



MILJØ-
DIREKTORATET

RAPPORT

M-1952 | 2021

Miljøaspekter ved avslutning av petroleumsvirksomhet

Forvaltningspraksis og kunnskapsstatus



KOLOFON

Utførende institusjon

Miljødirektoratet

Oppdragstakers prosjektansvarlig**Kontaktperson i Miljødirektoratet**

Ann Mari Vik Green

M-nummer

1952

År

2021

Sidetall

95

Miljødirektoratets kontraktnummer**Utgiver**

Miljødirektoratet

Prosjektet er finansiert av**Forfatter**

Miljødirektoratet

Tittel - norsk og engelsk

Miljøaspekter ved avslutning av petroleumsvirksomhet - Forvaltningspraksis og kunnskapsstatus
Environmental aspects of decommissioning - Administrative practice and status of knowledge

Sammendrag - summary

Miljødirektoratet beskriver og vurderer oppgaver og roller i avslutnings- og disponeringssaker. Vi gir en overordnet redegjørelse for prosedyrer, regel- og avtaleverk tilknyttet slike saker, som er relevant for oss. Vi ser på områder og aktiviteter ved avslutning og disponering som har miljømessig betydning og som er aktuelle i dag. Disse er plugging og forlating av brønner, forurensede sedimenter, rørledninger og kabler, kunstige rev og marin begroing. Vi redegjør for tilgjengelig kunnskap og vurderer forvaltningspraksis, og gir anbefalinger for videre arbeid.

The Norwegian Environment Agency describes and assesses tasks and roles in decommissioning issues. We provide an overall account of procedures, regulations and agreements related to such matters, which are relevant to us. We look into areas and activities related to decommissioning that are of environmental significance and considered relevant today. These are plugging and abandonment of wells, contaminated sediments, pipelines and cables, artificial reefs and marine fouling. We account for available knowledge and assess administrative practice, and present recommendations for further work.

4 emneord

Avslutning, regelverk, petroleumsvirksomhet, miljøaspekter

4 subject words

Decommissioning, regulations, petroleum activities, environmental aspects

Forsidefoto

Pioneering Spirit fjerner Valhall QP topside. Allseas Group S.A.

Sammendrag

Denne rapporten er utarbeidet på oppdrag fra Klima- og miljødepartementet gitt i tildelingsbrevet for 2020. I rapporten beskriver vi og vurderer oppgaver og roller i avslutnings- og disponeringssaker. Vi gir vår vurdering av forvaltningspraksis og kunnskapsstatus for flere miljømessige utfordringer knyttet til avslutning av petroleumsvirksomhet til havs. Hovedpunkter fra rapporten og våre anbefalinger er oppsummert nedenfor.

Regelverk og prosedyrer i statsforvaltningen

Olje- og energidepartementet (OED) har ansvaret for koordineringen og saksbehandlingen av avslutningsplaner etter petroleumsloven, og fatter vedtak om disponering. OED skal involvere berørte departementer tidligst mulig i prosessen. Miljødirektoratet er lite involvert i tidlig fase, der vår rolle er avgrenset til å være høringsinstans i prosessen med konsekvensutredninger. Vår myndighetsutøvelse i avslutningssaker skjer gjennom behandling av søknader om tillatelse etter forurensningsloven, først etter at OED har fattet vedtak om disponering.

Miljødirektoratet ønsker en tidligere dialog og tettere involvering i disponeringssaker, både med ressursmyndighetene og operatørene. Dette vil sikre at våre miljøfaglige innspill kommer på riktig tidspunkt. Videre vil det gi et bedre grunnlag for å utvikle en forvaltningspraksis hvor det gis helhetlige avslutningstillatelser etter forurensningsloven, evt. som del av feltenes produksjonstillatelser, og ikke separate tillatelser for de enkelte avslutningsaktivitetene slik praksis har vært hittil.

Etter Miljødirektoratets vurdering må operatørene pålegges å utarbeide en avslutningsrapport når et felt er avsluttet. Rapporten bør beskrive miljøtilstand, inkludert etterlatte strukturer og deres tilstand. En slik rapport vil være et grunnlag for vår vurdering av bl.a. behovet for videre miljøovervåking av lokaliteten. I tillegg bør retningslinjer for miljøundersøkelser før, under og etter avslutningsaktiviteter, utarbeides og inkluderes i dagens retningslinjer for miljøovervåking.

Norge mangler nasjonale retningslinjer for saksgang og koordinering av unntakssøknader i OSPAR-systemet, og vi anbefaler at dette utarbeides.

Plugging og forlating av brønner

På norsk sokkel er det et stort og økende antall brønner som i nær fremtid skal tas ut av produksjon og plugges permanent for å hindre fremtidige lekkasjer. Miljøutfordringer knyttet til plugging kan bl.a. omfatte håndtering av gamle brønnvæsker, utslipp av overskuddssement og andre kjemikalier, samt risiko for lekkasjer under og etter pluggeoperasjonen. Kostnadene ved å plugge brønner med dagens metoder er høye, og bransjen arbeider derfor med å utvikle nye og rimeligere alternativer.

Miljødirektoratet regulerer i dag pluggeaktiviteter gjennom HMS-forskriftene og tillatelser etter forurensningsloven. Vi anbefaler at eksisterende tillatelser gjennomgås og at kravstilling og begrepsbruk harmoniseres, i tillegg til at noen krav overføres til forskrift. Nye plugge-metoder som foreslås å tas i bruk, fordrer grundige sikkerhets- og miljømessige vurderinger av operatørene og myndighetene. Videre er det behov for krav til overvåking av permanent pluggede brønner med risiko for utlekking av hydrokarboner.

Forurensede sedimenter

Forurensede sedimenter på norsk sokkel har i stor grad vært knyttet til historiske utslipp av oljeforurensset borekaks og opphoping av dette i kakshauger. Etterlatelse av kakshauger for naturlig nedbrytning er i dag ansett som beste disponeringsløsning. Avslutningsaktiviteter kan føre til forstyrrelser og spredning av kaks og forurensede sedimenter. Når tidligere sikkerhetssoner gjenåpnes for andre næringsaktiviteter, eksempelvis trålfiske, er det fare for spredning av forurensning fra etterlatte kakshauger eller andre forurensede sedimenter på havbunnen.

Per i dag stilles det ikke spesifikke krav til miljøundersøkelser tilknyttet avslutningsaktiviteter. Miljødirektoratet vil revidere retningslinjene til å omfatte krav til kartlegging av forurensning i sediment og tilstedeværelse av sårbare habitat forut for avslutningen, både innenfor sikkerhetssonen og på andre lokaliteter som kan påvirkes av avslutningsaktivitetene. Forurensningsgrad og sårbarhet bør påvirke valg av disponeringsløsning, metode og teknologi. Videre anbefaler vi at behov for og mulighetene for etablering av grenseverdier eller tilstandsklasser og påfølgende risikovurdering av forurensede sedimenter til havs vurderes. Miljødirektoratet anbefaler at forurensede sedimenter og kakshauger etterlatt på norsk sokkel synliggjøres i kartdata.

Rørledninger og kabler

Rørledninger og kabler etterlates i dag på havbunnen, enten nedgravd eller tildekket med grus eller stein, for å sikre overtrålbarehet. Kun mindre rørledninger og korte rørstrekk fjernes og tas til land. Miljøkonsekvenser av at rørledninger og kabler etterlates, avhenger bl.a. av restinnhold av forurensninger og utlekking av miljøgifter og andre miljøskadelige nedbrytningsprodukter ved at rørledninger og kabler forvitrer og brytes ned.

Det er behov for å se nærmere på den etablerte praksisen med å etterlate rørledninger og kabler. Miljødirektoratet anbefaler at det etableres et samarbeidprosjekt med representanter fra myndigheter og bransjen, ledet av oss, med fokus på forsøpling, miljørisiko og muligheter for fjerning og materialgjenvinning. Prosjektet bør videre se på kostnader, klimagassregnskap og bruk av lavutslippsløsninger i marine operasjoner, avslutningsmetoder og BAT, avbøtende tiltak knyttet til nedbrytningsprodukter og miljøskadelige stoff, avfallshåndtering og gjenvinningskapasitet på land på kort og lang sikt.

Rørledninger som ble installert før 1980 har aluminiumsanoder med kvikksølv. Miljødirektoratet anbefaler at kvikksølvinnhold i bunnsedimenter kartlegges og nedbrytningsforløp overvåkes. Vi anbefaler videre at Miljødirektoratet utarbeider krav til rengjøring av rørledninger og kabler i forbindelse med avslutning av drift.

Kunstige rev

I Norge og andre medlemsland i OSPAR er det vanlig forvaltningspraksis å kreve at petroleumsinnretninger til havs fjernes fullstendig og bringes til land for opphugging og materialgjenvinning etter at produksjonen er avsluttet. I andre deler av verden, som i Mexicogulfen, er det ikke uvanlig å etterlate utrangerte innretninger på sjøbunnen. I tillegg til å redusere disponeringskostnader, er intensjonen at de skal fungere som kunstige rev.

Miljødirektoratet har gitt et fåtall tillatelser etter forurensningsforskriften § 22-5 jf. § 22-6 til å anlegge kunstige rev ved bruk av bl.a. betongelementer, men har aldri gitt tillatelse til utplassering av utrangerte petroleumsinnretninger som kunstige rev.

Dersom det skulle bli gitt tillatelse til slik plassering av petroleumsinnretninger i framtiden, kan det, i tråd med OSPARs retningslinjer, stilles strenge vilkår til etableringen av det kunstige revet, f.eks. knyttet til eierskap og ansvar, rengjøring og fjerning av miljøskadelige stoff før plassering, overvåking, og at revet senere kan fjernes. Plasseringen som rev må ikke i realiteten være en omgåelse av dumpeforbudet.

Marin begroing

Ved fjerning av marin begroing på ilandførte innretninger på opphoggingsanlegg for utrangerte petroleumsinnretninger har det tidligere blitt pekt på at aktiviteten kan forårsake luktp problemer. Tillatelsene til landanleggene stiller nå krav om at begroing fjernes umiddelbart etter ilandføring. Vi anbefaler at fjerning av begroing skal utføres med best mulige teknikker og at de totale miljøeffektene må vektlegges ved valg av løsning.

Spredning av fremmede arter regnes som en av de største truslene mot artsmangfoldet i naturen, men er i liten grad vurdert ved disponering av petroleumsinnretninger, og kunnskapsgrunnlaget er mangelfullt. Miljødirektoratet anbefaler derfor at operatøren må utføre visuell kartlegging av hvilke arter som forekommer på innretningene før de flyttes, jf. tiltakspikten i forskrift om fremmede organismer § 24. Identifisering av fremmede arter må utløse risikovurderinger og tiltak for å hindre spredning ved avslutning. Vi anbefaler at KU i avslutningsplanen skal beskrive hvordan marin begroing skal kartlegges og håndteres, og vi vil vurdere å stille vilkår om håndtering av marin begroing i tillatelsene.

Innhold

Forkortelser og definisjoner	7
1. Innledning	8
1.1 Bakgrunn, målsettinger og prioriteringer	8
1.2 Avgrensninger	9
2. Regelverk og prosedyrer i statsforvaltningen	10
2.1 Innledning	10
2.2 Rammeverk - regelverk og avtaler	10
2.3 Avslutningsplaner etter petroleumsløven- aktører og beslutningsprosess	16
2.4 Miljødirektoratets rolle i avslutningssaker	19
2.5 Våre vurderinger	21
2.6 Våre anbefalinger	24
3. Plugging og forlating av brønner	25
3.1 Bakgrunn	25
3.2 Regelverk og forvaltningspraksis	25
3.3 Kunnskapsgrunnlag	27
3.4 Våre vurderinger	32
3.5 Våre anbefalinger	34
4. Forurensede sedimenter	35
4.1 Bakgrunn	35
4.2 Regelverk og forvaltningspraksis	36
4.3 Kunnskapsgrunnlag	39
4.4 Våre vurderinger	45
4.5 Våre anbefalinger	48
5. Rørledninger og kabler	49
5.1 Bakgrunn	49
5.2 Regelverk og forvaltningspraksis	50
5.3 Kunnskapsgrunnlag	53
5.4 Våre vurderinger	67
5.5 Våre anbefalinger	72
6. Kunstige rev	73
6.1 Bakgrunn	73
6.2 Historikk	73
6.3 Regelverk og forvaltningspraksis	74
6.4 Kunnskapsgrunnlag	76
6.5 Våre vurderinger	81

6.6 Våre anbefalinger	83
7. Marin begroing	84
7.1 Bakgrunn	84
7.2 Regelverk og forvaltningspraksis	84
7.3 Kunnskapsgrunnlag	86
7.4 Våre vurderinger	90
7.5 Våre anbefalinger	90
8. Referanser	91

Forkortelser og definisjoner

APE	Alkylfenol etoksylater
ASD	Arbeids- og sosialdepartementet
BAT	Beste tilgjengelige teknikker (Best Available Techniques)
BEP	Beste miljøpraksis (Best Environmental Practice)
BPEO	Best Practical Environmental Option
CA	Comparative Assessment
CBD	Konvensjonen om biologisk mangfold
EIHA	OSPAR's Environmental Impacts of Human Activities Committee
EPA	US Environment Protection Agency
HOCNF	Harmonised Offshore Chemical Notification Format
HOD	Head of Delegation
IMO	International Maritime Organization
KLD	Klima- og miljødepartementet
KU	Konsekvensutredning
MCDA	Multi Criteria Decision Analysis
MEG	Metyletylenglykol
M/D/TBT	Mono, di og tributyltinn
NEBA	Net Environment Benefit Analysis
NFEA	National Fishing Enhancement Act
NOBANIS	The North European and Baltic Network on Invasive Alien Species
NOROG	Norsk olje og gass
OBM	Oljebasert borevæske
OD	Oljedirektoratet
OED	Olje- og energidepartementet
OSPAR	Konvensjonen for bevaring av det marine miljø i Nordøst-Atlanteren
PAH	Polyaromatiske hydrokarboner
PCB	Polyklorerte bifenyler
PKU	Program for konsekvensutredning
PP&A	Permanent Plug and Abandonment
Ptil	Petroleumstilsynet
PUD	Plan for utvikling og drift
P&A	Plug and Abandonment
P/W/C	Perforate, wash and cement
ROV	Fjernstyrt undervannsfarkost (Remotely Operated Vehicle)
TCC	Thermomechanical cuttings cleaner
THC	Totale hydrokarboner
UNCLOS	Havrettskonvensjonen (United Nations Convention on the Law of the Sea)
UNEP	United Nations Environment Programme

1. Innledning

1.1 Bakgrunn, målsettinger og prioriteringer

Flere av de olje- og gassproduserende feltene på norsk sokkel nærmer seg slutten av sin levetid, og operatørene vil i de kommende tiårene bruke store ressurser på å stenge ned og rydde opp etter petroleumsvirksomheten til havs. Noen undervanns- og stålkonstruksjoner er allerede disponert, men den norske statsforvaltningen har fortsatt begrenset erfaring med å håndtere utfordrende avslutnings- og disponeringssaker. Miljødirektoratet fikk derfor i tildelingsbrev fra Klima- og miljødepartementet (KLD) i 2020, i oppdrag å gjøre rede for sin rolle i avslutningssaker, samt å vurdere forvaltningspraksis og kunnskapsstatus for miljømessige utfordringer knyttet til avslutning av petroleumsvirksomhet og disponering av utrangerte innretninger. Denne rapporten er et svar på dette oppdraget.

Ett av målene med rapporten er å gi en overordnet redegjørelse for de prosedyrer og det regel- og avtaleverk som gjelder for avslutning og disponering, og som er relevant for Miljødirektoratet. I tillegg ønsker vi å belyse hvilke oppgaver og roller vi har i tilknytning til slike saker. Rapporten består videre av en gjennomgang av enkelte områder og aktiviteter forbundet med avslutning og disponering som har miljømessig betydning og som er mest aktuelle i dag. Vi beskriver Miljødirektoratets forvaltningspraksis og redegjør for kunnskapsgrunnlaget vi besitter for hvert enkelt område. Hvert kapittel avsluttes med anbefalinger for videre arbeid.

Miljødirektoratet har for det første valgt å utrede de regulatoriske rammene for avslutningsaktiviteter. Å identifisere behov for nærmere regulering gjennom forskrift, retningslinjer og i tillatelser, er vesentlig både for å sikre forsvarlig myndighetsutøvelse og for å skape forutsigbarhet for bransjen. Videre har Miljødirektoratet lagt vekt på permanent plugging av brønner, som står for en stor del av de samlede kostnadene ved avslutning. Plugging gir miljømessige utfordringer bl.a. i forbindelse med håndtering av gamle brønnvæsker. Et annet aktuelt område vi har valgt å trekke frem er forurensede sedimenter. Avslutningsaktivitetene kan i seg selv medføre økt forurensning ved forstyrrelse av allerede forurensede sedimenter. I tillegg kan etterlatelse av forurenset sediment og kakshauger utgjøre en vedvarende kilde til forurensning dersom området åpnes for annen aktivitet, eksempelvis fiske. Også etterlatelse av rørledninger og kabler representerer miljørisiko. Miljødirektoratet trenger mer kunnskap for å kunne vurdere miljørisiko ved etterlatelse og muligheten for i større grad å fjerne rørledninger og kabler. Miljødirektoratet vurderer også behov for regulering av rengjøringsaktiviteter og restinnhold av forurensninger i rør og kabler. Et tema som grenser mot etterlatelse, er plassering av utrangerte innretninger på sjøbunnen som kunstige rev. Dette har hittil ikke vært praktisert på norsk sokkel. Gjeldende regelverk åpner for slik plassering, men det stilles strenge krav til formål med og utforming av kunstige rev. Vi har inkludert et kapittel som drøfter ulike aspekter ved kunstige rev som alternativ til fjerning. Endelig vil Miljødirektoratet se nærmere på håndtering av utfordringer forbundet med at faste innretninger til havs er begrodd med marine, fastsittende organismer. Avslutningsaktiviteter kan bidra til spredning av fremmede arter ved flytting av innretninger og luktproblematikk når innretningene tas til land for opphogging.

Rapporten inneholder anbefalinger knyttet til en rekke ulike tema og forhold, og spenner fra forslag om prosedyreendringer med lave omkostninger til mer omfattende regelverksendringer og krav som medfører større ressursbruk. Anbefalingene er ikke rangert, hverken når det gjelder prioritet, kostnadsomfang eller når de bør gjennomføres. Flere av anbefalingene er ikke nødvendigvis knyttet til Miljødirektoratets ansvarsområde, eller de faller inn under flere myndigheters virkeområde. På enkelte områder vil det derfor være nødvendig å avklare hvem som skal ha ansvaret for oppfølging og videre arbeid.

1.2 Avgrensninger

Hovedregelen på norsk kontinentalsokkel er at utrangerte innretninger fra petroleumsvirksomheten skal tas til land for behandling og sluttdisponering ved lovlig anlegg. Rapporten omhandler ikke opphugging og gjenvinning av innretninger, eller rettslige rammer for frakten av innretninger til land. Førstnevnte er omtalt i TA2643-2010 (Klif, 2010). Disponering av flyttbare innretninger og eksport av avfall omtales heller ikke.

I noen tilfeller kan det tillates at innretninger etterlates. Dette gjelder for betong-innretninger og enkelte store stålunderstell. Beslutning om etterlatelse av innretninger tas av Olje- og energidepartementet i deres disponeringsvedtak (se nærmere om dette i kapittel 2). Rapporten omhandler ikke etterlatelse av innretninger *in situ* da teknologiske utfordringer og forhold knyttet til helse, miljø og sikkerhet ved etterlatelse av innretninger på norsk kontinentalsokkel er omtalt i flere tidligere rapporter (OD, 2012; Multiconsult, 2011; AF Decom, 2011; Dr.techn.Olav Olsen, 2018). Det er heller ikke forventet avslutning av betonginnretninger på norsk sokkel i nærmeste framtid (Statfjord A forlenger produksjonen til 2027). Miljødirektoratet er imidlertid forberedt på at spørsmål om etterlatelse av betong-innretninger vil komme i fremtiden, og vi følger med på den pågående saken om etterlatelse av betonginnretninger på Brent-feltet på engelsk sokkel. Det vil i så fall være behov for å gjøre nye vurderinger av de miljømessige konsekvensene av etterlatelse og av behov for tiltak for å redusere disse. Det kan bl.a. oppstå behov for å gjøre vurderinger knyttet til prøvetaking og tømning av lagerceller, materialhåndtering, sirkulærøkonomi, klimagassutslipp og bruk av lavutslippsfartøy. Rapporten omfatter imidlertid plassering av petroleumsinnretninger i sjø som kunstig rev. For slik plassering er det nødvendig med tillatelse fra Miljødirektoratet.

2. Regelverk og prosedyrer i statsforvaltningen

2.1 Innledning

Når produksjonen ved et felt eller bruken av en innretning opphører, skal innretningen(e) disponeres og området ryddes. Avslutning av petroleumsvirksomhet og disponering av utrangerte innretninger i Norge er regulert gjennom flere ulike lover og forskrifter, og flere myndigheter er involvert. Avslutningsarbeidet til havs defineres som petroleumssaktivitet og reguleres deretter. Når plattformmodulene ikke lenger er fastmontert på sokkelen og kommer over på frakteskip reguleres det som avfall etter forurensningsloven, og skal som utgangspunkt tas til land for disponering. Det er regelverket for maritim transport som gjelder for skipet, mens opphugging og gjenbruk på land er regulert av forurensningsloven. De to sistnevnte fasene er ikke vurdert i denne rapporten utover utfordringer med fjerning av marin begroing ved opphuggingsanlegg. Utover det nasjonale rammeverket forholder Norge seg både til internasjonale og regionale regelverk og avtaler. Nedenfor følger en kort redegjørelse om rammeverket for avslutningssaker i Norge, samt saksgangen og prosess i den norske statsforvaltningen. Avslutningsvis i dette kapittelet beskrives rollen Miljødirektoratet har i disse sakene, samt våre anbefalinger for videre arbeid.

2.2 Rammeverk – regelverk og avtaler

2.2.1 Norsk regelverk

Petroleumsloven og tilhørende forskrifter

Bestemmelser om avslutning av petroleumsvirksomhet er gitt i petroleumsloven kapittel 5. Disse omfatter bl.a. krav til avslutningsplan, vedtak om disponering og ansvarsforhold. Det følger av § 5-1 at avslutningsplan skal fremlegges før en tillatelse etter § 3-3 (utvinnings-tillatelse) eller § 4-3 (særskilt tillatelse til anlegg og drift av innretning, eksempelvis for rørledninger) utløper eller oppgis, eller bruken endelig opphører.

Petroleumsforskriften kapittel 6 gir utfyllende regler om innholdet i avslutningsplaner, i tillegg til detaljer om saksgang og ansvarsforhold. Krav til innhold i avslutningsplaner er ytterligere presisert i rammevorskriften § 30. Bestemmelsen henviser bl.a. til forurensningsloven § 20 ved at avslutningsplanen skal inneholde en beskrivelse av eventuelle tiltak for å motvirke forurensning.

Avslutning og disponering er også nevnt i petroleumsloven kapittel 4 i forbindelse med plan for utbygging og drift av petroleumssforekomster (PUD). Planen skal ifølge § 4-2 inneholde opplysninger om hvordan en innretning vil kunne disponeres ved avslutning av petroleumsvirksomheten. Petroleumsforskriften kapittel 4 gir anvisning om at vurderingen av disponeringsløsninger skal inngå i konsekvensutredningen (KU).

På bakgrunn av avslutningsplanen til rettighetshaveren med operatøransvaret, heretter operatør, fatter Olje- og energidepartementet (OED) et vedtak om disponering og fastsetter frist for gjennomføring, jf. § 5-3. OED skal i sin vurdering bl.a. legge vekt på tekniske, sikkerhetsmessige, miljømessige og økonomiske forhold og hensynet til andre brukere av havet. Dersom et disponeringsvedtak går ut på hel eller delvis etterlatelse, skal rettighets- haver og eier som utgangspunkt beholde ansvaret også for de etterlatte (deler av) innretningene, jf. petroleumsløven § 5-4 andre ledd; med mindre staten utøver sin rett til overtagelse av faste innretninger jf. § 5-6. Bestemmelsen om statlig overtagelse er i hovedsak aktuell for de tradisjonelle betongplattformene og stålinnretninger. OED kan imidlertid bestemme noe annet i det enkelte tilfelle, slik at fremtidig vedlikehold og ansvar avtales overført til staten mot en avtalefestet økonomisk kompensasjon, jf. § 5-4 siste ledd.

I henhold til styringsforskriften § 25 må operatøren ha samtykke fra Petroleumstilsynet (Ptil) før disponering av en innretning, selv om det er fattet disponeringsvedtak etter petroleumsløven § 5-3. Samtykke kreves også før fjerning eller flytting av en innretning som har en vesentlig sikkerhetsmessig funksjon, og som ikke omfattes av et disponeringsvedtak etter petroleumsløven § 5-3.

Fremleggelse av avslutningsplan og OEDs vedtak om disponering, fritar ikke operatøren fra å sørge for andre nødvendig godkjenninger, tillatelser eller samtykke etter andre lover og forskrifter, se petroleumsløven § 1-5 første ledd.

Forurensningsloven og tilhørende forskrifter

I det følgende gis en oversikt over de mest sentrale bestemmelsene i forurensningsloven samt tilhørende forskrifter. Oppstillingen er ikke ment å være uttømmende, men trekker frem de regulatoriske rammene som anses relevante for temaene som er vurdert nærmere i denne rapporten.

Avslutning av petroleumsvirksomhet skal meldes til Miljødirektoratet, jf. forurensningsloven § 20, og krever tillatelse etter forurensningsloven kapittel 3. Operatørene må derfor søke om tillatelse i henhold til forurensningsloven § 11 og forurensningsforskriften kapittel 36 før aktiviteter knyttet til avslutning av felt eller innretninger påbegynnes. For innhold i søknaden vises det til forurensningsloven § 12 og forurensningsforskriften § 36-2. Videre skal operatørene velge de tekniske, operasjonelle og organisatoriske løsninger som etter en samlet vurdering gir best resultater, jf. forurensningsloven § 2 nr. 3, jf. rammeforskriften § 11 andre ledd. Krav om bruk av beste tilgjengelige teknikker (BAT) gjelder alle faser av et felts levetid, herunder disponering av innretninger, rørledninger og kabler, og en tillatelse etter forurensningsloven § 11 vil kreve bruk av BAT.

Forurensningsloven har også regler om KU, jf. § 13. Forurensningsmyndighetene har imidlertid akseptert at gjennomføring av KU etter petroleumsløven også bør dekke behovet for KU etter forurensningsloven. Det gjennomføres dermed ikke konsekvensutredninger etter forurensningsloven i avslutningssaker.

Dersom avslutningsplanen etter petroleumsløven ikke er tilstrekkelig i forhold til krav gitt i eller i medhold av forurensningsloven, kan Miljødirektoratet kreve ytterligere opplysninger og gjennomføring av undersøkelser for å kartlegge risikoen for forurensing i forbindelse med og etter avslutning av petroleumsvirksomhet, jf. §§ 49 og 51 og styringsforskriften §§ 16 og 17 om analyser. Miljøundersøkelsene kan avdekke hvorvidt den ansvarlige har en tiltakspplikt etter

loven. Krav om undersøkelser (og opplysninger) m.m. kan også fastsettes etter § 12 i forbindelse med søknad om tillatelse etter § 11, eller som vilkår for tillatelse etter § 16. Dersom undersøkelsene viser at det er behov for tiltak, kan den ansvarlige pålegges å utarbeide en tiltaksplan. Tiltaksplanen vil være utgangspunkt for forurensningsmyndighetens pålegg om gjennomføring av tiltak. Den ansvarlige kan også søke om tillatelse etter § 11 til å utføre tiltak. I tillegg kan Miljødirektoratet fastsette hvilke tiltak som er nødvendige for å motvirke forurensning, jf. forurensningsloven § 20 andre ledd.

De tiltak som Miljødirektoratet pålegger den ansvarlige å gjennomføre, skal kunne bringe forurensningssituasjonen til et tilfredsstillende nivå. Forurensningsmyndigheten må ta stilling til hvilken miljøkvalitet som kreves. Vurderingen skal ikke utelukkende baseres på hensynet til naturmiljøet, men ifølge § 2 også ta helse, velferd, kostnader forbundet med tiltakene og økonomiske forhold, i betraktning.

Det kan videre stilles krav til beredskap i henhold til lovens § 40. Krav til beredskap utfylles av aktivitetsforskriften kapittel XIII.

I tillegg til hjemlene i forurensningsloven, gjelder også HMS-forskriftene for petroleumsvirksomheten for avslutning av petroleumsvirksomhet. Krav til risikoreduksjon og styring av virksomheten følger av rammeforskriften og styringsforskriften.

Aktivitetsforskriften stiller en rekke miljøkrav og kapittel X gjelder overvåking av det ytre miljø. For å sikre at beslutningsgrunnlaget og kunnskapen om det marine miljøet er tilstrekkelig for å opprettholde en akseptabel miljøtilstand, skal operatøren gjennomføre overvåking av det ytre miljøet. Det skal framskaffes tilstrekkelig informasjon til at forurensning som skyldes egen virksomhet blir oppdaget, kartlagt og vurdert, og at nødvendige tiltak blir iverksatt snarest mulig. Miljøovervåkingen av forurensning fra regulære utslipp skal gjennomføres og rapporteres som beskrevet i *Retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs (M-300)*, jf. § 52.

Retningslinjene omfatter ikke spesifikke krav til miljøundersøkelser i forbindelse med avslutningssaker, utover et krav om minimum to undersøkelser tilsvarende de regulære undersøkelsene etter endt produksjon.

Aktivitetsforskriften kapittel XI regulerer utslipp til ytre miljø. Endelig oppstiller aktivitetsforskriften kapittel XII krav til avfall.

Relevant for avslutning av petroleumsvirksomhet er også forurensningsforskriften kapittel 22. Kapittelet regulerer bl.a. plassering av materialer fra innretninger for annet formål, men er avgrenset mot dumping av innretninger.

Rapporten avgrenses som nevnt mot håndtering av petroleumsinnetninger på land, men her nevnes likevel kort at avfall som oppstår under avslutning skal bringes til godkjent anlegg på land i Norge, evt. i utlandet, jf. forurensningsloven § 32. Avfallsforskriften kapittel 11 om farlig avfall oppstiller særskilte regler av betydning for disponering av petroleumsinnetninger.

Naturmangfoldloven

Naturmangfoldloven har som formål å bevare biologisk mangfold gjennom bærekraftig bruk og vern, jf. § 1. Lovens virkeområde er delvis begrenset for kontinentalsokkelen og Norges

økonomiske sone, jf. § 2 tredje ledd. Dermed kommer enkelte av lovens bestemmelser til anvendelse for petroleumsvirksomhet, herunder i avslutningssaker. Bl.a. skal prinsippene i §§ 8 til 10 legges til grunn som retningslinjer ved all utøving av offentlig myndighet knyttet til petroleumsvirksomheten, jf. § 7 første punktum. Naturmangfoldloven har betydning både for tilretteleggingen av beslutningsgrunnlaget og for den avveiningen som finner sted ved vedtak etter petroleumsløven og forurensningsloven. På forurensningslovens område får prinsippene om vitenskapelig kunnskapsgrunnlag, føre-var og samlet belastning for økosystemet betydning både ved pålegg om tiltak og tillatelse til forurensende avslutningsaktiviteter.

St. meld nr. 47 (1999-2000)

Nasjonale rammebetingelser for avhending og sluttdisponering av rørledninger og kabler er gitt gjennom St.meld. nr. 47 (1999-2000) *Disponering av utrangerte rørledninger og kabler på norsk kontinentalsokkel*. Forut for meldingen ble det gjennomført et treårig utredningsprogram i regi av OED. Målet med utredningen var bl.a. å belyse mulige disponeringsalternativer, materialer og innhold i rørledningene og konsekvenser av disponeringsalternativene med hensyn til kostnad, sikkerhet, miljø og for andre brukere av havet. Innholdet i meldingen er nærmere omtalt i kapittel 5.

2.2.2 Internasjonale avtaler og regelverk

Norge har forpliktet seg til å følge visse internasjonale regler når det kommer til valg av disponeringsløsninger. I den følgende teksten vil det redegjøres for de mest sentrale avtaler, konvensjoner og retningslinjer som gjelder for avslutningssaker. For Norge er det særlig tre konvensjoner/retningslinjer som stiller krav i forbindelse med avslutning av petroleumsvirksomhet til havs: OSPAR konvensjonen, FNs havrettskonvensjon (UNCLOS) artikkel 60 punkt 3, samt IMO-retningslinjene i resolusjon A.672. Men også Genèvekonvensjonen og London-protokollen har relevans for avgjørelser i disposisjonsspørsmål, og er derfor kort omtalt.

Genève-konvensjonen av 29. april 1958 (Kontinentalsokkelkonvensjonen)

Kontinentalsokkelkonvensjonen inneholder den folkerettslige hjemmel for Norges rettigheter til naturforekomster på havbunnen og dens undergrunn på kontinentalsokkelen utenfor Norge. Artikkel 5(5) bestemmer at alle innretninger som ikke er i bruk skal fjernes. Ettersom rørledninger ikke anses å utgjøre noe hinder for den frie ferdsel til havs eller annen bruk av havet, er ikke rørledninger omfattet av konvensjonens definisjon av innretning, og faller derfor utenfor kravet til fjerning. Konvensjonen er imidlertid etterfulgt av internasjonale avtaler som er bedre tilpasset utviklingen i petroleumsvirksomheten (eksempelvis havrettskonvensjonen, som omtales nedenfor). Den har derfor senere blitt tolket slik at den kun krever fjerning i den utstrekning det er nødvendig for å sikre fri ferdsel (NOU, 1993:25).

Konvensjonen om bekjempelse av havforurensning ved dumping av avfall og annet materiale (London-konvensjonen og London-protokollen)

Konvensjonen om bekjempelse av havforurensning ved dumping av avfall og annet materiale av 13. november 1972 ble ratifisert av Norge 4. april 1974, og trådte i kraft 30. august 1975.

I 1996 ble det vedtatt en ny protokoll til konvensjonen som inkorporerer en rekke vedtak fattet i medhold av 1972 konvensjonen. London-protokollen gjelder for landene som har ratifisert denne, blant dem Norge. London-protokollen forbyr generelt dumping av avfall til havs, men gir anledning for stater å tillate dumping av visse kategorier avfall, definert i vedlegg til protokollen. Blant disse kategoriene er plattformer og andre, menneskeskapte

innretninger i sjø. Utstedelse av slike tillatelser skjer etter en egen prosedyre (IMO, 2019). Listen over stoffer eller avfall som kan være tillatt å dumpe er uttømmende, og protokollen oppstiller også et totalforbud mot dumping av radioaktivt avfall og industriavfall. Disse reglene er, for medlemsstatene i OSPAR, senere strammet inn gjennom OSPAR-konvensjonen, som omtales nedenfor.

Havrettskonvensjonen av 10. desember 1982 (United Nations Conventions on the Law of the Sea, UNCLOS)

UNCLOS trådte i kraft 16. november 1994 og anses som folkerettslig sedvane. Norge ratifiserte konvensjonen ved kongelig resolusjon 24. juni 1996, og deler av konvensjonen er gjennomført i skipssikkerhetsloven og havne- og farvannsloven. Konvensjonen regulerer ferdsel og økonomisk aktivitet på åpent hav, kyststaters rettigheter i deres nære havområder, jurisdiksjon og plikter i den eksklusive økonomiske sone. Det absolutte kravet om fjerning fra Genèvekonvensjonen ble myket opp, ved at det åpnes for etterlatelse, se UNCLOS art. 60 (3), jf. artikkel 80. Kyststaten skal ved vurdering av fjerning ta hensyn til aksepterte internasjonale standarder, fiskeriene, miljøet og andre staters rettigheter og plikter. Ifølge artikkel 204 er statene pålagt "å observere, måle, vurdere og analysere faren for eller virkningene av forurensning av det marine miljø". Det påhviler en særskilt plikt til å holde oppsyn med virksomhet som det er gitt tillatelse til. Videre skal statene rapportere på resultater som er oppnådd gjennom slik overvåkning, jf. artikkel 205 (HRK - UNCLOS, 1982).

IMO-retningslinjene

FN-organisasjonen International Maritime Organization (IMO), som er den kompetente organisasjon etter Havrettskonvensjonen art. 60.3, vedtok i 1989 retningslinjer for fjerning av innretninger og anlegg på kontinentalsokkelen og i den økonomiske sone. Disse er ikke formelt sett rettslig bindende, men allment akseptert av de fleste kyststater med petroleums-virksomhet til havs. Ifølge retningslinjene skal innretninger som står på inntil 75 meter vandyp, og som har en konstruksjonsvekt på mindre enn 4000 tonn, fjernes. For innretninger som er plassert ut etter 1. januar 1998 er angivelsen av vandyp økt til 100 meter.

