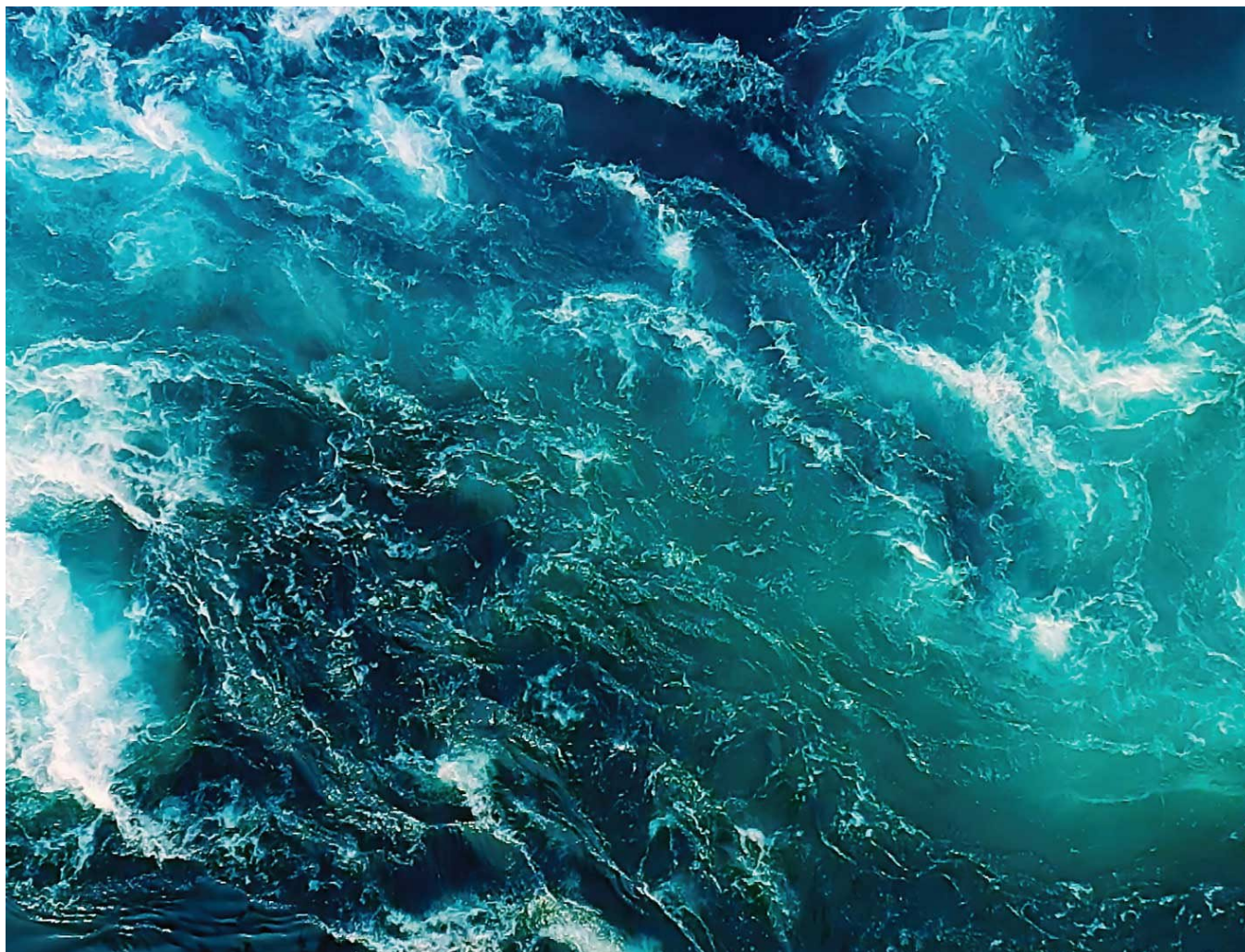




Virkninger for marint naturmiljø, fiskeri og oppdrett ved utbygging og drift av Wisting feltet, inkludert gassportsrør



Rapporttittel Virkninger for marint naturmiljø, fiskeri og oppdrett ved utbygging og drift av Wisting feltet, inkludert gasseksportør	
Forfatter(e): Lars-Henrik Larsen Kjetil Sagerup Anita Evenset Kristine Bondo Pedersen Luca Tassara Rosalyn Fredriksen Chris Emblow Magnus Aune	Akvaplan-niva rapport: 2021 63130.02
	Dato: 14-12-2021
	Antall sider: 107
	Distribusjon: Gjennom oppdragsgiver
Oppdragsgiver: Equinor Energy AS	Oppdragsg. referanse Kari Stokke, kontrakt 4504024373
Prosjektinnhold <p>Rapporten beskriver virkninger av utbygging og drift av olje- og gassfeltet Wisting i Barentshavet for naturmiljø, fiskeri og oppdrett. Utredningen vurderer følgende påvirkningsfaktorer:</p> <ul style="list-style-type: none">• Operasjonelle utslipp av produsert vann og kjemikalier• Boring• Feltutbygging inklusiv gasseksportør til Snøhvitområdet, enten direkte (247,7 km) eller via Johan Castberg feltet (276,5 km)• Undervannsstøy• Utslipp av ballastvann• Utslipp til luft <p>Rapporten inneholder 36 figurer og 18 tabeller.</p>	
Prosjektleder  Lars-Henrik Larsen	Kvalitetskontroll  Marianne Frantzen

© 2021 Akvaplan-niva AS. Rapporten kan kun kopieres i sin helhet. Kopiering av deler av rapporten (tekstutsnitt, figurer, tabeller, konklusjoner, osv.) eller gjengivelse på annen måte, er kun tillatt etter skriftlig samtykke fra Akvaplan-niva AS.

INNHOLDSFORTEGNELSE

1 INNLEDNING	12
2 UTSLIPP TIL SJØ	14
2.1 Feltinstallasjoner, inkl. boring	15
2.2 Rørledninger	16
2.3 Brønnrensing	19
2.4 Utslipp av produsert vann	19
2.5 Vanninjeksjon og sulfatfjerning	20
2.6 Utslipp av kjølevann	24
2.7 Utslipp av ballastvann	24
3 UNDERVANNSTØY	26
4 UTREDNINGSMETODIKK	29
4.1 Metodisk tilnærming naturmiljø	29
4.2 Metodisk tilnærming fiskeri og oppdrett	30
4.3 Virkninger for økosystemet	30
5 NATURMILJØ RUNDT WISTING OG RØRLEDNINGER	31
5.1 De frie vannmassene	31
5.2 Havbunnen	35
5.3 Særlig Verdifulle Områder (SVO)	40
5.4 Sjøpattedyr og sjøfugl	41
6 FISKERI OG OPPDRETT	47
6.1 Fiskerivirksomhet ved Wisting og langs traséer for gassrør	47
6.2 Fiske med teiner og fremtidig fiske i Wisting området	56
6.3 Oppdrettsvirksomhet	58
7 VIRKNINGER FOR NATURMILJØ	59
7.1 Feltinstallasjoner	59
7.2 Boring	59
7.3 Klargjøring av rørledninger	62
7.4 Brønnopprensing	64
7.5 Utslipp av produsert vann	64
7.6 DREAM-MER	75
7.7 Vanninjeksjon og sulfatfjerning	76
7.8 Utslipp av kjølevann	80
7.9 Utslipp av ballastvann	81
7.10 Utslipp til luft	82
7.11 Generelt om virkninger av støy	84
7.12 Kombinerte virkninger av utbygging og drift av Wisting	87
8 VIRKNINGER FOR FISKERI OG OFFSHORE OPPDRETT	90
8.1 Feltinstallasjoner, inkl. boring	90
8.2 Rørledninger	90
8.3 Utslipp av produsert vann	90
8.4 Utslipp av ballastvann	90
8.5 Utslipp til luft	91
8.6 Støy	91

8.7 Samlet påvirkning på fiskeri og offshore oppdrett	91
9 AVBØTENDE OG KOMPENSERENDE TILTAK.....	92
9.1 Avbøtende tiltak boring	92
9.2 Avbøtende tiltak produsert vann.....	92
9.3 Avbøtende tiltak støy.....	93
10 VIDERE UTREDNINGSBEHOV OG OVERVÅKING.....	94
10.1 Overvåking	94
11 REFERANSER.....	97
12 VEDLEGG	106

Forord

Equinor planlegger utbygging av olje- og gassfeltet Wisting i Barentshavet. Feltet bygges ut med en flytende installasjon som forsynes med elektrisk kraft fra land. Olje skipes ut fra installasjonen, mens gassen eksporteres via en rørledning. Akvaplan-niva har i samarbeid med Norsk Institutt for Luftforskning (NILU), utredet virkningene av utbygging og drift av Wisting for marint naturmiljø, fiskeri og oppdrett. NILU har hatt ansvaret for vurderinger knyttet til virkninger av utslipp til luft, som er presentert av Tønnesen og Berglen (2021), samtidig som hovedkonklusjoner og samvirkninger med andre typer påvirkning fra prosjektet er inkludert i foreliggende rapport.

Utredningen er gjennomført på bakgrunn av eksisterende, offentlig tilgjengelig kunnskap fra åpne datakilder og oppdragsgivers egne undersøkelser.

Akvaplan-niva takker Equinor ved Kari Stokke for godt samarbeid.

Tromsø, desember 2021

Lars-Henrik Larsen
prosjektleder

Sammendrag

I forbindelse med planlegging av utbygging og drift av petroleumsfeltet Wisting i Barentshavet har Akvaplan-niva, i samarbeid med Norsk Institutt for Luftforskning (NILU), utredet virkninger av etablering, tilstedeværelse og drift av installasjoner på feltet, boreoperasjoner, legging og klargjøring av gasseksport-rørledning, utslipp av produsert vann og kjemikalier, utslipp av ballastvann, utslipp til luft, og marin støy for naturmiljø, fiskeri og oppdrett.



Utbyggingsplaner

Wisting planlegges bygd ut med en flytende installasjon (FPSO) for prosessering og lagring av olje, samt eksport av gass via rørledning til Snøhvitområdet. Det er utredet to alternative rørtraséer til Snøhvit, direkte (Alternativ A) eller via Johan Castberg feltet (Alternativ B) (Figur S1). Installasjonen på feltet planlegges forsynt med elektrisk kraft via en kabel fra land.

Wisting ligger 310 km fra kysten av Finnmark, om lag 180 km fra Bjørnøya. Havdypet på feltet er mellom 390 og 420 m. Det planlegges boret 36 brønner på feltet, og Wisting rommer hydrokarboner som med nåværende produksjonsstrategi vil gi en driftsfase på 31 år.

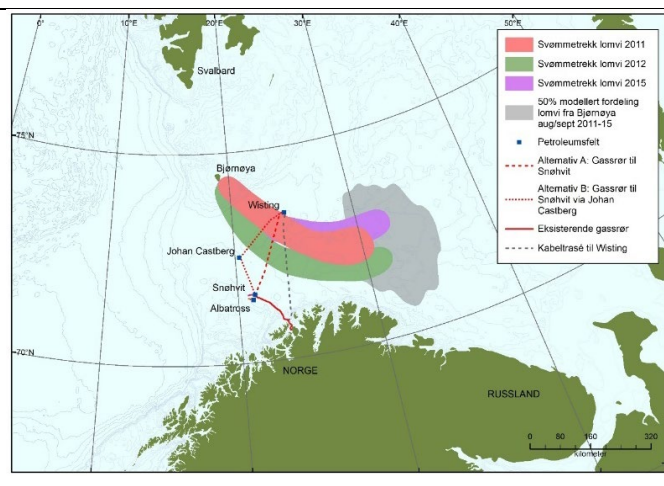
Figur S1. Lokalisering av Wisting i Barentshavet og alternative traséer for gasseksportrør.

Miljø og fiskeri ved Wisting og langs rørtraséer

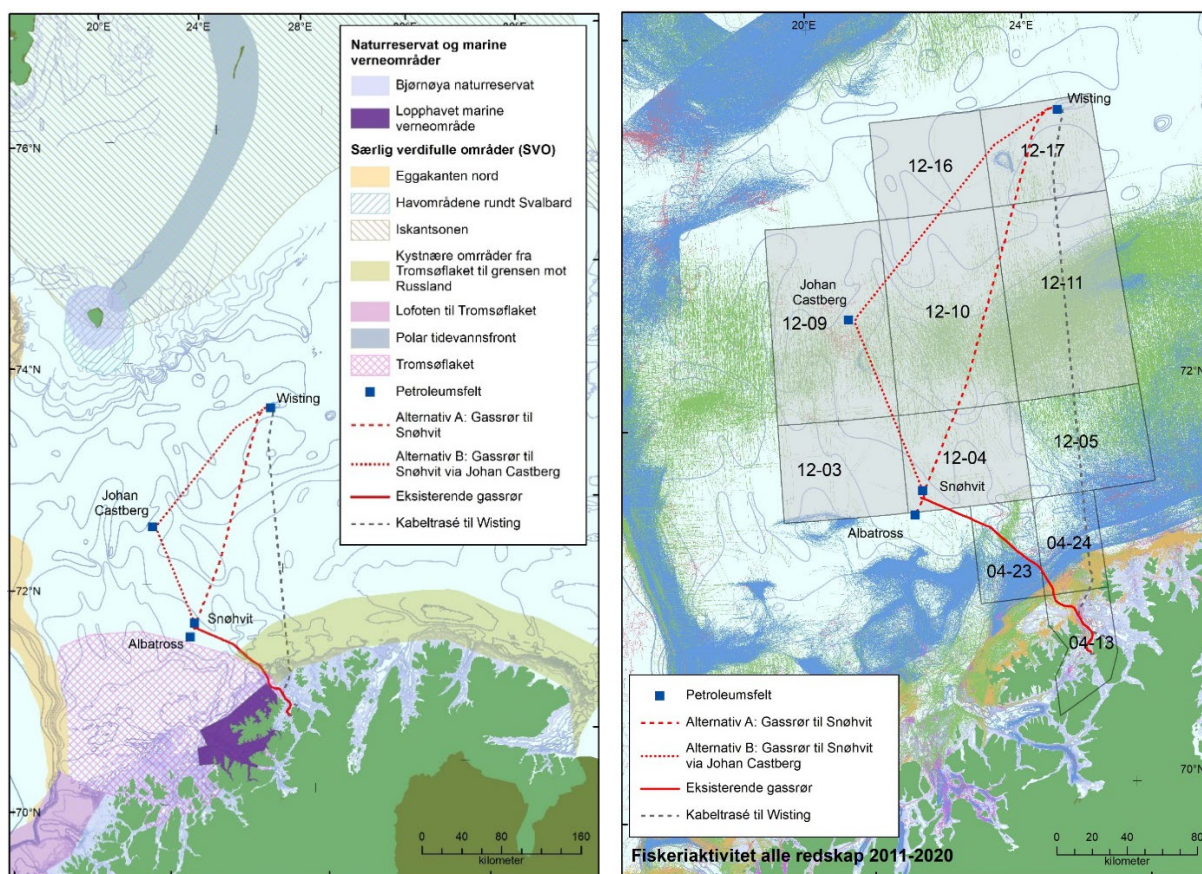
Det sørvestlige Barentshavet er oppvekstområde for yngel av viktige kommersielle fiskearter som torsk, hyse, sild og lodde, men dette er arter som har store utbredelsesområder, og det er ikke avdekket spesiell viktighet av Wistingområdet eller rørledningstraséene for fiskeyngel.

Både tannhvaler og bardehvaler kan forekomme på Wisting, mens avstanden til land og til iskanten er for stor til at området har noen stor betydning for sel. Alkefugl (lomvi) på svømmetrek fra Bjørnøya kan forekomme på Wisting tidlig høst (Figur S2). En rekke sjøfuglarter finnes i deler av Barentshavet hele året, uten at Wisting har pekt seg ut som spesielt viktig.

Figur S2. Svømmetrekkruter for lomvi fra Bjørnøya (Erikstad m.fl. 2018)



Havbunnen på Wistingfeltet består hovedsakelig av bløtbunn med ordinære bløtbunns-samfunn med spredte forekomster av svamp. Også langs begge rørledningsalternativene er det registrert svamp. Wistingfeltet og rørledningsalternativene ligger i et område av Barentshavet som faller utenfor de viktigste fiskeriområdene og de mest miljøfølsomme områdene (SVO) (Figur S3).



Figur S3. Wistingutbyggingen i forhold til fiskerivirksomhet (høyre delfigur, alle typer redskap, blå: bunntrål, grønn: line, rød: flytetral, oransje: snurrevad, lilla: not) og særlig verdifulle områder (SVO) (venstre delfigur) angitt i dagens forvaltningsplan for Barentshavet.

Wistingfeltet og rørledningstraséene ligger utenfor rekkevidden til kystfiskeflåten, slik at det er den fleksible, havgående flåten med stor aksjonsradius som opererer i dette havområdet. Autoline er viktigste redskap, etterfulgt av sporadisk bunntrålfiske sørvest for Wisting (Figur S3). Det er ikke registrert trålfiske langs noen av trasé-alternativene for rørledningene siden denne typen registreringer ble påbegynt i 2011 (Figur S3).

Utbyggingen, inklusiv begge rørledningsalternativer, vil berøre i alt syv lokasjoner innenfor Fiskeridirektoratets statistikkområde 12 i Barentshavet (Figur S3). Fangstene i de syv lokasjonene er dominert av torsk, hyse og sei, samt andre bunnfiske som er vanlige å fiske med line. Selve Wistinginstallasjonen vil bli etablert i lokasjon 12-17. Landingstall fra denne lokasjonen viser svært varierende verdier, der det i 2016 og 2019 ikke ble rapportert en eneste fangst, mens det vinteren 2018 og 2020 ble registrert landinger av hhv. 1170 og 1650 tonn bunnfiske. Totalt bidro lokasjon 12-17 i de fem årene det er samlet inn data fra, med 3350 tonn fisk blant "topp-ti" artene, tilsvarende knappe 5% av de samlede landingene i perioden. Det er ikke registrert fiske med teiner på Wisting. Fisket med autoline er mest intenst i første og andre kvartal. Dette fisket er, i motsetning til bunntrål som er avhengig av jevne bunnforhold, i mindre grad følsomt for bunntopografi under fisket.

Virksomheter av utbygging og drift av Wisting

Naturmiljø

Vurdering av konsekvenser er basert på en metode utviklet for Johan Castberg utbyggingen. De identifiserte påvirkningsfaktorer gis fra ett til fire poeng for virkning i tid, rom og påvirkningsgrad. Scorene adderes og konverteres til en konsekvenskategori (Tabell S1). Score og konsekvenskategoriene for påvirkningsfaktorene er gjengitt i Tabell S2.

Tabell S1 Konsekvenskategorier for naturmiljø

Konsekvenskategori
Ubetydelig – poengscore 3 eller 4
Liten – poengscore 5 - 7
Middels – poengscore 8 -10
Stor – poengscore 11 - 12

Tabell S2 konsekvenskategorier for definerte påvirkningsfaktorer knyttet til utbygging og drift av Wisting.

Påvirkning	Score	Konsekvenskategori
Virksomheten av utslipp fra boreaktivitet på Wistingfeltet for plankton.	kortvarig (2) lokal (2) moderat (2)	Poengsum: 6 Liten konsekvens
Virksomheten av utslipp fra boreaktivitet på Wistingfeltet på bunnfauna	langvarig (3) lokal (2) betydelig (3)	Poengsum 8 Middels konsekvens
Virksomheten av utslipp fra boreaktivitet på Wistingfeltet på fisk	kortvarig (2) regional (3) moderat (2)	Poengsum 7 Liten konsekvens
Virksomheten av utslipp av PCO-kjemikalier fra rørledninger (på Wistingfeltet, på Albatross N/Snøhvite eller Johan Castberg) på bunndyr og fisk	kortvarig (2) lokal (2) moderat (2)	Poengsum 6 Liten konsekvens
Virksomheten av utslipp i forbindelse med brønnopprensing på Wistingfeltet	kortvarig (2) lokal (2) moderat (2)	Poengsum 6 Liten konsekvens
Vurdering av scenario 0: 100% utslipp, 10 mg/L OiV Virksomhetene av utslippsscenario 0 av produsert vann fra Wistingfeltet	langvarig (3) regional (3) betydelig (3)	Poengsum 9 Middels konsekvens
Vurdering av scenario 1: 95% injeksjon, 10 mg/L OiV Virksomhetene av utslippsscenario 1 av produsert vann fra Wistingfeltet	langvarig (3) lokal (2) moderat (2)	Poengsum 7 Liten konsekvens
Vurdering av scenario 2: 90% injeksjon, 20 mg/L OiV Virksomhetene av utslippsscenario 2 av produsert vann fra Wistingfeltet	langvarig (3) lokal (2) moderat (2)	Poengsum 7 Liten konsekvens
Virksomhetene av utslipp av kjemikalier fra SRU på Wistingfeltet på marine organismer med online anlegg.	langvarig (3) regional (3) moderat (2)	Poengsum 8 Middels konsekvens
Virksomhetene av utslipp av kjemikalier fra SRU ved Wistingfeltet på marine organismer med offline anlegg.	langvarig (3) nærrområde (1) moderat (2)	Poengsum 6 Liten konsekvens
Virksomhetene av utslipp av oppvarmet kjølevann og begreingskjemikalier fra Wistingfeltet	kortvarig (2) lokal (2) moderat (2)	Poengsum 6 Liten konsekvens
Virksomhet av etablering av en fremmed art på alle typer naturressurser.	permanent (4) regional (3) kraftig (4)	Poengsum 11 Stor konsekvens
Virksomheten på fisk av seismikk på Wistingfeltet.	kortvarig (2) lokal (2) mindre (1)	Poengsum 5 Liten konsekvens
Virksomheter av seismikk på sjøpattedyr i området rundt Wistingfeltet	kortvarig (2) lokal (2) moderat (2)	Poengsum 6 Liten konsekvens
Virksomheter av seismikk på sjøfugl i området rundt Wistingfeltet	kortvarig (2) lokal (2) mindre (1)	Poengsum 5 Liten konsekvens

Utslippene fra klargjøring av rørledninger er kortvarige og vil skje på bunnen. De vil derfor først og fremst påvirke bunndyr og bunnlevende fisk. Ingen av feltene som berøres eller rørlednings-alternativene ligger innen nåværende eller foreslåtte SVO og det er ikke påvist spesielt sårbare arter i områdene der utslippene vil finne sted. Dette betyr at rekolonisering/innvandring trolig vil skje raskt etter at den kortvarige påvirkningen avsluttes. Utslippene ved alternativ B blir noe høyere enn ved alternativ A, og lokale effekter kan forventes ved alle utslippspunktene, men totalt sett vurderes påvirkningene ved begge alternativ å være relativt små.

Miljøeffekter fra utslipp av produsert vann baseres på EIF-beregninger utført av SINTEF. Tre ulike scenarier er vurdert: 0) Alt produsert vann renses til 10 mg olje/l og slippes ut, 1) 95 % reinjiseres og 5 % med 10 mg olje/ l slippes ut til sjø, 2) 90 % reinjiseres og 10 % med 20 mg olje/ l slippes ut til sjø. Miljøkonsekvenser for alternativ 0 vurderes som middels, for alternativ 1 og 2 som liten.

I driftsperioden vil det være behov for injeksjon av rensert sjøvann og produsert vann til brønnene for trykkstøtte. For å unngå avleiringer i rørledninger må sulfat fjernes fra sjøvannet før det injiseres. Sulfat fjernes ved bruk av membraner i et sulfatfjerningsanlegg (SRU – Sulphate Removal Unit). En del kjemikalier vil benyttes i anlegget. Av disse er det i hovedsak 2,2-dibromo-3-nitripropionamide (DNBPA) og natriumhypokloritt som kan påvirke de marine ressursene på og rundt feltet. To typer SRU-anlegg vurderes; online, som innebærer betydelige utslipp til sjø, og offline, som gir mye lavere utslipp. Konsekvenser av utslipp fra et online anlegg vurderes som middels, mens de ved et offline anlegg vurderes som små.

Dersom en fremmed art som følger med skip eller ballastvann skulle klare å etablere seg vil virkningen på alle typer naturressurser i etableringsområdet klassifiseres som langvarig, regional og kraftig. En slik konsekvensen vurderes som stor. Risikoen for introduksjon av fremmede arter via ballastvann eller påvekst på skip til Wisting er imidlertid vurdert som liten.

Utslipp til luft fra Wisting er vurdert til ikke å medføre virkninger for marint naturmiljø.

Virkninger på fisk fra undervannsstøy på Wisting vil i hovedsak være knyttet til seismikkskyting, men på grunn av moderat aktivitet og grunt reservoar er konsekvenser av seismikkskyting vurdert å være ubetydelige. Av marine pattedyr som kan finnes på Wistingfeltet er det hovedsakelig hval som kan bli påvirket av støy. Datagrunnlaget for å vurdere påvirkning fra seismikk på sjøfugl er svært begrenset. Vurderingen viser at seismikk kan ha en liten effekt på pattedyr og sjøfugl.

Fiskeri

Det er for vurdering av virkninger for fiskeri benyttet en metode, der forhold som fangsttap, operasjonelle ulemper og forventede økte driftskostnader er tatt med i vurderingene (Tabell S3).

Tabell S3 Forhold som er inkludert i vurderinger av virkninger av utbygging og drift av Wisting for fiskeri.

Fangsttap: Redusert driftsgrunnlag på grunn av redusert fangst, fiske i mindre attraktive områder/perioder, eller på arter med lavere verdi.

Operasjonelle ulemper: Økt behov for årvåkenhet, justering av kurs mv under fiske på grunn av tilstedeværelse av fartøy/installasjoner eller annen petroleumsrelatert aktivitet.

Driftskostnader: Kostnader knyttet til økt gangavstand til ledig fiskefelt, evt. midlertidig flytting til annen basehavn.

Sikkerhetssoner med fiskeri- og ferdselsforbud rundt pågående boreoperasjoner vil medføre en driftsulempe for båter som ønsker å fiske i dette området. Dette er ventelig et svært begrenset antall fartøy og god varsling av planlagte aktiviteter kan bidra til å redusere denne typen driftsulemper for fiskeriet.

Legging av gassrør med tilhørende steininstallasjon på havbunnen kan medføre en driftsulempe for havfiske rundt leggefartøyet mens operasjonen pågår. Røreldningsalternativ B er 12 % lengre enn alternativ A, og vil derfor ventes å gi flere operasjonsdøgn for leggefartøy. Autoline- og trålfisket er fleksibelt, og også her vil god varsling og kontakt med aktuelle fiskefartøy kunne forebygge konflikter.

Liner kan settes og hales utenom midlertidige eller permanente, klart avgrensede sikkerhets- og aktsomhetssoner knyttet til annen bruk av havområdene uten store driftsulemper.

Utslipp av produsert vann på Wisting ventes ikke å medføre virkninger for fiskerivirksomhet.

Utslipp av ballastvann på Wisting kan indirekte medføre virkninger for fremtidig fiskeri dersom en fremmed art, høstbar eller konkurrent til etablerte arter, introduseres og etablerer seg. Virkninger for nåværende fiskerivirksomhet i området er vurdert til å være ubetydelig.

Utslipp til luft fra Wisting er vurdert til ikke å medføre virkninger for fiskeri.

Marin støy, først og fremst seismikk, kan påvirke atferd og fangstbarhet til fisk. Linefiske er avhengig av at fisken aktivt oppsøker agnet og biter på. Seismikk har i forsøk gjennomført i Vesterålen ført til minkende fangstrater i linefiske mens skytingen pågikk. Seismikkskyting på Wisting kan medføre lavere fangstrater i linefiske mens skytingen pågår. Dette vil medføre et begrenset fangsttap som antas å kunne kompenseres ved fiske i andre tilgjengelige områder.

Oppdrett

Det foregår ikke oppdrett i nærheten av noen deler av den planlagte utbyggingen, og mulige virkninger for havbruksnæringen knytter seg til overlapp med et havområde rundt Snøhvitfeltet som utredes som mulig utprøvningsområde for fremtidig offshore oppdrett. Utbyggingen av Wisting vurderes å ikke medføre virkninger for oppdrett.

Helhetlige virkninger

Naturmiljø

Wisting vil, som all annen petroleumsutvinning, bidra til fortsatt fossil energibruk med tilhørende påvirkninger på atmosfære og klima. Som et isolert prosjekt er Wisting imidlertid lokalisert i et område av Barentshavet der det pr. 2021 ikke er overlapp med kjente viktige og sårbare habitat eller biologiske ressurser (SVO). Kombinerte effekter vil likevel oppstå gjennom samvirkninger (både additive effekter, synergier, antagonier og potensiering) mellom de enkelte påvirkningsfaktorer. Årstidsvariasjon i ressursutbredelse og sårbarhet vil ytterligere komplisere bildet ved at samvirkninger kan forventes å gi ulike utslag om sommeren enn om vinteren.

Fiskeri

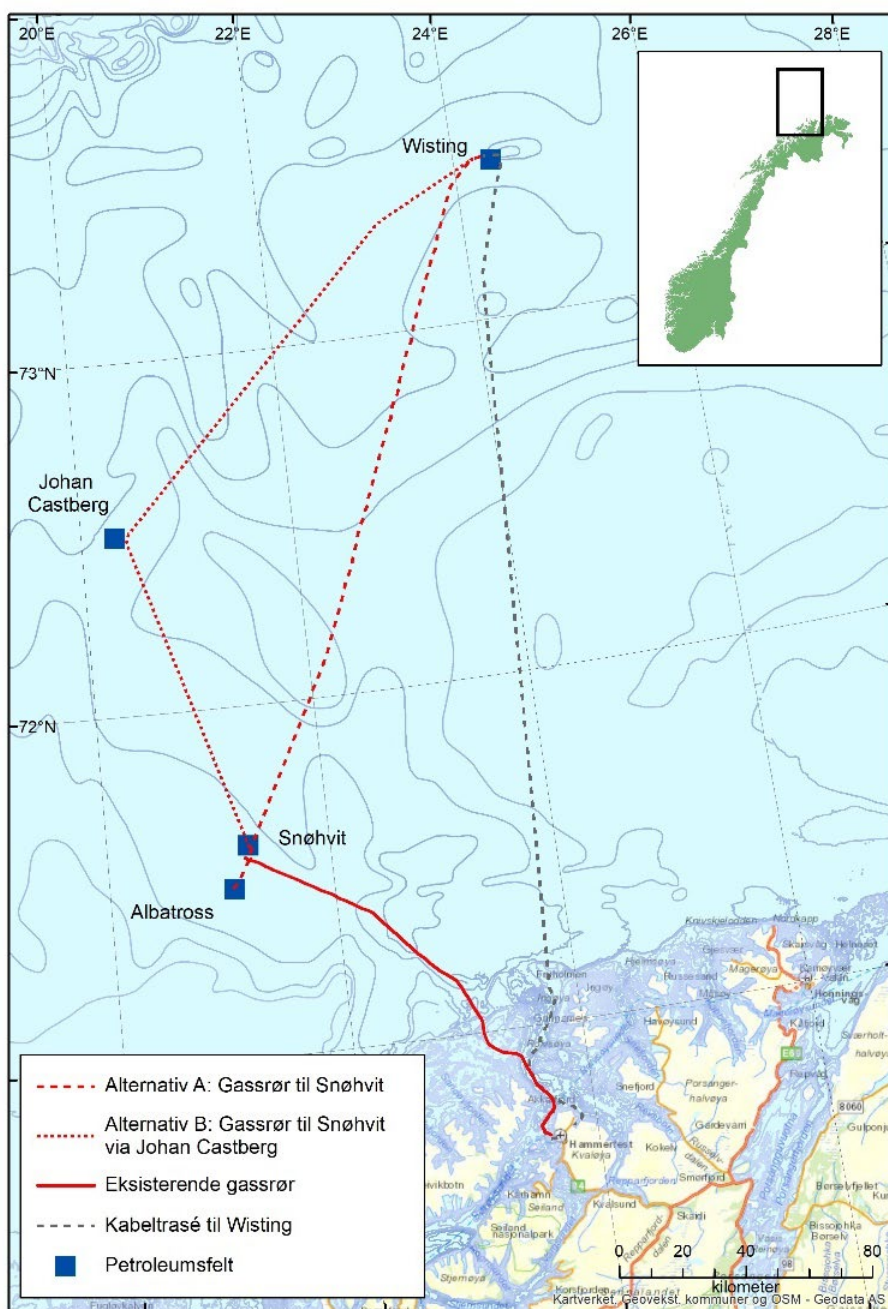
Klimaendringer og ressursforvaltning påvirker utbredelse av de kommersielle fiskebestandene, og dermed også lokalisering av fiskeriaktiviteter. Wistingfeltet ligger i dag i et område av nærmest ubetydelig interesse for fiskeriene. Både trålfiske og autoline er svært fleksible fiskerier, som foregår der de økonomisk mest fordelaktige resultatene kan oppnås innenfor avtaler om bl.a. kvoter per fartøy- og redskapstype. Om klimaendringer medfører økte vanntemperaturer og i mindre grad også endringer i strømsystemer og vannbevegelse, vil dette påvirke lokalisering av fiskeriene. De presenterte dataene fra Fiskeridirektoratet viser at Wistingfeltet har vært av marginal interesse for fiskeriene de seneste ti årene samtidig som det har foregått begrenset fiske langs rørledningsalternativene.

Det foregår i dag ikke fiske med ringnot i Wisting området. Med høyere vanntemperaturer vil en art som makrell kunne få økt utbredelse i Barentshavet. Gitt en forvaltningsstrategi der makrell i et fremtidig varmere Barentshav skal høstes i dette området, kan fiske med ringnot få

større utbredelse. Lodde fiskes også med ringnot, men siden denne arten ventelig vil trekke mot nord og øst i et varmere Barentshav, vil dette fisket flytte mot øst og inn i Russisk sone, slik at det er vanskelig å forutsi hvilke redskap som vil aktuelt å benytte i Wistingområdet. Men det er usannsynlig at det fra år til år vil skje store endringer, og Wisting vil uansett ligge utenfor rekkevidden til kystflåten, og mest sannsynlig fortsatt være av svært begrenset viktighet for havfiskeflåten også i de kommende tiårene.

1 Innledning

Equinor er utbyggingsoperatør for olje- og gassfeltet Wisting i Barentshavet. Feltet planlegges bygd ut med en flytende installasjon for prosessering, lagring og oljelasting til skip, og en eksportørledning som fører gassen til Snøhvitområdet. Feltet vil bli forsynt med elektrisk kraft via en kabel fra land. Wisting ligger i blokkene 7324/7 og 8, omtrent i posisjonen 73,4°N, 24,3°Ø, 310 km fra Finnmarkskysten. Vanddypet på feltet ligger mellom 390 og 418 m. For gassrøret vurderes to alternativ. Alternativ A som omfatter en 247,7 km lang direkte rørledning til Snøhvitområdet, og alternativ B som er 276,5 km og går via Johan Castberg feltet til Snøhvitområdet (Figur 1).



Figur 1 Lokalisering av Wistingfeltet og alternative traséer for gassrør til Snøhvitområdet. Planlagt trasé for kraftkabel fra land er vist.

Wistingreservoarene er grunne og har lave trykk og lave temperaturer. Utvinningsstrategien blir derfor planlagt med vanninjeksjon som trykkstøtte. Med denne produksjonsstrategi og utvinningsgrad vil Wisting kunne produsere i 31 år.

Akvaplan-niva har i samarbeid med NILU utredet virkninger for marint naturmiljø, fiskeri og oppdrett av en rekke påvirkningsfaktorer knyttet til utbygging og drift av Wisting. I foreliggende dokument er det vurdert virkninger av etablering, tilstedeværelse og drift av installasjoner på feltet, boreoperasjoner, legging og klargjøring av gassportsport-rørledning, utslipp av produsert vann og kjemikalier, utslipp av ballastvann, utslipp til luft, og marin støy. Virkninger knyttet til kraft fra land er behandlet i en egen rapport (Larsen m.fl. 2021).

2 Utslipp til sjø

Utslipp fra boring av brønner består av borekaks, borevæske og kjemikalier brukt under boring. Borekaket har naturlig innhold av tungmetaller, organiske salter, mineralpartikler og kan ha vedheng av olje. I produksjonsfasen følger vann fra reservoaret med oljen og gassen opp til installasjonen, og etter å ha blitt separert fra oljen/gassen blir dette vannet enten re-injisert i havbunnen eller renses og sluppet ut. Produsert vann består av både vann fra undergrunnen og evt. sjøvann som er injisert for å opprettholde reservoartrykk og øke utvinningen av olje. Produsert vann inneholder typisk dispergert olje, tilsatte kjemikalier og naturlig forekommende stoffer som polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), alkylfenoler, tungmetaller, radioaktive stoffer (NORM, hovedsakelig isotopene ^{226}Ra , ^{228}Ra , ^{210}Pb og ^{228}Th), organisk stoff og -syrer, uorganiske salter, mineralpartikler, svovel og sulfider (Bakke m.fl. 2013).

Utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten reguleres av forskrifter og tillatelser. Tillatelse til utslipp til sjø skal oppfylle krav i forskrift om utføring av aktiviteter i petroleumsvirksomheten (aktivitetsforskriften) kap. 11 samt forurensningslovens kap. 3. Heri ligger krav om vurdering av konsekvenser som planlagt utslipp til sjø kan ha på mennesker og miljø. Kjemikalier som tilsettes i forbindelse med boring og i produksjon av olje og gass, og noen naturlig forekommende stoffer kan utgjøre risiko for det marine miljøet, avhengig av toksisitet, konsentrasjon og eksponeringstid.

Kjemikalier som tilsettes under boring eller produksjon karakteriseres ut ifra deres potensial for bioakkumulering (kjemikalier som akkumuleres i organismer gjennom inntak), nedbrytbarhet og akutt toksisitet. Aktivitetsforskriften grupperer kjemikaliene som benyttes offshore i fire kategorier (Tabell 1).

Tabell 1 Klassifisering av kjemikalier i henhold til aktivitetsforskriften §63. En fullstendig oversikt over stoffer knyttet til de fire kategoriene fremgår av vedlegg til Miljødirektoratets veileder M-107.

	Stoffer som er lite nedbrytbare og har høyt potensial for bioakkumulering og/eller er svært akutt giftige. I utgangspunktet er det ikke lov å slippe ut kjemikalier i svart kategori og de skal substitueres med kjemikalier i lavere kategorier, når det er mulig. Myndighetene kan gi tillatelse til bruk og utslipp dersom det er nødvendig av sikkerhetsmessige og tekniske grunner.
	Stoffer som brytes sakte ned i det marine miljøet, og viser potensiale for bioakkumulering og/eller er akutt giftige. Kjemikalier i rød kategori kan være miljøfarlige og skal prioriteres for substitusjon med kjemikalier i grønn eller gul kategori. Tillatelse til bruk og utslipp gis kun av sikkerhetsmessige og tekniske hensyn.
	Kjemikalier i gul kategori omfatter stoffer som ikke er i grønn, rød eller svart kategori. Sterke syrer og baser som er fritatt for økotoksilogisk testing og stoffer med bionedbrytbarhet >60%. Gul kategori kjemikalier med bionedbrytbarhet på 20-60%, kategoriseres i tre underkategorier iht. om deres nedbrytningsprodukter inkluderer stoffer i grønn, rød eller svart kategori.
	Kjemikalier som har ingen eller svært liten miljøeffekt. Grønn kategori omfatter stoffer på OSPARs PLONOR liste ("Substances used and discharged offshore which are considered to Pose Little Or No Risk to the Environment"), REACH vedlegg IV og enkelte stoffer i REACH vedlegg V.

Ifølge tall fra NOROG (Norsk Olje og Gass) utgjorde utslipp av tilsatte kjemikalier fra norsk petroleumsvirksomhet ca. 160 000 tonn i 2019. Kjemikalier med størst miljøeffekt, svart og rød kategori utgjorde henholdsvis 0,002% (3,2 tonn), og 0,07% (112 tonn) av de samlede utslippene. Kjemikalier i gul kategori utgjorde 9% og størsteparten med litt over 90% var

grønne kjemikalier. Grønne kjemikalier er vurdert å ha ingen eller svært liten miljøeffekt (Norsk Olje og Gass, 2020). Substitusjonsplikten (del av produktkontroll-loven) er grunnlaget for at det løpende jobbes med å bytte ut kjemikalier til mindre miljøskadelige alternativer og en del svart- og rødlistede kjemikalier er blitt substituert de siste 10 årene.

Naturlig forekommende stoffer er også karakterisert i henhold til aktivitetsforskriften (Tabell 1) og de som er på OSPARs eller den norske prioritetslisten kategoriseres som svart. Dette omfatter alkylfenoler, PAH og noen tungmetaller (As, Cd, Cr, Hg, Pb). Siden stoffene er naturlig forekommende, er det ikke mulig å bytte (substituere) disse. De reelle miljøeffekter for det marine miljøet vil avhenge av konsentrasjoner og eksponeringstid, og vil variere med stoff og organisme. For vurdering av miljørisiko for naturlig forekommende stoffer brukes PNEC (predicted no effect concentration) verdier som terskelverdi for ingen forventet toksisk effekt.

De siste 25 årene har norske forskningsmiljøer gjennomført mange prosjekter om miljøeffekter av utslipp fra olje- og gassvirksomhet på marine organismer i vannsøylen og på havbunnen. Sammen med kjennskap til miljøegenskapene av kjemikalier og naturlig forekommende stoffer, danner disse fundament for vurdering av forventet miljøeffekter ved utslipp til sjø fra nye felt. En detaljert oversikt over de tidligere studiene er utarbeidet av Bakke m.fl. (2013) og nyere funn er inkludert i Beyer m.fl. (2020). Forskningsprogrammet "Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten (PROOF)" ble satt i gang 2002 og innlemmet i forskningsprogrammet "Havet og kysten" som et eget delprogram (PROOFNY), i regi av Norges Forskningsråd. Havet og kysten programmet ble avsluttet i 2015, likevel ble en del prosjekter innen PROOFNY finansiert frem til 2018 (Forskningsrådet 2016).

I tillegg har det de senere årene vært gjennomført to større forskningsprosjekter innen effekter av utslipp til sjø, delvis eller fullstendig finansiert av aktører i oljeindustrien, EWMA (Environmental Waste Management - <https://site.uit.no/ewma/>) og BARCUT (Barents Sea drill cuttings research initiative), <https://site.uit.no/ewma/barcut/> begge med fokus på effekter av petroleumsaktiviteter i Barentshavet og med tung involvering fra Universitet i Tromsø. Resultater fra disse programmene er publisert og inngår i vurderingene for Wisting.

2.1 Feltinstallasjoner, inkl. boring

Feltet bygges ut med en flytende installasjon for lagring og eksport av oljen. Det planlegges boret i alt 36 brønner (19 brønner for produksjon og 17 for vanninjeksjon). Produksjonen fra feltet kan starte når de første 14 brønner er boret, noe som er planlagt å være på plass i løpet av 3 - 4 år. Alle brønner vil bli boret fra dynamisk posisjonert, halvt nedsenkbar rigg som ikke etterlater ankermerker. Kaks med vedheng av vannbaserte borevæsker fra topphullseksjonene er planlagt sluppet ut til sjø. Oljebaserte kjemikalier for bruk på dypere deler av boringen vil bli gjenvunnet. Det arbeides fremdeles med ulike systemer for rensing av borekaks fra disse seksjonene av brønnene. Tabell 2 oppsummerer antall brønner og mengde borekaks- og væske fra boreoperasjoner på Wisting.

Tabell 2 Antallet brønner, mengde kaks generert og mengder vannbaserte borevæsker fra planlagt boreaktivitet på Wisting. Totalt utslipp er det som er planlagt deponert på sjøbunn (Kilde: Equinor).

	Antall brønner	36" meter	26" meter	8 1/2" meter	vannbasert borevæske brønn (m ³)	borekaks per brønn (tonn)
Produksjonsbrønn	19	11	69	848		170
Forbruk i seksjon m ³		543	314	364	1221	
Vanninjektor	17	11	69	621		133
Forbruk i seksjon m ³		543	314	334	1191	
Totalt utslipp vannbasert borevæske og kaks for alle brønner					43446	5491

Sammensetning og mengde av de ulike komponentene i vannbasert borevæske er presentert i Tabell 3.

Tabell 3 Sammensetning og mengde vannbasert borevæske som slippes ut fra Wisting ved boring av ulike brønnsegmenter (kilde: Equinor).

Borevæske (spud + reservoar)	kg/m ³	Utslipp av kjemikalier (tonn)			
		36"	26"	8 1/2"	Totalt
Stivelse	15		9,42	10,47	19,89
Xanthan	8		5,02	5,584	10,60
Bentonitt	30	32,58	18,84		51,42
Natriumkarbonat	3	1,63	1,88		3,51

Det planlegges størst mulig gjenbruk av vannbaserte borevæsker og bruk av grønne kjemikalier som har lav miljærisko. Borekaks med noe vedheng av vannbaserte borevæsker slippes ut til sjø. Kaks vil legge seg på bunnen, mens de vannbaserte borekjemikaliene vil fortynnes i vannmassene. Equinor utreder fremdeles hvordan de skal behandle kaks fra de nedre og oljeholdige seksjonene. Oljebaserte borevæsker vil bli gjenvunnet.

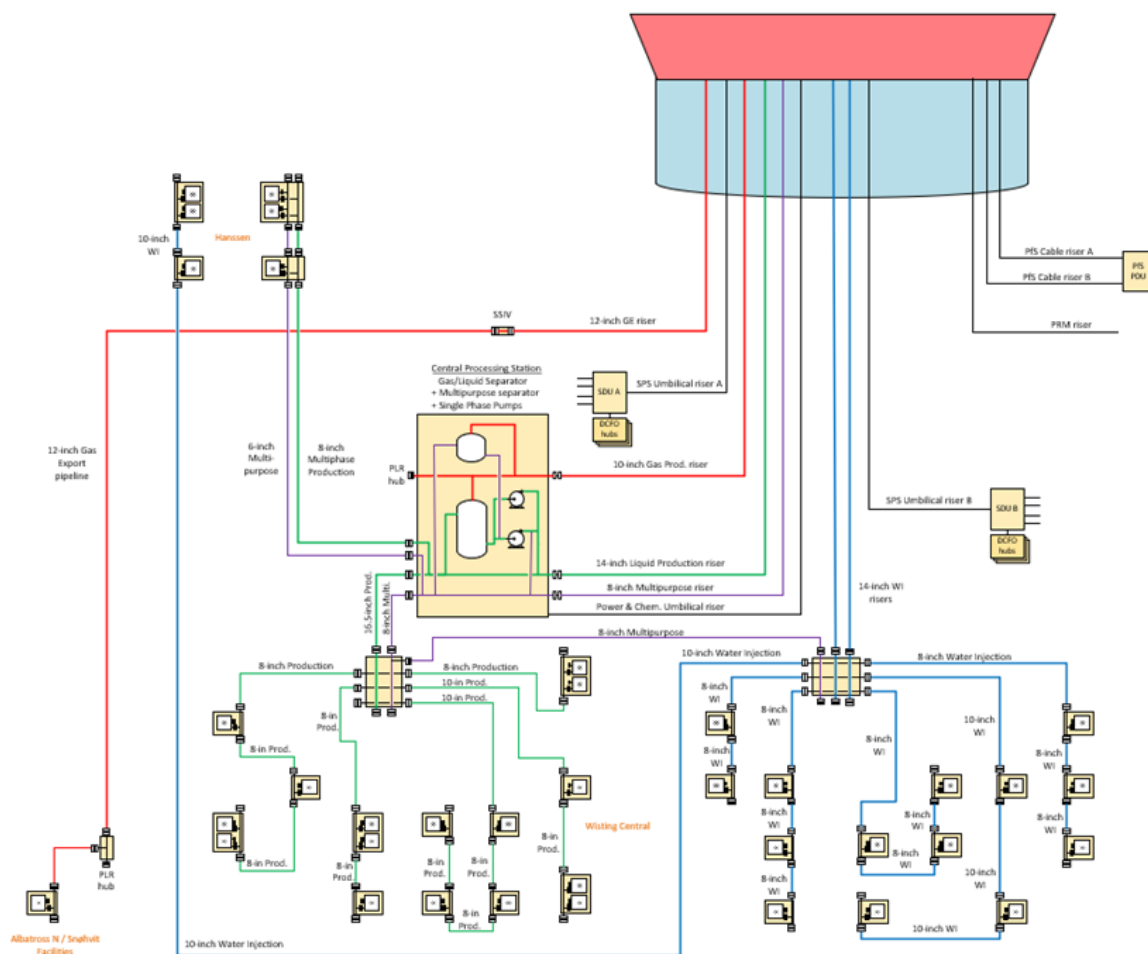
Borekaks er utboret steinmasse, bestående av partikler i ulike størrelser som fjernes fra borehullet etter hvert som brønnen bores. Under boring av brønner blir det benyttet borevæske for å frakte ut borekaks, smøre og kjøle borkronen, og for å kontrollere trykket i brønnen.

