

RAPPORT

Samlet påvirkning av tobis ved Vikingbanken

Kunnskapsstatus og risikovurdering for Equinors aktiviteter ved Vikingbanken SVO



Skjema for revisjon og godkjenning

TEKNISK RAPPORT		
Tittel		
Samlet påvirkning av Equinors aktiviteter for tobis ved Vikingbanken		
Rapportnr.	Revisionsdato	Rev. No.
820268 -1	23.02.2022	04
Kunde	Kundekontakt	
Equinor ASA	Endre Aas	

Navn	Dato	Signatur
Utført av: Anders Bjørgesæter Julie Damsgaard Jensen	23.02.2022	Julie Damsgaard Jensen Anders Bjørgesæter
Kontrollert av: Martin Ivar Aaserød	23.02.2022	M. Ivar Aaserød

Rev. nr.	Revisionshistorikk	Dato	Utført
01	Utkast for gjennomlesning og tilbakemelding	13.12.2021	JDJ/AB
02	Oppdatert versjon	23.12.2021	JDJ/AB
03	Inkludert resultater for Osebergfeltene	17.02.2022	JDJ/AB
04	Endelig versjon	23.02.2022	JDJ/AB

Disclaimer

The data forming the basis on this report has been collected through the joint effort of Acona AS.

IKM Acona has gathered the data to the best of our knowledge, ability, and in good faith from sources to be reliable and accurate.

IKM Acona has attempted to ensure the accuracy of the data, though, Acona makes no representations or warranties as to the accuracy or completeness of the reported information.

IKM Acona assumes no liability or responsibility for any errors or omissions in the information or for any loss or damage resulting from the use of any information contained within this report.

This document may set requirements supplemental to applicable laws. However, nothing herein is intended to replace, amend, supersede, or otherwise depart from any applicable law relating to the subject matter of this document.

In the event of any conflict or contradiction between the provision of this document and applicable law as to the implementation and governance of this document, the provision of applicable law shall prevail.

Innholdsfortegnelse

Sammendrag	5
1 Innledning.....	7
1.1 Arbeidsbeskrivelse.....	7
2 Oversikt over Equinors aktiviteter ved Vikingbanken.....	8
3 Kunnskapsstatus	12
3.1 Pågående forskning	12
3.2 Biologi, livshistorie og årssyklus	12
3.3 Vikingbanken leve-, oppvekst- og gyteområde.....	13
3.4 Fiskerier ved Vikingbanken	14
3.5 Bunnpåvirkning.....	16
3.5.1 Studier utført av Equinor	17
3.6 Operasjonelle utslipp	18
3.7 Akutte oljeutslipp	19
3.7.1 Studier utført av Equinor	21
3.7.2 Akuttutslipp av olje på norsk sokkel.....	33
3.8 Lyd og rystelser	34
3.8.1 Studier utført av Equinor	35
4 Vurdering av risiko for ulike påvirkningstyper.....	36
4.1 Bunnpåvirkning.....	36
4.2 Operasjonelle utslipp.....	38
4.2.1 Produsert vann og produksjonskemikalier fra Equinor	38
4.3 Akutte oljeutslipp	42
4.4 Lyd og rystelser	46
4.5 Oppsummering av risikovurderinger	47
4.6 Konklusjon risikovurdering	51
5 Risikoreduserende tiltak	53
6 Kunnskapsgap.....	55
7 Litteraturliste	57

Sammendrag

Equinor har tildelt IKM Acona et oppdrag for å sammenfatte kunnskapsstatus for påvirkningsmekanismer på tobis fra Equinors samlede olje- og gassaktiviteter ved Vikingbanken.

Havsilen (*Ammodytes marinus*) er den mest vanlige tobisarten langs norskekysten og denne dominerer totalt på tobisbankene i norsk sone. Tobis lever store deler av livet nedgravd i bunnen og er sterkt avhengig av bunnforhold bestående av grov sand eller fin grus med gode oksygenforhold. Vikingbanken SVO område er det nordligste leve- og gyteområdet for tobis i Nordsjøen og området er omkranset av høy olje- og gassaktivitet.

Equinor har ulike pågående og planlagte aktiviteter på og i nærheten av Vikingbanken og Tampenområdet. Relevante aktiviteter omfattet i denne rapporten inkluderer seismikkoperasjoner, leteboring/avgrensingsboring, feltutbygging (produksjonsboring, rørledninger, havbunnsinnretninger m.fl.) og produserende felt. De ulike aktivitetstypene har ulike påvirkningsmekanismer på tobis og ulike effektavstander for påvirkning og skade.

Rekrutteringen til Vikingbanken er svært dårlig, og området har vært stengt for tobisfiske siden 2009 på grunn av kritisk lav biomasse. Årsaker til kollapsen på Vikingbanken er ikke fullt ut forstått, og det er knyttet usikkerhet til betydning av fiske og rekrutteringssvikt på grunn av områdets isolerte lokasjon i forhold til andre større tobisområder i Nordsjøen.