Ved vurderingen av eventuell hel eller delvis etterlatelse må det tas hensyn til sikkerheten til sjøs og for andre brukere av havet, virkningene på det marine miljø og levende ressurser i havet, kostnadene og sikkerhetsrisikoen ved fjerning, mulighetene for alternativ bruk samt eventuelle andre rimelige grunner til at den aktuelle innretning bør etterlates. Dersom kyststaten beslutter delvis fjerning (slik at den ikke stikker over havoverflaten), skal innretningen ned til minimum 55 meter under havoverflaten.

OSPAR-konvensjonen

Stortinget ga 1. juni 1995 sitt samtykke til ratifikasjon av OSPAR-konvensjonen om beskyttelse av det marine miljø i de nordøstlige deler av Atlanterhavet, undertegnet i Paris 22. september 1992 (OSPAR-konvensjonen). OSPAR-konvensjonen, som er den regionale konvensjonen for våre havområder, inneholder de samme forpliktelser som London-protokollen, men gjør ytterligere innstramminger med hensyn til dumping av utrangerte petroleumsinnretninger til havs. Det følger av konvensjonen artikkel 5 at traktatpartene skal ta ethvert mulig skritt for å forhindre og eliminere forurensning fra offshore-kilder. Nærmere regler er gitt i vedlegg III, hvor det i artikkel 3 nr. 1 oppstilles et forbud mot dumping av avfall eller annet materiale fra innretninger til havs. Det gjøres unntak fra dumpingforbudet for det som karakteriseres som "utslipp eller annen avgivelse fra offshore-kilder". Slike utslipp skal være underlagt tillatelser eller reguleringer samt overvåkes, jf. artikkel 4. Forbudet mot

dumping av avfall til havs er gjennomført i forurensningsforskriften kapittel 22. Når det gjelder innretninger, følger det av vedlegg III artikkel 5 at ingen utrangert petroleums-innretninger til havs, skal dumpes eller etterlates helt eller delvis i sjøområdet uten særskilt tillatelse.

I praksis vil det være slik at ved å oppfylle OSPAR-forpliktelsene, etterleves også forpliktelsene i London-protokollen når det gjelder etterlatelse av petroleumsinnretninger.

I 1998 vedtok OSPAR-landene Beslutning 98/3 om disponering av utrangerte petroleumsinnretninger til havs (OSPAR, 1998), heretter omtalt som OSPAR 98/3. Beslutningen legger føringer for hvilke disponeringsløsninger som er akseptable for ulike typer innretninger til havs. Hovedregelen om at dumping og hel eller delvis etterlatelse av utrangerte petroleumsinnretninger er ulovlig nyanseres gjennom beslutningen ved at den ikke gjelder for følgende:

- deler av innretning som befinner seg under sjøbunnen
- ankerfundament i betong som ikke er til hinder for fiskeriene
- borekaks
- rørledninger

I OSPAR 98/3 anerkjennes det at det kan være vanskelig å fjerne visse typer av innretninger/strukturer og OSPAR har derved åpnet muligheten til å søke om unntak fra hovedregelen i slike tilfeller. Disse gjelder:

- stålunderstell som veier mer enn 10 000 tonn i luft og er utplassert før 9.februar 1999
- gravitasjonsbaserte betonginnretninger
- flytende betonginnretninger
- ankerfester i betong som forstyrrer eller antas å ville forstyrre annen rettmessig bruk av havet
- enhver annen innretning når eksepsjonelle eller uforutsette omstendigheter som skyldes skade på konstruksjonen eller forringelse, eller andre årsaker som innebærer tilsvarende vanskeligheter, kan påvises

Dersom myndighetene i et land ønsker å benytte seg av unntaksmulighetene som OSPAR 98/3 åpner for, skal det gjennomføres en konsultasjonsprosess (se kapittel 2.3.3) i OSPAR systemet. I henhold til OSPAR skal "den kompetente myndighet" gjøre en grundig vurdering av konsekvenser før en tillatelse gis for disponering som avviker fra OSPARs generelle anbefaling. I vedlegg 2 til OSPAR 98/3 spesifiseres innholdet i slike konsekvensvurderinger. Dersom det gis tillatelse til etterlatelse av innretninger, skal det foreligge planer om nødvendig overvåking av innretningens tilstand og disponeringsløsningens påvirkning på det marine miljøet.

2.3 Avslutningsplaner etter petroleumsloven – aktører og beslutningsprosess

2.3.1 Aktører

Avslutningsplanen fremlegges av operatøren for det enkelte felt eller innretning. OED er koordinerende myndighet for behandling av avslutningsplaner, og fatter som nevnt disponeringsvedtak. Behandlingen skjer i samarbeid med Arbeids- og sosialdepartementet (ASD), Oljedirektoratet (OD) og Ptil. Gassco involveres dersom planene omfatter rørledninger for transport av gass. Høringsinstanser i denne prosessen er KLD, Nærings- og fiskeri-departementet, Samferdselsdepartementet, samt departementenes underliggende etater, herunder Miljødirektoratet.

Når disponeringsvedtak er fattet skal operatøren søke Miljødirektoratet om tillatelse etter forurensningsloven for å gjennomføre avslutningsaktiviteter som kan medføre forurensning. Denne prosessen er ikke bundet opp av OEDs beslutningsprosess på annen måte enn at de disponeringsløsninger som fastsettes i disponeringsvedtaket vil få betydning for de miljømessige konsekvensene. Vår rolle og myndighetsutøvelse er nærmere beskrevet under kapittel 2.4.

2.3.2 Beslutningsprosess for avslutningsplaner

Når produksjonen på et felt skal stenges ned eller bruken av en innretning endelig opphører, skal operatør ifølge petroleumsloven § 5-1, levere inn en avslutningsplan med forslag om hva som skal skje med innretningene etter nedstengning. Avslutningsplanen skal, med mindre OED samtykker i eller bestemmer noe annet, legges frem for OED og ASD, tidligst 5 år og senest 2 år før aktiviteten opphører, jf. petroleumsloven § 5-1.

Avslutningsplanen skal ifølge petroleumsforskriften § 43 bestå av to deler, en konsekvensutredning og en disponeringsdel. Disponeringsdelen beskriver de tekniske og økonomiske sidene ved avslutningsprosjektet. Denne delen skal i henhold til petroleumsforskriften § 44 omfatte beskrivelser av feltets historie, innretningen, forekomst og produksjon samt mulighet for fortsatt produksjon, aktuelle disponeringsløsninger, samt anbefalt løsning. KU og disponeringsdelen er gjensidig forbundet, der disponeringsdelen gir innspill til KU på alternativer og tekniske løsninger, mens KU gir innspill til disponeringsdelen angående vurderinger for miljø og samfunn.

Selve KU skal i henhold til § 45 første ledd beskrive virkningene av de ulike disponeringsalternativene, som kan være fullstendig fjerning, videre bruk av innretninger til petroleumsvirksomhet eller andre formål, delvis fjerning eller etterlatelse. Både nærings- og miljømessige forhold av de ulike alternativene, samt konsekvenser for andre brukere av havet og hva som gjøres for å redusere utslipp og avbøte skader og ulemper for miljøet knyttet til disponeringen, skal beskrives.

Proessen rundt utarbeidelse av avslutningsplaner og disponeringsvedtak kan deles i tre faser: programfase, utredningsfase og beslutningsfase. De to første fasene danner grunnlaget for beslutningsfasen, og anses derfor som en del av selve beslutningsprosessen.

Programfase

I henhold til § 45 andre ledd skal KU utarbeides på grunnlag av et utredningsprogram som fastsettes av OED basert på et forslag fra operatøren. Programfasen begynner derfor med at operatøren informerer OED om påbegynt arbeid med program for konsekvensutredning (PKU), deriblant disponeringsalternativer og nøkkelkriterier for vurdering av disse. Formålet med dette er å gi myndigheter og andre høringsinstanser informasjon om de ulike disponeringsalternativene, og hvilke virkninger disse kan ha for miljø og næringsinteresser. Utredningsprogrammet skal også beskrive hva som kan gjøres for å redusere utslipp knyttet til disponering og hvordan skader og ulemper for miljøet kan avbøtes. Dersom det er behov for ytterligere undersøkelser og dokumentasjon for å klargjøre virkningene av tiltaket, skal dette også beskrives. Bransjen har laget sine egne retningslinjer for hva utredningsprogrammet bør inneholde i Norsk olje og gass (NOROG) sin *håndbok i konsekvensutredning for offshore avvikling* (NOROG, 2020). Disse er imidlertid ikke juridisk bindende og er ikke en del av petroleumsregelverket. Det endelige utredningsprogrammet blir fastsatt av OED etter en høringsprosess.

I tillegg må operatøren informere OED om planlagt lengde på offentlig høring, samt hvilke interessenter som skal motta høringen. Høringsperioden er normalt 12 uker. Dette er imidlertid ikke lovregulert, og kan i enkelte tilfeller være på bare 6 uker. Det er heller ikke satt noen bestemt tidsfrist for når operatøren skal initiere arbeidet med PKU ovenfor OED, utover ovennevnte femårsfrist for avslutningsplanen som sådan. Operatøren har mulighet til å dele et utkast til PKU med OED før det sendes på offentlig høring. Alternativt sendes forslag til PKU direkte på høring til høringsinstansene som operatøren i samråd med OED har blitt enige om.

Høringsinstansene skal gjennom uttalelser til programmet ha mulighet til å kunne påvirke hva som blir krevd utredet i KU, og dermed også hva som skal ligge til grunn for de beslutninger som skal tas. Høringsuttalelsene returneres til operatøren med kopi til OED. Operatøren sammenfatter disse og gir sin vurdering i forhold til implementering i utredningsprogrammet. I følge NOROGs håndbok skal forhold som er vanskelig å imøtekomme i KU, diskuteres med OED. Høringsuttalelsene og operatørens vurdering sendes til slutt til OED som formelt fastsetter det endelige utredningsprogrammet.

Utredningsfase

Operatøren gjennomfører KU-arbeidet i henhold til fastsatt utredningsprogram og i tråd med overordnede krav til innhold gitt i petroleumsforskriften § 45. KU sendes OED, som sammen med operatøren fastsetter høringsfrist. KU blir i sin tur sendt på høring til myndigheter og interesseorganisasjoner. I likhet med høringen av PKU, varierer høringsperioden fra 6-12 uker. Uttalelser til KU blir sendt til operatøren med kopi til OED. Operatøren sammenstiller uttalelsene og sine vurderinger av disse før de forelegges departementet. På bakgrunn av høringen tar OED så stilling til om det er behov for tilleggsutredninger eller dokumentasjon om bestemte forhold. Eventuelle tilleggsutredninger skal forelegges berørte myndigheter og dem som har avgitt uttalelse til KU før det fattes vedtak i saken.

Beslutningsfase

OED fatter vedtak om disponering basert på KU, innkomne kommentarer til KU og disponeringsdelen. I vurderingen som ligger til grunn for vedtaket skal det bl.a. legges vekt på tekniske, sikkerhetsmessige, miljømessige og økonomiske forhold og hensynet til andre

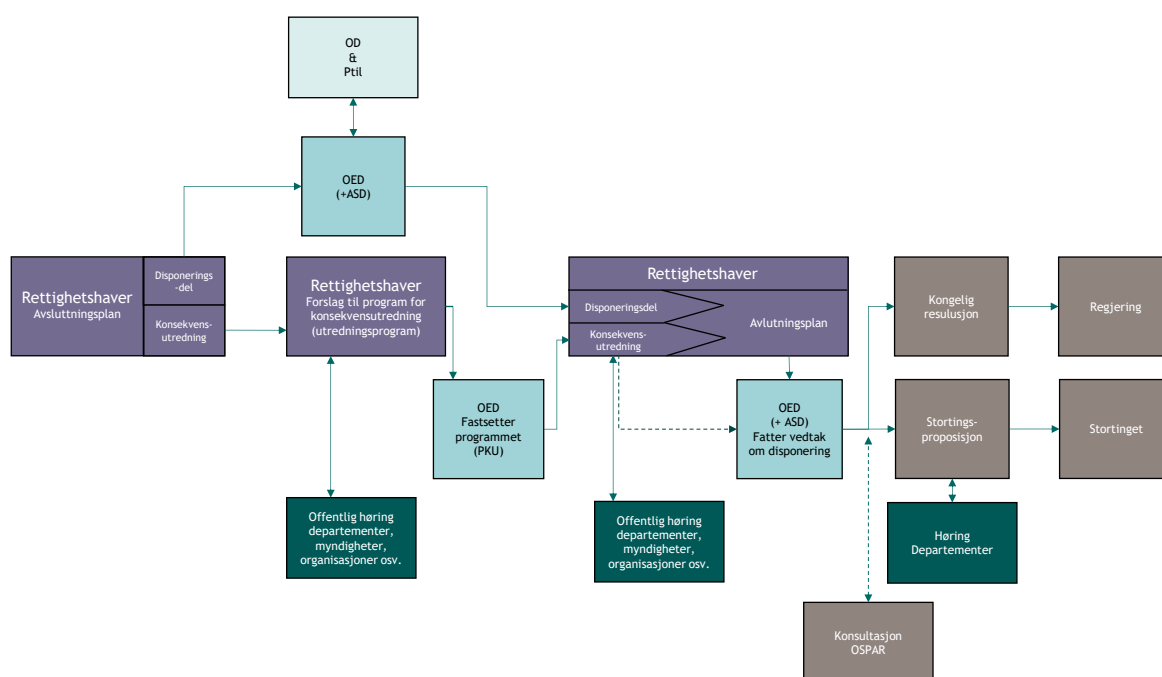
brukere av havet, jf. petroleumsloven § 5-3. Vedtaket behøver ikke å være i samsvar med avslutningsplanen, og departementet kan fastsette en frist for gjennomføring.

Vedtaket fastsettes enten ved at OED utarbeider forslag til Stortinget om å fatte et vedtak (proposisjon til Stortinget), eller ved beslutning i Statsråd (kongelig resolusjon). Vedtaksformen avhenger av kostnadsrammen for avslutningen samt hvorvidt disponeringsløsningen berører prinsipielle eller samfunnsmessige forhold. Disponeringsvedtak ved mindre avslutningsprosjekter, fattes normalt av regjeringen.

Petroleumsloven § 5-3 regulerer også gjennomføringen av disponeringsvedtaket og utpeker pliktsubjekt. Det åpnes for at departementet kan iverksette tiltak på vegne av den ansvarlige dersom vedtaket ikke blir gjennomført innen en fastsatt frist.

Operatøren og eier er forpliktet til å sørge for at vedtak om disponering blir gjennomført, med mindre OED bestemmer noe annet.

For disponeringsløsninger som medfører unntak fra OSPAR 98/3 må saken gjennom en konsultasjonsprosess i OSPAR-landene (se kapittel 2.3.3). Saksbehandlingstiden knyttet til en slik prosess omfatter 16 uker høring med ytterligere 16 uker intern behandling i OSPAR. I tillegg kommer etterfølgende saksbehandling i Norge, og formell beslutning i regjeringen/stortinget.



Figur 1. Skisse av den formelle prosessen i avslutningssaker, fra utarbeidelse av avslutningsplan til disponeringsvedtak. Fritt etter (NOROG, 2020).

2.3.3 OSPAR-konsultasjoner

Dersom norske myndigheter planlegger å fatte et disponeringsvedtak som omfatter etterlatelse i tråd med unntaksmulighetene i OSPAR 98/3, skal en tilrettelagt KU som viser konsekvenser av mulige disponeringsalternativer sendes de andre landene via OSPARs

sekretariat. Vedlegg 2 i bestemmelsen, beskriver rammeverket for den vurderingen kompetent myndighet skal gjøre for å kunne tillatte etterlatelse etter unntaksmulighetene. Samme vedlegg gir også føringer for innholdet i utredningene fra operatøren som kompetent myndighet skal vurdere og som inngår i konsultasjonsprosessen mot medlemslandene i OSPAR. Konsultasjonsprosessen er beskrevet i vedlegg 3 i bestemmelsen. Som kompetent myndighet vil OED være ansvarlig for at dokumentasjonen tilknyttet en søknad om etterlatelse av en innretning eller deler av en innretning på norsk sokkel, tilfredsstillende kravene i OSPAR 98/3 og medlemslandenes behov.

Dersom et annet OSPAR-land planlegger et slikt disponeringsvedtak vil Norge motta KU via vår Head of Delegation (HOD) til kommisjonen, som er KLD. Videre behandling av slike saker i Norge, vil normalt være at KLD videresender den aktuelle KU til OED som kompetent myndighet i avslutningssaker, og ber dem koordinere tilbakemeldingen fra norske myndigheter. OED innhenter så innspill til den aktuelle KU fra relevante fagetater i Norge, herunder Miljødirektoratet, og utarbeider tilbakemeldingen fra Norge som sendes via HOD til OSPAR-sekretariatet og det ansvarlige medlemslandet. Denne prosessen er imidlertid ikke formalisert i form av dokumenterte rutiner. Eventuelle diskusjoner i OSPAR foregår i Offshore Industry Committee (OIC) hvor Miljødirektoratet er kontaktpunkt for Norge.

2.4 Miljødirektoratets rolle i avslutnings-saker

2.4.1 Myndighetsutøver

Miljødirektoratets viktigste rolle i avslutningssaker er knyttet til vår myndighetsutøvelse etter forurensningsloven. Miljødirektoratet følger opp HMS-forskriftene for petroleumsvirksomheten innenfor forurensningslovens virkeområde og tillatelsene som er gitt etter forurensningsloven § 11. Vi fører tilsyn med at operatørene etterlever våre krav og vilkår både gjennom årlig rapportering og gjennom revisjoner og inspeksjoner. Dersom vi finner avvik fra regelverket gjennom kontrollene våre, gir vi virksomhetene frister for å rette opp avvikene. Vi bruker hele spekteret av reaksjoner gjennom å påpeke plikt, med eller uten tvangsmulkt, gi pålegg om tiltak, kalle inn ledelsen, trekke tilbake tillatelser eller å anmelde særlig alvorlige brudd.

Miljødirektoratet gir tillatelser til "virksomhet som kan medføre forurensning", jf. forurensningsloven § 11. Per i dag har ikke Miljødirektoratet utstedt tillatelse til avslutningsvirksomheten som sådan, men regulert de ulike aktivitetene i forbindelse med avslutning separat. Eksempler på aktiviteter som normalt medfører forurensning i denne sammenheng, er:

- plugging av brønner
- tømning og rengjøring av rørledninger og kontrollkabler
- utslipp av strukturvann
- rengjøring av innretninger
- avfallshåndtering og disponering
- flytting av kakshauger, mudring i forurenset masse
- sandblåsing med utslipp til sjø

Når Miljødirektoratet avgjør om tillatelse skal gis og fastsetter vilkår (etter forurensningsloven § 16), skal det legges vekt på forurensningsmessige ulemper sammenholdt med de fordeler og ulemper som tiltaket for øvrig vil medføre, jf. § 11 femte ledd. Det skal altså foretas en totalvurdering av tiltaket. En slik totalvurdering har hittil ikke vært mulig å foreta for avslutningsaktivitetene samlet da operatørene har søkt om tillatelse til enkeltstående aktiviteter.

En tillatelse etter forurensningsloven, slik den utstedes i forbindelse med produksjon, er en relativt omfattende regulering der alle sider av virksomheten som kan medføre miljøskade, blir grundig vurdert. Det kan bl.a. settes vilkår om beskyttelses- og rensetiltak, gjenvinning og at tillatelsen bare skal gjelde for en viss tid.

Det følger av forurensningsloven § 20 andre ledd at Miljødirektoratet kan fastsette nærmere hvilke tiltak som er nødvendig for å motvirke forurensning. Operatøren kan pålegges å stille garanti for dekning av fremtidige utgifter og mulig erstatningsansvar.

Forurensningsforskriften kapittel 36 oppstiller særskilte regler for forhåndsvarsling i forbindelse med behandling av tillatelser.

Som nevnt over er det ikke spesifikke krav i forskrifter om miljøovervåking før, under og etter avslutningsaktiviteter utover krav til regulære overvåkingsundersøkelser hvert 3. år mens feltet er i drift og minst to slike undersøkelser etter avsluttet produksjon. Miljødirektoratet kan imidlertid kreve ytterligere eller andre typer undersøkelser både med hensyn til miljøtilstand og effekter av utslipp jf. aktivitetsforskriften §§ 52, 54 og 55.

2.4.2 Høringsinstans

Som høringsinstans til utredningsprogram og KU er Miljødirektoratets oppgave å vurdere miljømessige konsekvenser ved disponeringsløsninger og aktuelle avslutningsaktiviteter, samt bidra med innspill for å redusere forurensning og andre miljøulemp. Våre vurderinger er basert på miljøtilstand og sårbarhet, kunnskap om effekter av påvirkning fra petroleums-virksomhet, og kunnskap om miljøteknologi.

2.4.3 Fritak fra KU - vurdering

Som nevnt i kapittel 2.3.2 skal det ifølge petroleumsforskriften § 45 utarbeides en KU ved avslutning av innretninger til havs, som skal inneholde en beskrivelse av virkningen hvert av de aktuelle disponeringsalternativene kan få for nærings- og miljømessige forhold. OED kan imidlertid i medhold av § 45 tredje ledd gi fritak fra kravet om å utarbeide KU dersom disponeringen ikke antas å ha vesentlige virkninger for nærings- og miljømessige forhold. Operatøren søker da om fritak og OED sender normalt denne søknaden på en interdepartemental høring. KLD ber om vår vurdering av om forutsetningen for fritak er til stede. Vår grunnholdning er at man bør være restriktiv med å gi fritak for ikke å uthule kravet om KU i petroleumsforskriften § 45.

2.5 Våre vurderinger

2.5.1 Miljødirektoratets involvering i avslutnings- og disponeringssaker

For at miljøhensyn skal ivaretas best mulig i avslutnings- og disponeringssaker bør Miljødirektoratet involveres tidlig i prosessen, både av andre myndigheter, som OD og Ptil, og av operatøren. En tidlig involvering gir mulighet for å komme med tydelige føringer ovenfor operatøren. Slik praksis er i dag, er Miljødirektoratet i liten grad involvert i kost-nyttevurderinger av miljøtiltak i tidligfasen. Det foreligger heller ingen avtale mellom Miljødirektoratet og ressursmyndighetene som sikrer at vi involveres i den tidlige dialogen med operatør. Miljødirektoratets rolle i tidligfase er begrenset til å være høringsinstans i program- og utredningsfasen, og vår saksbehandling av søknader om tillatelse etter forurensningsloven starter først etter at OED har fattet disponeringsvedtak. Det vil da kunne være vanskeligere og dyrere å stille vilkår som reduserer negative miljøkonsekvenser.

Også ved leting og utbygging har Miljødirektoratets involvering i tidligfase hittil vært begrenset. For å ta en mer aktiv rolle i tidligfase, har Miljødirektoratet foreslått en regelverksendring i rammeforskriften § 26 siste ledd, hvor det stilles krav om at operatøren skal informere Miljødirektoratet når det besluttes å starte planlegging av letevirksomhet og utbygginger. Dette vil være et utgangspunkt for dialog med operatøren og oppfølging innen vårt myndighetsområde. En slik selvstendig informasjonsplikt burde også omfattet avslutningsfasen. Miljødirektoratet mener derfor at planlegging av avslutningsfasen bør tas inn eksplisitt i bestemmelsen. Det bør i så fall vurderes om bestemmelsen også bør få hjemmel i forurensningsloven § 20 siste ledd, i tillegg til § 49.

Dersom Miljødirektoratet gjennom høringsuttalelser peker på mangler eller etterspør informasjon til KU, får vi ikke innsyn i hvordan dette håndteres før utkast til regjeringsbeslutning eller stortingsproposisjon legges frem. Siden dagens regelverk også krever at avslutningsplaner skal sendes to til fem år før produksjonen på feltet opphører vil operatørenes vurderinger av miljøskade og kostnader avslutningsplaner være basert på den kunnskap som er tilgjengelig på det tidspunktet. I tillegg tar det gjerne to til fem år (eller mer) fra Miljødirektoratet har gitt sine uttalelser til operatørens KU, til søknad om tillatelse etter forurensningsloven foreligger. I mellomtiden kan forurensningssituasjonen, forutsetningene for våre vurderinger og anbefalinger i KU og hva som anses som BAT, ha endret seg. Etter at disponeringsvedtak er fattet gjenstår det dessuten en rekke beslutninger med hensyn til metode og bruk av utstyr, som kan få direkte betydning for Miljødirektoratets vurdering av søknad om tillatelse etter forurensningsloven. Miljødirektoratet mener derfor det er nødvendig å ha dialog med operatøren og ressursmyndighetene i fasen mellom høring av KU og vedtak om disponering, samt frem til vi mottar søknad og avslutningsaktivitetene skal igangsettes. En slik dialog anses ikke bare å styrke Miljødirektoratets grunnlag for å foreta riktige miljøvurderinger, men vil trolig også skape forutsigbarhet for operatørene i forbindelse med søknadsprosessen.

2.5.2 Avslutningstillatelse i medhold av forurensningsloven

Miljødirektoratet mener det kan være hensiktsmessig å utvikle en forvaltningspraksis hvor det utstedes en avslutningstillatelse i medhold av forurensningsloven § 11, som omfatter alle de forurensende aktivitetene knyttet til denne virksomheten. Slik praksis har vært inntil i dag, blir tillatelsesstrukturen fragmentert og det er vanskelig å oppnå gode totalvurderinger av

den forurensede virksomheten. En overordnet tillatelse etter mønster av tillatelser som utstedes i forbindelse med leting, boring og produksjon av petroleum, anses også å være mer forutsigbart og kjent for operatørene. For komplekse felt med mange innretninger og hvor det samtidig pågår avslutningsaktiviteter, boring og produksjon, kan imidlertid en slik praksis være lite hensiktsmessig. En mulighet i disse tilfellene kan være et eget kapittel om avslutningsaktiviteter i produksjonstillatelsen. Dette vil naturligvis fordre at produksjonstillatelsen endres etter at disponeringsvedtaket er fattet. Men en slik struktur vil i større grad sikre en helhetlig forvaltning av miljømessige forhold enn den mer oppdelte tillatelsesstrukturen som følges i dag.

2.5.3 Rapportering av forurensning ved avslutningsaktivitet

Ettersom avslutningsaktiviteter normalt pågår over lang tid, er operatørene forpliktet til årlig rapportering av utslipp til sjø og luft, forbruk av kjemikalier og avfallshåndtering, på lik linje som for øvrige aktiviteter de har tillatelse til etter forurensningsloven. I tillatelse til avslutning av petroleumsvirksomhet bør det imidlertid oppstilles vilkår om årlig rapportering av mudringsaktiviteter og eventuelle andre aktiviteter som ikke er dekket av gjeldende retningslinjer for rapportering. Dersom avslutningsaktivitetene tillates som del av produksjonstillatelsen, jf. over, må en slik utvidet rapporteringsplikt følge av avslutningsdelen i tillatelsen.

2.5.4 Krav om avslutningsrapport

Det er per i dag ikke krav til en avslutningsrapport etter gjennomførte avslutningsaktiviteter på norsk sokkel. NOROGs håndbok (NOROG, 2020) påpeker at det kan være aktuelt med verifikasjon av opprydning og status for feltet etter avslutning, men dette er ikke et myndighetskrav og anses heller ikke tilstrekkelig. På britisk sokkel er det krav om en *close out report* som skal oversendes innen ett år etter fullført avslutning. Denne rapporten baseres på undersøkelser som både verifiserer opprydning og status for lokaliteten, samt avdekker behov for videre overvåking. Miljødirektoratet mener det er behov for en tilsvarende avslutningsrapport etter gjennomførte avslutningsaktiviteter på norsk sokkel. Rapporten bør i tillegg til å verifisere opprydning og status for eventuelle etterlatte strukturer, informere om miljøtilstanden, herunder grad av forurensning og status for habitater og arter i området. Med en slik rapport vil Miljødirektoratet være bedre rustet til å vurdere behovet for ytterligere undersøkelser eller overvåking. Vi mener derfor at det bør stilles krav om en avslutningsrapport som dekker de nevnte forhold, i tillatelse til avslutningsaktiviteter etter forurensningsloven. Et slikt vilkår om avslutningsrapport i tillatelsene bør koordineres med andre tilsvarende rapporteringskrav fra petroleumsmyndighetene.

2.5.5 Miljøundersøkelser og overvåking

Gjeldende regelverk og retningslinjer for miljøovervåking oppstiller kun krav om to regulære sedimentundersøkelser etter avsluttet produksjon. Det kan gå lang tid fra produksjonen er avsluttet til avslutningsaktiviteten er gjennomført, og det er ikke spesifikke krav om miljøundersøkelser før, under eller etter avslutningsaktiviteter. Videre er prøvepunktene tilknyttet de regulære undersøkelsene i hovedsak lokalisert utenfor sikkerhetssonen og vi har lite informasjon om miljøtilstanden nær innretningene der forurensningsnivået antas å være høyest. Behov for miljøundersøkelser av forurensede sedimenter tilknyttet avslutningsaktivitet er nærmere diskutert i kapittel 4. Omfanget og behovet for undersøkelser vil variere fra felt til felt, men Miljødirektoratet mener det bør utarbeides og inkluderes klare

retningslinjer for miljøundersøkelser før, under og etter avslutningsaktivitet i dagens retningslinjer for miljøovervåking.

Det er heller ikke spesifisert krav til overvåking av forurensede sedimenter, permanent pluggede brønner, etterlatte rørledninger eller andre innretninger etter avsluttet petroleumsvirksomhet. Både under og etter avslutning av petroleumsvirksomhet kan nevnte forhold medføre forurensning eller negativ miljøpåvirkning. Eksempler på dette kan være utlekking fra forurensede masser eller sedimenter (herunder kakshauger), lekkasjer fra pluggede brønner eller reservoar, forvitring av etterlatte rør og utlekking fra disse, og tilførsel av fremmede arter fra plattformunderstell. Det kan følgelig være nødvendig med videre overvåking eller ytterligere undersøkelser, som - i mangel av nærmere retningslinjer - må vurderes av Miljødirektoratet fra sak til sak. En slik praksis fremstår tungrodd når avslutningsaktivitetene etter hvert vil tilta på norsk sokkel. Miljødirektoratet mener derfor det bør vurderes om en samlet overvåking etter avsluttet petroleumsaktivitet kan være hensiktsmessig. Behovet for overvåking etter avslutning vil variere, og bør fremkomme av avslutningsrapporten, jf. avsnitt 2.5.5. Muligheter og behov for en samlet overvåking må diskuteres med øvrige myndigheter.

2.5.6 Saksgang og koordinering av unntakssøknader i OSPAR-systemet

OSPAR 98/3 inneholder en detaljert beskrivelse av trinnene i høringsprosessen for unntakssøknader i OSPAR-systemet. Norge mangler imidlertid en formalisert nasjonal beskrivelse av håndteringen av OSPAR-konsultasjoner. Miljødirektoratet anbefaler derfor at vi/KLD, OED/OD og ASD/Ptil, sammen utarbeider tydelige retningslinjer for saksgang og koordinering av unntakssøknader i OSPAR-systemet, for å sikre forutsigbarhet og effektivitet.

2.6 Våre anbefalinger

Miljødirektoratet anbefaler:

- Tidligere dialog og tettere involvering i avslutnings- og disponeringssaker, både med ressursmyndighet og operatør, slik at miljøfaglig dialog kan innledes frem mot disponeringsvedtak og videre til vi mottar søknad og avslutningsaktivitetene skal igangsettes. Det kan eksempelvis være hensiktsmessig å utvide anvendelsesområdet for foreslått nytt siste ledd i § 26 i rammeforskriften slik at informasjonsplikten også omfatter avslutningsfasen.
- Å innføre en tillatelse som dekker samtlige avslutningsaktiviteter som medfører forurensning, der det er hensiktsmessig. Eventuelt kan avslutningsaktiviteter reguleres i eget kapittel i tillatelse til drift.
- At årlig regulær rapportering også inkluderer mudring og eventuelle andre avslutningsaktiviteter som ikke er dekket av gjeldende retningslinjer for rapportering.
- Å innføre krav om avslutningsrapport som i tillegg til å verifisere opprydning og status for eventuelle etterlatte strukturer, informerer om miljøtilstanden, herunder grad av forurensning og status for habitater og arter i området. Miljødirektoratet vil sørge for nødvendig koordinering av et slikt krav med petroleumsmyndighetene.
- At retningslinjer for miljøundersøkelser før, under og etter avslutningsaktiviteter, utarbeides og inkluderes i dagens retningslinjer for miljøovervåking.
- En samlet overvåking etter avsluttet petroleumsaktivitet som omfatter permanent pluggede brønner, etterlatte rørledninger og annen infrastruktur og miljøovervåking av etterlatte kakshauger og annet forurenset sediment. Muligheter og behov for en samlet overvåking må diskuteres med øvrige myndigheter.
- Utarbeidelse av nasjonale retningslinjer for saksgang og koordinering av unntakssøknader i OSPAR-systemet. Dette bør gjøres i samarbeid mellom KLD/Miljødirektoratet, OED/OD og ASD/Ptil.

3. Plugging og forlating av brønner

3.1 Bakgrunn

Brønner som tas ut av produksjon for godt skal i henhold til gjeldende regelverk plugges permanent for å sikre dem mot framtidige lekkasjer. Det var i 2018 ca. 1900 utvinningsbrønner på norsk sokkel som ikke allerede er plugget, og i tillegg bores det et betydelig antall nye brønner hvert år. Disse må etter hvert plugges. Letebrønner plugges fortløpende og inngår ikke i tallet ovenfor.

Kostnadene ved å plugge brønner med dagens metoder er høye og utgjør ofte opp mot halvparten av de samlede kostnadene ved avslutning av felt (Genesis, 2019). På felt som er bygd ut med undervannsinstallasjoner, kan pluggekostnadene utgjøre en enda større andel av totalen. Det er derfor stort fokus i bransjen på å utvikle nye og rimeligere alternativer. For å stimulere til erfaringsutveksling og samarbeid mellom selskapene har NOROG etablert et eget fagforum om temaet ("Plug and Abandonment Forum")

I et prosjekt som ble gjennomført i 2017-18 av ei prosjektgruppe med representanter for Ptil og Miljødirektoratet ble det fokusert på helse-, miljø- og sikkerhetsutfordringer knyttet til plugging av brønner på norsk sokkel. Tilgjengelig informasjon om plugging ble gjennomgått og det ble vurdert hvorvidt man så behov for endringer i dagens regelverk og kravstilling. For en oppsummering av arbeidsgruppas vurderinger og anbefalinger viser vi til rapporten *Permanent plugging og forlating av brønner; HMS-utfordringer relatert til H₂S og CO i gamle brønnvæsker* (Petroleumstilsynet og Miljødirektoratet, 2018). Noen av problemstillingene og anbefalingene fra rapporten omtales og drøftes også her.

Miljøutfordringene knyttet til plugging av brønner kan variere fra brønn til brønn, og kan bl.a. omfatte håndtering av gamle brønnvæsker, utslipp av overskuddssemment og andre kjemikalier til sjø, og risiko for lekkasjer av væsker og gasser under og etter plugging. Dette omtales kort nedenfor.

3.2 Regelverk og forvaltningspraksis

Internasjonalt regelverk som omhandler avslutning av petroleumsvirksomhet, herunder plugging av brønner, er beskrevet i kapittel 2 og omtales ikke nærmere her.

3.2.1 Norsk regelverk

I henhold til aktivitetsforskriften § 88 om sikring av brønner skal letebrønner som påbegynnes etter 1. januar 2014 ikke forlates midlertidig utover to år. I utvinningsbrønner som forlates etter 1. januar 2014 skal hydrokarbonførende soner plugges og forlates permanent innen tre år dersom ikke brønnen overvåkes kontinuerlig.

Innretningsforskriften § 48 og aktivitetsforskriften § 88 stiller ellers overordnede krav til utforming av brønnbarrierer og sikring av brønner. Ptil er sikkerhetsmyndighet på norsk sokkel, også når det gjelder sikkerhet for miljøet og oppfølging av kravene til brønnbarrierer.

Et sentralt krav i HMS-regelverket er at det alltid skal være minimum to uavhengige barrierer som hindrer utstrømning av hydrokarboner fra reservoaret. I permanent pluggede brønner er det vanlig å akseptere at etterlatte foringsrør, sementen bak disse og minst en dyp sement-plugg til sammen tilfredsstiller dette kravet. I tillegg er det vanlig å plassere en såkalt miljø-plugg høyt oppe i brønnen, men denne designes normalt ikke for å tåle like høyt trykk som den dypsatte pluggen, og regnes vanligvis ikke som en selvstendig barriere.

Bransjestandarden NORSOK D-010 (NORSOK, 2013) fokuserer på brønnintegritet og sikkerhet ved bore- og brønnoperasjoner og er et sentralt styrende dokument for hvordan bl.a. pluggeoperasjoner gjennomføres på norsk sokkel.

Plugging av brønner er en aktivitet som kan medføre forurensning og det er dermed nødvendig med tillatelse etter forurensningsloven. I tillegg gjelder HMS-forskriftene også for plugging av brønner, men per i dag er det ikke gitt spesifikke krav til plugging i disse.