Borevæske (boreslam) består av basevæske (vann eller olje), bentonitt og et vektstoff, ofte barytt (bariumsulfat) eller ilmenitt (titanjernstein), som kan inneholde spor av ulike tungmetaller (Bakke m.fl. 2012b). På Wisting benyttes bentonitt og brine som vekstsubstanser. I tillegg tilsettes en rekke kjemikalier for at borevæsken skal få de ønskede tekniske egenskaper.

Ved utslipp av borekaks vil rester av borevæske følge med. Borevæsken vil typisk utgjøre mindre enn 10 % av utslippet, mens den resterende delen består av steinpartikler som borevæsken adsorberer til. Forutsetning for tillatelse til utslipp av borekaks og borevæske er at utslippsområdet har lav risiko for påvirkning på sårbare miljøkomponenter.

2.2 Rørledninger

Mellom brønnrammer og annen infrastruktur på bunnen vil det bli etablert et omfattende nettverk av rørledninger, stigerør og kontrollkabler på feltet (Figur 2). Gass fra Wisting skal transporteres gjennom en rørledning som går enten direkte til Albatross N/Snøhvit (alternativ A) eller via Johan Castberg (alternativ B) (Figur 1). Lengde på rørledningene er hhv. 247 og 276,5 km.



Figur 2 Oversikt over rørledninger og kabler på Wisting. Brønner er vist med firkanter. Kilde: Equinor.

2.2.1 Utslipp av kjemikalier fra klargjøring av rørledning

Før rørledningene settes i drift utføres en rekke operasjoner (Pipeline Commissioning Operations (PCO)) som sikrer at rørledningene ikke korroderer, at de er åpne i lengderetningen og ikke lekker. PCO-aktiviteter omfatter dermed:

- Fylling av rørledninger med ferskvann etter installasjon. De fleste rørledninger legges luftfylt og fylles med ferskvann etter legging.
- Gjennomspyling med monoetylenglykol (MEG) og ferskvann etter oppkobling av rørledninger, stigerør m. v. Hensikten er å fjerne sjøvann som har kommet inn under oppkobling, samt klargjøre for oppstart ved MEG-behandling av rørstykker som ikke senere skal vanntømmes med gjennomløper (pig).
- Trykktesting. Bekrefter at systemet er tett.
- Klargjøring før oppstart – vanntømming med nitrogengass. Pigger pumpes gjennom rørledningene med nitrogengass for å fjerne mesteparten av vannet før oppstart.

PCO-kjemikalier slippes ut på havbunnen ved enden av røret som skal settes i drift. Vann med PCO-kjemikalier fra rørledninger på selve Wisting vil slippes ut på feltet i 2026 og 2027 (flush operasjoner og lekkasje-tester) og 2028 (tømming og klargjøring for drift). Totalt volum for disse rørledningene er 2 600 m³. Når det gjelder rørledningen til Albatross N/Snøhvit så har alternativ A et totalt volum på ca. 15 000 m³. Alternativ B, som går via Johan Castberg, er lengre og har samlet sett et større volum enn alternativ A. Det vil være mindre utslipp både på Wisting

og Albatross N/Snøhvit eller Johan Castberg forbundet med testing i 2025 og 2026. Vår 2028 vil rørledningen klargjøres for drift og tømmes og ved Albatross N/Snøhvit (alternativ A) eller ved Johan Castberg og Albatross N/Snøhvit (alternativ B).

Oksygenfjerner, monoetylenglykol (MEG) og fargestoff vil benyttes både i feltinterne rørledninger og rørledningen for gasseksport. På feltet vil gel benyttes for å hindre inntrenging av sjøvann under sammenkobling av rørledninger og undervannsanlegg. Et biocid vil tilsettes eksportrørledningen. En oversikt over planlagt kjemikaliebruk er gitt i Tabell 4, og en nærmere beskrivelse av hvert stoff er gitt i det følgende.

Oksygenfjerner (OR-13)

For å hindre korrosjon i rørledningene etter at de er installert og før de settes i drift, fylles de med ferskvann tilsatt oksygenfjerner. Oksygenfjerner inneholder natriumbisulfitt som er et PLONOR-kjemikalie (Tabell 1). Oksygenfjerner binder løst oksygen i vannet, slik at det ikke lengre er tilgjengelig for å korrodere rørene. Mesteparten av oksygenfjerner vil forbrukes før utslipp, og resten vil bli brutt ned til sulfat. Rester av bisulfitt vil reagere med sjøvann og omdannes til sulfat ved utslippspunktet.

Monoetylenglykol (MEG)

Etter tilkobling gjennomspyles rørledningene med en kjemikalieblanding som består av MEG (10 – 50 %) og vann. Denne blandingen benyttes for å unngå hydratproblematikk under oppstart. MEG er et PLONOR-kjemikalie (dvs. miljøklasse grønn).

Fargestoff (sannsynligvis RX-9022)

Fargestoff (RX-9022) tilsettes vannblandingen for å lettere kunne detektere eventuelle lekkasjer i forbindelse med trykktesting. RX-9022 inneholder et pigment med lav bionedbrytbarhet og er derfor i miljøklasse gul, underkategori 2. Det finnes i dag ikke alternativer som både er lett detekterbare og er lett nedbrytbart.

Gel (type uavklart)

En gelblanding vil bli benyttet for å etablere en viskøs barriere for å hindre inntrenging av sjøvann under sammenkobling av rørledninger og undervannsanlegg på feltet. Gelen er en høyviskøs blanding bestående av 99 % vann og 1 % fortykningsmiddel.

Biocid (MB-5111)

Biocidet som planlegges brukt i rørledningen er klassifisert som gult. Det er et vannløselig biocid bestående av (etylendioxy)dimethanol.

Tabell 4 Kjemikaliebruk (planlagt utslipp) knyttet til rørledninger på Wisting og gasseksportør (data fra Equinor e-mail 11.10.2021).

Komponent	Feltinterne rør (liter)	Eksportør Alternativ A (liter), utslipp ved Albatross N/Snøhvit	Eksportør Alternativ B (liter), utslipp ved Johan Castberg	Eksportør Alternativ B (liter), utslipp ved Albatross N/Snøhvit
OR 13 (Oksygenfjerner)	2000	3 000	2 000	2 000
MEG	1 000 000	100 000	100 000	100 000
RX9022 (fargestoff)	1000	1 500	1 000	1 000
GEL	100 000	--	--	
MB5111 (biocid)	--	4 500	3 000	3 000

2.3 Brønnrensing

Brønnrensing innebærer at brønner renses for borevæske og partikler før de tas i bruk. De første brønnene som blir renses er de som skal benyttes til vanninjeksjon. Equinor planlegger for utboring av formasjonsvannsonen (sone med vann som vanligvis finnes under olje og gass i en petroleumsførende reservoarbergart) med vannbasert borevæske og komplettering med saltlake (uorganiske PLONOR-kjemikalier). Formasjonsvann, borevæske og saltlake fra disse brønnene vil bli sluppet ut til sjø ettersom det på dette tidspunktet ikke har vært i kontakt med olje. Alle kjemikalier som benyttes i disse operasjonene vil være i grønn eller gul kategori. Formasjonsvannet inneholder en blanding av uorganiske og organiske forbindelser, men sammensetningen varierer mellom ulike felt (Neff m.fl. 2011). Etter at olje er introdusert i systemet vil formasjonsvann renses på lik linje med produsert vann før det slippes ut til sjø. Den undersjøiske flerbruksseparatoren vil bli brukt til rensing av alle brønner (produsenter og injektorer). Wistingdesignet inkluderer imidlertid flere alternativer for behandling av vann fra brønnrensing. Avhengig av brønntype og plassering av brønnen, kan vannmengdene som produseres under rensing variere mellom brønnene. Det skal bygges lagertanker som har kapasitet til å lagre alt produsert vann fra brønnrensing. Vannet kan ledes via behandlingsanlegget for produsert vann og slippes ut i havet hvis det er rent. Hvis vannet er forurenset, kan det oppbevares i tanker. Fra lagertankene er det ulike alternativer for vannbehandling, herunder injeksjon i brønn (krever ekstra investering som ikke er inkludert i DG2-konseptet), behandling i sentrifuger og blandet injeksjon med sjøvann eller eksport til et vannbehandlingsanlegg på land. Disse alternativene vil bli undersøkt nærmere før endelig konsept bestemmes (Equinor 2021 b).

2.4 Utslipp av produsert vann

Et av de største biproduktene ved olje- og gassproduksjon er produsert vann. Produsert vann følger med petroleum opp fra reservoaret og består både av vann som naturlig forekommer i berggrunnen og vann og kjemikalier som er injisert for å opprettholde reservoartrykket og dermed øke oljeutvinningen. Det er generelt polyaromatiske hydrokarboner og alkylfenoler i produsert vann som ved utslipp har vist seg å ha den største effekten på det marine miljøet (Neff m.fl. 2011).

Produksjon av olje krever at det tilføres enkelte kjemikalier for bl.a. å hindre avleiring i brønner og produksjonssystem, fjerne voksutfelling i rør, bedre separere olje og vann, redusere oljeinnhold i produsert vann, og for å hindre begroing i produksjonssystemet. Kjemikaliene vil i hovedsak følge oljen til terminal eller raffineri, men de vannløselige og litt av de oljeløselige kjemikaliene følger produsert vann ned i reservoaret via injisering eller til utslipp etter rensing. Bruk av produksjonskjemikalier i løpet av feltets levetid vil være gjenstand for søknad(er) om bruk, injeksjon, utslipp og slutt disponering, iht. aktivitetsforskriften.

Det er tillatt å slippe ut produsert vann til sjø etter rensing. I 2020 ble det sluppet ut 124 millioner m³ produsert vann på norsk sokkel. Dette hadde et innhold av dispergert olje på til sammen 1491 tonn (miljostatus.no, september 2021). I år uten store uhellsutslipp utgjør olje i produsert vann majoriteten av oljeutslipp til sjø fra virksomheten på norsk sokkel (Norsk olje og Gass 2020). Miljødirektoratet regulerer utslipp av produsert vann på norsk sokkel. Utslippstillatelse blir gitt for hvert felt og iht. aktivitetsforskriften §60 med krav om maks konsentrasjon av dispergert olje på 30 mg/L, samt risikovurderinger av miljøeffekter. For Wistingfeltet planlegges det at oljeinnholdet i produsert vann som slippes ut ikke skal overstige 10 mg/L.

I foreliggende rapport vurderes "utslipp av produsert vann" iht. aktivitetsforskriften §60, der miljøsiko knyttet til relevante kjemikalier og naturlig forekommende stoffer for feltet kvantifiseres gjennom EIF (Environmental Impact Factor) beregninger. Det gjennomføres modellering av utslipp fra ulike scenarier. Modellerte konsentrasjoner av kjemikalier og naturlig forekommende stoffer sammenlignes med PNEC-verdier for vurdering av miljøeffekten av utslippet.

På Wisting skal alt produsert vann behandles i en firestegs renseprosess (hydroykloner, to kompakte flotasjonsenheter og valnøttskall-filter). Mengden av produsert vann vil være lavest de første produksjonsårene, for så å øke gjennom feltets levetid. Med dagens estimater er 2047 forventet å være det året det vil bli genereres mest produsert vann (Equinor 2021).

Produsert vann vil også inneholde rester av produksjonskjemikalier (Tabell 5). Miljøvurderingene gjennomført i denne rapporten basert på de mest vanlige kjemikaliene som brukes på norsk sokkel. Disse forventes å løse de feltspesifikke forhold på Wisting, men Equinor har per dato ikke avgjort hvilke som vil bli benyttet på Wisting. Tabell 5 oppsummerer de viktigste miljømessige egenskapene til hovedgruppene av produksjonskjemikalier som planlegges brukt på Wisting.

Tabell 5 Gjennomsnittlige konsentrasjoner av tilsatte kjemikalier i produsert vann for Wistingfeltet (Kilde: Ditlevsen 2021). LogPow = logaritmisk oktanol- vann fordelingskoeffisient som angir vannløselighet. PNEC = Predicted No Effect Concentration. EC50 = konsentrasjon av et stoff som forventes å gi en viss effekt (ofte dødelighet) i 50 % av testorganismene.

Kjemikalie	Konsentrasjon (mg/L)	LogPow	Biologisk nedbryting, % 28 døgn	PNEC ppb, norm EC50 / 1000
SI 25 KI	81	0	27	186
EB 28 KI	5,13	1,3	71	125
EB 28 KII	0,86	0	0	125
EB 28 KIII	0,38	0	0	125
EB 28 KIV	2,4	0	0	17
EB 28 KV	2,4	0	0	21
AI 2 KI	0,00043	6,0	30	85
AI 2 KII	0,000043	0	0	1000
AI 2 KIII	0,0012	4,4	33	31
AI 2 KIV	0,00004	0	0	500
AI 2 KV	0,043	1,4	21	18
AI 2 KVI	0,0029	5,2	64	51
DF 5 KI	0,00074	5	69	940
DF 5 KII	0,000007	0	0	1000
Floc 1 KI	0,02	1,6	20,9	1334

2.5 Vanninjeksjon og sulfatfjerning

I driftsperioden vil det være behov for injeksjon av rensert sjøvann og produsert vann til brønnene for trykkstøtte. Behovet for rensert sjøvann er størst tidlig i feltets levetid når oljeproduksjonen er størst, og mengdene produsert vann er lave. Behovet for sjøvannsinjeksjon avtar med avtagende oljeproduksjon, og økende produksjon av produsert vann.

Sjøvann inneholder naturlig små mengder sulfat (SO_4^{--}). Hvis sulfatholdig sjøvann blandes med fossilt bariumrikt vann fra reservoaret, vil bariumsulfat (BaSO_4) felles ut. Dette er et salt som er praktisk talt uløselig i vann og som vil danne avleiringer i bl.a. reservoaret og i rørledninger. For å unngå slike avleiringer må sulfat fjernes fra sjøvannet før det injiseres.

Sulfat fjernes fra sjøvannet ved bruk av membraner i et sulfatfjerningsanlegg (SRU – Sulphate Removal Unit). Før behandling vil sjøvannet passere gjennom grove filter og kjølemediets kjølere, slik at det blir oppvarmet til driftstemperaturen før videre behandling. Den videre prosessen består av tre trinn: 1) ultrafiltrering for å fjerne partikler $\geq 0,1 \mu\text{m}$, 2) nanofiltrering for å fjerne sulfater til $< 20 \text{ ppm}$ og 3) membranavlufning for å redusere oksygen til $< 10 \text{ ppb}$. Kjemikalier er nødvendig for å kontrollere pH, unngå begroing, og for å desinfisere eller redusere klornivået. For å unngå at membranene i SRU går tett tilsettes et biocid som dreper bakterier og andre mikroorganismer.

Biocidet som planlegges brukt i SRU på Wisting er 2,2-dibromo-3-nitripropionamide (DBNPA) som er et rødt kjemikalie (Tabell 1). Equinor jobber med å finne et alternativ, men dette er foreløpig ikke klart. Alternative tekniske løsninger som reduserer utslipp av biocid vurderes også:

Online versus offline behandling: Online behandling ville kreve kontinuerlig biocid-injeksjon og større mengder må derfor benyttes. I offline alternativet tas en sløyfe ut av drift for rengjøring (CIP). Biocidet doseres i en begrenset vannmengde i en periode med lukket sløyfe før væsken slippes ut i sjøen. Dette forventes å utføres ukentlig for hver sløyfe, avhengig av trykkforskjellen over nanofiltreringsmembranene.

Injeksjon av biocid CIP-løsning: Etter CIP-operasjonen fortrenses biocidløsningen av behandlet sjøvann (fra membran-utluftningstrinnet) og føres til vanninjeksjonspumpene istedenfor å slippes ut til sjø. Offline behandling gir videre muligheter for:

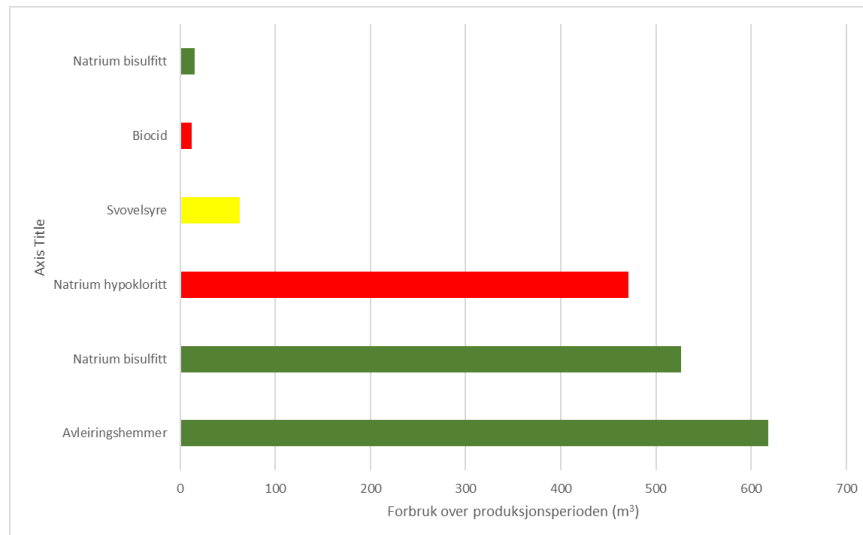
- Nøytralisering av biocid-oppløsningen ved bruk av natriumbisulfitt før utslipp til sjø (se avbøtende tiltak).
- Å benytte samme biocid-løsning til behandling av begge sløyfer.

Endelig design for SRU er ikke bestemt på det nåværende stadiet i planleggingen, men leverandør av anlegget utfordres til å levere løsninger som fører til lavest mulig utslipp av miljøskadelige stoffer til sjø.

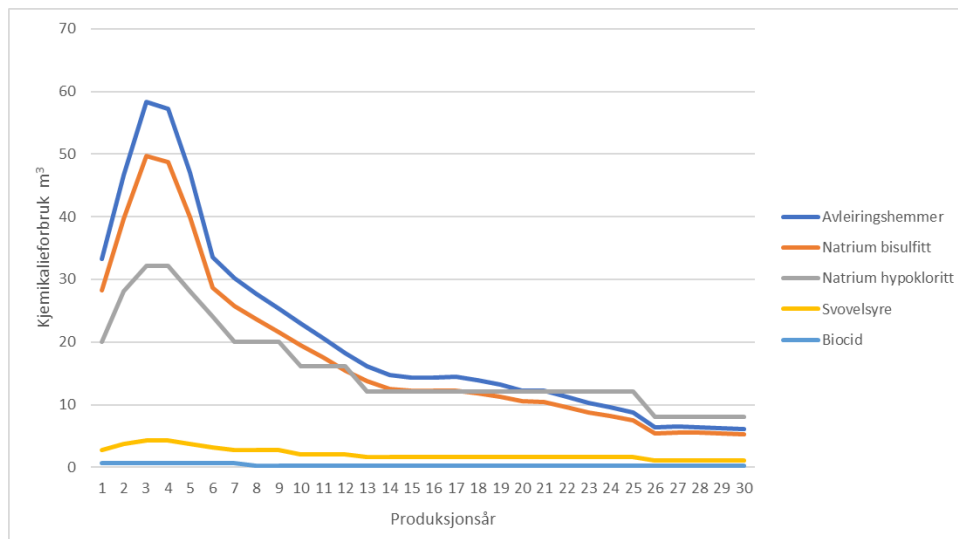
2.5.1 Kjemikalier benyttet i SRU

Det er gjennomført beregninger av kjemikaliebruk på Wisting basert på konstruksjonskapasiteten for anlegget som er på $28\,750 \text{ Sm}^3/\text{sd}$ sjøvannsinjeksjon. Denne informasjonen er manipulert for å estimere kjemikalieforbruket i hele produksjonsperioden. De beregnede utslippsvolumene (Figur 3) er basert på at begge membranene behandles med biocid 2 ganger i uken med 3 timers varighet og at konsentrasjonen av aktiv ingrediens (DBNPA) er 20 mg/L . Forbruket vil være høyest i de første driftsårene og avta etter hvert (Figur 4). De fleste kjemikalier som benyttes i anlegget er i grønn kategori (PLONOR), men svovelsyre er kategorisert som gult og biocid (DBNPA) og natrium hypokloritt er kategorisert som røde kjemikalier. Antiscalant og natriumbisulfat injiseres kontinuerlig oppstrøms for nanofiltreringspumpene, mens alle andre kjemikalier doseres batchvis som en del av tilbakespyling eller clean-in-place (CIP) operasjoner.

Basert på erfaring fra SRU på Johan Castberg, kan det antas at alle forbrukte kjemikalier slippes ut i sjøen (Aker Solutions 2021).



Figur 3 Totalt kjemikalieforbruk for SRU-anlegget (Sulphate Removal Unit) gjennom driftsfasen av Wisting. Farge på søylene viser hvilken miljøkategori kjemikaliene tilhører, ref. Tabell 1 (Kilde: Aker Solutions 2021).



Figur 4 Utvikling i forbruk av kjemikalier i sulfatfjerningsanlegg gjennom feltets levetid (SRU) (Kilde: Aker Solutions 2021).

Avleiringshemmere

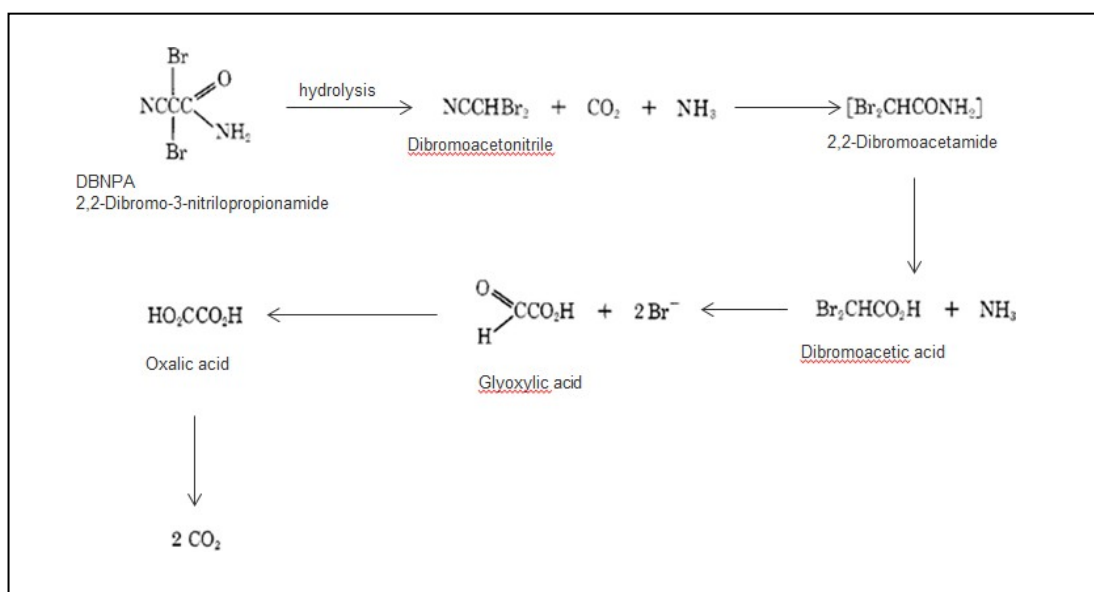
Type ikke bestemt, men kjemikaliene som skal benyttes vil være et PLONOR-kjemikalie.

DNBPA

DNBPA er giftig for vannlevende organismer og har LC50-verdier (konsentrasjon der halvparten av de eksponerte individene dør i løpet av en gitt tid) i området 0,1-1 mg/L for dyre- og planteplankton og fra 1 – 3,4 mg/L for ulike fiskearter (se Kleine m.fl. 1996 for en oversikt). Stoffet er vannløselig (17 ± 0.05 g/L ved 25,7 °C) og har en $\log K_{ow} = 0.8$ (AP, 2014), noe som betyr at det ikke vil bioakkumulere.

Kjemikaliet DBNPA vil bli levert av leverandøren Dow Biocides, som angir at produktet brytes ned i akvatisk miljø gjennom hydrolyse, fotolyse og biologisk nedbryting. En test for å studere biologisk nedbrytning av DBNPA i sjøvann ble utført av Baker Huges Norge AS for Equinor i 2016 (Baker Huges, 2016). Testen ble gjennomført i henhold til "OECD Guideline for Testing of Chemicals 1992. OECD 306: Biodegradability in Seawater. Closed bottle method" som beskrevet i Aktivitetsforskriften §62. Testen ble gjennomført med 32,2 % sjøvann og 2,0 mg/L løsning av DBNPA. Etter 28 dager ble det registrert 0 % biologisk nedbryting. Testen ble derfor forlenget til 60 dager, men heller ikke etter 60 dager ble det registrert noen biologisk nedbryting av kjemikaliet (Baker Huges, 2016).

I SRU er hydrolyse (Figur 5) den viktigste nedbrytningsmekanismen. Nedbrytningsprodukter avhenger av fysiske forhold, men kan være ammoniakk, karbondioksid og ulike bromforbindelser.



Figur 5. Hydrolyse av DBNPA. (Kilde: Dow 2003).

Halveringstiden for DBNPA gjennom hydrolyse er relativt kort, men den påvirkes av surhetsgrad og temperatur. Exner m.fl. (1973) rapporterte en halveringstid på 2 timer ved en pH på 8 (temperatur ikke angitt), som er omtrent det som er pH i sjøvann i åpent hav. Ved lav temperatur, som ved Wisting, vil halveringstiden være høyere enn ved vanlige test-temperaturer (ofte 20 – 25 °C). Flere av forbindelsene som dannes i nedbrytningsprosessen er imidlertid relativt stabile (halvveringstid opptil flere hundre dager) og kan trolig påvirke akvatiske organismer.

Natriumbisulfitt (NaHSO₃)

Natriumbisulfitt er et kjemikalie som ofte brukes for å fjerne klor fra sjøvann. Ifølge datablad er 96 t LC₅₀ for fisk (*Gambusia affinis*) 240 mg/L, EC₅₀ for Daphnia (tid ikke angitt) 18 mg/L og IC₅₀ (konsentrasjonen som hemmer en biologisk funksjon/prosess med 50 %) for alger (tid ikke angitt) 8 mg/L. Stoffet klassifiseres som grønt og vurderes som ikke skadelig for miljø. Utslipp av store mengder kan imidlertid påvirke pH, noe som igjen kan påvirke marine organismer.

Natriumhypokloritt (NaClO) og bi-produkter

Natriumhypokloritt er et mye brukt biocid til bakteriebekjempelse i drikkevannsanlegg, badeanlegg, lakseslakterier og i ulike industrielle anlegg. Det er et uorganisk natriumsalt som er vannløselig, svært reaktivt og som brytes raskt ned i vann. Nedbrytningstid avhenger av

konsentrasjon, pH, temperatur, lys og tilstedeværelse av katalysatorer. I ferskvann hydrolyseres stoffet raskt til hypoklorsyre og hypokloritt som er de viktigste desinfiserende/oksidierende komponentene. Balansen mellom hypoklorsyre og hypokloritt bestemmes av pH og temperatur. Hypoklorsyre dominerer ved lav pH, mens hypokloritt dominerer ved pH>7. Sistnevnte vil derfor dannes i sjøvann som vanligvis har en pH rundt 8. Stoffet er kategorisert som rødt (Tabell 1) og anses generelt å være meget giftig for vannlevende organismer. Det er et kraftig oksidasjonsmiddel og virker etsende. Giftighetsdata for natriumhypokloritt på vannlevende organismer varierer endel etter type organismer og arter. Et datablad for stoffet angir 96 t LC₅₀ konsentrasjoner (konsentrasjonen der halvparten av individene dør i løpet av 96 timer) for fisk (*Pimephales promelas*) til 0,02 mg/L. I samme datablad angis 78 t IC₅₀ for alger til 0,02 mg/L, og 48 t EC₅₀ (effektkonsentrasjon) for vannløpper (*Daphnia*) til 0,069 mg/L. I European Chemical Agency (ECHA) oppgis PNEC i sjøvann til 42 ng/L.

Fritt klor har begrenset levetid i vann, og oksideres til klorid som har mindre effekt enn fritt klor på vannlevende organismer. Ettersom natriumhypokloritt er uorganisk og veldig reaktivt er det ikke relevant å vurdere potensiale for bioakkumulering og tid for biologisk nedbrytning.

Svovelsyre

Små mengder svovelsyre, som er i gul miljøklasse, vil benyttes og slippes ut til sjø. Svovelsyre er vannløselig, utslippet vil derfor fortynnes og bufres raskt i sjøvann.

2.6 Utslipp av kjølevann

Sjøvann skal brukes til prosesskjøling (via kjølemedie) og til injeksjon for trykkstøtte i brønnene. Sjøvannet tilsettes natriumhypokloritt for å hindre begroing. Det er nødvendig for at anlegget skal fungere optimalt. Det kan også oppstå lekkasjer til sjø av et kjemikalie som fungerer som tetnings-/kjøle-/isolasjonsvæske i sjøvannspumpene. Selv om lekkasjefrekvensen er liten, har dette vært et betydelig problem for Johan Sverdrup og Johan Castberg-prosjektene, siden dette kjemikalie har vært klassifisert som svart. I dag er imidlertid substitusjon til et gult kjemikalie mulig, en løsning som vil bli benyttet på Wisting.

Kjølevannet vil ha en temperatur som overstiger den i det omkringliggende sjøvannet og vil derfor stige mot overflaten. På grunn av en lav gassproduksjonshastighet er imidlertid behovet for kjølevann på Wisting være begrenset. Videre vil sjøvannet med høyest temperatur sannsynligvis bli injisert. Det er så vidt oss bekjent ikke gjennomført spredningsmodelleringer for kjølevann, men på Johan Castberg, som har høyere utslipp av kjølevann enn de som er planlagt for Wisting, viser modellering at temperaturen på kjølevannsplumen vil være forhøyet med 0,20 – 0,42 °C 200 meter unna utslippspunktet. Området med forhøyde sjøvannstemperaturer forventes å være mindre ved Wisting.

2.7 Utslipp av ballastvann

Når eksporttankerne tar om bord olje ved installasjonen på feltet, slippes det ut ballastvann. Dette utslippet er aktuelt i driftsfasen, dvs. for Wisting tidligst fra 2027. Det planlegges helårlig utskipping av olje, slik at dette utslippet vil skje til alle årstider, men på samme sted hver gang (på feltet). Ballastvann kan inneholde ulike livsstadier av marine organismer, hovedsakelig plankton eller planktoniske livsstadier av bunndyr eller fisk. Utslipp av ballastvann på andre steder enn der det ble tatt ombord medfører risiko for spredning av arter. Fastsittende organismer på utsiden av skipsskrog kan også føre til spredning av arter.

Den internasjonale Ballastvannkonvensjonen ble vedtatt av FNs Sjøfartsorganisasjon (IMO) i 2004, og regulerer håndtering av- og reduserer risiko for spredning av fremmede arter via ballastvann. Konvensjonen trådte i kraft i 2017 og inneholder krav om at det innen 2020 skal være rensesystemer for ballastvann i alle skip. Norge har gjennomført store deler av konvensjonens krav gjennom «forskrift om hindring av spredning av fremmede organismer via ballastvann og sedimenter fra skip (ballastvannforskriften)», som trådte i kraft 1. januar 2010. Forskriften krever at utskifting av urensset ballastvann skal finne sted i områder med minimum 200 m vanddyb og helst mer enn 200 nautiske mil (nm) (≈ 370 km) fra grunnlinjen, men der dette ikke er mulig, minst 50 nm (≈ 93 km) fra grunnlinjen. Wistingfeltet ligger i åpent hav på 400 meters dyp. Kravet om utslipp av ballastvann minst 370 km fra land kan ikke innfris, men det er lov å slippe ut urensset ballastvann mer enn 93 km fra grunnlinjen når havdypet er mer enn 200 m. Det vil si at formelt kan ballastvann slippes urensset ut på Wisting.

Ballastvann kan også skiftes i forhåndsdefinerte områder for alle skip som seiler inn og ut av norsk territorialfarvann og eller Norsk økonomisk sone. Det stilles videre krav til maksimalt antall og størrelse av organismer i rensset ballastvann som kan slippes ut, og det skal føres ballastvanndagbok. Kravene i ballastvannforskriften vil ligge til grunn for håndtering av ballastvann i Wistingprosjektet.

For at en ikke stedegen art skal kunne etablere seg i et område, må den bli spredt fra områder der miljøforhold er sammenlignbare og tolerable for arten, og artens livsstadium må tillate overlevelse og reproduksjon. Det antas at råoljen fra Wisting føres til raffinerier i Norge eller rundt Nordsjøen slik at ballastvann hovedsakelig vil inneholde organismer som er utbredt i det nordøstlige Atlanterhavet inkl. Nordsjøen og Norskehavet. De fysiske forholdene i Nordsjøen er forskjellige fra Barentshavet. Likevel er det arter som naturlig forekommer i begge havområdene, og klarer seg bra begge steder. Med klimaendringer er det også mulig at sørlige arter vil klare seg bedre i nordlige farvann.

Dersom råoljen skipes til mer fjerntliggende områder, vil arter fra eksempelvis Stillehavet kunne transporteres via ballastvann. Med skifte av og/eller rensing av ballastvann anses imidlertid spredningsrisikoen for liten.

3 Undervannsstøy

Det oppstår støy i tilknytning til alle faser av en offshore feltutbygging. Hovedkildene til undervannsstøy fra petroleumsvirksomhet i anleggsfasen er boring, pøling, sprengning og seismikkskyting. I driftsfasen er skips- og helikoptertrafikk, fakling, pumpestøy og overvåkingsseismikk kilder til støy. Internasjonalt har det lenge vært fokus på mulige negative effekter av menneskeskapt undervannslid, især seismikk, på marine pattedyr. I Norge har fokuset tradisjonelt sett vært mer rettet mot effekter på ulike fiskearter og på fiskerivirksomhet, og det finnes ikke studier av effektene av seismikk på marine pattedyr i norske farvann.

Ettersom petroleumsaktiviteter flytter stadig nordover har seismikkskyting og andre former for undervannsstøy kommet inn i farvann hvor det i perioder finnes tette forekomster av fisk og sjøpattedyr. Det vites lite om hvilke konsekvenser dette kan ha på marint liv (Kvadsheim m.fl. 2017; Kvadsheim m.fl. 2020; Sivle m.fl. 2021). Siden 2006 har IOGP (International Oil & Gas Producers Association) støttet et såkalt "Joint Industry Programme" (JIP) som har forsket på effektene av undervannslid fra petroleumsrelaterte aktiviteter på marine organismer. Så langt har dette programmet støttet ulike prosjekter som dekker en rekke emner (se publikasjonsliste og lenker på <http://www.soundandmarinelife.org>).

Klima- og miljødepartementet har nylig fått utarbeidet to rapporter som tar for seg kunnskapsstatus om effekter av menneskeskapt støy på marint naturmiljø (Kvadsheim m.fl. 2017; Kvadsheim m.fl. 2020). Rapportene gir en utførlig beskrivelse av lyd under vann, marine dyrearters evne til å oppfatte og bruke lyd, effekter av menneskeskapt lyd på marine dyrearter og mulige avbøtende tiltak for å minimere påvirkning. Lydens evne til å spre seg fra en kilde under vann beror på flere faktorer som lydens styrke og frekvens, vannets temperatur, bunnforhold og andre fysiske egenskaper ved omgivelsene. Som regel beveger lavfrekvent lyd seg over lengre avstand enn høyfrekvent lyd. Lyd fra petroleumsvirksomhet varierer fra 10 Hz til 150 kHz, men har vanligvis lave frekvenser. Noen typiske lydnivåer fra aktiviteter knyttet til petroleumsvirksomheten er gitt i Tabell 6.

Når det gjelder direkte skadelige effekter skiller man generelt mellom lyd som forårsaker reversibel og permanent hørselsskade. Internasjonale betegnelser på skadene er Temporary Threshold Shifts (TTS) og Permanent Threshold Shifts (PTS) (Southall m.fl., 2007; Southall m.fl. 2019). Basert på audiogrammer for ulike grupper av marine pattedyr utviklet Southall m.fl. (2019) kriterier for lyd som sannsynlig kan lede til PTS.

Tabell 6 Eksempler på karakteristiske lydkilder fra petroleumsindustrien, med snittverdier av publiserte oppmålte lydnivåer. SPL = Sound Pressure Level (dB re 1 µPa), SEL = Sound Exposure Level (dB re 1 µPa²s), RMS = Root Mean Square sound pressure level (dB re 1 µPa) (Modifisert etter Wyatt, 2008).

	Type	Frekvens	SPL	SEL	RMS
Seismikk	Luftkanon	70 Hz - 140 Hz			172
Pøling	Støt ved hamring	10 Hz - 120 kHz	203	178	
	Vibrering	20 Hz - 40 Hz			147.5
Grøfting		10 Hz - 150 kHz	123		
Legging av rør		10 Hz - 20 kHz			175
Boring		10 Hz - 10 kHz			140

Det er store variasjoner mellom arter i følsomhet for lyd av ulik frekvens. Southall m.fl. (2019) deler inn marine pattedyr i grupper basert på generelle likheter i hørsel (Tabell 7) og har utviklet

vekting av følsomhet for lyd over ulike frekvensomfang (audiogram, "frequency-weighting functions" ("M-weighting")).

Tabell 7 Estimerte terskelverdier for temporære (TTS) og permanente (PTS) hørselsskader hos sjøpattedyr. Terskler for SEL (Sound Exposure level=akkumulert akustisk energi) er gitt i dB re 1 μPa^2 s og terskler for spissttrykk SPL (er gitt i dB re 1 μPa). SEL- vektet innebærer at nivåene skal vektet ihht. funksjoner som beskriver frekvensforholdet for generaliserte hørselskurver for hver av de fire gruppene av sjøpattedyr (Southall m.fl. 2007, National Marine Fisheries Service 2018, Southall m.fl. 2019). Kun verdier for sjøpattedyr som finnes i norske farvann er gjengitt. Impulsive lydkilder som seismikk genererer kortvarige/transiente (<1 s), bredbånd pulser, høyt spissttrykk, kort stigetid og hurtig forfall. Ikke-impulsive lydkilder genererer lyd signaler som kan være både bredbåndet, smalbandet eller tonale, avkortede eller forlengede, kontinuerlige eller periodiske.

Gruppe av sjøpattedyr	Relevante arter for Barentshavet	Estimert auditiv båndbredde	Hørerterskel i optimalt frekvensområde SPL (dB SPL)	Ikke-impulsive lydkilder		Impulsive lydkilder			
				TTS	PTS	TTS		PTS	
				SEL	SEL	SEL	SPL	SEL	SPL
Lav-frekvent: Barde-hvaler	Blå-, finn-, knøl-, våge-, grønlandshval	7Hz - 35kHz	54	179	199	168	213	183	219
Midt-frekvent: Delfiner, nebb- og sperm-hval	Kvitnos, spekkhogger, sperm- og nebb-hval	150Hz - 160kHz	54	178	198	170	224	185	230
Høy-frekvent	Nise	275Hz - 160kHz	48	153	173	140	196	155	202
Ekte seler	Havert, steinkobbe, grønlandssel, klappmyss, storkobbe, ringsel	50Hz - 86kHz	53	181	201	170	212	185	218

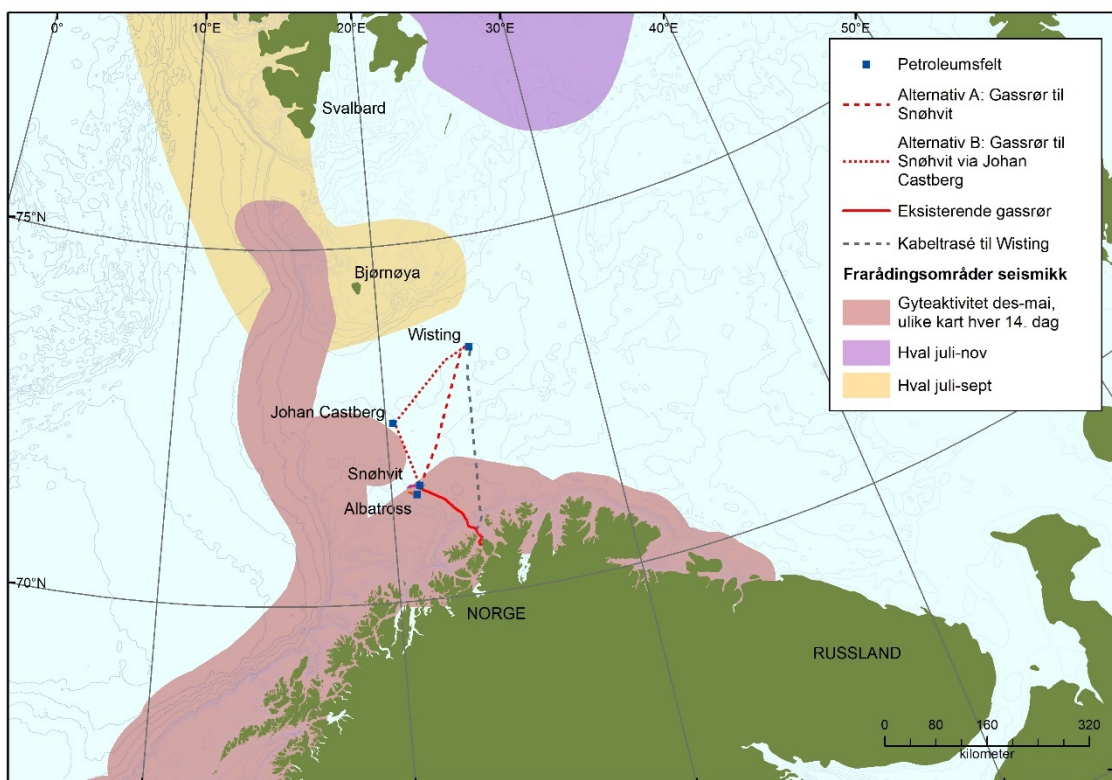
Seismikkskyting kan føre til atferdsendringer hos sjøpattedyr (Erbe m.fl., 2019; Southall m.fl., 2019; Sivle et al, 2021). Atferdsendringer kan gi effekter på populasjonsnivå som kan være alvorlige dersom arten som påvirkes er sårbar, eller har lave bestander og er truet av andre årsaker. Nebbhval mistenkes å være særskilt sårbare for undervannsstøy (Kvadsheim m.fl. 2017; Erbe m.fl., 2019; Southall m.fl., 2019; Kvadsheim m.fl. 2020; Sivle m.fl. 2021).

I tillegg til kriterier for skade (TTS og PTS) diskuterer Southall m.fl. (2019) også ulike kriterier for atferdsforstyrrelser som respons på lyd. Problemet med slike kriterier er at det er vanskelig å skille en betydelig respons fra en ubetydelig og hurtig forbigående endring i atferd. I mangel av pålitelige data foreslås det at grenseverdien for forventet betydelig respons bør settes på det nivået der en eneste lyd puls resulterer i en målbar reversibel hørselsskade (TTS).

De første 14 brønnene vil bli boret i løpet av 3 – 4 år, deretter kan produksjonen starte. Seismikk skytes for basisundersøkelse i perioden 2024 – 2026 og overvåkingsseismikk kun 3-4 ganger resten av feltets levetid. Reservoaret på Wisting har tynn overdekning, hvor toppen ligger ved 600 meter under havbunnen. I tillegg er havdybden rundt 400 meter, noe som i sum gir mulighet for å skyte seismikk med svært lav lydkilde. Lydkilden som i 2011, 2014 og 2017 ble brukt for å kartlegge Wisting har vært henholdsvis 160 cubic inches, 140 cubic inches og 300 cubic inches, mot en normal konvensjonell seismikk som er opp mot 3500 cubic inches. Ved overvåkingsseismikk er det planlagt en maksimal lydkilde på opp til 600 cubic inches.

Det legges lyttekabler på bunnen for permanent reservoarovervåking og disse har ingen aktive lydtkilder.

Nord for Wisting er det innført et område hvor Havforskningsinstituttet ikke anbefaler at det utføres seismiske undersøkelser i perioden fra 1. juli til 30. september på grunn av høy tetthet av beitende hval (Figur 6). Det er kun 60 km fra grensen av dette området til Wisting. Dette vil bety at det ikke er tidsbegrensninger for skyting av seismikk på Wistingfeltet, men det må ventes at det vil stilles strenge krav til varsomhet og krav om observatør for sjøpattedyr om bord under seismiske operasjoner. Miljødirektoratet foreslår å innføre observatør som krav om bord under alle seismiske operasjoner (Jødestøl m.fl. 2021), men dette kravet har allerede Equinor innfridd i sine seismiske operasjoner. Den seismiske aktiviteten vil derfor kunne utføres som planlagt, men det kan ta noe ekstra tid siden observasjon av sjøpattedyr vil føre til stopp eller forsinkelser i arbeidet.



Figur 6 Områder hvor Havforskningsinstituttet fraråder seismiske undersøkelser. Områdene i nord er basert på beiteområde til hval. Det sørlige området er gyteområder for fisk (Kilde: geodata Havforskningsinstituttet desember 2021).

4 Utredningsmetodikk

Det er til konsekvensutredningen benyttet metodiske tilnærminger utviklet for arbeidet med forvaltningsplanene for Lofoten-Barentshavet og for Norskehavet (Acona Wellpro og Akvaplan-niva 2010), og etterfølgende benyttet ved åpningsutredningene for Barentshavet sørøst og havområdene ved Jan Mayen (2012) og ved utredningen for Johan Castberg-feltet om lag 175 km sørvest for Wisting (Aaserød m.fl. 2014, Aaserød m.fl. 2017, Dahl-Hansen m.fl. 2017).

4.1 Metodisk tilnærming naturmiljø

For naturmiljø er konsekvens vurdert med utgangspunkt i grad av påvirkning (P) på ressursen i tid (T) og rom (G) (Tabell 8). Disse summeres opp og poengsummen benyttes for å gi en samlet vurdering av de ulike typer påvirkning. Skalaen for konsekvens er firedelt og har følgende koding; **ubetydelig (hvit)**, **liten (lyseblå)**, **middels (mellom blå)** og **stor (Blå)** (Tabell 9). Konsekvens tar utgangspunkt i mulig påvirkning på prosesser i Barentshavets økosystem, på mulig bidrag til tap av biologisk mangfold og mulig påvirkning av fornybare ressurser (fisk, skaldyr). Avbøtende tiltak er også diskutert.

Tabell 8 Rangeringsskala (1-4 poeng) for virkninger på marint naturmiljø som følge av utbygging og drift av Wistingfeltet inklusiv eksportørledning til Snøhvitområdet (tilpasset fra Dahl-Hansen m.fl., 2017).

