområdet for midt-norsk sokkel. NINA oppdragsmelding 175. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Heggberget, T.G., Hansen, L.P., Hindar, K., Jonsson, B., Johnsen, B.O., Hvidsten, N.A. & Jensen, A.J. 1992. Interactions between wild and cultured salmon. A review of the Norwegian experience. Manuskript (upubl.).
- Hellou, J., Stenson, G., Ni, I.-H. & Payne, J.F. 1990. Polycyclic aromatic hydrocarbons in muscle tissue of marine mammals from the northwest Atlantic. *Mar. Poll. Bull.* 21: 469-473.
- Hjohlmann, S. & Lein, T.E. 1998. Marinbiologiske hardbunnsundersøkelser etter oljepåslag på strender. Manual. HØRINGSUTKAST. UNIFOB Rapport, 8 juli 1998, Universitetet i Bergen. 11 s.
- Hoar, W.S. 1988. The physiology of smolting salmonids. S. 275-342 i Hoar, W.S. & Randall, D.J. (eds.): *Fish physiology*. Vol. XIB. Academic Press. New York.
- Härkönen, T. 1986. Guide to otoliths of the bony fishes of the Northeast Atlantic. Danibu ApS, Hellerup, Denmark. 256 s.
- ICES 1991. Biological effects of contaminants: Microplate method for measurement of ethoxyresorufin-O-deethylase (EROD) in fish.
- ICES 1998a. Biological effects of contaminants: Determination of CYP1A-dependent mono-oxygenase activity in dab by fluorimetric measurement of EROD activity.
- ICES 1998b. Report of the Working Group on Marine Mammal Habitats. Copenhagen, Denmark, 18-20 March 1998.
- Irons, D. 1996. Size and productivity of black-legged kittiwake colonies in Prince William Sound before and after the *Exxon Valdez* oil spill. S. 739-747 i Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds.): *Proc. of the Exxon Valdez oil spill symposium*. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18, Bethesda, Maryland, USA.
- IWC 1995. Report of the Workshop on Chemical Pollution and Cetaceans. Bergen, Norway, 27-29 March 1995. SC/47/Rep2.
- Jenni, L. & Winkler, R. 1994. Moults and ageing of European passerines: a photographic guide. Academic Press. 450 s.
- Jensen, B.M. 1996. An overview of exposure to, and effects of, petroleum oil and organochlorine pollution in Grey seals (*Halichoerys grypus*). *Sci. Tot. Environm.* 186: 109-118.
- Johnsen, S., Smith, A.T. & Brendehaug, J. 1994. Identification of sources of acute toxicity in produced water. Pp. 383-390 i *Conf. Proc.: The Second Internat. Conf. on Health, Safety & Envir.* 25-27 January 1994, Jakarta, Indonesia.
- Jones, P.H., Blake, B.F., Anker-Nilssen, T. & Røstad, O.W. 1982. The examination of birds killed in oilspills and other incidents - a manual of suggested procedure. Nature Conservancy Council, Aberdeen, Scotland. 32 s.
- Keith, L.H., Crummett, W., Deegan, J., Libby, R.A., Taylor, J.K. & Wentler, G. 1983. Principles of Environmental Analysis. *Anal. Chem.* 55: 2210-2218.
- Kidd, M.G. & Friesen, V.L. 1998. Analysis of mechanisms of microevolutionary change in *Cephus guillemots* using patterns of control region variation. *Evolution* 52: 1158-1168.
- Klungesøyr, J., Wilhelmsen, S., Westheim, K., Sætvedt, E. & Palmork, K.H. 1988. Organic chemical analyses. *Mar. Ecol. Progr. Ser.* 46(1-3): 19-26.
- Krahn, M.M., Rhodes, L.D., Myers, M.S., Moore, L.K., MacLeod, W.D. & Malins, D.C. 1986. Associations between metabolites of aromatic compounds in bile and the occurrence of hepatic lesions in English sole (*Parophrys vetulus*) from Puget Sound, Washington. *Archives of Environm. Contamin. and Toxicol.* 15: 61-67.
- Kruuk, H. & Balharry, D. 1990. Effects of sea water on Thermal insulation of the otter *Lutra lutra*. *J. Zool., Lond.* 220: 405-415.
- Kruuk, H. & Moorhouse, A. 1990. Seasonal and spatial differences in food selection by otters (*Lutra lutra*) in Shetland. *J. Zool.* 221: 621-637.
- Kruuk, H. & Moorhouse, A. 1991. The spatial organisation of otters (*Lutra lutra*) in Shetland. *J. Zool.* 224: 41-57.
- Kuiken, T. & Hartmann, M. G. 1993. Dissection techniques and tissue sampling. *Proce. of the ECS Workshop*, Leiden.

- Kuletz, K.J. 1996. Marbled murrelet abundance and breeding activity at Naked Island, Prince William Sound, and Kachemak Bay, Alaska, before and after the *Exxon Valdez* oil spill. S. 770-784 i Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds.): Proc. of the *Exxon Valdez* oil spill symposium. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18, Bethesda, Maryland, USA.
- Laird, P.W., Zijderveld, A., Linders, K., Rudnicki, M.A., Jaenisch, R. & Berns, A. 1991. Simplified mammalian DNA isolation procedure. *Nucleic Acids Res.* 19: 4293.
- Law, R.J. & Whinnett, J.A. 1992. Polycyclic aromatic hydrocarbons in muscle tissue of harbour porpoises, *Phocoena phocoena*, from UK waters. *Mar. Poll. Bull.* 24: 550-553.
- Lebreton, J.-D., Burnham, K.P., Clobert, J. & Anderson, D.R. 1992. Modeling survival and testing biological hypotheses using marked animals: a unified approach with case studies. *Ecol. Monogr.* 62: 67-118.
- Lein, T.E., Hjøhman, S., Berge, J.A., Jacobsen, T. & Moe, K.A. 1992. Oljeforurensning i Hardbunnsfjæra. Effekter av olje og forslag til sårbarhetsindekser for norskekysten. IFM-rapport 1992:23. Inst. For fiskeri- og marinbiologi, Univ. Bergen. 41 s.
- Levings, C.D., Hvidsten, N.A. & Johnsen, B.Ø. 1994. Feeding of Atlantic salmon *Salmo salar*, postsmolts in a fjord in central Norway. *Can. J. Zool.* 72: 834-839.
- Lin, E.L.C., Cormier, S.M. & Torsella, J.A. 1996. Fish Biliary Polyacyclic Aromatic Hydrocarbon Metabolites Estimated by Fixed-Wavelength Fluorescence: Comparison with HPLC-Fluorescent Detection. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 35: 16-23.
- Lorentsen, S.-H. 1989. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for hekkende sjøfugl. Takseringsmanual. NINA Oppdragsmelding 16: 1-27. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Lorentsen, S.-H. 1997. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl. Resultater fra hekkesesongen 1997. NINA Oppdragsmelding 516: 1-83. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- 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. Poll. Bull.* 26: 144-146.
- Lund, R.A., Hansen, L.P. & Järvi, T. 1989. Identifisering av oppdrettslaks og vill-laks ved ytre morfologi, finnestørrelse og skjellkarakterer. NINA forskningsrapport 001. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Lund, R.A., Midtlyng, P.J. & Hansen, L.P. 1995. Identifisering av rømt oppdrettslaks ved effekter av vaksinerings NINA fagrapport 12. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Lund, R.A. 1998. Rømt oppdrettslaks i sjø og Elvefisket i årene 1989-97. NINA Oppdragsmelding 556. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.
- Lynch, M. & Milligan, B.G. 1994. Analysis of population genetic structure with RAPD markers. *Mol. Ecol.* 3: 91-99.
- Malins, D.C. & Hodgins, H.O. 1983. Petroleum and marine fishes: A review of uptake disposition and effects. *Environm. Sci. Technol.* 15: 1272-1280.
- Manly, B.F.J. 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. Chapman & Hall, London.
- Mason, C.F. & Macdonald, S.M. 1986. Otters. Ecology and conservation. Cambridge Univ. Press, Cambridge.
- McConnell, B.J., Chambers, C., Nicholas, K.S. & Fedak, M.A. 1992. Satellite tracking of grey seals (*Halichoerus grypus*). *J. Zool.* 226: 271-282.
- McDonough, M. & Hokstad, J.N. 1993. Standard procedure for viscosity measurements of water-in-oil emulsions, draft 1.10.93. Warren Spring Laboratory.
- Moe, K.A., Lystad, E., Nesse, S. & Selvik, J.R. 1993. Skadevirkninger av akutte oljesøl. Marint miljø. SFT-rapport nr. 93:31. 114 s. + app.
- Moe, K.A., Serigstad, B. & Brude, O.W. 1998. Olje -fisk; en reduksjonistisk tilnærming til skade- og risikoberegninger ved bruk av GIS. Rapport 1012-98-1, Alpha Miljørådgivning. 26 s.
- Niimi, A.J. & Palazzo, V. 1986. Biological half-lives of eight polycyclic hydrocarbons in rainbow trout. *Water Res.* 20: 503-507.
- NORDTEST NT CHEM 001. 1991. Oil Spill Identification.
- Norusis, M.J. 1985. SPSS-x Advanced Statistics Guide. McGraw-Hill Book Company.
- Nygård, T. 1994. Det nasjonale overvåkningsprogrammet for overvintrende vannfugl i Norge 1980-93. NINA Oppdragsmelding 313: 1-83. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