3.2.2 Norsk forvaltningspraksis

For plugging av brønner er det, på lik linje med andre petroleumsaktiviteter, de generelle kravene i HMS-forskriftene og vilkårene i tillatelsene om bl.a. kjemikaliebruk, utslipp til sjø, avfallshåndtering og beredskap mot akutt forurensning som setter rammene for hva som er tillatt. Miljødirektoratet har gitt en rekke tillatelser etter forurensningsloven til å gjennomføre plugging i løpet av de siste årene. Aktiviteten plugging av brønner er også inkludert i enkelte av driftstillatelsene.

I tillatelsene regulerer Miljødirektoratet bl.a. håndteringen av gamle brønnvæsker som sirkuleres ut før permanent plugging. For gamle brønnvæsker som inneholder miljøfarlig stoff i rød og svart kategori, gis det normalt ikke tillatelse til utslipp til sjø. Brønnvæskene må dermed samles opp og vil være å anse som avfall, som skal leveres til lovlig mottak på land. Dersom det er farlig avfall, skal de håndteres i samsvar med krav i avfallsforskriften kapittel 11. For å unngå uklarheter presiserer Miljødirektoratet ofte leveringsplikten i tillatelsene.

Vilkår og begrensninger i tillatelsene kan i praksis innebærer at enkelte pluggemetoder ikke kan velges, f.eks. ved at vi ikke gir tillatelse til utslipp, etterlatelse eller injeksjon av gamle brønnvæsker.

For kjemikalier som brukes under selve pluggeoperasjonen er det nødvendig med tillatelse til bruk og utslipp, jf. aktivitetsforskriften § 66. Det er krav til HOCNF-testing og dokumentasjon for kjemikaliene som brukes og slippes ut, jf. aktivitetsforskriften §§ 62 og 63.

I flere av våre driftstillatelser som omfatter plugging av brønner er det ikke klart om disse tillatelsene omfatter både midlertidig og permanent plugging. For felt som har tillatelse til injeksjon, kan det i noen tilfeller være uklart om gamle brønnvæsker faller innenfor de kategoriene som tillates injisert. Mulige tiltak for å klargjøre dette omtales i kapittel 3.4.1.

3.3 Kunnskapsgrunnlag

Plugging av gamle brønner kan utføres fra både faste og flyttbare innretninger. Brønner som er boret fra faste innretninger vil normalt bli plugget fra disse, mens brønner som er boret gjennom bunnrammer vil bli plugget fra flyttbare innretninger. Letebrønner plugges vanligvis permanent fra boreriggen så fort boreoperasjonen og eventuell brønntesting er gjennomført.

Når man stenger ned produksjonen i en brønn, kan denne enten plugges midlertidig eller permanent. Midlertid plugging gjøres ofte i forbindelse med såkalt "slot recovery" og påfølgende boring av nye sidesteg fra etablerte brønnbaner. Det legges da opp til at pluggen kan fjernes igjen senere hvis det f.eks. er ønskelig å starte opp igjen produksjon fra brønnen eller å bore nye sidesteg dypere ned i brønnen. Permanent plugging gjøres som regel mot slutten av feltets levetid og organiseres gjerne som kampanjer der flere brønner plugges i løpet av et begrenset tidsrom.

Både midlertidig og permanent plugging omtales ofte i dagligtale som P&A (Plug and Abandonment). For å presisere at det er snakk om permanent plugging, brukes forkortelsen PP&A (Permanent Plug and Abandonment) brukes.

3.3.1 Pluggemetoder

For en oversikt over de mest aktuelle teknikkene viser vi til den nylig utgitte boken "Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells" (Khalifeh & Saasen, 2020) og rapporten *Decommissioning on the Norwegian Continental Shelf - Cost Effective and Innovative Solutions* (Genesis, 2019). Noen av de mest aktuelle metodene omtales kort nedenfor.

"Konvensjonell" plugging

Et sentralt krav i henhold til bransjestandarden NORSOK D-010 er at en permanent brønnbarriere skal strekke seg over hele tverrsnittet av brønnen og forsegle den både vertikalt og horisontalt. Siden det ofte viser seg at sementen mellom foringsrørene og formasjonen er av dårlig kvalitet når brønner skal plugges, er det vanlig å trekke ut foringsrør eller eventuelt frese ut fastsittende rørsekvenser der pluggen skal settes. Dette gjør det mulig å effektivt vaske ut oljerester, partikler og gamle brønnvæsker som har samlet seg bak foringsrørene, slik at man sikrer god tetting ut mot formasjonen når man sementer.

Når man skal vurdere hvor sementpluggen bør settes, er det viktig å velge et område der formasjonen er impermeabel og har god integritet. Dette kan ofte være et stykke oppe i brønnen, og det må da settes en mekanisk plugg eller plasseres en viskøs pille i bunnen, som sementpluggen kan hvile på.

Materialet som tradisjonelt har blitt brukt til plugging av brønner er Portlandsement. For å sikre god tetting er det vanlig å sette sementpluggen som er i størrelsesorden 50 meter høye. I mange tilfeller settes det flere slike pluggen over hverandre for å stenge av forskjellige reservoarformasjoner.

Metodikken som er beskrevet her er brukt av mange operatører uansett hvilken tilstand sementen bak foringsrørene har. I mange tilfeller skyldes dette at det ikke lar seg gjøre å

dokumentere kvaliteten på sementen bak foringsrørene, f.eks. fordi det per i dag ikke finnes teknologi for å logge gjennom flere lag med foringsrør.

Perforate, wash and cement (P/W/C)

Dette er en metode som ConocoPhillips og enkelte andre selskap nå har tatt i bruk på norsk sokkel etter flere års utviklingsarbeid, modellering og testing. Metoden innebærer at man perforerer foringsrørene der man ønsker å sette en plugg før man renser opp brønnen og til slutt sementer. På denne måten oppnår man å få en gjennomgående plugg uten å måtte trekke ut eller frese ut foringsrørene, noe som sparer tid og kostnader. Det er dessuten utviklet et multiverktøy som i mange tilfeller gjør det mulig å perforere, vaske og sementere brønnen i en operasjon.

En miljømessig utfordring ved bruk av metoden er at man må tilføre et betydelig større volum sement enn det hulrommet som skal plugges. Årsaken til dette er at sementen som tilføres brønnen bare gradvis blander seg med væsken som står der etter vaskeoperasjonen istedenfor å fortrenge denne væsken direkte. For å få en sementplugg med god mekanisk styrke og holdbarhet må sirkuleringen pågå inntil man har oppnådd et sementinnhold på minimum 90 %. Ofte innebærer dette at man må bruke 3-4 ganger mer sement enn ved "konvensjonell" plugging.

Blanding av brønnvæsker og sement som sirkuleres ut under operasjonen tilbakeføres til riggen eller plattformdekket, og må håndteres der. Aktuelle disponeringsløsninger kan være injeksjon, utslipp til sjø eller oppsamling og ilandføring som avfall.

Creeping shale

I brønner som er boret gjennom visse typer skiferbergarter på norsk sokkel, har man sett at skiferen over tid har krøpet inn mot foringsrørene og omsluttet disse så tett at det har hindret vertikal væsketransport. På bakgrunn av dette har det blitt gjort studier for å undersøke om dette kan fungere som en selvstendig barriere.

Hvis det kan dokumenteres at slik "creeping shale" gir tilstrekkelig god sikkerhet mot lekkasjer vil det være tilstrekkelig å sementere hulrommet innenfor foringsrøret for å oppnå en tilfredsstillende barriere i hele brønnens tverrsnitt.

Både Aker BP, Equinor og Repsol har nå "creeping shale" som en kvalifisert metodikk, og har allerede brukt metoden i mange brønner. I noen tilfeller har det vist seg nyttig å senke trykket inne i brønnen for å påskynde eller forsterke prosessene som bidrar til å bygge opp barrieren.

Vismutplugg

Vismut er et tungt metall med lavt smeltepunkt (271 °C) som i ren form ekspanderer ca. 3 % når det størkner, og som i legering med andre metaller kan være et egnet materiale for plugging av brønner. Avhengig av hvilke legeringselementer som blandes inn kan smeltepunktet senkes til under 100 °C dersom det skulle være ønskelig ut fra geologiske, tekniske eller operasjonelle forhold. Vismutlegeringen kan enten føres ned i brønnen i smeltet tilstand i varmeisolerte beholdere, eller tilføres i pulverform og smeltes *in situ* ved f.eks. termitt-teknologi (jr. omtale nedenfor).

Vi er ikke kjent med at vismutpluggen hittil er brukt som primær barriere mot reservoaret på norsk sokkel. På Valhall har imidlertid teknologien nylig blitt tatt i bruk for å etablere såkalte miljøpluggen i fem brønner. Mens sementpluggen gjerne har en høyde på 50 meter eller mer i henhold til krav i NORSOK D-010, har det blitt hevdet at det kan være tilstrekkelig med en høyde på to meter for vismutpluggen.

Termittplugg

Dette er en forholdsvis nyutviklet teknologi som ikke er tatt i bruk på norsk sokkel, men som er utprøvd i enkelte brønner i andre land. Prinsippet er at man smelter sammen materialer i brønnen og den omkringliggende formasjonen ved hjelp av varme generert i en eksoterm kjemisk reaksjon, slik at det etter avkjøling dannes en tett plugg som hindrer utstrømming langs brønnbanen.

De vanligst brukte materialene for å etablere termittpluggen er aluminium og jern (II) oksid, men andre metaller og oksider i reaksjonsblandingen kan også brukes for å oppnå ønskede effekter. Når reaksjonsblandingen er plassert på egnet sted i brønnen, startes reaksjonen ved å tilføre varme. Dette kan f.eks. gjøres ved hjelp av elektrisk motstand, induksjon eller dampinjeksjon. Reaksjonen mellom metaller og oksider frigjør store mengder varme og kan øke temperaturen til ca. 3000°C.

Verifisering av barrierer

De viktigste teknikkene som brukes for å verifisere barrierer i brønner er trykktesting av pluggen og logging av sementkvalitet utenfor foringsrør. Bransjestandarden NORSOK D-010 stiller krav til hvordan dette kan gjøres.

Avhengig av forholdene i den enkelte brønnen kan man velge positiv trykktesting, negativ trykktesting eller vekttesting. Positiv testing gjøres ved å etablere overtrykk over pluggen som skal testes, mens negativ testing gjøres ved å etablere et undertrykk over pluggen. I begge tilfeller er suksesskriteriet at trykket ikke endrer seg under testen. Vekttesting brukes når deler av brønnen ovenfor pluggen er i direkte forbindelse med de omkringliggende formasjonene, og gjøres ved at man tilfører vektmateriale i brønnen for å etablere et tilstrekkelig høyt hydrostatisk trykk over pluggen.

Logging av sementkvalitet bak foringsrør gjøres ofte ved bruk av akustikk, men også andre metodikker er i bruk. En viktig begrensning er at man med dagens teknologi ikke klarer å logge sementkvalitet der det er to eller flere foringsrør utenpå hverandre. Dette gjør at man i mange tilfeller ikke kan få verifisert at sementen vil fungere som en selvstendig barriere, og at man derfor må trekke ut eller frese ut flere foringsrør enn det som strengt tatt hadde vært nødvendig.

3.3.2 Håndtering av gamle brønnvæsker ved plugging

Med gamle brønnvæsker menes her brønnvæsker som står i ringrom i brønnene ved oppstart av pluggeoperasjonen. Dette kan være både rester av borevæsker, kompletteringsvæsker, drepevæsker og såkalte spacere. Vanligvis må disse fjernes før selve pluggingen kan gjennomføres. En væskeblanding med egnede egenskaper pumpes inn i brønnen slik at de gamle brønnvæskene fortrenses og løftes opp til dekket på riggen eller plattformen. Brønnvæskene kan deretter f.eks.:

- transporteres til land for sluttbehandling ved godkjent avfallsmottak
- injiseres i egnet geologisk formasjon
- pumpes tilbake i reservoaret (bullheading)
- plasseres mellom dyp og grunn plugg i brønnen
- slippes til sjø, direkte eller via separasjonsanlegg

Transport til land for sluttbehandling ved godkjent avfallsmottak

Gamle brønnvæsker skal leveres til lovlig avfallsmottak på land for sluttdisponering dersom operatøren ikke har tillatelse til utslipp eller injeksjon. Operatøren må vurdere om avfallet er *farlig* avfall, og i så fall håndtere væsker i henhold til avfallsforskriften kapittel 11. Dette vil ofte være tilfelle for væsker som inneholder kjemikalier i svart og rød kategori.

Gamle brønnvæsker kan inneholde hydrogensulfid (H_2S), som er en giftig og korrosiv gass. Fartøy som brukes til å transportere slike væsker til land stiller ofte krav om at væskene ikke skal inneholde H_2S . Dette kan oppnås ved å tilsette kjemikalier som eliminerer H_2S og hemmer nydannelse ved bakterielle prosesser.

Miljødirektoratet fastsetter ikke særskilte krav til hvordan transporten til land skal skje. Dette reguleres gjennomskipssikkerhetsregelverket, som forvaltes av sjøfartsmyndighetene.

Injeksjon

Dersom brønnvæsker skal injiseres må injeksjonen være tillatt i henhold til aktivitetsforskriften § 71 eller gjennom tillatelse fra Miljødirektoratet.

Tilbakepumping av brønnvæsker til reservoaret (bullheading)

Bullheading innebærer at man pumper væsker tilbake i reservoaret via produksjonsrøret. Vanligvis gjøres dette i forbindelse med vedlikeholdsoperasjoner, ved at man presser ut væsker som allerede står i produksjonsrøret ved hjelp av tung drepevæske.

Miljødirektoratet har etter søknad fra operatørene gitt tillatelse til bullheading som sluttbehandlingsløsning for gamle brønnvæsker på ett felt, men operatøren informerte i etterkant om at tillatelsen ikke hadde blitt benyttet, og at brønnvæskene i stedet hadde blitt sendt til lovlig mottak for farlig avfall på land.

Rettslig sett er bullheading av gamle brønnvæsker fra innretning injeksjon. Metoden er dermed omfattet av aktivitetsforskriften § 71. For at denne metoden skal kunne benyttes, må den være tillatt i henhold til aktivitetsforskriften § 71 eller gjennom tillatelse fra Miljødirektoratet. Bullheading vurderes vanligvis som er risikofylt operasjon, bl.a. pga. fare for uønsket oppsprekking og at man ikke har kontroll med hvor væskene tar veien. Vi vurderer metoden derfor som lite aktuell for sluttbehandling av gamle brønnvæsker.

Plassering av væsker mellom dyp og grunn plugg i brønnen

Brønnvæsker som er sirkulert ut av brønn før installering av dyp plugg mot reservoaret blir pumpet tilbake og etterlatt i hulrommet mellom den dype pluggen og den grunne pluggen (miljøpluggen) som settes på toppen av brønnen.

Miljødirektoratet er ikke kjent med at brønnvæsker har blitt deponert i brønner på norsk sokkel på denne måten. Vi har nylig behandlet en søknad fra en operatør om slik slutt-disponering. Søknaden ble avslått, bl.a. pga. høy risiko for lekkasjer og at det ikke ville medføre urimelige tilleggskostnader eller ulemper for operatøren å sende brønnvæskene til godkjent mottak på land på vanlig måte.

Utslipp av brønnvæsker til sjø

Miljødirektoratet kan gi tillatelse til utslipp av gamle brønnvæsker til sjø dersom dette ikke vil kunne gi skadevirkninger av betydning i sjøen. Dette er vanligvis brønnvæsker som kun inneholder kjemikalier i gul og grønn kategori. Kjemikaliene skal i så fall være testet og dokumentert i henhold til aktivitetsforskriften §§ 62 og 63.

Hvis brønnvæskene inneholder overflateaktive stoffer og ledes ut via separasjonsanlegget på innretningen, vil dette kunne gi dårligere separasjon og dermed økte utslipp av olje i vann. Operatørene må gjøre helhetlige vurderinger av dette og redegjøre for vurderingene i søknader om tillatelse.

I noen brønner kan det ha blitt dannet giftig H_2S og karbonmonoksid (CO). I noen tilfeller har væskene blitt sluppet urensset til sjøen for å unngå at personell på innretningen utsettes for helserisiko. I løpet av de siste årene har imidlertid operatørene etablert forbedrede rutiner som gjør at slike utilsiktede utslipp i dag forekommer svært sjelden. For en nærmere omtale av problemstillinger knyttet til dette viser vi til en rapport utgitt av Ptil og Miljødirektoratet i 2018.

3.3.3 Bruk og utslipp av kjemikalier ved plugging

Det er i dag vanlig å kun bruke kjemikalier i gul og grønn kategori ved plugging av brønner. Disse gir lav risiko for alvorlige miljøeffekter ved eventuelle utslipp, og Miljødirektoratet har normalt gitt tillatelse til bruk og utslipp i det omfanget som er nødvendig for å gjennomføre aktiviteten.

Ved plugging av brønner blir det alltid blandet mer sement enn det man forventer at det er behov for. Årsakene til dette er at det er vanskelig å beregne det eksakte volumet av hulrommet som må fylles, og at noe sement kan bli presset ut i omkringliggende formasjoner.

Med den tradisjonelle måten å plugge brønner på har mengden overskuddsment vanligvis vært relativt begrenset. Miljødirektoratet har derfor tillatt at overskuddsmenten kan slippes til sjø under henvisning til at dette har vært vurdert som miljømessig akseptabelt, og at overskuddsmenten er vanskelig å håndtere på innretningene fordi den raskt vil kunne størkne og avsettes i tanker, rør og prosessutstyr.

Ved bruk av P/W/C-teknikken (jf. omtale av denne ovenfor), kan det imidlertid være behov for å bruke vesentlig mer sement enn volumet av hulrommet som skal fylles. Dersom overskuddsmenten fra slike operasjoner slippes ut, vil dette kunne gi blakking i sjøen over

et større område. Miljødirektoratet ser derfor behov for å vurdere på nytt om utslippskravene til slike operasjoner bør skjerpes.

3.3.4 Naturgasslekkasjer fra pluggede og forlatte brønner

Forskere fra det tyske forskningsinstituttet Geomar (Vielstädte, et al., 2017) målte i 2012-2013 gasslekkasjer fra tre forlatte brønner på Utsirahøyden ved hjelp av Remotely Operated Vehicle (ROV). Basert på resultatene fra disse målingene og seismiske data fra ytterligere 43 brønner fra britisk sokkel, estimerte Geomar de samlede metanutslippene fra forlatte brønner i det sentrale Nordsjøområdet, dvs. på både britisk og norsk side, til 3 000-17 000 per år. Av dette anslo Geomar at 1 000-7 000 tonn per år kan nå atmosfæren.

Ifølge Geomar er det i all hovedsak grunn gass som lekker ut langs brønnbanene. Deres konklusjon er at boring av brønner mindre enn anslagsvis 1 000 meter fra lommer av grunn gass kan medføre perforering og sprekkdannelser som gjør at gassen kan migrere inn mot brønnbanene og eventuelt ut til sjøen langs disse. Ifølge NOROG ligger de tre forlatte brønnene som Geomar har undersøkt i et område hvor man er kjent med at det forekommer naturlige gasslekkasjer, men det er usikkert om forholdene i dette området er representative også for andre deler av norsk sokkel.

NOROG opplyser at operatørene på norsk sokkel gjennomfører regelmessige inspeksjoner og overvåking gjennom brønnens levetid for å avdekke eventuelle gasslekkasjer. Selskapene samarbeider også for bl.a. å identifisere og samle inn historiske data. NOROG har gitt SINTEF i oppdrag å vurdere hva som skjer med metan som lekker ut i vannmassene fra sjøbunnen. Rapporten forventes å foreligge tidlig i 2021.

Miljødirektoratet har ansvar for å ha oversikt over miljøtilstanden og å framskaffe data til det nasjonale utslippsregnskapet for klimagasser i tillegg til at vi er forurensningsmyndighet for petroleumsvirksomheten til havs. For å ivareta disse hensynene og fylle våre roller på en god måte på dette området, ser vi behov for å få mer kunnskap om lekkasjer fra pluggede og forlatte brønner og den miljømessige betydning slike lekkasjer kan ha. Forslag til videre oppfølging omtales nærmere i kapittel 3.4.2.

3.4 Våre vurderinger

3.4.1 Avklaring av kravstilling

Det er viktig med mest mulig enhetlig kravstilling til plugging av brønner. Som nevnt i kapittel 3.2 er aktiviteten plugging av brønner inkludert i flere tillatelser til drift av petroleumsfelt på norsk sokkel. Det er som oftest ikke spesifisert om dette gjelder midlertidig eller permanent plugging. Det er også flere felt som har tillatelse til injeksjon av forskjellige væsker i egne injeksjonsbrønner, uten at det framgår klart om f.eks. injeksjon av gamle brønnvæsker omfattes.

På bakgrunn av de uklarhetene i kravstillingen som er påpekt ovenfor, og for å unngå misforståelser med hensyn til tolkning av kravene, anbefaler vi at det foretas en systematisk gjennomgang av de eksisterende tillatelsene. Målsettingen bør være å omtale pluggeaktiviteter og vilkår for plugging på en mest mulig entydig måte i både eksisterende og nye

tillatelser. Det bør i tillegg gjøres en vurdering av om generelle krav til plugging etter forurensningsloven bør tas inn i HMS-forskriftene.

Miljødirektoratet fastsetter normalt ikke krav til hvilke pluggemetoder som skal benyttes, men kan som nevnt stille krav i tillatelser eller forskrift som i praksis vil kunne bli styrende for valg av metode dersom dette anses nødvendig av miljømessige grunner.

3.4.2 Oppfølging og overvåking av pluggede brønner

Som nevnt i kapittel 3.3.4 er det påvist gasslekkasjer fra enkelte pluggede og etterlatte brønner på norsk sokkel, uten at man per i dag har noen god oversikt over samlet omfang, hvordan lekkasjene utvikler seg over tid og hvilke effekter lekkasjene eventuelt kan ha.

Miljødirektoratet har ansvar for å ha oversikt over miljøtilstanden og å framskaffe data til det nasjonale utslippsregnskapet for klimagasser i tillegg til at vi er forurensningsmyndighet for petroleumsvirksomheten til havs. For å ivareta disse oppgavene ser vi behov for å styrke egen kompetanse på området og skjerpe kravene til overvåking av pluggede og forlatte brønner. Særlig kan dette være aktuelt i områder der man har kjennskap til at det finnes lommer med grunn gass eller gasshydrater i grunnen. Vi er kjent med at det finnes tilgjengelig teknologi for å detektere og overvåke lekkasjer, og at grunnlaget for å kreve økt overvåking er til stede når dette ikke medfører urimelig kostnader og ulemper i forhold til nytteverdien.

Hvorvidt det er Ptil i egenskap av sikkerhetsmyndighet, eller Miljødirektoratet i egenskap av forurensningsmyndighet som eventuelt skal følge opp dette må avklares nærmere.

3.4.3 Utfordringer ved bruk av nye pluggemetoder

Nye pluggemetoder som ønskes tatt i bruk kan medføre nye utfordringer relatert til sikkerhet, arbeidsmiljø og ytre miljø som ikke nødvendigvis er godt ivaretatt gjennom eksisterende regelverk og reguleringer.

En generell utfordring i forbindelse med pluggeoperasjoner, som er særlig aktuell når nye pluggemetoder tas i bruk, er å verifisere barrierer og å ta stilling til hva som er godt nok med tanke på å sikre seg mot lekkasjer fra pluggede brønner i et "evighetsperspektiv". Dette faller innenfor Ptils myndighetsområde, men siden kravene til brønnbarrierer og sikkerhet er stilt som funksjonskrav er det operatører som har ansvaret for å sannsynliggjøre og dokumentere at de metodene som velges gir tilstrekkelig beskyttelse av helse og miljø. Det er derfor viktig at aktørene i bransjen arbeider systematisk med å innhente og sammenstille erfaringer med de nye metodene, og at bransjestandarder oppdateres så snart man har tilstrekkelig erfaringsgrunnlag for dette.

Innenfor Miljødirektoratets myndighetsområde vurderes det inntil videre å være mest hensiktsmessig at pluggeoperasjoner som en hovedregel reguleres gjennom tillatelser etter forurensningsloven. Dette gir større fleksibilitet enn forskriftskrav mht. å håndtere særskilte utfordringer som måtte bli aktualisert f.eks. i forbindelse med at nye pluggemetoder tas i bruk. Enkelte generelle krav kan likevel vurderes overført til forskrift.

Det er for øvrig viktig at Miljødirektoratet som forurensningsmyndighet har god kompetanse om plugging av brønner og miljøaspekter knyttet til dette. Jevnlig deltakelse i relevante fagfora og dialog med andre myndigheter vil være viktig for å sikre dette.

3.5 Våre anbefalinger

Rapporten *Permanent plugging og forlating av brønner*, utarbeidet av Ptil og Miljødirektoratet i 2018, ga en del anbefalinger for videre oppfølging av problemstillinger knyttet til plugging. Basert på disse og en ny vurdering av tilgjengelig informasjon anbefaler Miljødirektoratet følgende:

- En enhetlig regulering av plugging av brønner i eksisterende og nye tillatelser. Vi bør derfor gjennomgå og oppdatere eksisterende tillatelser til drift, for å harmonisere kravstillingen som gjelder plugging. Vi bør også vurdere om generelle krav til plugging etter forurensingsloven skal tas inn i HMS-forskriftene.
- Skjerpede krav til overvåking av pluggede og forlatte brønner i områder der det er forhøyet risiko for lekkasjer. Hvorvidt Ptil eller Miljødirektoratet skal stille slike krav må avklares nærmere.
- For å opprettholde og forbedre kompetanse om plugging av brønner og fange opp miljøutfordringer ved nye metoder som operatørene ønsker å ta i bruk, bør Miljødirektoratet delta i relevante fagfora og prioritere dialog og erfaringsutveksling med Ptil og andre myndigheter.

4. Forurensede sedimenter

4.1 Bakgrunn

Petroleumsvirksomheten påvirker omkringliggende sedimenter ved utslipp av borekaks, tilsatte kjemikalier, olje og andre forbindelser gjennom boring, drift og produksjon. Forurensningsgrad og type forurenset sediment som foreligger etter endt petroleumsvirksomhet vil variere basert på utslippshistorikk for de ulike feltene. Ved avslutning av felt kan selve avslutningsaktiviteten føre til spredning av slik forurensning. I tillegg vil forurenset sediment og kakshauger som etterlates utgjøre en vedvarende potensiell kilde til forurensning.

Miljøovervåking av bunnhabitater i forbindelse med petroleumsaktivitet har pågått siden tidlig på 1970-tallet. Gjennom regulære undersøkelser har vi god oversikt over forurenset sediment ved faste prøvepunkter tilknyttet felter i drift. Miljøovervåking av sediment og bløtbunnsfauna fra tidlig 90-tall viste at store deler av områdene rundt feltene var sterkt kontaminert av hydrokarboner (THC) og vektmateriale (barytt, Ba), og bunnhabitater var sterkt forstyrret over flere kvadratkilometer. De høye nivåene av forurensning skyldtes i hovedsak utslipp av oljeforurenset borekaks.

Fra oppstart av norske oljefelt (slutten av 1960-tallet) har det blitt sluppet ut store mengder kaks med vedheng av oljebasert borevæske (OBM) på norsk sokkel. OBM inneholdt i starten diesel, som senere ble erstattet av mineraloljer med lavere toksisitet og lettere nedbrytbare hydrokarboner. Utslipp av kaks med vedheng av OBM på mer enn 10 g olje per kg tørr masse ble forbudt på tidlig 90-tall. OBM har gradvis blitt erstattet med vannbaserte borevæsker, som anses å ha liten eller ingen negativ innvirkning på det marine miljøet. Som følge av forbudet mot utslipp av oljeholdig borekaks har det vært en generell og gradvis nedgang i oljeforurenset sjøbunn.

Bortsett fra fire prøvepunkter lokalisert ca. 250 m fra innretningene, er prøvepunkt tilknyttet de regulære undersøkelsene hovedsakelig lokalisert utenfor sikkerhetssonen (500 meter rundt innretningene). Vi mangler dermed informasjon om miljøtilstanden i det området hvor forurensningen antas å være mest betydelig, siden kakshaugene og de høyeste nivåene av forurensning i sediment ligger nært opptil innretningen hvor utslippene har foregått.

Tidligere studier av disponeringsløsninger for kakshauger har konkludert med at etterlatelse av haugene *in situ* for naturlig nedbrytning, generelt er den beste løsningen. Dette forutsetter at kakshaugene ikke forstyrres, og i avslutningssaker hvor det eksempelvis skal fjernes infrastruktur er forstyrrelser av sedimenter og kakshauger ofte vanskelig å unngå. Det er derfor viktig å ta hensyn til miljøpåvirkningen ved vurderinger av alternative disponeringsløsninger, og at avbøtende tiltak vurderes for å hindre spredning av miljøgifter. Videre er det risiko forbundet med gjenåpning av fiskeriaktivitet innenfor tidligere sikkerhetssoner. Trålaktivitet i området kan forstyrre etterlatte kakshauger eller forurensede sedimenter og spre forurensning til vannmasser og omkringliggende sediment.

4.2 Regelverk og forvaltningspraksis

4.2.1 Internasjonalt regelverk

Internasjonale krav knyttet til forurensede sedimenter, omfatter i hovedsak gamle olje-forurensede kakshauger. OSPARs anbefaling 2006/5 omhandler håndtering av kakshauger, og stiller krav til prøvetaking av disse samt vurderinger av BAT eller BEP ved valg av disponeringsløsning (OSPAR, 2006). Anbefalingen oppgir grenseverdier for utlekking av olje til vannsøylen (maksimalt 10 tonn/år), samt utbredelse av kakshauger målt som 500 km²/år. Dette innebærer at man enten kan forurense 1 km² i en periode på 500 år eller et område på 500 km² i 1 år. Dersom disse kriteriene oppfylles anses BAT og BEP å være etterlatelse *in situ* for naturlig nedbrytning (OSPAR, 2009).

OSPAR har generelle retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsaktivitet offshore, herunder sedimentovervåking. Dette er grunnleggende retningslinjer for hvordan overvåkingsprogram bør designes og gjennomføres, med det formålet at metoder og overvåkingsstrategier harmoniseres i de ulike produksjonsområdene i Nordsjøen. OSPAR-retningslinjene er ikke spesifikke med tanke på avslutning av petroleumsvirksomhet (OSPAR, 2017).

Ifølge London-protokollen er all dumping forbudt, herunder forflytting av sedimenter, med mindre det er gitt et unntak fra forbudet i form av en tillatelse (London Convention and Protocol/UNEP, 2009). Slik tillatelse kan eksempelvis gis til etterlatelse av mudringsmasser, jf. vedlegg I.

4.2.2 Norsk regelverk

Forurensede sedimenter tilknyttet petroleumsvirksomhet til havs er omfattet direkte eller indirekte av flere lover, forskrifter, veiledere og retningslinjer. Flere av de aktuelle kravene er generelle og gjelder forurensning som sådan, som krav til miljøovervåking, jf. kapittel 2. Det er ikke like detaljerte krav og retningslinjer for håndtering og opprydning av forurenset sediment til havs som for kystnære områder.

Petroleumsloven

Som nevnt tidligere stiller petroleumsloven § 5-1 krav om at operatøren skal sende inn en avslutningsplan, som bl.a. består av en KU. Dersom det er forurensede sedimenter på lokaliteten, må dette belyses i KU, ettersom avslutningsaktivitetene kan innebære forstyrrelser og derigjennom spredning. I tillegg må de miljømessige virkningene av ulike disponeringsløsninger for innretninger og forurensede sedimenter, f.eks. etterlatelse av kakshauger, beskrives. Videre må operatøren beskrive hva som kan gjøres for å avbøte eventuelle skader og ulemper som følge av de ulike disponeringsalternativene. Dersom disponeringen medfører at allerede etterlatte kakshauger eller forurensede sedimenter forstyrres, må det redegjøres for avbøtende tiltak i KU-en.

Forurensningsloven

Tiltak og aktiviteter som berører forurensede sedimenter, f.eks. i forbindelse med fjerning av innretninger, mudring, steinlegging og andre aktiviteter som påvirker sjøbunnen, kan medføre forurensning og må dermed være dekket av tillatelse etter forurensningsloven eller lovliggjort i forskrift for at de skal kunne gjennomføres. For mudring vises det i denne sammenheng også

til forurensningsforskriften § 22-3 om forbud mot mudring med mindre det foreligger tillatelse i medhold av § 22-6.

Aktivitetsforskriften kapittel X

Aktivitetsforskriften § 54 jf. § 52 stiller krav til miljøovervåking av bunnhabitater, herunder sedimenter, i ulike stadier av aktivitetene. Samlet skal overvåkingen av bunnhabitaterne bidra til å avdekke hvorvidt en stasjon eller et større område rundt den enkelte innretning eller i en region er påvirket av utslipp fra virksomheten. Resultatene fra overvåkingen skal kunne brukes til å etterprøve konklusjonene i KU for det enkelte felt og for regionen. Koblingen mellom KU, faktiske utslipp og miljøovervåking skal vektlegges.

Miljøundersøkelsene skal planlegges, utføres og rapporteres i henhold til Retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs (M-300) (Miljødirektoratet, 2015a). Som nevnt i kapittel 2, stilles det ikke spesifikke krav til miljøundersøkelser i forbindelse med avslutningssaker, utover et krav om minimum to undersøkelser tilsvarende de regulære undersøkelsene etter endt produksjon.

Miljødirektoratet kan i særlige tilfeller gi pålegg om andre typer miljøundersøkelser og i andre områder enn de som er beskrevet i *Retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs* (M-300).

Planer for miljøovervåking av bunnhabitater og resultatene fra miljøovervåkingen skal sendes til Miljødirektoratet i henhold til styringsforskriften § 34.

Naturmangfoldloven

Som nevnt i kapittel 2, vil enkelte av de generelle prinsippene i naturmangfoldloven være relevante ved vurderingen av hvordan avslutningsaktiviteter skal tillates. Særlig gjelder dette mudring, fjerning, overdekking og nedslamming, som påvirker det marine miljøet. Slike endringer vil kunne ha langvarig effekt og være kritisk for samfunnene (dyr og planter) som lever der. Under mudringsarbeid og ved dumping vil partikler fra massene spre seg i vannet. Organismer som er spesielt følsomme for suspendert materiale vil kunne ta skade av dette, også tilsynelatende når arbeid pågår langt unna organismenes oppholdssted. Arbeidene kan også medføre spredning av miljøgifter fra sediment til skade for dyr og planter.

4.2.3 Norsk forvaltningspraksis

Forurensede sedimenter finnes både kystnært og til havs, men reguleres til dels ulikt. Grunnleggende krav om vern av ytre miljø mot forurensning, reduksjon av eksisterende forurensning, samt myndighetenes mulighet til å pålegge undersøkelser og tiltak, er imidlertid likt, og generelt skal avsluttende virksomhet rydde opp etter seg. Dersom det skal gjøres arbeid i forurensede sedimenter som kan føre til ytterligere forurensning eller spredning av eksisterende forurensning, kreves det en tillatelse fra forurensningsmyndighetene.

Petroleumsvirksomheten til havs

Informasjon om forurensningsnivåer og -trender i sedimenter ved faste prøvepunkter tilknyttet de ulike feltene i drift, rapporteres hvert tredje år. De fleste prøvepunktene er imidlertid lokalisert utenfor sikkerhetssonen, og vi har lite informasjon om forurensningsnivået nærmest innretningene.

Mulige konsekvenser av fysiske inngrep eller forstyrrelser av havbunn skal vurderes i KU. Eksempler på slike inngrep er mudring, fjerning eller tildekking av rørledninger, oppankring av fartøyer, undervannsoperasjoner, fjerning eller flytting av borekaks samt undervanns kutting. NOROGs *håndbok i konsekvensutredning for offshore avvikling* anbefaler undersøkelser av lokaliteten, inklusive sjøbunn og mulige kakshauger, som grunnlag for disse vurderingene (NOROG, 2020). Og som nevnt tidligere, stilles det krav til prøvetaking og klassifisering av kakshauger, i tillegg til krav om BAT- eller BEP-vurderinger av disponeringsløsninger for disse. NOROG har utarbeidet egne retningslinjer for karakterisering av kaks (NOROG, 2016) basert på OSPAR-anbefalingen (OSPAR, 2009). Klassifiseringen av kakshauger skal omfatte størrelse, utbredelse og forurensningsgrad. Undersøkelsene skal gjøres av hver enkelt kakshaug, og inkludere lekkasjetester og analyser for innhold av total THC, tungmetaller og eventuelle andre aktuelle forurensende forbindelser. Videre evaluering av borekaks i KU skal baseres på resultatene av karakteriseringen, og det skal vurderes om det er behov for fremtidig overvåking av etterlatte kakshauger.