Varighet tidsmessig utstrekning (T)	1, Momentan: Påvirkningen opphører når operasjonen avsluttes (påvirkningsfaktoren fjernes, for eksempel når et utslipp opphører eller en lydkilde slås av). 2, Kortvarig: Påvirkningen kan registreres i form av for eksempel overkonsentrasjoner i vannmassen, økt turbiditet eller bølgesetting i inntil en måned etter avsluttet aktivitet. 3, Langvarig: Påvirkning kan registreres gjennom hele anleggs- eller driftsfasen, for eksempel ved flere påfølgende aktiviteter (f.eks. borekampanjer, produsert vann eller pulsutslipp av kjemikalier). 4, Permanent: For eksempel etablert infrastruktur som bunnramme, rørledning eller deponert kaks.
Område Geografisk utstrekning av påvirkning (G)	1, Nærområde: Den enkelte bunnramme eller forankringslokalitet for rigg/skip eller deponiområde for topphullskaks fra en brønn. Innenfor feltets sikkerhetssone eller 10 – 50 m fra kabler/rørledning. 2, Lokal: Påvirkning inntil 2 – 3 km fra borelokasjon eller fra kabler/rørledning. 3, Regional: Påvirkning vil kunne påvises mer enn 2 – 3 km fra borelokasjon/rørledning. 4, Nasjonalt og Internasjonalt: Påvirkning kan registreres utenfor området åpnet for petroleumsvirksomhet i Barentshavet.
Påvirkningsgrad (P)	1, Mindre: Ikke målbar etter fjerning av påvirkningsfaktor. Umiddelbar restitusjon. 2, Moderat: Suksesjon tilbake mot utgangstilstand begynner umiddelbart eller innen kort tid etter opphør av påvirkning. Restitusjon i løpet av et år eller en generasjon av aktuell ressurs. 3, Betydelig: Tydelige, målbare forandringer i en miljøvariabel (f.eks. en bestand eller en vandringsrute), suksesjon tilbake mot utgangstilstand sannsynlig, men ikke gitt, restitusjon i løpet av 5 – 10 år. 4, Kraftig: Suksesjon mot ny likevektstilstand som reflekterer varig endrede miljøforhold. Restitusjonstid minst 10 år, muligens aldri.

Tabell 9 Konsekvenskategorier for påvirkninger på marint naturmiljø som følge utbygging og drift av Wistingfeltet (Klassifisering etter poengsum for påvirkning i tid (T), rom (G) og påvirkningsgrad (P).

Konsekvens-kategori	Rasjonale/Referanse	Poeng T+G+P
Ubetydelig	Antas ikke å ha noen påvirkning på økosystemprosesser, biologisk mangfold eller mulighetene for utnyttelse av fornybare ressurser.	3-4
Liten	Antas kun å ha forbigående påvirkning i et begrenset område slik at dette ikke har noen signifikant påvirkning på økosystemprosesser, biologisk mangfold eller mulighetene for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser.	5-7
Middels	Det kan oppstå forbigående endringer lokalt av økosystem-prosesser, tap av biologisk mangfold og det kan oppstå begrensninger for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser (f.eks. tidsbegrensede kostholdsråd).	8-10
Stor	Det vil mest sannsynlig oppstå varige endringer i et større område, varig endring av økosystemprosesser, tap av biologisk mangfold og varige negative endringer i muligheter for menneskelig utnyttelse av fornybare ressurser (for eksempel tap av fiskemuligheter, forbud mot fiske/omsetning av fangst).	11-12

4.2 Metodisk tilnærming fiskeri og oppdrett

Tabell 10 Rangeringsskala for påvirkning fra petroleumsvirksomhet på fiskeri (Acona Wellpro og Akvaplan-niva 2010; Akvaplan-niva og Proactima 2012).

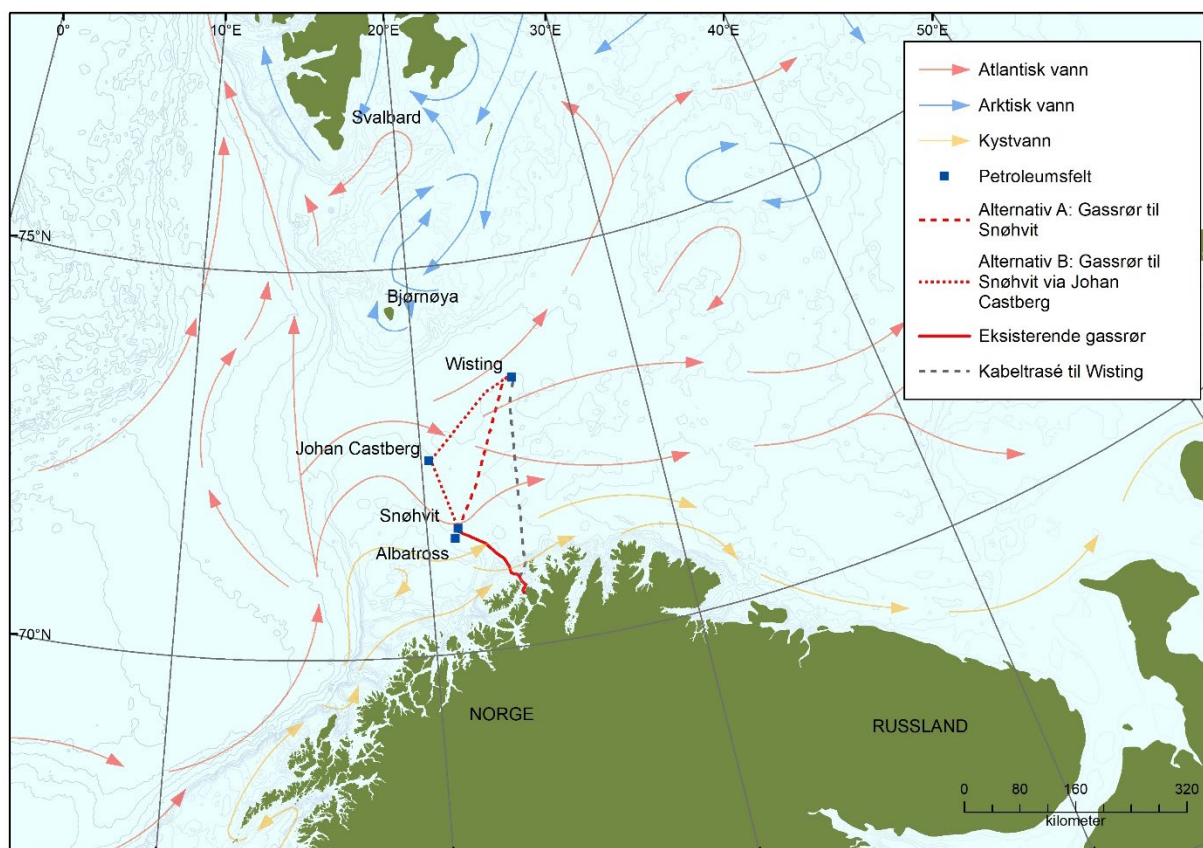
Ubetydelig	Liten	Middels	Stor
Områder av liten viktighet for fiske berøres. Medfører ikke fangsttap, operasjonelle ulemper eller økte driftskostnader av noen betydning	Berørte område benyttes av få fartøyer i aktuell tidsperiode. Kan medføre begrenset fangsttap / begrensede operasjonelle ulemper og begrenset økning i driftskostnader.	Berørt område er viktig for både lokale og tilreisende fiskefartøy i aktuell tidsperiode. Planlagt aktivitet kan medføre noe fangsttap / operasjonelle ulemper og noe økte driftskostnader.	Berørt område er av stor viktighet for flere fartøygrupper i aktuell tidsperiode. Medføre vesentlig fangsttap/ operasjonelle ulemper og betydelig økte driftskostnader.
<p>Fangsttap: Redusert driftsgrunnlag på grunn av redusert fangst, fiske i mindre attraktive områder/perioder, eller på arter med lavere verdi.</p> <p>Operasjonelle ulemper: Økt behov for årvåkenhet, justering av kurs mv under fiske på grunn av tilstedeværelse av fartøy/installasjoner eller annen petroleumsrelatert aktivitet.</p> <p>Driftskostnader: Kostnader knyttet til økt gangavstand til ledig fiskefelt, evt. midlertidig flytting til annen basehavn.</p>			

4.3 Virkninger for økosystemet

Ved å spesifikt utrede hvordan de enkelte påvirkningsfaktorene (støy, produsert vann, utslipp til luft) knyttet til Wisting direkte påvirker habitat (sjøbunnen, vannsøyla) dyreliv og ressursutnyttelse (trålfiske, line, teiner) får en kun i begrenset omfang fanget opp indirekte virkninger, samvirkninger og kumulative bidrag til samlet økosystempåvirkning. Dette er søkt ivare tatt gjennom kvalitative vurderinger av de antatt viktigste samvirkninger, synergier og indirekte virkninger som Wisting medfører gjennom både anleggs og driftsfasen. Disse er presentert i kapittel 9.

5 Naturmiljø rundt Wisting og rørledninger

Wistingfeltet ligger sentralt i den norske delen av Barentshavet, i den dype Bjørnøyrenna som mot vest munner ut i Norskehavet. Vannmassene i overflaten består i dette området av innstrømmende varmt Atlantisk vann med opprinnelse i Golfstrømmen (Figur 7), mens det i dypere lag skjer nedsynking av kaldt bunnvann mot vest ut i Norskehavet.



Figur 7 Dominerende overflatestrømmer i det sørvestlige Barentshavet. Wisting og alternative gassrør traséer er vist.

5.1 De frie vannmassene

Plankton er små organismer som finnes i de frie vannmasser (pelagialen), og som i hovedsak driver med havstrømmene. Plankton består av primærprodusentene planteplankton (alger), dyreplankton som beiter på planteplanktonet, og mesoplankton (0,2 – 20 mm store) som er en samlebetegnelse på frittdrivende egg og larver samt fiskeyngel som beiter på planktonet. De frie vannmassene rommer også pelagisk fisk og også sel og hval oppholder seg i de frie vannmassene.

5.1.1 Plankton







I det sørvestlige Barentshavet er det planktoniske økosystemet dominert av arter som driver med de Atlantiske vannmassene inn i området. Dette gjelder først og fremst hoppekrepsen raudåte (*Calanus finmarchicus*), som er om lag en millimeter lang, og er en svært tallrik art i det sørvestlige Barentshavet. Raudåte er et viktig næringsdyr for fiskelarver og fiskeyngel. Krill

er 2-3 cm lange og hører også til krepsdyrene. Disse forekommer i de frie vannmassene hele året, og er også viktige byttedyr for både fisk, bardehval og sjøfugl.

5.1.2 Fiskeegg/larver

Det overordnede strømsystemet gjør at det sørvestlige Barentshavet er oppvekstområde for larver, yngel og yngre årsklasser av bl.a. torsk, hyse, blåkveite, snabeluer, lodde og norsk vårgytende sild (Tabell 11), som transporteres med havstrømmen inn i Barentshavet fra sørvest (Figur 7). Det er ikke kjente gytefelt for disse artene på Wistingfeltet eller langs rørledningstraséene (Figur 8 og Figur 9).

Tabell 11 Livsstadier og avstand til kjente gyteområder for noen viktige fiskearter i Wistingområdet. (Informasjon fra Havforskningsinstituttet 2021)

Fiskeart:	Gyting/larver i Barentshavet	Aktivitet i Wistingområdet	Avstand fra gyteområder til Wistingfeltet (fig 7 og 8)
Nordøst Arktisk torsk 	Gyting: Februar - april Larver: Mars – juli	Beiteområde. Gytevandring oktober/november	> 200 km
Hyse 	Gyting: Mars - juni Larver: April – august	Generelt utbredelsesområde	> 200 km
Blåkveite 	Gyting: oktober- desember Larver: januar-april	Generelt utbredelsesområde	> 200 km
Lodde 	Gyting: Mars - april. Larver: Mai - juni	Gytevandring: Januar - februar	> 200 km
Snabeluer 	Gyting: Mars – april, Larver: Mars - juni	Beiteområde	> 200 km
Norsk vårgytende sild 	Gyting: mars, Larver: mai 0-3 åringer: Hele året	Oppvekst 0-3 åringer	> 500 km

Ovennevnte fiskearter har alle svært store utbredelsesområder i Norskehavet og Barentshavet, og det er ikke avdekket informasjon som tyder på at Wistingområdet eller rørledningstraséene er av spesiell betydning for disse i noen stadier av deres livssyklus.



Figur 8 Gyte- og utbredelsesområde for voksen fisk (beiteområder) for torsk, hyse og blåkveite i Barentshavet (Kilde: nedlastet fra Havforskningsinstituttet wms-server oktober 2021).



Figur 9 Gyte- og beiteområder for lodde, snabel uer og NVG sild i Barentshavet (Kilde: nedlastet fra Havforskningsinstituttets wms-server oktober 2021)

5.2 Havbunnen

Havbunnen i Bjørnøyrenna er dominert av bløtbunn, men med innslag av hardbunn og pockmarks (avgrensede områder der f.eks. gass siger eller har seget opp fra undergrunnen og unnsloppet til sjøen).

5.2.1 Bunnforhold og habitat på Wistingfeltet

En visuell kartlegging på Wisting i 2014 (Cochrane og Remen 2014) avslørte bløt mudderbunn med tallrike spor etter dypvannsrekers graveaktivitet, og sporadisk forekomst av svamp og annen megafauna (Cochrane og Remen 2014) (Figur 10).



Figur 10 Sjøbunnen på Wisting består av bløte sedimenter med røybyggende børstemark, og i bakgrunnen sees små, opprette piperenser-svamp (*Asbestopluma*). Foto: Akvaplan-niva og Fugro Survey (Cochrane og Remen 2014).

Habitatet i Wistingområdet karakteriseres som typisk for denne delen av Barentshavet, og det ble ikke funnet sjelden eller hensynskrevende bunnfauna eller habitat-dannende svamp ved undersøkelsen i 2014. På samme tokt ble det registrert pockmarks, men det ble ikke gjort observasjoner som tydet på aktiv gasslekkasje (Cochrane og Remen 2014).

Det ble registrert utbredt bioturbasjon (omrøring) av sedimentet takket være aktiviteten til dypvannsreka *Pandalus borealis*, noe som antyder at det er gode oksygenforhold ved bunnen. Sjøanemoner og pigghuder (hovedsakelig sjøstjerner) forekom også hyppig, og det ble observert tallrike forekomster av små røybyggende børstemark på sedimentoverflaten, noe som stemmer overens med resultater fra en kvantitativ grunnlagsundersøkelse fra 2011 (DNV 2012).

Som habitat kan hele Wistingområdet kategoriseres som "gravende megafauna habitat" iht OSPAR (2008) sine definisjoner. Ettersom de dominerende bunndyrartene i denne typen habitat er frittlevende, bevegelige og utbredt over store områder i Barents- og Norskehavet, vurderte Cochrane og Remen (2014) at virkninger av boreaktiviteter vil utgjøre lokal påvirkning uten betydning på bestands- eller økosystemnivå.

5.2.2 Naturtyper og bunnforhold langs rørledningstraséene

Det er ikke foretatt detaljerte registreringer av habitat eller bunnsamfunn akkurat i de alternative rørledningstraséene, men det vil bli foretatt visuell kartlegging av valgt trasé før installasjon. I henhold til Naturmangfoldloven §3 er naturtype definert som "ensartet type natur som omfatter alle levende organismer og de miljøfaktorene som virker der, eller spesielle typer naturforekomster som dammer, åkerholmer eller lignende, samt spesielle typer geologiske forekomster".

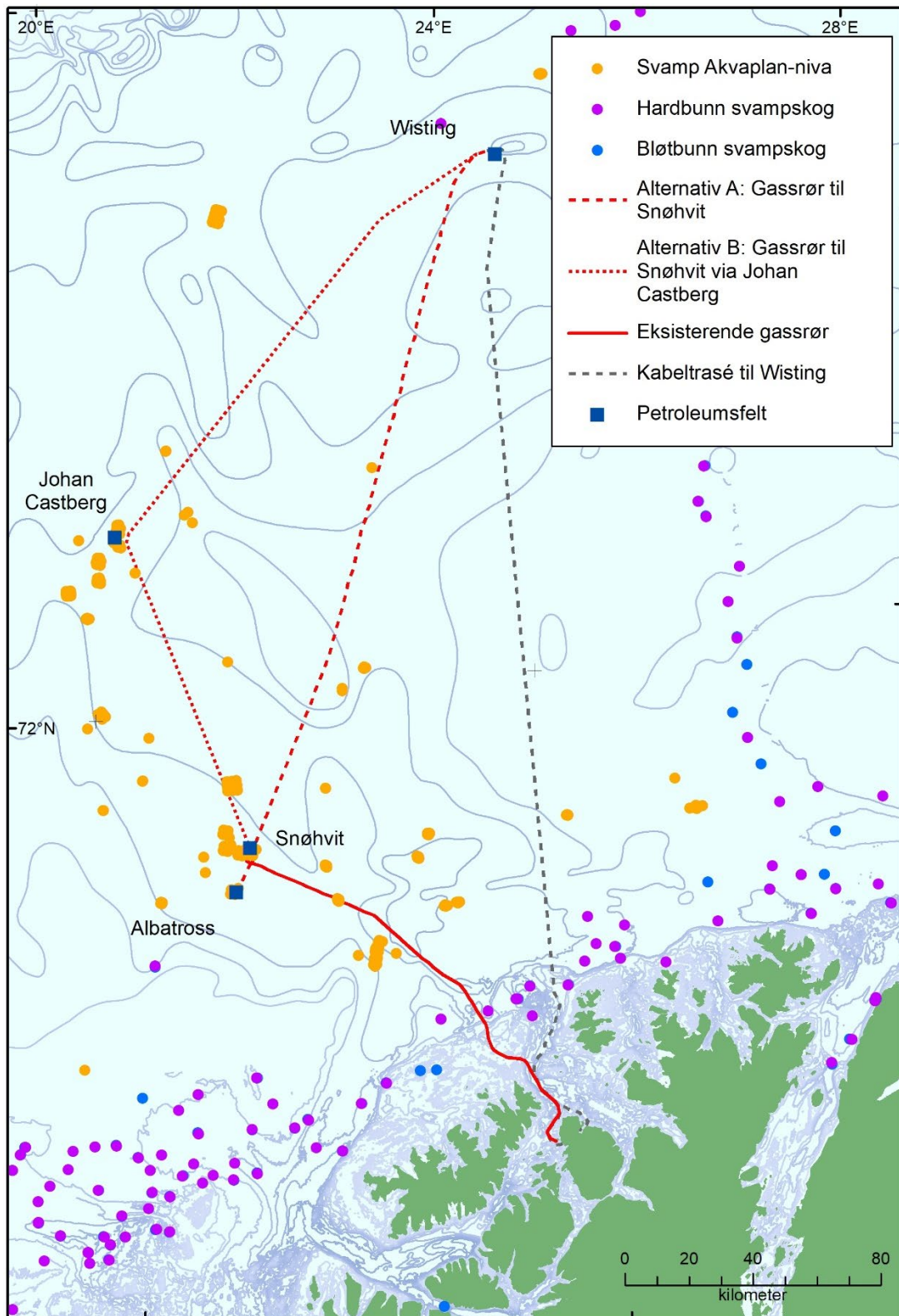
Innen norsk forvaltning er Miljødirektoratets Håndbok nr. 19 (Direktoratet for naturforvaltning, 2007) benyttet som grunnlag for kartlegging og beskrivelse av en rekke naturtyper. I sjø er det naturtypene ålegresseng, tareskog, svampsamfunn og korallrev som tillegges størst forvaltningsmessig betydning, og som det bør unngås å påvirke. Tre typer sårbare bunnhabitat vil kunne påtreffes i begge alternativ; svamper, sjøfjær og koraller som kan bli påvirket av installasjon, tilstedeværelse og evt. fjerning av rørledningen. Beskrivelsene av disse baserer seg på offentlig tilgjengelig informasjon fra Mareano programmet utført av Havforskningsinstituttet.

Svamp

Svamper er primitive skapninger som er bygd opp av flere enkeltceller istedenfor organer og vev (Hickman m.fl. 2014). Flere enkeltceller sammen utgjør en svampkoloni. Svampene er fastsittende (sessile) og livnærer seg ved å filtrere partikler som blir fraktet med strømmen. Svamp spiller en viktig rolle i økosystemet, bl.a. ved at de filtrerer betydelige mengder vann. Siden svampene er fastsittende og ikke kan unngå ugunstige forhold, er de sårbare for mekanisk forstyrrelser og sedimentering.

Høye tettheter av svamp danner habitater og skjulesteder for andre organismer og slike habitater er inkludert på OSPARs liste over minskende og/ eller truede habitater (OSPAR, 2008). Den norske forvaltningen har kategorisert de fleste kjente svampartene som LC – Livskraftig, samtidig som kategorien svampskog (i OSPAR) i dag ikke har en prioritert forvaltningsstatus i den norske forvaltningen (Kutti og Husa, 2020).

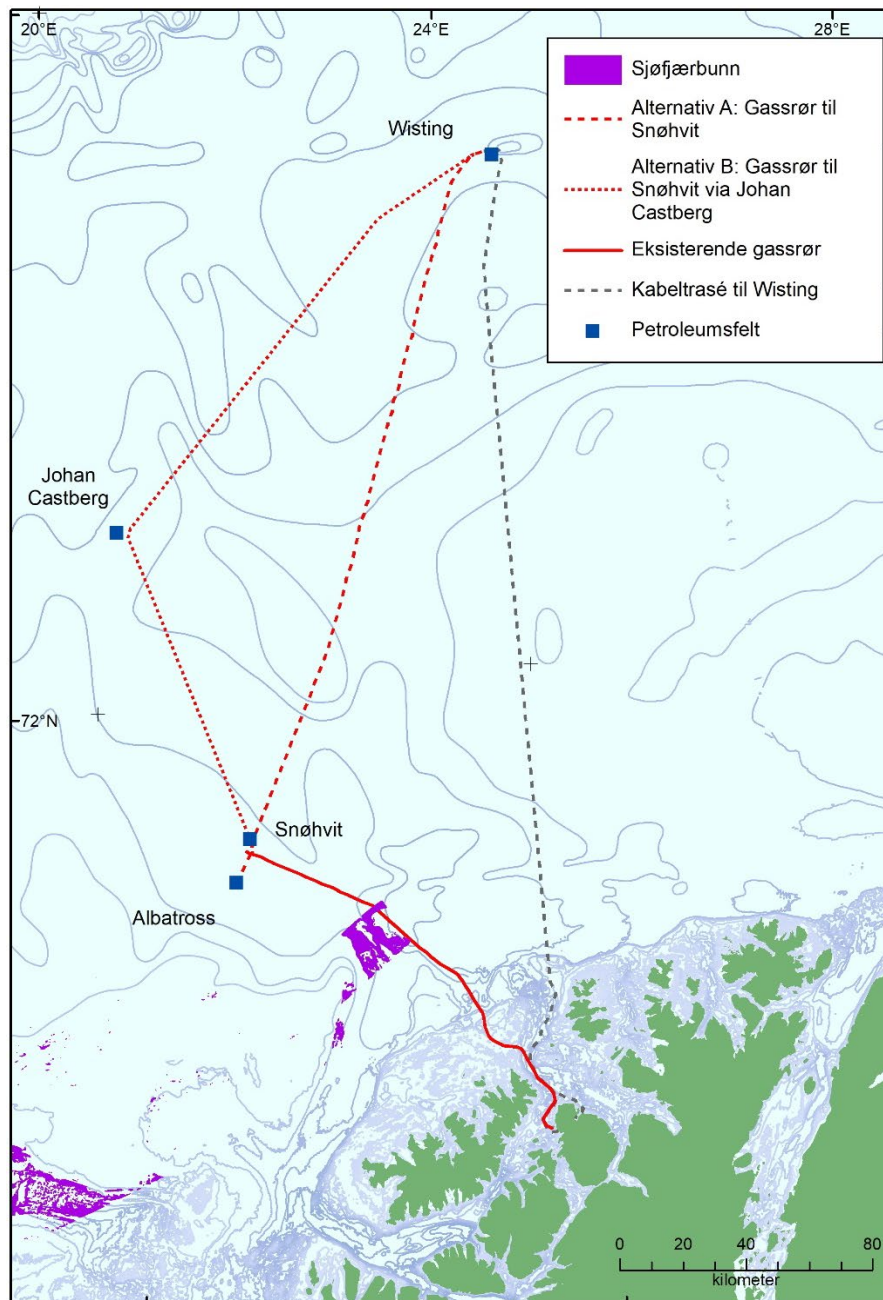
Når svamp dør frigis det indre "skjelettet" bestående av bestandige fibre av kisel, kitin, kalk eller silisium til omgivelsene. Der det oppstår større ansamlinger av svampspikler i bunnsedimentet, kalles dette for svampspikelbunn. Svampspikler som danner lagvise matter (litt som isolasjonsmaterialet "Glava") kan bidra til at det kan finnes oppløst oksygen opptil én meter ned i sedimentet, noe som er til fordel for organismer som lever i sedimentet (infauna), men samtidig kan spiklene gjøre det utfordrende for gravende organismer å bevege seg gjennom sedimentet (Buhl-Mortensen og Rapp, 2018). Svampspikelbunn er lite utforsket, men er i Barentshavet sør omtalt som en egen naturtype med forvaltningsstatus NT – nær truet og kriteriet er gitt basert på en forventet reduksjon av naturtypens totalareal (Buhl-Mortensen og Rapp, 2018). Figur 11 viser MAREANO/HI sine registreringer av svamp samt svampspikelbunn i Barentshavet. Registreringene er bekreftede funn og dermed et minste-estimat på utbredelse, da store områder både i og utenfor aktuelle traséer ikke er kartlagt. Også Akvaplan-niva sine registreringer av svamp (*Porifera indet.* ikke kvantifisert) er vist.



Figur 11 Registrerte svampforekomster, samt lokalisering av Wisting, alternative rørledningstraséer til Snøhvitområdet og traséen for kraftkabel mellom Kvaløya og Wisting. Svampsamfunn på bløtbunnsområder (blå symbol) og svampsamfunn på hardbunnsområder (lilla symbol) (Kilde: Havforskningsinstituttet, Barentswatch, 2021). Gule symbol viser registreringer av svamp (*Porifera* indet., ikke kvantifisert) i Akvaplan-niva sin database fra bløtbunnsundersøkelser i perioden 1999 til 2019.

Sjøfjærbunn

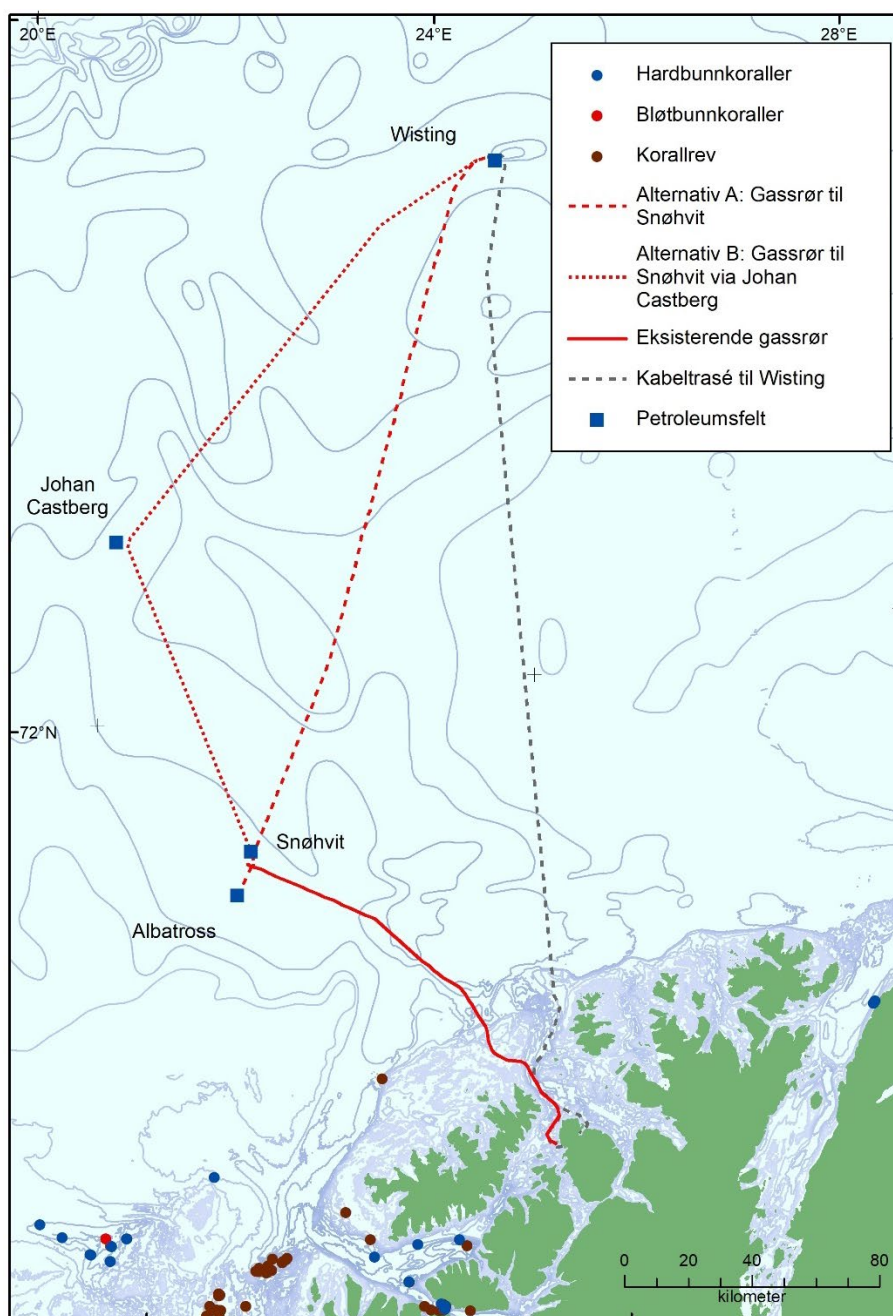
I likhet med svamp, livnærer også sjøfjær seg på partikler som blir fraktet med vannstrømmene. Sjøfjær er kolonidannende, fastsittende nesledyr som tilhører samme klasse (Anthozoa) som koraller og sjøanemoner. Sjøfjærbunn er vanligst å finne på bløtbunn og er sårbare for mekaniske forstyrrelser og sedimentering. Habitatet sjøfjærbunn forekommer både i beskyttede og grunne farvann, i dype fjordsystemer og på kontinentalsokkelen (OSPAR, 2008b). De fleste sjøfjær-artene som er registrert langs norskekysten har forvaltningsstatus livskraftig – LC. I Havforskningsinstituttets kartleggingsprogram, Mareano, er sjøfjærbunn nevnt som sårbare habitater, men habitatet har i dag ingen prioritet i norsk forvaltning (på lik linje med svampskog). Figur 12 viser tilgjengelig data for utbredelse av sjøfjærbunn i Barentshavet, samt lokalisering i forhold til rørlednings-traséene til Wistingfeltet.



Figur 12 Registrerte sjøfjærforekomster (Havforskningsinstituttet), samt lokalisering av Wisting, alternative rørledningstraséer til Snøhvitområdet og traséen for kraftkabel mellom Kvaløya og Wisting (Kilde: Havforskningsinstituttet, Barentswatch, 2021).

Koraller

Som sjøfjær og svamp er korallene fastsittende organismer som livnærer seg på partikler som tilføres med strømmen. De er kolonidannende og danner habitater og skjulesteder for andre arter og bidrar derfor til høyt biologisk mangfold (Cimberg, m.fl., 1981; Buhl-Mortensen og Mortensen, 2004). Langs Norges kyst er det observert flere korallarter, der øyekorallen (*Desmophyllum pertusum*) er den mest kjente revbyggende arten (Fosså, m.fl., 2002). Den lave vekstraten for øyekorall (Garcia, m.fl., 2007; Järnegren og Kutti, 2014) og andre koraller gjør disse organismene svært sårbare for mekaniske forstyrrelser (f.eks. bunntåling, ankring) og sedimentering. Dokumenterte korallforekomster er vist i Figur 13.

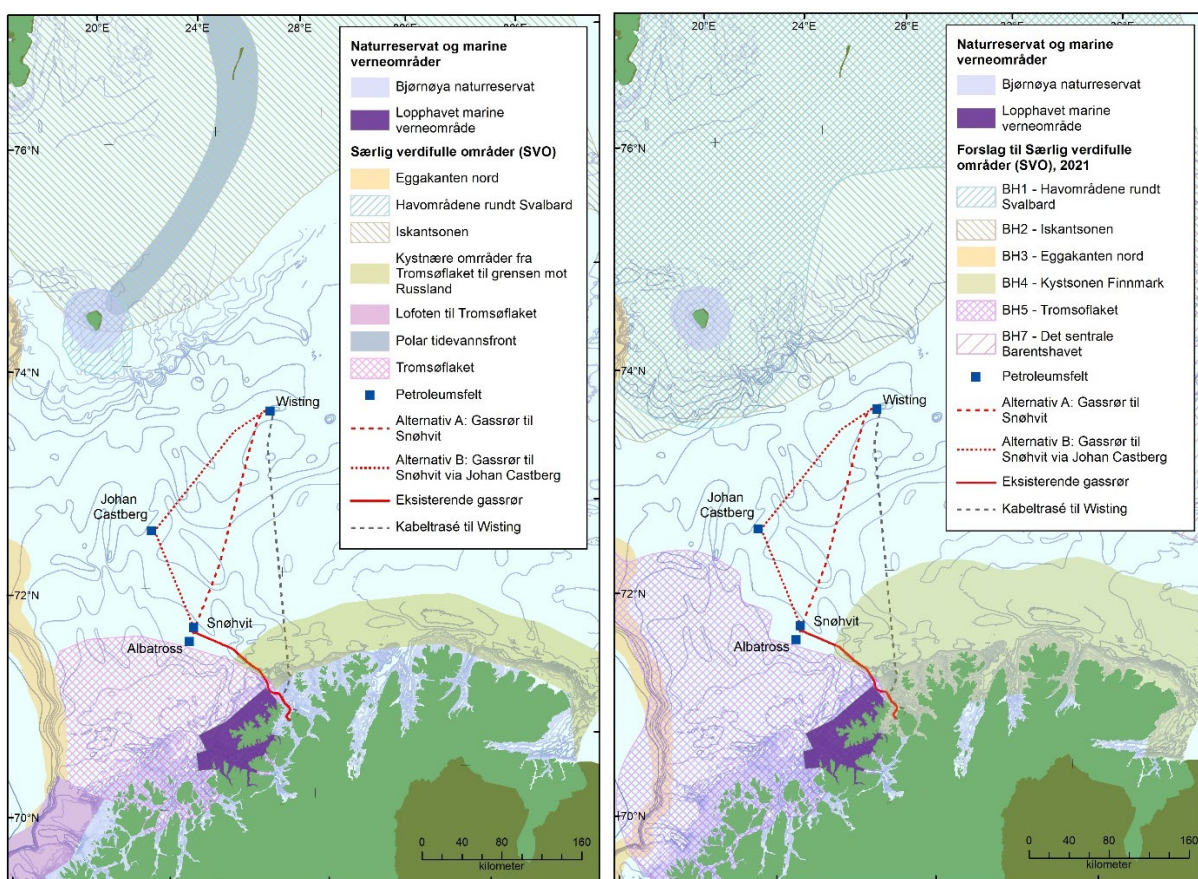


Figur 13 Registrerte korallforekomster (Hayforskningsinstituttet), samt lokalisering av Wisting, alternative rørledningstraséer til Snøhvitområdet og traséen for kraftkabel mellom Kvaløya og Wisting (Kilde: Hayforskningsinstituttet, Barentswatch, 2021).

5.3 Særlig Verdifulle Områder (SVO)

Norsk havforvaltning baserer seg i dag på den helhetlige forvaltningsplanen for norske havområder som ble lagt frem i Stortingsmelding nr. 20 i april 2020 (Meld. St. 20, (2019-2020)). Denne planen er en sammenslåing av de individuelle forvaltningsplanene for Barentshavet (inkl. havområdene utenfor Lofoten), Norskehavet, Nordsjøen og Skagerrak. For Barentshavet ble den første forvaltningsplanen utarbeidet og godkjent i 2006, og det har vært foretatt regelmessige oppdateringer av denne, samt sammenfatninger av det faglige grunnlaget for forvaltningen.

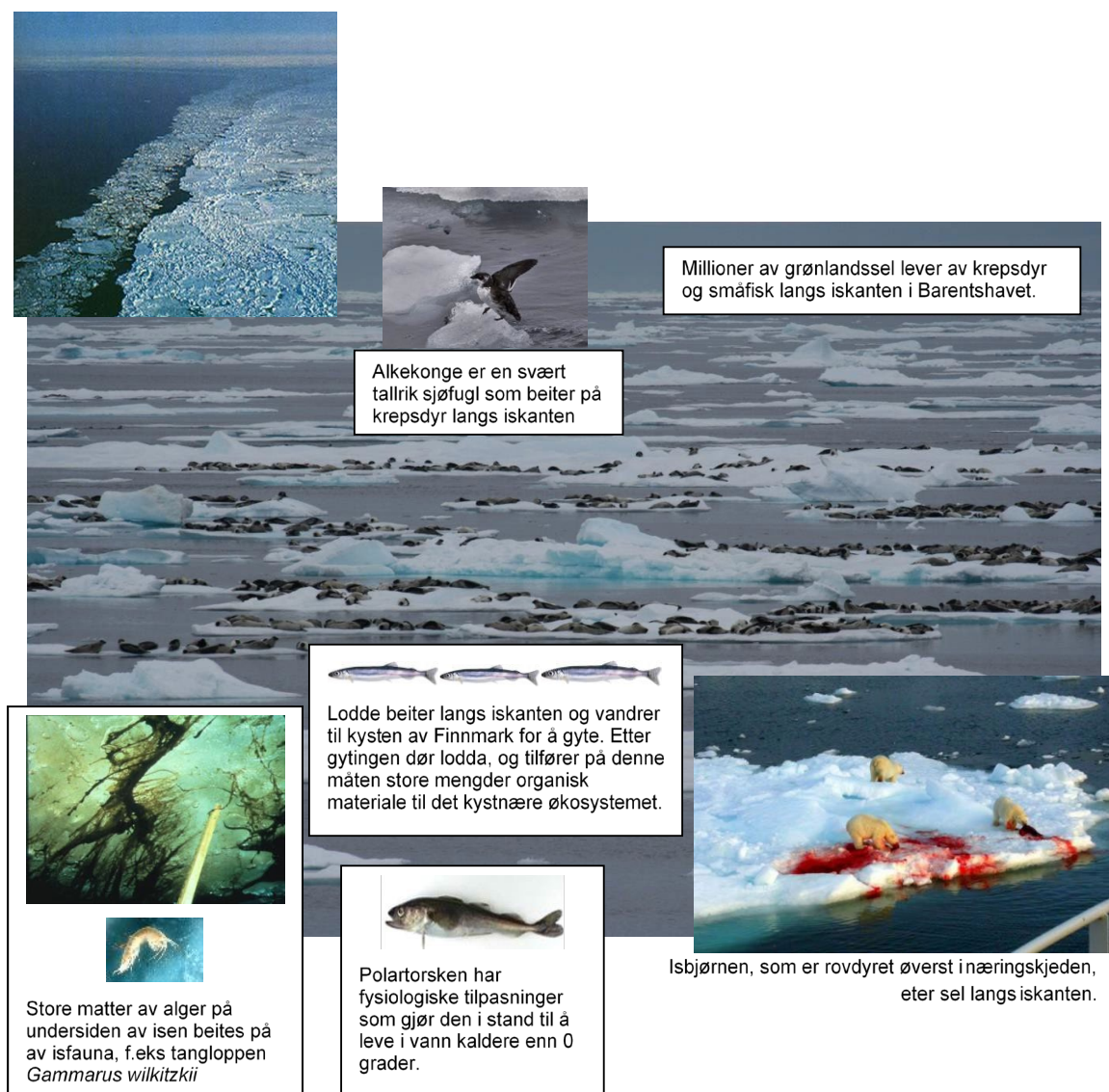
Et sentralt begrep i forvaltningen er såkalte "særlig verdifulle og sårbare havområder" (SVO). SVO-er gir ikke direkte virkninger i form av begrensninger for næringsaktivitet, men signaliserer viktigheten av å vise særlig aktsomhet ved aktiviteter som kan påvirke naturverdier eller økosystemprosesser. Utrekning av disse områdene i någjeldende plan, samt lokalisering av Bjørnøya naturreservat og det foreslåtte marine verneområdet i Loppshavet på Finnmarkskysten er vist i Figur 14 (venstre delfigur). I forbindelse med neste ordinære revisjon av forvaltningsplanen (planlagt til 2024) har Havforskningsinstituttet ledet arbeidet med oppdatering av SVO (Eriksen m.fl. 2021) i Barentshavet. Faggruppens forslag er presentert i Figur 14 (høyre delfigur). Wisting og begge rørlednings-alternativene til Snøhvitområdet ligger utenfor både nåværende og foreslåtte SVO (Figur 14).



Figur 14 Venstre: Naturvernområder og særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) pr 2021, og foreslåtte endringer til revisjon av forvaltningsplanen i 2024 (Eriksen m.fl. Red. 2021)

Det nærmeste SVO til Wisting er Den Marginale Iskantsonen (MIZ), BH2 i Figur 14. Dette er en svært dynamisk sone som flytter seg nord-sør i Barentshavet med årstidene og fremrykking/avsmelting av havisen. Ved maksimal utbredelse i mars-april kan iskanten strekke seg sør for Bjørnøya, og det definerte SVO vil da ligge om lag 50 km nordvest for Wisting (Figur 14),

mens iskanten i august-september ligger nord for Svalbard. I MIZ forekommer en rekke arter og bestander som en ikke treffer andre steder på norsk sokkel (Figur 15).



Figur 15 Den Marginale iskantsonen rommer unike dyre- og plantearter. (Foto: Bjørn Gulliksen, Rune Palerud, Christian Lydersen, Cathrine Stephansen og Michael Carroll).

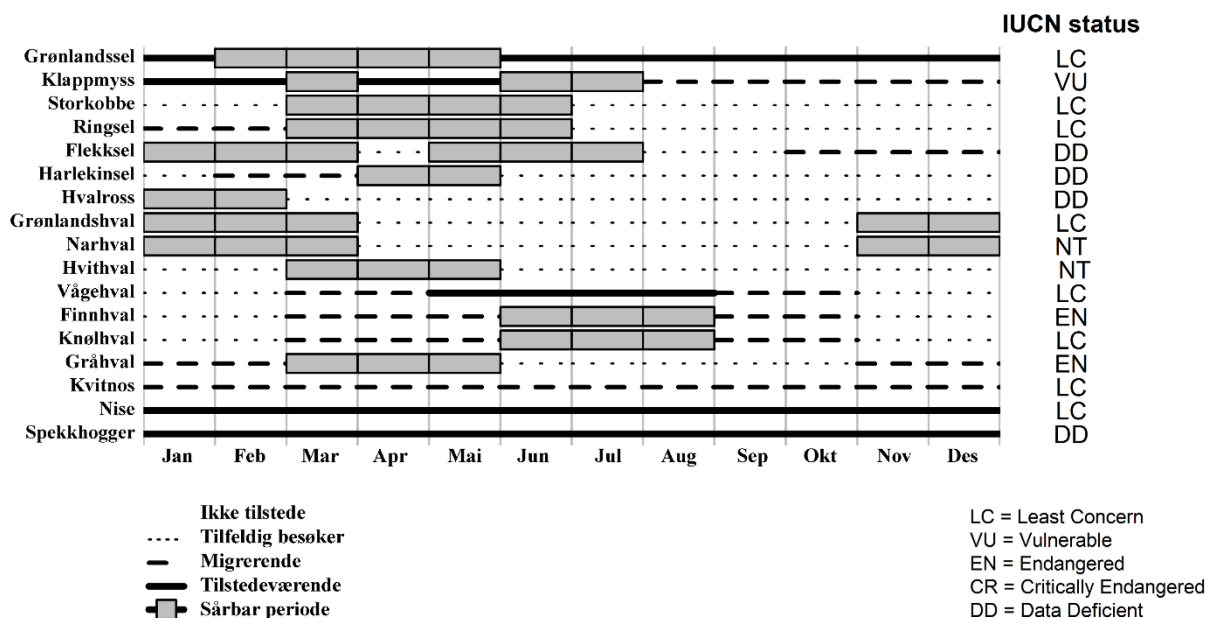
Naturvernområdene ved Bjørnøya, langs kysten av fastlandet, og iskanten (mesteparten av året) ligger så langt unna Wisting at de ikke vil bli påvirket av de utslippene og aktivitetene som beskrives i denne utredningen.

5.4 Sjøpattedyr og sjøfugl

De vanligste selartene i Barentshavet er grønlandssel, havert, steinkobbe, ringsel, hvalross, storkobbe og klappmyss (Arneberg m.fl., 2020), hvor de mest vanlige selene som oppholder seg langs kysten er steinkobbe og havert (Nilssen og Bjørge, 2012). Wisting og aktivitetene utredet i foreliggende rapport er lokalisert langt fra både Finnmarkskysten, Bjørnøya og Iskanten, slik at området er lite benyttet av ovennevnte selarter.

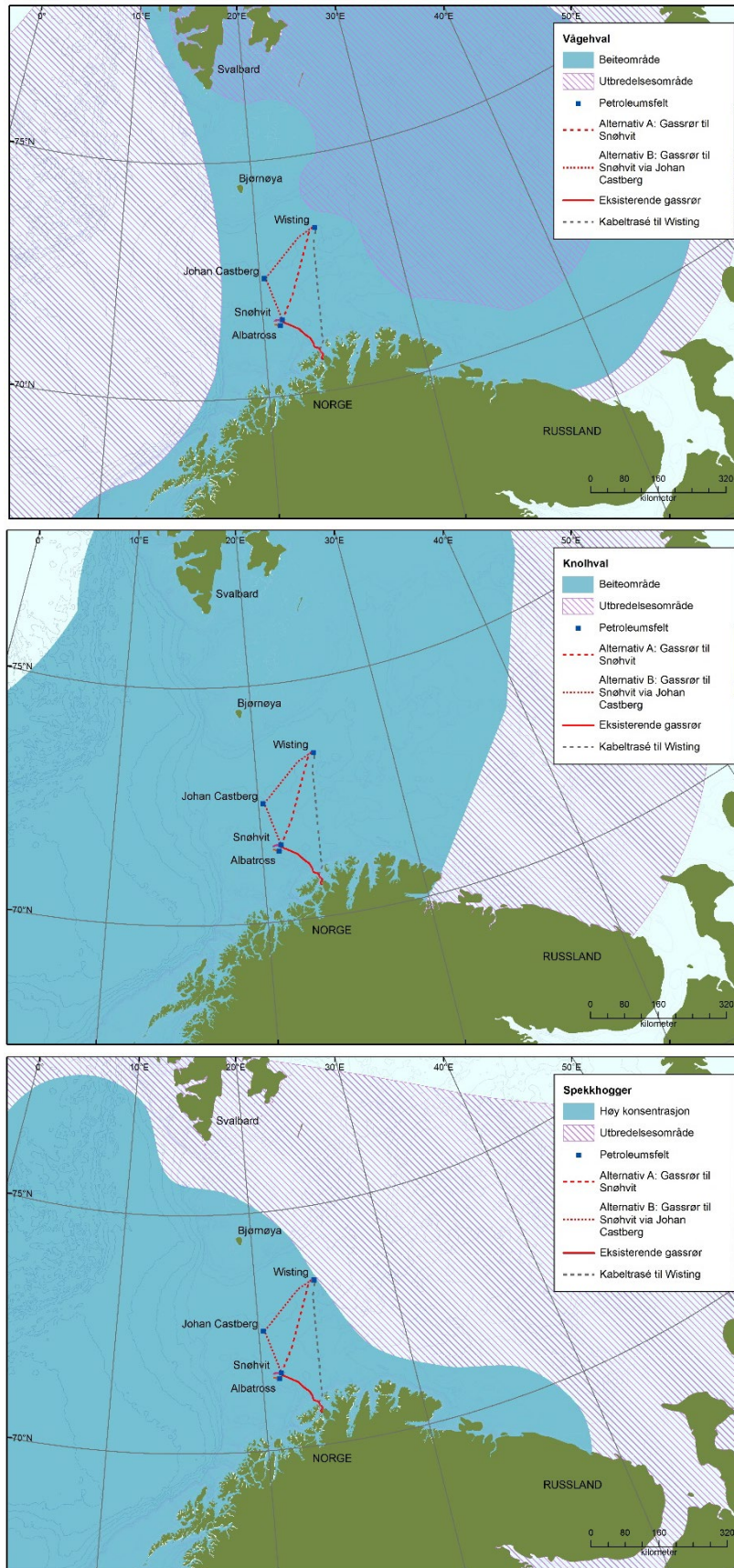
I Barentshavet er knøl- og vågehval de mest tallrike bardehvalene, mens finnhval også er vanlig. Tannhvaler som spekkhogger, spermhval, nise og flere arter delfiner/springere er også vanlig

forekommende i Wistingområdet. Utbredelsen av bardehvaler er i beiteperioden sterkt knyttet til utbredelsen av dyreplankton som krill og amfipoder. Hvalene trekker nordover langs Eggakanten mot Svalbard om våren, og de oppholder seg fortrinnsvis nord for polarfronten om sommeren, før de trekker sørover igjen i oktober – desember, da hovedsakelig på jakt etter sild. Status for tilstedeværelse gjennom året og internasjonal rødlistestatus for sel og hvalarter i Barentshavet er oppsummert i Figur 16.