- Oakley, K.L. & Kuletz, K.J. 1996. Population, reproduction, and foraging of pigeon guillemots at Naked Island, Alaska, before and after the *Exxon Valdez* oil spill. S. 759-769 i Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds.): Proc. of the *Exxon Valdez* oil spill symposium. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18, Bethesda, Maryland, USA.
- Olsen, Y.A., Falk, K., & Reite, O.B. 1992. Cortisol and lactate levels in Atlantic salmon *Salmo salar* developing infectious anaemia (ISA). *Aquat. Org.* 14: 99-104.
- OSPAR 1998. JAMP Guidelines for Contaminant-specific biological effects monitoring. Oslo and Paris Commission, Joint Assessment and Monitoring Programme. 23/02/98.
- Page, D.S., Gilfillan, E.S., Boehm, P.D. & James Harner, E. 1995. Shoreline ecology program for Prince William Sound, Alaska, following the *Exxon Valdez* oil spill: Part 1-Study design and methods. S. 263-295 i Wells, P.G., Butler, J.N. & Stavely Hughes, J. (eds.): *Exxon Valdez* oil spill: Fate and effects in Alaskan waters. Rapport STP 1219, American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Paulsen, G.M. (ed.) 1997. Overvåkning av biologisk mangfold i åtte naturtyper. Forslag fra åtte arbeidsgrupper. Utredning for DN 1997-7.
- Piatt, J.F. & Anderson, P. 1996. Response of common murrelets to the *Exxon Valdez* oil spill and long-term changes in the Gulf of Alaska marine ecosystem. S. 720-737 i Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds.): Proc. of the *Exxon Valdez* oil spill symposium. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18, Bethesda, Maryland, USA.
- Piatt, J.F. & Ford, R.G. 1996. How many seabirds were killed by the *Exxon Valdez* oil spill?. S. 712-719 i Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds.): Proc. of the *Exxon Valdez* oil spill symposium. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18, Bethesda, Maryland, USA.
- Pradel, R. & Lebreton, J.-D. 1991. User's manual for program SURGE Version 4.1. Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, CNRS, Montpellier, France. 35 s.
- Reijnders, P.J.H. 1994. Contaminants and cetaceans: Reasons for concern? IWC SC/46/O8.
- Rey, F. 1978. Some results on the application of the *in vivo* chlorophyll fluorescence method to marine primary production studies. Foredrag presentert på Symp.: Metodutveckling grundad på *in vivo* klorofyllfluorescens och luminiscens for matning av algers och hogre vaxters fysiologiska tillstånd. *Inst. Fysiol. Bot., Umeå Univ., Sverige.*
- Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds.) 1996. Proceedings of the *Exxon Valdez* oil spill symposium. Am. Fisheries Society Symposium, Vol. 18. 931 s. Bethesda, Maryland, USA.
- Ritchie W. & O'Sullivan, M. (eds.) 1994. The environmental impact of the wreck of the *Braer*. The Scottish Office, Edinburgh 1994 ISBN 07480 0900 0.
- Roen, R. & Bjørge, A. 1995. Haul-out behaviour of the Norwegian harbour seal during summer. S. 61-67 i Blix, A.S., Walløe, L. & Ulltang, Ø. (eds.): Whales, seals, fish, and man. Elsevier Science, Amsterdam.
- Roff, D.A. 1992. The evolution of life histories. Theory and analysis. Chapman & Hall, NY. 535 s.
- Røv, N., Kroglund, R.T. & Bergstrøm, R. 1992. Bestandsstørrelse, utbredelse og underarts-tilhørighet hos ærfugl *Somateria mollissima*. NINA Oppdragsmelding 129: 1-18.
- Sakshaug, E., Bjørge, A., Gulliksen, B. Loeng, H. & Mehlum, F. (eds.) 1992. The Ecosystem of the Barents Sea. Final report from the ProMare research program. Norw. Research Council/ Norw. Ministry of Environment. Mesna-Trykk, Lillehammer. 304 s.
- Serigstad, B. 1991. Effekter på fiskeegg og larver av Gullfaks og Veslefrikk råoljer. Rapport Nr.15, Havforskningsinstituttet, Senter for Marint Miljø. ISBN 82-7461-031-8.
- Serigstad, B., Johnsen, R.I. & Farestveit, J. 1997. Undersøkelse av PAH-nivåer i torsk (*Gadus murhua* L.). Fisk i bur ved Mongstad. Rapport, Ocean Climate. ISBN 82-7461-047-4. 58 s.
- Serigstad, B., Stenevik, E.K., Mjøs, S.A. & Johnsen, R.I. 1997. Effektstudier av Troll-olje på marine organismer i de frie vannmasser. Spesiell fokus på hvordan dispergeringsmidler påvirker giftighet og influensområde. Rapport, Ocean Climate. ISBN-827461-046-6.
- Serigstad, B., Farestveit, J., Beck, H.J. & Johnsen R.I. 1997. Fisk i bur på Trollfeltet. Miljøundersøkelse ved hjelp av levende fisk, blåskjell og SPMD-membraner i bur. Rapport, Ocean Climate. ISBN 82-7461-143-1.
- Seutin, G., White, B.N. & Boag, P.T. 1991. Preservation of avian blood and tissue samples for DNA analyses. *Can. J. Zool.* 69: 82-90.