Det er i denne rapporten gitt en oppsummering av kunnskapsstatus for de ulike påvirkningsmekanismene og gitt oversikt over viktige funn fra ulike utredninger og analyser Equinor har fått utført for sine aktiviteter i relasjon til effekter for tobis ved Vikingbanken. Basert på denne gjennomgangen er det definert effektavstander for de ulike påvirkningsmekanismene. Effektavstandene er definert basert på dagens kunnskapsstatus og benyttet i en forenklet vurdering av risiko. Denne utredningen er basert på nåværende kunnskapsstatus og praksis for vurdering av risiko for tobis ved petroleumsaktivitet.

Det er identifisert flere kunnskapshull knyttet til tobisens sårbarhet for petroleumsvirksomhet, og det har vært pekt på nødvendigheten av å gjennomføre forskningsprosjekter for å fremskaffe ny kunnskap for å kunne gjennomføre gode risikovurderinger av de ulike mulige påvirkninger fra oljeindustri. Rapporten gir også oversikt over kunnskapsgap og behov for videre forskning og utviklingsarbeid.

Bunnpåvirkning

Equinor har tre brønner lokalisert innenfor Vikingbanken SVO: Tune Sør, Stjerne og Oseberg Sør K. Det er planlagt boring ved disse i 2021 og 2023.

Kaks, borevæske og sement fra boreoperasjonene vil ledes ut av SVO-området eller fraktes til land og vil ikke bidra til habitatforringelse ved Vikingbanken. Dersom boreriggene skal ankres opp vil dette medføre forbigående påvirkning for tobis ved at fisk kan skremmes bort fra sjøbunn og et visst arealbeslag mens riggen er oppankret på lokasjon. I tillegg må det forventes noe spredning av partikler i forbindelse med ankerhåndtering. Oppankring av borerigg forventes ikke å forringe habitatet på sikt pga. homogen sedimentkvalitet i de øverste sedimentlag, men kan påvirke tobis som ligger nedgravd i sedimentet i dvale negativt.

Det er to rørledninger som krysser Vikingbanken SVO: Oseberg gasstransport og Frostpipe (stengt ned i 2001). Equinor har utført studier som viser at rørledninger kan påvirke sediment ved å bidra til dannelse av sedimentfonner i 5-10 meter bredde i områder der det er lagt grus og stein under rør, og i mindre grad hvis det ikke legges grus. Det er ikke planlagt legging av rør over Vikingbanken tobisområde i forbindelse med utbygging av Krafla.

Risiko for tobis og tobishabitat på Vikingbanken fra forstyrrelser av bunnsediment og utslipp til bunn fra petroleumsvirksomhet vurderes som lav.

Operasjonelle utslipp

Gjennomgang av Environmental Impact Factor (EIF) beregninger utført for Equinors felt i området rundt Vikingbanken viser at området som overstiger antatt grense for økotoksikologisk effekt på plante- og dyreplankton varierer fra 0 km til 21 km fra utslippspunktene. Områdene med maksverdier overlapper ikke med Vikingbanken. Estimatenes for feltene er i god overensstemmelse med eksponering-/effektresultater fra vannsøyleovervåkingen.

Ett nylig publisert modelleringsstudie av produsert vann fra 26 oljeinstallasjoner i Nordsjøen indikerer at total PAH-konsentrasjon ved Vikingbanken SVO er lavere enn 0,20 ppb, men kan overstige denne konsentrasjonen i den nordlige delen. En konsentrasjon på 0,20 ppb PAH er vesentlig lavere enn effektverdier for oljeforurensning oppgitt i litteraturen og effektgrensen for skade på gyteprodukter av fisk som benyttes i standard miljørisikoanalyser på norsk sokkel. Vi mangler per i dag artsspesifikke terskelverdier for oljeeksponering for tobis.

Det vurderes at risikoen for at utslipp av produsert vann og kjemikalier fra Equinor sine installasjoner vil kunne påvirke tobisbestanden ved Vikingbanken er lav.

Akutte oljeutslipp

Sannsynligheten for at tobis på Vikingbanken vil bli eksponert for mulige skadelige oljekonsentrasjoner gitt en utblåsning fra ett av feltene til Equinor avhenger av faktorer som lokasjon, utslippsrate og -varighet, oljetype og tidspunkt for utslippet.

Det er som del av arbeid med foreliggende rapport utført analyser av oljeeksponering og beregning av larvetap, restitusjonstid og miljøskade for tobis på Vikingbanken SVO som en egen bestand for flere felt i nærområdet til Vikingbanken. Beregning av larvetap viser at det i gjennomsnitt er 30% sannsynlighet for at mer enn 1% av larvene dør. Det er i gjennomsnitt 8% sannsynlighet for at mer enn 20% av larvene dør og det er 22% sannsynlighet for en restitusjonstid på mer enn 1 år. Sannsynlighet for at en utblåsning skal resultere i en restitusjonstid på mer enn 5 år er svært lav (< 0,1%).