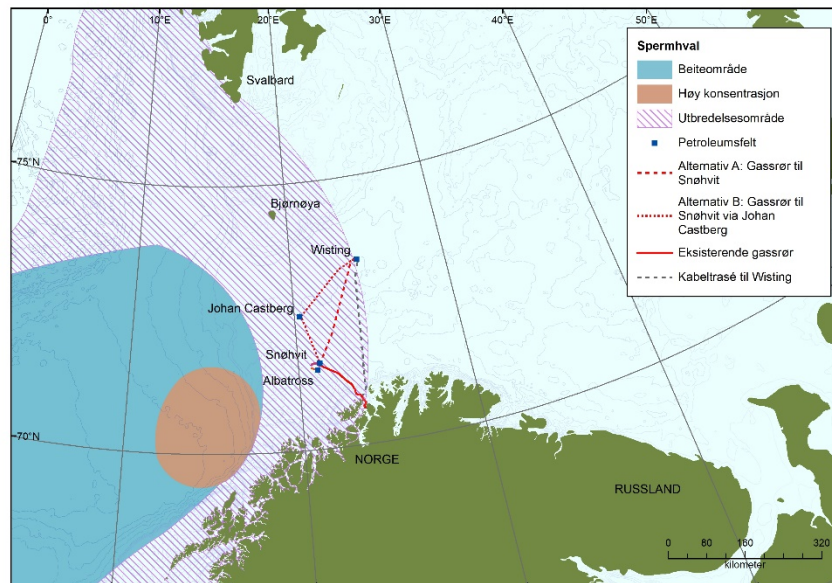
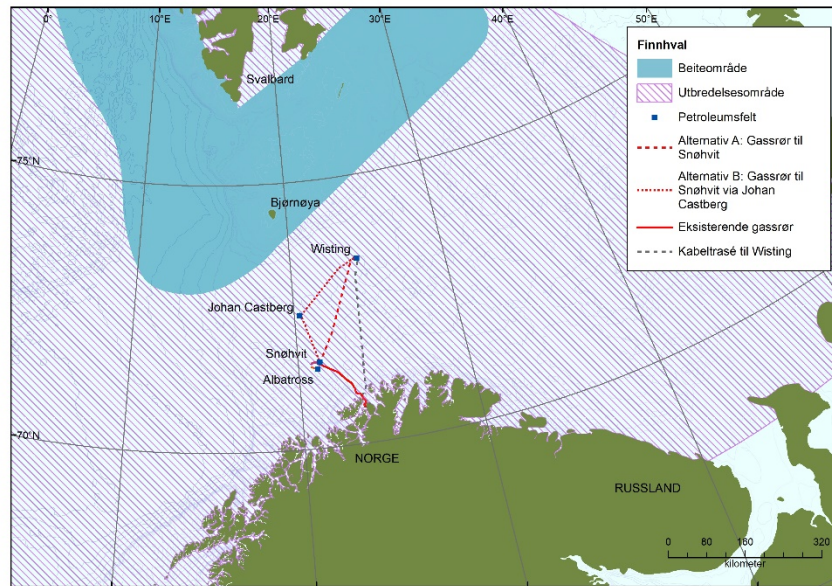


Figur 16 Tilstedeværelse av sjøpattedyr i Arktisk iskant med angitte kritiske sesonger og populasjonsstatus for de vanligste forekommende hvalene i Barentshavet. (Kilde: Aune m.fl. 2018 og referanser deri,).

De vanligste pattedyrartene som kan påtreffes i Wistingområdet er ifølge kartleggingen til Havforskningsinstituttet vågehval, knølhval og spekkhogger (Figur 17). Finnhval har utbredelsesområde som inkluderer Wisting, men beiteområde om sommeren ligger litt lengre nord (Figur 18). Spermhval har hovedutbredelse vest for Wisting i området Eggakanten, men kan som andre påtreffes også på Wisting (Figur 18). Videre kan flere arter påtreffes (Figur 16), men hvalross, grønlandshval, narhval og hvithval påtreffes ikke så langt sør som Wisting. Hvithval kan påtreffes lengre sør, men har tilhold langs kystene. Unge hanner av hvalross kan også påtreffes langt sør siden enkeltindivider kan finne på å legge ut på lange svømmeturer.



Figur 17 Utbredelse og beiteområder for vågehval, knølhval og spekkhogger. (Kilde: geodata Havforskningsinstituttet).



Figur 18 Utbredelse og beiteområder for finnhval og spermhval. (Kilde: geodata Havforskningsinstituttet).

Barentshavet rommer en rekke både overflatebeitende og dykkende sjøfuglarter. Det er viktige hekkekolonier både på Bjørnøya (185 km nordvest for Wisting), og langs kysten av fastlandet. Wistingområdet overlapper med en rekke arter og aktiviteter til sjøfugl slik som næringsøk, vår- og høsttrekk, svømmetrekk for lomvi fra Bjørnøya i august og september og som overvintringsområde.

Sjøfugl beiter på et stort mangfold av arter fra dyreplankton til fisk, de følger fiskebåter for foring på fiskeavfall og noen arter spiser også kadaver. De er tilpasset et liv på sjøen og noen arter forlater sjøen bare for reproduksjon.

Vi deler gjerne sjøfugl inn i grupper med to ulike foringsstrategier, dykkende og overflatebeitende. Overflatebeitende fugl er gode flyvere, har lengre vinger og bruker gjerne

store området for matsøk. Dykkene fugl har kortere vinger og noen grupper har evnen til å fly under vann ved å bruke vingene til fremdrift. Dykkere bruker mer tid på havoverflaten og er derfor mer utsatt for å møte et eventuelt oljeflak, noe som gjør dem mer sårbare for oljesøl.

Antallet hekkende sjøfugler i Nord-Atlanteren er ca 68 millioner (Barrett m.fl. 2006), mens sommerbestanden av sjøfugl i Barentshavet er beregnet til 16–20 millioner individer (Gabrielsen 2009). Nyere tall viser at det totale antallet hekkende sjøfugl i norske farvann fra Nordsjøen/Skagerak i sør til og med Svalbard i nord er på totalt 5,5 millioner par (Systad 2021).

En detaljert gjennomgang av sjøfuglbestandene som berøres av Wistingfeltet finnes i Systad (2021). Under ramser vi opp de vanligste artene som påtreffes i området større deler av året og tar med Systad (2021) ingress om arten:

Havhest

"Arten hekker både på fastlandskoloniene og på de arktiske øyene. I hekketiden er det primært arktiske bestander som eventuelt blir berørt av aktivitet på Wisting. Bestander fra hele Nord-Atlanteren oppholder seg i varierende grad i Barentshavet utenom hekkesesongen" (Systad 2021).

Krykkje

"De fleste norske bestandene holder seg relativt nært koloniene i hekkesesongen, flytter seg opp i Barentshavet på høsten, før de trekker til Grand Banks og Labradorkysten på vinteren (Fredriksen et al. 2012, Fauchald et al. 2021). Fugler fra flere havområder berøres dermed potensielt av aktivitet på Wistingfeltet" (Systad 2021).

Lomvi

"Bestandene som hekker i tilknytning til Barentshavet oppholder seg i havområdet året rundt. Også bestander fra andre havområder bruker Barentshavet i høst- og vinterperioden, f.eks. trekker flere av hekkefuglene fra Sklinna i Nord-Trøndelag opp i Barentshavet på høsten og oppholder seg der utover vinteren" (Systad 2021).

Polarlomvi

"Koloniene som potensielt berøres av aktivitet på Wistingfeltet finnes primært i tilknytning til Barentshavet (Bjørnøya, Alkehornet på Svalbard, Hornøya på fastlandet, samt russiske kolonier. Fuglene fra Jan Mayen trekker f.eks. sørvestover etter hekketiden og berøres således i liten grad" (Systad 2021).

Lunde

"Koloniene som grenser til Barentshavet er i dette området det meste av året, mens koloniene lenger sørover langs kysten bruker Barentshavet høst og tidlig vinter. Bestandene av lunde som kan berøres av Wistingfeltet er primært de norske koloniene. Hoveddelen av disse finnes på fastlandet, men arten hekker i økende grad også på de arktiske øyene. Koloniene som grenser til Barentshavet er i dette området det meste av året, mens koloniene lenger sørover langs kysten bruker Barentshavet høst og tidlig vinter" (Systad 2021).

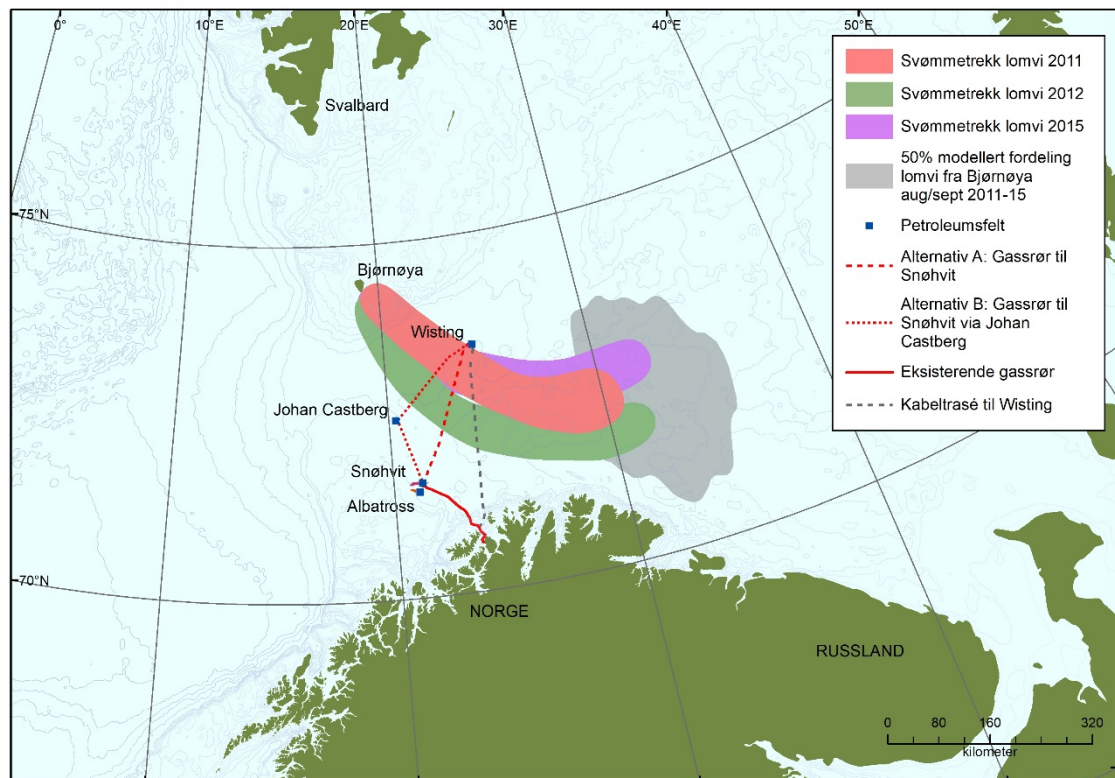
Polarmåke

"Polarmåkene hekker i Arktis og finnes ikke hekkende på fastlandet. Den overvintret også i Barentshavet, og er en av de artene som oppholder seg i områdene som eventuelt blir berørt av aktivitet på Wistingfeltet" (Systad 2021).

Når lomvi, polarlomvi og alke forlater koloniene sine etter endt hekking foretar de et svømmetrekk sammen med ungene sine som enda ikke er flyvedyktige. De voksne myter (skifte av fjærdrakt) og kan heller ikke fly i en del av denne perioden som betyr det at de er i en svært

sårbar periode for både naturlige og menneskeskapte påvirkninger. Det har vært ukjent hvor langt de trekker og med hvilken hastighet, men forskere har nå, ved bruk av temperaturdata fra måleinstrumenter festet til voksne lomvier og temperaturgradienter fra Barentshavet, utviklet en modell for kartlegging lomvi sitt svømmetrek fra Bjørnøya (Erikstad m.fl. 2018, Figur 19).

Resultatene fra modelleringen av lomvi som trakk fra Bjørnøya til det sørøstlige Barentshavet viste at svømmetrekets lengde var henholdsvis 470, 580 og 522 km i 2011, 2012 og 2015..



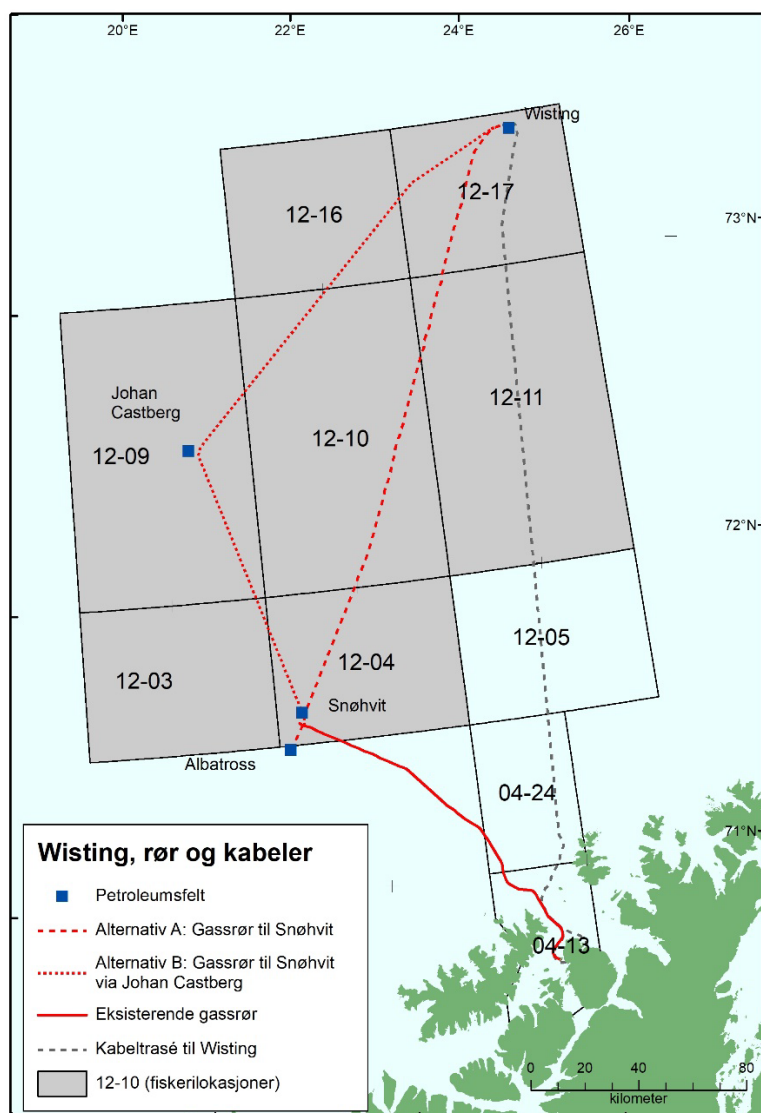
Figur 19 Modellert svømmetrek av lomvi fra Bjørnøya i 2011, 2012 og 2015, og modellert oppholdsområde i perioden august og september for årene 2011-2015. (Kilde: Erikstad m.fl. 2018, datafiler fra Barentswatch).

6 Fiskeri og oppdrett

Wisting ligger mer enn 300 km fra Finnmarkskysten, og de planlagte aktivitetene vil finne sted offshore. Aktivitetene utredet i foreliggende studie har dermed ingen eller kun svært begrenset overlapp med kystflåtens aktiviteter (f.eks. økt skipstrafikk til basehavner under utbygging og drift). Vurderingene av virkninger for fiskeri gjelder dermed for havfiskeflåten, som består av store fartøy med lang aksjonsradius og fleksibilitet i valg av fiskefelt.

6.1 Fiskerivirksomhet ved Wisting og langs traséer for gassrør

Det mest direkte mål for et områdes viktighet for fiskeri er hvor mye fisk som fanges i området over tid. I Norge er det Fiskeridirektoratet som fører oversikt over hvor Norske og utenlandske fartøyer fisker. Alle Norske havområder er inndelt i hovedområder som igjen er inndelt i lokasjoner. Lokasjoner er av ulik størrelse, men er den minste geografiske enheten som det samles inn data på. Wisting ligger i hovedområde 12, lokasjon 17 (Figur 20).



Figur 20 Wisting ligger i fiskerilokasjon 12-17. De to gassrør-alternativene berører, foruten lokasjon 12-17 seks lokasjoner, alle i hovedområde 12. Eksisterende gassrør fra Snøhvit til Melkøya og foreslått trasé for kraftkabel er vist.

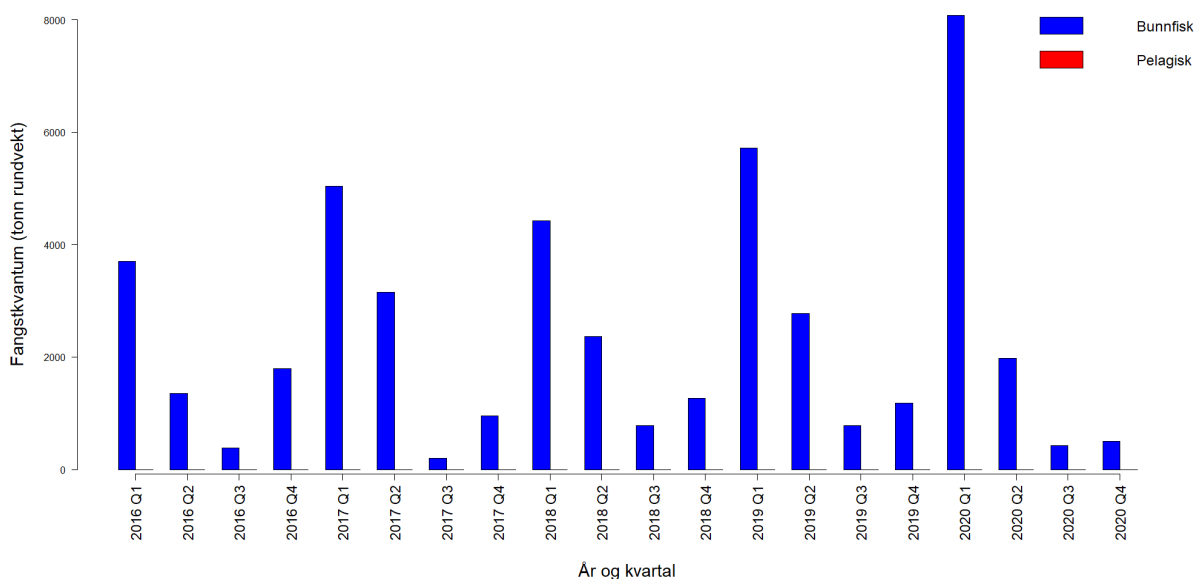
6.1.1 Fangster

Det er innhentet fangstdata fra Fiskeridirektoratet for lokasjonen 12-17 og for lokasjonene som de to rørdningsalternativene passerer (12-11, 12-10, 12-04, 12-16, 12-9 og 12-03) (Figur 20) for perioden 2016 – 2020 (Tabell 12). I perioden 2016 – 2020 ble det fra de syv lokasjonene rapportert fangst av i alt 69 862 tonn fisk av de ti artene som bidro med størst kvantum til fangstene. Torsk utgjorde 59% av disse fangstene, mens torskefisk (torsk, sei og hyse) til sammen utgjorde 86% av fangstene (Tabell 12).

Tabell 12 Samlet fangst (tonn rund vekt) i perioden 2016 - 2020 av de ti artene som bidro mest til samlet fangst i lokasjonene 12-03, 12-04, 12-09, 12-10, 12-11, 12-16 og 12-17. Tall fra Fiskeridirektoratet.

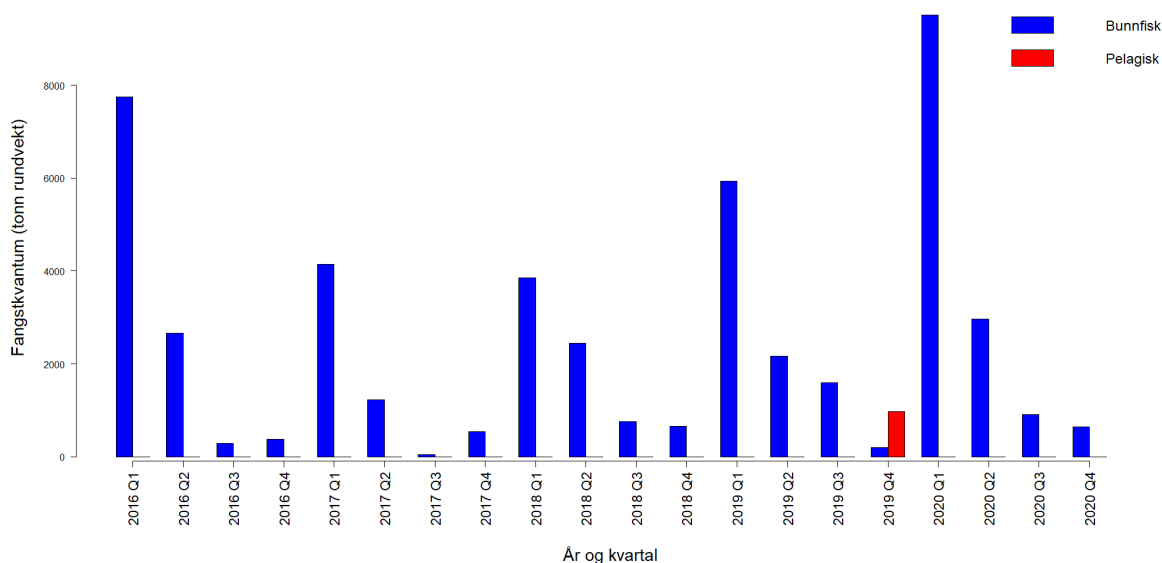
Art	Landet rundvekt (tonn)
1 Torsk	40926
2 Hyse	15031
3 Sei	3789
4 Flekksteinbit	3084
5 Snabel uer	1971
6 Blåsteinbit	1827
7 Norsk vårgytende sild	970
8 Brosme	859
9 Blåkveite	777
10 Vanlig uer	628
I alt	69862

Ved presentasjon av fangstdata benyttes vanligvis de tre kategoriene "bunnfisk", "pelagisk fisk" og "industriarter". Kategorien "pelagisk" inkluderer norsk vårgytende sild, mens kategorien "Bunnfisk" inkluderer de øvrige artene registrert i Tabell 12. Der er ikke fanget industriarter (f.eks. tobis eller lodde) i de aktuelle lokasjonene i et omfang som gir plass på topp-ti listen. Traséalternativ A berører fire lokasjoner i hovedområde 12, nr. 17, 11, 10 og 04. Samlet fangst i disse fire lokasjonene pr kvartal for årene 2016 – 2020 er vist i Figur 21.



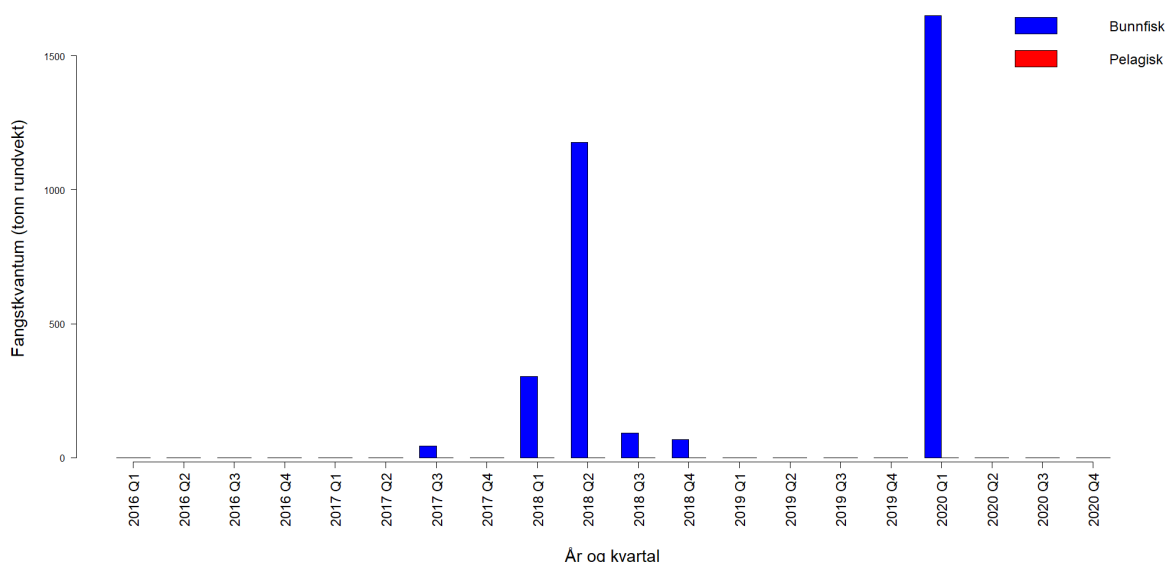
Figur 21 Kvartalsvis landing av viktige kommersielle fiskearter (bunnfisk) (tonn rundvekt) i lokasjon 12-04, 12-10, 12-11 og 12-17 i det sørlige Barentshavet i løpet av årene 2016 - 2020. Q1 = første kvartal, Q2 = andre kvartal osv. Data fra Fiskeridirektoratet.

Traséalternativ B berører seks lokasjoner i hovedområde 12, nr. 17, 16, 10, 09, 04 og 03. Samlet fangst i disse seks lokasjonene pr kvartal for årene 2016 – 2020 er vist i Figur 22.



Figur 22 Kvartalsvis landing av viktige kommersielle fiskearter (tonn rundvekt) i lokasjon (12-03, 12-04, 12-09, 12-10, 12-16 og 12-17) i det sørlige Barentshavet i perioden 2016 - 2020. Q1 = første kvartal, Q2 = andre kvartal osv. Data fra Fiskeridirektoratet. Kategorien "Pelagisk" inkluderer norsk vårgytende sild, mens kategorien "Bunnfisk" inkluderer øvrige arter oppgitt i Tabell 12.

Selve Wistinginstallasjonen vil bli etablert i lokasjon 12-17. Landingstallene fra denne lokasjonen viser svært varierende verdier, der det i 2016 og 2019 ikke ble rapportert en eneste fangst, mens det vinteren 2018 og 2020 ble registrert landinger av 1170 hhv. 1650 tonn bunnfisk (Figur 23). Totalt bidro lokasjon 12-17 i de fem årene det er samlet inn data fra (2016-2020), med 3350 tonn fisk blant "topp-ti" artene (Tabell 12), tilsvarende knappe 5% av de samlede landingene fra de syv lokasjonene i perioden.



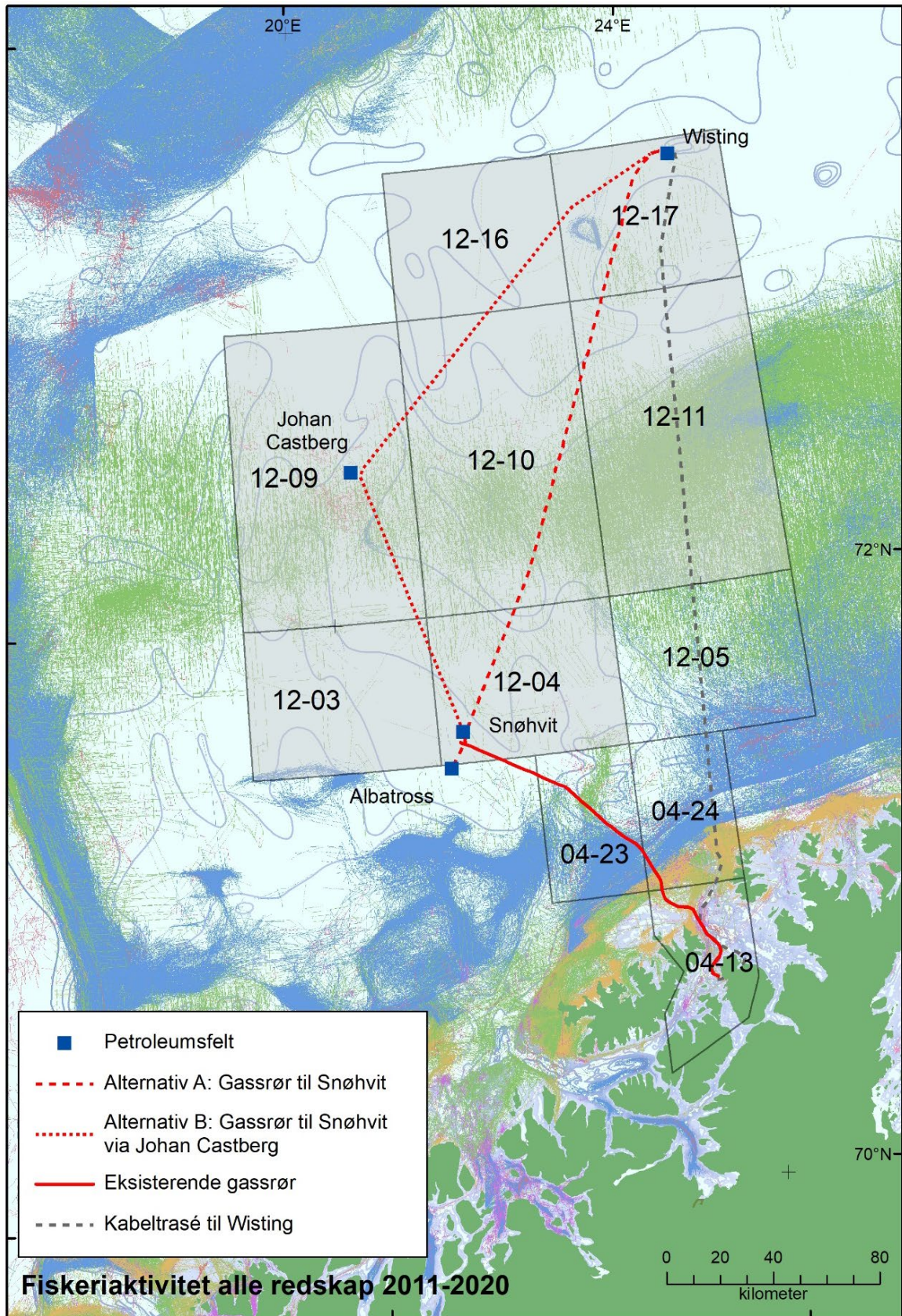
Figur 23 Kvartalsvis landinger (Q1 = første kvartal, Q2 = andre kvartal osv) av viktige kommersielle fiskearter (tonn rundvekt) i lokasjon 12-17 i det sørlige Barentshavet i årene 2016-2020. Kategorien "pelagisk" inkluderer norsk vårgytende sild, mens kategorien "bunnfisk" omfatter de ni øvrige artene listet i Tabell 12.

6.1.2 Satellittsporing av fiskeriaktivitet

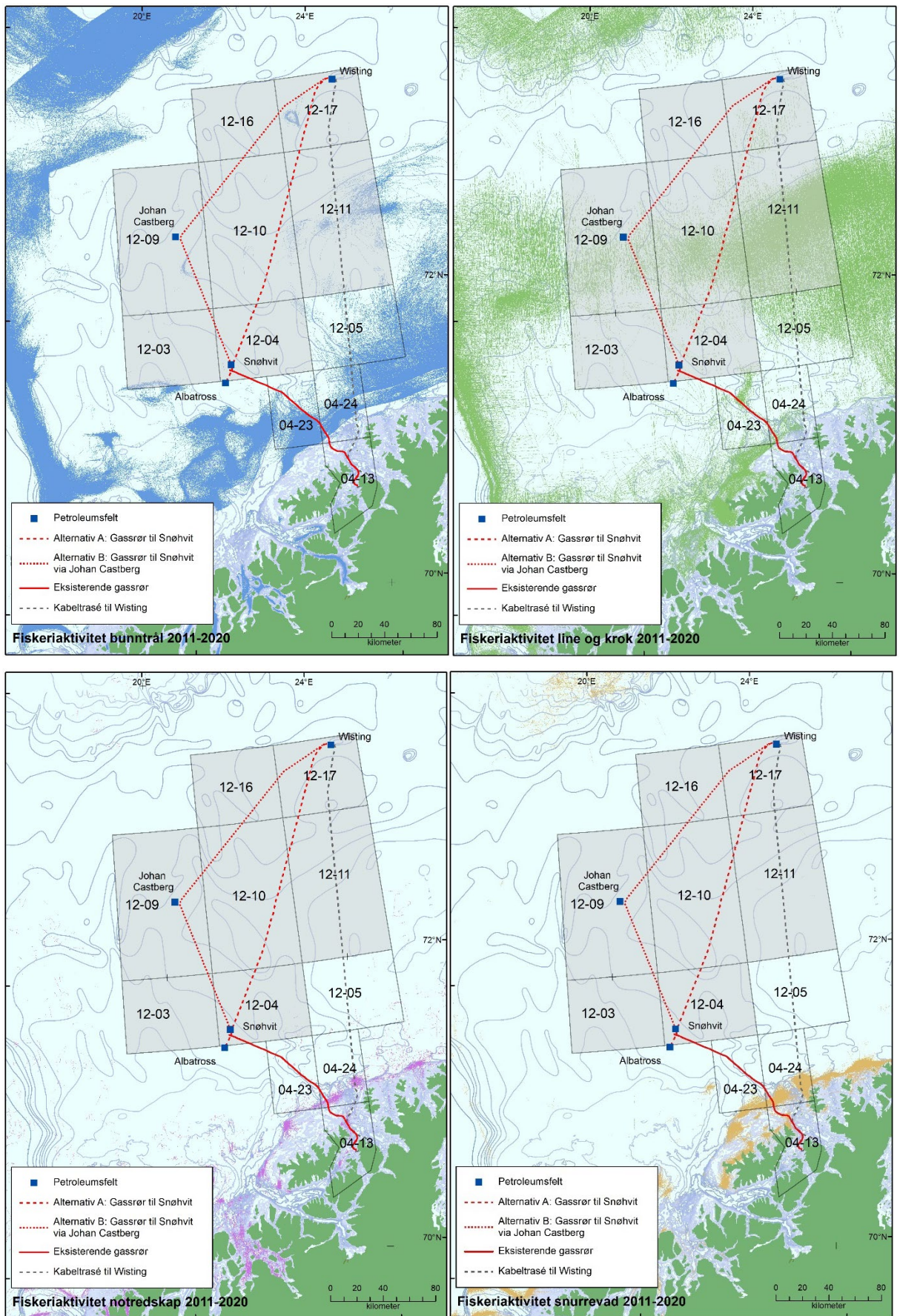
Fisket i åpent hav utføres utelukkende av større fartøy, som alle er omfattet av den satellittbaserte sporingsplikten. Alle norske fiskefartøy større enn 15 meter skal ha installert utstyr som automatisk sender posisjon, kurs og fart til Fiskeridirektoratet en gang pr. time (AIS) uansett hvor de måtte befinne seg. I tillegg er det inngått gjensidige avtaler om utveksling av slik sporingsinformasjon med EU, Russland, Færøyene, Island og Grønland. Dette betyr at Fiskeridirektoratet får sporings-opplysninger hver andre time dersom fiskefartøy fra noen av disse landene oppholder seg i Norges økonomiske sone.

Aktiviteten oppsummeres, og alle fiskebåter som er i aktivt fiske (beveger seg med en fart på 1-5 knop og dermed antas å være i aktivt fiske) blir registrert. Antakelsen om at et fiskefartøy er i aktivt fiske når det går med lav fart på fiskefeltet er erfaringsbasert, men kan i enkelte tilfeller medføre feiltolkninger når f.eks. fiskefartøy er engasjert til stand-by eller oppsynsoppgaver i forbindelse med offshore petroleumsvirksomhet. Dette ble bl.a. observert på Johan Castberg, der hyppige satellittobservasjoner av antatt fiskerivirksomhet på feltet viste seg å være et fiskefartøy engasjert som stand-by ifm. leteboring (Aaserød m.fl. 2017).

Havfisket i det sørvestlige Barentshavet er dominert av redskapstypene trål og line/autoline. Fiskeridirektoratet presenterer sporingsdata pr redskapstype for hele perioden fra 2011 (når de første kravene om sporing ble innført) og til 2020. Samlet aktivitet med alle typer redskap og alle nasjonaliteter er presentert i Figur 24, mens de hyppigst anvendte redskapstypene er vist i Figur 25.



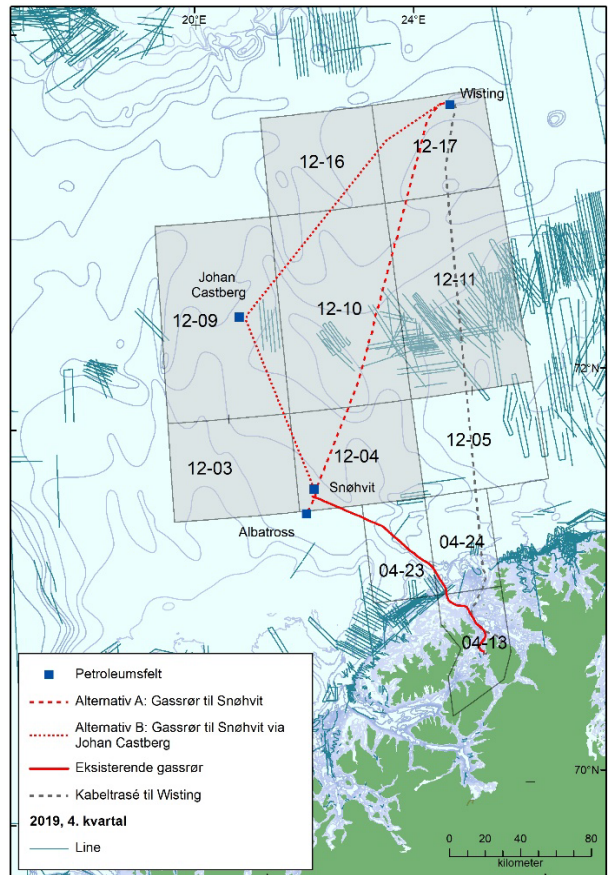
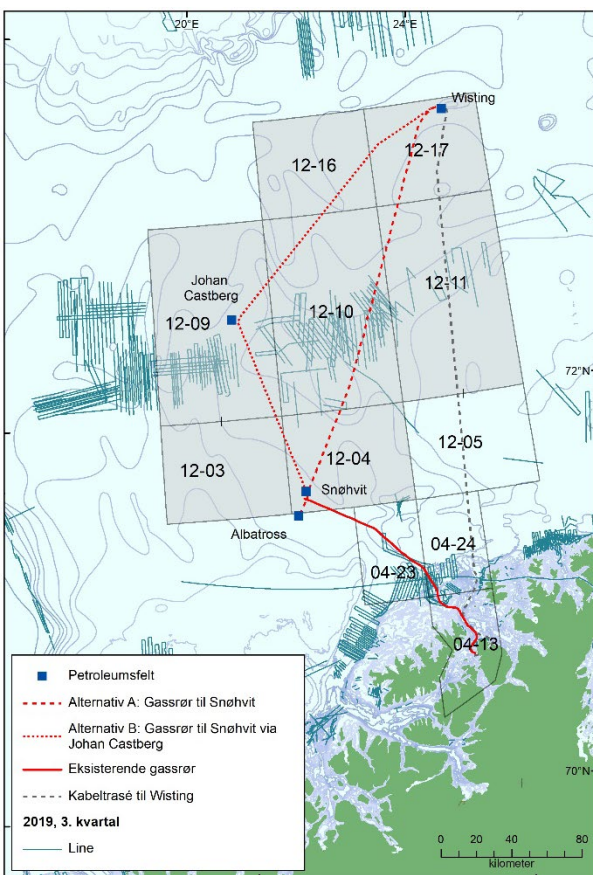
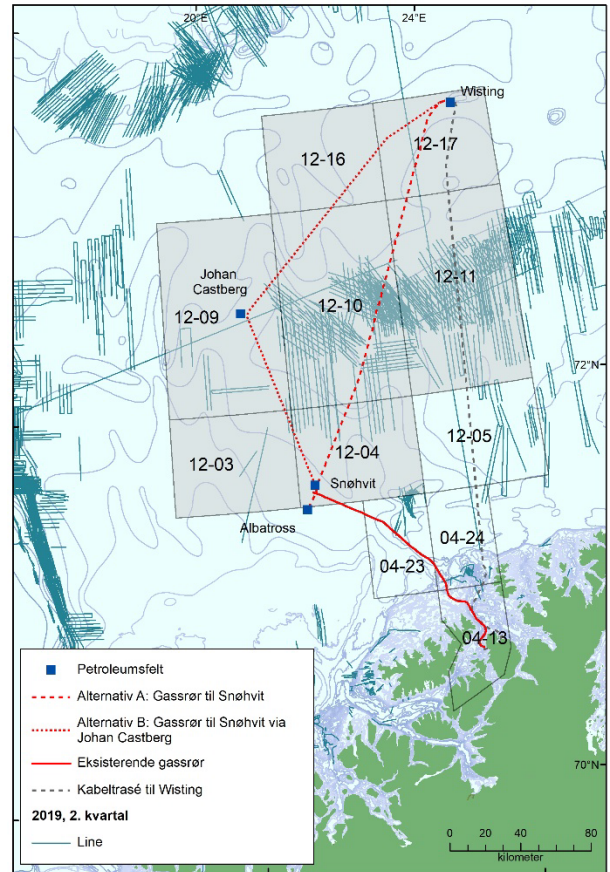
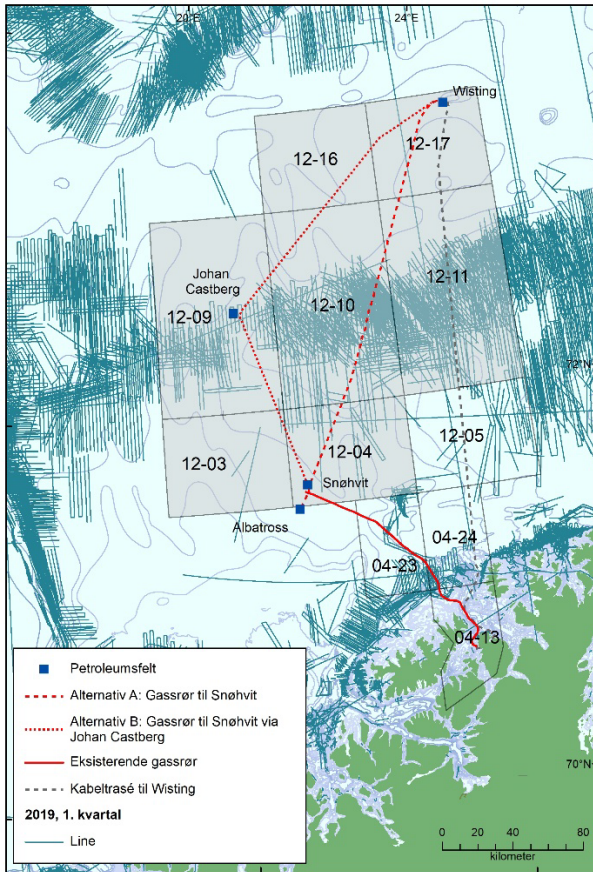
Figur 24 Samlet fiskerivirksomhet i det sørvestlige Barentshavet basert på satellittsporing av fartøyer større enn 15 meter i perioden 2011-2020. Data fra Fiskeridirektoratet. De viktigste redskapstypene er vist med ulike fargekoder og presentert hver for seg i Figur 25.



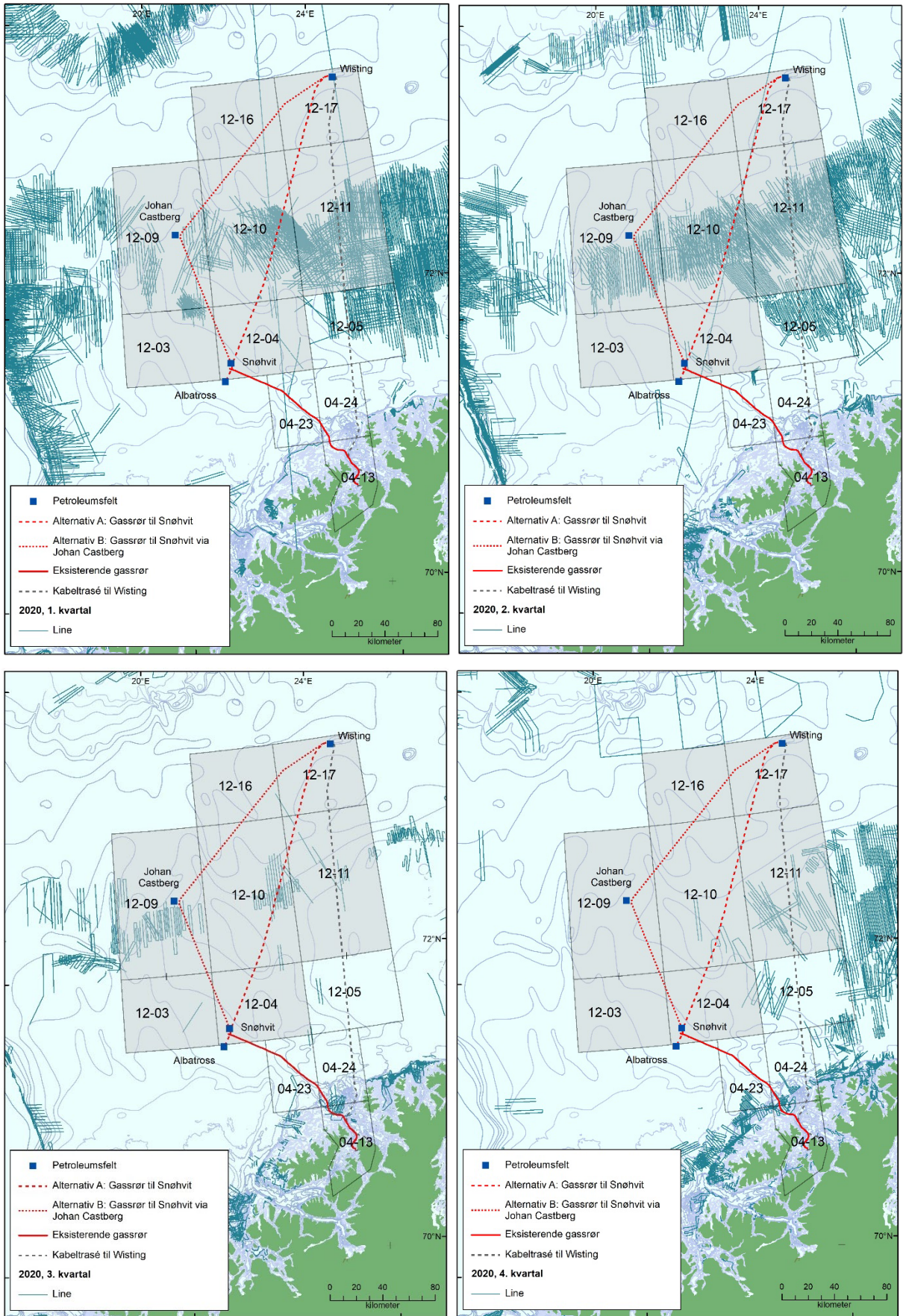
Figur 25 Satellittsporet fiskeriaktivitet med bunntål (blå), line (grønn), not (lilla) og snurrevad (gul) i det sydvestlige Barentshavet 2011-2020. Shapefiler lastet ned fra Fiskeridirektoratet september 2021.