- SFT 1990. Manual for overvåkingsundersøkelser rundt petroleumsinstallasjoner i norske havområder. Statens forurensningstilsyn, Veiledning 90:01. 29 s.
- SFT 1993. Veiledning. Prøvetaking av oljesøl. SFT 93:10, Statens forurensningstilsyn, Horten.
- SFT & DN 1996. Beredskap mot akutt forurensning. Modell for prioritering av miljøressurser ved akutte oljeutslipp langs kysten. Statens forurensningstilsyn, Horten og Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim. Veileder. 16 s.
- Sharp, B.E., Cody, M. & Turner, R. 1996. Effects of the *Exxon Valdez* oil spill on the black oystercatcher. S. 748-758 i Rice, S.D., Spies, R.B., Wolfe, D.A. & Wright, B.A. (eds.): Proc. of the *Exxon Valdez* oil spill symposium. American Fisheries Society Symposium, Vol. 18, Bethesda, Maryland, USA.
- Simensen, E., Olson, L.D., Vanjonack, W.J., Johnson, H.D. & Ryan, M.P. 1978. Determination of corticosterone concentration in plasma of turkeys using radioimmuno-assay. *Poultry Sci.* 57: 1701-1704.
- Stagg, R.M., Robinson, C., McIntosh, A.M., Moffat, C.F. & Bruno D.W. 1998. The effects of the *Braer* oil spill, Shetland Isles, Scotland, on P450A in farmed Atlantic Salmon (*Salmo salar*) and common dab (*Limanda limanda*). *Marine Environm. Res.* 46: 301-306.
- St. Aubin, D.J. 1990. Physiological and toxic effects on pinnipeds. S. 103-127 i Geraci, J.R. & St. Aubin, D.J. (eds.): *Sea mammals and oil: confronting the risks*. Academic Press Inc., San Diego.
- Stearns, S.C. 1992. *The evolution of life histories*. Oxford University Press. 249 s.
- Strøm-Kristiansen, T., Daling, P.S. & Brandvik, P.J. 1996. NOFO Exercise 1995; dispersant and underwater release experiments. Surface oil sampling and analysis – Data report. IKU rapport nr. 41.5141.00/05/95, IKU Petroleumsforskning a.s.
- Tasker, M.L., Jones, P.H., Dixon, T.J. & Blake, B.F. 1984. Counting seabirds at sea from ships: a review of methods employed and a suggestion for a standardized approach. *Auk* 101: 567-577.
- Thomas, R.E. & Rice, S.D. 1982. Metabolism and clearance of phenolic and mono-, di-, and polynuclear aromatic hydrocarbons by Dolly Varden char. S. 161-176 i: *Physiological Mechanisms of Marine pollutant Toxicity*. Academic Press, New York.
- Thomas, R.E. & Rice, S.D. 1987. Effect of water-soluble fraction of Cook Inlet crude oil on swimming performance and plasma cortisol in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). *Comp. Biochem. Physiol.* 87: 177-180.
- Thorstad, E.B., Finstad, B., Økland, F., McKinley, T.S. & Booth, R.K. 1997. Endurance of farmed and sea-ranched Atlantic salmon *Salmon salar* at spawning. *Aquaculture Res.* 28: 635-640.
- Townsend, R. & Heneman, B. 1989. *The Exxon Valdez oil spill: a management analysis*. Townsend Environmental, Virginia, USA. Report to Center for Marine Conservation, Wash. D.C. 239 + 28 s.
- Walsh, P.M., Halley, D.J., Haris, M.P., del Nevo, A., Sim, I.M.W. & Tasker, M.L. 1995. Seabird monitoring handbook for Britain and Ireland. A compilation of methods for survey and monitoring of breeding seabirds. JNCC/RSPB/ITE/Seabird Group, Peterborough, UK.
- Walsh, S.P., Metzger, D.A. & Higuchi, R. 1991. Chelex 100 as a medium for simple extraction of DNA for PCR-based typing from forensic material. *BioTechniques* 10: 506-513.
- Wells, P.G., Butler, J.N. & Hughes, J.S. (eds.) 1995. *Exxon Valdez Oil Spill: Fate and Effects in Alaskan Waters*. ASTM STP 1219. Philadelphia, USA.
- Wenink, P.W. & Baker, A.J. 1996. Mitochondrial DNA lineages in composite flocks of migratory and wintering dunlins (*Calidris alpina*). *Auk* 113: 744-756.
- Wenink, P.W., Baker, A.J. & Tilanus, M.G.J. 1993. Hypervariable-control-region sequences reveal global population structuring in a long-distance migrant shorebird, the dunlin (*Calidris alpina*). *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 90: 94-98.
- White, G. C. 1998. Program MARK, mark and recapture survival rate estimation, version 1.0. Software and user guide available from: <http://www.cnr.colostate.edu/~gwhite/mark/mark.htm>.
- Wiig, Ø. 1986. The status of grey seal *Halichoerus grypus* in Norway. *Biological Conservation* 38: 339-349.
- ZoBell, C.E. 1946. Studies of Redox Potential of Marine Sediments. *Bull. Am. Ass. Petrol. Geol.* 30: 477-513.
- Øien, N. 1998. Sel. S. 33-37 i Toresen, R. (ed.): *Havets ressurser 1998 (Ressursoversikten)*. Fisken og Havet, Særnummer 1 - 1998.

VEDLEGG

VEDLEGG I: KILDER TIL HISTORISKE MILJØDATA 92

VEDLEGG II: INFORMASJONSSYSTEMETS TABELLSTRUKTUR 98

VEDLEGG III: SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR 101

VEDLEGG I: KILDER TIL HISTORISKE MILJØDATA

Strand - Sprutsone

- Elven, R. & Johansen, V. 1983. Havstrand i Finnmark. Flora, vegetasjon og botaniske verneverdier. Miljøverndepartementet, Rapport T-541: 1-357.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. A. Generell innledning. Beskrivelser for region Sør-Helgeland. Økoforsk Rapport 1988, 2A: 1-334.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. B. Beskrivelse for regionene Nord-Helgeland og Salten. Økoforsk Rapport 1988, 2B: 1-418.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. B. Beskrivelse for regionene Ofoten og Lofoten/Vesterålen. Økoforsk Rapport 1988, 2C: 1-386.
- Elven, R., Alm, T., Edvardsen, H., Fjelland, M., Fredriksen, K.E. & Johansen, V. 1988. Botaniske verdier på havstrender i Nordland. B. Beskrivelse for regionene Ofoten og Lofoten/Vesterålen. Økoforsk Rapport 1988, 2D: 1-196.
- Fjelland, M., Elven, R. & Johansen, V. 1983. Havstrand i Troms. Botaniske verneverdier. Miljøverndepartementet, Rapport T-551: 291 s.
- Holten, J.I., Frisvoll, A.A. & Aune, E.I. 1986. Havstrand i Møre og Romsdal. Flora, vegetasjon og verneverdier. Økoforsk Rapport 1986, 3A: 1-253.
- Holten, J.I., Frisvoll, A.A. & Aune, E.I. 1986. Havstrand i Møre og Romsdal. Lokalitetsbeskrivelser. Økoforsk Rapport 1986, 3B: 1-184.
- Kristiansen, J.N. 1988. Havstrand i Trøndelag. Flora, vegetasjon og verneverdier. Økoforsk Rapp. 1988, 7A: 1-186.
- Kristiansen, J.N. 1988. Havstrand i Trøndelag. Lokalitetsbeskrivelser. Økoforsk Rapport 1988, 7B: 1-139.
- Lundberg, A. 1989. Havstrand i Hordaland. Flora og vegetasjon. DN-Rapport 1989-9: 1:286
- Lundberg, A. 1992. Havstrand i Hordaland. Regionale trekk og verneverdiar. DN-Rapport 1992-2: 1-181.
- Lundberg, A. & Rydgren, K. 1994. Havstrand på Sørøstlandet. Regionale trekk og verneverdier. NINA Forskningsrapport 047: 1-222.
- Lundberg, A. & Rydgren, K. 1994. Havstrand på Sørlandet. Regionale trekk og botaniske verdier. NINA Forskningsrapport 059: 1-127.