Det er beregnet en totalfrekvens for utblåsning fra felt i Oseberg området inkludert Gullfaks og Statfjord på $4,02E-02$ per år. Ved å (kun) se på perioder med sårbare livsstadier i vannmassen (6 måneder) og sannsynlighet for et larvetap som antas å kunne påvirke gytebestanden (f.eks. $\geq 20\%$ larvetap) gir dette en risiko på $6,38E-4$, eller en returperiode på 1 465 år. Ved lavere grense for skade (f.eks. $\geq 1\%$ larvetap) vil risikoen øke til $2,47E-03$, eller en returperiode på 465 år. Det er også beregnet miljøskade uttrykt som en miljøskadefaktor som tar hensyn til larvetap og restitusjonstid (RDF). Ved å benytte en grenseverdi på 1% betinget sannsynlighet for at skaden skal inntreffe vil syv av feltene gi en skade som defineres som «moderat» iht. ERA Acute skadekategorier.

Det er usikkerhet knyttet til slike beregninger og kunnskapsmangel om tobis sin sårbarhet for olje, men også gjort flere konservative valg for antakelser om eksponering og effekt i analysene som er utført som tar høyde for denne usikkerheten. Risikoen knyttet til akutte utslipp fra Equinors aktivitet på tobisbestanden på Vikingbanken SVO vurderes å være lav.

Lyd og rystelser

Av Equinors aktivitet som er vurdert i utredningen vil forsyningsfartøy/beredskapsfartøy tilknyttet innretninger være en mulig støykilde for tobis ved Vikingbanken. Lyd fra skip vil i perioder kunne maskere naturlig lyd i området. Basert på modelleringsstudie gjennomført ved Stjerne ved Oseberg Sør kan fluktnespons som følge av boreaktiviteter og servicefartøy ved Vikingbanken forventes i et effektområde rundt borelokasjon opptil 150 meter. Det er ikke gjort en vurdering av samlet støy fra skipstrafikk i området knyttet til Equinors operasjoner.

Seismikk danner lyd i samme frekvensområde som skip og boring, men med et betraktelig høyere lydnivå. Det planlegges for seismiske undersøkelser i Osebergområdet i årene fremover for Oseberg Sør, Krafla og i forbindelse med leting. Risiko for tobis ved seismiske operasjoner er vurdert å utgjøre medium risiko i et område opp til 5 km fra Vikingbanken SVO. Dette henger sammen med usikkerhet knyttet til sårbarhet for seismikk og erfaring med skremmeeffekt og konsekvenser fra andre fiskearter.

1 Innledning

Equinor har tildelt IKM Acona et oppdrag for å sammenfatte kunnskapsstatus for påvirkningsmekanismer på tobis fra Equinors samlede olje- og gassaktiviteter ved Vikingbanken.

Tobis, eller havsil, lever store deler av livet nedgravd i bunnen og er sterkt avhengig av bunnforhold bestående av grov sand eller fin grus med gode oksygenforhold. Vikingbanken er det nordligste leve- og gyteområdet for tobis i Nordsjøen og området er omkranset av høy olje- og gassaktivitet. Equinor har flere pågående og planlagte aktiviteter på og i nærheter av Vikingbanken og Tampen-området.

Det har gjennom de siste årene blitt utført diverse studier og risikoanalyser av effekter og sårbarhet for tobis for påvirkning fra operasjonelle og akutte utslipp fra olje- og gassindustrien. Equinor ønsker å sammenfatte kunnskap og data fra disse studiene for å gi et overordnet risikobilde for tobis fra selskapets pågående og planlagt aktivitet ved Vikingbanken.

Rapporten gir en oversikt over kunnskapsstatus for tobis ved Vikingbanken og vurderer områdets sårbarhet for ulike påvirkninger knyttet til Equinors petroleumsvirksomhet inkludert bunnpåvirkning, operasjonelle og akutte utslipp og sårbarhet for lyd og rystelser.

1.1 Arbeidsbeskrivelse

Arbeidet er gjennomført som en litteraturstudie der IKM Acona og fagpersonell i Equinor har samarbeidet tett.