De viktigste redskap anvendt i fisket rundt Wisting og rørledningstraseene er line/autoline, og i begrenset omfang trål. I presentasjonsverktøyet Barentswatch, som er en sanntidsportal for pågående fiskerivirksomhet, vises aktivitet med ulike redskapstyper basert på AIS-dataene. Fra denne tjenesten har vi innhentet aktivitetskart for linefiske pr. kvartal 2019 og 2020 (tråldata ikke tilgjengelig med kvartalsoppløsning) (Figur 26 og Figur 27). Disse er presentert siden line er det hyppigst anvendte redskapet, og ved å presentere data med kvartalsvis oppløsning får man et bilde av hvilke årstider det foregår mest fiskeri i (noe som ikke nødvendigvis er sammenfallende med hvilke årstider som gir størst fangstvolum, jmf. foregående kapittel).

Figurene viser aktivitet over hele året, med en topp i første kvartal i 2019 og i andre kvartal i 2020. Lokasjon 12-10 rommer mest linefiske begge år, mens det er tilnærmet ingen lineaktivitet på selve Wistingfeltet.



Figur 26 Satellittsporet linefiske i det sørvestlige Barentshavet 2019. Kilde: Barentswatch.



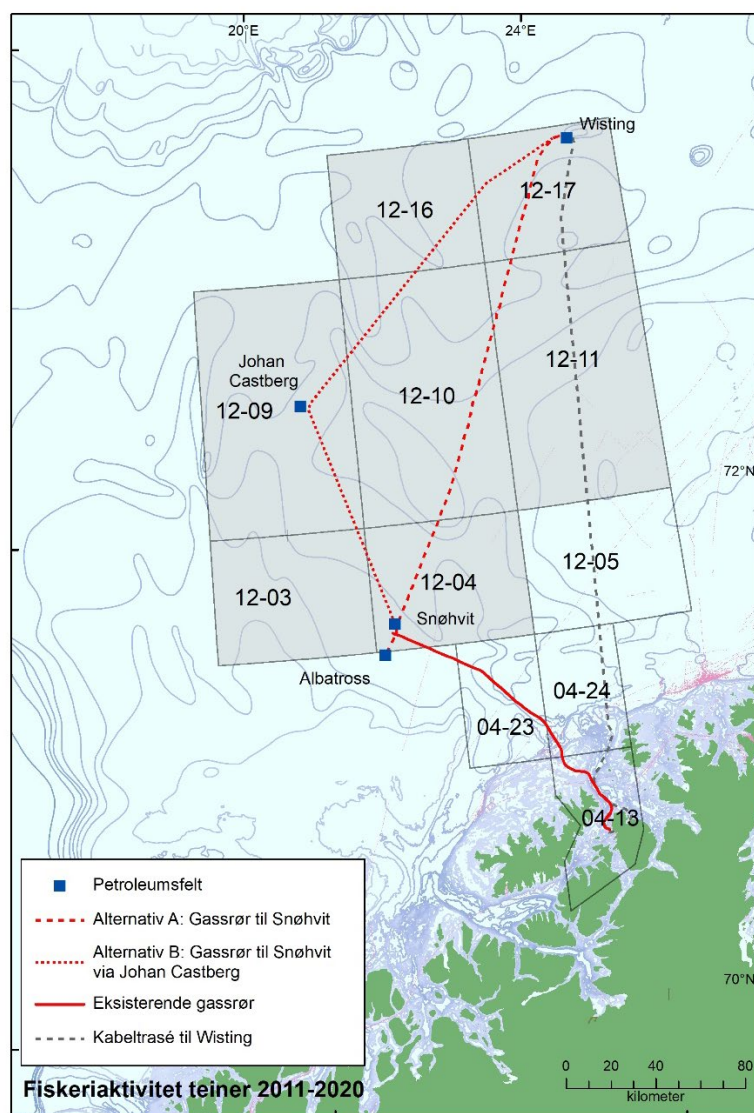
Figur 27 Satellittsporet linefiske i det sørvestlige Barentshavet 2020. Kilde: Barentswatch

6.2 Fiske med teiner og fremtidig fiske i Wisting området

I løpet av de seneste godt og vel tretti år har kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) og snøkrabbe (*Chionoecetes opilio*) begge etablert seg i Barentshavet. Begge artene fiskes med teiner. Snøkrabben er utbredt nord og øst i Barentshavet, hovedsakelig i Russisk sone. Et havområde i norsk sektor, avgrenset mot øst av delelinjen med Russland og i vest av 30°Ø, samt mellom 74°30'N og 77° N (Hjelset m. fl. 2021), er åpnet for kommersielt teinefiske etter snøkrabbe. Dette området ligger 210 km nord-øst for Wistingfeltet.

Kongekrabben forekommer hovedsakelig langs kysten av fastlandet og Kolahalvøya. I norske havområder anses kongekrabben som en uønsket art, og det er fritt fiske vest for 26°Ø (Nordkapp) med hensikt å begrense artens utbredelse og helst utrydde den helt. Wisting ligger vest for Nordkapp. Øst for Nordkapp forvaltes kongekrabben, etter avtale med Russland, som en ressurs med fangstkvoter, fredningstider og minstemål.

Fiskeridirektoratets registreringer av fiske med ulike redskapstyper viser lokalisering av teinefiske (Figur 28) i området vest for Nordkapp. Dette er fiske etter kongekrabbe. Det er ikke registrert teinefiske på Wistingfeltet eller langs rørdningsalternativene (Figur 28).



Figur 28 Registrert fiskerivirksomhet med teiner vest for Nordkapp (rosa markering) for perioden 2011-2020 (Fiskeridirektoratet).

Per 2021 er Wistingfeltet uten betydning for teinefiske. Begge krabbeartene er imidlertid svært ekspansive, og har siden de første registreringer ble gjort på nittitallet begge økt betraktelig i både mengde og utbredelse i Barentshavet. Som relativt nyetablerte arter i Barentshavet er det usikkert om de to krabbeartene har nådd sin maksimale utbredelse. Dette avhenger av både deres biologiske tåleevne, fysiologiske tilpasninger, konkurranse fra lokale arter, klimaendringer og ressursforvaltning. Mest sannsynlig kan begge krabbearter forekomme sporadisk på Wistingfeltet i dag, men det felles norsk-russiske økosystemtoktet mellom Havforskningsinstituttet og det Russiske havforskningsinstituttet Pinro i 2020 fant ikke snøkrabbe i noen prøver ved Wistingfeltet, eller langs de aktuelle rørledningstraséene sør og vest for feltet (Hjelseth m. fl. 2021).

Klimaendringer og ressursforvaltning påvirker utbredelse av de kommersielle fiskebestandene, og dermed også lokalisering av fiskeriaktiviteter. Wistingfeltet ligger i dag i et område av nærmest ubetydelig interesse for fiskeriene. Både trålfiske og autoline er svært fleksible fiskerier som utøver sin virksomhet der de økonomisk mest fordelaktige resultatene kan oppnås, innenfor rammene av avtaler om bl.a. kvoter per fartøy- og redskapstype. Om klimaendringer medfører økte vanntemperaturer og i mindre grad også endringer i strømsystemer og vannbevegelse, vil dette påvirke lokalisering av fiskeriene. De presenterte dataene fra fiskeridirektoratet viser at Wistingfeltet har vært av marginal interesse for fiskeriene de seneste ti årene (Figur 24), samtidig som det har foregått begrenset fiske langs rørledningsalternativene.

Det foregår i dag lite eller intet fiske med ringnot i Wisting området. Med høyere vanntemperaturer vil en art som makrell kunne få økt utbredelse i Barentshavet. Gitt en forvaltningsstrategi der makrell i et fremtidig varmere Barentshav skal høstes i dette området, kan fiske med ringnot få større utbredelse. Lodde fiskes også med ringnot, men siden denne arten ventelig vil trekke mot nord og øst i et varmere Barentshav, vil dette fisket flytte mot øst og inn i Russisk sone, slik at det samlede notfiskeriet kan bli både mer utbredt eller avta, og kan bli aktuelt også i Wistingområdet.

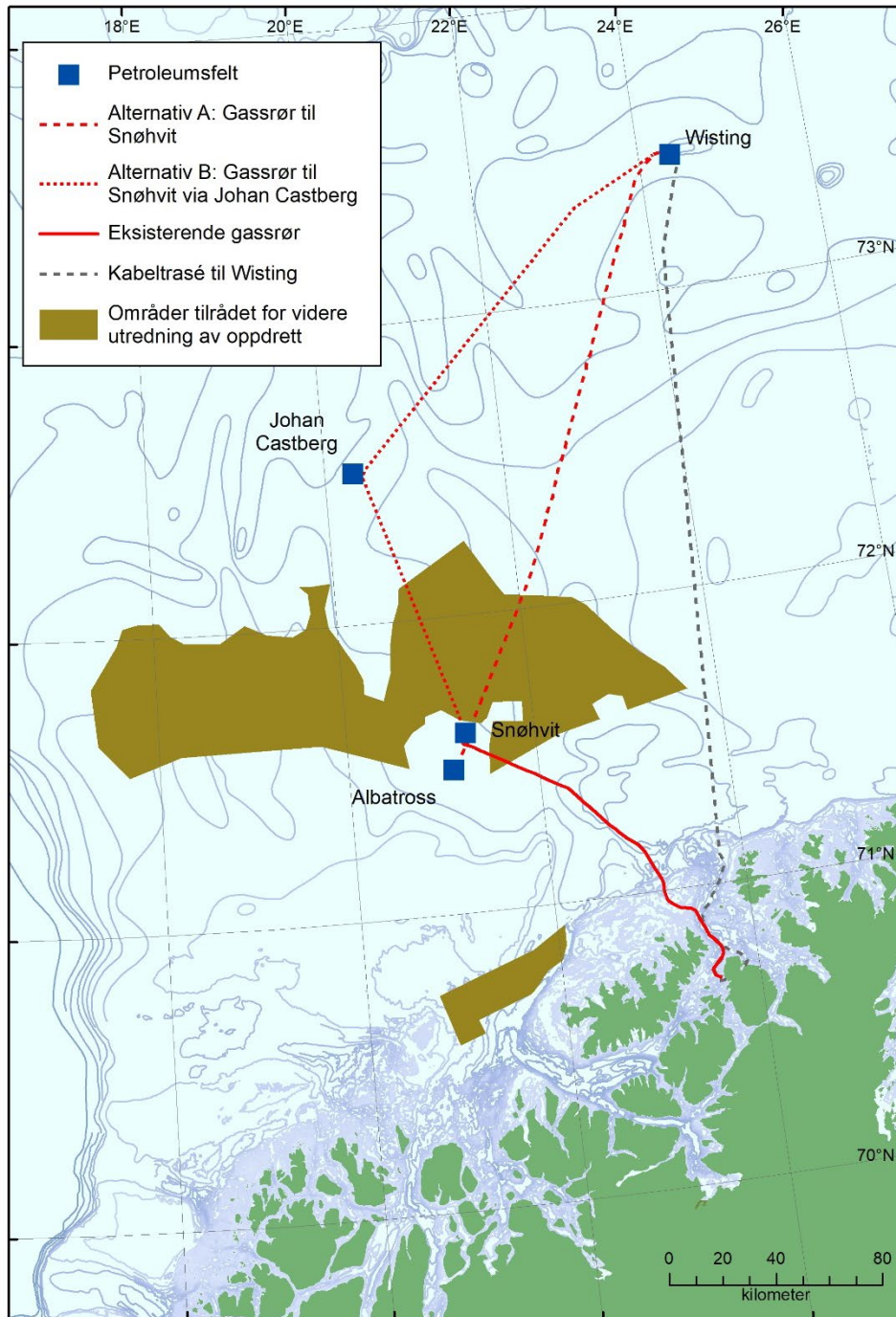
Sikkerhetssoner rundt flytende installasjon og installasjoner på havbunnen på Wisting vil utgjøre et hinder for først og fremst fiske med bunntrål, men det er ikke avdekket forhold som tilsier at Wisting vil bli et viktig trålfelt i et kommende varmere Barentshav.

Fiske med autoline er i mindre grad følsomt for bunntopografi undre fisket, og liner kan settes og hales under hensyn til avgrensede sikkerhets- og aktsomhetssoner knyttet til annen bruk av havområdene uten store driftsulemper.

Oppsummert så er det ikke mulig å nøyaktig forutsi hvilke redskapstyper, arter eller kvotestørrelser havfiskeflåten vil beskatte i et fremtidig varmere Barentshav. Det virker imidlertid usannsynlig at det fra år til år vil skje store endringer, og Wisting vil uansett ligge utenfor rekkevidden til kystflåten, og mest sannsynlig, med eller uten fiskeforbudssoner rundt installasjoner, være av svært begrenset viktighet for havfiskeflåten også i de kommende tiårene.

6.3 Oppdrettsvirksomhet

Norsk havbruksnæring ekspanderer gradvis ut i mer åpne og bølgeeksponerte farvann, båret frem av både teknologiutvikling og en økende knapphet på ledige arealer i mer beskyttede kystområder. Nærings- og Fiskeridepartementet ba i 2019 Havforskningsinstituttet om å foreta en evaluering av en rekke mulig offshoreområder som kan egne seg for utprøving og produksjon med offshoreteknologi (Albretsen m.fl. 2019). Evalueringen resulterte i en anbefaling av områder for videre utredning. To av de anbefalte områdene ligger utenfor Vest-Finnmark, og det største området overlapper med begge rørledningsalternativene (Figur 29).



Figur 29 Områder i Barentshavet som Fiskeridirektoratet anbefaler for videre utredning av etablering av offshore-oppdrett (Kilde: Fiskeridirektoratet 2021)

7 Virkninger for naturmiljø

7.1 Feltinstallasjoner

Feltinstallasjonene vil fysisk påvirke sjøbunnen der de etableres, og immobil fauna vil tildekkes og gå tapt. Harde overflater på rør og installasjoner vil kunne koloniseres av hardbunnsfauna.

7.2 Boring

Miljøvurdering av *utslipp fra boring* er gjennomført iht. aktivitetsforskriften §64, §66 og §68. Vurderingen er basert på estimert mengde borekaks og borevæske, borekjemikalienes egenskaper og potensielle miljøeffekter av disse, og lokale faunaforhold. Forskningsresultater som rapporterer effekter av boreaktiviteter på andre felt inngår som viktig grunnlag for miljøvurderingen.

Miljøeffektene av boreoperasjoner er særlig knyttet til fysisk påvirkning av havbunnen nær utslippspunktet og spredning av partikler. Utover nedslamming har boring med vannbaserte væsker få miljøskadelige effekter. Partikler fra boreslam eller borekaks kan imidlertid ha fysisk effekt på sjøbunn og bunnlevende organismer på grunn av økt sedimentasjon, endringer i kornstørrelse eller på grunn av partikkelform (f.eks. partikler med skarpe kanter).

Det er først og fremst bunnlevende organismer som vil bli påvirket av utslipp fra boreaktiviteter ettersom kaks vil legge seg som et lag over bunnfaunaen. Pelagiske organismer kan eksponeres for partikler som spres i vannsøylen. Tidlige livsstadier regnes for å være mest sensitive for denne typen påvirkning.

Resultater fra norske forskningsstudier gjennom de siste 25 årene viser at betydelige effekter forårsaket av eksponering til borekaks og borevæske er begrenset til nærområdet for brønnene (nedslamming inntil 500 m, og spredning av partikler/kjemikalier til maksimalt 1-2 km fra kilden) (Bakke m.fl. 2012a). Dette tilsier at sannsynligheten for effekter på populasjonsnivå er lav. Resultatene fra de norske forskningsstudiene understøttes av resultater fra miljøovervåkning og internasjonal forskning i Storbritannia og Canada (Neff m.fl. 2014, Henry m.fl. 2017).

7.2.1 Bunnfauna

En rekke studier har sett på effekter av borekaks på bunnfauna rundt offshoreplattformer. Nedslamming vil være størst nærmest brønnen og bunnfauna vil bli påvirket i dette området. Partikler vil spres ut fra borestedet, men mengden som spres og dermed legger seg på bunnen vil gradvis avta utenfor nærsonen (< 60 m fra borestedet) til et 1-2 cm nivå 250 meter unna borehullet (Junttila m.fl. 2018). Det er funnet effekter på bunnfauna når tykkelsen på sedimentert borekaks er 3 mm eller mer (Trannum m.fl. 2010). Trannum (2011) fant imidlertid at dyr som lever i sedimentet vil kunne tåle en nedslamming på 10 mm vannbasert borekaks som en enkelthendelse. Utover den fysiske effekten av nedslamming og sedimentering, kan borekaks også føre til endret kornstørrelsesfordeling, og dette vil kunne endre faunasammensetningen ettersom mange dyr i sedimentet er tilpasset substratet de lever på og i.

Effekter på makrofauna forekommer vanligvis i en 250 m radius fra utslippspunktet og sjeldent lenger ut enn 500 m (Bakke m.fl. 2013). Et internasjonalt litteraturstudium av borekaksutslipp fra offshoreplattformer (inkludert Norge) fant at sonen for biologiske effekter var 100-1000 m.

De biologiske effektene omfatter endringer i biologisk mangfold, herunder tap av suspensjonsspisere og øking i sedimentpisere og børstemark (Ellis m.fl. 2012). Kolonisering av bunnfauna på boremassene skjer når utslippet opphører og forholdene stabiliseres (Tranum m.fl. 2011). Undersøkelser fra 21 tidligere boreområder i Nordøst-Atlanteren viste at kolonisering skjer kort tid etter at boreaktivitetene opphører og at det er god kolonisering av pionerarter (børstemark) på kaksoverflater innen 3 år. Det ble imidlertid fortsatt observert forstyrrelser på bunnfaunaen 3-10 år etter opphør av boreaktivitetene (Gates m.fl. 2016).

I forbindelse med utvidelse av petroleumsvirksomheten til dypere vann har det vært bekymring for skade på kaldtvannskoraller og svamp, og de artsrike samfunnene som disse skaper (Forskningsrådet 2016). Eksponeringsforsøk av borekaks på kaldtvannskorallen *Desmophyllum pertusum* viste at denne arten har høy toleranse for relativ høye partikkelkonsentrasjoner, selv om korallene responderer langsomt. Ved høy eksponering viste forsøkene at redusert polyppaktivitet og redusert gonadeutvikling kan forekomme (Baussant 2018).

Svampen *Geodia baretii* er blant nøkkelartene av svamp i Barentshavet og er på grunn av høy filtreringskapasitet og fastsittende natur svært utsatt for forurensning. Forsøk hvor *G. baretii* ble eksponert til borekaks-suspensjoner viste effekt på respirasjonsevnen. Ved engangseksponering hadde svampene normal respirasjon igjen etter 30 minutter, mens ved gjentatt eksponering over en måned var nedgangen i respirasjonsevne permanent (Kutti m.fl. 2015). Kontrollene i studien viste at *G. baretii* eksponert for suspensjon av naturlige sedimenter ikke hadde noen respons på respirasjon, noe som demonstrerer at svampene antakelig holder seg friske selv om de blir utsatt for oppvirvlet sediment (Kutti m.fl. 2015).

Fang m.fl. (2018) gjennomførte forsøk hvor arktisk svamp, bl.a. *G. baretii*, ble eksponert for sediment, bentonitt og barytt. De fant redusert respirasjon og vevsoksygenering etter eksponeringsperioden (33 dager), særlig etter eksponering til barytt. Normal tilstand ble gjenopprettet etter en periode uten eksponering (33 dager) for sediment og bentonitt, men effektene av barytt er ikke nødvendigvis reversible (Fang m.fl. 2018). På Wisting skal det ikke benyttes barytt, men bentonitt er inkludert i borevæsken.

7.2.2 Pelagiske arter

Kunnskapen om effekten av utslipp fra boreaktivitet på pelagiske arter er mangelfull. Aslan m.fl. (2019) poengterer eksempelvis at internasjonal forskning er mangelfull når det gjelder effekter av borevæske på akvatiske organismer. Likevel regnes virkningen av utslipp fra boreaktivitet på fisk generelt som liten (Meld. St. nr. 37 (2012- 2013)). Tette ansamlinger av gytebestander og egg og larver kan være sårbare for utslipp av borevæske og partikler siden egenbevegelsen til yngre stadier av fisk er begrenset (Myhre m.fl. 2006). Effekter av boreutslipp på fisk antas å være størst for arter som er avhengige av bestemte bunnsstrat. Endringer som følge av kaksdeponier vil kunne ha en lokal negativ effekt for slike arter (Myhre m.fl. 2006, Jarandsen m.fl. 2008).

Det er begrenset med effektstudier av borevæske på plankton, men finpartikler og barytt har hver for seg tidligere vist å kunne påvirke både plante- og dyreplankton (Smit m.fl. 2006). Farkas m.fl. (2017) undersøkte effekten av finpartikler i baryttbasert borevæske på *Calanus finmarchicus*, en hoppekreps som er blant de vanligste og dominerer dyreplankton i norske farvann. Forsøkene viste lav akutt toksisitet, men dette ble relatert til oppløste komponenter i væsken og ikke til hverken partikler eller barytt. Partiklene hadde effekt på oppdriften til hoppekrepsen og forfatterne konkluderte med at langtids eksponering til borevæske kan ha fysiske effekter på hoppekreps.

Bechmann m.fl. (2006) viste at vannbasert borevæske i suspensjon kan gi gjelleskader hos torsk og at suspensjoner av baryttbasert borevæske over 0,5 mg/L ga gjelleskader hos juvenil torsk. Suspensjoner på ca. 40 mg/L førte til redusert kondisjonsfaktor etter tre ukers eksponering. Imidlertid viste torskelarver utsatt for suspensjoner av 1-10 mg/L baryttbasert borevæske økt fødeopptak, vekst og overlevelse. En mulig forklaring var at tilstedeværelse av slampartiklene i vannet stimulerte spisereaksjonen hos larvene. Men dette førte imidlertid også til stort inntak av partikler uten næringsverdi. Tilsvarende effekter kan forventes ved eksponering til andre typer borevæsker.

Forsøk har vist at langtidseksponering til boreslam økte nivå av tungmetaller (Cd, Cu, Pb og Zn) i enten gjeller eller fordøyelseskjertler til henholdsvis kamskjell og blåskjell (Myhre m.fl. 2006). Bechmann m.fl. (2006) viste at de samme artene tok opp metaller etter tre ukers eksponering for borevæske. Etter tre uker i rent vann var det fortsatt forhøyde nivåer av Cr, Hg og Pb, noe som viser at metallene ble tatt opp og ikke bare forekom på partikler i tarmen. Dette gav effekter som oksidativt stress, vevsskader og redusert vekst.

7.2.3 Mulige miljøeffekter av utslipp fra boreaktiviteter på Wistingfeltet

I det følgende er miljøeffekter for nærområdet, lokalt og regionalt vurdert for plankton, bunnfauna og fisk. IRIS (nå Norce) sine definisjoner av de ulike sonene er lagt til grunn, så nærområde er 100-200 m fra borelokasjon, lokalt område er 2-3 km fra borelokasjon og regionalt område er mer enn 2-3 km fra borelokasjon (Myhre m.fl. 2006). En del av vurderingene baseres på forskning på effekter av utslipp fra boreaktiviteter i Nordsjøen. Det har tidligere vært bekymring knyttet til at arktiske arter er mer sårbare for påvirkning av industrielle aktiviteter enn arter lengre sør. Men det er foreløpig ikke noe som tyder på at utslipp vil ha større miljømessig effekt på felt i Barentshavet enn i andre havområder på norsk sokkel. Det skal ikke benyttes barytt på Wisting så effekter knyttet til barytt-eksponering er ikke relevant å vurdere der.

Forventede miljøeffekter for plankton

Da borekaks slippes ut til sjøbunn blir plankton i liten grad eksponert. Plankton vil imidlertid bli eksponert for borevæske og til partikler som spres med vannmassene.

Nærområde: Ved utslipp av borevæske er det mulighet for eksponering av plankton i vannsøylen. Miljøeffekten av eksponering vil avhenge av konsentrasjon, eksponeringstid og strømforhold (spredningsveier).

Lokalt: Tidligere studier har vist spredning av partikler og kjemikalier til maks 1-2 km fra boring. Ved utslipp av borevæske vil det i lokalområdet være risiko for eksponering av plankton. Konsentrasjoner av partikler vil fortynnes med avstand til boring og vil være lavere enn i nærområdet. Miljøeffekten av eksponering vil derfor være lavere enn i nærområdet og vil avhenge av konsentrasjon, eksponeringstid og strømforhold.

Regionalt: Det forventede influensfeltet for spredning (maks 2 km) er mindre enn det som defineres som regional spredning. Dette innebærer at det ikke forventes regionale miljøeffekter for plankton fra utslipp av borevæske.

Virkingen av utslipp fra boreaktivitet på Wistingfeltet for plankton vil, etter Tabell 8, klassifiseres som kortvarig (2), lokal (2) og moderat (2). Poengsummen blir 6. Basert på Tabell 9 vurderes konsekvensen å være liten.

Forventede miljøeffekter på bunnfauna

Påvirkning på bunnfauna er først og fremst knyttet til nedslamming av borekaks.

Nærområde: Det er stor fare for nedslamming av kaks og eksponering til borevæske i nærområdet. De biologiske effektene for bunnfaunaen vil omfatte reduksjon i antall arter og individer. Etter endt boring vil ulike bunnfauna rekolonisere områdene der kaks er sluppet ut, men langtidseffekter på biologisk mangfold (>10 år) kan forekomme.

Lokalt: Tidligere studier har vist at sonen for biologiske effekter kan være opp til 1 km fra utslippspunktet. Tykkelsen av kaks vil være mindre enn i nærområdet og de biologiske effektene på bunnfauna ikke like fremtredende.

Regionalt: Da sonen for biologiske effekter forventes å være maks 1 km vurderes det ikke å være påvirkning av bunnfauna regionalt grunnet utslipp av kaks og borevæske.

Virkingen av utslipp fra boreaktivitet på Wistingfeltet på bunnfauna vil, etter Tabell 8, klassifiseres som langvarig (3), lokal (2) og betydelig (3). Poengsummen blir 8. Basert på Tabell 9 vurderes konsekvensen å være middels.

Forventede miljøeffekter for fisk

Påvirkning på fisk avhenger av om de er bunnlevende eller pelagiske. For bunnlevende fisk vil påvirkning oppstå ved økt sedimentasjon av borekaks og utslipp av borevæske. Påvirkninger på pelagiske fisk knyttes til spredning av borevæske i vannsøylen.

Nærområde: Bunnlevende fisk vil kunne påvirkes av nedslamming av borekaks og påvirkning av partikler i vannsøylen nær bunnen. Pelagisk fisk kan påvirkes av borevæske og partikler i vannsøylen. Ved eksponering til kakspartikler og borevæsker kan gjelleskader oppstå.

Lokalt: Partikler fra kaks og borevæsker kan sedimentere opp til 2 km fra boring og det er mulighet for eksponering for bunnlevende fisk. Grunnet mindre tykkelse på sedimentert kaks og lavere konsentrasjoner av partikler, vil miljøeffektene være mindre lokalt enn i nærområdet.

Regionalt: Sonen for spredning og sedimentering av kaks og borevæske er maks 2 km. Størst effekt er lokalt, men økt konsentrasjon av tungmetaller i bunnfauna som spises av fisk gir et regionalt påvirkningsområde.

Virkingen av utslipp fra boreaktivitet på Wistingfeltet på fisk vil, etter Tabell 8, klassifiseres som kortvarig (2), regional (3) og moderat (2). Poengsummen blir 7. Basert på Tabell 9 vurderes konsekvensen å være liten.

7.3 Klargjøring av rørledninger

Utslippene av kjemikalier som benyttes under klargjøring av rørledninger vil skje på havbunnen på Wisting (feltinterne rørledninger og gassrørledning) og på Albatross N/Snøhvit (gassrørledning). Det vil derfor fortrinnsvis være bunnfauna og bunnlevende fisk som blir eksponert. Fortynningen vil skje raskt, slik at det ikke forventes at plankton eller fisk som befinner seg i de øvre deler av vannsøylen eksponeres til skadelige konsentrasjoner.

7.3.1 Oksygenfjerner

Ved alternativ A vil rørledningen tilsettes 3000 L oksygenfjerner, mens det ved alternativ B vil bli tilsatt 4000 L. Mesteparten av oksygenfjerner forbrukes i røret før utslipp, og resten brytes ned til sulfat før eller etter utslipp til sjø. Sulfat finnes naturlig i sjøvann og utslipp av noe få liter i åpen sjø forventes ikke å føre til målbare negative effekter på marine organismer.

7.3.2 MEG

MEG er klassifisert som et grønt kjemikalium. MEG binder seg ikke til partikler og brytes raskt ned i både ferskvann og sjøvann forutsatt god tilgang på oksygen. MEG har lav giftighet (PNEC på 859 mg/L, Concise International Chemical Assessment, CICA, document 22), akkumuleres ikke i næringskjeden, og har derfor en lav risikostatus ved utslipp i forfynnet form.

Under PCO på Wisting vil det totalt sett slippes ut betydelige mengder MEG, men utslippene vil spres i tid og rom som omtalt i innledningen til kapittelet. I umiddelbar nærhet til utslippet vil bunnlevende og planktoniske organismer kunne bli utsatt for dødelige nivåer av MEG og forbigående lave oksygenivå. Utslippene vil imidlertid pågå over relativt kort tid og vil forfynnes raskt i vannmassene. Etter utslipp vil eventuelle påvirkede bunnområder raskt kunne rekoloniseres av dyr fra omkringliggende områder. Både Wisting og Albatross N/Snøhvit ligger i åpent hav som er en resipient med god vannutskiftning og dermed god oksygentilgang i vannet.

7.3.3 Fargestoff (RX-9022)

Mesteparten av kjemikaliene i fargestoffet er i grønn kategori, men noen liter av et pigment i gul kategori vil slippes ut. På grunn av små mengder ved hvert utslipp og rask forfynning forventes det små konsekvenser for marint liv.

7.3.4 Gel (type uavklart)

Gelen som skal benyttes er vannbasert og løses opp når den slippes til sjø sammen med andre PCO-kjemikalier. Utslipet vil kun skje på Wisting. Gelen består av vann tilsatt et fortykningsmiddel og det forventes ikke negative effekter i marint miljø som følge av gel-utslipp.

7.3.5 Biocid (MB-5111)

Mesteparten av biocidet vil slippes ut i åpent hav på Albatross N/Snøhvit eller Johan Castberg. Stoffet er middels giftig (96t LC50 for sebrafisk (*Brachydanio rerio*) er ifølge datablad 71 mg/L, 72 t EC50 for alger er 62 mg/L og 48 t EC50 for vannlopper (*Daphnia magna*) er 28 mg/L).

Ettersom det er moderate mengder (4500 L ved alternativ A og 600 L ved alternativ B) som slippes ut i åpen sjø vil stoffet raskt forfynnes til ikke-giftige konsentrasjoner, men toksiske effekter kan forventes i nærhet av utslippspunkt.

7.3.6 Totalvurdering

Utslippene fra klargjøring av rørledninger er kortvarige og vil skje på bunnen. De vil derfor først og fremst påvirke bunndyr og bunnlevende fisk. Ingen av feltene som berøres eller rørlednings-alternativene ligger innen nåværende eller foreslåtte SVO (Figur 14) og det er ikke påvist spesielt sårbare arter i områdene der utslippene vil finne sted. Dette betyr at rekolonisering/innvandring trolig vil skje raskt etter at den kortvarige påvirkningen avsluttes. Utslippene ved alternativ B blir noe høyere enn ved alternativ A, og lokale effekter kan forventes ved alle utslippspunktene, men totalt sett vurderes påvirkningene ved begge alternativ å være relativt små.

Virkingen av utslipp av PCO-kjemikalier fra rørledninger (på Wistingfeltet, på Albatross N/Snøhvit eller Johan Castberg) på bunndyr og fisk vil, med terminologien presentert i Tabell 8, klassifiseres som kortvarig (2), lokal (2) og moderat (2). Poengsummen blir 6. Etter Tabell 9 vurderes konsekvensen å være liten.

7.4 Brønnopprensing

Vannbasert borevæske og grønne og gule kjemikalier vil benyttes i forbindelse med brønnopprensing. Formasjonsvannet fra brønner beregnet for vanninjeksjon inneholder naturlige forbindelser fra reservoaret (se Tabell 14), utgjør begrensede mengder (brønnvolum) og forventes derfor å utgjøre en liten risiko for marine organismer. Vann fra brønner for oljeproduksjon vil bli rensert på lik linje med produsert vann. Utslipp i forbindelse med brønnrensing utgjør imidlertid relativt lave volum sammenlignet med f.eks. utslipp av produsert vann over feltets levetid og de har kort varighet (tømming ved klargjøring av brønner). Equinor jobber med løsninger for å lagre og behandle forurenset vann fra brønnrensing. For informasjon om rensing av produsert vann se kap. 2.4.

Virkingen av utslipp i forbindelse med brønnopprensing på Wistingfeltet vil, med terminologien presentert i Tabell 8, klassifiseres som kortvarig (2), lokal (2) og moderat (2). Poengsummen blir 6. Etter Tabell 9 vurderes konsekvensen å være liten.

7.5 Utslipp av produsert vann

Påvirkninger på det marine miljøet ved utslipp av produsert vann er koblet til spredning av naturlig forekommende stoffer i formasjonsvannet og tilsatte kjemikalier. Det er derfor først og fremst marine organismer i vannsøylen, dvs. pelagisk fisk, fiskeegg og larver og plankton, som påvirkes av utslippet. Forskning knyttet til miljøeffekter av produsert vann har fokusert på nettopp disse gruppene. En rekke norske forskningsprosjekter under forskningsprogrammet PROOFNY viste at effekter på kjønnsutvikling, formeringsevne og larveutvikling hos fisk og blåskjell forekom i organismer eksponert for fortyninger ned til 0,5% produsert vann (Bakke m.fl. 2012a). Dette er konsentrasjoner som normalt bare vil forekomme i vannmasser nærmere enn et par km fra et utslippspunkt til sjø. Bakke m.fl. (2012a) konkluderte at effekter på fauna regnes som avgrenset til individer som oppholder seg innenfor ca. 2 km fra utslippspunktet over lengre tid. For plante- og dyreplankton dreier de fleste studiene seg om å finne LC₅₀/LC₁₀₀ konsentrasjoner (Lethal Concentration) der 50%/100% av organismene dør av eksponeringen, eller EC₅₀-konsentrasjoner (Effect Concentration) der 50 % av dyrene/algene blir målbart påvirket av eksponeringen.

De fleste effektstudier har sett isolert på et stoff og påvirkning på en organisme, noe som gir godt grunnlag for vurdering av terskelverdier for effekt for nettopp det stoffet. Men det er velkjent at det kan være samvirkende effekter av flere stoffer i produsert vann. I det følgende oppsummeres resultater fra studier for stoffer enkeltvis så vel som for produsert vann. Det er også viktig å påpeke at selv om det er gjennomført mange studier av miljøeffekter av utslipp av produsert vann, så er det fortsatt behov for studier av langtidseksponering av lave (realistiske) konsentrasjoner.

7.5.1 Effekter av produsert vann på planteplankton

Ulike arter av alger reagerer svært ulikt på oljer, vannløste fraksjoner av oljer og enkeltkomponenter i oljer og produsert vann, se for eksempel Olsen m.fl. (2013). De negative effektene som alger viser etter eksponering av oljekomponenter er redusert vekst og celledød (Strømgren m.fl. 1995). Ulike komponenter i olje og produsert vann er derfor utvilsomt giftig for alger, men alger er samtidig viktige for biologisk nedbryting av forurensingen. Det forskes derfor på mulighet for å utnytte produsert vann som energikilde til algeproduksjon for biodrivstoff i solfylte deler av verden (Rahman m.fl. 2020). Imidlertid konkluderer en

gjennomgang fra Rahman m.fl. (2020) at forskning gjenstår og at en storstilt algebasert behandling av produsert vann ikke er mulig på nåværende tidspunkt.

7.5.2 Effekter av produsert vann på dyreplankton

Raudåta er en av de dominerende dyreplanktonartene i Barentshavet. En rekke studier av oljekomponenters påvirkning på denne arten har vært gjennomført, blant annet for effekter på vekst, reproduksjon og dødelighet (Olsen m.fl. 2013). Olsen m.fl. (2013) konkluderte med at raudåta og andre arktiske kaldtvannsarter ikke er vesentlig mer sensitive for oljekomponenter enn tempererte arter, men siden dataene er noe begrenset er det behov for flere eksperimentelle studier, spesielt for bioakkumulering- og utviklingsendepunkter i dyreplankton. Lavere toleranse for oljekomponenter i ishavsåte (*C. glacialis*) enn den litt mer temporære raudåta har vært observert (Hansen m.fl. 2011, 2013), noe som førte til videre studier om denne forskjellen muligens kan skyldes forskjeller i lipidinnhold og toksikokinetikk (Hansen m.fl. 2016, Øverjordet m.fl. 2018). I et annet studium viste larvestadier (C5 copepoditter) fra *Calanus*-slekten som var utsatt for vannløselig fraksjon av en råolje fra Nordsjøen, en langsommere utnyttelse av lipidlagre og samtidig nedregulering av flere gener som styrer denne metabolismen (β -oksidasjon) (Skottene m.fl. 2019). Felles for alle studier av effekter på dyreplankton er at de er utført i laboratorium. Men nylig viste Hansen m.fl. (2020) korrelasjoner mellom PAH-profiler i hoppekreps og nærhet til utslipp av produsert vann og mulige reaksjoner på lipidmetabolisme i naturlige populasjoner av hoppekreps fra produksjonsintensive områder i Nordsjøen. Potensiell effekt av produsert vann på lipidmetabolisme på naturlige populasjoner av hoppekreps kan derfor ikke lengre avskrives som en effekt bare observert på laboratoriet med høye tilsatte konsentrasjoner.

7.5.3 Effekter av produsert vann på fisk

Effekter på fisk fra produsert vann og stoffer i produsert vann er dokumentert både gjennom laboratoriestudier og i studier av naturlige populasjoner. Feltundersøkelser er gjennomført både på innsamlet fisk fra områder hvor det slippes ut produsert vann og som kontrollerte utsett av fisk i bur innenfor plumen av produsert vann (se for eksempel review-artikkel fra Beyer m.fl. (2020)). Det er funnet økt enzymatisk aktivitet, i form av oppregulert cytochrome P450, med påfølgende økning av PAH-metabolitter i galle, hormonendringer, forhøyede konsentrasjoner av DNA-addukter og påvirkning av embryoutvikling. Gjennomgangen til Beyer m.fl. (2020) viste at spesielt hyse var utsatt for økte konsentrasjoner av DNA-addukter, noe som kan bety at akkurat hyse er spesielt utsatt for effekter fra produsert vann. I tillegg viser studier av kaldtvannarten polartorsk (*Boreogadus saida*) at tidlige livsstadier fikk økt forekomst av ryggradskrumning, endringer i eggeplommesekk og redusert lengde på ryggraden ved eksponering til lave konsentrasjoner (ng/L) av hydrokarboner fra vannløselig fraksjon av råolje (Nahrgang m.fl. 2016). De fleste eksponeringskonsentrasjoner var så lave at de var under analytisk deteksjonsgrense. Dette kan tyde på at levedyktigheten til tidlige livsfaser av polartorsk kan reduseres betydelig, selv ved ekstremt lave og miljørealistiske konsentrasjoner av hydrokarboner.

7.5.4 Metode til vurdering av effekter av produsert vann utslipp

EIF (Environmental Impact Factor)

EIF er et beslutningsverktøy for BAT (Best Available Technology) og vurdering av miljørisiko (jvf. Miljødirektoratet veileder M593, Johnsen m.fl. 2000, Reed og Rye 2011). Metoden

beregner bl.a. vannvolum hvor Predicted Environmental Concentration (PEC) av et gitt stoff som slippes ut til resipient overskrider Predicted No Effect Concentration (PNEC). EIF tar høyde for sammensetning og mengde produsert vann og samlet vurderinger gjøres i celler på 100m x 100 m x 10 m. Hver celle med et PEC/PNEC forhold større enn 1 tilsvarer EIF 1. SINTEF har utført beregninger av EIF for utslipp av produsert vann på Wistingfeltet (Ditlevsen 2021), via spredningsmodellen DREAM (Dose related Risk and Effect Assessment Model) (Reed og Rye 2011).

Modellen baseres på en generalisert transportlikning som tar hensyn til adveksjon og turbulens samt en rekke prosesser som synking, oppløsning, sedimentering og biodegradering. For nærmere beskrivelse av EIF-metodikk og DREAM-modellering, se Møskeland m.fl. (2014). PNEC-verdier i modellen er basert på tilgjengelige toksisitetsdata for de ulike utslippskomponentene. Dersom kun akutte toksisitetsdata foreligger for et stoff, benyttes en sikkerhetsfaktor på 1000 for å ta høyde for kroniske effekter. Dette vil typisk gjelde tilsatte kjemikalier som oftest kun er testet for akutt toksisitet. PNEC for kjemikaliene vil derfor være konservative. EIF er et verktøy som brukes til identifisering av de mest miljø- og kostnadseffektive tiltakene for å begrense utslipp av miljøfarlige komponenter til sjø. Da EIF er basert på PEC/PNEC forholdet, beskriver EIF ikke konsekvenser av et gitt utslipp, men gir et bilde av hvilke stoffer som utgjør størst miljøsikro.

Som beslutningsgrunnlag for BAT og BEP (Best Environmental Practice), kan EIF-beregninger brukes for ulike scenarier som er relevant for pågjeldende oljefelt. Et referansescenario viser utslipp og miljøpåvirkning hvis det ikke gjøres tiltak, dvs. alt produsert vann slippes ut til sjø (etter rensning). Driftsscenarioer kan inkludere tiltak (re-injeksjon) og varierende konsentrasjoner av stoffer i produsert vann, avhengig av hva som er relevant for et gitt felt.

7.5.5 Sammenfatning av EIF-simuleringer

Utslipp av produsert vann på Wistingfeltet er modellert og EIF-beregnet over 30 dager (Ditlevsen 2021). Modelleringen er utført for et utvalg av år, men ikke 2047 som er året med størst forventede utslipp. Simuleringer er gjort for 2041 og 2043, der utslipp er sammenlignbar med år 2047 (Figur 30). For vurdering av miljøeffekter er det gjennomført beregninger for tre scenarier.

Scenario 0 (Referansescenario – alt produsert vann slippes ut)

Alt produsert vann slippes til sjø etter rensing. Det er kun sulfatrenset sjøvann samt gass som injiseres til reservoar for trykkstøtte. Utslipet er jevnt fordelt over årets dager. Konsentrasjonen av dispergert olje er 10 mg/L.

Simulering gjort for år 2028-2033, 2035, 2038, 2043.

Scenario 1 (Re-injisering 95%)

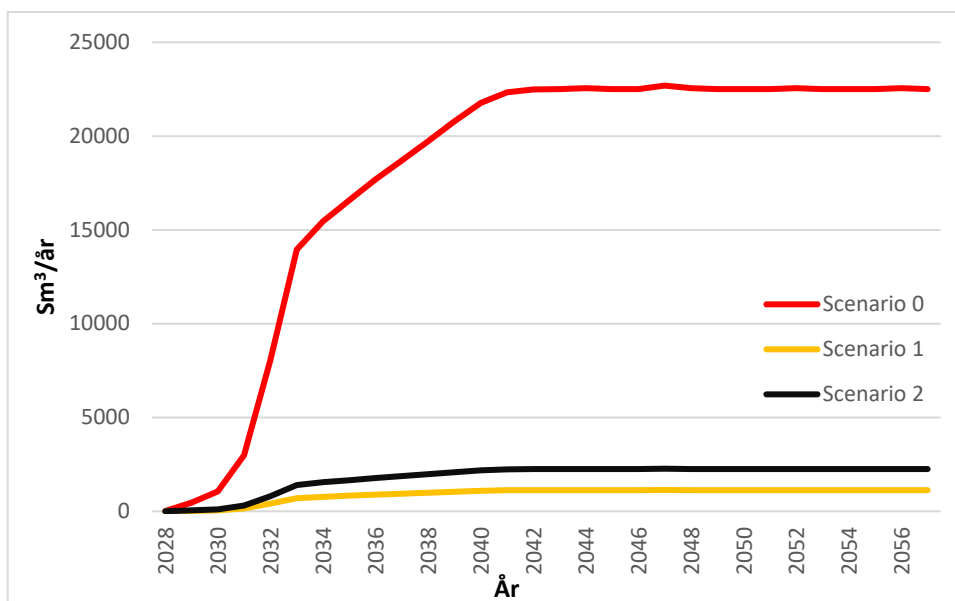
Alt produsert vann reinjiseres. Antatt nedetid (dager da injeksjonsanlegget ikke er i drift) er 5% av årets dager (95% regularitet). I perioder hvor injeksjonsanlegget er nede slippes alt produsert vann ut etter rensing. Konsentrasjonen av dispergert olje er 10 mg/L.

Simulering gjort for år 2028-2033, 2035, 2041.

Scenario 2 (Re-injisering 90% og høyere konsentrasjon av olje)

Alt produsert vann reinjiseres. Antatt nedetid (dager da injeksjonsanlegget ikke er i drift) er 10% av årets dager (90% regularitet). I perioder hvor injeksjonsanlegget er nede slippes alt produsert vann ut etter rensing. Konsentrasjonen av dispergert olje er 20 mg/L.

Simulering gjort for år 2028-2033, 2035, 2043.



Figur 30 Estimert profil for mengde produsert vann fra Wisting for utslippssenarioer. Sm³/dag = Standard kubikk meter/dag (Kilde: Equinor).

Figur 30 viser et estimat over mengder av produsert vann for de tre scenarier. Mengdene er angitt som standard m³ per dag. Figuren viser at utslipp ved scenario 0 er ca. 20 ganger høyere enn scenario 1 og at utslippsmengdene for senario 1 og 2 økes frem til år 2033, hvorpå stabilisering/svak øking er forventet. Tabell 13 viser en oversikt over mengder produsert vann sluppet ut i 2047, året med de høyeste utslippene. Årene 2040-2058 er prognosert til å ha likende utslipp som 2047, og dermed representerer 2047 nivået for utslipp i denne perioden.

Tabell 13 Mengder utsluppet produsert vann fra Wistingfeltet i år 2047 for hvert scenario (Kilde: Equinor).

Scenario	Utslipp per dag (Sm ³ /d)	Total utslipp (millioner Sm ³)
	År 2047	År 2047
Scenario 0	22 692	8,3
Scenario 1	1 135	0,4
Scenario 2	2 269	0,8

Utslippspunkt for alle utslippsscenarioene vil være på 15 meters dyp. Equinor har antatt at gjennomsnittlig innhold av dispergert olje i rensert produsert vann fra Wisting vil være 10 mg/L. Forventede konsentrasjoner av naturlig forekommende komponenter i produsertvannet er gitt i

Tabell 14. Innholdet av BTEX og PAH forventes å være over PNEC verdier i produsert vann for alle scenarier, mens innholdet av metaller vil være under eller lik PNEC-verdiene (Tabell 14).

Tabell 14 Forventet konsentrasjonsprofil (mg/L) for naturlig forekommende komponenter i produsert vann ved 10 mg/L dispergert olje (Oiv) som i scenario 0 og 1, og 20 mg/L dispergert olje (Oiv) som scenario 2, sammenlignet med PNEC verdier (µg/L). (PNEC=Predicted No Effect Concentration konsentrasjonen der man ikke forventer noen effekt). (Kilde: Equinor).