Strand - tidevanns- og sjøsone

(Inklusivt referanser til et utvalg oljerelaterte undersøkelser på strand)

- Backeljau, T., de Meyer, M., Janssens, L. & Proesmans, R. 1984. Prosobranch and shelled opisthobranch molluscs from Store Ekkerøya, Varangerfjorden (northern Norway). Fauna norv. Ser. A 5: 1-5.
- Berge, J.A. 1990. Macrofauna recolonization of subtidal sediments. Experimental studies on defaunated sediment contaminated with crude oil in two Norwegian fjords with unequal eutrophication status. Part I. Community responses. Mar. Ecol. Prog. Ser. 66: 103-115.
- Berge, J.A. 1986. Rekolonisering av råoljekontaminert sediment i Presterødskilen. En eksperimentell undersøkelse. S. 50-47 i Leinaas, H.P. (ed.): Årsrapport (1986) for FOBO prosjektet: Innvirkning av olje på strukturerende prosesser i littoralsonen-bløtbunn.
- Berge, J.A. 1992. Marin benthos: Oppfølging av oljespillet etter "Exxon Valdez". S. 28-30 i Kleiven, J. (ed.): Oljesøl Alaska - oppfølging 1991. NINA-Rapport. 31 s.
- Berge, J.A. 1993. Effekter på benthos av oljeutslippet fra Exxon Valdez – opprenskningsmetoder og helserisiko. S. 1-20 i Kleiven, J. (ed.): Oljesøl Alaska – sluttrapport. NINA-Rapport. 60 s.
- Berge, J.A., Halmø, G., Hindrum, R., Carlsen, O. & Reiersen, L.O. 1991. Oljesølet i Prince William Sound, Alaska. Befaring september 1990. Erfaringer, opprenskning og effekter. NIVA-rapport nr. 2655. 80 s.

- Christie, H. 1980. Methods for ecological monitoring: Biological interactions in a rocky subtidal community. *Helgoländer Meeresunters.* 33: 473-483.
- Christie, H. 1985. Ecological monitoring strategy with special reference to a rocky subtidal programme. *Mar. Poll. Bull.* 16: 232-235.
- Christie, H., Evans, R.A. & Sandnes, O.K. 1985. Field methods for *in situ* subtidal hard bottom studies. S. 37-47 i George & Lythgoe (eds): *Underwater Photography and television for scientists.* Oxford University Press.
- Christie, H. & Berge, J.A. 1995. *In situ* experiments on recolonization of intertidal mudflat fauna to sediment contaminated with different levels of oil. *Sarsia* 80: 175-185.
- Christie, H. 1981. FOHs beredskapsplan "Olje på kysten". S 24-34 i: FOH Årsberetning 1981.
- Christie, H. 1995. Kartlegging av faunaen knyttet til tareskogen i Froan; variasjon i en eksponeringsgradient. NINA Oppdragsmelding 368: 1-22.
- Christie, H. 1997. Mangfold i faunasamfunn tilknyttet ulike bunnalgehabitater på Skagerrak-kysten. NINA Oppdragsmelding 483: 1-18.
- Christie, H. & Berge, J.A. 1995. *In situ* experiments on recolonization of intertidal mudflat fauna to sediment contaminated with different concentrations of oil. *Sarsia* 80: 175-185.
- Larsen, L.-H., Evenset, A. & Falk-Petersen, I.-B. 1993. Effekter av olje på bløtbunnssamfunn i fjæra og på grunt vann. Sårbarhetsvurdering av bløtbunnssamfunn i midt-Norge. Akvaplan-niva rapport nr. 92304.01.01. 34 s.
- Lein, T.E., Küfner, R. & Hansen, J.R. 1988. Alger og dyr i hardbunnssamfunn i Finnmark, Økoforsk rapport nr. 15. 56 s.
- Lein, T.E., Hjøhlman, S., Berge, J.A., Jacobsen, T. & Moe, K.A. 1992. Oljeforurensning i Hardbunnssamfunn. Effekter av olje og forslag til sårbarhetsindekser for norskekysten. Rapport nr. 23, Inst. for fiskeri- og marinbiologi, UiB.
- Leinaas, H.P., Berge, J.A. & Skeie, G.M. 1987. Bløtbunnssamfunn i fjæra i Troms og Finnmark. Rapport om en pilotundersøkelse i forbindelse med Konsekvensutredninger Barentshavet syd m.m.. Prosjekt 07-02: Artssammensetningen i fjæra i Finnmark.
- Leinaas, H.P. & Christie, H. 1991. Innvirkning av olje på strukturerende prosesser i littoralsonen – bløtbunn. NINA-forskningsrapport 17: 24-37.
- Lundälv, T. & Christie, H. 1986. Comparative trends and ecological patterns of rocky subtidal communities in the Swedish and Norwegian Skagerrak area. *Hydrobiologia* 142: 71-80.
- Moy, F., Fredriksen, S., Gjøsæter, J., Hjøhlman, S., Jacobsen, T., Johannessen, T., Lein, T.E., Oug, E. & Tvedten, Ø.F. 1996. Utredning om Benthos-samfunn på kyststrekningen Fulehuk - Stad. NIVA-rapport OR-3551. 84 s.
- Oug, E., Lein, T.E., Küfner, R. & Falk-Petersen, I.-B. 1991. Environmental effects of a herring mass mortality in northern Norway. Impact on and recovery of rocky-shore and soft-bottom biotas. *Sarsia* 76: 195-207.
- Oug, E., Jacobsen, T. & Åsen, P.A. 1992. Strandsonen i Skagerrak. Organismer i fjæra og vurdering av sårbarhet på organismsamfunn ved oljeforurensning. AKUP. NIVA-rapport 2829.
- Pedersen, A., Aure J., Dahl, E., Green, N.W., Johnsen, T., Magnusson, J., Moy, F., Rygg, B. & Walday, M. 1995. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Fem års undersøkelser: 1990-1994. Hovedrapport. Statlig program for forurensnings-overvåking, rapport TA-1264/1995. NIVA-rapport 3332. 115 s.
- Rinde, E. & Christie, H. 1992. Kartlegging av marine hardbunnssamfunn på Telemarks-kysten. NINA Oppdragsmelding 133: 1-23.
- Sjøtun, K. & Lein, T.E. 1991. Effekter av olje på beskytta hardbotn-strender – eksperimentelle studier av prosessar under gjenoppbygginga av grisetangsamfunn. NINA-forskningsrapport 17: 7-17.
- Snøli, J.-A. 1968. The intertidal distribution of polychaetes and molluscs on a muddy shore in Nord-Møre, Norway. *Sarsia* 31: 63-68.
- Strømgren, T., Lande, R. & Engen, S. 1973. Intertidal distribution of fauna on muddy beaches in the Borgenfjorden area. *Sarsia* 53: 49-70.
- Vader, W. 1977. Occurrence and biotope of *Gammarus zaddachi* Sexton, 1912, in western and northern Norway. *Crustaceana Suppl.* 4: 192-200.
- Vader, W. 1981. *Alderia modesta* (Gastropoda, Sacoglossa) in northern Norway. *Fauna norv. Ser. A* 2: 41-46.

Plankton & Marin fisk

Ved HI er det en linjeaktivitet som heter overvåkning og tilstandsvurdering av havmiljøet. Denne har som mål å overvåke og vurdere tilstanden og gi prognoser for utviklingen i havklima, produksjonsforhold og forurensning i norske kyst- og havområder som et bidrag til forvaltningens målsetting om en bærekraftig bruk av havmiljø og de levende marine ressurser. Denne virksomheten omfatter følgende relevante aktiviteter og dokumentasjon:

- ✓ Langtidsovervåking av miljøet i norske kyst- og havområder 1998-
- ✓ Havforskningsinstituttets årlige Miljørapport 1997-
- ✓ Havforskningsinstituttets årlige Ressursrapport 1997-
- ✓ Report on the oceanographic cruises and data 1998-
- ✓ Havforskningsinstituttets virksomhetsplan
- ✓ Havforskningsinstituttets årlige fagrapport til Fiskeridepartementet
- ✓ Havforskningsinstituttets årsmelding
- ✓ Havforskningsinstituttets toktrapper fra siste års aktiviteter.