Arbeidet er delt inn i følgende aktiviteter:

1. Gi oversikt over Equinors relevante pågående og planlagte aktiviteter i Vikingbank- / Osebergområdet
2. Redegjørelse for kunnskapsstatus for de ulike mulige risikoaspekter knyttet til tobis i forbindelse med olje- og gassaktivitet på Vikingbanken (med henvisning til studier og miljørisikoanalyser)
3. Vurdering av risiko knyttet til de enkelte påvirkningstyper/mekanismer og vurdering av samlet påvirkning for tobis fra Equinor sine aktiviteter
4. Beskrivelser av relevante risikoreducerende tiltak
5. Identifisere sentrale kunnskapsgap og forslag til studier for å lukke disse

2 Oversikt over Equinors aktiviteter ved Vikingbanken

Equinor har følgende petroleumsaktiviteter i området ved og rundt Vikingbanken som kan påvirke leve- og gyteområder for tobis:

- Seismiske undersøkelser
- Leteboring
- Feltutbygging (produksjonsboring, rørledninger, havbunnsinnretninger etc.)
- Produserende felt

Følgende felt og utbyggingsprosjekter er lagt til grunn i denne utredningen:

Krafla-utbyggingen omfatter funnene Krafla, Askja og Sentral. Feltet ligger sør-vest for Vikingbanken tobisområde. Avstanden til Vikingbanken SVO er mellom 4,5 og 9,5 km. Feltet vil produsere olje og gass. Utbyggingskonseptet består av en ubemannet produksjonsplattform (Krafla UPP) med tilknyttede havbunnsanlegg og brønnrammer. Utbyggingen av feltet innebærer ingen installasjon av infrastruktur inne på Vikingbanken SVO. Det planlegges for installasjon av brønnrammer i 2024-2026, boreoperasjoner i 2025-2027 og oppstart av produksjon i 2027. Miljørisiko for tobis ved Vikingbanken er knyttet til akuttutslipp av olje. Produsert vann vil renses og reinjiseres.

Tune er et gass/kondensatfelt lokalisert på Vikingbanken SVO. Feltet er bygd ut med en havbunnsramme og en satellittbrønn som er tilknyttet Oseberg feltsenter. Produksjonen startet i 2002. Det er planlagt boring av en avgrensingsbrønn i løpet av kommende år (Tune Statfjord). Det er ikke operasjonelle utslipp ved feltlokasjon. Miljørisiko for tobis er knyttet til mulig akuttutslipp av olje, støy og vibrasjoner, arealbeslag/habitatforstyrrelse og bunnpåvirkning ved boreoperasjoner. Kaks fra boreoperasjoner vil ikke slippes til sjø i Vikingbanken SVO, men ledes bort eller fraktes til land.

Oseberg feltsenter produserer olje og gass og består av Oseberg A, B, D, Vestflanken, Delta, Delta O, Delta P og Oseberg H og Y. Til sammen er 58 brønner tilknyttet feltsenteret i produksjon. En brønnramme ligger 260 meter øst for Vikingbanken SVO grensen (Delta) mens resten av installasjonene ligger mer enn 1 km øst for Vikingbanken. Det er planlagt boring av brønnrammer på Delta O og P i 2021 og 2022. Kaks fra boreoperasjoner slippes ikke til sjø ved Vikingbanken, men ledes bort eller fraktes til land. Miljørisiko for tobis er knyttet til akuttutslipp av olje for alle brønnlokasjoner, samt operasjonelle utslipp ved Oseberg A.

Oseberg C er en integrert produksjons-, bore- og boliginnretning som ligger nordøst for SVO området og produserer olje og gass. Gass transporteres til feltsenteret og oljen går via feltsenteret videre til Sture gjennom rørledning. Miljørisiko for tobis er knyttet til akuttutslipp av olje, samt operasjonelle utslipp.

Oseberg Sør ligger øst for Vikingbanken, sør for Oseberg feltsenter. Feltet er bygd ut med en integrert stålinnretning med boligkvarter, boremodul og førstetrinnsseparasjon av olje og gass (Oseberg Sør). Det er 25 brønner i produksjon. Sluttbehandling av olje og gass foregår på Oseberg feltsenter. Ulike forekomster på feltet er bygd ut med brønnrammer: Oseberg Sør J, K og Stjerne. Oseberg K og Stjerne brønnrammer er lokalisert innenfor Vikingbanken SVO. Oseberg K ble boret sent i 2021 og det er planlagt boring av Stjerne brønnramme i 2023. Kaks fra boreoperasjoner slippes ikke til sjø ved Vikingbanken, men ledes bort eller fraktes til land. Miljørisiko for tobis er knyttet til akuttutslipp av olje fra brønnlokasjoner og arealbeslag/habitatforstyrrelse og bunnpåvirkning ved boreoperasjoner, støy og vibrasjoner. Det slippes ut produsert vann ved Oseberg Sør-plattformen.

Oseberg Øst ligger 13 km nordøst for Vikingbanken SVO. Feltet er bygd ut med en integrert fast innretning med boligkvarter, boremodul og førstetrinnsseparasjon av olje, vann og gass. Feltet har ni brønner i produksjon. Miljørisiko for tobis er begrenset til akuttutslipp av olje.