		Konsentrasjon 10 mg/L Oiv	Konsentrasjon 20 mg/L Oiv	PNEC µg/L
	Dispergert olje	10	20	70,5
BTEX	Benzen (inkl. xylen)	2,22	8,4	8
	Toluen	2	5,1	7,4
	Ethylbenzen	0,32	0,32	10
	Naftalen	1,057	1,029	2
2-3 ring PAH	Acenaften	0,0024	0,0039	0,38
	Acenaftylen	0,00099	0,0014	0,13
	Fluoren	0,017	0,015	0,25
	Antracen	0,028	0,042	0,1
	Fenanthren inkl substitutter	0,069	0,104	1,3
	Fluoranten	0,00035	0,00046	0,01
4 ring PAH	Pyren	0,00047	0,00073	0,023
	Benz(a)antracen	0,000062	0,00024	0,0012
	Chrysen	0,00057	0,0013	0,007
	Dibenzo(a-h)antracen	0,000005	0,000017	0,00014
5-6 ring PAH	Benzo(g-h-i)perylene	0,000025	0,000051	0,00082
	Benzo(a)pyren	0,000012	0,00013	0,022
	Benzo(k)fluoranten	0,000012	0,00013	0,017
	Indeno(1-2-3-cd)pyren	0,000005	0,000018	0,00027
	Benzo(b)fluoranten	0,000067	0,00012	0,017
	Fenol(C0-C3-alkyl-fenoler)	0,35	6,0	7,7
Fenoler	Butylfenol(C4-alkyl-fenoler)	0,017	0,062	0,64
	Pentylfenol(C5-alkyl-fenoler)	0,0056	0,024	0,2
	Octylfenol(C6-C8-alkyl-fenoler)	0,0017	0,0015	0,01
	Nonylfenol(C9-alkyl-fenoler)	0,00088	0,000071	0,3
	Arsen	0,000087	0,000068	0,6
Tung- metaller	Kadmium	0,0000075	0,000013	0,21
	Krom	0,0002	0,00044	0,6
	Kobber	0,00011	0,001	2,6
	Nikkel	0,00021	0,00076	8,6
	Kvikksølv	0,000025	0,0000035	0,048
	Bly	0,000015	0,000082	1,3
	Zink	0,0027	0,0036	3,4

Total mengde utslipp av komponenter i produsert vann, år 2047

Fordelingen av forventet utslippsmengde av organiske forbindelser og tungmetaller i produsert vann på Wisting i år 2047 er vist i Tabell 13 og Tabell 14. Generelt er det størst utslipp av organiske stoffer i scenario 0, unntatt fenoler. Dette er grunnet høy konsentrasjon av fenol (C0-C3) i 20 mg/L OiV (Tabell 14). Laveste utslipp av organiske (Tabell 15) og uorganiske (Tabell 16) komponenter er forventet i scenario 1. Utslippene er også sammenlignet med de totale utslipp på Norsk kontinentalsokkel i 2019 (Norsk olje og gass 2020).

Tabell 15 Utslipp av organiske stoffer i produsert vann fra Wisting for scenario 0, 1 og 2 i 2047 (beregnet fra Ditlevsen 2021), forutsatt en densitet av produsert vann på 1 tonn/m³, sammenliknet med utslipp for alle felt på norsk sokkel i 2019 (kilde: Norsk olje og gass, 2016).

Parameter	Produsert vann	Dispergert olje i produsert vann	BTEX	PAH	Fenoler
Beregnet utslipp for 2047	Millioner Sm ³	Tonn	Tonn	Tonn	Tonn
Scenario 0 (100% utslipp, 10 mg/L OiV)	8,3	83	38	9,7	3,1
Scenario 1 (95% injeksjon, 10 mg/L OiV)	0,4	4,1	1,9	0,5	0,2
Scenario 2 (90% injeksjon, 20 mg/L OiV)	0,8	17	11	1,0	5,0
Totale utslipp på norsk sokkel i 2019	125	1572			

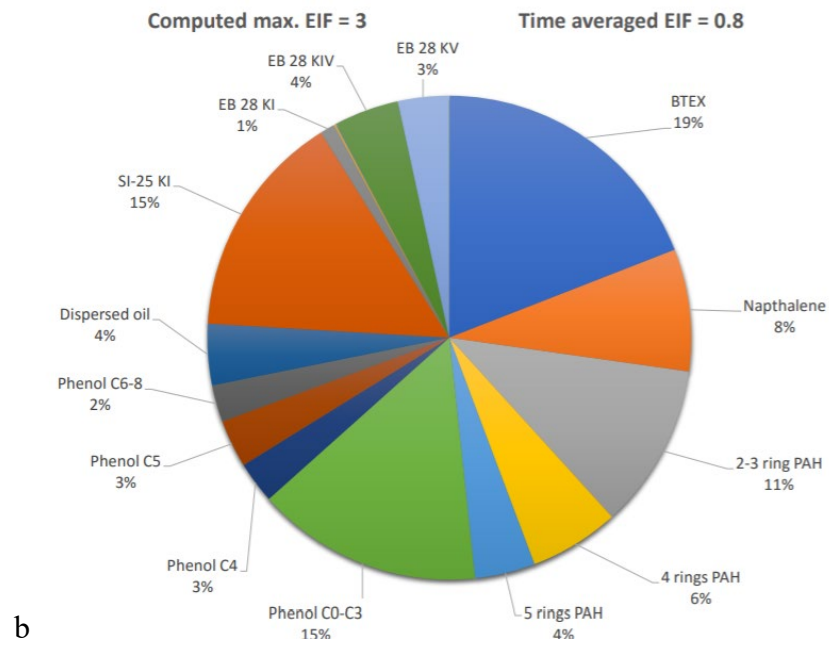
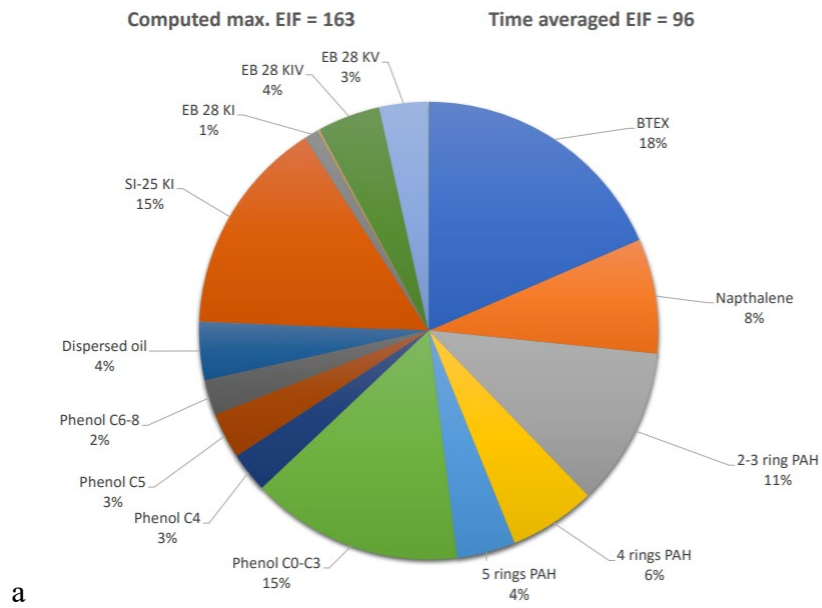
Tabell 16 Årlig middelvei av utslipp av metaller i produsert vann fra Wisting scenario 0, 1 og 2 i 2047 (beregnet fra Ditlevsen 2021).

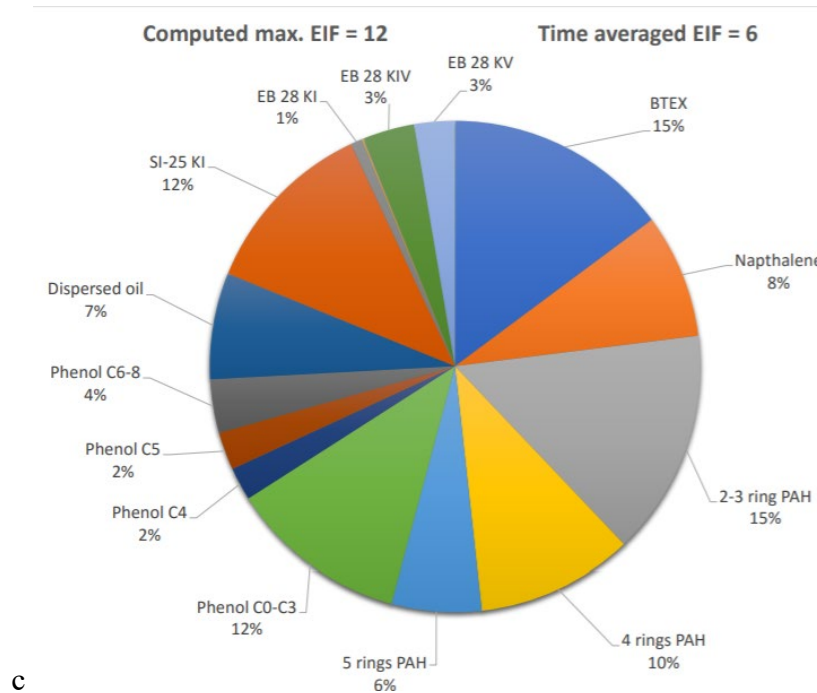
Metall	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Beregnet utslipp for 2047	Kg							
Scenario 0 (100% utslipp, 10 mg/L OiV)	0,72	0,12	0,06	0,91	1,60	0,21	1,70	22,0
Scenario 1 (95% injeksjon, 10 mg/L OiV)	0,04	0,01	<0,01	0,05	0,08	0,01	0,09	1,10
Scenario 2 (90% injeksjon, 20 mg/L OiV)	0,06	0,07	0,01	0,83	0,36	<0,01	0,63	3,00

7.5.6 Resultater av EIF-simuleringer

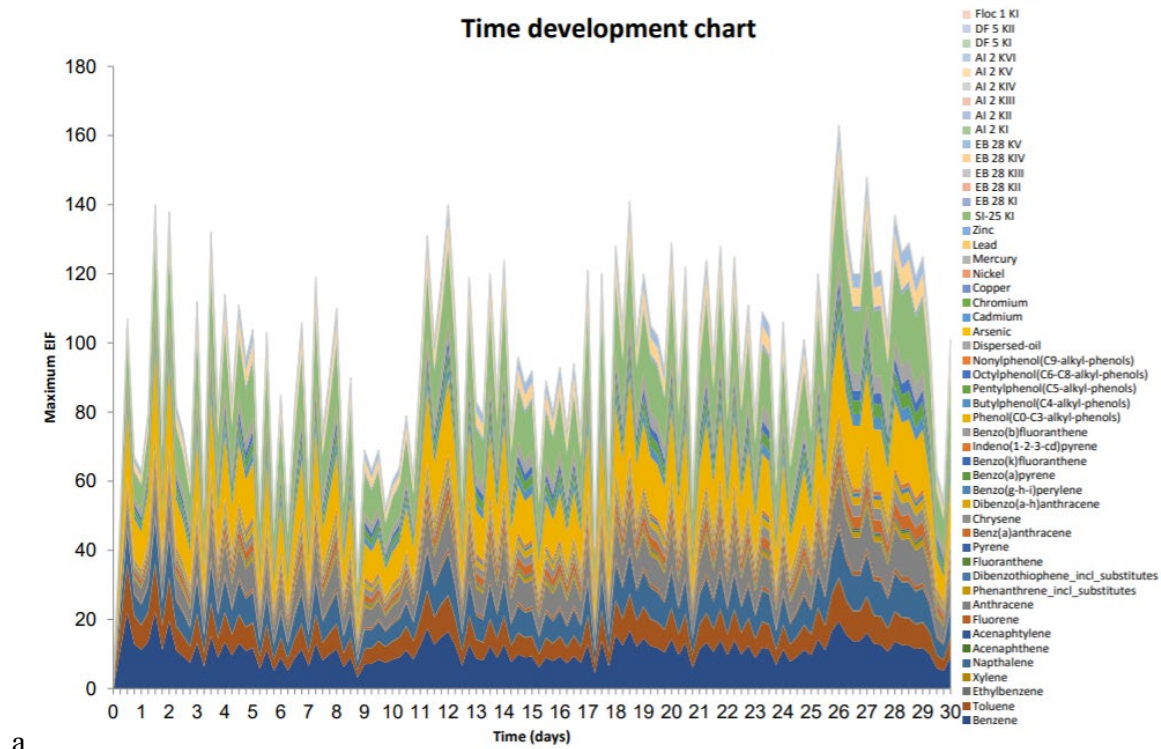
I vurdering av miljøeffekter for utslipp av produsert vann fra Wisting er det valgt å fokusere på perioden med høyest utslipp, dvs. 2040-2058 (Figur 30). SINTEF har gjort simuleringer som representerer perioden 2028-2058 og av disse fremgår at miljørisikoen er høyest i årene etter 2040 (Ditlevsen 2021). I årene etter 2040 er simuleringer gjort for like år for de tre utslippsscenarioer. For scenario 0 og 2 er simuleringer gjort for 2043, og for scenario 1 er det gjort for 2041. Begge årene representerer årlig utslipp 2041-2058, der de maksimale variasjonene på mengde utslipp er 2%. I det følgende representeres resultater for år 2041 (scenario 1) og 2043 (scenario 0 og 2).

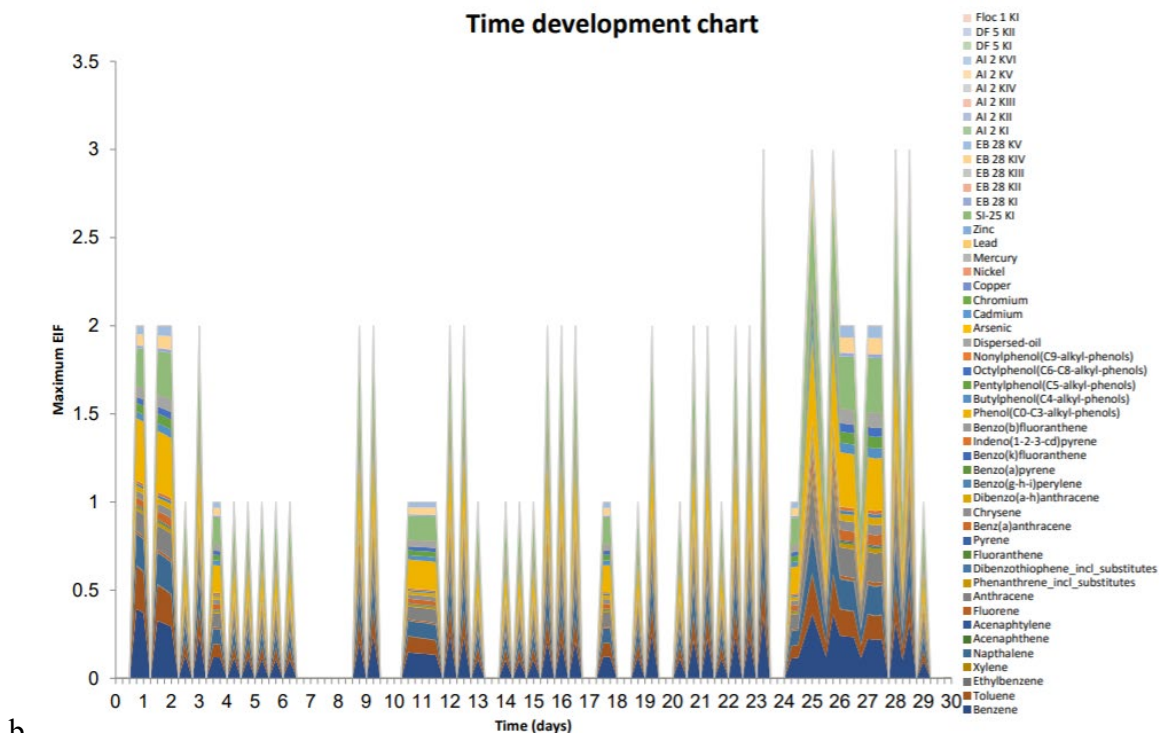
Figur 31 viser den maksimale og gjennomsnittlige EIF for hvert scenario og hvor mye de enkelte stoffer bidra til EIF-verdien. For alle scenarioer gjelder at mer enn 75% av miljørisiko stammer fra dispergert olje og komponenter herfra (BTEX, PAH, fenoler). Det høyeste nivået av EIF ble registrert i scenario 0 og den laveste i scenario 1. Figur 32 viser utvikling i EIF for en 30-dagers periode, og her sees at scenario 0 og 2 har EIF som konstant er over 1, mens for scenario 1 er EIF under 1 i mer enn halvparten av dagene.



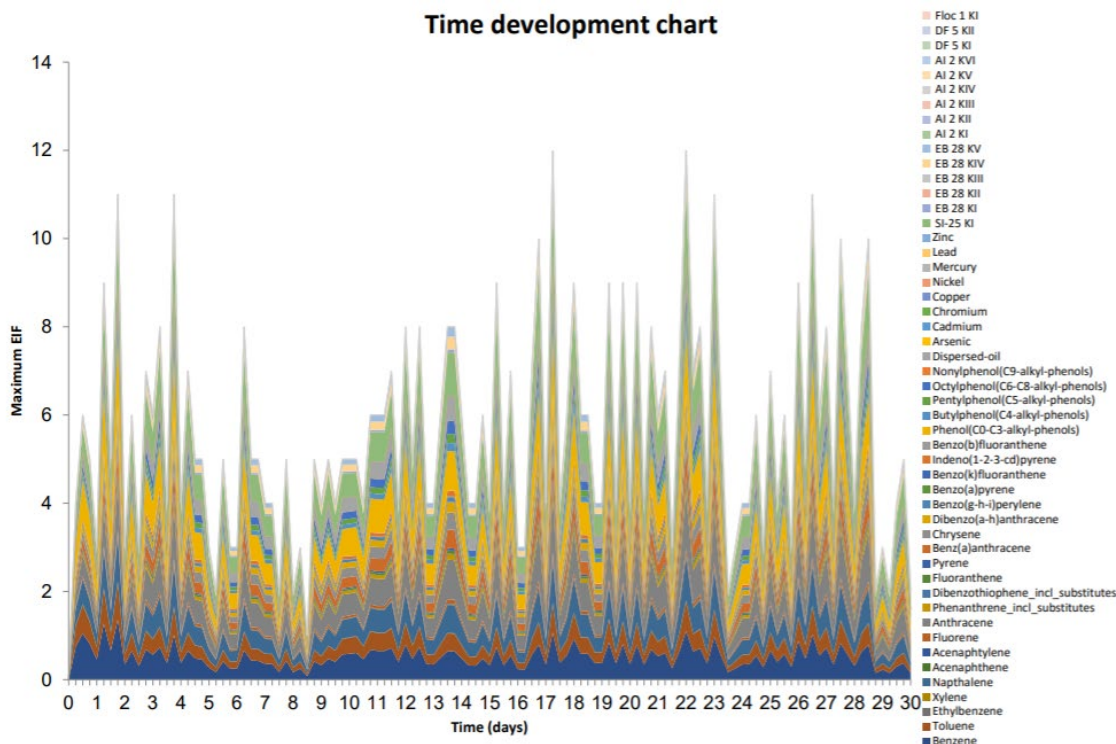


Figur 31 Bidrag av stoffer i produsert vann til miljørisiko (EIF) for a) utslippsscenario 0 (år 2043), b) utslippsscenario 1 (år 2041) og c) utslippsscenario 2 (år 2043). Maksimalt og gjennomsnittlig nivå av EIF er angitt i figurene. EB28 KV, EB28 KIV, EB28 KI og SI-25 KI er kjemikalier tilsatt til produksjonsvann, de øvrige stoffer er relatert til dispergert olje i formasjonsvann. Figurene er tatt fra rapport av SINTEF modelleringer (Ditlevsen 2021).





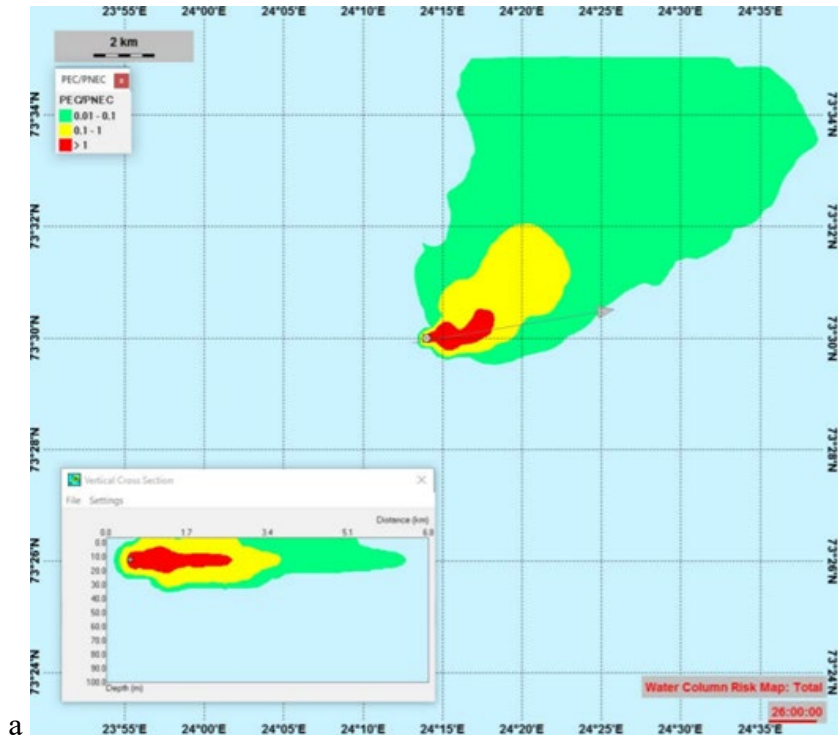
b



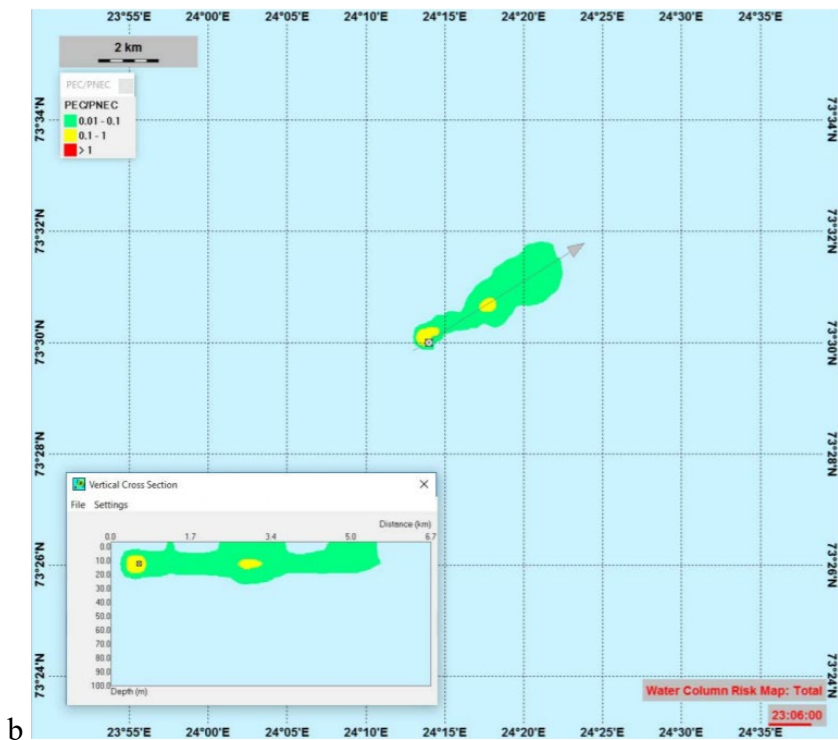
c

Figur 32 Utvikling i EIF over en 30-dagers periode for a) utslippsscenario 0 (år 2043), b) utslippsscenario 1 (år 2041) og c) utslippsscenario 2 (år 2043). Figurene er tatt fra rapport av SINTEF modelleringer (Ditlevsen 2021).

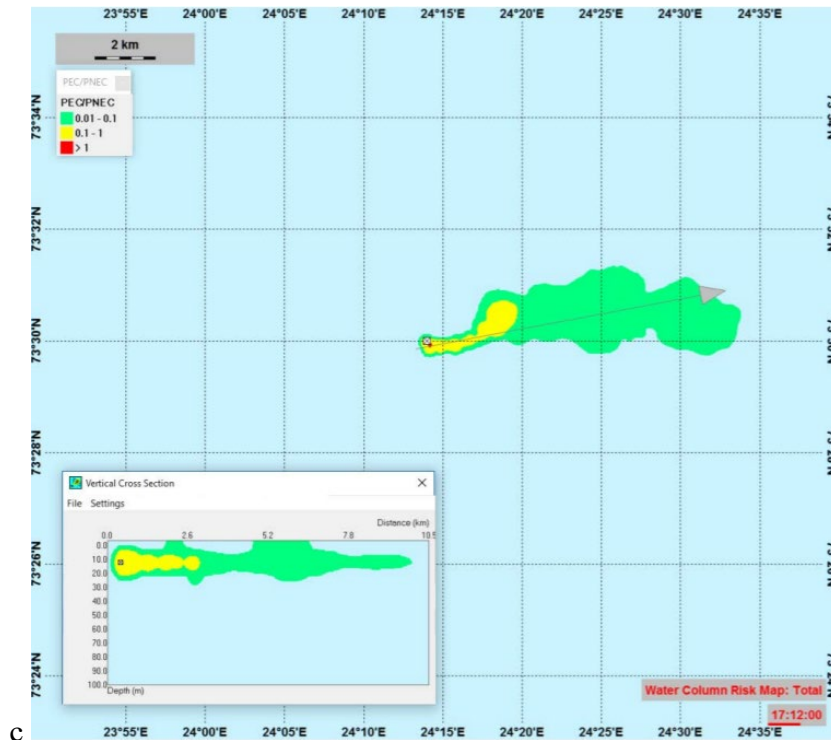
Figur 33 viser romlig utbredelse av miljorisiko ved utslipp for 0, 1 og 2 for maksimal EIF i år 2042, 2041 og 2043, henholdsvis.



a



b



Figur 33 Øyeblikksbilde fra DREAM-modellen som viser spredning av produsert vann for utslippsscenario for a) utslippsscenario 0 (år 2043), b) utslippsscenario 1 (år 2041) og c) utslippsscenario 2 (år 2043). I røde områder er PEC/PNEC > 1, i gule områder er PEC/PNEC 0,1-1 og i grønne områder er PEC/PNEC 0,01-0,1. Figurene er tatt fra rapport av SINTEF EIF-beregninger (Ditlevsen 2021).

EIF-beregninger fra SINTEF (Ditlevsen 2021) viser at mengden av produsert vann som slippes til sjø er avgjørende for hvilken miljørisiko utslippet gir. Videre har konsentrasjonen av olje i vann betydning for fordelingen av de ulike komponenter med at de mer oljeløselige øker når olje i vannkonsentrasjonen går opp. For eksempel øker fenoler kraftig (Tabell 14 og Tabell 15) samtidig som bidraget fra polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) øker fra 21% til 31% ved en økning i OiV-konsentrasjonen fra 10 til 20 mg/L. Naturlige komponenter bidrar mest (75-80%), mens tilsatte kjemikalier (avleiringshemmere) bidrar moderat (15%) til miljørisiko.

Miljørisikoen for alle tre scenarier har en begrenset utbredelse både horisontalt og vertikalt. Utbredelse av gul og rød miljørisiko er selv for alternativ 0 på maksimal 8 km fra utslippspunktet og ned til 35 m dybde.

7.5.7 Vurdering av miljøeffekter av utslipp av produsert vann på Wistingfeltet

Vurderingene av miljøeffekter baseres på EIF-beregningene. Alle organismer som måtte bevege seg inn i området med rød/gul utbredelse vil utsette seg for en mulig påvirkning. Vurderingene under er subjektiv og omfatter alle organismer som planteplankton, dyreplankton, fiskelarver/egg, andre pelagiske larver/egg, fisk, sjøfugl og sjøpattedyr. Videre er ikke bunndyr tatt med i vurderingen siden EIF-beregningen viser en påvirkning maks ned mot 35 m dybde.

Vurdering av scenario 0: 100% utslipp, 10 mg/L OiV

Etter Tabell 8 vurderes virkningene av utslippsscenario 0 av produsert vann fra Wistingfeltet som langvarig (3), regional (3) og betydelig (3). Poengsum blir 9. Etter Tabell 9 klassifiseres konsekvensen som middels.

Vurdering av scenario 1: 95% injeksjon, 10 mg/L OiV

Etter Tabell 8 vurderes virkningene av utslippsscenario 1 av produsert vann fra Wistingfeltet som langvarig (3), lokal (2) og moderat (2). Poengsum blir 7. Etter Tabell 9 klassifiseres konsekvensen som liten.

Vurdering av scenario 2: 90% injeksjon, 20 mg/L OiV

Etter Tabell 8 vurderes virkningene av utslippsscenario 2 av produsert vann fra Wistingfeltet som langvarig (3), lokal (2) og moderat (2). Poengsum blir 7. Etter Tabell 9 klassifiseres konsekvensen som liten.

7.6 DREAM-MER

EIF-vurderinger har blitt gjennomført for mange petroleumfelt de siste 20 år. Miljødirektoratet påpeker imidlertid at det fremdeles er usikkerhet knyttet til mulige effekter av produsert vann, og at usikkerheten er ekstra stor i Barentshavet og Arktis for øvrig. På bakgrunn av dette er det igangsatt et arbeid som skal forbedre og utvikle forskningsbaserte modellverktøy som olje- og gassindustrien kan benytte for å håndtere miljøpåvirkninger og risiko ved utslipp av produsert vann (Dream-Mer prosjektet). Prosjektet pågår fremdeles, men fase II planlegges ferdigstilt i 2021. Prosjektet ledes av SINTEF og har som mål og:

1. Forbedre grunnlaget for transport-skjebne-fysikk i DREAM for å forbedre EIF
2. Utvikle et verktøy for vurdering av miljøpåvirkning og risiko (EIRA) basert på biopartikler, toksikokinetikk/dynamikk (TKTD)-modeller og simuleringer for sann risikokvantifisering
3. Demonstrere det nye systemet med regionale casestudier for utslipp av produsert vann på norsk kontinentalsokkel.

Systemet bygger altså på den eksisterende DREAM-modellen, med EIF-tilnærmingen, men er utvidet til å omfatte konsekvens- og risikovurdering via dynamiske opptaks-, effekt- og risikomodeller. Det foreslåtte EIRA-verktøyet er et skritt mot å bygge et mekanistisk og økosystemorientert miljørisikovurderingsrammeverk for fremtiden. I tillegg til det biologisk orienterte grunnlaget for konsekvens- og risikovurdering vil det gi mulighet for å koble modellprediksjoner til overvåking.

I EIF-metodikken sammenlignes predikerte konsentrasjoner i miljøet med PNEC-verdier. I Dream-Mer beregnes interne konsentrasjoner i utvalgte organismer (foreløpig kun gjennomført for tidlige livsstadier av torsk og hyse). Interne konsentrasjoner er mer relevante for å forutsi effekter og miljørisiko (Meador m.fl. 2008; Ashauer og Escher, 2010; Jager m.fl. 2011).

Verktøyet har blitt testet ut på en case i Nordsjøen (Nepstad m.fl. 2021) og på Johan Castberg (upubliserte resultater), hvor spredning og opptak av 26 ulike PAH-forbindelser ble modellert. I Nordsjøen, hvor det pågår flere kontinuerlige utslipp av produsert vann, viste resultatene fra modellberegningene de høyeste interne PAH-konsentrasjonene i tidlige livsstadier av torsk (egg, larver) var 1,2 nmol/g (198 ng/g), med 95-percentiler generelt under 0,15 nmol/g (27 ng/g). Disse nivåene er lavere enn de som forventes å forårsake kroniske effekter. Publiserte terskelverdier for akutt narkose er i området 2–8 $\mu\text{mol/g}$ (våtvekt) (Meador m.fl. 2011), som er tre størrelsesordener over de høyeste nivåene beregnet i simuleringene fra Nordsjøen. Sub-letale effekter er vanskeligere å forutsi, men Nepstad m.fl. (2021) benyttet et akutt-til-kronisk forhold (ACR) på 1000 (Ahlers m.fl. 2006), og rapporterte basert på dette med nivå under terskel for effekt.

Det er ikke gjennomført Dream-Mer simuleringer for Wisting, men ettersom det meste av produsert vann skal reinjiseres på dette feltet er det grunn til å anta at en simulering vil ende med lavere konsentrasjoner enn de som ble predikert i Nordsjøen. EIF-beregninger er gjennomført for tre ulike scenarier, som innebærer ulike utslipp til sjø, og det er disse som er lagt til grunn for risikovurderingene i denne rapporten.

7.7 Vanninjeksjon og sulfatfjerning

7.7.1 Avleiringshemmer og natrium bisulfitt

Utslipp av grønne kjemikalier (avleiringshemmer og natrium bisulfitt) benyttet i PCO forventes ikke å ha negative effekter på marint miljø.

7.7.2 DBNPA

DBNPA har en høy akvatisk toksisitet. LC50-verdier for ulike typer organismer varierer fra 0,10 mg/L for grønnalger til 13,9 mg/L for Fiddler krabbe (*Uca pugilator*). Videre er LC50 for Mysid reker (*Americamysis bahia*) 0,72 mg/L og for fisk varierer LC50 verdiene fra 2,3 for regnbueørret (*Salmo gairdneri*) til 3,4 mg/L for storhodet ørekyte (*Pimephales promelas*) (se Klaine m.fl. 1996 for oppsummering). Det foreligger ikke toksisitetsdata for arktiske arter, men studier av to andre biocider, 3,5-dichlorophenol på raudåte (Nortug m.fl. 2007) og glutaraldehyde på polartorsk (*Boreogadus saida*) (Honkanen m.fl. 2008), viste at denne arten hadde responser som tilsvarte de hos standard testarter som *Acartia tonsa* og piggvar (*Psetta maxima*). Videre viser en oppsummeringsartikkel at arter fra Barentshavet ikke er mer sensitiv til oljekomponenter enn tilsvarende arter fra tempererte strøk (Olsen m.fl. 2011).

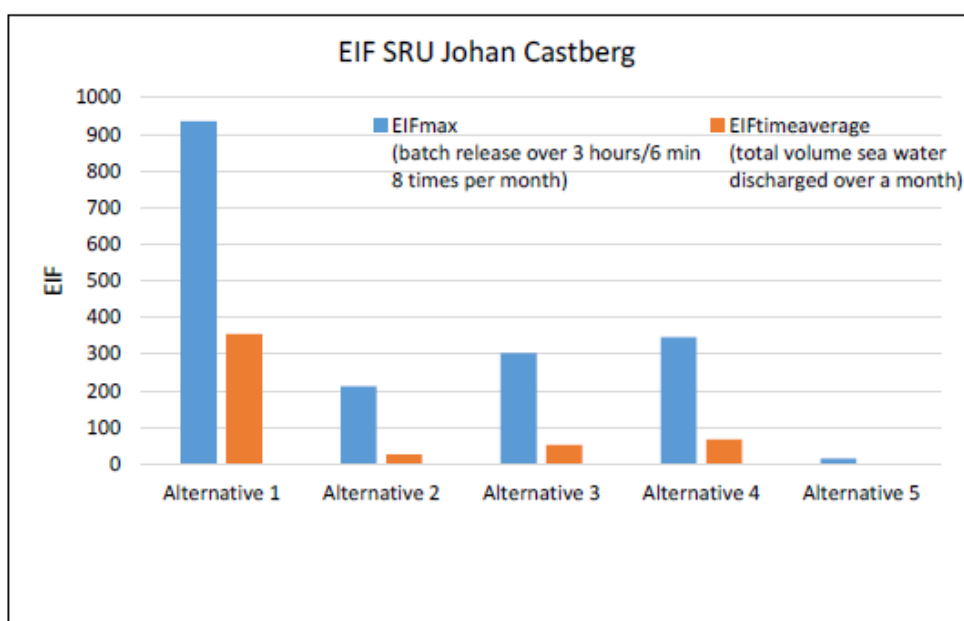
DBNPA er vannløselig og har en kort halveringstid (~ 2 t, se kap. 2.5.1), men noe av nedbrytningsproduktene har lengre halvveringstid (anslagsvis flere hundre dager). Konsentrasjonen av DBNPA vil raskt fortynnes når biocidet slippes ut i sjøen. Det er ikke gjennomført EIF-beregninger for utslipp av DNBPA fra Wisting, men slike beregninger ble utført for Johan Castberg. Ettersom SRU på Wisting trolig vil være mer eller mindre likt det på Johan Castberg vil simuleringene fra sistnevnte felt kunne gi en indikasjon på spredning og miljøkonsentrasjoner ved Wisting. På grunn av ulike strømforhold, meteorologiske forhold mm. vil det åpenbart være forskjeller, så resultat fra Johan Castberg vil kun kunne si noe om størrelsesordener.

For Johan Castberg ble 5 ulike scenarier modellert:

- Alternativ 1: Online behandling - SRU full kapasitet;
- Alternative 2: Online behandling – Gjennomsnittlig kapasitet fra 2032-2052 P50 JC, 95% reinjeksjon av produsert vann

- Alternative 3: Online behandling - Gjennomsnittlig kapasitet fra 2032-2052 P50 JC+P50 reell opsjon, 95% reinjeksjon av produsert vann
- Alternative 4: Online behandling - Gjennomsnittlig kapasitet fra 2032-2052 P50 JC, 80% reinjeksjon av produsert vann;
- Alternative 5: Offline behandling

Bruken av DBNPA var satt til to ganger per uke med tre timers varighet hver gang. Maksimalt område hvor konsentrasjonen kan være høy nok til at det medfører uakseptabel miljøpåvirkning ($PEC/PNEC > 1$) er ut til 3,2 km ved online behandling og full utnyttelse av sulfatreanseanlegget. Maks EIF ved dette scenariet var beregnet til 936 (vannvolum med $PEC > PNEC$ tilsvarer $100m \cdot 100m \cdot 10m \cdot 936 = 93\,600\,000\,m^3$). For alternativ 2, 3 og 4 var beregnet maks EIF fra 212 (alternativ 2) – 346 (alternativ 4). For offline behandling (alternativ 5) var maks EIF betydelig lavere (14).



Figur 34. Maks EIF ved batch-utslipp ($2 \times 3\,t$ per uke) og tidsintegrert EIF (utslipp fordelt over total mengde sjøvann sluppet ut over en måned) for utslipp av DNBPA fra Johan Castberg (fra Ditlefsen 2017). De 5 alternativene er beskrevet i tekst over figuren

På grunn av konsentrasjonene i utslippsvann er det grunn til å anta at DBNPA vil ha en påvirkning på plankton og dyr i overflatevannet i området rundt utslippet. Ved pulsutslipp vil influensområdet etter hvert utslipp være begrenset på grunn av rask fortykning til ikke-giftige konsentrasjoner. Likevel viser Figur 34 at effekter kan forventes i betydelige vannvolum ved online behandling. Kroniske effekter, kombinasjonseffekter og effekter av nedbrytningsproduktene kan forekomme i et enda større område enn det som er angitt via EIF-beregningene. Dersom online behandling velges, blir det et betydelig tidsvindu med konsentrasjoner som kan gi negative effekter på marint liv.

Mulige effekter på plankton

Det er i hovedsak plankton og dyr i de øverste meterne av vannsøylen som vil bli påvirket av DBNPA siden utslippet gjøres i den øvre del av vannsøylen. Vannet vil ha en høyere temperatur, men tilsvarende salinitet som de omkringliggende vannmassene, noe som gjør at det vil stige mot vannoverflaten. Planteplankton befinner seg hovedsakelig i de øvre vannmassene. Dyreplankton, som raudåte og krill, vertikalvandrer gjennom døgnet og vil i

perioder bli eksponert for de operasjonelle utslippene. Ved online behandling vil effekter antakelig kunne ses på planteplankton (laveste LC50-verdier) og dyreplankton innenfor 3-4 km fra utslippet tidlig i driftsfasen når hele SRU kapasiteten utnyttes og rundt 1 km fra utslippet i driftsfasen når produksjonen av sulfatrenset sjøvann har stabilisert seg. Størst konsekvens av den giftige effekten ventes i periodene av året hvor det er mye plankton i vannmassene, dvs. om våren og sommeren. Plankton finnes imidlertid i så store mengder i de åpne vannmasser at det vurderes som usannsynlig at pulsutslipp fører til effekter på bestandsnivå. Ved offline behandling blir influensområdet kraftig redusert (illustrert ved lavere EIF i Figur 34) og effektene mindre.

Mulige effekter på bunnfauna

Ettersom DBNPA har en relativt høy vannløselighet ($\log K_{ow} = 0,8$) vil det ikke binde seg til partikler i vannsøylen. Stoffet forblir løst i vannet og vil dermed i svært liten grad påvirke bunnfauna.

Mulige effekter på fisk

Larver av fisk som befinner seg i de øvre deler av vannsøylen om våren/tidlig sommer vil kunne påvirkes av utslipp av DBNPA eller dets nedbrytningsstoffer, siden de flyter passivt med havstrømmene. Antall fiskelarver som blir berørt ved hvert utslipp vil variere gjennom året og sannsynligvis også mellom år. Wisting er ikke registret som et område som er spesielt viktig for tidlige livsstadier av fisk, men på grunn av lokale variasjoner kan det ikke utelukkes at utslipp av DBNPA i enkelte situasjoner kan føre til effekter for tidlige livsstadier av fisk.

Voksen fisk, som oppholder seg i området vil være i bevegelse og mange vil ikke oppholde seg lenge nok i det påvirkede området til at målbare effekter oppstår. Ettersom produksjonen skal foregå ved bruk av en FPSO vil det ikke oppstå utfordringer knyttet til ansamlinger rundt installasjoner (kunstig rev effekt).

Mulige effekter på marine pattedyr

Ettersom DBNPA ikke bioakkumulerer er det lite trolig at marine pattedyr vil ta skade av dette stoffet, med mindre de befinner seg i umiddelbar nærhet av utslippet. I motsetning til fisk har både sel og hval tykk hud og puster luft og er derfor i mye mindre grad følsomme for utslippet. Det kan ikke utelukkes at irritasjoner på øyne og skinn kan oppstå hos et fåtall individer.

7.7.3 Natriumhypokloritt

Natriumhypokloritt anses generelt å være meget giftig for vannlevende organismer, og ECHA angir en PNEC for vannlevende organismer på 42 ng/L. Utover giftigheten er det det oksiderende potensiale til stoffet som kan føre til effekter på miljøet etter utslipp. Når stoffet tilsettes sjøvann vil aktivt klor raskt oksidere bromid som er naturlig til stede, og det dannes da hypobromsyre og hypobromid. Disse forbindelsene vil foreligge i likevekt tilsvarende de klorerte analogene og reagere videre med organisk materiale gjennom substitusjons- og oksidasjonsreaksjoner av funksjonelle grupper som karboksyl, alkohol, fenol og methoksy. Når oksidasjonen ikke er total, kan det dannes en rekke organohalogenerte biprodukter. I sjøvann vil hypobromsyre være den sterkeste oksiderende forbindelsen, noe som vil bidra til dannelse av bromerte biprodukter. Halogenerte nedbrytningsprodukter, som f.eks. bromoform, dibromeddiksyre (DBAA), bromacetonil og bromofenoler (Fabbricino og Korshin, 2005; Bowmer og Linders, 2010; Shi m.fl. 2013), kan være ha carcinogene og mutagene egenskaper og dermed være skadelige for vannlevende organismer (Richardson m.fl. 2007). Noen av forbindelsene kan også være persistent i marint miljø og bioakkumulere (Gregg m.fl. 2009).

IMO (International Maritime Organization) sin arbeidsgruppe av eksperter for beskyttelse av miljøet (IMO, 2009) foreslo en liste av 18 potensielle biprodukter som burde testes etter behandling av ballastvann med natriumhypokloritt. Etter testing av fem ulike kloreringssystemer for ballastvann fant Norsk Institutt for Vannforskning at 22 av omkring 100 potensielle biprodukter var målbare ved utslipp av ballastvannet (Delacroix m.fl. 2013). Av disse 22 biproduktene ble fire vurdert til å kunne utgjøre en risiko for miljøet lokalt ved utslippspunktet, men forfatterne kunne ikke vurdere giftigheten til disse fire biproduktene på grunn av manglende toksisitetsdata. De fant imidlertid ingen effekter på eksponerte alger, krepsdyr eller fisk i egne eksperimenter; hverken for de individuelle stoffene eller for blandingen. Dette samsvarer med vurderingene for effekter fra biprodukter fra natriumhypokloritt bruk i kjølevannsanlegget på Melkøya (Statoil, 2017c). Statoil (2017c) vurderte biproduktene bromoform, dibromo-aceto-nitrile (DBAN) og dibromo-acetic acid (DBAA) for giftighet i form av EC50, LC50, LOEC (lavest observert konsentrasjonseffekt) og NOEC (ingen observert effektkonsentrasjon) på marine alger, østerslarver, mysider, fisk og fisk embryo og skjell. De at konsentrasjonen av biprodukter målt i kjølevannsutslippet var flere (10 – 50) ganger lavere enn NOEC, noe som betyr at man ikke forventer effekter fra biproduktene.

Mulige effekter på plankton

Utslipp av natriumhypokloritt vil raskt fortynnes i vannmassene og stoffet vil også raskt brytes ned. Skadelige konsentrasjoner av morstoffet kan forekomme nært utslippspunktet. På grunn av fortykning er det lite sannsynlig at plankton vil eksponeres til skadelige konsentrasjoner av nedbrytningsprodukter. Dersom det legges opp til pulsutslipp gjennom feltets levetid vil samlet eksponeringstid likevel være betydelig. Plankton finnes imidlertid i så store mengder i de åpne vannmasser at det vurderes som usannsynlig at pulsutslipp fører til effekter på bestandsnivå.

Mulige effekter på fisk

Fiskelarver i vannmassene vil kunne påvirkes i umiddelbar nærhet til utslippet, men omfanget vil være begrenset på grunn av rask fortykning og nedbrytning. Selv om samlet eksponeringstid over feltets levetid kan være betydelig ved offline behandling er det lite sannsynlig at effekter vil kunne måles på bestandsnivå. Den naturlige dødelighet for egg og larver er høy og økt dødelighet som følge av utslipp ved Wisting vil trolig ha minimal effekt på den voksne bestanden.

Mulige effekter på marine pattedyr

Det er lite sannsynlig at marine pattedyr vil påvirkes av natriumhypokloritt. I motsetning til fisk har både sel og hval tykk hud og puster luft og er derfor i mye mindre grad følsomme for utslippet.

7.7.4 Svovelsyre

Som navnet indikerer har svovelsyre lav pH, noe som kan føre til skader på akvatiske organismer. Syren er imidlertid vannløselig og sjøvann har en stor bufferkapasitet. Området hvor pH senkes merkbart etter utslipp vil derfor være lite. Plankton og fisk som befinner seg nært utslippspunktet vil imidlertid kunne utsettes for etsing. 48 t EC50 for vannlevende virvelløse dyr er ifølge datablad > 100 mg/L. Eventuelle skader forventes derfor kun nært utslippspunktet (lokalt).

7.7.5 Totalvurdering og mulige avbøtende tiltak

Online anlegg:

Det er DNBPA og natriumhypokloritt som i hovedsak kan påvirke de marine ressursene på og rundt feltet. Begge stoffene vil forekomme i konsentrasjoner som er giftige for plankton og fisk i et betydelig område rundt utslippet. DNBPA vil brytes ned, men noen av nedbrytningsproduktene har relativt lang halveringstid og de kan være skadelige for marine organismer. Ettersom utslippet vil pågå med jevne mellomrom over feltets levetid vurderes påvirkningen å være langvarig. På grunn av høyest produksjon vil vår/sommer være den perioden hvor flest/mest biologiske ressurser (planteplankton, dyreplankton, fiskeegg og larver) kan påvirkes.