For eventuelle kakshauger skal det ifølge OSPARs anbefaling 2006/5 inkluderes BAT- eller BEP-vurderinger av følgende muligheter, men ikke begrenses av disse:

- behandling og gjenbruk på land
- behandling og deponering på land
- injeksjon til havs
- bioremediering på lokasjon
- tildekking på lokasjon
- naturlig degradering på lokasjon

Disse vurderingene skal inngå i KU selv om de fleste undersøkelser av kakshauger på norsk sokkel og i OSPAR-sammenheng konkluderer med at etterlatelse *in situ* er beste løsning. Dersom det er behov for mudring i forurenset sediment eller å flytte forurenset kaks, skal aktiviteten omsøkes til Miljødirektoratet. Det er ikke spesifisert hvilke undersøkelser som skal gjøres av lokaliteten og sjøbunn som berøres av avslutningsaktiviteten utover kakshaugene. NOROGs håndbok anbefaler imidlertid at undersøkelsene skal avdekke sårbarhet, samt økologisk og økonomisk verdi. Ifølge håndboken skal det i KU fremkomme en anbefaling om nødvendig miljøovervåking i forbindelse med planlagte utslipp til sjø eller sjøbunn, mudring eller demonteringsaktiviteter ved avslutning. Behov for fremtidig overvåking av etterlatte kakshauger skal også evalueres i KU. Videre skal opprydding av sjøbunn etter endt aktivitet verifiseres, og det skal utarbeides (og gjennomføres) et overvåkingsprogram for eventuelle etterlatte strukturer (NOROG, 2020).

I avslutningssaker har Miljødirektoratet frem til nå pålagt undersøkelser i forbindelse med mudring i områder med oljeforurenset kaks. Eksempelvis har det blitt foretatt miljøundersøkelser ved mudringsoperasjoner rundt plattformen Albueskjell 2/4F på Ekofisk sommeren 2010 og på Valhall sommeren 2012.

Forvaltningspraksis i Norge sammenlignet med eksempelvis Storbritannia, er i hovedsak lik, men på britisk sokkel er det krav om en avslutningsrapport (close out report). Denne rapporten skal inkludere havbunnsundersøkelser (debris clearance and post decommissioning surveys) som dokumenterer status for lokaliteten etter avslutning av virksomheten. Dersom det avdekkes behov for ytterligere overvåking, skal operatøren utarbeide en overvåkingsplan i samarbeid med myndighetene. Overvåking kreves dersom sediment eller biota er betydelig

kontaminert eller påvirket, og ved etterlatelse av rørledninger eller annen infrastruktur (DecomRegHub, 2020; Department for Business, Energy & Industrial Strategy, 2018).

Kystnært

Forvaltningspraksis ved håndtering og opprydding av forurensede sedimenter kystnært er basert på grenseverdier for ulike forbindelser, tilstandsklasser og risikovurdering. Det er tiltakshaver som skal gjennomføre undersøkelser og risikovurdering, og basert på resultatene skal behovet for tiltak vurderes. Ved behov for tiltak skal det utarbeides en tiltaksplan som må godkjennes av regulerende forurensningsmyndighet før gjennomføring. Etter gjennomføring skal tiltakshaver sørge for etterkontroll, sluttokumentasjon og rapportering, samt fortsette overvåking ved behov. Forurensningsmyndigheten kontrollerer sluttokumentasjon, overvåking og resultater. Saksgang og forventninger til undersøkelser, risikovurdering, gjennomføring av tiltak og overvåking av forurensede sedimenter er tydelig kommunisert gjennom detaljerte veiledninger.

Veileder for håndtering av sediment (Miljødirektoratet, 2015b) presenterer saksgang, hvordan tiltak bør planlegges, aktuelle tiltaksmetoder og gjeldende regelverk. I tillegg er det en egen veileder for risikovurdering av forurensede sedimenter (Miljødirektoratet, 2015c) og en veileder med grenseverdier for klassifisering av vann, sedimenter og biota (Miljødirektoratet, 2016a).

Sammenligning av praksis

Forvaltningspraksis av forurensede sedimenter kystnært er relativt oversiktlig og forutsigbar sammenlignet med praksis til havs. Foruten krav tilknyttet oljeforurensede kaks, er det per i dag få krav og retningslinjer som omfatter forurensede sedimenter til havs i avslutnings- og disponeringssaker. Selv om saker med forurensede sedimenter henholdsvis til havs og kystnært ikke er direkte sammenlignbare, kan det være hensiktsmessig å vurdere bruk av tilstandsklasser og risikovurdering også til havs, samt utarbeidelse av klare retningslinjer for undersøkelser og eventuelt overvåking.

4.3 Kunnskapsgrunnlag

Forurensede sedimenter til havs er i stor grad knyttet opp mot utslipp av forurenset borekaks og opphoping av dette i kakshauger. De fleste metoder for disponering eller håndtering av masser samt forebyggende og skadebegrensende tiltak mot forurensning er i dette kapitlet derfor relatert til kaks. Metoder og tiltak kan imidlertid være relevante for andre typer forurensede sedimenter, dette vil avhenge av type forurensning og i noen tilfeller om den er biologisk nedbrytbar.

4.3.1 Borekaks - omfang og innhold

Den kjemiske og fysiske sammensetningen av kakshaugene varierer mye, avhengig av borehistorikken på lokaliteten, bergarter i brønnbanene, type og volum av borevæsker benyttet og de lokale hydrografiske forholdene.

Miljøeffekter som følge av kaksutslipp er i dag hovedsakelig begrenset til en radius på ca. 250 meter fra kakshaugenes senter, med lite eller ingen påvirkning fra 500 meter og utover. Tilsvarende miljøpåvirkning er registrert ved flytting eller forstyrrelse av kakshauger (OSPAR, 2019a). Studier viser at forurensning i kakshauger generelt har lav løselighet og er

hovedsakelig bundet til partikler, noe som fører til at forurensningen primært forblir på havbunnen.

Nedbrytningsrate og hydrokarbonenes skjebne i kakshauger avhenger av oksygentilgang, hvilken type borevæske som er benyttet, temperatur, samt antall og sammensetning av bentisk biota. Generelt kan man si at aerob biologisk nedbrytning av hydrokarboner kun skjer i de øverste millimeterne av kakshauger, mens anaerob nedbrytning kan forekomme helt ned til 20-50 cm. Anaerob nedbrytning skjer imidlertid svært langsomt, slik at olje i dypere deler av haugene så og si ikke endres.

Ved karakterisering av kakshauger anbefales det å inkludere analyse av metaller, THC, polyaromatiske hydrokarboner (PAH-er), polyklorinerte bifenyler (PCB-er), alkylfenoler og alkylfenol etoksylater (APE-er) og mono, di og tri-butyltinn (M/D/TBT) (OSPAR, 2017).

PAH-er (spesielt 4 til 6-rings forbindelser) er giftige selv i svært lave konsentrasjoner, APE-er mistenkes å ha hormonforstyrrende egenskaper, PCB-er har påviste hormonforstyrrende egenskaper og M/D/TBT er svært giftige, svært persistente og har kjente hormonforstyrrende egenskaper. I tillegg kan nedbrytningsprosesser i kaks danne andre giftige forbindelser som komplekse estere og organiske syrer som kan være vanskelig å identifisere ved analyse (OSPAR, 2019a).

De metallene det er knyttet størst bekymring til i kakshauger, grunnet potensiell toksisitet eller tilstedeværelse i borevæsker, er arsen, barium, krom, kadmium, kobber, jern, bly, kvikksølv, nikkel og sink. Mineralet barytt (BaSO_4) er en av hovedbestanddelene brukt i borevæsker og resulterer i høye nivåer av barium i kakshauger. Overvåkningsstudier på norsk sokkel har kun funnet forhøyede nivåer av spormetaller i sediment prøvetatt nær installasjonene, og disse knyttes hovedsakelig til historiske utslipp av borekaks. Det er imidlertid ingen indikasjoner på at nivåene av spormetaller i fisk og skalldyr nær petroleumsinnretninger er signifikant høyere enn naturlige bakgrunnskonsentrasjoner (Bakke, Klungsøyr, & Sanni, 2013).

Det estimeres at det på norsk sokkel finnes 72 innretninger hvor man vet det er kakshauger med innhold av oljebasert borevæske, og som sannsynligvis må forstyrres i forbindelse med avslutningsaktivitet. De aller fleste av lokalitetene har imidlertid små eller få kakshauger (<10 000 tonn kaks) (OSPAR, 2019a).

OSPAR anbefaler at det i områder definert med en "high impact risk profile" (f.eks. stor grad av forstyrrelser eller et sårbare miljø) gjennomføres overvåking både før og etter en eventuell forstyrrelse av forurenset borekaks. Overvåkingen bør inkludere målinger av turbiditet, prøvetaking av vannkolonne, sedimenter og bentiske organismer, for å kunne vurdere den potensielle påvirkningen på miljøet. Der hvor det er relevant bør også opptak i arter som inngår i kommersielt fiske og fangst vurderes undersøkt (OSPAR, 2019a).

4.3.2 Metoder for disponering eller håndtering av kaks

Det har vært gjennomført flere studier på borekaks, for å finne BAT eller BEP for håndtering av kakshauger. Studiene har stort sett konkludert med at etterlatelse av haugene *in situ* for naturlig degradering kombinert med langtidsovervåking, er den beste løsningen.

I forbindelse med avslutning og fjerning av innretninger, kan det imidlertid være vanskelig å unngå forstyrrelser av kakshauger. Forstyrrelsene kan være engangshendelser, eller gjentatte

forstyrrelser over en periode. Generelt vil forstyrrelsene skje før kakshaugene har rukket å brytes ned på naturlig vis. Forstyrrelser av kakshauger resulterer i oksygenering og økt nedbryting av eventuelle hydrokarboner, men det kan også resultere i spredning av forurensning til et mye større areal. Dette kan videre påvirke levende organismer i vannkolonnen og på sjøbunnen.

OSPAR har presentert og vurdert ulike metoder for håndtering og disponering av kaks, og vi har oppsummert noen hovedpunkter (OSPAR, 2019a).

Etterlatelse *in situ* for naturlig nedbrytning

Etterlatelse *in situ* krever lite håndtering og er enkleste løsning, men forutsetter at kakshaugen tilfredsstiller OSPAR kriteriene for etterlatelse. Dersom haugene får ligge uforstyrret, vil lekkasjeraten være lav og påvirkningen på nærliggende habitat vil reduseres raskt og etter få år være minimal. Naturlig nedbrytning, spesielt for store kakshauger, vil ta svært lang tid og gjenværende forurensning på sjøbunnen forblir der i mange år. Den langsomme nedbrytningen innebærer en vedvarende risiko for forstyrrelser og spredning av forurensning fra f.eks. fiskeutstyr. Etterlatte kakshauger bør derfor overvåkes.

Det er også foreslått etterlatelse og kutting av understell på installasjon rett over kakshauger. Det er imidlertid usikkert om det er gjennomførbart å kutte stålundestell uten å forstyrre kakshaugen, og om det er en god løsning å etterlate infrastruktur i kakshaugen.

Videre er det vurdert etterlatelse i kombinasjon med bioremediering. Metoden går ut på å øke den biologiske nedbrytningen av hydrokarboner i kaks ved sirkulering av varmt vann, bakterier og oksygen i en undervannsbioreaktor, for så å slippe ut rensset kaks. Vurderinger av metoden konkluderer med at den er lite egnet for behandling av kaks, da den krever mye energi og tar lang tid, samt at det kun er hydrokarboner som brytes ned. Metoden fører også til at det blir oppvirvling av forurenset sediment ved pumping av kaks som fører til lokal forurensning (UKOOA, 2002).

Spredning eller flytting av kaks til nærliggende områder til havs

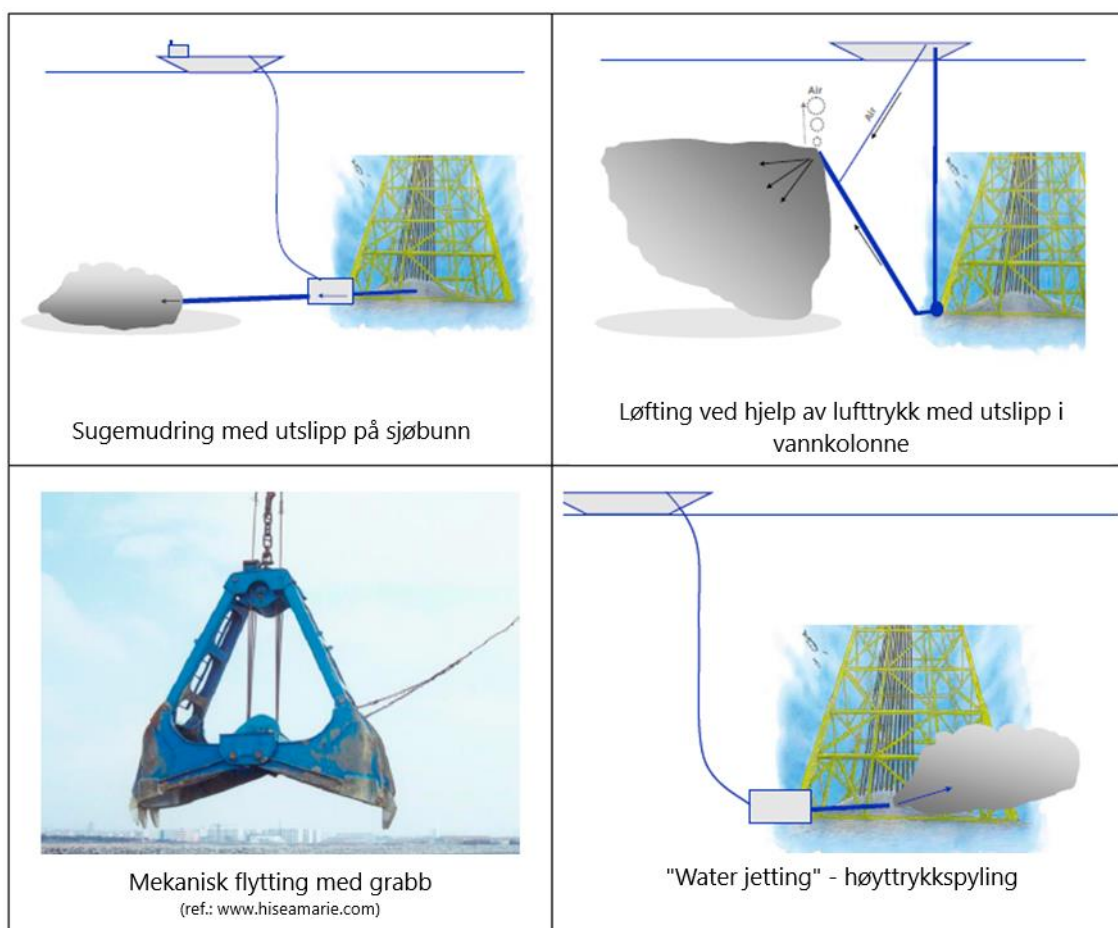
Det er ulike metoder for flytting av kaks på sjøbunnen, og noen av disse er illustrert i Figur 2.

Sugemudring er den mest brukte metoden, og ble bl.a. benyttet på Valhall og Ekofisk. Metoden går ut på å suge opp kaks, som transporteres via rør eller slange til ny lokalitet. Noe spredning av forurensning må påregnes, men relativt lite sammenlignet med andre mudremetoder.

Løfting ved hjelp av trykkluft med utslipp i vannkolonnen er en annen mulig metode, men denne vurderes som mindre egnet da den er sårbar for hindringer og hardt substrat, lite manøvrerbar og det er fare for stor spredning av forurensning.

Høytrykksspyling er en metode som går ut på spyling med høytrykk. Spyling gir effektiv flytting av masser, men man har lite kontroll på spredning av partikler og hvor massene legger seg.

Mekanisk flytting av masser med grabb er en vanlig metode som gir god kontroll. Den har imidlertid lav kapasitet, er lite manøvrerbar (f.eks. imellom jacketstrukturer osv.) og det er kun mulig å transportere masser over kort avstand.



Figur 2. Eksempler på ulike metoder for flytting eller mudring av kaks (DNV GL, 2017).

"Mass flow excavation" er en metode hvor en innretning virvler sediment opp og ut til sidene. Metoden er mye brukt ved utgraving av rørledninger og kabler, og kan også benyttes til forflytting av kaks. Ifølge OSPAR er det imidlertid hittil ikke rapportert om bruk av denne metoden til flytting av kaks.

Spredning av kaks ved tråling har vært gjort ved oljefeltet Crawford på britisk sokkel. Kaks- hauger ble trålet med tunge kjettinger gjentatte ganger til haugene var utslettet. Det ble gjort miljøundersøkelser i forbindelse med operasjonen som viste høye sediment konsentrasjoner av THC rett etter operasjonen (1100 mg/kg), men betydelig lavere nivåer bare 3 år etter operasjonen (250 mg/kg). Indikasjoner fra faunaanalysene viste at sedimentene ble raskt rekolonisert i området. Dette var relativt små kakshauger, og myndighetene anbefalte tråling fremfor etterlatelse *in situ*, da de ønsket rask bionedbryting slik at kommersielt fiske med trål i området kunne gjenopptas.

Undersøkelser gjennomført ved mudreoperasjoner viser relativt lav spredning til vannsøylen og forurensningen er i stor grad bundet til partiklene. Relokasjon innenfor et allerede påvirket område ser ut til å føre til lokalt forhøyede nivåer i en begrenset periode (noen få år), deretter faller nivåene gradvis. Lite eller ingen effekt er påvist ved avstander på 250 meter fra lokaliteten. Flytting eller mudring av kaks vil generelt føre til økt nedbrytning av hydrokarboner, men dersom kaksen flyttes slik at den danner en ny kakshaug, vil forurensning i kjernen av den nye kakshaugen forbli intakt i mange år, og dermed utgjøre samme risiko som etterlatte kakshauger *in situ*.

Fjerning fra sjøbunn, etterfulgt av henholdsvis reinjeksjon, behandling og deponering på land eller til havs

Fjerning av kaks fra sjøbunnen vil medføre noe spredning av kaks eller forurensning i forbindelse med løfting, men betydelig mindre enn ved flytting eller mudring, og ingen ytterligere forstyrrelse av sjøbunn. Potensielle utfordringer og kostnader i forbindelse med reinjeksjon, samt kostnader med transport til land og videre behandling er ikke vurdert her.

Det finnes metoder for behandling av kaks slik at oljeinnholdet reduseres til et akseptabelt nivå for utslipp til sjø. Prinsippet som benyttes er hovedsakelig termisk desorpsjon, og den mest vanlige behandlingsmetoden er å bruke thermomechanical cuttings cleaner (TCC). Behandlingen skjer oppe på dekk og behandlet kaks-pulver blandet med sjøvann og behandlet vann pumpes til sjø. Metoden er utviklet for fersk kaks som genereres i boreoperasjoner og det er uvisst om dagens systemer kan håndtere gammel kaks med store vannvolum. Utslipp av behandlet kaks-pulver vil spre seg over et stort område og antas å ha ubetydelig påvirkning på sjøbunn og kun kortvarig effekt i vannkolonnen. Metoden er imidlertid relativt energi-krevende.

4.3.3 Miljøeffekter av kaks og forstyrrelse av gamle kakshauger

Miljøeffekter på sjøbunnen som følge av avsetning eller flytting av kaks, inkluderer fysisk tildekking, endring i kornstørrelse, deoksygenering (fjerning av oppløst oksygen fra et stoff) og toksisitet. Dette kan i sin tur endre sammensetning av plankton, bunndyr og andre organismer. Tiden sedimentene trenger for gjenopprettelse (recoverytid) påvirkes bl.a. annet av

- dybden på avsetningen (kakshaugen)
- partikkelstørrelsen
- raten av bionedbrytning av organiske kjemikalier i sedimentet
- resuspensjon og redistribusjon av masser på sjøbunnen grunnet strømmer og bølgebevegelser
- tiden det tar for biota å rekolonisere etter forstyrrelser på sjøbunnen

Studier indikerer at det vil være opptak av forurensende forbindelser i bunndyr, inkludert krepsdyr og bløtdyr. Bunnlevende fisk som beiter på bunndyr kan på kort sikt ta opp forurensende forbindelser, men kan trolig metabolisere hydrokarbon-forbindelser raskere og antas ikke å bli signifikant påvirket på lang sikt. Den største risikoen for fisk er hovedsakelig gjennom PAH-opptak, og det er påvist forhøyede nivåer av PAH i bunnlevende fisk lokalisert mer enn 500 meter fra et aktivt kaksutslipp. Det ser imidlertid ut til at fisk kan metabolisere PAH effektivt. Den største risikoen for krepsdyr og bløtdyr ser ut til å være faren for begravning, samt eventuelle persistente hydrokarbonforbindelser i sedimentene. I motsetning til hos fisk, har det blitt påvist at PAH-er forblir i sedimentlevende invertebrater da disse ser ut til å ha begrenset evne til å omdanne og bryte ned forbindelsene.

Basert på studier og målinger som foreligger per i dag, er det lite sannsynlig at forstyrrelse av kakshauger vil føre til signifikante økosystemeffekter, men lokale effekter er sannsynlige og forebyggende tiltak for å minimere disse kan derfor være nødvendige.

4.3.4 Forebyggende og skadebegrensende tiltak ved avslutningsaktivitet i forurenset borekaks og sediment

OSPAR konkluderer med at det mest skadebegrensende tiltaket med hensyn på forurenset borekaks vil være etterlatelse *in situ* for naturlig nedbrytning. Alternative skadebegrensende tiltak i forbindelse med avslutning av petroleumsvirksomhet må baseres på metoder og teknikker som i minst mulig grad forstyrrer forurenset kaks og sediment. Der det er mulig kan man eksempelvis kutte jacket-legger fra innsiden, da dette har mindre påvirkning enn utvendig kutting. Dersom det er nødvendig å flytte kaks og sedimenter, bør sugemudring vurderes fremfor høytrykksspyling, da påvirkning som følge av sugemudring viser seg å være mer lokal. Generelt er det viktig at det gjøres helhetlige miljøvurderinger i forbindelse med valg av metode i den enkelte avslutningssak.

Etter fjerning av petroleumsinnretninger opphører den tidligere sikkerhetssonen, og fiske kan normalt gjenopptas i området. Der hvor det etterlates kaks eller annet forurenset sediment, er det risiko for at trålkaktivitet kan forstyrre sedimentene og dermed føre til spredning av forurensning til vannmassene. Fangsten kan også bli fysisk kontaminert og fisk og sedimentlevende invertebrater i området kan akkumulere forurensning. Det er krav om at all etterlatt infrastruktur på sjøbunnen skal indikeres i sjøkart (IMO, 1989). Et forebyggende tiltak kan være at også områder med forurenset sediment, herunder kaks, synliggjøres i kartdata, uavhengig av om infrastruktur er fjernet, eventuelt med rådgivende sikkerhetssoner for fiske eller forbud mot bruk av trål i området. Dersom avslutningsaktiviteten har ført til forstyrrelser av forurenset sediment i et område hvor det forventes fiske og fangst etter avslutning, bør det uansett vurderes å skjerme eller ekskludere området fra fiske og fangst i en periode. På den måten sikres en naturlig gjenoppretting av sjøbunnen, og faren for fangst med forhøyede nivåer av forurensning minimeres.

Miljøovervåking i forbindelse med avslutningsaktivitet i forurenset sediment kan være forebyggende og skadebegrensende ved at eksempelvis fiske og fangst frarådes i et område grunnet forhøyede nivåer. Overvåking før og etter avslutningsarbeid kan dessuten avdekke effekter som kan påvirke valg av metoder og teknologi i fremtidige avslutningssaker.

Behovet for miljøovervåking, og hvilken overvåking som er best egnet for å se på effektene av aktiviteten, må vurderes i den enkelte avslutningssak. I noen tilfeller kan det være tilstrekkelig med kun små justeringer av den regulære overvåkingen, enten fordi den økologiske verdien ikke antas å bli signifikant påvirket av aktiviteten, eller fordi omfanget av aktiviteten og forstyrrelsene ansees som minimale. I områder hvor risikobildet er mer alvorlig, områder som ifølge OSPAR har en "high impact risk profile", er det imidlertid viktig med en tilpasset overvåking. Eksempler på dette kan være forstyrrelser i stor skala, som flytting av gamle kakshauger eller forurensede sedimenter, i kombinasjon med sårbare habitater, områder eller arter, eller potensiell innvirkning på arter det drives fiske eller fangst på.

4.3.5 Kunnskapsbehov

Overvåking før og etter avslutningsaktivitet vil øke kunnskapen om hvilken påvirkning forstyrrelse av kakshauger og annet forurenset sediment har på det marine miljøet. På bakgrunn av slik kunnskap kan vi avgjøre hva som vil være BAT eller BEP for fremtidig avslutningsaktivitet. Informasjonen vi har per i dag tilsier at negativ miljøpåvirkning som følge av forstyrrelse av kakshauger i avslutningssaker i hovedsak er lokal, men at forstyrrelsen også kan ha positive effekter som å øke nedbrytning av hydrokarboner. Det er imidlertid

behov for mer kunnskap, både med hensyn til oljeforurensset kaks, men også annen forurensning i sediment.

Det er foretatt flere studier av utlekking av forurensning fra kakshauger, og opptak av forurensning fra kakshauger er studert i ulike arter, men få studier omfatter arter som det drives fiske på. Det finnes også studier på forstyrrelser av gamle kakshauger, men her er det mest fokus på oljekonsentrasjon på sjøbunnen, og transport av olje fra kakshaugene over i vannkolonnen og opp til havoverflaten er mindre kjent. I noen områder med oljeforurensset kaks har det imidlertid blitt registrert oljefilm på overflaten i forbindelse med avslutningsaktivitet.

For å kunne vurdere hva som er akseptable nivåer av forurensning i sedimenter, er det behov for mer kunnskap om sammenhengen mellom målte konsentrasjoner av forurensning i sedimenter, grad av eksponering i vannkolonnen og opptak i ulike vannlevende organismer. Det er generelt utfordrende å vite hvilke konsentrasjoner av olje og annen forurensning i sediment som er forsvarlig med hensyn til fiske og fangst, og det er spesielt vanskelig å bestemme akseptable nivåer for krepsdyr og bløtdyr. Overvåking av nivåer av forurensning i disse artene parallelt med overvåking av konsentrasjoner i sediment og vannsøyle i områder med risiko for opptak vil øke kunnskapsgrunnlaget for fastsettelse av akseptable nivåer.

Tildekking er et tiltak som benyttes i kystnære områder for å håndtere forurensset sediment. Det finnes flere ulike typer tildekkingsløsninger, og en oppsummering av erfaring med tildekking av forurensset sjøbunn kystnært er gitt i Miljødirektoratets publikasjon (Miljødirektoratet, 2016b). Ifølge OSPAR-anbefalingen 2006/5 er tildekking en disponeringsløsning som skal vurderes for kaks. Det er imidlertid lite informasjon om bruk av denne metoden ved forurensset sediment tilknyttet petroleumsvirksomhet til havs, og den er heller ikke omtalt i OSPARs rapport om metoder (OSPAR, 2019a). Vi mangler derfor kunnskap om hvorvidt det er en gjennomførbar metode til havs. Basert på erfaringene fra kystnære områder bør metoden vurderes nærmere. Gitt at tildekking til havs er mulig å gjennomføre, anses metoden som aktuell i områder hvor det planlegges etterlatelse av forurensset sediment eller kakshauger og det åpnes for trållaktivitet etter endt avslutning. Det er generelt behov for mer kunnskap om opprydningstiltak som kan være hensiktsmessige og som er gjennomførbare i forurensede sedimenter til havs.

4.4 Våre vurderinger

Det finnes i dag klare krav og retningslinjer for miljøovervåking ved oppstart av petroleumsaktivitet og for regulær overvåking av felt i drift. Gjennom denne overvåkingen har vi god oversikt over forurensning i sedimenter ved faste prøvepunkter, men disse er av sikkerhetsmessige grunner hovedsakelig lokalisert utenfor sikkerhetssonen. Vi har derfor begrenset kunnskap om miljøtilstanden nær innretningene, hvor forurensningen antas å være størst og mye av avslutningsaktiviteten vil foregå.

4.4.1 Behov for retningslinjer for miljøundersøkelser før, under og etter avslutningsaktiviteten

Før avslutning av petroleumsvirksomhet er det viktig å kartlegge eventuelle sårbare habitat og forurensningsgrad i sedimentene, også innenfor sikkerhetssonen og andre lokaliteter hvor avslutningsaktivitetene planlegges. Det finnes krav og retningslinjer for prøvetaking,

karakterisering og valg av disponeringsløsninger for forurenset borekaks. Gjennom ulike aktiviteter på feltet kan utslipp av tilsatte kjemikalier, olje og andre forbindelser i tillegg til borekaks påvirke sedimentene. Miljødirektoratet ser derfor behov for mer generelle krav og retningslinjer for undersøkelser av lokaliteten. Først når forurensningssituasjonen for lokaliteten er kartlagt er det mulig å avgjøre om avslutningsaktiviteten kan føre til forstyrrelser av forurensede sedimenter og eventuell spredning av forurensning. Utslippshistorikken på feltet må legges til grunn ved planlegging av prøvetaking og analyseparametere. En undersøkelse av lokaliteten må også omfatte eventuelle sårbare habitater og arter i området, for å kunne vurdere følgene av en eventuell forstyrrelse av forurensede sedimenter. Sårbarheten i kombinasjon med forurensningsgrad må legges til grunn ved valg av metode, teknologi og disponeringsløsning i forbindelse med avslutningsaktiviteten. Omfanget av undersøkelsen vil variere avhengig av feltets forurensningshistorikk, omfang av infrastruktur og planlagt aktivitet.

Som nevnt under kapittel 2, ser vi behov for retningslinjer for miljøundersøkelser av forurensede sedimenter før, under og etter avslutningsaktiviteten. Behovet for miljøovervåking av avslutningsaktiviteten, og hvilken overvåking som er best egnet for å se på effektene av aktiviteten, vil variere og avhenger av forurensningsnivå og sårbarhet for lokaliteten, i tillegg til omfanget av aktiviteten. Det er derfor viktig at retningslinjene inkluderer krav om grundige undersøkelser av lokaliteten forut for utarbeidelse av avslutningsplan. OSPAR anbefaler at det i områder definert med en "high impact risk profile" (f.eks. stor grad av forstyrrelser eller sårbart habitat) gjennomføres overvåking både før og etter en eventuell forstyrrelse av forurenset borekaks. Miljødirektoratet mener at OSPARs anbefaling om overvåking ved forstyrrelse av kakshauger i områder definert med "high impact risk profile" bør inkluderes i våre retningslinjer for miljøovervåking. En slik overvåking bør imidlertid ikke begrenses til kakshauger men også omfatte andre typer betydelig forurenset sediment. Ved oppdatering av våre retningslinjer for miljøovervåking bør dagens gjeldende krav om minimum to regulære undersøkelser etter avsluttet produksjon spesifiseres og samkjøres med nye retningslinjer for undersøkelser før, under og etter avslutningsaktiviteten. Overvåking av forurensningsnivåer før, under og etter en avslutningsaktivitet kan dessuten være nyttig ved regulering av fiskeriaktivitet i området. I tillegg bidrar overvåking til kunnskap som kan danne grunnlag for valg av metoder og teknologi i fremtidige avslutningssaker, og bidra til utvikling av mer miljøvennlige løsninger.

I kapittel 2 anbefaler vi krav om avslutningsrapport som bl.a. redegjør for miljøtilstanden etter gjennomført avslutningsaktivitet. Omfanget av avsluttende miljøundersøkelser for å underbygge en slik avslutningsrapport vil variere og detaljerte retningslinjer for omfang av prøvetaking, plassering av prøvepunkter og prøveparameter er sannsynligvis ikke hensiktsmessig ettersom behovene vil variere fra felt til felt. Miljø-undersøkelsene gjennomført forut for aktiviteten bør legges til grunn, og det er naturlig at det i områder hvor det har blitt fjernet innretninger bør inkluderes flere prøvepunkter også innenfor den tidligere sikkerhetssonen, i tillegg til punktene som tas ved de regulære undersøkelsene.

Operatørene etterspør klarere føringer på hvor lenge et felt skal overvåkes etter avslutning. I kapittel 2 anbefaler vi en samlet overvåking etter avsluttet petroleumsaktivitet som omfatter permanent pluggede brønner, etterlatte rørledninger og annen infrastruktur og miljøovervåking av etterlatte kakshauger og annet forurenset sediment. Behovet for videre overvåking av etterlatte kakshauger og annet forurenset sediment bør fremkomme av en

avslutningsrapport, og overvåking bør i utgangspunktet opprettholdes inntil forurensningsnivået i sedimentene er nede på akseptable nivåer.

4.4.2 Behov for å etablere grenseverdier og tilstandsklasser for sediment til havs

I regulering av saker med forurensede sedimenter kystnært, har myndighetene fastsatt grenseverdier for klassifisering av miljøtilstand. Deretter vurderes det om sedimentene utgjør en risiko for menneske og miljø, og på bakgrunn av risikovurderingen vurderes behov for gjennomføring av tiltak. Per i dag har OSPAR utarbeidet kriterier for hva som er akseptabelt for etterlatelse av borekaks, som ansees å være den beste disponeringsløsningen forutsatt at kakshaugen får ligge uforstyrret. Vi har ingen generelle kriterier eller grenseverdier for forurenset sediment til havs, og begrenset kunnskap om alternative disponeringsløsninger og opprydningstiltak. Det kan være hensiktsmessig å innføre bruk av grenseverdier, tilstandsklasser og risikovurdering av forurenset sediment også til havs, med eventuelt krav om opprydningstiltak. Fastsetting av grenseverdier og tilstandsklasser vil imidlertid kreve mer kunnskap og en slik regulering må utredes nærmere både med henblikk på det internasjonale rammeverket og erfaringene man har høstet fra kystnære områder.

Uavhengig av om det skal etableres grenseverdier og tilstandsklasser for forurenset sediment til havs, ser vi behov for mer kunnskap om miljøeffekter av forurensede sedimenter, både med hensyn til eksponerte arter og forurensende forbindelser, samt spredning til vannmasser og overflate. Det er generelt behov for flere effektstudier, og overvåking av fisk, krepsdyr og bløtdyr i områder med kjent forurensningsgrad, kan bidra til å øke kunnskapsgrunnlaget for fastsettelse av akseptable nivåer av forurensning i sedimenter.

Det er stadig rom for utvikling og forbedring av metoder og teknologi for å minimere miljøpåvirkning fra avslutningsaktiviteten, og det er behov for mer kunnskap om alternative disponeringsløsninger og mulige opprydningstiltak av forurensede sedimenter til havs.

4.4.3 Forurensede sedimenter bør kartfestes

Miljødirektoratet mener etterlatte kakshauger og forurensede sedimenter, i tillegg til etterlatt infrastruktur, bør synliggjøres i kartdata til havs. Dette kan eventuelt suppleres med rådgivende sikkerhetssoner for eventuell næringsvirksomhet som kan berøre havbunnen i området, herunder bunntåling og eventuell etablering av havvind. Ifølge OSPAR er dette praksis på britisk sokkel, hvor lokasjonen til avsluttede felt indikeres i register og sjøkart (www.fishsafe.eu). Eksempelvis er det fastsatt en rådgivende sikkerhetssone for fiskeri på 200 meter, som inkluderer kakshauger, rundt det avsluttede feltet Hutton (OSPAR, 2019a). I Norge har man tilsvarende praksis på land, med oversikt over forurenset grunn i kartdatabasen Grunnforurensning (Miljødirektoratet, 2021). Denne gir informasjon om forurensning i grunnen og hvor det er mistanke om forurensning. Noe tilsvarende bør vurderes til havs.

Dersom avslutningsaktiviteten har ført til forstyrrelser av forurenset sediment i et område hvor det forventes fiske eller fangst etter avslutning, bør det vurderes å skjerme eller ekskludere området fra fiske og fangst i en periode. Dette for å tillate naturlig gjenoppbygging av sjøbunnen, og minimere faren for fangst med forhøyede nivåer av forurensning. Ifølge OSPAR kan operatøren ansvarlig for forstyrrelsene selv ekskludere området fra fiskeri i en periode (OSPAR, 2019a).