Veslefrikk ligger nord for Oseberg Øst, 16 km fra Vikingbanken SVO. Feltet er bygd ut med to innretninger, Veslefrikk A og Veslefrikk B. og består av en fast brønnhodeinnretning og en halvt nedsenkbar innretning med prosessanlegg og boligkvarter. Feltet skal utvikles og stengte ned sin siste produksjonsbrønn 17 februar 2022. Det er vurdert at feltet ikke bidrar til miljørisiko for

tobis ved akuttutslipp av olje pga. lave potensielle utblåsningsrater og avstand til Vikingbanken SVO.

Martin Linge startet produksjon av gass og kondensat fra tre brønner sommeren 2021. Feltet ligger 30 km vest for Vikingbanken SVO. Utbyggingskonseptet er en fullt integrert fast produksjonsinnretning og en flytende lager- og lasteenhet (FSO) for oljelagring. Miljørisiko for tobis er knyttet til akuttutslipp av olje ved en eventuell kommende boreoperasjon. Det slippes ut produsert vann ved Martin Linge.

Corvus nord for Vikingbanken SVO er et funn fra 2012, og det vurderes å bore en avgrensingsbrønn her før det eventuelt installeres en brønnramme. Miljørisiko for tobis er knyttet til akuttutslipp av olje ved en mulig kommende boreoperasjon.

Andre felt i nærområdet er Kvitebjørn, Valemon, Gullfaks, Staffjord og Troll. Disse feltene ligger i avstander fra 46 km til 84 km fra Vikingbanken SVO og bidrar i liten grad til miljørisiko for tobis. Et unntak vil være akuttutslipp av olje med høye utslippsrater og lange varigheter. Dette er omtalt i kapittel 4.3.

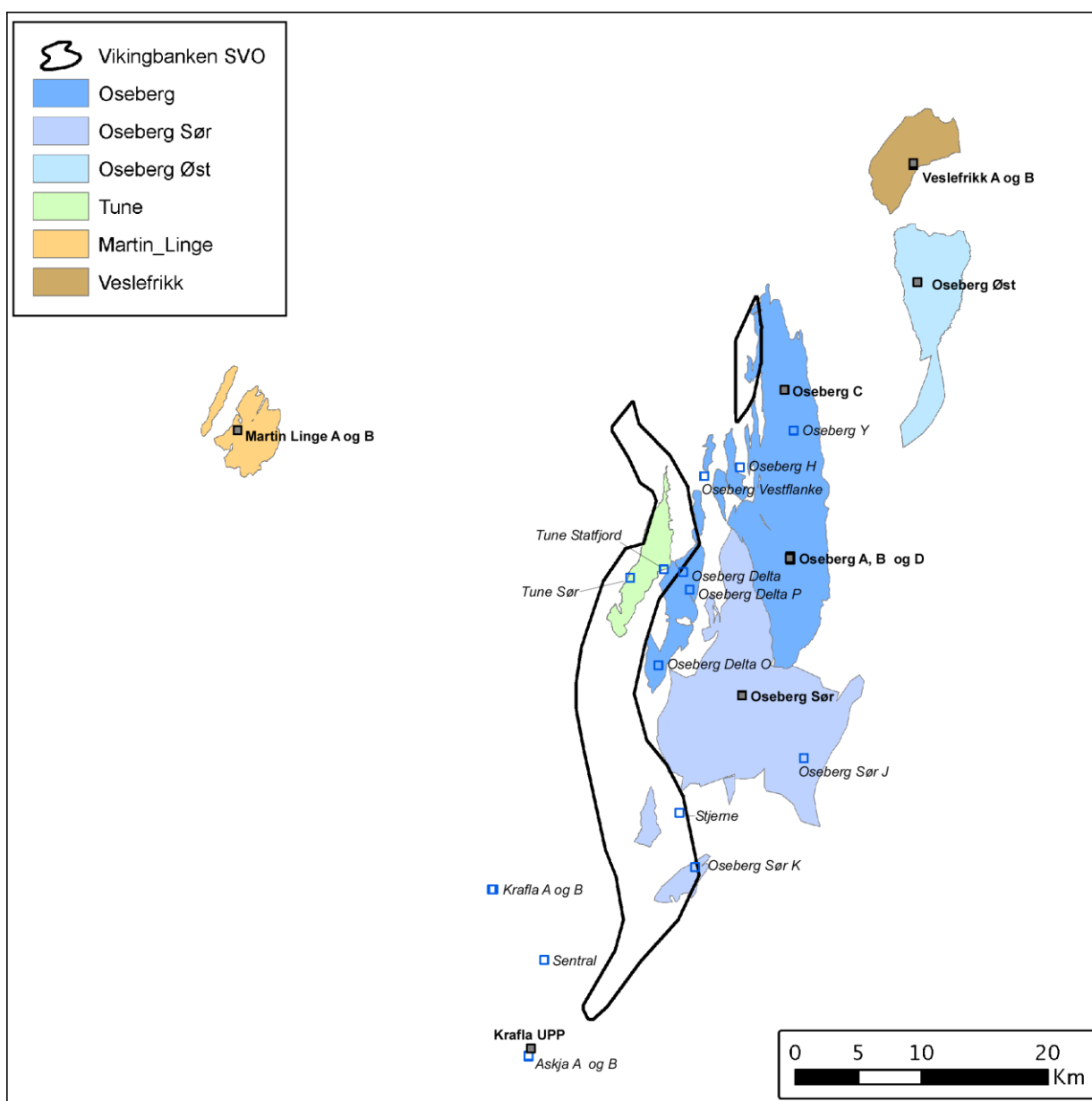
Tabell 1 og Figur 1 viser oversikt over de ulike felt og pågående og planlagte aktiviteter som er vurdert i utredningen.