Det finnes ingen alternativer til bruken av DNBPA. Equinor jobber imidlertid for å finne erstatningsstoff og produsent av SRU utfordres til å utarbeide løsninger som reduserer utslipp.

Etter Tabell 8 vurderes virkningene av utslipp av kjemikalier fra SRU på Wistingfeltet på marine organismer for alle alternativene som langvarig (3), regional (3) og moderat (2). Poengsum blir 8. Etter Tabell 9 klassifiseres konsekvensen som middels.

Offline anlegg:

Offline behandling av filtrene med DNBPA er den metoden som har det laveste forbruket og det laveste utslippet av DNBPA. Offline behandling muliggjør videre kjemisk nøytralisering av DNBPA med natrium bisulfitt (NaHSO_3) i et lukket system før utslipp (Figur 35). Dette vil gi den laveste miljøbelastningen med dagen teknologi, men vil gi et tilleggsforbruk av natrium bisulfitt (grønt kjemikalie) på 0,15 tonn per år.



Figur 35. Reaksjonsligning for DNBPA og natrium bisulfitt (NaHSO_3 , grønt kjemikalie).

Ved nøytralisering fjernes det aktive bromionet og løsningen forandres til en ikke-giftig løsning. DNBPA har en giftighet for alger på 0,2 mg/L. I forsøk med sulfittbehandlet biocid ble det ikke registrert giftighetseffekter ved eksponering av alger til 0,1-15 mg/L. Offline behandling koblet med nøytralisering vil føre til at påvirkning på marine organismer på Wisting blir betydelig redusert.

Etter Tabell 8 vurderes virkningene av utslipp av kjemikalier fra SRU ved Wistingfeltet på marine organismer med offline anlegg for alle alternativene som langvarig (3), nærområdet (1) og moderat (2). Poengsum blir 6. Etter Tabell 9 klassifiseres konsekvensen som liten.

7.8 Utslipp av kjølevann

Siden det oppvarmede kjølevannet har samme saltholdighet som omliggende vann vil det stige mot havoverflaten inntil blandingen av kjølevann og sjøvann når tettheten til omliggende sjøvann. Plumen vil stige forbi dette nivået for så falle tilbake til dybden hvor tettheten av fortynnet kjølevann og sjøvann er den samme. Plumen av kjølevann vil følge strømretningen og holde seg under overflaten, men samtidig høyere enn utslippspunktet. Modellering gjennomført for Johan Castberg-feltet viser at temperaturen på kjølevannsplumen vil være

forhøyet med 0,20 – 0,42 °C 200 meter unna utslippspunktet. Hvis utslippet på Wisting blir mindre vil også området med forhøyet temperatur være mindre. Den største forskjellen i temperatur på kjølevannsplumen og temperaturen på sjøvannet oppstår på vinteren når temperaturen på sjøvannet er lavest (Statoil, 2016).

Kjølevannet vil inneholde natriumhypokloritt som blir tilsatt i systemet for å hindre bakterievekst. Se kap. 2.5.1 for omtale av natriumhypokloritt og kap. 7.6.3 for vurdering av potensielle effekter av utslipp av dette til sjø.

Mulige effekter på plankton

Plankton vil påvirkes i umiddelbar nærhet til utslippet, men på grunn av et lite område med forhøyde temperaturer vurderes påvirkningen som liten. Effekter på bestandsnivå vil være neglisjerbare.

Mulige effekter på fisk

Fiskelarver i vannmassene vil påvirkes i umiddelbar nærhet til utslippet, men også for fisk vil omfanget være begrenset. Effekter vil med stor sannsynlighet ikke kunne måles på bestandsnivå.

Marine pattedyr

Dersom det skulle vært noen effekter av oppvarmet kjølevann på marine pattedyr måtte disse ha oppholdt seg i selve utslippet, noe som er usannsynlig. Problemstillingen vurderes derfor som ikke relevant.

7.8.1 Totalvurdering - utslipp av kjølevann

Etter Tabell 8 vurderes virkningene av utslipp av Metoder som benyttes til innsamling, analyse og tolkning av data til miljøovervåking utvikles og forbedres kontinuerlig. Det er viktig at nye metoder kan dekke store havområder på en kostnadseffektiv måte, og samtidig innsamle presise og pålitelige data og begroingskjemikalier fra Wistingfeltet som kortvarig (2), lokal (2) og moderat (2). Poengsum blir 6. Etter Tabell 9 klassifiseres konsekvensen som liten.

7.9 Utslipp av ballastvann

Marine dyr flytter seg naturlig med havstrømmer, som blindpassasjerer på andre marine arter (f.eks. fisk, skilpadder eller fugl), eller de kan komme drivende som påvekst på marint søppel. Dette er forflytningsveier som innebærer lang tid på reise og gjerne gjennom svært forskjellige miljøer, og muligheten for å overleve er liten. Arter som blir tatt inn med ballastvann eller som begroing på skip vil forflytte seg betydelig raskere enn arter som naturlig flytter seg med havstrømmene. En ballasttank kan også representere et mer stabilt miljø å forflytte seg i, og det er mulig at dette kan øke overlevelsen og muliggjør etablering på et nytt sted.

Arter vil forflytte seg og kolonisere nye områder naturlig, men når de gjør det for egen maskin skjer dette i et mye saktere tempo enn når de får "hjelp" av mennesker. Sakte betyr at annet liv i et nytt område stort sett får noe tid til å tilpasse seg den nye arten.

Dersom en fremmed art skulle klare å etablere seg vil virkningen på alle typer naturressurser i etableringsområdet, klassifiseres som permanent (4), regional (3) og kraftig (4). Samlet poengsum 11. Konsekvensen vurderes som stor. Det påpekes likevel at risikoen for introduksjon av fremmede arter via ballastvann eller påvekst på skip til Wisting er liten.

7.10 Utslipp til luft

NILU (Tønnesen og Berglen 2021) har vurdert virkningene av utslipp til luft. Utslippstall og metoder er gitt i referansen. Det konkluderes med:

Sitat: "Wisting-feltet ligger så langt nord at det vil være innenfor arktisk luft hele året (innenfor polarkappen). Dvs. at utslippene fra feltet vil regnes som arktiske utslipp. Samtidig vil luftstrømmer fra Norden/Øst-Europa som går nordvestover inn i Arktis på grunn av det nevnte blocking-fenomenet typisk passere over Finnmark og bringe utslipp fra Wisting videre nordover " Sitat slutt.

Videre gjør forfatterne følgende vurderinger:

Vurdering av klimagassene CO₂, CH₄, N₂O og NMVOC viser at det er CO₂ som har det største utslippet og som er viktigst når det gjelder økning i strålingspådriv/global oppvarming. Gjennomsnittsutslippet fra Wisting vil være 20 000 tonn pr. år med kraftoverføring fra land. Selv om metan (CH₄) er en 28 ganger kraftigere klimagass enn CO₂ så er utslippene av CH₄ lave sammenlignet med CO₂. Dette medfører at klimaeffekten av CO₂ er klart viktigst. Maksimale årlige utslipp av CH₄ er 46 tonn, multiplisert med 28 gir dette en klimaeffekt som er høyst 6% av klimaeffekten fra CO₂-utslippene.

Utslipp av N₂O fra fakling er beregnet til å bli 0,2 tonn første år og 0,1 tonn pr. år de påfølgende årene i driftsfasen. Selv om N₂O er en kraftig klimagass, er utslippene så små at klimaeffekten er liten sett i forhold til utslippene av CO₂. NMVOC som slippes ut vil oksideres til CO₂, men igjen er utslippene av hydrokarboner såpass lave (30,6 tonn) slik at CO₂ er klart viktigst.

For å sammenligne de ulike utslippene av klimagasser regnes ofte utslippene om slik at alle utslippene blir tilsvarende CO₂, vektet etter klimaeffekt. Som resonnert over er utslippene av CO₂ såpass store sammenlignet med de andre klimagassene slik at effekten av CO₂ vil overskygge de andre komponentene. Eneste unntak er utslipp av CH₄ og NMVOC fra «Compressor seal gas» der utslipp av 43 tonn CH₄ og 27 tonn NMVOC pr. år vil tilsvare utslipp av 1211 tonn CO₂, kalt CO₂-ekvivalenter.

Årlig utslipp av NO_x er beregnet å bli maksimalt 32,5 tonn. Dette er lavt sammenlignet med eks. Johan Castberg der maksimale NO_x-utslipp er beregnet til å være maksimalt 1571 tonn pr. år (Berglen m.fl., 2017).

Ang. eutrofiering og forsuring er det avsetning av nitrogen som er bestemmende. I tidligere studier vedr. petroleumsvirksomhet i nord er det beregnet utslipp, spredning og avsetning av nitrogen med WRF-EMEP (Solberg et al., 2012a for Jan Mayen og 2012b for Barentshavet Sør). Disse studiene lå også til grunn for vurderingene i Johan Castberg-prosjektet. Beregningene den gang summerte totale utslipp fra petroleumsvirksomhet i nord til 2 523 tonn pr. år ved Jan Mayen, 2783 tonn pr. år i Barentshavet (offshore punktkilder og skipstrafikk), samt 420 tonn NO_x fra landanlegg i Finnmark, se Solberg m.fl. (2012b).

Wistingfeltet ligger i Barentshavet og de tidligere beregningene kan anvendes og skaleres for Wisting. Studien for Barentshavet Sør viste en beregnet økning i avsetning av nitrogen på 1 mg N/(m² år). NO_x-utslippene fra Wisting er maksimalt rundt 1% av utslippene brukt for Barentshavet sør, 32,5 tonn vs. 2783 tonn. Hvis samme tankegang anvendes for avsetning vil økningen i nitrogenavsetning da være maksimalt 0,01 mg N/(m² år). Dette er lite, mindre enn lokale variasjoner / sesongvariasjoner og vil ikke være mulig å måle. Bidraget fra Wisting til eutrofiering og forsuring forventes derfor å være minimalt.

Tredje miljøeffekt av NO_x-utslipp er dannelse av ozon. Lokalt vil utslipp av NO_x gi nedgang i ozon pga. reaksjon med NO, såkalt titrering (NO + O₃ → NO₂ + O₂). Men nedstrøms av utslippet vil NO_x, hydrokarboner og sollys gi økt dannelse av O₃ (se Vedlegg A i Tønnesen og

Berglen 2021 for detaljer). Beregninger for Barentshavet Sør (Solberg et al, 2012b) der utslippene som nevnt var 2783 tonn pr. år ga økning i 3 mnd. AOT40-verdi (relevant for planter) på 6-10 ppb-timer mens eksisterende nivå er 2000-3500. 6-mnd AOT40-verdi (relevant for skog) økte med maksimalt 10 ppb-timer mens eksisterende nivå er 2000-5300. Videre ble det beregnet N120, dvs. antall dager med 8-timers løpende middelvei av O₃ over 120 µg/m³. Dette er eneste parameter der beregningene gir en viss økning fra petroleumsaktivitet, opp med 1 tilfelle fra dagens 10 tilfeller pr år. Gitt at ozon dannes nedstrøms av utslippspunktet ved reaksjoner mellom hydrokarboner og NO_x med sollys tilstede vil økning i ozon forekomme på regional skala. Ved vind fra nord kan dette skje over land.

Ovenstående resonnement er gyldig hvis petroleumsvirksomhet i Barentshavet sees under ett. NO_x-utslippene fra Wistingprosjektet vil maksimalt utgjøre om lag 1% av samlet, beregnet utslipp. Sett i lys av dette vil bidraget til ozonproduksjon være minimalt og knapt målbar. Samtidig skjer disse utslippene i Arktis der det er spesielt regime med tanke på atmosfærisk transport og kjemi. I denne sammenheng vil ethvert nytt utslipp gi et bidrag til en større helhet, «mange-bekker-små».

Årlig utslipp av SO_x er beregnet å bli maksimalt 1 tonn. Dette er lite, også sammenlignet med tilsvarende utbygginger, eks. 76 tonn for Johan Castberg FPSO. Studien for Barentshavet Sør (Solberg et al., 2011b) brukte utslipp på 93 tonn (offshore kilder + skipstrafikk), samt 4 tonn pr år fra landanlegg i Finnmark i sine beregninger. Dette viste en beregnet økning i avsetning av svovel på 0,5 mg S/(m² år). Utslippene fra Wisting utgjør om lag 1% av utslippene for Barentshavet Sør. Hvis avsetningen skaleres tilsvarende vil beregnet avsetning grunnet utslippene fra Wisting være 0,005 mg S/(m² år). Dette er ubetydelig og ikke målbar. Maksimalt bidrag fra Wisting vil også være mindre enn variasjonen fra år til år, som igjen styres av langtransportert svovel og nedbørmønster.

Vurderingene i denne studien bygger på tidligere studier for Johan Castberg som igjen bygger på beregninger for Jan Mayen og Barentshavet (Solberg et al, 2012a og 2012b).

Basert på disse resultatene er konklusjonen at bidraget til eutrofiering og forsurening i Nord-Norge fra Wisting er ubetydelig, men generelt kan man si at for områder som i dag har overskridelser av tålegrensen for eutrofiering og forsurening, eller ligger på grensen til overskridelse, vil et hvert bidrag til økning av svovel- og nitrogenavsetningen potensielt endre dette bildet. Videre vil bidragene av NO_x, SO₂ og ozon, samt avsetninger av nitrogen og svovel fra den planlagte petroleumsaktiviteten høyst sannsynlig ikke føre til negative effekter på vegetasjon og fauna i de terrestriske influensområdene.

7.11 Generelt om virkninger av støy

De aller fleste marine organismer kan oppfatte lyd, men generelt sett har det blitt satt søkelys på fisk og marine pattedyr når konsekvenser av støy har vært utredet. Dette er fordi disse gruppene aktivt bruker lyd til blant annet kommunikasjon, orientering og matsøk. Bardehvaler og fisk bruker som oftest lavfrekvent lyd under 200 Hz, mens tannhvaler lager lyd over 200 Hz. Fisk og pattedyr som eksponeres for støy kan oppleve både fysiske og psykiske effekter som kan variere fra neglisjerbare til akutte. Graden av effekter påvirkes av en rekke faktorer, som lydnivå, avstand mellom lydkilde og mottaker, følsomheten hos mottaker, samt lydets varighet og eventuelle repetisjoner.

7.11.1 Fisk

All fisk er i stand til å høre lyd, og flere fiskearter har vist seg å bruke lyd aktivt blant annet i kurtise og gytesammenhenger (f.eks. hyse og torsk) (Kvadsheim m.fl. 2017; Kvadsheim m.fl. 2020). Fisk har flere måter å oppfatte lyd på og ulike arter oppfatter lyd forskjellig, men generelt kan man si at fisk er mest følsomme for lavfrekvent lyd under 200 Hz. Det er disse frekvensene som normal utløser unnvikelse og alarmrespons, og det er foreslått at dette er lyd som likner naturlige lyder fisk er redde for. For en utførlig oversikt over fiskens hørsel, se Popper m.fl. (2003), Kvadsheim m.fl. (2017) og Kvadsheim m.fl. (2020).

Seismikkskyting har vist seg å kunne påføre fisk fysiske skader og være dødelig for fiskeegg. Booman m.fl. (1996) studerte effekter av seismikk på 5 ulike fiskearter, og viste at slike skader er størst inntil 1,4 m og begrenset til de umiddelbare 5 meter fra luftkanonene, med noe variasjon i følsomhet mellom artene.

Seismikkskyting kan føre til atferdsendringer hos fisk og mulig forstyrre viktig naturlig adferd som gyting/gytevandring og matsøk. Havforskningsinstituttet fraråder derfor skyting av ordinær 3D seismikk nærmere enn 20 NM unna gyteområder (Kvadsheim m.fl. 2017; Sivle m.fl. 2021).

Sildefisk blir ofte omtalt som "hørselsspesialister" fordi de er følsomme for lydtrykk og kan høre lyd på opp mot 2-3 kHz (Kvadsheim m.fl. 2017, Southall m.fl., 2019; Kvadsheim m.fl. 2020). Slotte m.fl. (2004) studerte effekter av seismikk på sild på gytevandring og fant at det var betydelig mindre sild innenfor området for seismisk undersøkelse enn utenfor. 20 NM unna ble det funnet store mengder sild, noe forfatterne mente kunne bekrefte effekt av seismikk, men de kunne ikke utelukke at sildas forflytning kunne skyldes naturlig adferd.

Fisk er i stand til å høre lyd fra skipstrafikk og flere studier har funnet at fisk utviser adferdsrespons på støy fra skip (Slabbekoorn m.fl. 2010, DeRobertis og Handegard 2012, Ivanova m.fl., 2019 Lancaster m.fl., 2021) som unnvikelse i horisontal eller vertikal retning (Vabø m.fl. 2002, Ona m.fl. 2007). Nyere studier på fiskers respons til skipsstøy viser at fisk sannsynligvis kan venne seg til lyder som er til stede over lengre tid (Nedelec m.fl. 2016). Det er uttrykt bekymring for at kontinuerlig skipsstøy som bakgrunnsstøy kan føre til at fisk må komme nærmere hverandre for å kommunisere, og at de får vanskeligheter med å oppdage mulige predatorer (Slabbekoorn m.fl. 2010).

7.11.2 Marine pattedyr

Mange marine pattedyr bruker og er avhengig av lyd for kommunikasjon mellom individer, for navigasjon og for å finne byttedyr ved hjelp av ekkolokalisering. Lyd ansees å ha en negativ effekt gjennom å forstyrre ekkolokalisering, navigering og kommunikasjon (Jødestøl m.fl. 2021).

I studier fra andre farvann er det vist at grønlandshval (Richardson m.fl. 1986) og nise (Thompson m.fl. 2013) utøver unnvikelsesadferd og endret dykkemønster som respons til seismiske undersøkelser opptil 10 km unna. Disse unnvikelsene varte ikke lenge. Nise var tilbake på stedet bare noen timer etter at seismikken opphørte (Thompson m.fl. 2013). Dunlop m.fl. (2015) fant ikke noen spesifikk endring i adferd hos knølhval på vandring sørover langs kysten av Australia når de ble utsatt for seismikkskyting. Andre atferdsendringer som er observert hos bardehvalene når de utsettes for lyd fra seismikk er endringer i vokal adferd, mulig for å overdøve støyen fra seismikk ved kommunikasjon med annen hval. Slike endringer er observert hos knølhval (Cerchio m.fl. 2014), finnhval (Castellote m.fl. 2012) og grønlandshval (Blackwell m.fl. 2015).

Mulige negative effekter av annen støy som skipsstøy, pøling, grøfting, boring og generelle vibrasjoner på hval er hovedsakelig maskering, dvs. at dyrene rett og slett ikke hører hverandre på grunn av bakgrunnsstøy. Castellote m.fl. (2012) fant at finnhval skiftet frekvens for vokalisering når de ble utsatt for mye skipsstøy, antakelig for å kunne høre hverandre bedre over støyen. En studie som undersøkte effekter av seismikk på knølhval fant at hvalene antakelig forsøkte å unngå selve seismikkskipet, men ikke lyden fra seismikkskytingen (Dunlop m.fl. 2015).

Støy fra en enkelt seismisk luftkanon har et spissttrykk (SPL) på 223-230 dB re 1 μPa 1 m fra kanoen når den avfyres. Kombinert spissttrykk fra flere trykkluftskanoner som fyres av samtidig kan komme opp i 240-260 dB re 1 μPa . Spissttrykket i vannsøylen vil likevel være 230 dB re 1 μPa (Kvadsheim m.fl. 2017, 2019). Ifølge målinger som ble gjort ved ulike avstander fra en seismisk undersøkelse i Chukchihavet i Alaska ble spissttrykk på 190 dB re 1 μPa målt 700 m fra lydkilden langs breidsiden av båten, mens forover fra båten ble tilsvarende spissttrykk målt 500 m fra lydkilden (Turner m.fl. 2006). SPL som ble målt ved undersøkelsen er gjengitt i Tabell 17.

Tabell 17 SPL målt ved ulike distanser fra en seismisk undersøkelse i Chukchihavet i Alaska (Kilde: Turner m.fl. 2006)

SPL	Avstand (m) forover fra seismikkfartøy	Avstand (m) til siden for seismikkfartøy
120 dB rms	50000	65000
130 dB rms	35000	51000
140 dB rms	22000	36500
150 dB rms	9000	22500
160 dB rms	6000	12500
170 dB rms	2550	6000
180 dB rms	1100	1750
190 dB rms	500	700

7.11.3 Sjøfugl

Det har vært lite fokus på sjøfugl i forbindelse med seismiske undersøkelser og annen antropogen støy til havs (Pichegru m.fl. 2017), noe som betyr at kunnskapen om effekter av undervannsstøy til sjøfugl er svært begrenset (Jødestøl m.fl. 2021). Forsiktighetsregler innen reiselivet og reguleringer av naturreservat sier ofte noe om støy i form av begrensninger for flyving og at hekkende fugl ikke skal forstyrres med støy, men dette er til nå ikke regulert i forbindelse med seismisk aktivitet. Et studium over flere år med bruk av GPS-sporing av pingviner viste unngåelse av foretrukne beiteområder under seismiske aktiviteter ved at de søkte bort fra det seismiske fartøyet når dette var i drift (Pichegru m.fl. 2017). Seco Pon m.fl. (2019) gjorde tellinger av 16 sjøfuglarter under 75 seismiske operasjoner i perioden august til november 2012 i åpent hav øst for Tierra del Fuego i det sørvestlige Atlanterhavet. Forfatterne

rapporterte at tettheten av sjøfugl var større i perioder uten seismisk aktivitet, sammenlignet med periodene med seismisk aktivitet (Seco Pon m.fl. 2019). Under kontrollerte betingelser ble to lomvier utsatt for mellomfrekvente marin sonarsignaler (Hansen m.fl. 2020). Lomviene ble holdt i et stille basseng og ble utsatt for lydtryknivåene fra 110 til 137 dB (re 1 μ Pa). Begge lomviene viste reaksjoner på lydene ved alle intensiteter, sammenlignet med kontrollforsøk, og responsen økte gradvis med økte lydnivåer. Forfatterne konkluderte med at lomvi kan være påvirket av, og derfor mulig også sårbare for, undervannsstøy (Hansen m.fl. 2020).

7.11.4 Evertebrater

Undersøkelser viser at marine evertebrater som krepsdyr og mollusker også hører og reagerer på lyd, men det har så langt vært lite fokus på dette. Hørselen til blekksprut er om lag lik hørselen hos fisk, og responser på undervannsstøy viser seg å være sammenliknbare med responser hos fisk (Kvadsheim m.fl. 2017; Southall m.fl., 2019; Kvadsheim m.fl. 2020; Sivle et al, 2021). Et studium fra Australia (Fewtrell og McCauley 2012) viste at blekksprut i bur som ble utsatt for lyd fra en enkelt luftkanon viste tydelige fluktposjoner, endringer i svømmemønster og vertikal posisjonering i vannsøylen. Disse adferdsresponsene ble bare observert når luftkanonene ble avfyrt.

7.11.5 Vurdering av miljøeffekter av støy på Wistingfeltet

Støy i forbindelse med utbygging og drift av Wistingfeltet vil hovedsakelig kunne påvirke marine pattedyr, fisk og fugl. Effekter på plankton og bunnfauna anses ikke å være betydelige problemstillinger og adresseres ikke videre. Støykildene for Wisting er lavere enn tradisjonell seismikk noe som tas med i vurderingen av mulige effekter.

Fisk

Virkninger på fisk fra undervannsstøy på Wisting vil i hovedsak være tilknyttet seismikkskyting. Som nevnt er direkte skader på fiskeegg og larver fra seismikkskyting begrenset til det umiddelbare nærområdet for luftkanonene (<5 m). Atferdsendringer som følge av støy er sannsynligvis begrenset til tiden mens seismikkskytingen pågår, men kan potensielt forekomme hos fisk flere nautiske mil fra området det samles inn seismikk.

Seismikk kan også potensielt påvirke lodde på gytevandring over feltet. Loddas vandring foregår i januar-februar, og vil således foregå utenom ønsket tidspunkt for seismiske undersøkelser (fortrinnsvis sommeren). Mulige effekter av seismikk på lodde vurderes derfor som neglisjerbare.

Virkningen på fisk av seismikk på Wistingfeltet vil etter Tabell 8 vurderes som kortvarig (2), lokal (2) og mindre (1). Poengsummen blir 5. Basert på Tabell 9 vurderes konsekvensen som liten.

Marine pattedyr

Av marine pattedyr som kan finnes på Wistingfeltet er det hovedsakelig hval som kan bli påvirket av støy. Sel kan forekomme i området, men er generelt mer knyttet til kystområder og har ikke spesielle vandringsruter over feltet. Vurdering av mulige konsekvenser av seismikk baserer seg på de to vanligste bardehvalene (vågehval og knølhval) som påtreffes rundt Wisting da disse har hørselsspekter som ligger innenfor det som produseres av seismiske luftkanoner (Leonard og Øien, 2020).

Spekthogger og kvitnos er å påtreffe rundt Wisting hele året. Ifølge Southall m.fl. (2007 og 2019) har disse hørselsspekter som ligger over det som genereres av seismiske luftkanoner (se Tabell 6 og Tabell 7). Denne arten vil derfor ikke reagere sterkt på seismikk.

I sommermånedene juni-august holder vågehval, finnhval og knølhval seg mest rundt Svalbard, men kan påtreffes i hele Barentshavet, også på Wisting. Det er også disse artene man har best datagrunnlag for. Basert på dette kan man anta at de mest sårbare periodene for hval på og rundt Wistingfeltet er under migreringsperiodene april-mai og september-oktober. Man må være obs på at datagrunnlaget for andre arter som kan påtreffes rundt Wisting er dårlig.

Direkte skader på bardehvalene nevnt ovenfor kan oppstå dersom disse opptrer i nærområdet til kilden. Grensen for TTS hos disse hvalene er for impulsive lydkilder på 213 SPL (Tabell 7), et spisstrykk som etter målingene i Tsjukterhavet nord for Sibir kunne forekomme kortere enn 500 m fra den seismiske lydkilden (Tabell 17). Sannsynligheten for at hval skal oppholde seg innenfor 500 m rundt et seismikkfartøy er heller liten, om man også tar i betraktning at hvalene antakelig vil forsøke å unngå fartøyet.

Atferdsendringer hos hvalene kan forekomme på lengre avstand enn for TTS. Basert på resultatene rapportert av Richardson m.fl. (1986) og Thompson m.fl. (2013), vurderes det konservativt slik at tradisjonell 4D-seismikk på Wisting har potensiale til å påvirke hval på opptil 10 km avstand, og muligens lengre unna.

Virkninger av seismikk på sjøpattedyr i området rundt Wistingfeltet vurderes etter Tabell 8 som kortvarig (2), lokal (2) og moderat (2). Poengsummen blir 6. Etter Tabell 9 klassifiseres konsekvensen som liten.

Sjøfugl

Det vitenskapelige datagrunnlaget for å vurdere påvirkning fra seismikk på sjøfugl er svært begrenset. Det ser ut til at seismikk støy kan ha skremmende effekter på dykkende sjøfugl (lomvi og pingviner). For overflatebeitende fugl vil en skremmende effekt sannsynligvis ha liten konsekvens da flyvekostnadene for å flytte seg et stykke er lav. For dykkende pelagiske sjøfugl som lomvi, polarlomvi, alkekonge og lunde kan forflytning være litt mer energikrevende, spesielt hvis seismikken gjøres i perioden hvor svømmetrekket foregår. For svømmetrekket til lomvi fra Bjørnøya så starter dette for hoveddelen av bestanden mellom 1. og 10. august og de svømmer med gjennomsnittlig fart på 37 km pr dag (Erikstad m.fl. 2018). Dette betyr at de passerer Wisting ca. 5 dager etter at de har forlatt Bjørnøya siden Wisting ligger 185 km fra Bjørnøya. I henhold til fart, retning og starttid (Erikstad m.fl. 2018) vil tilnærmet hele svømmetrekket av lomvi fra Bjørnøya passere Wisting i perioden 20. juli til 20. august.

Virkninger av seismikk på sjøfugl i området rundt Wistingfeltet vurderes etter Tabell 8 som kortvarig (2), lokal (2) og mindre (1). Poengsummen blir 5. Etter Tabell 9 klassifiseres konsekvensen som liten.

7.12 Kombinerte virkninger av utbygging og drift av Wisting

Norsk havforvaltning skjer i et økosystemperspektiv. Begrepet økosystembasert forvaltning ble i marin sammenheng satt på dagsorden i St.meld. nr. 12 (2001-2002) "Rent og rikt hav", hvor det på side 15 slås fast at: *"Økosystemtilnærming til havforvaltning er en integrert forvaltning av menneskelige aktiviteter basert på økosystemenes dynamikk. Målsetningen er å oppnå bærekraftig bruk av ressurser og goder fra økosystemene og opprettholde deres struktur, virkemåte og produktivitet"*.

Alle menneskelige aktiviteter som påvirker de marine økosystemene må vurderes og deres virkninger klarlegges, slik at forvaltningsmål regelmessig kan oppdateres og uønskete virkninger begrenses. Foreliggende utredning adresserer svært ulike påvirkningsfaktorer knyttet til utbyggingen og driften av Wisting. Videre reflekterer detaljnivået for flere av inngangsdataene prosjektets modenhetsstatus, slik at mengder, tidspunkt, kjemiske sammensetninger mv. for noen av de planlagte utslipp ikke er endelig fastlagt. Dette er igjen en del av den iterative KU prosessen, der identifiserte miljøpåvirkninger benyttes til revisjoner og oppdateringer av prosjektdesign og gjennomføringsplan på lik linje med økonomiske og tekniske forhold som avdekkes.

Direkte virkninger av et utslipp eller en aktivitet er relativt enkle å adressere. Organisme X påvirkes av påvirkningsfaktor Y som fører til at organismen responderer eller dør. Denne typen påvirkninger er beskrevet for Wisting i kapittel 7 og 8. Disse vurderingene er, som en konservativ tilnærming, gjort for mest ugunstige årstid der det er variasjon i ressursfordeling og/eller sårbarhet.

Bildet blir mer komplisert når temaet utvides til spørsmål om virkningen på organisme X når påvirkningsfaktor Y, Z...n, samtidig eller i rekkefølge, påvirker organismen. Eller når spørsmålet blir om påvirkningsfaktor Y, Z...n vil motvirke eller forsterke hverandre, slik at responsen som organisme X viser overfor påvirkningsfaktor Y vil være av betydning for responsen overfor påvirkningsfaktor Z.... Denne typen forhold er kjernen i helhetlige vurderinger og utredning av konsekvenser på økosystemnivå.

Wisting vil, som all annen petroleumsutvinning, bidra til fortsatt fossil energibruk med tilhørende påvirkninger på atmosfære og klima. Som et isolert prosjekt er Wisting imidlertid lokalisert i et område av Barentshavet der det pr. 2021 ikke er overlapp med kjente viktige og sårbare habitat eller biologiske ressurser (SVO). Kombinerte effekter vil likevel oppstå gjennom samvirkninger (både additive effekter, synergier, antagonier og potensiering) mellom de enkelte påvirkningsfaktorer. Årstidsvariasjon i ressursutbredelse og sårbarhet vil ytterligere komplisere bildet ved at samvirkninger kan forventes å gi ulike utslag om sommeren enn om vinteren.

Generelt er samvirkninger mellom definerte påvirkningsfaktorer på biologiske ressurser og prosesser et fagområde som bør fokuseres mer, både innen forskning og overvåking (kapittel 11). En kvalitativ oversikt over mulige samvirkninger i utredningsområdet som helhet (Wistingfeltet, rørledningstraséene og Snøhvitområdet) i driftsfasen for sommer og vinter er presentert i Tabell 18.

Forutsetninger for Tabell 18

- *1 Produksjonen på Wisting er planlagt å starte når 14 av i alt 36 planlagte brønner er boret.
- *2 Seismikk vil bestå av kortvarige undersøkelser (hver 4. år). Annen støy er undervannsstøy fra boring og skipstrafikk men omfatter ikke helikopter
- *3 Utslipp av produsert vann vil gradvis øke gjennom feltets levetid
- *4 Utslipp av ballastvann vil være episodisk, men regelmessig, knyttet til lastning av tankskip
- *5 Utslipp til luft omfatter ikke skipstrafikk.

Tabell 18 Mulige kombinerte virkninger knyttet til driftsfasen av Wisting og årstidsvariasjon i ressursutbredelse og sårbarhet.

Påvirkningsfaktor	I samvirking med:	Sommer	Vinter
Boring ^{*1}	Seismikk og annen støy	Mulige forsterkende virkninger på fiskeyngel og plankton ved samtidig eksponering for trykkbølger og kakspartikler	Mulige forsterkende virkninger på ungfisk ved samtidig eksponering for trykkbølger og kakspartikler
Boring ^{*1}	Utslipp av produsert vann	Mulige forsterkende virkninger på fiskeyngel og plankton ved samtidig eksponering for borekjemikalier og produsert vann	Mulige forsterkende virkninger på ungfisk og fisk på gytevandring ved samtidig eksponering for borekjemikalier og produsert vann
Boring ^{*1}	Utslipp av ballastvann	Ingen samvirkinger identifisert	Ingen samvirkinger identifisert
Boring ^{*1}	Utslipp til luft ^{*5}	Ingen samvirkinger identifisert	Ingen samvirkinger identifisert
Boring ^{*1}	Utslipp av kjemikalier fra PCO	Mulige forsterkede virkninger på bunndyr og bunnlevende fisk lokalt ved utslippspunkt.	Utslipp fra PCO foregår sommer. Ingen samvirkinger identifisert
Boring ^{*1}	Utslipp av kjemikalier fra SRU	Ingen samvirkinger identifisert	Ingen samvirkinger identifisert
Seismikk og annen støy ^{*2}	Utslipp av produsert vann	Mulig forsterkende virkninger på plankton og fiskeyngel av samtidig eksponering for lydbølger og produsert vann.	Mulig forsterkende virkninger av samtidig eksponering av ungfisk for lydbølger og produsert vann.
Seismikk og annen støy ^{*2}	Utslipp av ballastvann	Ingen samvirkinger identifisert	Ingen samvirkinger identifisert
Seismikk og annen støy ^{*2}	Utslipp til luft ^{*5}	Ingen samvirkinger identifisert	Ingen samvirkinger identifisert
Utslipp av produsert vann ^{*3}	Utslipp av ballastvann	Toksiske effekter av produsert vann vil også påvirke evt. fremmede arter i ballastvann	Toksiske effekter av produsert vann vil også påvirke evt. fremmede arter i ballastvann
Utslipp av produsert vann ^{*3}	Utslipp til luft ^{*5}	Ingen samvirkinger identifisert	Ingen samvirkinger identifisert
Utslipp av produsert vann ^{*3}	Utslipp av kjemikalier fra PCO	Ingen samvirkinger identifisert. Sammenfaller ikke i tid	Ingen samvirkinger identifisert. Sammenfaller ikke i tid
Utslipp av produsert vann ^{*3}	Utslipp av kjemikalier fra SRU	Mulige forsterkende virkninger på fiskeyngel og plankton	Mulige forsterkende virkninger på ungfisk og fisk på gytevandring
Utslipp av ballastvann ^{*4}	Utslipp til luft ^{*5}	Ingen samvirkinger identifisert	Ingen samvirkinger identifisert

8 Virkninger for fiskeri og offshore oppdrett

8.1 Feltinstallasjoner, inkl. boring

Feltinstallasjonene på Wisting vil, dersom det etableres sikkerhetssoner på 500 m rundt hver bunnramme, beslaglegge et areal på inntil ca. 20 km² som blir utilgjengelig for fiske. Også i forbindelse med boreoperasjoner er det etablert sikkerhetssoner rundt riggen under boring, som vil medføre et arealbeslag. Både trålfiske og line/autoline fartøy er fleksible i valg av fiskeplass, og satellittsporing har ikke på noe tidspunkt siden starten i 2011 registrert fiske i konflikt med brønnlokasjonene på Wisting. Selve Wistingfeltet kan betegnes som uten betydning for fiske, slik at eventuelle arealbegrensninger vil medføre ubetydelig konsekvens. Det er ikke identifisert påvirkninger på oppdrett.

8.2 Rørledninger

Traséalternativ A er 12% kortere enn alternativ B, og begge går igjennom områder av begrenset betydning for havfiske. Langs traséen er det lokasjon 12-10 som i første halvår er viktigst for linefiske, mens dette alternativet omtrent ikke har overlapp med trålfiske. Med en antatt leggehastighet for røret på 4 (mellom 2 og 6) km pr døgn, vil alternativ B medføre om lag en uke lengre tilstedeværelse av leggefartøy i traséen. Dette vil utgjøre en marginal forskjell i en allerede svært liten påvirkning på fiskerivirksomhet.

En forutsetning for etablering av rørledninger på kontinentalsokkelen i Norge er at disse gjøres overtrålbare. Gitt full overtrålbarehet vil ikke tilstedeværelse av rørledningene medføre noen driftsulemper for havfiske. Dette gjelder begge trasé-alternativ. Utslipp av kjemikalier fra klargjøring av rørledningen (PCO kjemikalier) er beskrevet i kapittel 2.2.1, og planlagt til rørets sørlige ende (Snøhvitområdet). Dette er et engangsutslipp, som ikke ventes å kunne spres til evt. pilotanlegg under uttesting for offshore havbruk innen området som er vurdert for slik bruk (jmf. Figur 29). Et engangs punktutslipp på et planlagt tidspunkt av kjemikalier fra klargjøring av rørledning i Snøhvitområde ventes ikke å medføre konsekvenser for fiskeri eller oppdrett.

8.3 Utslipp av produsert vann

Utslipp av produsert vann fra installasjonen på Wistingfeltet vil ikke direkte påvirke fiskeri eller oppdrett. Mulige påvirkninger på egg og tidlige livsstadier av kommersielle fiskearter er vurdert i kapittel 7.

8.4 Utslipp av ballastvann

Det er en lang rekke faktorer som skal samvirke til gunst for en introdusert art, for at den skal kunne etablere seg i et omfang som påvirker fiskeri og/eller offshore oppdrett. Kongekrabben og snøkrabben er begge introduserte arter i Barentshavet, og begge har i kraft av god kilopris påvirket fiskerivirksomheten, samtidig som de har påført fiske etter bl.a. torsk med garn betydelige driftsulemper.

Dersom en kommersielt interessant art etablerer seg, eller en art som medfører tilbakegang i en viktig fiskeriressurs gjennom konkurranse, dødelighet eller parasittisme, vil dette igjen medføre både positive og negative endringer for fiskeri og offshore oppdrett. Å dokumentere at en slik fremtidig etablering er et resultat av utslipp av ballastvann fra Wisting vil imidlertid være omtrent umulig.

8.5 Utslipp til luft

Luftutslipp kan medføre lokal avsetning av sotpartikler og tilføre havoverflaten svoveldioksid og andre utslippskomponenter med lav pH verdi gjennom avsetning og via nedbør (regn og snø). Dette er diskutert for marint naturmiljø i kapittel 7.9, men vurderes å være uten betydning for fiskeri og oppdrett.

8.6 Støy

Seismikkskyting er en veldokumentert kilde til driftsulemper for fiskeriene. Dette gjelder både skremming og andre adferdsendringer hos fisk, som igjen påvirker fangsteffektivitet, og driftsulemper i form av krav om at fiskebåter må holde avstand til seismikkfartøy under aktiv skyting. Konfliktene har vært største ved seismikkskyting i letefasen og i områder med intenst fiskeri som f.eks. ut for Lofoten-Vesterålen. Linefiske er avhengig av at fisken aktivt oppsøker agnet og biter på, og seismikk har i forsøk gjennomført i Vesterålen ført til minkende fangstrater i linefiske mens skytingen pågikk.

Seismikkskyting på Wisting kan medføre lavere fangstrater i linefiske mens skytingen pågår. Den planlagte 4D seismikk som vil bli gjennomført for reservoarovervåking på Wisting vil være konsentrert til selve feltet. Under hensyn til feltets svært begrensede betydning som fiskeriområde, ventes ikke overvåkingsseismikk å medføre konsekvenser for fiskeri eller oppdrett. Annen støy fra boreoperasjoner, skipstrafikk eller helikopter ventes ikke å medføre konsekvens for fiskeri eller oppdrett.

8.7 Samlet påvirkning på fiskeri og offshore oppdrett

Wisting ligger i et område som er uten betydning for fiske i dag. Offshore oppdrett er på utprøvningsstadiet, og det kreves en del teknologiske nyvinninger før dette blir utbredt i stor skala. Utbygging av Wisting vil foregå over en 5-6 års periode, etterfulgt av en planlagt produksjonsperiode på 31 år. Virkningene for fiskerivirksomhet pr 2021 er marginale. Men usikkerhet rundt fremtidig utbredelse og fordeling av kommersielle fisk og skalldyr i Barentshavet på den annen siden av 2030 kan det ikke utelukkes at Wistingområdet kan få større betydning for fiskeri et stykke ut i feltets driftsfase.

9 Avbøtende og kompensierende tiltak

Avbøtende tiltak gjennomføres for å minimere definerte påvirkninger i tid, rom eller omfang av forventet påvirkning (påvirkningsgrad). Miljøpåvirkninger er videre en integrert del av prosjektplanleggingen, og løsninger som vurderes og foreslås er vurdert ut fra tekniske, økonomiske og miljømessige fordeler og ulemper. Konsekvensutredningsprosessen i seg selv kan i noen sammenhenger karakteriseres som et avbøtende tiltak.

Anleggsaktiviteter kan i noen grad plasseres tidsmessig til de periodene av året der miljøressurser innen influensområdet har minst risiko for å bli påvirket. Således vil aktiviteter i sommerhalvåret finne sted mens SVO'en "Den marginale iskantsonen" (kapittel 5.3) befinner seg nord for Svalbard og ikke kan bli påvirket. Men samtidig er sommeren den perioden der eksempelvis fiskeyngel er mest tallrik på Wisting.

Utredningen har ikke avdekket spesielt sårbare naturressurser eller perioder på selve Wistingfeltet eller langs rørledningsalternativene til Snøhvitområdet. Fiskerivirksomheten er også generelt sparsom i områdene som berøres, men med første kvartal generelt som den viktigste perioden. Utredningen har ikke avdekket perioder som bør unngås i høyere grad enn at sommerperiodens bedre lys, vær og temperaturforhold generelt ventes å medføre kortere varighet av operasjoner som har spesifikke krav til gunstige værforhold.

9.1 Avbøtende tiltak boring

I henhold til substitusjonsprinsippet etterstrebes det generelt å velge kjemikalier med lavest mulig miljøpåvirkning der dette er mulig. For å redusere avfallsmengden gjenbrukes oljebaserte borevæsker. Borekaks med oljevedheng kan ikke injiseres på Wisting, da det ikke finnes egnede reservoarer. Det utredes videre hvordan slik kaks skal behandles for Wistingfeltet.

Ut over bruk av minst mulig miljøpåvirkende kjemikalier er det ikke avdekket behov for avbøtende tiltak i forbindelse med planlagte utslipp fra boring på Wisting.

9.2 Avbøtende tiltak produsert vann

Produsert vann på Wisting vil bli rensert i et fire-steps renseanlegg og vil bli re-injisert for å minimere utslipp av både naturlig forekommende stoffer og tilsatte kjemikalier. Rensingen og re-injeksjon har begge den funksjonen at de reduserer utslipp til sjø. Injeksjonen til brønnene gjør at mengden produsert vann for utslipp blir betydelig redusert og i tilfeller der injeksjonsanlegget ikke er operativt, vil rensing redusere mengden dispergert olje og flere av de andre komponentene før utslipp til sjø. I henhold til regelen om at BAT skal benyttes, vil kun alternativ 1 for rensing og re-injeksjon av produsert vann på Wisting være alternativet for utbyggingen.

Valg av leverandør og produksjonskjemikalier er ennå ikke gjort for Wisting. Ved valg av kjemikalier fokuseres det på kjemikalienes iboende miljøegenskaper og vannløselighet slik at en velger kjemikalier med minst mulig miljøpåvirkning. Valg vil bli koordinert med de substitusjonsplaner Equinor har for sine produksjonskjemikalier som brukes på de ulike installasjonene.

9.3 Avbøtende tiltak støy

Equinor planlegger å settes ut passive akustiske lyttestasjoner som en del av overvåkingsprogrammet for Wisting. Dette vil styrke grunnlaget for vurderingene om tilstedeværelse av hval på Wistingfeltet. Overvåking vil videre kunne brukes for å bedre kartleggingen av sårbare perioder for sjøpattedyrene for så å unngå å skyte seismikk i disse periodene. En slik overvåking vil også være nyttig i forhold til modellering av utbredelsen av hval i et større område. Overvåkingen vil gjennomføres med samme teknologi som for Johan Castberg med autonome lydopptakere med retningsbestemte hydrofoner. Dette er lydopptakere med en rekke hydrofoner som legger til retningsinformasjon for deteksjon og klassifisering av sjøpattedyrslyd. Disse kan brukes til å avdekke og kvantifisere tilstedeværelse av ulike arter.

Reservoarets beskaffenhet og dybde gjør at seismisk aktivitet kan begrenses kraftig i forhold til andre felt på norsk sokkel. Det legges lyttekabler på bunnen for permanent reservoar overvåking. Seismikk skytes for basisundersøkelse i perioden 2024-2026 og deretter kun tre til fire ganger resten av feltets levetid. Normalen er at seismikk må gjøres mye oftere, for eksempel vil det skytes seismikk to ganger per år på Johan Castberg-feltet gjennom driftsfasen. Siden reservoaret ligger grunt, toppen av reservoaret ca. 600 meter under sjøbunns-overflaten, vil energimengden for seismikkskytingen være lavere (140-600 cubic inches) i forhold til andre felt (opp til 3500 cubic inches).

JNCC guidelines angir en rekke tiltak for å minske påvirkninger på marine pattedyr i forbindelse med skyting av seismikk. For seismikkinnnsamling vil det anvendes soft start prosedyre for kilden på innsamlingsfartøyet før en starter innsamling av linjene. Dette betyr at en starter svakt og øker gradvis til at hele kilden har full styrke over en gitt tidsperiode. Dette gjøres for å gi fisk, sjøfugl og pattedyr som eventuelt er i området mulighet til å flytte på seg dersom signalet oppleves ubehagelig. Skyting stopper også dersom man ser marine pattedyr. Miljødirektoratet vurderer å påby bruk av pattedyrobservatører ombord på seismiske fartøy (Jødestøl m.fl. 2021), men Equinor har allerede planlagt at observatør skal være på plass under seismiske operasjoner på Wisting. Ny informasjon om svømmetrekk av lomvi fra Bjørnøya som passerer Wisting i perioden 20. juli til 20. august er en faktor som bør tas i betraktning for føre-var tiltak, enten ved å unngå seismisk undersøkelser i perioden, eller å inkludere observasjoner av svømmende lomvi/alkefugler av observatører om bord.

10 Videre utredningsbehov og overvåking

Wisting blir den nordligste offshore petroleumsutbyggingen på norsk sokkel. Samtidig ligger feltet i et område som faller utenfor både någjeldende SVO og foreslåtte utvidelser av disse (Figur 14). Vurderingene av konsekvenser gjort foran kommer for de fleste ressurser og påvirkninger ut i lavere konsekvensklasser ("ingen" eller "ubetydelig" påvirkning), der utslipp av urensset produsertvann (scenario 0) og mulig introduksjon og etablering av fremmede, invasive arter, er de påvirkninger som kan medføre konsekvenser i høyeste konsekvensklasse.

Både produsert vann og håndtering av ballastvann er tema som det jobbes videre med konkret i prosjektet (produsert vann) og generelt (håndtering av ballastvann), og utredningen har ikke avdekket behov for ytterligere? utredninger knyttet til disse påvirkningsfaktorer i dette området av Barentshavet.

For fiskeri og oppdrett er det ikke identifisert utredningsbehov som det vil være naturlig at Wisting lisensen tar et spesielt ansvar for.