4.5 Våre anbefalinger

Miljødirektoratet anbefaler:

- At vi, i samarbeid med operatørene, utarbeider retningslinjer for miljøundersøkelser av lokaliteten før oppstart av avslutningsaktivitet. Undersøkelsene skal avdekke forurensning i sedimentene og tilstedeværelse av sårbare habitater og arter både innenfor sikkerhetssonen og andre lokaliteter som kan påvirkes av aktiviteten. Retningslinjene for disse undersøkelsene kan inngå i de tidligere omtalte og anbefalte retningslinjene for miljøundersøkelser før, under og etter avslutningsaktivitet, og inkluderes i dagens retningslinjer for miljøovervåking.
- At resultater fra miljøundersøkelsene av lokaliteten skal legges til grunn ved valg av metode, teknologi og disponeringsløsninger for avslutningsaktiviteten.
- At vi vurderer behov og muligheter for etablering av grenseverdier, tilstandsklasser og påfølgende risikovurdering av forurensede sedimenter til havs. Vi må inngå en faglig dialog med andre myndigheter om det er hensiktsmessig å fastsette grenseverdier for klassifisering av miljøtilstanden av forurenset sediment til havs, og videre risikovurdering.
- Sammenstilling av kunnskap, videre forskning, overvåking og metodeutvikling om:
 - miljøeffekter av forurensede sedimenter - med hensyn til eksponerte arter og forurensende forbindelser, samt spredning til vannmasser og overflate
 - metoder og teknologi som minimerer miljøpåvirkning ved avslutningsaktivitet
 - mulige disponeringsløsninger og opprydningstiltak i forurensede sedimenter til havs
- At etterlatte kakshauger og eller forurensede sedimenter synliggjøres i kartdata (i tillegg til eventuell etterlatt infrastruktur). Dette gjøres for å hindre spredning av forurenset sediment, og kan eventuelt suppleres med rådgivende sikkerhetssoner for næringsaktiviteter som kan berøre havbunnen i området, som tråling eller etablering av havvind. Det er naturlig at vi inkluderer denne informasjonen i Miljødirektoratets eget kartverktøy i miljøstatus, hvor eksempelvis forurenset grunn på land, sjømatadvarsler, korallområder og annen data tilknyttet petroleumsvirksomhet er samlet. Eventuell etterlatt infrastruktur skal i henhold til IMO synliggjøres i sjøkart, og det bør vurderes om også etterlatte kakshauger og sediment synliggjøres i de samme kartene.

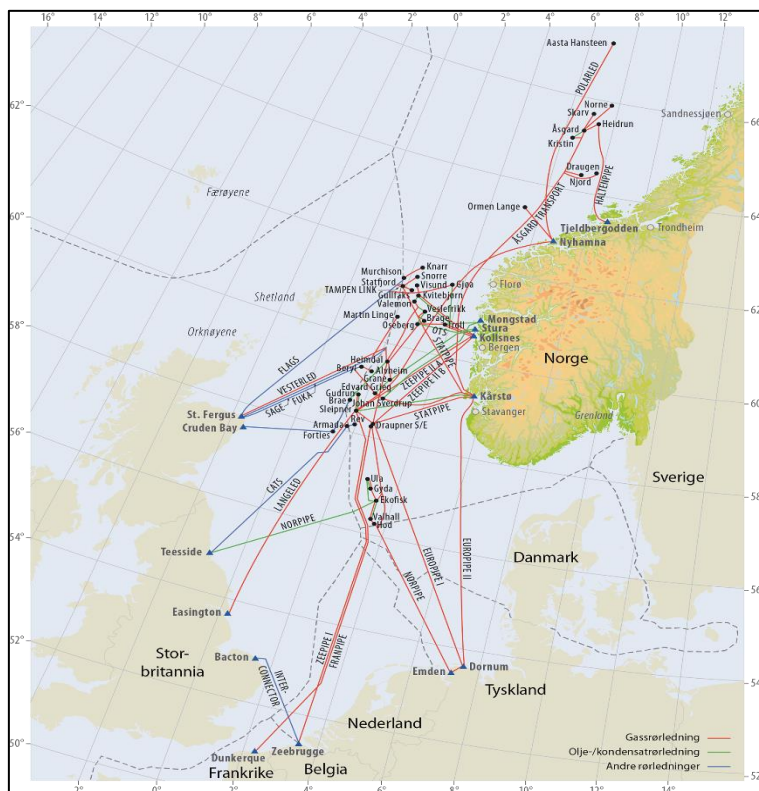
5. Rørledninger og kabler

5.1 Bakgrunn

I dag etterlates rørledninger og kabler slik de ligger på havbunnen, enten nedgravd eller tildekket med grus og stein for å sikre overtrålbarehet. Hel eller delvis nedgraving er aktuelt dersom tildekking medfører ulemper for fiske med bunntål. Omfanget av rørledninger som er fjernet er begrenset og inkluderer kun mindre rørledninger og korte rørstrekk.

Til nå har fjerning av lengre rørstrekk og kabler ikke blitt vurdert som aktuelt ut fra kostnader, sikkerhetsrisiko knyttet til fjerning, høyt energiforbruk og utslipp til luft. Etterlatelse av rørledninger og kabler representerer imidlertid forsøpling av havbunnen og medfører utslipp av metaller og andre miljøgifter til sjø over lang tid. Miljøriskoen avhenger bl.a. av restinnhold av forurensninger etter rengjøring og utlekking av miljøgifter og andre miljøskadelige nedbrytningsprodukter ved at rørledninger og kabler forvitrer og brytes ned.

Det er installert over 15 000 km med rørledninger på norsk sokkel, hvor de eldste er fra 1970-tallet. Rørledningene omfatter eksportrørledninger, hvorav gassrørledninger utgjør den største andelen (om lag 8 800 km (Rørtransportsystemet, 2020)), feltinterne rørledninger og rørledninger mellom nærliggende felt. Figur 3 viser gass- og oljerørledninger på sokkelen.



Figur 3. Rørledninger på norsk sokkel (Rørtransportsystemet, 2020).

Flere feltinterne rørledninger og kabler planlegges tatt ut av drift de nærmeste årene ved at felt tas ut av drift eller at infrastruktur utfases. Det er anslått at dette omfatter 64 km transportrørledninger, 158 km andre rørledninger og 34 km kabler, samt et antall betongmatter (186 stykker) (Dr.techn.Olav Olsen, 2018).

Konsekvensutredninger gjennomføres normalt to til fem år før produksjonen på feltet avsluttes. Detaljer om avslutningsmetoder og forberedende arbeid, valg av løsninger, forurensningssituasjon og miljørisiko er derfor begrenset eller kan være mangelfull på høringstidspunktet. Dette gjelder bl.a. følgende forhold:

- rengjøringsmetoder og restinnhold av hydrokarboner og andre miljøgifter i rørledninger
- rengjøring av kabler
- omfang av forurensede sedimenter i tilknytning til rørledninger og kabler
- behov for mudring eller grøfting av rørgater og risiko for spredning av forurensede sedimenter
- metoder for kutting av rørledninger og kabler
- hva som etterlates og fjernes av avkuttete rørdeler (rørkomponenter og endestykker) og kabler, av betongmatter og andre matter, samt betongrester fra rørledninger
- nedbrytningsprodukter og konsekvenser på lang sikt

Betydningen av det mangelfulle kunnskapsgrunnlaget som foreligger på tidspunktet for konsekvensutredningen vil omtales nærmere i kapittel 5.3. og 5.4.

5.2 Regelverk og forvaltningspraksis

5.2.1 Internasjonalt regelverk

OSPAR-konvensjonen forbyr ikke etterlatelse av utrangerte rørledninger og kabler. Etterlatelse krever imidlertid tillatelse av kompetente myndigheter i de enkelte land. Tillatelse skal ikke gis hvis rørledningen eller kabelen inneholder stoffer som kan medføre fare for menneskelig helse eller skade på miljøet. Valg av disponeringsalternativ må avgjøres i hvert enkelt tilfelle på bakgrunn av en bred vurdering der kostnader ses i forhold til konsekvensene for miljøet, fiskeriene og andre brukere av havet. Det skal dessuten tas hensyn til internasjonale vedtak og retningslinjer.

5.2.2 Norsk regelverk og forvaltningspraksis

St.meld. nr. 47 (1999-2000)

Rørledninger og kabler vil, som en generell regel, kunne etterlates når de ikke er til ulempe eller utgjør en sikkerhetsmessig risiko for bunnfiske. Der det ikke er forsvarlig å etterlate rørledninger og kabler eksponert på havbunnen, er vurderingen at nedgraving normalt er en bedre løsning enn fjerning.

Operatørenes praksis for sluttddisponering av rørledninger og kabler bygger på St.meld. nr. 47 (1999-2000). Hovedprinsippene som gjelder for operatørene ved valg av disponeringsløsninger er bl.a.:

- Disponering av eksponerte rørledninger på havbunnen skal vurderes basert på risiko for skade eller fastheking av bunntål fra frie spenn og omfang av bunntål- og snurrevadfiske.
- Tildekking av rørledninger eller kabler som ligger eksponert på havbunnen med grus og stein, kan skape problemer for bunnfiske. Både tildekking og fjerning (ved ilandføring for opphugging og resirkulering) er normalt mer kostbart enn nedgraving. Såfremt nedgraving ikke er forbundet med vesentlige vanskeligheter, er slik etterlatelse derfor vurdert som den mest hensiktsmessige løsningen.

Operatørenes vurderinger er at det er forsvarlig å etterlate rørledninger i områder der det ikke foregår bunnfiske med trål eller snurrevad av betydning, eller dersom rørledningene blir forsvarlig tildekket eller nedgravd. Ved vurdering av disponeringsløsning bruker operatørene også erfaringer fra andre avslutningsprosjekter på norsk sokkel.

Konsekvensutredninger

Konsekvensutredninger som gjelder disponering av rørledninger og kabler utarbeides i henhold til petroleumslovens bestemmelser for avslutning og disponering av innretninger på norsk sokkel (§ 5-1, jf. petroleumsforskriften § 45). Konsekvensutredningen skal gi en beskrivelse av virkningen av hvert av de aktuelle disponeringsalternativene samt anbefalt disponeringsløsning. Disponeringsalternativer som utredes er bl.a. etterlatelse (*in situ*, tildekking, nedgraving), etterlatelse for framtidig bruk, delvis og fullstendig fjerning for deponering eller gjenvinning av materialer på land.

Forhold som vurderes er bl.a. konsekvenser for habitater og fiskeri, forsøpling, nedbrytning og utlekking av miljøgifter, energiforbruk og utslipp til luft.

Tillatelser i medhold av petroleumsløven

Tillatelse til etterlatelse av rørledninger og kabler i medhold av petroleumsløven gis når rørledninger og kabler ikke er til ulempe eller utgjør en sikkerhetsmessig risiko for bunnfiske, sammenholdt med kostnadene med nedgraving, tildekking eller fjerning. Dette innebærer at rørledninger og kabler etterlates når det ikke drives bunnfiske av betydning eller når rørledningene eller kablene er eller blir forsvarlig nedgravd eller tildekket. I begge tilfeller er det en forutsetning at rørledningene og kabler er rengjort for stoffer/miljøgifter som kan medføre skader på livet i havet. Det er også krav om at det i områder med koraller og andre sårbare habitater, skal utarbeides en plan for fjerningsprosessen som minimerer skaderisikoen.

Tillatelser i medhold av forurensningsloven

Avslutningsaktiviteter knyttet til rørledninger og kabler kan medføre forurensning, f.eks. ved rengjøring og tømming av rørledninger og kabler, og mudring og steinlegging. Disse aktivitetene må dermed være omfattet av en tillatelse eller regulert i forskrift etter forurensningsloven for at de skal kunne gjennomføres. Disse aktiviteten kan enten tas inn i en eksisterende produksjonstillatelse, i en avslutningstillatelse for feltet eller en egen tillatelse dersom det ikke er naturlig sammenheng mellom avslutningsaktivitetene for rørledningene og kablene, og produksjonstillatelsen eller avslutningstillatelsen.

Regulering av disponering av rørledninger og kabler i dagens tillatelser omfatter stort sett kun bruk og utslipp av kjemikalier som benyttes i forbindelse med rengjøringsaktiviteter og preserving, og eventuell mudring og etablering av grus- og steinfyllinger. Dette innebærer at bl.a. annet restinnhold av miljøskadelige stoffer og avbøtende tiltak i forbindelse med rengjøringsaktiviteter ikke har vært omfattet av tillatelsene, og at dette dermed ikke har vært vurdert og regulert. Hva som gjennomføres av rengjøringsaktiviteter og hvilke metoder som benyttes, har betydning for restinnholdet av miljøskadelige stoffer i rørledninger og kabler. Miljødirektoratet har i uttalelser til konsekvensutredninger uttalt at vi forventer at restinnholdet reduseres til et minimum. For å unngå uklarheter om Miljømyndighetens forventninger til operatørene, er det behov for å få på plass krav til rengjøringsaktiviteter. Hvilke krav som bør stilles omtales i kapittel 5.4.4.

HMS-forskriftene

Det vises til omtalen av HMS-forskriftene i kapittel 2. Her nevnes enkelte bestemmelser av særskilt betydning for rørledninger og kabler.

I henhold til rammeforskriften § 45 skal de enkelte innretningene som inngår i en utbyggingsløsning utformes, prosjekteres og bygges for å kunne plasseres, brukes og eventuelt fjernes på en forsvarlig måte. Undervannsinnretninger og rørledningssystemer skal i tillegg utformes og installeres slik at innretningene kan tåle mekanisk skade som skyldes annen aktivitet, og slik at de ikke påfører fiskeredsaker skade eller hindrer fiskeriaktivitet i urimelig grad.

Plikten til å overvåke det marine miljø, jf. rammeforskriften § 48 jf. aktivitetsforskriften § 57, gjelder også rørledninger og innebærer at spredning av forurensning og påvirkning på miljøverdiene, skal kartlegges. Med miljøverdi menes naturlig forekommende eller naturgitte biotiske og abiotiske komponenter som kan omfatte én eller flere arter, biotoper og/eller naturtyper i marint miljø.

I henhold til § 60a kan oljeholdig vann slippes til sjø etter rensing. Dette gjelder også for utslipp av oljeholdig vann i forbindelse med rengjøring av rørledninger. Oljeinnholdet i vannet som slippes til sjø skal være så lavt som mulig, og må uansett ikke overstige 30 mg olje per liter vann. Kjemikalierne som slippes ut med det oljeholdige vann må være omfattet av tillatelse til utslipp av kjemikalier etter § 66 første ledd. Bruk og utslipp av kjemikalier skal reduseres så langt det er mulig. Ved vurdering av tidspunkt for tømning av store mengder kjemikalieholdig vann fra rørledninger skal relevant faginstans konsulteres, jf. aktivitetsforskriften § 66.

5.3 Kunnskapsgrunnlag

5.3.1 Rørledninger - typer og materialer

Rørledningene som er installert på norsk sokkel danner et nettverk av ulike typer rør, dimensjoner og lengder. Dette er rørledninger som transporterer olje og gass mellom felt og til land (eksportørledninger), feltinterne rørledninger og rørledninger som knytter subseafelt til produksjonsinnretning eller anlegg på land. Sistnevnte gjelder Ormen Lange og Snøhvit.

Rørledningene omfatter statiske rørledningssystemer (stive stålrør og statisk fleksible rør, hvorav hovedandelen er stive stålrør), stigerør (stive stålstigerør og dynamisk fleksible stigerør) og mindre sammenkoblingsrør (spooler). I tillegg kommer rørender og sammenkoblingsledd (jumpers) som henger på rørledningene og stigerørene.

Stålrørene karakteriseres av diameter, veggtykkelse og stålqualität (rustfritt stål eller karbonstål) som varierer. Størst dimensjoner har eksportørledningene, med diameter fra ca. 12" til 44". For å beskytte stålrørene mot korrosjon benyttes offeranoder (katodisk beskyttelse) og korrosjonsbestandig belegg (vanligvis et tynt plastbelegg av bl.a. polypropylen). For å oppnå tyngdestabilitet (negativ oppdrift) påføres rørledningen en betongkappe. Figur 4 viser oppbygging av belegg og betongkappe som finnes på Valemon rikgassrørledning.



Figur 4. Belegg og betongkappe på Valemon rikgassrørledning (Gassco & Equinor, 2019).

Fleksible rør varierer i størrelse og består av ulike lag av metaller og polymermaterialer. Rørene tåler stor dynamisk påkjenning og brukes bl.a. til stigerør (risere), i brønn- og samlerørledninger, for injeksjon av vann og gass og ulike kjemikalier.

Det er i Tabell 1 vist noen eksempler på eksportørledninger og produksjonsrørledninger som er installert på norsk sokkel, dimensjoner, materialer og mengder. Dette er rørledninger som det foreligger avslutningsplaner for eller som er slutttdisponert. Disponeringsløsninger er omtalt i kapittel 5.3.3, jf. Tabell 3.

Tabell 1. Eksempler på rørledninger, dimensjoner, materialer og mengder.

Type rørledning	Lengde	Diameter	Materialer og mengder
Valemon rikgassrørledning <ul style="list-style-type: none"> - Ble satt i drift i 2015 - Krysser ni rørledninger og kabler (Gassco & Equinor, 2019)	177 km	22" rørledning av stål Stålrøret: <ul style="list-style-type: none"> - Ytterdiameter 550 - 562,8 mm, - Innerdiameter 517 - 526,6 mm - Veggtykkelse 15,1 - 21,4 mm 	Tekniske data: <ul style="list-style-type: none"> - Karbonstål - Stålrøret har utvendig belegg av glassfiberarmert asfalt (6 mm) - Betongkappe (40-60 mm) med armeringsstål - Påmontert 100 tonn aluminiumsanoder (5,5 % sink) - Vektanslag for stålrøret er 36 986 tonn, for glassfiberarmert asfalt 2 400 tonn og betongkappen med armering 41 000 tonn - Rørledningen er bygget opp av 12 m lange rør som er sveist sammen. Området ved feltskjøtene er dekket med en plastfilm (krympestrømpe) som har et lag med lim på siden som vender mot rørledningen. Over denne plastfilmen er det påført et oppfyllingsmateriale med samme tykkelse som betongbelegget på rørene.
Knarr gassseksportørledning <ul style="list-style-type: none"> - Ble satt i drift i 2015 (Gassco, 2019)	105,7 km (94,1 km på norsk sokkel)	12" rørledning av stål	Tekniske data: <ul style="list-style-type: none"> - Rustfritt stål - Korrosjonsbeskyttelseslag i polypropylen (2-4 mm) - Påmontert 450 aluminiumsanoder (2-3 % sink), hvorav 6 tonn aluminiumsanoder er på norsk sokkel - Vektanslag for rørledningen (på norsk sokkel) er 9 500 tonn, hvorav 97 % stål
Gyda oljerørledning <ul style="list-style-type: none"> - Ble satt i drift i 1987 (Aker BP, 2019)	24 km	20" rørledning av stål <ul style="list-style-type: none"> - Veggtykkelse 14,3 og 19,1 mm (tykkest i utsatte områder) 	Tekniske data: <ul style="list-style-type: none"> - Rustfritt stål - Korrosjonsbeskyttelseslag (6,5 mm) som består av kulltjære, fiberglassduk og primer - Betongkappe (50-70 mm) med armeringsstål - Påmontert 250 aluminiumsanoder (2-6 % sink) - Vektanslag for stålrøret er 4 350 tonn, for korrosjonsbeskyttelseslaget 500 tonn, betongkappen 13 000 tonn (inkl. armeringsstål) og anoder 50 tonn
Gyda gassrørledning <ul style="list-style-type: none"> - Ble satt i drift i 2001 (Aker BP, 2019)	11 km	10" rørledning av stål <ul style="list-style-type: none"> - Veggtykkelse 18,3 - 20,6 mm (tykkest i utsatte områder) 	Tekniske data: <ul style="list-style-type: none"> - Rustfritt stål - Korrosjonsbeskyttelseslag (3 mm) av epoxy og polypropylen - Påmontert aluminiumsanoder (2-6 % sink) - Vektanslaget for stålrøret er 700 tonn og korrosjonsbeskyttelseslag er 15 tonn
Huldra kondensateksportørledning <ul style="list-style-type: none"> - Ble satt i drift i 2001 (Statoil, 2012)	16 km	8" rørledning av stål	Tekniske data: <ul style="list-style-type: none"> - Rustfritt stål - Tykt lag med skummet polypropylen tilsatt epoxypulver for isolasjon - Vektanslag for stålet er 890 tonn, polypropylen 600 tonn og aluminiumsanoder 17 tonn
Tommeliten Gamma <ul style="list-style-type: none"> - To produksjonsrør og ett testrør) - Ble satt i drift i 1988 og stoppet i 1998 (Statoil, 1996)	12 km	To 9" og en 6" rørledning av stål	Tekniske data: <ul style="list-style-type: none"> - Rustfritt duplex stål - Produksjonsrørledninger er isolert med plastmaterialer (polyuretan og polykloropren) - Påmontert aluminiumanoder (Al-Zn-In legering) - Vektanslag for stålet er 2 622 tonn, plastmaterialer 236 tonn og aluminiumanoder 23 tonn

5.3.2 Kabler - typer og materialer

Kabler som er installert på norsk sokkel omfatter kontrollkabler (umbilicals), strømkabler og servicelinjer. Kontrollkabler kan være alt fra enkle strøm- og kommunikasjonskabler til mer kompliserte kabler som inneholder kjemikalielinjer (rør) som er fylt med ulike typer av kjemikalier for styring og kontroll av produksjonsstrømmen, bl.a. hydraulikkvæske, injeksjonskjemikalier og barrierevæske. I midten av kabelen er det ofte en 2" servicelinje som brukes til MEG (monoetylenglykol) for å hindre dannelse av hydratplugg. Kablene benyttes bl.a. til å styre hydrauliske ventiler, til overvåking og monitorering, til injisering av kjemikalier i produksjonsstrømmen og av metanol for å motvirke pluggdannelser.

Kablene er bygd opp av komposittmaterialer, polymerer og innstøpt forsterkning. En stålrør-umbilical vil typisk bestå av stålrør, elektriske elementer og fiberkabel. Eksempel på kabler og kabelmaterialer er vist i Tabell 2. Eksempelen er Tommeliten Gamma feltet, hvor kablene er tatt ut av drift og etterlatt på feltet, dvs. nedgravd eller tildekket på havbunnen.

Tabell 2. Eksempel på kabler, materialer og mengder (her Tommeliten Gamma (Statoil, 1996)).

Type kabel	Materialer og mengder
Elektrisk kabel (12 km)	Komplett kabel: <ul style="list-style-type: none"> - Vekt 85,8 tonn - Kraft- og signaltråd i kopper (3,8 tonn) - Armering i galvanisert stål (68,4 tonn) - Beskyttelseslag (indre og ytre) av polyetylen (13,6 tonn)
Hydraulisk kabel (12 km)	Komplett kabel: <ul style="list-style-type: none"> - Vekt 232,7 tonn - 14 hydraulikk- og metanolslanger i termoplast (39,4 tonn) - Fyllmateriale i gummi og plast (2,4 tonn) - Armering i galvanisert stål (160,4 tonn) - Beskyttelseslag (indre og ytre) av polyetylen (30,5 tonn)

5.3.3 Alternative disponeringsløsninger

Rørledninger som er tatt ut av drift på norsk sokkel, blir i hovedsak etterlatt på havbunnen, enten slutttdisponert eller midlertidig etterlatt i påvente av feltavslutning. Omfanget av rørledninger som er fjernet og tatt til land er begrenset og inkluderer kun mindre rørlengder innenfor sikkerhetssonen (500 meter), bl.a. på Frigg-feltet. En del fleksible og stive stigerør er i tillegg fjernet som en del av feltavslutninger. Eksempler på rørledninger som er tatt ut av drift samt disponeringsløsninger, er vist i Tabell 3.

Transportrørledninger (eksportørledninger) mellom felt har generelt lang levetid. Videre eller ny bruk av disse rørledningene vurderes når felt tas ut av drift, som eksempel nevnes Huldra gassseksportørledning og Valemon rørgassrørledning.

Etterlatelse

Med etterlatelse av en rørledning eller kabel menes at den tas ut av bruk og blir liggende der den er. Ifølge St.meld. nr. 47 kan etterlatelse av rørledninger og kabler kombineres med

tiltak for å redusere eventuelle uønskede virkninger. Mulige tiltak er tildekking med grus/stein eller grøfting med eller uten tilbakefylling av masser. Etterlatelse er generelt vurdert som det billigste alternativet.

Dersom rørledningen etterlates eksponert på sjøbunnen må det foretas inspeksjoner for å overvåke nedbrytningsforløp og utvikling av eventuelle frie spenn. For Valemon rørgassrørledning er det anslått at en visuell inspeksjon hvert 20 år etter sluttdisponering, vil være tilstrekkelig (Gassco & Equinor, 2019).

Det er i tidligere utredninger uttalt at antatt total nedbrytningstid for stålrørledninger er 300-500 år. Kunnskapen om nedbrytningsforløp er imidlertid mangelfull, da modellberegninger er vanskelig å verifisere gjennom observasjoner, jf. St.meld. nr. 47 (1999-2000). Nedbrytningstiden vil avhenge av ulike forhold, f.eks. om betongkappe og offeranoder er intakt, eller om skader har oppstått. For Valemon rørgassrørledning, som er en betongbelagt stålrørledning, antas det at nedbrytning av offeranoder vil ta omkring 100 år. Først da vil stålet brytes ned som følge av korrosjon. Nedbrytningsprosessen er anslått å ha en varighet på 150 år for rørledninger som ligger eksponert på havbunnen. Dersom rørledningene er nedgravd i sedimenter, er det forventet at nedbrytningsprosessen tar lengre tid pga. redusert tilgang på oksygen (Gassco & Equinor, 2019).

Rørledninger som blir liggende etter at de er tatt ut av bruk, men som skal fjernes på et senere tidspunkt omtales som midlertidig etterlatt. Midlertidig etterlatelse kan være ønskelig fra operatørens side ut fra sikkerhetsmessige hensyn, at rørledningen ligger i et område der det fremdeles er petroleumsaktivitet eller ut fra et ønske om å redusere kostnadene ved å samordne fjerningsoperasjoner når produksjonen på feltet avsluttes.

Fjerning

Fjerning av rørledninger og kabler kan ha ulike formål, bl.a. gjenbruk og materialgjenvinning. Det er per i dag begrenset erfaring med fjerning og materialgjenvinning av rørledninger og kabler. Metaller i rørledninger og kabler kan normalt gjenvinnes. Dersom det ikke finnes realistiske gjenbruks- eller gjenvinningsløsninger, må materialene i rørledningene deponeres.

Det eksisterer metoder for fjerning av alle typer rørledninger og kabler. Metodene inkluderer bl.a. reversert legging, kutting av rør og kabler på havbunnen og løft av enkeltrør. Hvilke metoder som er best egnet avhenger av type rør og kabler, diameter, vekt, type belegg og vanddyb. Fjerning av kabler og fleksible rør er generelt enklere enn fjerning av stive rør.

Fjerning av rørledninger kan gjennomføres fra et rørleggingsfartøy. Før aktiviteten gjennomføres må sand og grus fjernes fra rørledningene og forbindelser må kuttes. Rørledningene fraktes så til land for opphugging og resirkulering eventuelt deponering. Kabler kan frakoples bunnrammer og spoles på karuseller ombord på et kabelfartøy før de fraktes til land for opphugging og resirkulering. Fjerning av rørledninger og kabler er per i dag generelt vurdert som den mest kostnadskrevende disponeringsløsningen.

Fjerning av deler av rørledninger og kabler omtales som delvis fjerning, hvor noen deler fjernes og andre etterlates. I henhold til St.meld. nr. 47 (1999-2000) betraktes denne løsningen ikke som et selvstendig disponeringsalternativ.

Gjenbruk

Med gjenbruk menes videre bruk av rørledningen eller for annet formål til havs. Gjenbruk kan som tidligere nevnt også innebære en utsettelse av valg av endelig disponeringsløsning. Erfaringene med gjenbruk av rørledninger er begrenset, og er i hovedsak knyttet til relativt korte rørlengder med liten til medium diameter samt Huldra gassseksportørledning som ble besluttet gjenbrukt i Valemon-prosjektet. Hovedutfordringen med gjenbruk er om rørledningen tilfredsstillende spesifikasjons- og kvalitetskrav fra ny bruker. Det vil også være en restusikkerhet knyttet til bruk av rekvalifiserte materialer. Kabler er i stor grad spesialtilpasset, og gjenbruksmulighetene er dermed begrenset, jf. St.meld. nr. 47 (1999-2000).

Et annet eksempel er Valemon rikgassrørledning, hvor operatøren anbefaler gjenbruk av rørledningen (Gassco & Equinor, 2019). Dersom gjenbruk likevel ikke blir aktuelt, er anbefalingen at rørledningen sluttdisponeres og etterlates. Operatøren vil da ta stilling til om rørledningen skal ligge eksponert på sjøbunnen med frie ender tildekket eller om den skal sluttdisponeres i grøft med overgangssoner som er grusdekket. Det framgår også av konsekvensutredningen for Valemon rikgassrørledning at opphogging og materialgjenvinning av denne type betongbelagt rørledning hittil ikke er gjennomført i det omfang som Valemon rikgassrørledning ville medføre.

Tabell 3. Eksempler på rørledninger som er tatt ut av drift og disponeringsløsninger.

Felt/rørledning	Lengde	Diameter (")	Disponeringsløsning
Ekofisk I	41 rørledninger; 0,9 - 75 km, totalt 236 km	4,5 - 36	Etterlatt som de er, dvs. nedgravd (0,8-2,5 m) eller tildekket på havbunnen. (OED, 2000)
Odin	26,4 km	20	Etterlatt nedgravd, fylt med sjøvann, endene tettet med mekanisk plugg og tildekket med grus. (OED, 2000)
Lille Frigg	Tre rørledninger; 1, 1,4 og 22 km (gassrørledning)	2x4, 10	Etterlatt, gassrørledning grusdumpet, og øvrige rørledninger og kabler nedgravd og dekket med 0,9 meter sand. (OED, 2000)
Øst Frigg	Tre rørledninger; 2km (samlør (gassrør, servicelinje og signalkabler)), 2x18 km (produksjonsrør og servicelinje)	4, 10 og 12	Etterlatt nedgravd og dekket med stein, Signalkabler ligger på havbunnen og antas dekket med silt/sand. Samlerøret er delvis (50 %) dekket med grus og stein. Elektriske kabler ligger på havbunnen og er delvis dekket med silt og sand. (OED, 2000)
Frøy	Fire rørledninger; a 32 km	2,5, 2x12 og 16	Etterlatt nedgravd med unntak av 16" vanninjeksjonsledning, hvor 50 % av ledningen er sluttdisponert nedgravd uten tilbakefylling pga. fiskerihensyn, mens resterende er etterlatt på havbunnen. (OED, 2000)

Felt/rørledning	Lengde	Diameter (")	Disponeringsløsning
Tommeliten Gamma	Tre rørledninger; a 11,7 km	6-9	Etterlatt nedgravd, grusdumpet på partier der rørledningen har bøyd seg ut av grøften. (OED, 2000)
Mime	To fleksible rørledninger; a 7 km	2 og 5	Etterlatt nedgravd og tildekket, inkl. kabler. Rørledninger er fylt med sjøvann. (OED, 2000)
TOGI	42 km	20	Midlertidig etterlatt, vil bli vurdert i sammen med andre rørledninger i området. (Akvaplan-niva, 2006)
Frigg (Norsk sektor)	Fire feltinterne rørledninger; a 0,7 km	4, 8, 2x 26	Rørledninger innenfor sikkerhetssonen (500 m) er fjernet. Øvrige rørledninger er etterlatt. (Akvaplan-niva, 2006).
Ula-Cod	25,8 km	10	Etterlatt delvis tildekket og eksponert. (Akvaplan-niva, 2006)
Gyda-Ekofisk del	2,8 km	12	Etterlatt nedgravd. (Akvaplan-niva, 2006)
Gyda oljerørledning	24 km	20	Anbefalt etterlatt delvis nedsunket i havbunnen. Eksponerte områder med frie spenn tildekkes med stein (om lag 22 000 m ³). (Aker BP, 2019)
Gyda gassrørledning	11 km	10	Anbefalt etterlatt nedgravd. Eksponerte områder tildekkes med stein (om lag 450 m ³). (Aker BP, 2019)
Huldra gasseksport-rørledning	160 km	22	Gjenbrukt i Valemon-prosjektet med unntak av 700 meter av rørledningen som er etterlatt og steindumpet. (Statoil, 2012)
Huldra kondensat-rørledning	16 km	8	Etterlatt som den ligger, dvs. grøftet ned og naturlig tildekket. Deler av rørledningen er også steindumpet for å forebygge krumning. Eksponerte seksjoner fjernes og endene overdekkes. (Statoil, 2012)

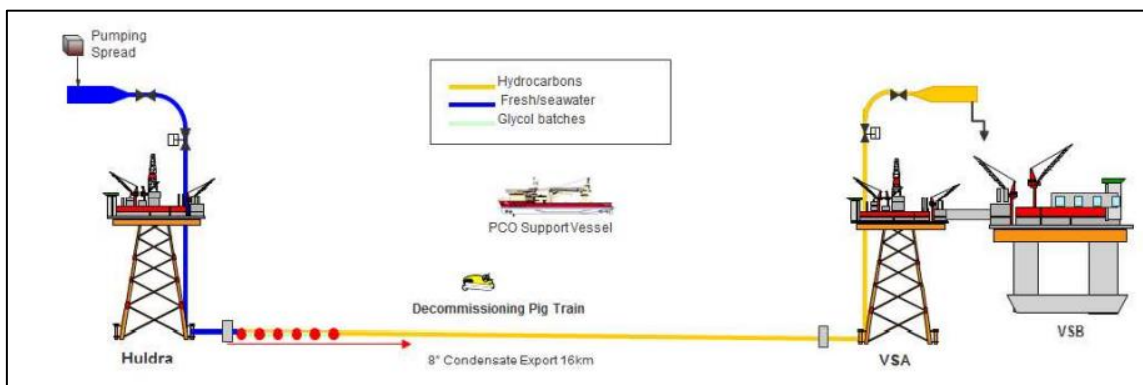
5.3.4 Avslutningsaktiviteter

Disponering av rørledninger og kabler omfatter flere aktiviteter, og gjennomføres i flere faser. Avslutningsaktivitetene omfatter bl.a.:

- tømming, rengjøring og vannfylling av rørledninger eller preserving for gjenbruk
- tømming og rengjøring av kabler
- undervannskutting av rørledninger og kabler
- fjerning av betongbelegg i forbindelse med gjenbruk, dvs. påkobling til annen rørinfrastruktur
- mudring og flytting av masser i forbindelse med etterlatelse, gjenbruk eller fjerning av rørdeler eller rørkomponenter og betongmatter eller andre matter
- tildekking med grus eller stein og eventuelt bruk av betongmatter i forbindelse med midlertidig etterlatelse

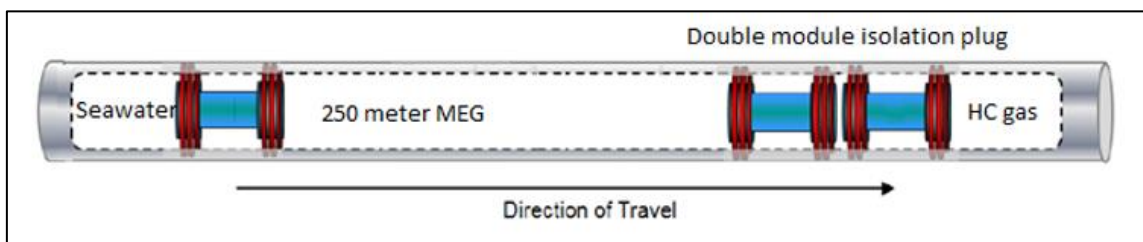
Tømming, rengjøring og vannfylling av rørledninger

Rengjøring av rørledninger gjennomføres uavhengig av disponeringsløsning. Det finnes ulike metoder for rengjøring av rørledninger; vanngjennomspyling, vasking med kjemikalier, vasking med varmt vann og mekanisk rengjøring (rørskraper, også kalt rensepigger). Illustrasjon av rengjøringsoperasjon er vist i Figur 5 (Statoil, 2012). I forkant av nedstengning av produksjonen på feltet, blir rørledninger tømt for hydrokarboner (gass, kondensat og olje) som rutes inn i prosessen på produksjonsplattformen.



Figur 5. Illustrasjon av rengjøring av rørledninger (Statoil, 2012).

Tømming, rengjøring og vannfylling av gassrørledninger skjer normalt i samme operasjon. Tømming foregår ved at piggetog kjøres gjennom rørledningen. Selve piggetoget består gjerne av flere rensepigger (rørskraper), hvor mellomrommet mellom rensepiggene er vannfylt med glykol (MEG) for å hindre at sjøvannet som driver piggetoget kommer i kontakt med hydrokarbonene foran piggetoget og for å unngå hydratdannelse. Dette er illustrert i Figur 6. Når piggetoget har ankommet mottaksplattformen, er rørledningen tømt for hydrokarboner, rensket og fylt med sjøvann. Ytterligere gjennomspyling med vann etter at rørledningen er vannfylt, kan være vanskelig å få til dersom mottaksplattformen ikke har kapasitet eller begrenset mulighet til å håndtere de store vannvolumene. Optimalisering og robustgjøring av rensepigger har derfor betydning for restmengden av hydrokarboner og andre forurensninger i rørledningen.



Figur 6. Illustrasjon av rengjøring av gassrørledninger (kilde: Equinor pers.com.).