De ulike aktivitetstypene har ulike mulige påvirkningsmekanismer på tobis og vil også ha ulike effektavstander for påvirkning og skade. For å vurdere hvilken aktivitet som har et potensiale for å påvirke tobis ved Vikingbanken er det definert effektavstander for de ulike påvirkningsmekanismene. Effektavstandene er definert basert på kunnskapsstatus som gjennomgås for den enkelte påvirkningstype i kapittel 3. Effektavstandene er oppsummert i kapittel 4.5.

Tabell 1. Oversikt over felt og pågående og planlagte aktiviteter for disse som inngår i utredningen. Nærmeste avstand til Vikingbanken SVO er angitt. Avstander som er oppgitt er målt til nærmeste yttergrense for Vikingbanken SVO polygoner.

Felt	Produksjonslisens	Overflateinstallasjon (Ja, Nei)	Vanddyp (m)	Avstand SVO (km)	Aktivitet/Planlagt aktivitet
Oseberg					
Oseberg A (feltcenter)	PL053/ PL79/ PL104	Ja	109	7.3	40 produserende brønner. Planlagt produksjonsboring: Fem oljebrønner og en gassbrønn.
Oseberg B (feltcenter)		Ja	108	7.3	
Oseberg D (feltcenter)		Ja	109	7.3	Prosesseringsinnretning
Oseberg H (Vestflanken 2)		Ja	107	3.6	Produserende brønner, olje og gass, brønnhodeplattform
Oseberg Y		Nei	110	4.0	Y forbindelse
Oseberg Delta		Nei	101	0.3	Produserende brønner, olje
Oseberg Delta P (Delta 2)		Nei	104	1.5	Planlagt boring ved brønnramme i 2021
Oseberg Delta O (Delta 2)		Nei	103	1.4	Planlagt boring ved brønnramme i 2022
Oseberg Vestflanke		Nei	108	1.6	Produserende brønner, olje
Oseberg C					
Oseberg C	PL053	Ja	108	2.3	18 produserende brønner. Planlagt produksjonsboring: fire oljebrønner.
Oseberg Øst					
Oseberg Øst	PL053	Ja	157	13	Ni brønner i produksjon. Planlagt produksjonsboring: en oljebrønn.
Oseberg Sør					
Oseberg Sør	PL053/ PL79/ PL104	Ja	101	8.3	25 produserende brønner. Planlagt produksjonsboring: ni oljebrønner.
Oseberg Sør J		Nei	101	10	Brønnramme, produsere olje og injeksjon av vann
Oseberg Sør K		Nei	106	0	Boring ved brønnramme i 2021
Stjerne (M)		Nei	103	0	Boring ved brønnramme i 2023
Veslefrikk					
Veslefrikk A	PL052	Ja	174	16	Boreinnretning ¹
Veslefrikk B		Ja	176	16	Prosesseringsinnretning ¹
Martin Linge					
Martin Linge A	PL043	Ja	115	30	Prosesseringsinnretning, brønnhodeplattform
Martin Linge B		Ja	115	30	Lasting, lagring
Krafla					
A brønnramme	PL035	Nei	105	9.5	
B brønnramme		Nei	105	9.5	
Krafla UPP		Ja	105	5.1	Produksjonsboring i 2025-2027: fire oljebrønner, to gassbrønner og to vanninjektorer
Sentral		Nei	106	4.5	Produksjonsboring i 2025-2027: tre gassbrønner, to prosjekter
A- brønnramme	PL035, PL272	Nei	106	5.6	Produksjonsboring i 2025-2027: tre oljebrønner, tre gassbrønner, en vanninjektor og tre prosjekter
B- brønnramme		Nei	106	5.6	

Felt	Produksjonslisens	Overflateinstallasjon (Ja, Nei)	Vanddyb (m)	Avstand SVO (km)	Aktivitet/Planlagt aktivitet
Corvus					
Corvus	PL309	Nei		6	Mulig avgrensingsbrønn i 2024/25. Ny ramme vil tidligst komme i 2028
Tune					
Tune	PL190	N	100	0	To brønnrammer i drift. Planlagt en mulig avgrensingsboring i 2023 og en ny brønnramme i 2027
Tune Sør		N	93	0	Enkel brønnramme, produserer gass
Tune Statfjord		-	92	0	En mulig avgrensingsboring i 2023



Figur 1. Oversikt over felt og installasjoner som er vurdert i foreliggende rapport og beskrevet i Tabell 1.