Instituttet har opparbeidet systematisk kunnskap om fordelingsmønstre, tetthet og utvikling av fiskeegg og larver i regi av en serie større studier og programmer. I tillegg til rapportene fra "Egg og Larveprogrammet" (HELP), finnes det et omfattende historisk materiale om fiskens yngste stadier i arbeidene til bl.a. Dragesund & Wiborg (1963); Dragesund (1965, 1970); Dragesund & Hognestad (1966); Bjørke (1984); Alvheim (1984); Ellertsen et al. (1984, 1989, 1990); Bjørke et al. (1986); Sundby & Bratland (1986); Fossum et al. (1987) og Fossum (1988, 1992, 1993). Ytterligere informasjon er tilgjengelig i diverse toktrapper som trykkes fortløpende på HI.

Torsk. Data på torskeegg og -larver er systematisk samlet inn i regi av "Torskelarveprosjektene" og HELP i perioden 1980-1988. Dekningsområdet strekker seg fra Lofoten og for eggene helt opp til Sørøya. Torskeeggene er samlet inn i mars-april, mens torskelarvene er samlet inn i mai.

Sild. Sildeeggene er demersale og vanskelig tilgjengelig. Sporadiske undersøkelser er gjennomført med bruk av grabb. Sildelarvene er derimot kartlagt nær sagt alle år fra 1950-tallet og fram til i dag. Et egg- og larvestudie primært etter sildelarver gikk langs kysten fra Stad til Vesterålen i april måned i perioden 1976-1982. Fra og med 1985 ble undersøkelsene utført i regi av HELP, og disse pågår fremdeles. Alle undersøkelsene har vært lagt opp med henblikk på å dekke hele utbredelsesområdet til sildelarvene. Mens det på 80-tallet stort sett ble fokusert på sokkelen ut for Møre, dekkes nå store deler av sokkelen fra Jæren til Vesterålen. Årsaken til dette er at gytebestanden har vokst fra 0,5 til 10 mill. tonn og at gytefeltene har ekspandert parallelt med denne veksten.

Lodde. Loddeegg er av samme årsaker som for sild ikke tilgjengelige. I enkelte år det benyttet grabb for å identifisere gytefeltene, men dette er ikke berørt her. Loddelarvefordelingen er blitt kartlagt systematisk fra 1981 og fram til i dag. Undersøkelsene finner sted i Barentshavet i juni måned. Prøver blir samlet østover langs hver annen lengdegrad så langt nord som det er larver tilstede.

Alvheim, O. 1984. Investigations on capelin larvae off northern Norway and in the Barents Sea in 1981-84. S. 171-184 i: Proceedings of the Soviet-Norwegian Symposium on the Barents Sea Capelin. August 14-17 1984, Institute of Marine Research, Bergen, Canada.

Bjørke, H. 1984. Distribution of eggs and larvae of gadoid fishes from Stad to Lofoten during April 1976-1982. Flødevigen rapportser. 1: 365-394.

Bjørke, H., Fossum, P. & Sætre, R. 1986. Distribution, drift and condition of herring larvae off Western Norway in 1985. C.M.ICES. 1986. H:39: 1-15.

Dragesund, O. 1965. Forekomst av egg og yngel av fisk i vest og nordnorske kyst og bankfarvann våren 1964. Fiskets gang 11: 9-15.

Dragesund, O. 1970. Factors influencing year-class strength of Norwegian spring spawning herring. FiskDir. Skr. Ser. HavUnders. 15: 381-450.

Dragesund, O. & Hognestad, P.T. 1966. Forekomst av egg og yngel i vest- og nordnorske kyst- og bankfarvann våren 1965. Fiskets gang 52: 467-472.

- Dragesund, O. & Wiborg, K.F. 1963. Forekomst av egg og yngel i vest- og nordnorske kyst- og bankfarvann våren 1963. Fiskets gang 41:71-76.
- Ellertsen, B., Fossum, P., Solemdal, P. & Sundby, S. 1989. Relations between temperature and survival of eggs and first feeding larvae of the Arcto-Norwegian cod (*Gadus morhua* L.). Rapp. P.-v. R'eun'. Cons. int. Explor. Mer. 191: 209-219.
- Ellertsen, B., Fossum, P., Solemdal, P., Sundby, S. & Tilseth, S. 1984. A case study on the distribution of cod larvae and availability of prey organisms in relation to physical processes in Lofoten. Flødevigen rapportser. 1: 453-478.
- Ellertsen, B., Fossum, P., Solemdal, P., Sundby, S. & Tilseth, S. 1990. Environmental influence on recruitment and biomass yields in the Norwegian Sea ecosystem. S. 19-35 i Sherman, K., Alexander, L.M. & Gold, B.M. (eds.): Large Marine Ecosystems Patterns, Processes and Yields.
- Fossum, P. 1988. A tentative method to estimate mortality in the egg and early fish larval stages, with special reference to cod (*Gadus morhua* L.). FiskDir. Skr. Ser. HavUnders. 18: 329-345.
- Fossum, P. 1992. The recovery of the Barents Sea capelin (*Mallotus villosus*) from a larval point of view. ICES J. mar. Sci. 49: 237-243.
- Fossum, P. 1993. A study of first feeding herring (*Clupea harengus* L.) larvae during the period 1985-1993. C.M.ICES. 1993. H:21:1:18.
- Fossum, P., Bjørke, H. & Sætre, R. 1987. Distribution, drift and condition of herring larvae off Sundby, S. & Bratland, P. 1986. Kartlegging av gytefeltene for Norsk-Arktisk torsk i Nord-Norge og beregning av eggproduksjonen i årene 1983-1985. Havforskningsinstituttets rapport FO 8602. 63 s.

Anadrom fisk

Relevant grunnlagsmateriale er gitt i følgende kilder:

- ✓ *Database for rømt oppdrettslaks*. Koordineres av NINA (kontaktperson: Peder Fiske). Generell informasjon om basen er gitt av Lund (1998).
- ✓ *Fiskedatabase for primær og sekundærdata på laks*. Databasen er lokalisert delvis på NINA (kontaktperson: Bjørn Ove Johnsen), delvis på Direktoratet for naturforvaltning (kontaktperson: Dagfinn Gausen). Første del av denne databasen ventes å være i drift i løpet av 1999.

Fangstdata fra norske elver blir utgitt av Statistisk Sentralbyrå, Oslo og Kongsberg. Dataene bygger på fangstdata fra grunneiere i forbindelse med salg av fiskekort.

Lund, R.A. 1998. Rømt oppdrettslaks i sjø og Elvefisket i årene 1989-97. NINA Oppdragsmelding 556. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