Oljerørledninger rengjøres normalt med rensepigger (rørskraper) og mulig etterfølgende flushing med vann, hvor vannet renses i produsertvannssystemet. Ifølge operatørene er erfaringen at oljeinnholdet etter rengjøring av oljerørledninger varierer fra noen titalls mg/l (< 40 mg/l) og til i overkant av 100 mg/l. Operatørenes generelle målsetning er at oljeinnholdet etter rengjøring er under 100 mg/l.

I henhold til aktivitetsforskriften § 60a skal oljeinnholdet i vann etter rensing være så lavt som mulig, og ikke overstige 30 mg/l. Det er per i dag ingen spesifikke krav til restinnhold av olje i rørledninger etter rengjøring i forbindelse med avslutning av drift. Dette er nærmere omtalt i kapittel 5.4.4.

Rørledninger som ikke gjenbrukes, blir kuttet i begge ender og etterlatt vannfylt. Dersom rørledningen skal gjenbrukes, må den fylles med kjemikaliebehandlet ferskvann eller sjøvann (dvs. filtrert sjøvann som er tilsatt oksygenfjerner og biosid) og plugges. Det er per i dag ingen erfaring med langtidspreservering av tidligere brukte rørledninger.

Tømming og rengjøring av kontrollkabler

Kontrollkabler inneholder kjemikalielinjer som må tømmes og rengjøres når aktiviteten på feltet avsluttes, jf. St.meld. nr. 47 (1999-2000). Kjemikalierne omfatter bl.a. hydraulikkvæsker, metanol, avleiringshemmer og emulsjonsbryter. Rengjøringsoperasjoner gjennomføres normalt ved spyling og fortrenkning av kjemikalier fra innretning eller fartøy. Kjemikalier som kommer i retur, samles opp på tanker for transport til land og håndtering i henhold til gjeldende avfallsregelverk. Rengjøringsoperasjonene vil kunne variere i omfang og kompleksitet, avhengig av antall kjemikalielinjer og om tømming og rengjøring skjer fra innretning eller fartøy. Det samme gjelder praksis for plugging av kabler ved etterlatelse.

Spyle- eller fortrenkningsvæske (normalt ferskvann eller MEG og ferskvann) forblir i kabelen dersom denne plugges med endelukk. Som eksempel nevnes kabelen på Brynhild-feltet (Lundin, 2019), hvor kjemikalielinjene (syv totalt) ble rengjort med MEG og ferskvann med unntak av linjen for metanol, som ble omsøkt sluppet ut til sjø ved Brynhild-feltet i forkant av rengjøringsoperasjonen. Metanol var opprinnelig planlagt etterlatt i kabelen, som er plugget med endelukk i hver ende. Operasjonen ble gjennomført fra fartøy.

Brynhild er koblet opp mot Pierce-feltet på britisk sokkel. Bakgrunnen for det omsøkte utslippet av metanol, er at *Health and Safety Executive* (HSE) i UK, basert på gjeldende regelverk, dvs. *Pipeline Works Authorisation* (PWA), ikke tillater at den nedgravde kontrollkabelen etterlates med metanol. Grunnen til dette er at HSE UK definerer kontrollkabelen som en "Major Accident Hazard Pipeline" i henhold til *Pipeline Safety Regulations 1996* (PSR) dersom den forlates med innhold av metanol.

Undervannskutting av rørledninger og kabler

Disponering av rørledninger og kabler medfører frakobling/kutting mot tilgrensende infrastruktur som skal fjernes. Det finnes forskjellig utstyr for undervannskutting av rørledninger og kabler. Dette er verktøy som styres og plasseres på havbunnen fra konstruksjonsfartøyer med assistanse fra ROV (fjernstyrt undervannsfarkost) (Dr.techn.Olav Olsen, 2018). Betongbelegg kan fjernes ved bruk av høytrykksvannkutting. Metoden brukes i forbindelse med gjenbruk og oppkopling av nye rør. Figur 7 nedenfor viser eksempler på kutteverktøy som benyttes for kutting av betongbelagte rørledninger og kabler.



Figur 7. Eksempler på kutteverktøy for betongrørledninger (Gassco & Equinor, 2019) og kabler (Dr.techn.Olav Olsen, 2018).

Valg av utstyr tas på et senere tidspunkt i prosjektet, og baseres på hva som er tilgjengelig i markedet når aktiviteten skal gjennomføres. Hvilket utstyr og hvilke metoder som benyttes, har betydning for utslipp og eventuell forflytning, oppvirling og spredning av sedimenter og forurensede masser.

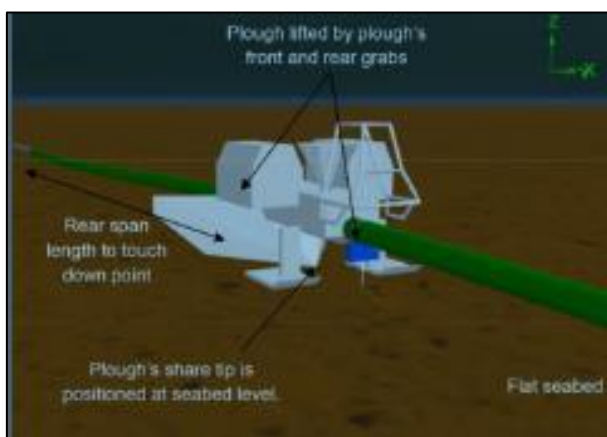
Fjerning av rørledninger som er nedgravd eller overdekket med stein, vil kreve at steinmassene flyttes på og at sedimentdekket mudres bort. Rørledningen kan deretter trekkes opp eller kuttes i mindre lengder der den ligger, før den tas opp til fartøy. For Knarr gass eksportrørledning, som er 70 km, er det anslått at kutting av røret i eksempelvis 25 meters lengde, vil kreve 4 000 kutt (Gassco, 2019).

Mudring og grøfting

Det finnes forskjellige metoder og typer av undervannsutstyr som kan benyttes i forbindelse med mudring og grøfting på havbunnen. Utstyret som benyttes, blir operert fra et fartøy.

Rørledninger kan senkes under sjøbunnsnivå ved grøfting. Dette kan gjøres med en mekanisk plog eller ved at det spyles en grøft i sjøbunnen. Dersom det ligger steiner langs rørledningen, må disse fjernes før grøfting kan gjennomføres. Hvilken metode som er egnet avhenger av bunnforholdene. I forbindelse med avslutning og disponering av Valemon rikgassrørledning er det gjennomført en studie knyttet til grøfting av rørledninger (plog eller spyling). Denne inkluderer vurderinger av kostnader, tidsbruk og omfang av grøfting.

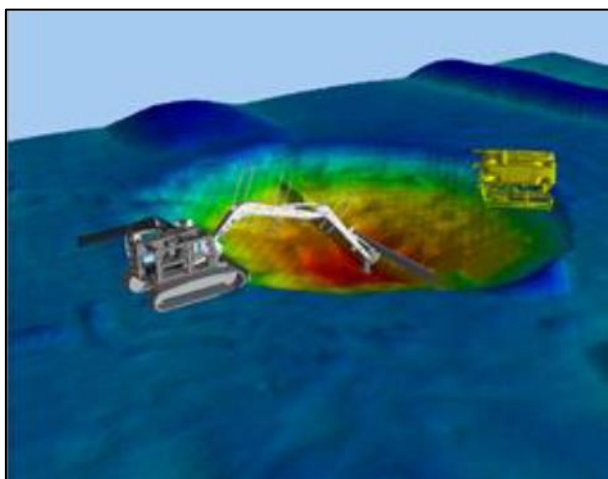
For Valemon rikgassrørledning ble det konkludert med at mekanisk plog var best egnet pga. områder med fast leire. Grøfteoperasjoner med mekanisk plog gjennomføres ved at plogen plasseres over rørledningen og trekkes av et fartøy. Prinsippet for mekanisk grøfting og eksempel på plog er vist i Figur 8. Når plogen har passert, vil rørledningen gradvis senke seg ned i grøften. Grøftingen medfører at rørledningen blir utsatt for betydelige belastninger bl.a. som følge av at rørledningen er i et fritt spenn på hver side av plogen. Metoden krever derfor at rørledningen har en viss strukturell integritet (Gassco & Equinor, 2019).



Figur 8. Prinsipp for mekanisk grøfting og eksempel på plog (Gassco & Equinor, 2019).

I Valemon-studien ble det også sett til erfaringer fra sammenlignbare grøfteoperasjoner, bl.a. tidsperspektiv for eventuell tilbakefylling. Erfaringen er at rørledningene etter ca. to år, har fått en naturlig tilbakefylling som dekker hele rørledningen, og at grøften forventes å være helt tilbakefylt etter ca. 10 år. For å verifisere at tilbakefyllingen skjer som forventet, blir prosessen overvåket. For Valemon rørgassrørledning er det operatørens vurdering at det vil være tilstrekkelig å gjennomføre en visuell inspeksjon med undervannsfarkost 3-5 år etter sluttdisponering (Gassco & Equinor, 2019).

Mudring kan gjennomføres med beltegående fjernstyrt undervannsfarkost, hvor ROV benyttes til skanning av utgravd område underveis for å verifisere fremgang og forhindre unødig gravearbeid og eksponering av rørledning. Figur 9 viser eksempel på gravearbeid med beltegående fjernstyrt undervannsfarkost i forbindelse med Heimdal Riser Bypass prosjektet, som er en sammenkobling av rørledningene Statpipe, Oseberg Gasstransport, Vesterled og Grane gassrørledninger (Gassco, 2020).



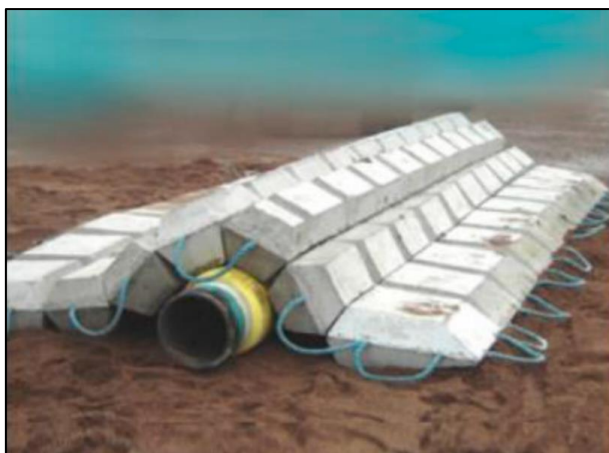
Figur 9. Subsea gravearbeid med beltegående fjernstyrt undervannsfarkost (Gassco, 2020).

Bunnsedimentene ved lokasjonene har stor betydning for risikoen for spredning av masser. Det er derfor viktig å kartlegge bunnforholdene og forurensningssituasjonen i forkant av planlagte aktiviteter for å hindre spredning av eventuelle forurensede masser.

Betongmatter og andre matter

Fleksible matter benyttes bl.a. i krysningspunkter i rørledningstraséer og for å beskytte rørledninger og kabler hvor det er fare for fallende laster eller fastheking av fiskeredskaper. Det finnes per i dag ingen samlet oversikt over matter som er utplassert på sokkelen.

Mattene er normalt tildekket med stein eller grus. Typer, materialer og antall varierer og avhenger av rørledningstrasé og lokale forhold, bl.a. høydeforskjeller. Fleksible matter består typisk av betongblokker som holdes sammen av polypropylen eller Kevlartau. Typisk vekt er 5-20 tonn per matte (Dr.techn.Olav Olsen, 2018). Figur 10 viser betongmatte som benyttes for beskyttelse av rørledninger. Dagens praksis er at betongmatter som er tildekket/nedgravd etterlates, mens eksponerte matter på havbunnen blir tildekket eller fjernet og sendt til deponering.



Figur 10. Betongmatter til beskyttelse av rørledninger (Dr.techn.Olav Olsen, 2018).

Betongmatter er mest brukt, men også bitumenbaserte matter har vært benyttet. Sistnevnte ble avdekket under avslutning av Huldra. Bitumenbaserte matter forvitrer og medfører utslipp av miljøgifter, bl.a. PAH og mikroplast. Mattene som ble avdekket på Huldra bestod av 10 % bitumen (tungt nedbrytbare hydrokarboner), stein og sand og hadde en ytre polyesterduk. Mattene ble fjernet og tatt til land (Equinor, 2018).

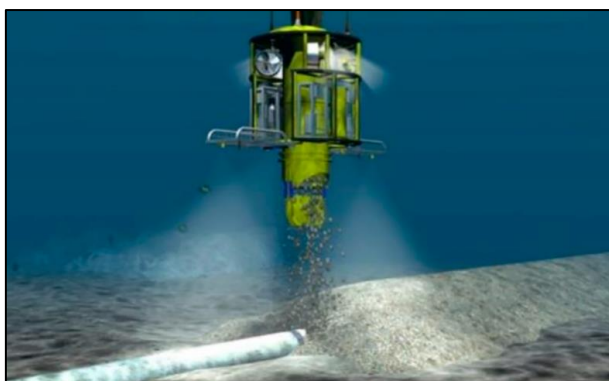
Grus- og steinlegging

Rørledninger som er nedgravd i sedimentet er ofte tildekket med grus eller stein på deler av rørstrekket. Rørledninger som ligger eksponert på havbunnen blir tildekket med grus eller stein. Tildekking med stein skal sikre overtrålbarhet og redusere risikoen for at fiskeredskaper blir heftet fast i fragmenter av betongkappen og stålrøret, som vil oppstå pga. nedbrytning over tid. Stein benyttes også for å understøtte, stabilisere og beskytte rørledninger, samt redusere risikoen for frie spenn som oppstår ved sedimenterosjon eller gradvis endring av havbunnen.

Steinfyllinger er imidlertid ikke utelukkende positivt fra et fiskerisynspunkt, da fyllinger kan forårsake problemer med skade på finmasket trål, stein i trålpose osv. Tildekking med stein er også negativt dersom aktiviteten påvirker sårbare habitater (koraller, svamp osv.) eller medfører spredning av forurensede sedimenter eller kommer i konflikt med kakshauger. Det er derfor viktig at bunnforholdene og forurensningssituasjonen er kartlagt i forkant av

planlagte aktiviteter for å hindre at miljøeffekter oppstår i forbindelse med grus- og steinlegging.

Ved tildekningsoperasjoner blir grus og stein fraktet ut på feltet og plassert av tilpassede fartøyer med ROV-assistert utstyr. Lengden på områder med grus og stein, samt tykkelse på stein- og gruslaget, varierer og avhenger av bunnforholdene. Grus er også benyttet for at rørledningen skal kunne bevege seg sideveis for å ta opp termisk ekspansjon når den er i drift. Figur 11 nedenfor er en illustrasjon av prosessen med grusdekking av rørledning via en såkalt "fallpipe", som henger fra et grusfyllingsfartøy, og hvor grus slippes ned gjennom røret. Nedre del av røret er utstyrt med propeller for å kunne posisjonere utstyret over senter på rørledningen (Dr.techn.Olav Olsen, 2018).



Figur 11. Illustrasjon av prosessen med grusdekking av rørledning (Dr.techn.Olav Olsen, 2018).

Fjerning av rørledninger og kabler vil kreve at grus og stein må flyttes på. For lange rørstrekk, kan flytting av stein være omfattende og arbeidskrevende.

5.3.3 Miljørisiko

Konsekvenser ved disponering av rørledninger og kabler ble vurdert i et utredningsprogram iverksatt av OED i perioden 1996-1999, jf. St.meld. nr. 47 (1999-2000). Operatørenes vurdering av miljørisiko ved etterlatelse av rørledninger og kabler baseres i stor grad på dette grunnlaget. Dette er nærmere omtalt nedenfor.

Fysiske endringer og påvirkning på habitater

Etterlatelse og fjerning av rørledninger og kabler kan innebære fysiske inngrep ved mudring, grøfting, etablering eller flytting av steinfyllinger.

Rørledninger og kabler som graves ned og overdekkes med sedimenter, vil medføre lokale påvirkninger av miljø eller habitat i form av direkte fysisk skade på havbunnen, oppvirvling og resuspensjon av sediment, samt re-sedimentasjon med overdekking av bunnlevende immobile organismer (OED, 2000). Effekten av fysiske inngrep, vil avhenge av forurensningstilstanden i området og tilstedeværelsen av sårbare habitater.

For rørledninger som ligger eksponert på havbunnen, er fjerning vurdert å medføre kun mindre fysiske forstyrrelser. Dette vil imidlertid kunne variere avhengig av metode for fjerning (reversert legging, kutting på havbunnen og løft av enkeltrør osv.). Fjerning vil også kunne etterlate arr på havbunnen. Disse vil kunne viskes ut dersom de er i sandige habitat og vil derfor kun ha lokal og forbigående effekt.

I områder med særlig sårbare ressurser som tobis, koraller og svamper, må det tas spesielle hensyn for å unngå påvirkning, at det ikke oppstår endringer av eksisterende bunnforhold og ikke tilføres materialer som stein og grus som ikke hører hjemme her. Avslutningsaktiviteter som planlegges i disse områdene, vil være søknadspliktig i medhold av forurensningsloven.

Marin forsøpling og mikroplastproblematikk

Rørledninger, kabler, betongmatter og andre matter som etterlates på havbunnen representerer marin forsøpling. De vil forvitte og brytes ned naturlig i mindre deler over tid. Rørledninger, kabler, betongmatter og andre matter som etterlates er også en fare for fiskeredsaker og annen marin aktivitet i perioden fra de går i oppløsning og fram til de er nedbrutt. Operatørenes vurdering er at forsøpling kan forhindres ved at eksponerte deler tildekkes eller grøftes til en dybde som over tid fører til naturlig tilbakefylling og tildekking av grøft.

Rørledninger, kabler, betongmatter og andre matter er også kilde til mikroplast. Rørledninger har plastbelegg (eksempelvis feltskjøter), vanligst er polypropylen, og kabler inneholder plastmaterialer. Plastbelegg og plastmaterialer vil over tid fragmenteres til mikroplast som tas opp av organismene som lever i vannsøylen, spres via havstrømmer og tas opp i næringskjeden.

Etterlatelse og utlekking av metaller og andre miljøfarlige stoffer

Rørledninger og kabler skal renses for miljøskadelige stoffer før de etterlates. Rørledninger blir tømt for hydrokarboner og fylt med vann etter rengjøring, men kan inneholde rester av kjemikalier. Etter hvert som rørledningene eldes og bryter sammen, vil rester av hydrokarboner og andre forurensningskomponenter lekke ut, inngå i korrosjonsprodukter og nedbrytningsprodukter. Dette inkluderer stoffer som kvikksølv, kadmium og andre metallsporstoffer, lavradioaktive avleiringer og jernsulfid som vil akkumuleres i næringskjeden og kan medføre skade på livet i havet. Tilsvarende vil kjemikalirester eller kjemikalier som blir etterlatt i kabler lekke ut. Det er operatørenes vurdering at utlekking fra rørledninger og kabler vil være begrenset, og at stoffene forventes å være stabilt bundet i sedimentene som omgir rørledningene.

Under naturlig nedbrytning av rørledninger og kabler, avgis metallprodukter til sedimenter og vannsøyle som kan ha toksiske effekter. Dette gjelder særlig anoder og rørledninger som har kvikksølvrester igjen på/i stålet. Nedbrytningshastigheten avhenger av materialene i rørledninger og kabler, og miljøet disse befinner seg i. For rørledninger er det forventet å ta fra 250 til 1000 år, avhengig av om rørledningene ligger eksponert på sjøbunnen eller om de er nedgravde eller tildekket (Gassco & Equinor, 2019). Det er antatt at korrosjonshastigheten kan være om lag 75 % lavere for nedgravde rørledninger enn for frittliggende eksponerte rør (Aker BP, 2019). Dette skyldes hovedsakelig mindre kontakt med oksygen og at rørledningen vil være mindre utsatt for skader på beskyttelsesbelegg. Nedbrytningsforløp for kabler er i liten grad omtalt og vurdert i operatørenes konsekvensutredninger i dag. Det samme gjelder for betongmatter og andre matter.

Nedbrytning av aluminiumsanoder

Etter hvert som anodene brytes ned, vil korrosjonen starte på rørledningene. Det antas at anoder brytes ned i løpet av om lag 100 år. Anodene som benyttes i dag består typisk av aluminium og 2-6 % sink, samt mindre mengder andre metaller. Det finnes også aluminiumsanoder med kvikksølv på enkelte rørledninger som ble installert før 1980. Ifølge

St.meld.nr. 47 (1999-2000) dreier dette seg om ca. 30 km feltrørledninger i Ekofisk og Statfjordområdet, og hvor mengdene utgjør omkring 80 kg kvikksølv. Da rørledningene har vært i bruk i mer enn 40 år, vil en god del av materialet være tæret bort. Kvikksølv som tæres bort vil frigjøres til vannmassene eller være partikulært bundet i bunnsedimentene.

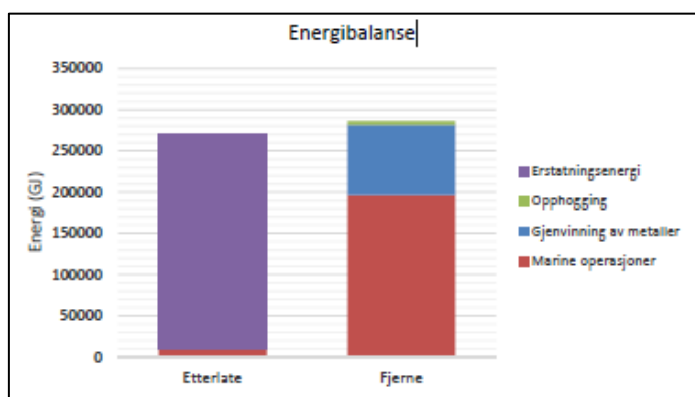
5.3.4 Energibalanse og klimagassutslipp

Energiforbruk og utslipp til luft vil være knyttet til fartøyoperasjoner, opphogging på land og materialgjenvinning.

Ved beregning av energibalanse og energiforbruk og utslipp til luft for hvert av disponeringsalternativene, benytter operatørene en retningslinje utgitt av Institute of Petroleum (Gassco & Equinor, 2019). Metoden tar hensyn til miljønytteten ved gjenvinning kontra ny produksjon av materialer.

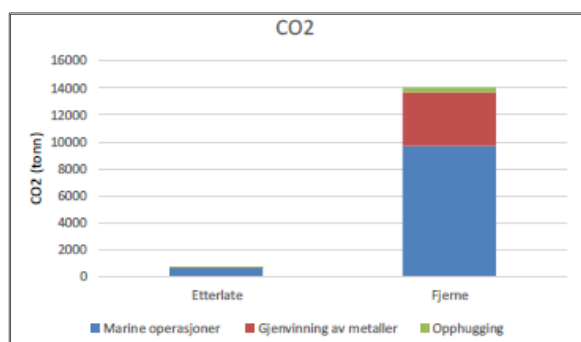
Grunnlaget for beregningene er tekniske mulighetsstudier, antatt varighet av operasjoner og standard beregningsfaktorer. Usikkerheten i beregningene er oppgitt til ca. 30-40 % basert på datamaterialet alene. Retningslinjen fra Institute of Petroleum legger til grunn et livsløpsperspektiv, inkludert fjerning, demontering og materialhåndtering inntil endelig disponering av materialet. Metoden inkluderer også erstatningsenergi dersom gjenvinnbare materialer ikke gjenvinnes (Gassco & Equinor, 2019).

Energiforbruket knyttet til etterlatelse vil variere, og avhenger av fartøyaktivitet og om hvorvidt rørledningen må graves ned/tildekkes. Full fjerning av rørledninger er generelt vurdert til å være mest energikrevende, og vil medføre betydelig fartøyaktivitet. Denne løsningen inkluderer flytting av steinfyllinger og selve fjerningsarbeidet. I tillegg kommer energiforbruk ved gjenvinning av stål, men hvor nytten av materialgjenvinning har energimessig stor betydning. For Knarr gasseksportørledning, er energibalansen for etterlatelse og fjerning tilnærmet lik (Gassco, 2019), men hvor hovedbidraget til energibalansen er forskjellig. For etterlatelse vil dette være erstatningsenergi for ikke å gjenvinne stål. Dette er illustrert i Figur 12 nedenfor.

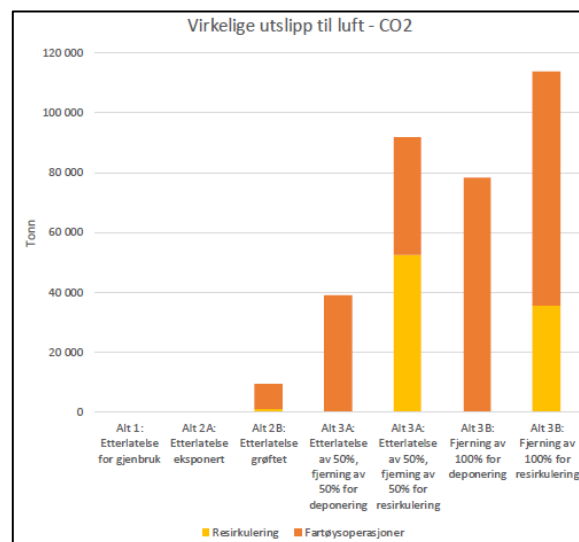


Figur 12. Energibalanse for sluttdisponering av Knarr gasseksportørledning ved henholdsvis etterlatelse og fjerning (Gassco, 2019).

For utslipp til luft, er det betydelig forskjell på om rørledningen etterlates eller fjernes. Den største andelen av utslippet er knyttet til marine operasjoner i forbindelse med fjerning av rørledninger og gjenvinning av rørledningsstål. For Knarr gasseksportørledning er dette illustrert for CO₂-utslipp i Figur 13 og for Valemon rikgassrørledning i Figur 14.



Figur 13. Utslipp av CO₂ fra sluttdisponering av Knarr gassrørledning ved henholdsvis etterlatelse og fjerning (Gassco, 2019).



Figur 14. Utslipp av CO₂ fra sluttdisponering av Valemon rikgassrørledning ved henholdsvis etterlatelse og fjerning (Gassco & Equinor, 2019).

For Valemon rikgassrørledning er det estimert at fjerning av rørledningen vil ha en samlet varighet på i underkant av ett år, og involvere 4-5 fartøy. Under disse operasjonene vil det være flere undervannsfarkoster i sjøen. En eventuell fjerning av rørledning vil måtte foregå i to sommersesonger (Gassco & Equinor, 2019).

Dersom marine operasjoner baseres på fartøyer med lavutslippsteknologi, ville fjerning av rørledninger framstå mer gunstig enn i dag. Vi viser i denne sammenheng til Meld. St. 13 (2020-2021) Klimaplan for 2021-2030 (KLD, 2021) som nylig ble framlagt.

5.4 Våre vurderinger

5.4.1 Behov for gjennomgang av kunnskapsgrunnlag

Rørledninger, kabler og betongmatter/andre matter er lokalisert i produktive havområder med stor diversitet; sjøbunnsfauna, plankton, fisk, korallrev, sjøfugl og sjøpattedyr. Valg av disponeringsløsning har derfor stor betydning for risikoen for miljøskade på kort sikt og skadeomfang på lengre sikt som følge av restinnhold av forurensninger etter rengjøring av rørledninger og kabler, nedbrytningsprodukter, utlekking og spredning av miljøgifter i vannsøylen og på havbunnen, bl.a. kvikksølv. Rørledninger, kabler og betongmatter/andre matter som etterlates representerer også marin forurensning og er kilde til mikroplast.

Tatt i betraktning tiden som har gått siden konsekvensene ved disponering av rørledninger og kabler ble utredet (1996-1999), og omfanget av rørledninger og kabler på norsk sokkel har økt til nesten det dobbelte, er det Miljødirektoratets vurdering at det er behov for å innhente

oppdatert kunnskap om miljørisiko og nedbrytningsprodukter ved etterlatelse av rørledninger og kabler.

Per i dag, er det liten erfaring med fjerning og gjenvinning av rørledninger i stor skala, da rørledningene i hovedsak etterlates på havbunnen. Kun mindre rør/rørstrekk (spools og jumpere) tas til land. Rørledninger og anoder, samt armeringsstål fra betongbelegg kan materialgjenvinnes. Stålet i stålrørledninger som fjernes, kan gjenvinnes tilnærmet 100 %. Plaststoffer som lar seg fjerne, kan energigjenvinnes eller vil følge stålet til materialgjenvinning. Tidligere studier har vist at opphugging og omsmelting av stål fra rørledninger gir en nettobesparelse i forhold til nyproduksjon mht. avfallsgenerering, energiforbruk og utslipp til luft, jf. bl.a. konsekvensutredning for Tommeliten Gamma (Statoil, 1996). Ut fra miljø- og ressurs hensyn, og sett i forhold til sirkulær økonomi og bærekraft, er det behov for å se nærmere på mulighetene for å gjenvinne en større andel av rørledningene enn hva som er tilfellet i dag.

Tilsvarende, er det ut fra miljøhensyn, behov for å se nærmere på muligheten for fjerning av kabler, som i motsetning til rørledninger (stive rør) vil være enklere å fjerne. Kabler kan spoles på karuseller (dvs. reversert installasjon) før de fraktes til land for opphugging og gjenvinning. Tidligere gjennomførte utredninger viser også at kostnadene ved fjerning av kabler er langt lavere sammenlignet med fjerning av rørledninger, jf. St.meld. nr. 47 (1999-2000). Kontrollkabler består bl.a. av stålarmering, kobberleder og plastmaterialer (eksempelvis slanger, isolasjonsmaterialer og fyllmaterialer). Opphugging og smelting av kontrollkabler vil generere avfall. En del av dette avfallet (bl.a. plastmaterialer) vil kunne være egnet for gjenvinning.

Det er også behov for å se nærmere på hvilke avfallsmengder som genereres ved disponering av rørledninger, kabler og betongmatter/andre matter, både næringsavfall og farlig avfall, samt håndteringskapasitet i dagens avfallssystem, på kort og lang sikt.

For utslipp av klimagasser og andre forbrenningskomponenter er det betydelig forskjell på om rørledninger etterlates eller fjernes. Som vist i kapittel 5.3.6 er den største andelen av klimagassutslippet knyttet til marine operasjoner i forbindelse med fjerning. Sett i lys av Norges klimamål forventer vi at også fartøyer som benyttes for avslutningsaktiviteter, vil ha lavutslippsløsninger i nær framtid. Framtidige beregninger av energiforbruk og klimagassregnskap bør derfor inkludere bruk av lavutslippsløsninger.

Før avslutningsaktiviteter og forberedende arbeid settes i gang, er det vesentlig at forurensningssituasjonen på feltet og langs rørlednings- og kabeltraséer er kjent, og at sårbare habitater og forurensningsgrad i sedimentene er kartlagt, både innenfor og utenfor sikkerhetssonen, jf. kapittel 4 Forurensede sedimenter. Forurensningssituasjon og resultater fra kartleggingen har betydning for Miljødirektoratets vurdering av miljørisiko, hva som er å anse som BAT og hvilke avbøtende tiltak som bør gjennomføres ved disponering av rørledninger, kabler, betongmatter/andre matter.

Da konsekvensutredninger gjerne foreligger 2-5 år før avslutningsaktiviteter gjennomføres, er vår erfaring at omfang av forurensede sedimenter i tilknytning til rørledninger og kabler ikke er kartlagt i tilstrekkelig grad når utredningen foreligger. Dette vanskeliggjør vår vurdering av miljørisiko knyttet til alternative disponeringsløsninger og forberedende arbeid.

5.4.2 Behov for gjennomgang av dagens praksis med å etterlate rørledninger og kabler

Miljødirektoratet vurderer at det er behov for å se nærmere på dagens etablerte praksis med å etterlate rørledninger og kabler, inklusive betongmatter/andre matter, sett i forhold til forsøpling, miljørisiko, sirkulærøkonomi og miljø- og ressurs hensyn samt føre-var prinsippet. Dette inkluderer en sammenligning av alternative disponeringsløsninger, bl.a.:

- kostnader ved gjennomføring av alternative disponeringsløsninger
- energibalanse, klimagassregnskap og bruk av lavutslippsløsninger i marine operasjoner
- miljørisiko knyttet til avslutningsmetoder og forberedende arbeid
- avbøtende tiltak knyttet til nedbrytningsprodukter og miljøskadelige stoffer
- hensynet til andre brukere av havet og nye næringer
- avfallsmengder, avfallshåndtering, gjenvinningsmuligheter og -kapasitet på land på kort og lang sikt

Det bør etableres et samarbeidsprosjekt med representanter fra bransjen og myndigheter (Miljødirektoratet, Oljedirektoratet og Ptil), som ledes av Miljødirektoratet.

I tillegg til ovennevnte bør samarbeidsprosjektet også dekke følgende kunnskapsbehov:

Teknologiutvikling og BAT for alternative disponeringsløsninger og forberedende arbeid

Hvilke metoder og utstyr som benyttes ved disponering av rørledninger, kabler og betongmatter/andre matter, har betydning for klimagassutslipp, utslipp til sjø og eventuell forflytning og spredning av forurensede sedimenter. Det er derfor behov for en nærmere gjennomgang av tilgjengelige metoder, utstyr og teknologiutvikling på dette området - hva som er å anse som BAT for alternative disponeringsløsninger og ulike avslutningsaktiviteter og forberedende arbeid.

Oppdatert kunnskap om miljørisiko og nedbrytningsprodukter

Operatørenes anbefaling av disponeringsløsninger og vurdering av miljørisiko og nedbrytningsprodukter ved etterlatelse av rørledninger og kabler, baseres i stor grad på beslutningsgrunnlaget som ble utarbeidet i perioden 1996-1999 som underlag for St.meld. nr. 47 (1999-2000). Pga. tiden som har gått og antall kilometer med rørledninger og kabler på norsk sokkel har økt til nesten det dobbelte siden år 2000, bør kunnskapsgrunnlaget oppdateres. Dette inkluderer også betongmatter og andre matter samt forberedende arbeid i forbindelse med avslutningsaktiviteter.

Avklaring rundt omfang av aluminiumsanoder med kvikksølv og vurdering av avbøtende tiltak

Rørledninger som ble etablert før 1980 har aluminiumsanoder med kvikksølv. Ifølge St.meld. nr. 47 (1999-2000) gjelder dette feltinterne rørledninger på Ekofisk- og Statfjordområdet. Vi er ikke kjent med om dette også gjelder flere rørledninger på norsk sokkel, som er i drift eller sluttdisponert. Miljødirektoratet mener at omfang og tilstanden til aluminiumsanodene må avklares, jf. kapittel 5.4.3. Det er også behov for en nærmere vurdering av miljørisiko og avbøtende tiltak, bl.a. muligheter for å fjerne hele eller deler av rørledningene. Dette inkluderer også miljørisiko knyttet til gjennomføring av fjerningsaktiviteter (mudring, kutting av rør osv.), da disse aktivitetene kan medføre spredning av kvikksølv som er bundet til bunnsedimentene.

Gjennomgang av operatørenes disponeringspraksis knyttet til avkuttete rørdeler, betongrester m.m.

Det er behov for å innhente nærmere opplysninger om operatørenes praksis knyttet til disponering av avkuttete rørdeler (rørkomponenter og endestykker) i forbindelse med etterlatelse av rørledninger. Dette inkluderer materialgjenvinning og avfallshåndtering. Det er uklart hvor mye som etterlates og tas til land per i dag.

Tilsvarende gjelder for kabler og betongrester, eksempelvis betongbelegg som må fjernes i forbindelse med gjenbruk og påkobling av rørledninger til eksisterende infrastruktur, samt grussekker (syntetiske fiberfilterposer) som benyttes til midlertidig stabilisering av rørledninger, mudringsmaskiner osv.

Kartlegging av betongmatter og andre matter på norsk sokkel og disponeringspraksis

Betongmatter og andre matter (typer og materialer) som er i bruk og etterlatt på norsk sokkel, bør kartlegges. Det er i tillegg behov for å innhente nærmere opplysninger om operatørenes praksis knyttet til disponering av matter. Vi vurderer generelt at matter ikke bør etterlates med mindre dette er risikofyllt, er i konflikt med krysningskrav, øker risikoen for frie spenn eller medfører spredning av forurensede masser.

Kartlegging av plastbelegg og plastmaterialer i rørledninger og kabler, samt matter

Plastbelegg og plastmaterialene i rørledninger og kabler vil over tid fragmenteres til mikroplast. Det er behov for å kartlegge omfang og type plastbelegg og plastmaterialer i rørledninger og kabler, både etterlatte og rørledninger og kabler som er i bruk på norsk sokkel i dag. Tilsvarende gjelder for betongmatter og andre matter.

5.4.3 Behov for overvåking av rørledninger med kvikksølvanoder

Rørledninger som ble etablert før 1980 har vært i bruk i mer enn 40 år, og en god del av anodematerialet vil derfor være tæret bort. Etterlatelse av rørledninger med kvikksølvanoder representerer miljørisiko, jf. kapittel 5.4.2. Tilstanden til aluminiumsanodene og kvikksølvinnhold i bunnsedimentene bør derfor kartlegges, og nedbrytningsforløpet bør overvåkes, eventuelt som del av den etablerte feltspesifikke eller regionale overvåkingen.