3 Kunnskapsstatus

I dette kapitlet presenteres nøkkelinformasjon for arten havsil med særlig søkelys på bestanden på Vikingbanken. Videre gis det en kunnskapsstatus for mulige påvirkningsmekanismer fra petroleumsnæringen på tobis, inkludert kunnskap om tobisens sårbarhet for påvirkninger ved ulike livsstadier.

Havforskningsinstituttet har på oppdrag fra Miljødirektoratet i 2021 oppsummert kunnskapsstatus for tobis i norsk sone av Nordsjøen (Johnsen m.fl. 2021). Der ikke andre kilder er oppgitt er kunnskapsstatus for de ulike påvirkningsmekanismer sammenfattet fra deres rapport. Det vises til Havforskningsinstituttets rapport for en utfyllende informasjon om biologi, systematikk og utbredelse.

For de ulike påvirkningstypene er det også gitt en oppsummering av relevante studier og analyser utført for Equinor sine aktiviteter ved Vikingbanken og det er utført oppdaterte analyser av larvetap og skade for tobis ved Osebergfeltene ved akuttutslipp av olje i forbindelse med arbeidet med denne rapporten.

3.1 Pågående forskning

Det er høsten 2021 inngått et samarbeid mellom Havforskningsinstituttet og operatørselskapene Equinor, AkerBP, Lundin Energy, Spirit Energy og DNO for å finansiere forskningsprosjektet *KnowSandeel*. Prosjektet er startet høsten 2021 og skal ferdigstilles i 2023. Formålet med prosjektet er å tette identifiserte kunnskapshull relatert til forekomst og sårbarhet av tobis. Arbeidspakker i forskningsarbeidet omfatter (1) studier av larveutvikling, larveadferd og eksponeringsstudier for olje, (2) larvedriftsmodellering og (3) analyser av feltinnsamlede akustiske data. Der det er relevant er planer for dette arbeidet omtalt i kapitlene nedenfor.

3.2 Biologi, livshistorie og årssyklus

Sil, eller tobis, er en gruppe fiskearter som tilhører familien *Ammodytidae*. Det finnes fem silarter i norske farvann; havsil, storsil, småsil, glattsil og uflekket storsil. Havsilen (*Ammodytes marinus*) er den mest vanlige langs norskekysten og denne dominerer totalt på tobisbankene i norsk sone av Nordsjøen hvor mer enn 99% av fangstene er utgjort av denne arten. All omtale av tobis i denne rapporten refererer til arten havsil.

Tobis er viktig byttedyr for mange arter av sjøfugl, fisk og sjøpattedyr, og endringer i tobisbestandene har derfor stor betydning for økosystemet. Den sterke habitattilknytningen, kombinert med liten forflytting av tobis, medfører at bestandsmengden og utbredelse av tobis og alle dens predatorer er sårbare for en forringelse av vannmiljø og bunnsediment i disse habitatene. Dette er grunnen til at tobishabitatene i norsk sone av Nordsjøen er vurdert til å være «Særlige verdifulle og sårbare områder».

Livshistorie og årssyklus

Tobis tilbringer store deler av voksenlivet nedgravd i oksygenrik sand eller grusbunn på dyp ned til 150 meter. Fisken blir rundt ti år gammel og 25 cm lang. De fleste individer blir gyteklare som toåring, men tid for første gyting er vekstavhengig der rask vekst fremhever gytingen. Gytingen foregår i perioden desember til januar. Eggene har klebrig overflate og klistres fast på sjøbunnen som består av grus og sand. Larver klekkes i perioden februar til mars, men varierer med havtemperatur. De nyklekkede larvene flyter opp i vannsøylen hvor de i den første larvefasen kan drive langt vekk fra gyteområdene og mot dypere vann. Det er usikkerhet knyttet til larvenes vertikalfordeling i vannsøylen. De små larver har liten egen svømmeevne, mens større larver og yngel beiter på dyreplankton som befinner seg gi de øvre vannlagene.

Når larvene når en kroppslengde på 20-30 mm blir de mer svømmedyktige og samles i større konsentrasjoner rundt tobisbankene. Ved 40-55 mm lengde forvandles de til yngel via metamorfose og bunnskår i samme områder som de voksne individene. Etter dette er individene stedbundne og knyttet til bunnen hvor de graver seg ned om natten og beiter om dagen i beitesesongen vår og tidlig sommer.

Omtrent i slutten av juni avslutter de voksne individene beitesesongen og graver seg ned i sedimentet frem til gyteperioden i desember-januar. Etter gyting lever tobis nedgravd frem til våren når beitesesongen starter igjen. Yngelen fortsetter beitingen utover høsten frem til de har reserve nok til å overvintre.