Sjøfugl

Ressurs- type	Grupper/arter	Geografisk område	Tids- periode	Type data	Dataformat	Forefinnes hos	Kontaktpersoner, adresse, telefon, fax, e-mail
Sjøfugl	Alle	Norge og tilstøtende havområder	Løpende fra 1970	Individantall for de fleste kystlokalteter, individtetthet for transekter i åpent hav	Elektronisk (Det nasjonale sjøfuglkart - verket)	Norsk institutt for naturforskning	S.-H. Lorentsen og T. Anker-Nilssen, NINA, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, tlf. 73801400, fax 73801401, shl@ninatrd.ninaniku.no tycho@ninatrd.ninaniku.no
Sjøfugl	Lommer, lappedykkere, skarver, andefugler, enkelte vadefugler	Østfold, Vest-Agder, Rogaland, Smøla, Trondheimsfjorden, Vega, Saltenfjorden, Vesterålen, Troms og Varangerfjorden	Løpende fra 1980	Bestandsutvikling for overvintrende bestander	Elektronisk (Det nasjonale sjøfuglkart - verket)	Norsk institutt for naturforskning	S.-H. Lorentsen og T. Anker-Nilssen, NINA, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, tlf. 73801400, fax 73801401, shl@ninatrd.ninaniku.no tycho@ninatrd.ninaniku.no
	Havhest, havsule, skarver (2), måkefugler (8), alkefugler (4)	Norge	Løpende fra 1974	Bestandsutvikling på utvalgte lokaliteter	Elektronisk (Det nasjonale overvåkningsprogrammet for sjøfugl)	Norsk institutt for naturforskning	S.-H. Lorentsen og T. Anker-Nilssen, NINA, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, tlf. 73801400, fax 73801401, shl@ninatrd.ninaniku.no tycho@ninatrd.ninaniku.no
	Ærfugl, krykkje, alke, lomvi, lunde	Grindøya (Troms), Hornøy (Finnmark)	Løpende fra 1989	Overlevelse, reproduksjon, næringsvalg	Elektronisk	Norsk institutt for naturforskning	K.E. Erikstad, NINA, Polarmiljøsesteret, N-9005 Tromsø, tlf. 77750415, fax 777504501, kjell.e.erikstad@ninos.ninaniku.no
	Krykkje, toppskarv, alke, lomvi, teist, lunde	Røst (Nordland)	Løpende fra 1964	Overlevelse, reproduksjon, næringsvalg	Elektronisk	Norsk institutt for naturforskning	T. Anker-Nilssen, NINA, Tungasletta 2, N-7005 Trondheim, tlf. 73801400, fax 73801401, tycho@ninatrd.ninaniku.no
	Havhest, havsule, måkefugler (4+), alkefugler (3+)	Mørekysten, inkl. Runde	Fra ca. 1975	Reproduksjon, næringsvalg	Rapporter, feltnotater	Ornitologiske Undersøkingar Møre og Romsdal (OUM)	I. Stenberg, OUM, Norsk ornitologisk forening, Avd. Møre og Romsdal, Postboks 206, N-6001 Ålesund
	Variierende, hovedsakelig skarver, ender og måkefugler	Hele landet	Fra 1970	Bestandsstørrelse, bestandsutvikling	Elektronisk og papirformat	Fylkesmennenes miljøvern avdelinger	Kontakt miljøvern avdelingen i angjeldende fylke
	Ærfugl	Skagerrakkysten	Fra 1982	Bestandsstørrelse, bestandsutvikling	Elektronisk	Fylkesmennenes miljøvern avdelinger (ØF, OA, BU, VF, TM, AA)	R. Bergstrøm, Fylkesmannen i Østfold, Miljøvern avd., Postbok 325, N-1501 Moss, tlf. 69242100
	Toppskarv, krykkje, alke, lomvi, lunde	Bleiksøy (Nordland), Hornøy (Finnmark)	1980-98	Overlevelse, reproduksjon, næringsvalg	Elektronisk	Tromsø Museum	R.T. Barrett, Tromsø Museum, 9037 Tromsø, tlf. 77645013, fax 77645520, robb@imv.uit.no

Marine Pattedyr

- Bjørge, A. 1991. Status of the Harbour Seal, *Phoca vitulina* L., in Norway. Biol. Conserv. 58: 229-238.
- Bjørge, A., Haug, T. & Øien, N. 1997. Forvaltning av sel på norskekysten. Havforskningsinstituttet, Sjøpattedyrseksjonen. Rapport SPS 9701. 8 s.
- Heggberget, T.M. 1994. Livshistorie og bestandsdynamikk hos norsk oter. NINA Oppdragsmelding. I trykk.
- Heggberget, T.M. & Moseid, K.-E. 1994. Oter og olje. Oterforekomster og konsekvensprognose i influensområdet for midt-norsk sokkel. NINA oppdragsmelding 175.
- Henriksen, G. og Haug, T. 1994. Status of harbour seal *Phoca vitulina* in Finnmark. North Norway. Fauna norv. Ser. A 15: 19-24.
- Røv, N. 1992. Utbredelse og forekomst av kystsel i Trøndelag og Nordland sør for Vestfjorden. NINA Oppdragsmelding 159: 1-15.
- Wiig, Ø. 1986. The status of grey seal *Halichoerus grypus* in Norway, Biol. Conserv. 38: 339-349.
- Wiig, Ø. 1987. The grey seal, *Halichoerus grypus* (Fabricius), in Rogaland 1994. FiskDir. Skr. Ser. HavUnders. 18: 303-309.
- 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.
- Øien, N. 1998. Sel. S. 33-37 i Toresen, R. (ed.): Havets ressurser 1998 (Ressursoversikten). Fisken og Havet, Særnummer 1 - 1998.
- Øritsland, T., Fagerheim, K.A. & Hartvedt, S. 1998. Seltelling i Sogn og Rogaland, juni 1998. Havforskningsinstituttet, Sjøpattedyrseksjonen, Rapport SPS 9806. 9 s.
- Øynes, P. 1964. Sel på norskekysten fra Finnmark til Møre. Fiskets Gang 50: 694-707.

VEDLEGG II: INFORMASJONSSYSTEMETS TABELLSTRUKTUR

Tabell 1-10. I det følgende er det gitt en spesifikasjon av datatyper og -formater for informasjon som er nødvendig for å møte informasjonssystemets intensjoner (jf. kap. A3). Systemet kan bygges ut og knyttes opp mot annen informasjon etter behov, forutsatt at aktuelle dataformater og utvekslingsrutiner er definert og avklart på forhånd.

(1) Oljebudsjett

Felt	Datatype
Referansenummer	Integer
Dato	dd.mm.åå
Klokkeslett	tt:mm:ss
Utslippsmengde	Kbm
Olje/emulsjon på overflaten	Kbm
Nedblandet olje	Kbm
Fordampet olje	Kbm
Strandet olje	Kbm
Kilde	String (liste)

(2) Oljedrift

Felt	Datatype
Referansenummer	Integer
Dato	dd.mm.åå
Klokkeslett	tt:mm:ss
Stedsnavn	String
Mengde	Kbm
Tykkelse	mm
Utstrekning	Kvkm
Kilde	String (liste)
Observasjonsmetode	String (liste)
Posisjon	Koordinatpar
Koordinatsystem	String (liste)

(3) Vind

Felt	Datatype
Referansenummer	Integer
Dato	dd.mm.åå
Klokkeslett	tt:mm:ss
Stedsnavn	String
Retning	Grader
Hastighet	m/s
Kilde	String (liste)
Posisjon	Koordinatpar
Koordinatsystem	String (liste)

(4) Bølger

Felt	Datatype
Referansenummer	Integer
Dato	dd.mm.åå
Klokkeslett	tt:mm:ss
Stedsnavn	String
Retning	Grader
Signifikant bølgehøyde	m
Kilde	String (liste)
Posisjon	Koordinatpar
Koordinatsystem	String (liste)

(5) Temperatur luft

Felt	Datatype
Referansenummer	Integer
Dato	dd.mm.åå
Klokkeslett	tt:mm:ss
Stedsnavn	String
Temperatur	Grader Celsius
Kilde	String (liste)
Posisjon	Koordinatpar
Koordinatsystem	String (liste)

(6) Temperatur sjø

Felt	Datatype
Referansenummer	Integer
Dato	dd.mm.åå
Klokkeslett	tt:mm:ss
Stedsnavn	String
Temperatur	Grader Celsius
Kilde	String (liste)
Posisjon	Koordinatpar
Koordinatsystem	String (liste)