Miljødirektoratet vil vurdere hvilke krav som bør stilles til kartlegging av tilstand og forurensede sedimenter når omfang av aluminiumsanoder med kvikksølv er avklart, jf. kapittel 5.4.2. Resultatet fra kartleggingen vil ha betydning for hvilke krav som bør stilles til overvåking av anodene samt avbøtende tiltak. Vi viser i denne sammenheng også til kapittel 2.5.5 og kapittel 4.

5.4.4 Behov for etablering av krav til rengjøringsaktiviteter og rester av forurensninger

Rørledninger skal renses for miljøskadelige stoffer før de disponeres, jf. St.meld. nr. 47 (1999-2000). Det er per i dag ingen spesifikke krav til restinnhold av hydrokarboner og andre forurensninger i rørledninger etter rengjøring. Restinnhold av forurensninger kan gi både kort- og langtidseffekter på gyteprodukter i vannsøylen og eksponert bunns substrat/habitat. Da omfang av rengjøringen og rengjøringsmetoder har betydning for restinnhold av hydrokarboner og andre forurensninger, er det behov for å stille krav til rengjøringsoperasjoner i forbindelse med avslutning av drift. Miljødirektoratet vil se videre på hvilke spesifikke krav som bør stilles. Det er aktuelt å inkludere krav til prøvetaking og

analyse av rengjøringsvann, under og etter at rengjøringen er avsluttet og krav til restinnhold av forurensninger. Vi vil ha behov for mer opplysninger om operatørenes praksis ved rengjøring av rørledninger. Dette inkluderer plugging av rørledninger som slutttdisponeres.

Som nevnt skal oljeinnholdet i vann som slippes til sjø etter rengjøring av rørledninger være så lavt som mulig, og skal uansett ikke overstige 30 mg olje per liter vann, jf. aktivitetsforskriften § 60a. Etter Miljødirektoratets vurdering bør det stilles tilsvarende krav til restinnholdet av hydrokarboner i rørledninger etter rengjøring.

Restinnhold av hydrokarboner og avsetning av kvikksølv og andre miljøgifter i rørledninger avhenger også av mediet i rørledningen (gass, kondensat eller olje). Det er derfor viktig at operatørene har kunnskap om og oversikt over hvilke miljøfarlige stoffer som er i mediet, og som kan akkumuleres i stålet, som bindes kjemisk til korrosjonsprodukter eller blir igjen på rørveggen, bl.a. kvikksølv. Analyser av materialer som renskes ut av rørledningen med rensespigget (rørskraper), kan avdekke om rørledningen inneholder kvikksølv eller andre miljøgifter. Kvikksølv kan bl.a. også detekteres ved å analysere stål som har vært i kontakt med mediet i rørledningen (Gassco & Equinor, 2019). Krav til prøvetaking og analyse bør derfor også omfatte mediet i rørledninger, avleiringer som renskes ut av rørledningen, stål som har vært i kontakt med mediet i rørledningen osv.

Andre forhold som har betydning, er tidspunktet for gjennomføring av rengjøringsoperasjoner, utslippssted og conserveringsmetoder. Rørledninger som skal gjenbrukes, fylles med kjemikaliebehandlet ferskvann eller sjøvann (dvs. filtrert sjøvann som er tilsatt oksygenfjerner og biosid). Da biosidet brytes ned, vil det være behov for å ta vannprøver for å overvåke nedbrytningen over tid. Dersom biosidkonsentrasjonen reduseres til et nivå der effekten avtar, må vannet skiftes ut. Det er per i dag ingen erfaring med langtidspreservering av tidligere brukte rørledninger, og det er derfor knyttet usikkerhet til hvor lang tid det vil ta før vannet må skiftes ut. Vi vil se nærmere på hvilke krav som bør stilles til langtidspresevering av rørledninger.

Tømming og rengjøring av kabler vil, som nevnt i kapittel 5.3.4, variere i omfang og kompleksitet. Tilsvarende som for rørledninger, er det behov for å få plass krav til rengjøring av kabler. Dette inkluderer bl.a. krav til dokumentasjon av restinnhold i kjemikalielinjer og avfallsmengder. Vi vil også her ha behov for mer opplysninger om operatørenes praksis ved rengjøring samt plugging av kabler som slutttdisponeres.

5.5 Våre anbefalinger

Miljødirektoratet anbefaler:

- Et samarbeidsprosjekt mellom oss, OD, Ptil og representanter fra bransjen, for å se på dagens kunnskapsgrunnlag og etablerte praksis med å etterlate rørledninger og kabler, inklusive betongmatter og andre matter, med fokus på forsøpling, miljørisiko og muligheter for fjerning og materialgjenvinning sett i lys av sirkulær økonomi, klima-, miljø- og ressurs hensyn, samt føre-var-prinsippet.
- Prosjektet bør i tillegg dekke følgende kunnskapsbehov:
 - teknologiutvikling og BAT for alternative disponeringsløsninger og forberedende arbeid
 - oppdatert kunnskap om miljørisiko og nedbrytningsprodukter, bl.a. mikroplast
 - avklaring rundt omfang av rørledninger som har aluminiumsanoder med kvikksølv og vurdering av avbøtende tiltak
 - gjennomgang av operatørenes disponeringspraksis knyttet til avkuttete rørdeler (rørkomponenter og endestykker) samt betongrester m.m. i forbindelse med etterlatelse av rørledninger
 - kartlegging av betongmatter og andre matter på norsk sokkel samt innhenting av opplysninger om operatørenes disponeringspraksis
 - kartlegging av plastbelegg og plastmaterialer i rørledninger og kabler, samt betongmatter og andre matter
- At operatøren kartlegger tilstanden til aluminiumsanoder med kvikksølv og kvikksølvinnhold i bunnsedimenter, og at nedbrytningsforløp overvåkes, eventuelt som del av den feltspesifikke eller regionale overvåkingen. Miljødirektoratet vil vurdere hvilke krav som bør stilles til overvåking, når resultatet fra kartleggingen foreligger.
- At vi utarbeider krav til rengjøring av rørledninger og kabler i forbindelse med avslutning av drift, fortrinnsvis i forskrift. Tilsvarende gjelder for langtidspreservering av rørledninger.

6. Kunstige rev

6.1 Bakgrunn

I Norge og andre medlemsland i OSPAR er det vanlig forvaltningspraksis å kreve at petroleumssinnretninger til havs fjernes fullstendig og bringes til land for opphugging og materialgjenvinning etter at produksjonen er avsluttet. I andre deler av verden er det imidlertid ikke uvanlig å etterlate eller plassere utrangerte innretninger på sjøbunnen som kunstige rev. Særlig utbredt har denne praksisen vært i Mexicogulfen, der flesteparten av verdens offshoreinnretninger for utvinning av olje og gass befinner seg.

I løpet av de siste årene er det gjennomført en rekke studier som belyser konsekvenser av å etterlate eller plassere utrangerte petroleumssinnretninger eller deler av disse på sjøbunnen som kunstige rev. Mange av studiene er igangsatt på initiativ fra olje- og gasselskaper, og er helt eller delvis finansiert av disse.

Konklusjonene i de fleste av disse studiene går i retning av at kunstige rev totalt sett har positive effekter i det marine miljøet. Kostnadene antas dessuten å bli lavere enn ved ilandføring og opphugging. Det er derfor grunn til å anta at det vil bli økende interesse for slike løsninger innad i industrien i årene som kommer.

På bakgrunn av dette har vi sett behov for å kartlegge hva som finnes av kunnskap om å etterlate utrangerte petroleumssinnretninger som kunstige rev internasjonalt, samt å drøfte hvilke problemstillinger slike sluttdisponeringsløsninger vil kunne medføre.

6.2 Historikk

Kunstige rev har blitt anlagt i mange regioner over hele verden i lang tid for forskjellige formål. I Middelhavet er det eksempelvis funnet bevis for at kunstige rev ble brukt for tre tusen år siden for å tiltrekke seg fisk. På 1600-tallet ble bygningsrester og stein dumpet i sjøen utenfor Japan for å dyrke tare, og på 1830-tallet begynte man å bruke tømmer for å forbedre fiske utenfor kysten av South Carolina i USA.

I nyere tid har kunstige rev blitt konstruert eller plassert på havbunnen for å etterligne funksjonene til naturlig rev som har gått tapt pga. bl.a. menneskelig påvirkning. Etterhvert har det også blitt vanlig å etablere kunstige rev for en lang rekke andre formål, herunder som forskningsobjekter, for erosjonskontroll og strandlinjestabilisering, i forsvarsøyemed, for å drive forskjellige typer akvakultur og for å fremme turisme ved å kunne tilby attraktive områder for dykking, båtliv, fiske og surfing. Eksempler på objekter som har blitt senket eller etterlatt på sjøbunnen for slike formål er utrangerte kjøretøy, skip, fly og petroleumssinnretninger.

I Norge har det ikke vært praksis å benytte petroleumssinnretninger til å anlegge kunstige rev. Det var tidligere relativt vanlig å dumppe utrangerte skip og annet avfall i sjøen, men hensikten var da å kvitte seg med disse, snarere enn at de var ment å skulle ha en funksjon som kunstige rev. Myndighetene godkjente denne praksisen fra 1970-tallet, og Statens

forurensningstilsyn anslo for ca. 20 år siden at det fantes opptil 100 marine dumpeplasser langs kysten mellom svenskegrensen og Grense Jakobselv. Dumping av fartøyer har vært forbudt i Norge fra 2004, jf. forurensningsforskriften § 22.

I 1983 ble Boligplattformen Alexander Kielland senket i Nedstrandsfjorden i Rogaland, tre år etter at den kantret på Ekofiskfeltet. Nedstrandfjorden var i flere tiår en av de mest benyttede marine dumpeplassene for tyngre installasjoner. Dumpingen skjedde innenfor et cirka fem kvadratkilometer stort bunnområde på 600-700 meters dyp.

I 1991 sank betongunderstellet til Sleipner GBS i Gandsfjorden i Rogaland etter at den sprang lekk under en prøvenedsenkning. Underveis til bunnen imploderte hele konstruksjon og ble liggende som en haug med betongrester og forvridde armeringsjern på 220 meters dyp (AF Decom, 2011). Det er ikke kjent om det har blitt gjort oppfølgende undersøkelser i etterkant og hvilken betydning det har hatt for økosystemene i fjorden.

6.3 Regelverk og forvaltningspraksis

6.3.1 Internasjonalt regelverk

Av Londonprotokollen 1996 følger det at plassering av materiale for et annet formål enn ren disponering ikke er dumping, forutsatt at en slik plassering ikke er i strid med protokollens formål.

OSPAR-konvensjonen har i vedlegg III artikkel 8 bestemmelser om plassering av petroleumsinnretninger i det marine miljøet for annet formål enn det opprinnelig var designet og konstruert for. Slik plassering krever tillatelse av nasjonale myndigheter og den må være i tråd med relevante kriterier, retningslinjer og prosedyrer fra OSPAR kommisjonen. Bestemmelsen kan ikke benyttes til å tillate dumping av innretninger i strid med bestemmelsene i vedlegg III og OSPAR decision 98/3.

Den økende bruken av forskjellige typer materialer til å anlegge kunstig rev har avstedkommet bekymring i mange land for at det generelle dumpeforbudet uthules og omgås. For å motvirke dette, og gi føringer som nasjonale myndigheter kan basere sin forvaltningspraksis på, har man under ovennevnte konvensjoner fastsatt retningslinjer for anleggelse av kunstige rev. Disse omtales kort i punktene nedenfor.

Retningslinjer under Londonkonvensjonen (UNEP)

London Convention and Protocol: UNEP Guidelines for the Placement of Artificial Reefs (heretter omtalt som UNEP-retningslinjene) ble utarbeidet i 2009 (London Convention and Protocol/UNEP, 2009). Retningslinjene skal bidra til enhetlig regelverk og forvaltningspraksis i medlemslandene, og gjelder for de åtte avfallstypene som er spesifikt unntatt fra det generelle forbudet mot dumping i Londonprotokollen.

I UNEP-retningslinjene er begrepet kunstige rev definert og forklart på følgende måte:

"Et kunstig rev er en nedsenket struktur bevisst konstruert eller plassert på havbunnen for å etterligne noen funksjoner av et naturlig rev, som å beskytte, regenerere, konsentrere seg og/eller styrke bestander av levende marine ressurser.

Målene for et kunstig rev kan også omfatte beskyttelse, restaurering og regenerering av akvatiske habitater, og fremme av forskning, rekreasjonsmuligheter og pedagogisk bruk av området.

Begrepet inkluderer ikke nedsenkede strukturer bevisst plassert for å utføre funksjoner som ikke er relatert til de av et naturlig rev - som moloer, fortøyning, kabler, rørledninger, marine forskningsenheter eller plattformer - selv om de for øvrig etterligner noen funksjoner av et naturlig rev."

Vedlegg 5 til UNEP-retningslinjene gir spesifikke føringer for vurdering av plattformer og andre typer petroleumsinnretninger som kunstige rev. I henhold til retningslinjene, skal eventuelle tillatelser til etterlatelse eller plassering av innretninger på havbunnen bare gis dersom andre alternative disponeringsløsninger som ombruk og materialgjenvinning er vurdert og forkastet etter en grundig sammenlignende analyse av alternativene.

Retningslinjer under OSPAR-konvensjonen

OSPAR Guidelines on Artificial Reefs in relation to Living Marine Resources (heretter omtalt som OSPAR-retningslinjene) ble utarbeidet i 1999 og revidert i 2012 (OSPAR, 2012).

Retningslinjene gjelder for det Nordøstlige Atlanterhavet og definerer kunstige rev på følgende måte:

"Et kunstig rev er en nedsenket struktur plassert på havbunnen med vilje, for å etterligne noen egenskaper ved et naturlig rev".

OSPARs retningslinjer er i stor grad sammenfallende med UNEP-retningslinjene, men fokuserer i noe sterkere grad på at det skal dokumenteres en nytteverdi før nasjonale myndigheter eventuelt kan gi tillatelse til etablering av kunstige rev.

6.3.2 Norsk regelverk

Som nevnt i kapittel 2 regulerer forurensningsforskriften kapittel 22 plassering av materialer, herunder innretninger. Det følger av § 22-5 at det er forbudt å plassere materiale i sjø eller vassdrag for et annet formål enn det opprinnelig ble bygd eller konstruert for, unntatt når tillatelse er gitt i medhold av § 22-6. Det er Miljødirektoratet som har myndighet til å gi slik tillatelse. En eventuell tillatelse til plassering av innretninger fra Miljødirektoratet må foreligge før OED fatter sitt disponeringsvedtak, og det vil i slike saker være viktig med god dialog mellom OED og Miljødirektoratet.

Forurensningsforskriften § 22-5 gjelder i den grad materialet plasseres for et annet formål enn det opprinnelig ble bygd eller konstruert for, f.eks. i den hensikt å etablere et kunstig rev. Hensikten kan imidlertid ikke være å kvitte seg med innretningen. Da vil det i så fall være dumping.

6.3.3 Forvaltningspraksis

I Norge har vi som nevnt ikke hatt saker om plassering av innretninger fra petroleumsvirksomheten som kunstige rev, men Miljødirektoratet har behandlet saker om plassering av annet materiale som kunstig rev, f.eks. betongrester og skipsvrak. Det er etablert en streng praksis for å gi tillatelse til etablering av kunstige rev, og i utgangspunktet gis det ikke slik tillatelse med mindre det som skal plasseres er konstruert som kunstig rev.

Denne forvaltningspraksisen vil være utgangspunktet dersom Miljødirektoratet får søknader om plasseringer av innretninger som kunstige rev.

I OSPAR har man også hatt en restriktiv holdning til plassering av petroleumsinnretninger på sjøbunnen, men det er gjennomført flere prosjekter for å framskaffe kunnskap om effekter av kunstige rev basert på andre typer materialer og strukturer. Eksempelvis har steinmasser av forskjellig grovhet, betongelementer, ferjer og andre fartøyer blitt plassert ut på egnede steder. Oppfølgingen i etterkant har vist at alle typer materialer og strukturer raskt blir kolonisert av hardbunnsorganismer og at den biologiske produksjonen øker (Jørgensen, 2016) i forhold til omkringliggende områder.

6.4 Kunnskapsgrunnlag

6.4.1 Metodikk for å vurdere miljøeffekter

Det finnes mange forskjellige verktøy og metodikker som kan brukes til å analysere komplekse problemstillinger som inkluderer miljøaspekter (Multi Criteria Decision Analysis - MCDA). Tre metodikker som anses å kunne være aktuelle ved vurdering av kunstige rev er Comparative assessment (CA), Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) og Best Practical Environmental Option (BPEO) (Sommer, et al., 2019). Disse omtales kort nedenfor.

Comparative assessment (CA) innebærer at man bruker et sett med kriterier og underkriterier for å vurdere fordeler og ulemper ved alternative løsninger og tiltaksmuligheter opp mot hverandre. Kriterier som det vil være naturlig å vurdere i forbindelse med avslutningsprosjekter kan eksempelvis være tekniske aspekter, sikkerhet, innvirkning på det marine miljøet og eventuelle andre økosystemer, forbruk av naturressurser og energi, klimapåvirkning og økonomiske aspekter. Alle aktuelle kriterier og underkriterier gis en score som multipliseres med vektingsfaktorer for å beregne en samlet score for hvert alternativ. Alternativet med høyest totalvektet poengsum ble identifisert som "CA-anbefalt alternativ". Shell har brukt CA-metodikken i forbindelse med planlegging av avslutning av installasjoner på Brent-feltet i Nordsjøen.

Net Environmental Benefit Analysis (NEBA) ble opprinnelig utviklet for å vurdere oljevernberedskap og respons, men har også vist seg å være anvendelig som et mer generelt verktøy for å vurdere miljørettede tiltak opp mot hverandre. En NEBA er også kjent som en netto økosystemtjenesteanalyse (NESA). Metodikken innebærer at man kartlegger hvilke økosystemtjenester som det er relevant å inkludere i hvert enkelt tilfelle, identifiserer kunnskapshull og forsøker å tette disse før man verdsetter de valgte økosystemtjenestene og aggregerer resultatene. NEBA-metodikken er nylig brukt i en studie innrettet mot å vurdere fordeler og ulemper ved å etterlate deler av Heimdalplattformen som et kunstig rev (Rambøll, 2020).

Best Practical Environmental Option (BPEO) er en metodikk som er utviklet av britiske myndigheter for å vurdere ulike metoder for avfallshåndtering opp mot hverandre. Metodikken er først og fremst tenkt brukt for bygge- og riveavfall og tar hensyn til lokale forhold. Dette kan innebære at avfall av samme type får ulik score avhengig av hvor det

oppstår, og at løsninger lavt nede i avfallshierakiet¹ i noen tilfeller kommer ut som mer gunstige enn løsninger høyere oppe i avfallshierarkiet. Vi er ikke kjent med at metodikken foreløpig er brukt ved anleggelse av kunstige rev.

6.4.2 Teknologiske muligheter og begrensninger

De aller fleste innretninger på norsk sokkel vil kunne fjernes fra feltet og transporteres til land for opphugging og materialgjenvinning ved bruk av kjent og tilgjengelig teknologi. I henhold til etablert forvaltingspraksis i Norge er det da ikke aktuelt å vurdere sluttdisponering som kunstige rev.

For noen av de store og gravitasjonsbaserte betongplattformene kan det imidlertid være tekniske og sikkerhetsmessige utfordringer som gjør at det ikke vurderes som forsvarlig å reflyte understellene og transportere dem til land (Dr.techn.Olav Olsen, 2010). Etterlatelse på stedet, tilsvarende som for Frigg TCP2, kan da være et aktuelt sluttdisponeringsalternativ. Slike etterlatte innretninger vil imidlertid ikke kunne regnes som kunstige rev i henhold til OSPAR-regelverket, siden den primære hensikten med etterlatelse normalt vil være å slippe å transportere dem til land snarere enn å oppnå ønskede effekter på stedet.

Dersom det skulle være teknisk mulig og sikkerhetsmessig forsvarlig å reflyte innretningene kunne man tenke seg å taue disse til et egnet sted for så å senke dem der. Eventuelt kan plattformbeina kuttes i mindre deler før de transporteres vekk. Som beskrevet overfor, er dette også bare aktuelt hvis det kan dokumenteres at det har en klar nytteverdi å anlegge et kunstig rev på det aktuelle stedet.

6.4.3 Miljømessige aspekter ved å anlegge kunstig rev

Arealbeslag

Ved eventuell plassering av petroleumsinnretninger eller deler av disse på sjøbunnen som kunstige rev, vil det måtte tas forholdsregler for å hindre at fiskefartøyer kommer for nær strukturene og risikerer tap av utstyr pga. fastsetting. Dette kan gjøres ved å etablere en sikkerhetssone rundt strukturene. Alternativt kan det være tilstrekkelig å angi plasseringen på sjøkart og utplassere navigasjonsutstyr.

Selv om utplassering av kunstige rev vil begrense arealet som er tilgjengelig for kommersielt fiske, er det ikke gitt at dette vil påvirke de totale fangstvolumene i et område negativt. Det at slike rev gjennomgående øker biologisk mangfold og produksjon, samt at de skjermes mot beskatning, kan tenkes å bidra til å bevare og øke bestander av fisk og annen marin fauna.

I studien som Rambøll nylig gjorde på oppdrag fra Total (jf. omtale ovenfor), konkluderes det med at de negative effektene av å etablere en sikkerhetssone rundt eventuelle etterlatte strukturer på Heimdal ville blitt mer enn oppveid av de positive effektene som et kunstig rev vil ha i form av økt biologisk produksjon.

Det er for øvrig ikke bare petroleumsvirksomheten som legger beslag på areal offshore. Havvindparker i de sørlige delene av Nordsjøen krever f.eks. store arealer. Det kan derfor

¹ Avfallshierarkiet innebærer at avfall i prioritert rekkefølge skal søkes redusert, ombrukt, materialgjenvunnet, energiutnyttet og til slutt eventuelt deponert.

være naturlig å vurdere om eventuelle kunstige rev basert på utrangerte petroleumsinnretninger kan plasseres innenfor sikkerhetssonene som er etablert rundt disse, slik at man ikke beslaglegger nytt areal. Det forutsettes da at det gjøres helhetlige vurderinger av slike løsninger, og at f.eks. problemstillinger knyttet til undervannsstøy fra vindmøllene adresseres.

Mulig spredning av miljøskadelige stoffer

Før eventuell plassering av petroleumsinnretninger eller deler av disse på sjøbunnen, må det forutsettes at alle miljøskadelige stoffer og bestanddeler er fjernet og at strukturene er rengjort så langt dette er mulig.

På plattformdekket vil man kunne ha en lang rekke andre materialer og bestanddeler som kan medføre miljørisiko, men dette vurderes ikke nærmere her siden toppdekket uansett skal sendes til land for opphugging og materialgjenvinning.

Hovedbestanddelene i plattformunderstell og eventuelle andre strukturer som det kan være aktuelt å plassere på sjøbunnen er vanligvis betong, armeringsjern og stål. Dette er materialer som forvitrer langsomt og normalt utgjør liten miljøfare. Det kan imidlertid være brukt offeranoder, maling og bunnstoff som inneholder miljøskadelige stoffer. Plattformbein og lagerceller kan dessuten inneholde store mengder olje- og kjemikalieforurensset slam og sediment som må fjernes før eventuell sluttdisponering som kunstig rev kan vurderes.

Effekter av å tilføre nytt hardbunnssubstrat

Etterlatelse eller plassering av petroleumsinnretninger på norsk sokkel vil gi varige endringer i økosystemet ved at det introduseres nytt hardbunnssubstrat i områder som fra naturens side vanligvis er dominert av bløtbunn. Dette gir grunnlag for at en rekke arter av fastsittende hardbunnsorganismer kan etablere seg, samtidig som at de artene som var naturlig til stede blir fortrent. Kunstige rev kan også fungere som viktige oppvekstområder for mange arter og gi skjul og beskyttelse mot predasjon.

Hvilken effekt kunstige rev vil ha på økosystemet avhenger av en rekke faktorer, men det er grunn til å tro at havdyp er svært viktig, siden dette langt på vei bestemmer hvilke arter som har mulighet til å kolonisere revet. Generelt vil påveksten skje raskest og i størst omfang i de øvre vannlagene og i mindre grad på dypt vann. Andre forhold som antas å ha stor betydning er bl.a. vanntemperatur og strømforhold i det aktuelle området, og ikke minst den fysiske utformingen av strukturene som etterlates eller plasseres ut. Stor overflate i forhold til volum vil være gunstig for fastsittende organismer, og hulrom vil være gunstig for arter som trenger beskyttelse mot predasjon. Hvorvidt strukturene består av stål og betong synes å ha mindre betydning for hvor raskt de blir kolonisert.

De fleste studiene som er gjennomført viser at artsrikdom og biologisk produksjon øker der man etablerer kunstige rev. Hvis dette går på bekostning av sårbare arter som opprinnelige var til stede i området, f.eks. tobis, vil imidlertid den samlede effekten på økosystemet kunne bli negativ. Tiltaket vil da kunne være i strid med naturmangfoldloven.

I Mexicogulfen har man observert at bestanden av såkalt Red Snapper har økt kraftig i et større område etter at det ble installert et stort antall petroleumsinnretninger (Bull & Love, 2019). Red Snapper er et kommersielt viktig fiskeslag som høyst sannsynlig har dratt nytte av det økte innslaget av hardbunnssubstrat som petroleumsinnretningene bidro med.

Selv om plassering av innretninger som kunstige rev åpenbart vil ha lokal påvirkning, er det ikke gitt at økosystemet i et større havområde som Nordsjøen vil bli nevneverdig påvirket. Dette vil bl.a. avhenge av hvor mye hardbunn som finnes naturlig i området fra før, og hvor store områder de nye kunstige revene vil dekke i forhold til dette. Bare i Nordsjøen er det anslagsvis så mye som 100 000 km² med naturlig hardbunn og 27 000 skipsvrak (Coolen, et al., 2016), mens det er om lag 1 350 petroleumsinnretninger til havs i hele OSPAR-området (OSPAR, 2015). Selv om alle disse skulle bli plassert på sjøbunnen, ville de derfor tilføre et prosentvis svært lite areal med nytt hardbunnsubstrat.

Avstanden mellom områder med hardbunnsubstrat, som f.eks. kunstige rev, vil også ha noe å si for deres betydning i økosystemet. Studier initiert gjennom det pågående forskningsprogrammet Insite har vist at larver av enkelte hardbunnssarter kan forflytte seg mellom lokaliteter i store deler av Nordsjøområdet under gunstige oseanografiske forhold (Bakke T. , 2018). Kunstige rev i form av f.eks. utrangerte petroleumsinnretninger, vil derfor kunne hjelpe slike arter med å utvide sine leveområder.

Spredning av fremmede arter

Man ser allerede i dag betydelige endringer i utbredelsesmønsteret til mange arter relatert til bl.a. klimaendringer og økt havtemperatur, og fysiske endringer på sjøbunnen kan tenkes å forsterke en slik utvikling. Spesielt i områder der det er mangel på hardbunnsubstrat fra før, kan man tenke seg at nye brohoder i form av f.eks. petroleumsinnretninger eller vindmøllefundamenter kan hjelpe invaderende rater å finne fotfeste, enten disse kommer til området med havstrømmer, via ballastvann, festet på skipsskrog eller på annen måte.

I Nordsjøområdet er det rapportert om at fremmede arter som japansk spøkelseskreps (*Caprella mutica*) og japansk sjøpung (*Didemnum vexillum*) har etablert seg på, hardbunnsubstrat (Coolen, et al., 2016; Havforskningsinstituttet, 2020). Disse artene er imidlertid ikke funnet på dypereliggende kunstig eller naturlig hardbunn som f.eks. skipsvrak og olje- og gassinnetninger, og det er ikke funnet indikasjoner på at petroleumsvirksomheten har bidratt til at de har etablert seg i området. Faunaen som er til stede på petroleumsinnretningene er imidlertid relativt lite undersøkt.

6.4.4 Bruk av olje- og gassinnetninger som kunstige rev i USA

I USA er det vanlig praksis å benytte utrangerte petroleumsinnretninger eller deler av disse som kunstige rev. Informasjonen i dette kapitlet er i stor grad hentet fra en oversiktsartikkel publisert i tidsskriftet *Ocean and Coastal Management* (Bull & Love, 2019).

Outer Continental Shelf Lands Act krever i utgangspunktet at petroleumsinnretninger utenfor kysten av USA skal fjernes fullstendig ned til 15 fot under sjøbunnen etter at produksjonen er avsluttet. Gjennom den såkalte National Fishing Enhancement Act (NFEA) fra 1984 åpnes det imidlertid for at utrangerte strukturer kan slutt disponeres som kunstige rev, såkalt "reefing", gitt at dette kan gjøres i tråd med bestemmelser og retningslinjer angitt i National Artificial Reef Plan fra 1985.

Myndigheten til å gi tillatelse til etablering av kunstige rev er lagt til nærmeste delstat, men disse må konsultere US Environment Protection Agency (EPA) for å sikre at tillatelsene ikke kommer i konflikt med føderalt lovverk. Delstatene som ønsker å åpne for "reefing" må dessuten etablere egne "rig to reef"-programmer, der det gis nærmere rammer og føringer for hvordan slutt disponeringen skal skje.

Når delstatsmyndigheten har gitt tillatelse til at en eller flere strukturer kan sluttdisponeres som et kunstig rev, er det operatøren som må sørge for å transportere disse til anvist lokasjon og plassere dem på sjøbunnen på en sikker måte. Deretter overføres ansvaret for den oppfølgingen av det kunstige revet til delstatsmyndigheten.

Plassering av utrangerte strukturer på sjøbunnen som kunstige rev er en relativt rimelig sluttdisponeringsløsning. Kostnadsbesparelsene som oppnås ved velge "reefing" framfor andre alternativer deles normalt 50/50 mellom de involverte petroleumsselskapene og "rig to reef"-programmet i delstaten. Nærmere bestemmelser om dette er gitt i de enkelte delstatenes lovverk.

Bestemmelsene om deling av kostnadsbesparelser gir både petroleumsselskapene og delstatsmyndighetene sterke insentiver til å velge "reefing" framfor andre sluttdisponeringsløsninger, og dette har derfor utviklet seg til å bli vanlig praksis i Mexicogulfen, der den alt overveiende delen av USAs petroleumsutvinning til havs skjer. Totalt er det installert mer enn 7000 petroleumsinnretninger i Mexicogulfen, hvorav nesten 5000 er fjernet til nå og 515 av disse har blitt sluttdisponert som kunstige rev. Verdens største kunstige rev bestående av 29 separate petroleumsstrukturer ble anlagt på 15-20 meters dyp utenfor kysten av Louisiana i 1999. Mesteparten av de kunstige revene er imidlertid anlagt på dyp mellom 60 og 130 meter, der det rapporteres å være mindre konflikt med bunnråling enn på grunnere vann.

Det er først og fremst plattformunderstell (ståljacketer) som tillates disponert som kunstige rev. Toppdekket på plattformer blir vanligvis transportert til land for materialgjenvinning.

6.5 Våre vurderinger

6.5.1 Rettslige rammer for behandling av søknader om kunstige rev

Miljødirektoratet er ikke kjent med at det per i dag er aktuelt å benytte utrangerte olje- og gassinnretninger til å anlegge kunstige rev i norske farvann. Vi har likevel gjort en vurdering av hvilket regelverk som vil være relevant ved behandling av eventuelle framtidige søknader om plassering av petroleumsinnretninger som kunstige rev etter forurensingsforskriften § 22-5 jf. § 22-6:

- Det må avklares om plasseringen vil være i tråd med gjeldende forvaltningsplan for det aktuelle havområdet. Forvaltningsplanene er regjeringens verktøy for å gjennomføre en helhetlig og økosystembasert forvaltning i norske havområder. Målet med forvaltningsplanene er å legge til rette for verdiskapning og samtidig opprettholde naturmangfoldet.
- Prinsippene i naturmangfoldloven §§ 8-10 skal legges til grunn, jf. § 7. Dette innebærer at kunnskapsgrunnlaget og eventuelt føre var-prinsippet må vurderes. Videre skal påvirkningen vurderes ut fra den samlede belastningen som økosystemet er eller vil bli utsatt for. Forvaltningsmålene i naturmangfoldloven §§ 4 og 5 er også relevant.
- Det må avklares at plasseringen ikke vil være i konflikt med lokale vernebestemmelser.
- I kystnære områder kan plan- og bygningslovens bestemmelser komme til anvendelse.
- Dersom innretninger blir transportert over landegrenser før sluttdisponering som rev, vil regelverket om grensekryssende transport av avfall komme til anvendelse.

6.5.2 Krav til utredninger og kunnskapsgrunnlag

I OSPAR-retningslinjen nevnes en rekke forhold som må være belyst før man tar beslutninger om etterlatelse/anleggelse av kunstige rev:

- Det må gjennomføres baseline-studier for å kunne vurdere effekter av etterlatelse/anleggelse av kunstige rev.
- Det må være klart hvem som er ansvarlige for revet, både mens det etableres og i etterkant.
- Andre brukerinteresser i området må kartlegges og ivaretas så langt som mulig.
- Det må dokumenteres at materialer som plasseres på sjøbunnen er tilnærmet inerte og ikke medfører forurensningsfare.
- Det må dokumenteres at strukturene som tenkes brukt er stabile så de ikke velter eller forskyver seg.
- Det må sannsynliggjøres en klar nytteverdi, f.eks. ved at det kunstige revet vil få positive miljøeffekter i økosystemet eller være attraktivt for sportsdykkere og fritidsfiskere.
- Strukturene må kunne fjernes igjen ved behov.
- Det kunstige revet må overvåkes over en periode for å se om det virker etter hensikten.

For å vurdere fordeler og ulemper ved anleggelse av kunstige rev opp mot andre mulige sluttdisponeringsløsninger, må det gjøres helhetlige analyser som omtalt i kapittel 6.4.1. Uansett hvilken metodikk man bruker for å gjøre slike analyser, har det avgjørende betydning for resultatet hvilke forhold og parametere man velger å inkludere, hvilke vurderingskriterier man bruker og hvordan man vekter hvert av disse.

6.5.3 Mulige interessekonflikter ved anleggelse av kunstige rev

Konflikter med skipsfart, fiskerier og andre brukerinteresser

Konflikter med skipsfartsinteresser kan i all hovedsak unngås hvis man overholder IMOs krav om minimum 55 meters fritt seilingsdyp over plasserte strukturer. Vanndypet er vesentlig større enn dette på størsteparten av norsk sokkel, og det ligger derfor til rette for å overholde kravet uten urimelige kostnader og ulemper. I de sørlige delene av Nordsjøen er det imidlertid områder med vanndyp godt under 100 meter, og et kunstig rev kan da komme i konflikt med IMO-kravet.

Mulige konflikter med fiskerinæringen knytter seg først og fremst til at etterlatte eller plasserte strukturer vil legge beslag på arealer på sjøbunnen. Det er fare for fastsetting og tap av fiskeredskaper hvis fiskefartøyer opererer for nær slike kunstige rev, og det kan derfor bli nødvendig å etablere sikkerhetssoner der kommersielt fiske ikke tillates. Eventuelt kan det være tilstrekkelig med god avmerking på sjøkart og utplassering av bøyer.

Utviklingen av andre marine næringer, som f.eks. havbruk og vindkraft til havs, og mineralutvinning på havbunnen, kan gi nye interessekonflikter.

Ved etterlatelse eller plassering av strukturer nært land, kan man tenke seg mulige konflikter med andre brukerinteresser, men dette vurderes som lite aktuelt i Norge pga. at all petroleumsutvinning skjer til havs og relativt langt fra land.

Det må ellers forventes at en eventuell omlegging av forvaltningspraksis i retning av å tillate plassering av innretninger som rev vil bli møtt med sterk motstand i opinionen i mange land, herunder i Norge.

Konflikt med andre miljøpolitiske hensyn

Strukturene som det er aktuelt å plassere ut som kunstige rev består i stor grad av stål, betong og armeringsjern, forutsatt at de er rengjort og at helse- og miljøfarlige stoffer er fjernet. Dette er materialer som kan gjenvinnes ved bruk av kjent og tilgjengelig teknologi. Dersom man i større grad enn i dag åpner for å plassere slike strukturer på sjøbunnen som kunstige rev, vil dette dermed gå på bekostning av muligheten for materialgjenvinning. Dette vil derfor kunne hevdes å ikke være i tråd med målsettinger om å bevege seg mot en mer sirkulær økonomi, noe som bl.a. er høyt prioritert i EUs miljø- og bærekraftpolitikk. Norge har også som målsetting å være et foregangsland i utviklingen av en grønn og sirkulær økonomi, og regjeringen planlegger å legge fram en strategi for dette våren 2021.

Selv om materialgjenvinning og eventuell gjenbruk av utrangerte petroleumsinnretninger kan være teknisk mulig, er det ikke gitt at dette vil framstå som lønnsomt for aktørene. Særlig for betonginnretninger er det grunn til å tro at verdien av det som kan gjenvinnes i mange tilfeller ikke vil oppveie for kostnadene ved transport til land, opphugging og

materialgjenvinning. Dersom myndighetene ønsker å fremme gjenvinning eller gjenbruk, kan aktiv virkemiddelbruk derfor være nødvendig.