Kunnskapsgrunnlaget for vurderingene er vitenskapelige publikasjoner og arbeid med relevante arter og økosystem. Konsekvensutredningens detaljnivå er i stor grad avgrenset av detaljnivået i prosjektplanene på tidspunktet da utredningen ble gjennomført. Dette er kjernen i en iterativ KU prosess, der input fra de faglige vurderingene inkluderes i prosjektplaner på lik linje med vurderinger av økonomi og teknologi.

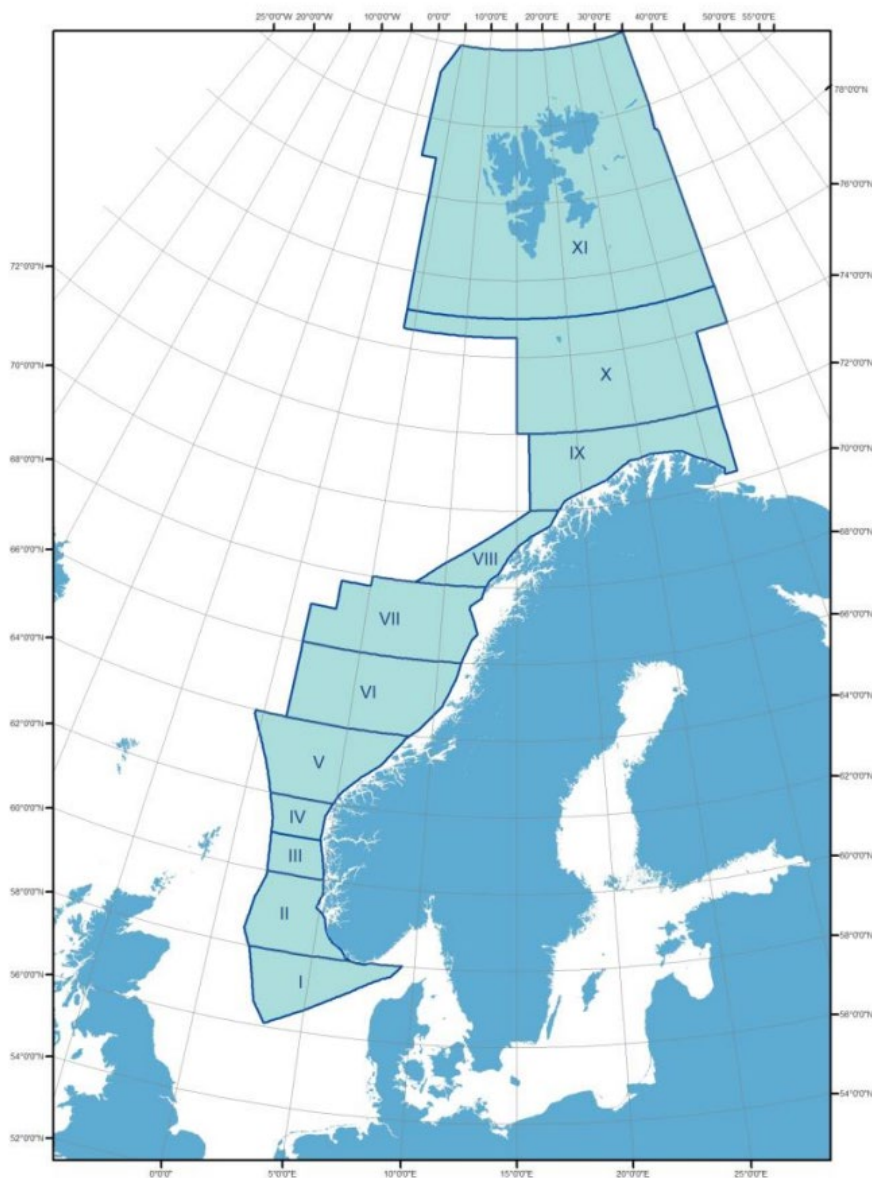
10.1 Overvåking

På norsk kontinentalsokkel overvåkes petroleumsvirksomheten bl.a. gjennom regionale sedimentundersøkelser (Bunnhabitatovervåking). Sokkelen er delt inn i 11 regioner (Figur 36), der region 8 og 11 ikke er åpnet for petroleumsvirksomhet, og dermed ikke overvåkes i dette programmet. I de øvrige regionene samles det inn prøver av bunnen rundt installasjoner i produksjon hvert tredje år, og disse analyseres for en rekke fysiske, kjemiske og biologiske parametere. Sedimentovervåkingen suppleres i Barentshavet, inkl. Wisting, med visuelle undersøkelser forut for leteboring for registrering av bl.a. svamp (Cochran og Remen 2014).

Før et felt settes i produksjon skal det være foretatt en grunnlagsundersøkelse som etterfølgende overvåkingsundersøkelser sammenlignes med. Petroleumsindustrien har foretatt regional sedimentovervåking i Barentshavet hvert tredje år siden 1998, og i tillegg en lang rekke grunnlags-, og visuelle undersøkelser.

Wisting ligger, sammen med Johan Castberg, i det som benevnes som overvåkingsregion X, mens de to feltene som allerede er i produksjon, Snøhvit og Goliat, ligger i region IX. Til sammen dekker region IX og X de deler av den norske delen av Barentshavet som er åpnet for petroleumsvirksomhet. Wistingfeltet vil inngå i den regionale overvåkingen av region X gjennom hele produksjonsfasen og i inntil seks år etter avslutning av virksomheten. Neste regulære sediment-overvåkingsundersøkelser i Barentshavet er planlagt gjennomført i 2022 og 2025.

Også utslipp til vannsøylen overvåkes på regionalt nivå med litt varierende frekvens og Wisting vil inkluderes på lik linje med andre felt i produksjon. Både sediment og vannsøyelovervåking foretas av uavhengige, akkrediterte konsulenter.



Figur 36 Norsk kontinentalsokkel er inndelt i 11 regioner for overvåking av petroleumsvirksomhetens miljøpåvirkning på bunnhabitat (Kilde: Miljødirektoratet 2021). Wisting ligger i region X.

Metoder som benyttes til innsamling, analyse og tolkning av data til miljøovervåking utvikles og forbedres kontinuerlig. Det er viktig at nye metoder kan dekke store havområder på en kostnadseffektiv måte, og samtidig innsamle presise og pålitelige data. Nye metoder må alltid valideres opp mot nåværende praksis og etablerte tidsserier av data. Data innsamlet gjennom petroleumindustriens langvarige sediment- og vannsøyleovervåking er verdifullt referansemateriale for utvikling av nye metoder og tilnærminger.

Utvikling av nye typer ubemannede autonome farkoster (glidere) som kan programmeres og fjernstyres til å foreta målinger over store havområder er et eksempel på en tilnærming som både kan gi økonomiske innsparinger og redusere miljøavtrykk knyttet til overvåking gjennomført ved bruk av skip. Gliderne kan utstyres med ulike typer sensorer (strømmålere, ekkolodd, hydrofoner, kamera, termometer, lysmålere mv.) og kan operere på egen hånd i uker til måneder. Equinor og Akvaplan-niva deltar i både forskning og praktisk utprøving av ulike ubemannede farkoster (glidere), bl.a. innen overvåking av ressurser i vannsøylen og registrering av fisk rundt bunnfaste offshore installasjoner.

Akvaplan-niva gjennomfører i øyeblikket et prosjekt hvor ulike ubemannede farkoster benyttes til å undersøke effekter av seismikkskyting og utslipp av produsert vann på plankton og fisk på Ekofisk-feltet i Nordsjøen. Fremtidig overvåking av felt i Barentshavet ved bruk av slik ny teknologi bør vurderes.

11 Referanser

- Acona Wellpro og Akvaplan-niva, 2010. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten. Konsekvenser for fiskeri av petroleumsvirksomhet og akuttutslipp fra skipstrafikk eller petroleumsvirksomhet. Mars 2010.
- Ahlers, J., Riedhammer, C., Vogliano, M., Ebert, R.U., Kühne, R., Schüürmann, G., 2006. Acute to chronic ratios in aquatic toxicity–variation across trophic levels and relationship with chemical structure. *Environ. Toxicol. Chem. SETAC* 25 (11), 2937–2945.
- Aker Solutions 2021. Wisting FPSO Topside & Integration Concept Study, Environmental Budget Report. Dokument 160025-21-AS–S-RA-00010. Dater 28.06.2021.
- Akvaplan-niva og Proactima 2012. Virkninger av petroleumsvirksomhet for fiskeri og havbruk ved normal drift; Barentshavet sørøst. September 2012 (Grunnlagsrapport for OEDs konsekvensutredning for Barentshavet sørøst.
- Albretsen J., Beck A.C., M. Biuw, M. Huserbråten, T. Kutti, B. O. Kvamme, Ø. Skagseth, K. R. Utne, F. Vikebø og V. Wennevik 2019. Havbruk til havs – Fysiske miljøbetingelser og økosystempåvirkning. Rapport fra Havforskningen Nr 2019-41.
- Arneberg, P, van der Meeren, G.I., Frantzen, S. og Vee, I. (red.) (2020). Status for miljøet i Barentshavet – rapport fra Overvåkingsgruppen 2020. Fisken og Havet nr. 2020-13, Havforskningsinstituttet.
- Ashauer, R., Escher, B.I., 2010. Advantages of toxicokinetic and toxicodynamic modelling in aquatic ecotoxicology and risk assessment. *J. Environ. Monitor.* 12 (11), 2056–2061
- Aslan, J.F., Weber, L.I., Iannacone, J., Lugon Junior, J., Saraiva, V.B., Oliveira, M.M. 2019. Toxicity of drilling fluids in aquatic organisms: a review. *Ecotoxicology and Environmental Contamination* 14(1):35-47.
- Bach, S. S., H. Skov, and W. Piper. 2010. Acoustic monitoring of marine mammals around offshore platforms in the North Sea and impact assessment of noise from drilling activities. in SPE International Conference on Health, Safety and Environment in Oil and Gas Exploration and Production. OnePetro.
- Baker Hughes. 2016. Aquacar TM DB 100 Test for biodegradability in Seawater. Baker Hughes Norge AS, p. 14.
- Bakke, T., Beyer, J., Busch, K.E.T, Iversen, K.R., Larsen, L-H., Madsen, M.L., Nashoug, B.F., Olsen, L.J., Tjomsland, T. 2012b. Konsekvensutredning (KU) som en del av prosessen med åpning av det tidligere omstridte området vest for avgrensninglinjen i Barentshavet Sør. Regulære utslipp til sjø. Akvaplan-niva rapport nr. 5935-1.
- Bakke, T., Klungsoyr, J., Sanni, S. 2012a. Langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten: Resultater fra ti års forskning. Oslo Norway, Norges forskningsråd: 40.
- Bakke, T., Klungsoyr, J., Sanni, S. 2013. Environmental impacts of produced water and drilling waste discharges from the Norwegian offshore petroleum industry. *Marine Environmental Research* 92:154-169.
- Barrett, R.T., Chapdelaine, G., Anker-Nilssen, T., Mosbech, A., Montevecchi, W.A., Reid, J.B., Veit, R.R. 2006. Seabird numbers and prey consumption in the North Atlantic. *ICES (Int. Council. Explor. Sea) J. Mar. Sci.* 63, 1145–1158.
- Baussant, T., Nilsen, M., Ravagnan, E., Westerlund, S., Ramanand, S. 2018. Effects of suspended drill cuttings on the coral *Lophelia pertusa* using pulsed and continuous exposure scenarios. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A.* 81,10:361-382.

- Bechmann, R. K., S. Westerlund, T. Baussant, I. Taban, D. Pampanin, M. Smith, and D. Lowe. 2006. Impacts of drilling mud discharges on water column organism and filter feeding bivalves. IRIS 2006/038, IRIS, Stavanger.
- Beyer, J., Goksøyr, A., Hjermand, D.Ø., Klungsøy, J. 2020. Environmental effects of offshore produced water discharges: A review focused on the Norwegian continental shelf. *Marine Environmental Research* 162:105155.
- Bjørge, A. og N. Øien 1995. Distribution and abundance of harbour porpoise, *Phocoena phocoena*, in Norwegian waters. *Rep. int. Whal. Commn (Special Issue 16)*:89-98.
- Blackwell, S.B., Nations, C.S., McDonald, T.L., Thode, A.M., Mathias, D., Kim, K.H., Greene, C.R., Jr., Macrander, A.M. 2015. Effects of Airgun Sounds on Bowhead Whale Calling Rates: Evidence for Two Behavioral Thresholds. *PLoS ONE* 10(6): e0125720.doi:10.1371/journal.pone.0125720.
- Booman, C., Dalen, J., Leivestad, H., Levsen, A., van der Meeren, T., Toklum, K. (1996). Effekter av luftkanonskyting på egg, larver og yngel. *Undersøkelser ved Havforskningsinstituttet og Zoologisk Laboratorium, UiB. Fisken og Havet, nr. 3.* 83 s. Havforskningsinstituttet, Bergen.
- Bowmer, T., Linders, Jan, 2010. A summary of findings from the first 25 ballast water treatment systems evaluated by GESAMP. *WMU J. Maritime Affairs* 9 (2), 223–230.
- Buhl-Mortensen, L., Mortensen, P.B. (2004). Crustaceans associated with the deep-water gorgonian corals *Paragorgia arborea* (L., 1758) and *Primnoa resedaeformis* (Gunn., 1763). *Journal of Natural History*, 38:10, 1233 – 1247.
- Buhl-Mortensen, P. og Rapp, H. T. 2018. Svampspikelbunn i Barentshavet sør, Marint dypvann. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Artsdatabanken, Trondheim. Hentet oktober 2021 fra: <https://artsdatabanken.no/RLN2018/10>.
- Castellote, M., Clark, C.W., Lammers, M.O. 2012. Acoustic and behavioral changes by fin whales (*Balaenoptera physalus*) in response to shipping and airgun noise. *Biol. Cons.* 146: 115-122.
- Cerchio, S., Strindberg, S., Collins, T., Bennett, C., Rosenbaum, H. 2014. Seismic Surveys Negatively Affect Humpback Whale Singing Activity off Northern Angola. *Plos ONE* 9(3): e86464. doi:10.1371/journal.pone.0086464.
- Cimberg, R.L., Gerrodette, T., Muzik, K. (1981). Habitat requirements and expected distribution of Alaskan coral, NOAA, OCSEAP Final report, 54, 206 – 308.
- Cochrane, S og Remen V. 2014. Visual environmental seabed survey at Hassel, Wisting and Bjaaland (PL537), SW Barents Sea. *Akvaplan-niva report no. 7036*.
- Concise International Chemical Assessment, CICA, document 22.
- Dahl-Hansen I., K. Sagerup, G. Dahl-Hansen, M. Biuw, S. Falk-Petersen og C. Emblow 2017. Virkninger for marint naturmiljø ved utbygging og drift av Johan Castberg. *Akvaplan-niva rapport 6397.04*. <https://www.equinor.com/no/how-and-why/impact-assessments/johan-castberg.html>.
- Delacroix, S., Vogelsang, C., Tobiesen, A., Liltved, H., 2013. Disinfection by-products and ecotoxicity of ballast water after oxidative treatment—results and experiences from seven years of full-scale testing of ballast water management systems. *Marine Pollution Bulletin* 73:24-36.
- DeRobertis, A., Handegard, N. O. 2013. Fish avoidance of research vessels and the efficacy of noisereduced vessels: a review. *ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil*, fss155.
- Direktoratet for Naturforvaltning. 2007. Kartlegging av marint biologisk mangfold. *DN-håndbok 19-2001 revidert 2007*.
- Ditlevsen 2017.
- Ditlevsen, M.K. 2021. Environmental Impact Factor (EIF) for produced water release from the Wisting field. *SINTEF Rapport nr. 2021:00397*, 55s.

- DNV 2012. Baseline Surveys Wisting Central, Wisting and Fish 2011. Report for OMV (Norge) AS. DNV Reg. No.: 13DO39S-19. (Sitert i Cochrane og Remen 2014).
- Dunlop, R.A., Noad, M.J., McCauley, R.D., Kniest, E., Paton, D., Cato, D.H. 2015. The Behavioural Response of Humpback Whales (*Megaptera novaeangliae*) to a 20 Cubic Inch Air Gun. *Aquatic Mammals* 41:412-433. DOI 10.1578/AM.41.4.2015.412.
- Ellis, J., Fraser, G.S., Russel, J. 2012. Discharged drilling waste from oil and gas platforms and its effects on benthic communities. *Marine Ecology Progress Series*. 456:285-302.
- Equinor 2021 b. PM757-PMS-050-005 –Inter-discipline Design and Operational Philosophy (IDOP) - Wisting.
- Equinor. 2021. PL537/PL537B Wisting. Forslag til program for konsekvensutredning. Januar 2021.
- Erbe, C., M. Dähne, J. Gordon, H. Herata, D. S. Houser, S. Koschinski, R. Leaper, R. McCauley, B. Miller, and M. Müller. 2019. Managing the effects of noise from ship traffic, seismic surveying and construction on marine mammals in Antarctica. *Frontiers in Marine Science* 6:647.
- Eriksen, E., G. I. van der Meeren, B. M. Nilsen, C. H. von Quillfeldt og H. Johnsen (Redaktører) 2021. Særlig verdifulle og sårbare områder (SVO) i norske havområder – Miljøverdi — En gjennomgang av miljøverdier og grenser i eksisterende SVO og forslag til nye områder. Rapport fra Havforskningen, nr 2021-26.
- Erikstad, K. E., S. Benjaminsen, T. K. Reiertsen, M. Ballesteros, and H. Strøm. 2018. Modelling av svømmetrekket til lomvi (*Uria aalge*) fra Bjørnøya til norskekysten. Utvikling av ny metodikk for bruk av lysloggere (GLS), dykkeloggere (TDR) og sjøtemperaturer (SST) til kartlegging av svømmetrekket hos alkefugl. NINA rapport 1546, Norsk institutt for naturforskning, Tromsø.
- Exner, J.H., Burk, G.A. and Kyriacou. D. 1973. Rates and products of decomposition of 2,2-dibromo-3-nitrilopropionamide. *J. Agr. Food Chem.*, 21(5), p 838-842.
- Exner, J.H., Burk, G.A., Kyriacou, D. 1973. Rates and products of decomposition of 2, 2-dibromo-3-nitrilopropionamide. *Journal of agricultural and food chemistry*, 21(5), 838-842.
<https://pubs.acs.org/doi/pdf/10.1021/jf60189a012>
- Fabbricino, M., Korshin, G.V., 2005. Formation of disinfection by-products and applicability of differential absorbance spectroscopy to monitor halogenation in chlorinated coastal and deep ocean seawater. *Desalination* 176, 57–69.
- Falk-Petersen, S., Hop, H., Budgell, W.P., Hegseth, E.N., Korsnes, R., Løyning, T.B., Ørbæk, J.B., Kawamura, T., Shirasawa, K. 2000. Physical and ecological processes in the marginal ice zone of the northern Barents Sea during the summer melt period. *Journal of Marine Systems* 27:131-159.
- Fang, J.K.H., Rooks, C.A., Krogness, C.M., Kutti, T., Hoffmann, F., Bannistera, R.J. 2018. Impact of particulate sediment, bentonite and barite (oil-drilling waste) on net fluxes of oxygen and nitrogen in Arctic-boreal sponges. *Environmental Pollution* 238:948-958.
- Farkas, J., Bådsvik, C.Y., Altin, D., Nordtug, T., Olsen, A.J., Hansen, B.H. 2017. Acute and physical effects of water-based drilling mud in the marine copepod *Calanus finmarchicus*. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. 80:907-915.
- Fauchald, P., Tarroux, A., Amélineau, F., Bråthen, V.S., Descamps, S., Ekker, M., Helgason, H.H., Johansen, M.K., Merkel, B., Moe, B., Åström, J., Anker-Nilssen, T., Bjørnstad, O., Chastel, O., Christensen-Dalsgaard, S., Danielsen, J., Daunt, F., Dehnhard, N., Erikstad, K.E., Ezhov, A., Gavrilov, M., Hallgrímsson, G.T., Hansen, E.S., Harris, M., Helberg, M., Jónsson, J.E., Kolbeinsson, Y., Krasnov, Y., Langset, M., Lorentsen, S-H., Lorentzen, E., Newell, M., Olsen, B., Reiertsen, T.K., Systad, G.H., Thompson, P., Thórarinnsson, T.L., Wanless, S., Wojczulanis-Jakubas, K., Strøm, H. 2021. The year-round distribution of Northeast Atlantic seabird populations: Applications for population management and marine spatial planning. MEPS. DOI: <https://doi.org/10.3354/meps13854>.

- Fewtrell, J.L., McCauley, R.D. 2012. Impact of air gun noise on the behaviour of marine fish and squid. *Marine Pollution Bulletin* 64:984-93. doi:10.1605/01.301-0019507078.2012.
- Fiskeridirektoratet 2021. <https://portal.fiskeridir.no/portal/apps/webappviewer/index.html?id=74d9be72eb0e41d4b15f1d85490106e0>. (hentet 28. september 2021).
- Forskningsrådet 2016. Ti år med marin forskning. Sluttrapport for Havet og kysten 2006–2015. ISBN 978-82-12-03426-6-0.
- Fosså, J.H., Mortensen, P.B., Furevik, D.M. 2002. The deep-water coral *Lophelia pertusa* in Norwegian waters: distribution and fishery impacts. *Hydrobiologia*, 471 (1/3), 1 – 12.
- Frederiksen, M., Moe, B., Daunt, F., Phillips, R.A., Barrett, R.T., Bogdanova, M.I., Boulinier, T., Chardine, J.W., Chastel, O., Chivers, L.S., Christensen-Dalsgaard, S., Clément-Chastel, C., Colhoun, K., Freeman, R., Gaston, A.J., González-Solís, J., Goutte, A., Grémillet, D., Guilford, T., Jensen, G. H., Krasnov, Y., Lorentsen, S.-H., Mallory, M.L., Newell, M., Olsen, B., Shaw, D., Steen, H., Strøm, H., Systad, G.H., Thórarinnsson, T.L., Anker-Nilssen, T. 2012. Multicolony tracking reveals the winter distribution of a pelagic seabird on an ocean basin scale. *Diversity and Distributions*, 18: 50–542. Doi: 10.1111/j.1472-4642.2011.00864.x.
- Gabrielsen, G.W. 2009. Seabirds in the Barents Sea. In: Sakshaug, E., Johnsen, G.M., Kovacs, K.M. (Eds.), *Ecosystem Barents Sea*. Tapir Academic Press, Trondheim, 415–452.
- Garcia, E. G. (Ed.), Ragnarsson, S.A., Steingrímsson, S.A., Nævestad, D., Haraldsson, Þ, H., Fosså, J.H., Tendal O.S., Eikriksson, H. 2007. Bottom trawling and scallop dredging in the Arctic: impacts of fishing on non-target species, vulnerable habitats and cultural heritage. Nordic Council of Ministers, p. 13 – 15.
- Gates, A.R., Benfield, M.C., Booth, D.J., Fowler, A. M., Skropeta, D., Jones, D.O.B. 2016. Deep-sea observations at hydrocarbon drilling locations: Contributions from the SERPENT Project after 120 field visits. *Deep-Sea Research II*.
- Gregg, M., Rigby, G., Hallegraeff, G.M., 2009. Review of two decades of progress in the development of management options for reducing or eradicating phytoplankton, zooplankton and bacteria in ship's ballast water. *Aquat. Invas.* 4 (3), 521–565.
- Hansen, B.H., Altin, D., Rørvik, S.F., Øverjordet, I.B., Olsen, A.J., Nordtug, T. 2011. Comparative study on acute effects of water accommodated fractions of an artificially weathered crude oil on *Calanus finmarchicus* and *Calanus glacialis* (Crustacea: copepoda). *Sci. Total Environ.* 409, 704–709.
- Hansen, B.H., Altin, D., Øverjordet, I.B., Jager, T., Nordtug, T. 2013. Acute exposure of water soluble fractions of marine diesel on Arctic *Calanus glacialis* and boreal *Calanus finmarchicus*: effects on survival and biomarker response. *Sci. Total Environ.* 449, 276–284.
- Hansen, B.H., Jager, T., Altin, D., Overjordet, I.B., Olsen, A.J., Salaberria, I., Nordtug, T. 2016. Acute toxicity of dispersed crude oil on the cold-water copepod *Calanus finmarchicus*: elusive implications of lipid content. *J. Toxicol. Environ. Health A* 79, 549–557.
- Hansen, B.H., Sørensen, L., Størseth, T.R., Altin, D., Gonzalez, S.V., Skancke, J., Rønsberg, M.U., Nordtug, T. 2020. The use of PAH, metabolite and lipid profiling to assess exposure and effects of produced water discharges on pelagic copepods. *Sci. Total Environ.* 714, 7.
- Hansen, K.A., Hernandez, A., Mooney, T.A., Rasmussen, M.H., Sørensen, K., Wahlberg, M. 2020. The common murre (*Uria aalge*), an auk seabird, reacts to underwater sound. *J. Acoust. Soc. Am* 147:4069-4074.
- Havforskningsinstituttet 2021. <https://www.hi.no/hi/temasider/arter> (Oktober 2021).
- Henry, L.A.; Harries, D., Kingston, P.; Roberts, M. 2017. Historic scale and persistence of drill cuttings impacts on North Sea benthos. *Marine Environmental Research* 129:219-228.

- Hickman, Jr, C.P., Roberts, L.S., Keen, S.L., Eisenhour, D.J., Larson, A.I.A. (2014). Integrated Principles of zoology, McGraw-Hill education.
- Hjelseth, A.M., C. Hvingel, H.E.H. Danielsen, J.H. Sundet, O.B. Humborstad, T. Jørgensen, S. Løkkeborg 2021. Snøkrabbe på norsk sokkel i Barentshavet. Status og rådgivning for 2021. https://www.hi.no/resources/Snoerabberad_2021.pdf (hentet 30. oktober 2021).
- Honkanen, J.O., Källqvist, T., Camus, L. 2008. Acute Toxicity of Glutaraldehyde and 3,5-dichlorophenol in the Polar Cod (*Boreogadus saida*) at Two Temperatures. Akvaplan-niva report 3924-01, Tromsø, 2008, pp. 20.
- Ivanova, S. V., S. T. Kessel, M. Espinoza, M. F. McLean, C. O'Neill, J. Landry, N. E. Hussey, R. Williams, S. Vagle, and A. T. Fisk. 2020. Shipping alters the movement and behavior of Arctic cod (*Boreogadus saida*), a keystone fish in Arctic marine ecosystems. *Ecological Applications* 30:e02050.
- Jager, T., Albert, C., Preuss, T.G., Ashauer, R., 2011. General unified threshold model of survival - A toxicokinetic-toxicodynamic framework for ecotoxicology. *Environ.Sci. Technol.* 45 (7), 2529–2540
- Jarandsen, B., Årstad, I., Green, A.M.V, Hofstad, K., Nesse, S. 2008. Helhetlig forvaltningsplan Norskehavet. Konsekvenser av petroleumsaktivitet og andre energiformer til havs. Olje- og energidepartementet. 155 sider.
- Johnsen, S., Frost, T.K., Hjelsvold, M., Røe Utvik, T.I. 2000. The Environmental Impact Factor - a Proposed Tool for Produced Water Impact Reduction, Management and Regulation. Society of Petroleum Engineers International, p. 13.
- Junttila, J., Dijkstra, N., Aagaard-Sørensen, S. 2018. Spreading of drill cuttings and sediment recovery of three exploration wells of different ages, SW Barents Sea, Norway. *Marine Pollution Bulletin* 135:224-238.
- Järnegren, J., Kutti, T. 2014. *Lophelia pertusa* in Norwegian waters. What have we learned since 2008? NINA report 1028.
- Jødestøl, K., Østby, C., Green, A.M.V. 2021. Vurdering av behovet for ytterligere regulering av seismikk for å ivareta hensynet til marine pattedyr. Assessment of regulatory needs to consider possible impacts of seismic surveys on marine mammals. Rapport M-1926, Miljødirektoratet.
- Klaine, S.J., Cobb, G.P., Dickerson, R.L., Dixon, K.R., Kendall, R.J., Smith, E.E., Solomon, K.R., 1996. An ecological risk assessment for the use of the biocide, dibromonitropropionamide (DBNPA), in industrial cooling systems. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 21-30.
- Kutti, T og V. Husa 2020. Forslag til metode for kartlegging av korall og svamp ved nye akvakulturanlegg. Kunnskapsleveranse til Fiskeridirektoratet. Rapport fra havforskningen nr. 2020-43.
- Kutti, T., R. J. Bannister, J. H. Fosså, C. M. Krogness, I. Tjensvoll, and G. Søvik. 2015. Metabolic responses of the deep-water sponge *Geodia barretti* to suspended bottom sediment, simulated mine tailings and drill cuttings. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 473:64-72.
- Kvadsheim, P. H., Sivle, L. D., Hansen, R. R., Karlsen, H. E. 2017. Effekter av menneskeskapt støy på havmiljø – rapport til Miljødirektoratet om kunnskapsstatus. FFI-rapport 17/00075.
- Kvadsheim, P. H., T. N. Forland, K. de Jong, D. Nyqvist, E. Grimsbø, and L. D. Sivle. 2020. Effekter av støyforurensning på havmiljø-kunnskapsstatus og forvaltningsrådgiving. 8246432621, FFI-Rapport.
- Lancaster, M. L., P. Winsor, and A. Dumbrielle. 2021. Underwater Noise from Shipping: A Special Case for the Arctic. Pages 271-289. *Sustainability in the Maritime Domain*. Springer.
- Larsen L-H., Fredriksen R., Emblow C. og M. Aune 2021. Virkninger for marint naturmiljø, fiskeri og oppdrett ved anlegg og drift av Wisting; kraft fra land. Akvaplan-niva rapport 63130-01.

- Leonard, D. M., and N. I. Øien. 2020. Estimated abundances of cetacean species in the Northeast Atlantic from two multiyear surveys conducted by Norwegian vessels between 2002-2013. NAMMCO Scientific Publications 11:25.
- Loeng, H., 1991. Features of the physical oceanographic conditions of the Barents Sea. *Polar Research* 10, 5-18.
- Meador, J.P., Adams, W.J., Escher, B.I., McCarty, L.S., McElroy, A.E., Sap-pingtony, K.G., 2011. The tissue residue approach for toxicity assessment: Findings and critical reviews from a society of environmental toxicology and chemistry workshop. *Integr. Environ. Assess. Manage.* 7 (1), 2–6.
- Meador, J.P., McCarty, L.S., Escher, B.I., Adams, W.J., 2008. 10th anniversary critical review: The tissue-residue approach for toxicity assessment: concepts, issues, application, and recommendations. *JEM* 10, 1486–1498.
- Meld. St. 10 (2010-2011). Oppdatering av forvaltningsplanen for det marine miljø i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten. Miljøverndepartementet.
- Meld. St. 37 (2012-2013). Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerrak. Miljøverndepartementet.
- Meld. St.20 (2019 – 2020). Melding til Stortinget. Helhetlige forvaltningsplaner for de norske havområdene. Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, Norskehavet, Nordsjøen og Skagerrak. Det kongelige Klima- og Miljødepartementet.
- Miljøstatus.no 2021 <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/miljodata/?kategori=116> september 2021
- Miljødirektoratet 2016: Veileder for innhold i søknad om tillatelse etter forurensningsloven for petroleumsvirksomhet til havs. Miljødirektoratet M-593.
- Miljødirektoratet 2016: Veileder for innhold i søknad om tillatelse etter forurensningsloven for petroleumsvirksomhet til havs. Miljødirektoratet. M-107
- Miljødirektoratet 2020: Retningslinjer for rapportering fra petroleumsvirksomhet til havs. M-107, 2015 rev. 2020. Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet 2021. Veileder M-300 Retningslinjer for miljøovervåking av petroleumsvirksomheten til havs.
- Myhre, L. P., Henriksen, G., Kjeilen-Eilertsen, G., Skadsheim, A. og Tvedten, Ø.F. 2006. RKU Nordsjøen- Konsekvenser av regulære utslipp til sjø, Rapport IRIS-2006/113, International Research Institute of Stavanger, IRIS.
- Møskeland, T., Ulfsnes, A., Oksrød, B., Jonsson, H., Ditlevsen, M.K. 2014. Johan Sverdrup– Dispersion modeling, resource mapping and environmental assessment. DNV GL report 2014-1165.
- Nahrgang, J., Dubourg, P., Frantzen, M., Storch, D., Dahlke, F., Meador, J.P. 2016. Early life stages of an arctic keystone species (*Boreogadus saida*) show high sensitivity to a water-soluble fraction of crude oil. *Environ. Pollut.* 218, 605–614.
- National Marine Fisheries Service. 2018. 2018 Revisions to: Technical Guidance for Assessing the Effects of Anthropogenic Sound on Marine Mammal Hearing (Version 2.0): Underwater Thresholds for Onset of Permanent and Temporary Threshold Shifts. U.S. Dept. of Commer., NOAA. NOAA Technical Memorandum NMFS-OPR-59, 167 p.
- Nedelec, S. L., Mills, S. C., Lecchini, D., Nedelec, B., Simpson, S. D., Radford, A.N. 2016. Repeated exposure to noise increases tolerance in a coral reef fish. *Environmental Pollution* 216:428-436.
- Neff, J., Lee, K., DeBlois, E.M. 2011. Produced Water: Overview of Composition, Fates, and Effects. Produced Water. Springer, New York, NY. ISBN 978-1-4614-0045-5.

- Neff, J., Lee, K., DeBlois, E.M., Gregory Janes, G. 2014. Environmental effects of offshore drilling in a cold ocean ecosystem: A 10-year monitoring program at the Terra Nova offshore oil development off the Canadian east coast. *Deep-Sea Research Part II*, 110:1-3.
- Nepstad, R., Hansen, B.H., Skancke, J. 2021. North Sea produced water PAH exposure and uptake in early life stages of Atlantic Cod. *Marine Environmental Research* 163. 105203.
- Nilssen, K.T., Bjørge, A. 2012 Status for kystsel. Anbefaling jaktkvoter 2013. Møte i Sjøpattedyrutvalget, Tromsø, 31. oktober – 1. november 2012. Havforskningsinstituttet.
- Nilssen, K.T., Skavberg, N.-E., Poltermann, M., Haug, T., Härkönen, T., Henriksen, G. 2010. Status of harbour seals (*Phoca vitulina*) in mainland Norway. *NAMMCO Sci. Publ.* 8:61-70.
- Norsk Olje og Gass 2020. Klima- og miljørapport. Olje- og gassindustriens klima- og miljøarbeid. Fakta og utviklingstrekk. ISSN: 1894-2059.
- Nortug, T., Altin, D., Einarson, S., Ystanes, L. 2007. Relevance of *Acartia tonsa* acute toxicity test for classifying the toxicity of chemicals used in the arctic regions. Seminar talk, SINTEF.
- Olsen G. H., Smit, M. G. D., Carroll, J., Jaeger, I., Smith, T., Camus, L. 2011. Arctic versus temperate comparison of risk assessment metrics for 2-methyl-naphthalene. *Marine Environmental Research* 72:179-187.
- Olsen, G. H., C. Klok, A. J. Hendriks, P. Geraudie, L. de Hoop, F. De Laender, E. Farnen, B. E. Grosvik, B. H. Hansen, M. Hjorth, C. R. Jansen, T. Nordtug, E. Ravagnan, K. Viaene, and J. Carroll. 2013. Toxicity data for modeling impacts of oil components in an Arctic ecosystem. *Marine Environmental Research* 90:9-17.
- Ona, E., Godø, O. R., Handegard, N. O., Hjellvik, V., Patel, R., Pedersen, G. 2007. Silent research vessels are not quiet. *J. Acoust. Soc. Am.* 121:EL145-EL150.
- OSPAR (2008b) Descriptions of Habitats on the OSPAR List of Threatened and/or Declining Species and Habitats. OSPAR Agreement 2008-07.
- OSPAR 2008. Descriptions of habitats on the OSPAR list of threatened and/or declining species and habitats. OSPAR 2008-7.
- Pichegru, L., Nyengera, R., McInnes, A.M., Pistorius, P. 2017. Avoidance of seismic survey activities by penguins. *Scientific reports* 7:1-8. DOI:10.1038/s41598-017-16569-x.
- Popper, A.N., Fay, R.R., Platt, C., Sand, O., 2003. Sound detection mechanisms and capabilities of teleost fishes. In: Collin SP, Marshall JN (eds.) *Sensory Processing in the Aquatic Environment*. pp. 3-38. New York and Heidelberg: Springer Verlag.
- Rahman, A., S. Agrawal, T. Nawaz, S. Pan, and T. Selvaratnam. 2020. A Review of Algae-Based Produced Water Treatment for Biomass and Biofuel Production. *Water* 12:2351.
- Reed, M., Rye, H. 2011. The DREAM model and the environmental impact factor: decision support for environmental risk management. In: Lee, K., Neff, J. (Eds.), *Produced Water - Environmental Risks and Advances in Mitigation Technologies*. Springer, New York, p. 189e203.
- Richardson, S.D., Plewa, M.J., Wagner, E.D., Schoeny, R., Demarini, D.M., 2007. Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection byproducts in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutat. Res.* 636 (1–3), 178–242.
- Richardson, W. J., Würsig, B., Greene Jr., C. R. 1986. Reactions of bowhead whales, *Balaena mysticetus*, to seismic exploration in the Canadian Beaufort Sea. *J. Acoust. Soc. Am.* 79:1117-1128. doi:10.1121/1.393384.
- Seco Pon, J.P., Bastida, J., Giardino, G.V., Favero, M., Copello, S. 2019. Seabirds east of tierra del fuego, argentina during a 3d seismic survey. *Neotropical Ornithological Society* 30:103-111.
- Shi, H., Qiang, Z., Adams, C., 2013. Formation of Haloacetic Acids, Halonitromethanes, Bromate and Iodate during Chlorination and Ozonation of Seawater and Saltwater of Marine Aquaria Systems.

- Sivle, L. D., T. N. Forland, K. de Jong, T. Kutti, G. Zhang, H. Wehde, and E. Grimsbø. 2021. Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet. Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2021. Havforskningsinstituttet.
- Skaug, H. J., Øien, N., Schweder, T., Bøthun, G., 2004. Abundance of minke whales (*Balaenoptera acutorostrata*) in the Northeast Atlantic: variability in time and space. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 61(6):870-886.
- Skottene, E., Tarrant, A.M., Olsen, A.J., Altin, D., Hansen, B.H., Choquet, M., Olsen, R.E., Jenssen, B.M., 2019. A crude awakening: effects of crude oil on lipid metabolism in calanoid copepods terminating diapause. *Biol. Bull.* 237, 90–110.
- Slabbekoorn, H. N., Bouton, N. I., van Opzeeland, A., Coers, A., ten Cate, C., Popper, A. N. 2010. A noisy spring: the impact of globally rising underwater sound levels on fish. *Trends Ecol Evol.* 25:419-27. doi:10.1016/j.tree.2010.04.005.
- Slotte, A., Hansen, K., Dalen, J., Ona, E. 2004. Acoustic mapping of pelagic fish distribution and abundance in relation to a seismic shooting area off the Norwegian west coast. *Fisheries Research*. 67: 143–150.
- Smit, M.G.D., Holthaus, K.I.E., Kaag, N.B.H.M., Jak, R.G. 2006. The derivation of PNEC-water for weighting agents in drilling mud. ERMS Report no. 6. TNO 2006-DH-0044/A. 67s.
- Southall, B. L., Bowles, A. E., Ellison, W. T., Finneran, J. J., Gentry, R. L., Greene, C. R. Jr, Kastak, D., Ketten, D. R., Miller, J. H., Nachtigall, P. E., Richardson, W. J., Thomas, J. A., Tyack, P. L. 2007. Marine mammal noise exposure criteria: Initial scientific recommendations. *Aquat Mamm* 33: 411-522.
- Southall, B. L., J. J. Finneran, C. Reichmuth, P. E. Nachtigall, D. R. Ketten, A. E. Bowles, W. T. Ellison, D. P. Nowacek, and P. L. Tyack. 2019. Marine mammal noise exposure criteria: updated scientific recommendations for residual hearing effects. *Aquatic Mammals* 45.
- Strømgren, T., S. E. Sørstrøm, L. Schou, I. Kaarstad, T. Aunaas, O. G. Brakstad, and Ø. Johansen. 1995. Acute toxic effects of produced water in relation to chemical composition and dispersion. *Marine Environmental Research* 40:147-169.
- Systad, G.H.R. 2021. Livshistoriedata for sjøfugl i Barentshavet med fokus på bestander som kan berøres av aktivitet på Wistingfeltet. Kunnskapsstatus basert på arbeidet i nøkkellokalitetene SEAPOP. NINA rapport (draft).
- Thompson, P.M., Brookes, K.L., Graham, I.M., Barton, T.R., Needham, K., Bradbury, G., Merchant, N.D. 2013. Short-term disturbance by a commercial two-dimensional seismic survey does not lead to long-term displacement of harbour porpoises. *Proc. R. Soc. B* 2013 280, 20132001.
- Trannum, H. C., 2011. Environmental effects of water-based drill cuttings on benthic communities - biological and biogeochemical responses in mesocosm- and field-experiments. PhD dissertation, University of Oslo, Norway.
- Trannum, H.C., Nilsson, H.C., Schaanning, M.T., Oxnevad, S., 2010. Effects of sedimentation from water-based drill cuttings and natural sediment on benthic macrofaunal community structure and ecosystem processes. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 383:111-121.
- Trannum, H.C., Setvik, Å., Norling, K., Nilsson, H.C. 2011. Rapid macrofaunal colonization of water-based drill cuttings on different sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 62:2145-2156.
- Turner, S., Zykov, M., MacGillivray, A. 2006. Preliminary acoustic level measurements of airgun sources from Conoco Phillips' 2006 seismic survey in Alaskan Chukchi Sea. JASCO Research, Victoria, BC.
- Tønnesen, D. og T.F. Berglen 2021. Vurdering av utslipp til luft fra Wistingfeltet i Barentshavet Underlag for konsekvensutredning. NILU rapport XX/2021

- Vabø, R., Olsen, K., Huse, I. 2002. The effect of vessel avoidance of wintering Norwegian spring spawning herring. *Fisheries research*, 58(1), 59-77.
- Wyatt, R. 2008. Joint Industry Programme on Sound and Marine Life Review of Existing Data on Underwater Sounds Produced by the Oil and Gas Industry Issue 1. Seiche Measurements Limited, Ref – S186.
- Øverjordet, I.B., Nepstad, R., Hansen, B.H., Jager, T., Farkas, J., Altin, D., Brønner, U., Nordtug, T. 2018. Toxicokinetics of crude oil components in Arctic copepods. *Environ. Sci. Technol.* 52, 9899–9907.
- Aaserød M. I., H. Øverås, L-H. Larsen, K. E. T. Busch og B.F. Nashoug 2014. Utbygging og drift av Johan Castberg - Virkninger for fiskeri og havbruk. Proactima/Akvaplan-niva/Salt rapport 1071084.
- Aaserød, M.I og J. Eckroth 2017. Utbygging og drift av Johan Castberg, Virkninger for fiskeri og havbruk. Proactima rapport 1072509.

12 Vedlegg

Akronymer, begrep og forkortelser benyttet i rapporten

BARCUT	Barents Sea drill cuttings research initiative, et prosjekt organisert av Akvaplan-niva, Norut Tromsø og UiT – Norges Arktiske Universitet, Tromsø og finansiert av Eni Norge
BAT	Best available technology, best tilgjengelige teknologiske løsning
Bentos	Organismer som har direkte tilknytning til havbunnen, f.eks. sjøstjerner, børstemark, koraller og svamp.
BEP	Best Environmental Practice, mest miljøvennlige løsning
Bioakkumulering	Opptak av kjemikalier fra enten vann eller mat som (oftest) samles i en organisme sitt fettvev
Biocid	Kjemisk stoff som dreper levende organismer
Bioturbasjon	– Omrøring av bunnsediment på grunn av gravende organismer i sedimenter som bidrar til oksygentilførsel lengre ned i sedimentet.
BTEX	Forkortelse for hydrokarbonene; Benzen, Toluen, Ethylbenzen og Xylen
Carcinogene	Kreftfremkallende
DREAM	Dose Related Risk and Effect Assessment Model, et modelleringsverktøy som er benyttet til å beregne miljøpåvirkninger av utslipp av produsert vann.
DBNPA	forkortelse for 2,2-dibromo-3-nitropropylamid, som er et biocid i rød stoffgruppe
EC₅₀	effektkonsentrasjon som er den konsentrasjon av f.eks et kjemikalie som gir halvmaksimal respons, dvs reduserer mobilitet hos vannlopper eller vekst hos alger med 50%
EIF	Environmental Impact factor. EIF er et verktøy som brukes til identifisering av de mest miljø- og kostnadseffektive tiltakene for å begrense utslipp av miljøfarlige komponenter til sjø. Da EIF er basert på PEC/PNEC forholdet, beskriver EIF ikke konsekvenser av et gitt utslipp, men gir et bilde av hvilke stoffer som utgjør størst miljørisiko.
ECHA	European Chemical Agency
EWMA	forskningsprosjekt Environmental Waste management finansiert av forskningsrådet og Eni Norway
HI	Havforskningsinstituttet
IOGP	International Oil & Gas Producers Association.
IC50	Konsentrasjon som hemmer en biologisk prosess med 50% eller halvparten av individene?
IMO	Den Internasjonale Maritime Organisasjon. Organisasjon under FN som arbeider med spørsmål knyttet til internasjonal skipstrafikk og forurensning fra skip
Infauna	organismer som lever i sedimenter
IRIS	International Research Institute of Stavanger, Forskningsinstitutt nå en del av NORCE
JIP	Joint Industry Programme. Samarbeidsform der flere aktører innen petroleumsindustrien samarbeider om forskning eller utvikling innen tema av interesse for industrien
LOEC	Lavest observert konsentrasjonseffekt
LC50	Lethal concentration 50%. En konsentrasjon der halvparten av de eksponerte individene dør i løpet av en gitt tid
MEG	monoetylglykol er et kjemikalie som benyttes i PCO-aktiviteter.
MIZ	Marginal Ice Zone, defineres som det området hvor det er en gradvis overgang fra åpent hav til mer og mer drivis som strekker seg fra 15 – 80 % iskonsentrasjon
NOEC	No observed effect concentration
NILU	Norsk Institutt for Luftforskning

OSPAR	The Convention for the protection of the marine environment of the north-east Atlantic (tidligere kalt Oslo-Paris konvensjonen)
PAH	Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner. Hydrokarbonmolekyler som inneholder atomer knyttet sammen i ringer (benzenringer), flere har kreftfremkallende egenskaper.
PEC	Predicted Environmental Concentration
PCO	Pipeline Commissioning Operations. Klargjøring av rørledninger etter installasjon omfatter bruk og sluttdisponering av kjemikalier benytte til bl.a korrosjonsforebygging
PLONOR	Poses Little or No Risk to the Environment. En kategori stoffer og kjemikalier med få eller ingen miljøskadelige effekter ved utslipp (også kalt "grønne" kjemikalier
Pow	oktanol- vann fordelingskoeffisient
PROOF	forskningsprogram i regi av forskningsrådet som omfatter langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten
PROOFNY	Eget delprogram i forskningsprogrammet "Havet og kysten" som ser på langtidsvirkninger av utslipp til sjø fra petroleumsvirksomheten i regi av Norges forskningsråd.
PNEC	Predicted No Effect Concentration
Resipient	Mottaker, brukes om et vannområde som mottar avløp fra industri eller kloakk
RMS	Mean Square level (re: 1 μ Pa)
SINTEF	
SEL	Sound Exposure Level (re: 1 μ Pa ² -s)
SRU-anlegg	sulphate removal unit hvor sulfat fjernes fra sjøvannet for å unngå avleiring i reservoaret
SPL	Sound Pressure Level (re 1 μ Pa)
Substitusjonsplikt	Er fundert i produktkontrollloven som foreskriver at miljøskadelige kjemikalier skal fases ut
SVO	Særlig Verdifulle Områder er et sentralt begrep som blir benyttet innen forvaltningen SO, hvor det bør begrenses næringsaktivitet og signaliserer viktigheten i økosystemprosesser.