(7) Nøkkresultater fra undersøkelser

Felt	Datatype
Referansenummer	Integer
Planlagt/utført	String (P eller U)
Dato	dd.mm.åå
Klokkeslett	tt:mm:ss
Stedsnavn	String
Ansvarlig person	String
Tilhørighet	String (liste)
Kontaktadresse	String
Kontakttelefon	String
Observert oljemengde	Tonn
Observert tilsølte sjøfugl	Antall
Observert døde fisk	Antall
Observert oljemengde hardbunn	Tonn
Observert oljemengde bløtbunn	Tonn
Observert skadet areal øvre strand (sprutsonen)	Kvm
Observert skadet areal midtre strand (tidevannss.)	Kvm
Observert skadet areal på nedre strand (sjøsonen)	Kvm
Observert dødelighet av plankton	String
Observert tilsølte marine pattedyr	Antall
Prøverefranser	String
Merknader, oljeobservasjoner	String
Andre merknader	String
Posisjon	Koordinatpar
Koordinatsystem	String (liste)

(8) Gjennomførte tiltak

Felt	Datatype
Referansenummer	Integer
Dato	dd.mm.åå
Klokkeslett	tt:mm:ss
Stedsnavn	String
Type tiltak	String (liste)
Kilde	String (liste)
Posisjon	Koordinatpar
Koordinatsystem	String (liste)

(9) Observasjons-/ rapporteringsskjemaer

Felt	Datatype
Referansenummer	Integer
Dato	dd.mm.åå
Klokkeslett	tt:mm:ss
Stedsnavn	String
Ansvarlig person	String
Tilhørighet	String (liste)
Kontaktadresse	String
Kontakttelefon	String
Merk! Feltet representerer øvrig nøkkelinformasjon som identifiseres av de enkelte ressursansvarlige. For hver informasjonstype skal det angis datatype og hvorvidt informasjonen er å anse som obligatorisk.	

(10) Analyseresultater

Felt	Datatype
Referansenummer til observasjons/rapporteringsskjema	Integer
Referansenummer til prøven	String
Dato	dd.mm.åå
Klokkeslett	Hr.min.sec
Stedsnavn	String
Ansvarlig person	String
Tilhørighet	String (liste)
Kontaktadresse	String
Kontakttelefon	String
Merk! Feltet representerer øvrig nøkkelinformasjon som identifiseres av de enkelte ressursansvarlige. For hver informasjonstype skal det angis datatype og hvorvidt informasjonen er å anse som obligatorisk.	

VEDLEGG III: SPESIFIKKE KRAV TIL UTSTYR

IT-systemets utstyrsbehov

Aksjonsledelse	Feltgrupper
<ul style="list-style-type: none">✓ Stasjonær/bærbar PC✓ ArcView GIS prosjekt med nødvendige rutiner (bl.a. for konvertering mellom ulike koordinat-systemer)✓ Web-tilgang✓ A4 skriver✓ Sjøkart på papir✓ Økonomisk kartverk på papir✓ Skaderegistreringsskjema på digital- og papirform✓ Kartgrunnlag N250 på digital form✓ Kartgrunnlag N50 eller tilsvarende sjøkart på digital form bør vurderes	<ul style="list-style-type: none">✓ GPS med mulighet for lagring av stasjons-posisjoner✓ Skaderegistreringsskjema på papirform✓ Økonomisk kartverk på papir✓ Sjøkart på papir

Oljens skjebne

Spesifikke krav til utstyr	
<ul style="list-style-type: none">✓ Kjerneprøvetaker eller grabb✓ Metallspatel / skje til prøvetaking av sediment fra grabb / kjerneprøvetaker✓ Spade / skje til prøvetaking av strandsubstrat✓ Vannslanger til spyling av prøvetakingsutstyr✓ Polyetylen / polypropylenflasker (1000 ml og 100 ml) for oppbevaring av oljeprøver✓ Polyetylen / polypropylenstrakter til prøvetaking av olje✓ Renset aluminiumsfolie / aluminiumsbegere for oppbevaring av prøver av strandsubstrat og -sediment✓ Plastposer til oppbevaring av innpakkede prøver✓ Plexiglass-sylinder (indre diameter 200 mm) med åpne-lukkemekanisme i den ene enden til måling av tykkelsen på tykke oljefilmer	<ul style="list-style-type: none">✓ Polypropylenduk eller teflonduk til prøvetaking av tynne oljefilmer✓ Skilletrakter✓ Emulsjonsbryter, f.eks. Alcopol O, 60%✓ Prøveglass, 20 ml med lokk✓ Felt-viskosimeter✓ Brune, vidhalsede glassflasker (500 ml) til oppbevaring av oljeadsorberende duker til analyse av hydrokarboninnhold✓ Glassflasker (1000 ml) til oppbevaring av vannprøver til analyse av hydrokarboninnhold✓ Felt-UV/Fluorometer med nødvendige pumper og slanger✓ Varmeplate m/termostat✓ Pipetter (graderte og ugraderte)✓ Løsningsmiddel til vasking av utstyr

Strand

Sprutsonen	Tidevannssonen	Sjøsonen
<p>Løsmassestrender</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Eget posisjoneringssystem, GPS, kompass, evt. landmålingsutstyr og merkeutstyr for fastpunkter ✓ Analyserammer på 1x1 m som kan deles opp i 16 småruter à 25x25 cm ✓ Aluminiumsrør, min. 20 cm lange, for merking av hjørnene i de enkelte rutene ✓ Metalldetektor for gjenfinning av aluminiumsrør ✓ Klinometer ✓ Prøveglass, plastposer til innsamling av materiale ✓ Utstyr til pressing av planter ✓ Fotoutstyr, inkl. egnet ramme for fotoapparat, se Hjøhlman & Lein (1998) ✓ Registreringsskjemaer, feltjournal, merkelapper og pinner <p>Tangvoller (tillegg til ovenstående)</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Metallboks uten bunn 20x20x20 cm sider med skarp underkant ✓ Kniv ✓ Stor målesylinder, min. 5 liter, alt. feltvekt (50g - 2kg) ✓ Åpent hvitt, plast skyllekar, min. 20 liter ✓ 4% formalin ✓ 0,5 mm sikt ✓ Spyleflaske 	<p>Hardbunn</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Evt. landmålingsutstyr og merkeutstyr for fastpunkter ✓ Trykkluftbor for hull til merkebolter med 12 mm bor ✓ Nylon eller ekspansjonsbolter ✓ Registreringsrammer i metall 50x50 cm med løs innerramme inndelt i 10x10 cm ruter ✓ Stor pinsett ✓ Prøveglass ✓ 4% formalin ✓ Fotoutstyr, evt. egnet ramme for fotoapparat, se Hjøhlman & Lein (1998) <p>Bløtbunn</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Sylindriske kjerneprøvetakere i gjennomsiktig acryl, min. 6 cm diameter og 20 cm lengde med gummikork i begge ender ✓ Prøveutpresser ✓ 5 cm høy acrylring av samme dim. som prøvetakerne (for sikring av øvre 5 cm sediment) ✓ Japansparkel for prøvecutting ✓ 0,5 mm sikt ✓ Siktekar, min. 5 liter kapasitet ✓ Spyleflaske ✓ 4 % formalin ✓ Prøveglass: fauna og sediment ✓ Merkelapper og blyanter ✓ Prøveglass m. vid hals (for konserv. usiktede faunaprøver) ✓ Kasse (ølkasse) med plass til 12 kjerneprøvetakere ✓ 2 målestenger, 2 m lengde, hengslet sammen i ene enden ✓ Evt. 2 cm diameter prøvetakere for meiofauna ✓ Vannkikkert ✓ Liten spade ✓ Vadere ✓ Målebånd (50 m) ✓ 10 liter bøtte ✓ Trakt med vid hals ✓ Fotoutstyr (stasjonsbilde), film ✓ Feltjournal ✓ Lufttett transportkasse for formalinfikserte prøver (viktig ved transport med bil) ✓ Diverse: Skje, oppvaskkost, pinsetter, merkelapper av vannfast papir, gummihansker, pinner, blyant, vannfast tusj 	<p>Hardbunn</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Stor målesylinder, min. 5 liter, alternativt feltvekt (50g - 2kg) ✓ Utstyr for merking av stasjonene ✓ Kvadratisk ramme av metall à 20x 20 cm ✓ Nettposer med maskevidde < 0,5 mm ✓ Åpent hvitt, plast skyllekar, min. 20 liter ✓ Prøveglass ✓ 4% formalin ✓ 0,5 mm sikt ✓ Spyleflaske ✓ Registreringsskjemaer, feltjournal, merkelapper og pinner ✓ Snorklings- eller SCUBA - utstyr <p>Bløtbunn</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ 0,1 m² van Veen grabb eller tilsvarende ✓ 6 mm wire, minimum 100 m ✓ Meterhjul ✓ Volummåler for grabbprøve ✓ Siktebord komplett med 5 og 1 mm sikter ✓ Vaskekar for 1 mm sikt ✓ Lavtrykks sjøvannsslange ✓ Pinsetter, stålskjeer ✓ Gummihansker ✓ Konsentrert formalin, evt. også fargeløsning (bengalrosa) ✓ Prøveglass: fauna og sediment ✓ Registreringsskjemaer, feltjournal, merkelapper og pinner