Klimahensyn bør også vektlegges i vurderingen av sluttdisponeringsløsninger. Sluttdisponering som kunstige rev antas i mange tilfeller å gi mindre utslipp enn ilandføring og opphugging mens arbeidene pågår, men dette må veies opp mot besparelsene som oppnås ved å gjenvinne/gjenbruke materialer istedenfor å framstille nytt metall og ny betong fra jomfruelige råvarer. Utvikling av utslippsfrie løsninger forventes dessuten å kunne redusere de operasjonelle utslippene i framtiden.

6.5.4 Vurdering av framtidig forvaltningspraksis

Miljødirektoratet har, som nevnt, etablert en streng praksis for å tillate plassering av materiale som kunstige rev etter forurensingsforskriften § 22-5 jf. § 22-6. Dette vil være utgangspunktet også for søknader til Miljødirektoratet om plassering av innretninger fra petroleumsvirksomheten som kunstige rev.

En slik streng praksis vil være i tråd med det overordnede målet i OSPAR om at innretningene på sokkelen skal tas til land for disponering, samt den restriktive adgangen til å etterlate innretninger *in situ*.

Dersom det likevel skulle bli gitt tillatelse til slik plassering av petroleumsinnetninger, kan det, i tråd med OSPARs retningslinjer, stilles strenge vilkår til etableringen av det kunstige revet, f.eks. knyttet til eierskap og ansvar for revet, rengjøring og fjerning av miljøskadelige stoffer før plassering, overvåking og at revet senere kan fjernes. Det vil i denne sammenheng være viktig å sikre at plasseringen som rev ikke i realiteten er en omgåelse av dumpeforbudet.

Vi understreker at tidlig miljøfaglig dialog med bransjen og andre sektormyndigheter som anbefalt i kapittel 2.6 er en forutsetning for at Miljødirektoratet skal kunne vurdere en søknad om plassering av kunstige rev. Vurderinger i tråd med UNEP-retningslinjene vil f.eks. ikke være mulig uten tett samarbeid med OED/OD.

6.6 Våre anbefalinger

Miljødirektoratet anbefaler:

- At norske myndigheter legger til grunn en restriktiv praksis med å tillate plassering av innretninger som kunstige rev i norske hav- og kystområder. Vi anbefaler å holde fast ved hovedregelen for disponering av innretninger fra petroleumsvirksomheten på norsk sokkel, som innebærer at innretninger i størst mulig grad skal bringes til land for materialgjenvinning eller gjenbruk.
- At vi involveres i tidligfase som anbefalt i kapittel 2.6 dersom operatører vurderer å plassere utrangerte petroleumsinnetninger som kunstige rev. Forholdet til andre sektorinteresser og annet sektorlovverk må være avklart før det eventuelt gis tillatelse etter forurensningsloven, og det må være godt dokumentert at slik sluttdisponering ikke kommer i konflikt med dumpingforbudet.

7. Marin begroing

7.1 Bakgrunn

Faste innretninger til havs vil etter relativt kort tid bli kolonisert av marine, fastsittende organismer, både planter og dyr. Blåskjell, rur, rørormer, fastsittende alger og sjøpølser kommer fort til, deretter bløtkoraller, og over tid oppstår også kolonier av revdannende steinkoraller. Begroingen øker over tid, og når et stabilt nivå etter 3-15 år. Det er generelt mest begroing på øverste del av strukturen, med gradvis mindre begroing nedover i dybden. Hvilke arter som dukker opp er avhengig av flere faktorer som bl.a. rekrutteringspotensial, strøm- og bølgeforhold, dyp, avstand fra land, temperatur og breddegrad. I Nordsjøen domineres begroing av blåskjell og tang i øvre vannmasser, og anemoner og bløtkoraller på større dyp (Oil and Gas UK, 2013).

Marin begroing som skaper problemer mens feltene er i drift fjernes fortløpende, og denne teksten omhandler derfor kun begroing som skal fjernes ved avslutning.

Dagens praksis for håndtering av begroing er hovedsakelig fjerning på opphoggingsanlegg for utrangerte petroleumsinnretninger på land med påfølgende deponering eller kompostering. Dette kan i enkelte tilfeller forårsake luktproblemer i nærområdet til landanlegget. Det finnes etter hvert flere alternative metoder for fjerning av marin begroing offshore før flytting av innretningen (Klif, 2010; Dr.techn.Olav Olsen, 2018), og enkelte av disse metodene vil bli beskrevet nærmere nedenfor.

Spredning av fremmede arter er også en aktuell problemstilling på dette området. Selv om installasjonene flyttes innenfor norske havområder, kan slik flytting bidra til ytterligere spredning.

7.2 Regelverk og forvaltningspraksis

7.2.1 Internasjonalt regelverk

Fremmede arter er en av de største truslene mot naturmangfold og økosystemfunksjoner globalt. Miljødirektoratet følger opp flere internasjonale avtaler, som har egne bestemmelser om fremmede arter:

- Bernkonvensjonen
- Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD)
- OSPAR-konvensjonen ved EIHA-komiteen (OSPAR's Environmental Impacts of Human Activities Committee)
- The North European and Baltic Network on Invasive Alien Species (NOBANIS)

EIHA er i gang med å utarbeide retningslinjer for marin begroing, som skal hindre spredning av fremmede arter. Disse retningslinjene gjelder skip og innretninger til havs. I forslaget anbefales det felles prosedyrer for unntak, at det utarbeides en forenklet risikovurdering, samt et felles varslingsystem (HELCOM/OSPAR, 2020).

IMO-regelverket regulerer spredning av fremmede arter knyttet til skipsfart, og dette er relevant da en innretning til havs betraktes som et fartøy når den forlater feltet og taues eller går til landanlegg for opphogging, eventuelt fraktes på eget løftefartøy. Det finnes i dag ikke bindende nasjonale eller internasjonale krav som skal forhindre eller begrense overføring av skadelige organismer pga. begroing på skip. IMO har imidlertid utviklet frivillige retningslinjer for kontroll og håndtering av skipsbegroing for å minimere overføring av fremmede akvatiske arter. Retningslinjene har et globalt virkeområde.

Ballastkonvensjonen er også et meget viktig redskap for å forhindre spredning av fremmede arter fra internasjonal skipsfart. Ifølge konvensjonen må skip håndtere ballastvannet sitt slik at potensielt skadelige organismer blir fjernet eller uskadeliggjort før ballastvannet slippes ut. Konvensjonen er implementert gjennom ballastvannforskriften.

Ifølge Londonprotokollen er det mulig å gi tillatelse til å plassere naturlig organisk materiale som avfall på havbunnen, og fjerning av marin begroing til havs vil derfor kunne tillates uten å være i strid med Londonprotokollen.

7.2.2 Norsk regelverk

Forurensningsloven betrakter ikke fremmede arter som forurensing. De ulemper som følger av marin begroing utløser derfor ikke plikt til å søke om tillatelse etter forurensningsloven. Miljødirektoratet kan imidlertid stille krav knyttet til marin begroing i tillatelse til avslutningsaktiviteter, jf. Rt. 1993 s. 528 (Lunner Pukkverk) som fastslo forvaltningens adgang til å vektlegge andre miljøulemper enn de forurensningsmessige. Som eksempel trakk Høyesterett frem ødeleggelser av naturmiljøet eller estetiske ulemper, også når slike konsekvenser skyldes andre sider ved virksomheten enn den forurensning som utløser konsesjonsplikt. Miljødirektoratet legger derfor til grunn at det kan stilles vilkår om håndtering av marin begroing i tillatelsene, jf. forurensningsloven § 11 siste ledd.

Forskrift om fremmede organismer § 18 oppstiller et alminnelig krav til aktsomhet for den som iverksetter tiltak som kan medføre utilsiktet spredning av fremmede organismer i miljøet. Håndtering av marin begroing i forbindelse med fjerning av petroleumsinnretninger er et tiltak som omfattes av denne plikten. Videre oppstiller § 24 en tiltaksplikt for å begrense risiko for utilsiktet spredning. Det følger av annet ledd at den som er ansvarlig for innførsel av mulige vektorer for utilsiktet spredning av fremmede organismer til miljøet, skal vurdere risikoen for slik spredning og, i rimelig utstrekning, treffe tiltak for å forhindre dette, slik som avbarking, rengjøring eller annen behandling. I henhold til definisjonene i § 4 omfatter innførsel bl.a. "ilandføring fra områder utenfor forskriftens virkeområde", og begrepet vektor omfatter gjenstander og transportmidler. Ilandføring av en innretning i forbindelse med avslutningsarbeid til havs vil dermed være omfattet av tiltaksplikten, selv om virkeområdet i utgangspunktet er begrenset til Norges territorialfarvann.

Miljødirektoratet har hjemmel til å gi forskrift om bl.a. krav til rengjøring eller annen behandling av mulige vektorer for utilsiktet spredning av fremmede organismer og krav til dokumentasjon for at slik behandling er gjennomført, jf. § 24 sjette ledd.

Opphoggingsanleggene på land, skal ha tillatelse etter forurensningsloven til mottak og opphogging av utrangerte petroleumsinnretninger. I tillegg er anleggene omfattet av krav i vannforskriften, med utslippskrav til enkeltkomponenter, krav til tilstand av

vannforekomsten, miljøovervåking osv. Avfallsforskriften kommer til anvendelse når det er snakk om behandling av marin begroing som avfall.

7.2.3 Norsk forvaltningspraksis

I dag er det følgende anlegg som har tillatelse til mottak og opphogging av utrangerte petroleumsinnretninger: AF Offshore Decom AS avd. Vats, Lutelandet Offshore AS, Arise Dynamic Rig Supply AS, Kværner AS, Stord (demolering), Norscrap West AS og Stena Recycling Decom AS. Samtlige tillatelser gitt av Miljødirektoratet stiller krav om å fjerne begroing umiddelbart etter at innretningene er tatt på land, for å unngå luktproblemer. Det er også i enkelte tillatelse stilt krav om at det ved fjerning av marin begroing ved arbeid langs kai skal etableres oppsamlingssystemer og legges ut lenser rundt innretningen. Det skal etableres hengende duker eller tilsvarende for å hindre at begroing synker til bunns under innretningen. Oppsamlet begroing skal deretter bringes til godkjent mottaks- eller behandlingsanlegg. Dette gjelder også oppsamlet begroing fra tilsvarende arbeidsoperasjon på land (tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for AF Offshore Decom avd. Vats (Miljødirektoratet, 2019) og Lutelandet Offshore AS (Miljødirektoratet, 2014)).

Meld. St. 20 *Helhetlige forvaltningsplaner for de norske havområdene* (KLD, 2020b) omtaler spredning av fremmede arter. Innføring og spredning av skadelige fremmede organismer via ballastvann eller begroing på skipsskrog utgjør, ifølge forvaltningsplanen, en av de alvorligste økologiske truslene i fjorder og hav, og det pekes også på at det er mangler i overvåkingen av fremmede arter.

Hvert femte år gjennomfører Artsdatabanken en økologisk risikovurdering av fremmede arter i Norge. Artsdatabanken har gjennomført tre ulike risikovurderinger, den første i 2007, deretter i 2012, og den siste kom i 2018. Vurderingen inneholder en oversikt over fremmede arter som finnes i Norge og på Svalbard, i tillegg til en vurdering av hvilken påvirkning disse artene har på norsk natur.

7.3 Kunnskapsgrunnlag

7.3.1 Behandling og utfordringer

Ved avslutning av petroleumsaktivitet til havs er marin begroing en utfordring for kutteoperasjoner, for vektestimering før løfteoperasjoner, og i forbindelse med behandling av avfallet som oppstår.

Dagens praksis for håndtering av begroing er hovedsakelig fjerning på opphoggingsanlegget på land med påfølgende deponering eller kompostering. I enkelte tilfeller tørker begroingen på innretningen som deretter sendes til omsmelting med begroingen på. Den viktigste begrensningen ved håndtering av begroing er de tilgjengelige disponeringsløsningene. Hovedmåten for disponering er deponi, men massene kan også brukes som fyllmasser og gjødsel. Den mest miljøvennlige måten å fjerne begroing på er ved bruk av høytrykksspylere med enten ferskvann eller saltvann. Ved fjerning ved bruk av høytrykksspyler kan også noe maling forsvinne. Materialet må dermed kontrolleres for tungmetaller før det blir bestemt hva det kan brukes til.

Hovedproblemet med å fjerne marin begroing på landanlegg er lukt, og fjerning av slikt materiale bør dermed gjennomføres så tidlig i disponeringsprosessen som mulig. Det vil også kunne være sikkerhetsutfordringer, i og med at arbeidet ofte utføres fra lift. Det har vært flere vellykkede prosjekter hvor marin begroing har blitt fjernet under vann mens konstruksjonen fortsatt befant seg på opprinnelig lokalitet, slik at disse problemene i sin helhet har blitt unngått. Det har bl.a. vært gjennomført noe fjerning på Yme, men ifølge DNV GL har det ennå ikke blitt utført noen *fullskala* prosjekter med fjerning av begroing på jacket til havs. Foreløpig har det kun blitt gjennomført fjerning i forkant av kutting eller for å redusere vekt (DNV GL, 2020). Det finnes imidlertid mye erfaring med undervannsfjerning av begroing fra skip og andre strukturer.

Begroing kan utgjøre en signifikant andel av vekten til en struktur og det er rapportert tall på 3-16 % av jacketvekt. Estimering av vekt av begroing før løfteoperasjoner kan være utfordrende. Det er også påvist at mengden begroing som behandles på behandlingsanleggene er mye mindre enn det som operatørene har estimert, pga. tap i kutte- og løfteprosessene og naturlig inntørking under transport. Vanninnholdet i marin begroing er estimert til å være 70-90 %.

7.3.2 Sammenlikning av metoder

En komparativ vurdering fra Storbritannia sammenlikner ulike løsninger for fjerning av marin begroing. Her ble fjerning på landanlegg rangert som den beste løsningen ut fra teknisk gjennomførbarhet, energiforbruk, sikkerhet og kostnader. Løsningen fikk imidlertid laveste uttelling på miljø- og samfunnsmessig påvirkning pga. luktproblematikken. Avbøtende tiltak er rask fjerning av marin begroing før lukt oppstår. Forebyggende tiltak som kan vurderes er fjerning av det øverste, produktive laget av begroing til havs, særlig om det er dominans av blåskjell. Luktplagene vil avhenge av lokalitet, værforhold og håndtering av massene, og kan også være tema langs transportruten og ved deponiet (Oil and Gas UK, 2013). Effekten er uansett midlertidig, og vil kunne håndteres av tiltak hos mottaks- og opphoggingsanlegget og deponiet. Miljødirektoratet kjenner fra sitt arbeid med regulering av disse anleggene til tilfeller av naboklager pga. luktproblematikk.

I en BAT-vurdering utført av DNV GL i 2020 pekes det på at det fins flere teknikker for fjerning av marin begroing, og disse er i regelmessig bruk på skip og andre strukturer. Flere av disse teknikkene anses som brukbare også for offshoreinstallasjoner, f.eks. ROV-teknikker med jet-spyling og mekanisk behandling som børsting. Tilgjengelighet kan være utfordrende på jacket-strukturer, og ROV-teknikkene krever at man har et støttefartøy. Støttefartøyet vil være den kostnadsdrivende faktoren i slike prosjekter, samt stå for hoveddelen av CO₂-utslipp og energiforbruk. Ved spyling må hastigheten tilpasses slik at mengde maling som følger med, reduseres. For case-studiet Heimdal beregner DNV GL kostnadene ved å fjerne begroing på stålundestellet til 10-30 millioner kroner, varigheten av operasjonen til 2-3 uker og CO₂-utslippene til 1000-2000 tonn. Kostnader og utslipp hovedsakelig relatert til tidsbruk for ROV-støttefartøy.

Det er mulig å redusere kostnader om man bruker mindre og mer manøvrerbare ROVer, og opererer disse fra riggen eller fra fartøy som allerede er på feltet. Dette er ennå ikke utprøvd, og DNV GL anbefaler i sin rapport at slike muligheter studeres.

DNV GL har utredet 16 ulike teknikker for fjerning av begroing til havs og sammenliknet dem med konvensjonell fjerning på land. Prinsippene for fjerning til havs er børsting eller jet-

spyling med vann. Det er ROV-operert utstyr som anses som mest aktuelt for ståljacketer. Pga. nærhet til strukturen vil fartøyet benytte dynamisk posisjonering, noe som vil bidra til økt utslipp og kostnader. Fjerning ved hjelp av dykkere er ikke ansett som realistisk av sikkerhetshensyn.

Ved jet-spyling kreves energi til pumper for å generere høyt vanntrykk, og børsteløsningen krever kraft til drift av børstene. Dette vil bidra til miljøregnskapet, men anses som sekundært i forhold til drivstofforbruket på fartøyet. Børstene er av stål og kan muligens skrape av maling, noe som må tas med i miljøregnskapet. Siden begge løsningene er operert hydraulisk er det en risiko for uhellsutslipp av hydraulikkolje. Det vil imidlertid kun være snakk om små volum. Jet-spyling vil skape mer undervannsstøy enn børsting. Spyling vil også kunne forstyrre gamle kakshauger, men dette anses som mindre viktig da det er mindre begroing jo dypere man kommer. Kakshaugene vil også trolig etter så lang tid være dekket av blåskjellskall som har løsnet fra innretningen over tid.

Andre begrensninger med ROV-metodene er væravhengighet ved nedsetting og opptaking av ROV, og at slanger og umbilical kan begrense tilgjengeligheten. Tidsbruk av støttefartøyet er den viktigste kostnadsdrivende faktoren. Et stort fartøy vil ha større værvindu, men høyere leiekostnader. Å kunne operere ROV fra dekk på innretningen har store økonomiske fordeler, men siden begroing raskt vil kunne reetableres, må fjerning utføres kort tid før innretningen fjernes. DNV GL konkluderer med at ROV-teknikkene spyling og børsting har relativt lik miljøbelastning., Det som i hovedsak skiller er effektiviteten, dvs. varigheten av operasjonen og dermed aktiviteten til støttefartøyet. Spyleteknikkene anses som mest effektive og vil dermed generelt sett ha lavere miljøbelastning.

Når det gjelder negative miljøeffekter av å etterlate marin begroing på havbunnen til havs anses disse å være relativt små. DNV GL estimerer at begroingen på Heimdalplattformene vil påvirke et område på henholdsvis 4300 og 2500 m² ved de to innretningene, og at en jevn fordeling vil gi tykkelser på henholdsvis 0,6 og 0,4 meter på sjøbunnen. Nedbrytning vil forbruke oksygen med potensial for å skape midlertidige anoksiske forhold lokalt, noe som også vil redusere naturlig nedbryting av organiske materiale i gamle kakshauger (DNV GL, 2020).

7.3.3 Fremmede arter

Ifølge FNs naturpanel, og Meld. St. 20: *Helhetlige forvaltningsplaner for de norske havområdene* (2019-2020) regnes spredning av fremmede arter som en av de største truslene mot artsmangfoldet i naturen. Fremmede arter kan gjøre stor skade ved å fortrenge naturlig forekommende arter. Flere fremmede arter har etablert seg i norske farvann. De fleste er bunndyr og -planter med kysttilknytning, som stillehavsøsters og japansk drivtang. Marine arter spres mellom verdens havområder bl.a. gjennom skipstrafikk, oppdrett og tilfeldig utsetting av arter.

I forvaltningsplanen uttrykkes det at regjeringen vil:

"Øke kunnskapen om og overvåke forekomst, spredning og effekter av fremmede arter i norske havområder".

Et eksempel som trekkes fram i forvaltningsplanen er to fremmede arter mosdyr (*Tricellaria inopinata* og *Schizoporella japonica*), som i 2017 og 2018 ble funnet flere steder langs

Mørekystr. Mosdyrenes habitatpreferanser tilsier at de også sannsynligvis kan etablere seg på faste eller oppankrede innretninger i selve planområdet. Disse eksemplene viser at potensialet for spredning også til forvaltningsplanområdet kan være betydelig. I framtida vil man pga. klimaendringer kunne påregne at spredningspotensialet for fremmede arter blir høyere. Det er ifølge naturpanelet sannsynlig at de samlede effektene av klimaendringer i kombinasjon med arealbruk i havet og kystsonen, overutnyttelse av levende ressurser, forurensning og fremmede arter, vil forsterke de negative effektene på økosystemene. Arktis fremheves som et av områdene der dette allerede kan observeres.

Ofte kommer fremmede arter hit som blindpassasjerer, de transportert til landet på biler, fly, tog eller b ter, i skipenes ballastvann eller ballastsand, i konteinere eller på fiskeutstyr. Når en fremmed og skadelig art inntar nye områder, kan den påføre naturen skade på flere m ter, f.eks.:

- endre strukturen på naturtyper
- fortrenge arter som finnes naturlig på stedet, ved konkurranse om næring eller leveområder
- kryse seg med arter som finnes naturlig på stedet
- v re bærer av parasitter og sykdommer

Ifølge en rapport fra Oil and gas UK (Oil and Gas UK, 2013) er det ikke dokumentert at fremmede arter lever på petroleumsinnretninger i Nordsjøen, og risikoen for spredning av fremmede arter fra fjerning av marin begroing anses som lav. Imidlertid er det i 2020 en innretning til behandling ved Vats der det er påvist en fremmed rurart, og det er gjennomført tiltak for å hindre spredning. Installasjonen var fraktet fra en havn i Skottland. Det er ikke kjent at fremmede arter har etablert seg på norske petroleumsinnretninger, men gitt at det er omfattende skipstrafikk knyttet til innretningene, er det ikke usannsynlig at dette kan forekomme. En kan også tenke seg at faste innretninger kan virke som brohoder for spredning av fremmede arter (omtalt i kapittel 6.3.3). Risikoen for spredning vil avhenge av mengden fremmede organismer til stede, hvor lenge innretningen er ute av vannet ved flytting, samt den aktuelle organismens kapasitet for å overleve, kolonisere og utkonkurrere stede ne arter langs transportruten og ved endelig ankomststed.

7.4 Våre vurderinger

Det finnes i dag teknologi som kan ivareta sikker fjerning av marin begroing til havs, f.eks. ROV-baserte teknikker som spyling og børsting. Forurensningseffekten av deponering av marin begroing til havs anses som minimal, da havet som oftest er en god resipient og materialet blir naturlig nedbrutt.

Tillatelsene til landanleggene stiller krav om at begroing fjernes umiddelbart etter at innretningene er tatt på land, for å unngå luktproblemer. Framover ser vi derfor ingen grunn til å fraråde fjerning av marin begroing på land på generell basis, men anbefaler at fjerning av begroing skal utføres med best mulige teknikker, og at de totale miljøeffektene må vektlegges ved valg av løsning.

Spredning av fremmede arter er en ny problemstilling ved avslutning av petroleumsinnretninger, og på dette området er kunnskapsgrunnlaget noe mangelfullt. Hittil er det avdekket ett tilfelle av en fremmed art på en utrangert innretning, men det er sannsynlig at dette vil kunne forekomme i flere tilfeller. Vi mener derfor dette er en relevant problemstilling ut fra et føre-var-prinsipp, og at dette må hensyntas i framtidige avslutningsprosjekter som innebærer flytting av petroleumsinnretninger.

7.5 Våre anbefalinger

Miljødirektoratet anbefaler at:

- KU i avslutningsplanen beskriver hvordan marin begroing skal håndteres med BAT, og at tiltak inkluderer visuell kartlegging av hvilke arter som forekommer på innretningen, jf. tiltaksplikten i forskrift om fremmede organismer § 24. Det må gjennomføres en risikovurdering dersom forekomst av fremmede arter blir avdekket, og videre tiltak for å hindre spredning når innretningen flyttes.
- Vi vurderer, basert på kartlegging og risikovurdering av fremmede arter utredet i KU, å stille vilkår om håndtering av marin begroing i tillatelsene.

8. Referanser

- AF Decom. (2011). *Utredning om tekniske utfordringer knyttet til transport, mottak og disponering av betonginnretninger ved land*. Utarbeidet på oppdrag fra Oljedirektoratet.
- Aker BP. (2019). *Avvikling og disponering av Aker BP opererte Gyda-rørledninger*. Søknad til OED.
- Aktivitetsforskriften. (2010). *Forskrift om utføring av aktiviteter i petroleumsvirksomheten*. (FOR-2010-04-29-613). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2010-04-29-613>
- Akvaplan-niva. (2006). *Oppdatering av Regional Konsekvensutredning for Nordsjøen 2006 - Konsekvenser for fiskeri og oppdrettsnæringen: Aktivitet 2 og 3 Fiskerinæringen og konsekvenser av petroleumsvirksomhet*. Akvaplan-niva rapport nr: APN-421.3484.1.
- Avfallsforskriften. (2004). *Forskrift om gjenvinning og behandling av avfall*. (FOR-2004-06-01-930). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2004-06-01-930>
- Bakke, T. (2018). INSITE - UK Presentasjon av prosjektet.
- Bakke, T. H., Klungsøyr, J., & Sanni, S. (2013, 09). Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Marine Environmental Research*, pp. 154-169. doi:10.1016/j.marenvres.2013.09.012
- Bull, A. S., & Love, M. S. (2019). Worldwide oil and gas platform decommissioning: A review of practices and reefing options. *Ocean & Coastal Management*(168), pp. 274-306. doi:<https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2018.10.024>
- Coolen, J. W., Lengkeek, W., Degraer, S., Kerckhof, F., Kirkwood, R. J., Lindeboom, H. J., & Lindeboom, H. (2016). Data from: Distribution of the invasive *Caprella mutica* Schurin, 1935 and native *Caprella linearis* (Linnaeus, 1767) on artificial hard substrates in the North Sea: separation by habitat. *Aquatic Invasions*, ss. 437-449. doi:<http://dx.doi.org/10.3391/ai.2016.11.4.08>
- DecomRegHub. (2020). *Decom Regulation, Policy and Guidance*. Hentet fra <https://www.decomreghub.org.uk/decom-regulation/>
- Department for Business, Energy & Industrial Strategy. (2018). *Decommissioning of Offshore Oil and Gas Installations and Pipelines*. Guidance notes.
- DNV GL. (2017). *Update EIA for drill cuttings relocation. Environmental impact study of plannet Ekofisk 2/4 A drill cuttings relocation*. Report No.: 2013-4118, Rev. 2. Document No.: 113LH8PG-1.
- DNV GL. (2020). *Heimdal decommissioning. BAT for marine growth removal and underwater steel cutting*. .

- Dr.techn.Olav Olsen. (2010). *Disponering av betonginnretninger*. Dokumentnr: 11318-OO-R-0001.
- Dr.techn.Olav Olsen. (2018). *Markedsrapport knyttet til avslutning og disponering - Avslutning og disponering av utrangerte innretninger*. Dokumentnr.: 12365-01-OO-R-001.
- Equinor. (2018). *Redegjørelse om gjennomførte disponeringstiltak i forbindelse med forberedende aktiviteter for fjerning av Huldra innretningen*.
- Forskrift om fremmede organismer. (2015). *Forskrift om fremmede organismer*. (FOR-2015-06-19-716). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2015-06-19-716>
- Forurensningsforskriften. (2004). *Forskrift om begrensnig av forurensning*. (FOR-2004-06-01-931). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2004-06-01-931>
- Forurensningsloven. (1981). *Lov om vern mot forurensninger og om avfall*. (LOV-1981-03-13-6). Hentet fra <https://lovdata.no/lov/1981-03-13-6>
- Gassco. (2019). *Avvikling av Knarr gasseksportørledning. Konsekvensutredning*.
- Gassco. (2020). *Søknad om tillatelse til gjennomføring av aktiviteter tilknyttet Heimdal Riser Bypass prosjektet og tilhørende forberedende offshorekampanje etter forurensningsforskriftens § 22-6 og forurensningsloven § 11*.
- Gassco, & Equinor. (2019). *Konsekvensutredning for disponering av Valemon rørgassrørledning*. Doc No: D-1000027130.
- Genesis. (2019). *Decommissioning on the Norwegian Continental Shelf - Cost Effective and Innovative Solutions*. Document/Rev No: J75064A-A-RT-00001/D1.
- Havforskningsinstituttet. (2020, 11 12). *"Hissig", japansk sjøpung funnet i Stavanger havn*. Hentet fra hi.no: <https://www.hi.no/hi/nyheter/2020/november/hissig-japansk-sjopung-funnet-i-stavanger-havn>
- Havne- og farvannsloven. (2019). *Lov om havner og farvann*. (LOV-2019-06-21-70). Hentet fra <https://lovdata.no/lov/2019-06-21-70>
- HELCOM/OSPAR. (2020). *Outcome of the eleventh meeting of the Joint HELCOM/OSPAR Task Group on Ballast Water Management Convention (BWMC) and Biofouling (HELCOM/OSPAR TG Ballast)*. Hentet fra <https://portal.helcom.fi/meetings/TG%20BALLAST%2011-2020-763/MeetingDocuments/Outcome%20TG%20BALLAST%2011-2020.pdf>
- HRK - UNCLOS. (1982). *De forente nasjoners havrettskonvensjon (10-12-1982 nr 1 Multilateral)*. Hentet fra <https://lovdata.no/traktat/1982-12-10-1>
- IMO. (1989). *1989 Guidelines and standards for the removal of offshore installations and structures on the continental shelf and in the exclusive economic zone (IMO resolution A.672 (16))*. Adopted on 19 October 1989.

- IMO. (2019). *Revised Specific Guidelines for Assessment of Platforms or Other Man-Made Structures at Sea*. LC 41/18/Add.1, Annex 8.
- Innretningsforskriften. (2010). *Forskrift om utforming og utrustning av innretninger med mer i petroleumsvirksomheten*. (FOR-2010-04-29-634). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2010-04-29-634>
- Jørgensen, A. (2016). *Restoring Reefs: Theory, Practice and Opportunities for the North Sea*.
- Khalifeh, M., & Saasen, A. (2020). *Introduction to Permanent Plug and Abandonment of Wells*. Springer Open.
- KLD. (2020). *Helhetlige forvaltningsplaner for de norske havområdene - Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, Norskehavet, og Nordsjøen og Skagerrak (Meld. St. 20 (2019-2020))*. Klima- og miljødepartementet. Hentet fra <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-20-20192020/id2699370/>
- KLD. (2021). *Klimaplan for 2021-2030 (Meld. St. 13 (2020-2021))*. Klima- og miljødepartementet. Hentet fra <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-13-20202021/id2827405/>
- Klif. (2010). *Avvikling av utrangerte offshoreinstallasjoner*. Klima- og forurensningsdirektoratet.
- London Convention and Protocol/UNEP. (2009). *London Convention and Protocol/UNEP Guidelines for the Placement of Artificial Reefs*. London, UK.
- Lundin. (2019). *Søknad om tillatelse etter forurensningsloven til forberedelser for avvikling av Brynhild-feltet i PL 148*.
- Miljødirektoratet. (2014). *Tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for Lutelandet Offshore AS*.
- Miljødirektoratet. (2015a). *Retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs. Revidert 2020*. Veileder. M-300 | 2015.
- Miljødirektoratet. (2015b). *Veileder for håndtering av sedimenter*. Veileder. M-350 | 2015.
- Miljødirektoratet. (2015c). *Veileder for risikovurdering av forurenset sediment*. Veileder. M-409 | 2015.
- Miljødirektoratet. (2016a). *Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota - revidert 30.10.2020*. Veileder. M-608 | 2016.
- Miljødirektoratet. (2016b). *Oppsummering av erfaring med tildekking av forurenset sjøbunn*. Rapport. M-502 | 2016.
- Miljødirektoratet. (2019). *Tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven for AF Offshore Decom AS avd. Vats*.

- Miljødirektoratet. (2021). *Grunnforurensning*. Hentet fra <https://grunnforurensning.miljodirektoratet.no/>
- Multiconsult. (2011). *Utredning av miljøkonsekvenser ved disponering av betonginstallasjoner. Etterlating offshore og disponering ved land*. Rapportnr.: 613547-RIM-RAP-/001.
- Naturmangfoldloven. (2009). *Lov om forvaltning av naturens mangfold*. (LOV-2009-06-19-100). Hentet fra <https://lovdata.no/lov/2009-06-19-100>
- NOROG. (2016). *Guidance document for characterization of offshore drill cuttings piles*.
- NOROG. (2020). *044 - Anbefalt retningslinjer for utslippsrapportering. Versjon 18 - januar 2020*.
- NOROG. (2020). *Impact assessment for offshore decommissioning. Decommissioning av final disposal of redundant offshore oil and gas facilities*. Håndbok.
- NORSOK. (2013). *Well integrity in drilling and well operations*. Rev. 4, June 2013. (NORSOK standard D-010).
- NOU. (1993:25). *Avslutning av petroleumsproduksjon - fremtidig disponering av innretninger*. Oslo: Nærings- og energidepartementet.
- OD. (2012). *Disponering av betonginnretninger*. Oljedirektoratet.
- OED. (2000). *Disponering av utrangerte rørledninger og kabler på norsk kontinentalsokkel (St.meld. nr. 47 (1999-2000))*.
- Oil and Gas UK. (2013). *The management of marine growth during decommissioning*.
- OSPAR. (1998). *OSPAR Decision 98/3 on the Disposal of Disused Offshore Installations*.
- OSPAR. (2006). *OSPAR recommendation 2006/5 on a Management Regime for Offshore Cuttings Piles*.
- OSPAR. (2009). *Implementation report on Recommendation 2006/5 on a management regime for offshore cutting piles*. Publication number: 451/2009.
- OSPAR. (2012). *OSPAR Guidelines on Artificial Reefs in relation to Living Marine Resources*. Reference number: 2012-3.
- OSPAR. (2015). *2015 Update of the inventory of Oil and Gas Offshore Installations in the OSPAR Maritime Area*. Offshore Industry Series.
- OSPAR. (2017). *Guidelines for Monitoring the Environmental Impact of Offshore Oil and Gas Activities*. Agreement 2017-02.
- OSPAR. (2019a). *Assessment of the disturbance of drill cuttings during decommissioning*. Publication Number: 745/2019.

- Petroleumsforskriften. (1997). *Forskrift til lov om petroleumsvirksomhet*. (FOR-1997-06-27-653). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/1997-06-27-653>
- Petroleumsloven. (1996). *Lov om petroleumsvirksomhet*. (LOV-1996-11-29-72). Hentet fra <https://lovdata.no/lov/1996-11-29-72>
- Petroleumstilsynet og Miljødirektoratet. (2018). *Permanent plugging og forlating av brønner; HMS-utfordringer relatert til H2S og CO i gamle brønnvæsker*. M-nummer: M-1041 | 2018.
- Plan- og bygningsloven. (2008). *Lov om planlegging og byggesaksbehandling*. (LOV-2008-06-27-71). Hentet fra <https://lovdata.no/lov/2008-06-27-71>
- Rambøll. (2020). *Net Environmental Benefits of Offshore Decommissioning Options. Hemidal platform*.
- Rammeforskriften. (2010). *Forskrift om helse, miljø og sikkerhet i petroleumsvirksomheten og på enkelte landanlegg*. (FOR-2010-02-12-158). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2010-02-12-158>
- Rørtransportsystemet. (2020). Hentet fra Norsk Petroleum: <https://www.norskpetroleum.no/produksjon-og-eksport/rortransportsystemet/>
- Skipssikkerhetsloven. (2007). *Lov om skipssikkerhet*. (LOV-2007-02-16-9). Hentet fra <https://lovdata.no/lov/2007-02-16-9>
- Sommer, B., Fowler, A. M., Macreadie, P. I., Palandro, D. A., Aziz, A. C., & Booth, D. J. (2019). Decommissioning of offshore oil and gas structures - Environmental opportunities and challenges. *Science of The Total Environment*, ss. 973-981. doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.193>
- Statoil. (1996). *Konsekvensutredning - avvikling og disponering av Tommeliten Gamma*.
- Statoil. (2012). *Avslutning av virksomheten og disponering av innretninger på Huldra-feltet. Konsekvensutredning*.
- Styringsforskriften. (2010). *Forskrift om styring og opplysningsplikt i petroleumsvirksomheten og på enkelte landanlegg*. (FOR-2010-04-29-611). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2010-04-29-611>
- UKOOA. (2002). *Drill Cuttings Initiative. Final report*. UK Offshore Operators Association.
- Vannforskriften. (2006). *Forskrift om rammer for vannforvaltningen*. (FOR-2006-12-15-1446). Hentet fra <https://lovdata.no/forskrift/2006-12-15-1446>
- Vielstädte, L., Haeckel, M., Karstens, J., Linke, P., Schmidt, M., Steinle, L., & Wallmann, K. (2017, August 1). Shallow Gas Migration along Hydrocarbon Wells - An Unconsidered, Anthropogenic Source of Biogenic Methane in the North Sea. *Environmental Science & Technology*, 51, pp. 10262-10268. doi:10.1021/acs.est.7b02732

Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | **Faks:** 73 58 05 01

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljodirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptrer selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring. Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.