Plankton & Marin fisk

Anadrom laksefisk

Prøvetaking av fisk i felt og lab.analyser	Feltforsøk
<p>Prøvetaking felt:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Skalpell ✓ Kniv/kirurgsaks ✓ Skjellprøvekonvolutter ✓ Aluminiumsfolie ✓ Små og store plastposer ✓ Dramsglass ✓ Eppendorfrør (0,5 og 1,5 ml) ✓ Telleglass ✓ Sprøyter ✓ Heparin ✓ Rektifisert sprit ✓ Kjøleboks, evt. Feltfryseri ✓ Sentrifuge til feltbruk for blodanalyser ✓ Skaderapporteringsskjema, merkelapper og penner <p>Diverse:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Fotoapparat ✓ Strømaggregat 220V <p>Laboratorieanalyser</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Compur mikrosentrifuge til hematokritt ✓ Sentrifuge til blod for å skille ut plasma ✓ Plasmarør ✓ Komponenter for RIA-analyser til tyroksin og cortisol ✓ Flammefotometer til Na+ ✓ Kloridtitrator til måling av Cl- ✓ Mikroskop og lupe til otolitter og skjellanalyse <p>Cytochrom og oljekomponenter i fisk , se marin fisk</p>	<p>Ved eventuell anvendelse av radiotelemetri vil utstyret være avhengig av forsøksoppsettet. Dette må spesifiseres i detalj i forhold til hvor, når og hvilket omfang utslippet har. Aktuelt utstyr omfatter:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Radiosendere ✓ EMG-sendere ✓ Hydroakustiske sendere ✓ Dataloggere ✓ Peileutstyr ✓ Doppler prober ✓ Transducer ✓ PC <p>For eventuelle sammenlignende studier av gyteadfærd vil det være behov for:</p> <ul style="list-style-type: none"> ✓ Fiskebur ✓ Kunstig elv ✓ Oppbevaringskar for fisk ✓ Klekkerenner ✓ Videokamera og opptaker ✓ Monitor ✓ Avspiller

Sjøfugl

Registrering av akutt skadeomfang
Delaktivitet 2: Kartlegging av sjøfuglenes fordeling
Obligatorisk utstyr <ul style="list-style-type: none">✓ Skjema for transektregistreringer av sjøfugl i åpne farvann etter internasjonalt standardiserte metoder (Tasker et al. 1984). Skjema kan fåes ved henvendelse til NINA (for adresser, se kap. A1).✓ Skjema for registrering av sjøfugl i kystnære farvann etter nasjonalt standardiserte metoder (Anker-Nilssen 1987; Nygård 1994). Skjema kan fåes ved henvendelse til NINA (for adresser, se kap. A1).✓ Aktuelle UTM-kart i målestokk 1:50.000 (M-711-serien)✓ Gode håndkikkerter✓ Teleskop m/stativ for undersøkelser fra land✓ Skrivesaker for løpende feltnotater.
Nyttig tilleggsutstyr <ul style="list-style-type: none">✓ Fortrinnsvis feltcomputer med skreddersydd programvare for sjøfuglregistreringer i åpent hav, enten TRANSEKT for pen-PC (ref.: Fridtjof Mehlum, Norsk Polarinstitut) eller et program utviklet for bruk på Husky feltcomputere (ref.: Vidar Bakken, Norsk Polarinstitut)✓ Gyro-stabilisert binokular håndkikkert (f.eks. Zeiss 20X60, Canon 8X40) for undersøkelser fra båt.
Delaktivitet 2: Registrere de rammede individenes artsfordeling
Obligatorisk utstyr <ul style="list-style-type: none">✓ Gode felthåndbøker for arts-, kjønns- og aldersbestemmelse.✓ Skriftlig veiledning og skjema for systematisk innsamling og merking av døde sjøfugler. Det finnes internasjonalt etablerte standarder for dette (jf. bl.a. Camphuysen & van Franeker 1992), men disse er foreløpig ikke allment tilgjengelige eller tilrettelagt spesielt for etterkantundersøkelser i norske farvann.✓ Stort antall plastposer (str. 5-10-15 liter), søppelsekker og merkelapper for individuell pakking og merking av døde fugler, som igjen samles i søppelsekker merket med dato og område. Merking må kun foretas med blyant og/eller vannfast tusj.✓ Hagle kaliber 12 m/ammunisjon (hagl str. 3) for innsamling av oljeskadede individer. Innsamling foretas i samråd med angjeldende forvaltningsmyndigheter.✓ En eller flere beredskapskofferter inneholdende skalpellskaft, skalpellblader, to skyvelær (gjærne ett digitalt), to vingemålere (30 cm og 50 cm), avbitertang, kniv, et utvalg fjærvekter (f.eks. Pesola 500 g-1500 g-5000 g), blyant, viskelær, notatbok, dramsglass, plastposer, plathansker, avfettingsmiddel, teknisk sprit, pyrisept, plaster og sårsalve.
Delaktivitet 3: Måle effektene av avbøtende tiltak
Utstyr som angitt i ovenstående punkter
Bestemmelse av kjønns- og aldersfordeling, populasjonstilhørighet og næringsvalg til rammede individer
Obligatorisk utstyr <ul style="list-style-type: none">✓ Alt som er angitt under ovenstående punkt✓ Gode laboratoriefaciliteter med avtrekk, binokularlupe og (helst) digital vekt.✓ Til blodprøvetaking trengs i tillegg 500 stk. mikropipetter (25 µl), 500 stk. 1 ml prøveglass Queen's Lysis Buffer (Seutin et al. 1991) og 100 stk. engangskanyler✓ Til lagring av vevsprøver trengs 70% etanol, eller en tris -buffer. Prøvene lagres på 2 ml rør med skrukork, 1,5 ml eppendorf-rør eller 0,6 ml PCR-rør med god lukkemekanisme. Oppbevares i 9x9 eller 10x10 Heto-bokser.✓ Kit for DNA-isolering.
Måle effekten av avbøtende tiltak
Utstyr som gitt i ovenstående punkter
Overvåke langtidseffekter i berørte populasjoner
Utstyr som gitt i ovenstående punkter

Marine Pattedyr

Spesifikke krav til utstyr	
✓	Gummibåt med foreskrevet sikkerhets-, kommunikasjons- og posisjoneringsutstyr
✓	Aktuelle sjøkart i målestokk 1:50.000 (fortrinnsvis plastlaminerte)
✓	Sprutsikker håndkikkert og kraftig lyskilde (eksempelvis vanntett lommelykt)
✓	Diktafon til feltbruk
✓	Plastposer (500 stk. 10x15 cm) med lynlås og skrivbart merkefelt
✓	Rapporteringsskjema, skrivesaker og vannfast notatblokk