En skjematisk oversikt over adferd gjennom året er gitt i Tabell 2.

Tabell 2. Skjematisk oversikt over atferd gjennom et år (hovedperiode = rødt; forekommer regelmessig = oransje). Fra Havforskningsinstituttet 2021.

	Jan.	Feb.	Mars	April	Mai	Juni	Juli	Aug.	Sept.	Okt.	Nov.	Des.
Egg i sanden	Rødt	Rødt	Oransje	Oransje								Rødt
Klekking		Oransje	Rødt	Rødt	Oransje							
Spredt larvefordeling		Oransje	Rødt	Rødt	Oransje							
Konsentrert larvefordeling				Oransje	Rødt	Rødt	Oransje					
Bunnslåing av yngel				Oransje	Rødt	Rødt	Oransje					
Beitesesong nullåringer				Oransje	Rødt	Rødt	Rødt	Rødt	Rødt	Oransje	Oransje	
Beitesesong ettåringer og eldre			Oransje	Rødt	Rødt	Rødt	Oransje					
Gyting	Rødt											Rødt
Overvintring i sand	Rødt	Rødt	Oransje				Oransje	Rødt	Rødt	Rødt	Rødt	Rødt

3.3 Vikingbanken leve-, oppvekst- og gyteområde

Det internasjonale råd for havforskning, ICES, har siden 2011 delt tobisbestanden i Nordsjøen, Shetland og Skagerrak/Kattegat inn i syv separate bestandsområder, hvorav Vikingbanken er utskilt som et eget område. Tobisbestanden på Vikingbanken har vært kritisk lav siden 1990-tallet.

På begynnelsen av 2000-tallet var det en drastisk nedgang i tobisbestanden i norsk sone av Nordsjøen, men bestanden har blitt stadig større de siste fem årene. Endelig kvoteråd for tobisfiske 2021 var 145 000 tonn. Fremgangen sees i sammenheng med en områdebasert tobisforvaltning og fornuftig høstingsstrategi, samt bedre rekrutteringsforhold. Til tross for god rekruttering i de sørlige tobisområdene i Nordsjøen er bestanden på Vikingbanken fortsatt kritisk lav. Den siste gode rekrutteringen var i 1995, da fisket norske og danske trålere over 150 000 tonn her (ICES 2020).

Mengde tobis på Vikingbanken ble i mai 2020 beregnet å være 77 tonn (Johnsen 2021). Havforskningsinstituttet og ICES har anbefalt at området forblir stengt for tobisfiske grunnet kritisk lav biomasse. Biomassen i 2020 er det laveste estimatet for Vikingbanken siden Havforskningsinstituttet startet tidsserien i 2009.

Tobis finnes i alle norske havområder, også langs kysten. Fisken er svært stedbunden og oppholder seg sjeldent utenfor de kjente leveområdene. Den sterke tilknyttingen til egnet bunnhabitat medfører at viktige områder for tobis er flekkvis fordelt (Jensen m.fl. 2011, MDir, 2013, DN 2011). SVO Vikingbanken er utgjort av et større sammenhengende område der det historisk har vært høstet store tobisfangster. Det er antakelig bunnsbunnsstrat egnet for tobis også utenfor det definerte tobisområdet, men da som små avgrensede områder som er flekkvis fordelt.

Voksne individer har vertikalvandring i vannsøylen over leveområdene om dagen. Merkeforsøk har vist at individer sjeldent oppholder seg mer enn 15 km fra kjente leveområder (Gaud 1990) og studier av fiskerifangst har vist begrenset utveksling mellom nærliggende tobisområder og også internt innenfor områdene (Jensen m.fl. 2011).

Det er i hovedsak i den planktoniske larvefasen det er mulighet for horisontal utveksling mellom tobisområder. Når larvene klekker, driver de med strømmen i en periode på rundt 30-90 dager (Green 2017; Proctor m.fl. 2002). I denne fasen har larvene ingen eller dårlige svømmeferdigheter

og de transporteres mer eller mindre passivt med havstrømmene. I modelleringer har resultater vist at i år der strømmen fører få larver ut av Nordsjøen, er dette positivt for tobisrekrutteringen. I år der larver føres vekk fra gytefeltene blir rekrutteringen dårlig (Green 2017; Proctor m.fl. 2002).

Det er manglende kunnskap om larvedriftsfasen. Studier har ikke klart å fastslå om larvene søker spesielle dybdelag og strømforhold for å begrense drift bort fra gyteområdet i tidlig larvefase. Det er ukjent hvordan både larver og voksne tobis orienterer seg og om de bruker eksterne signalelementer som himmelorientering, geomagnetisme eller kjemisk orientering mot artsfrender. *KnowSandeel*-prosjektet skal utføre adferdseksperiment for å studere svømmekinetikk (bevegelseslære) for larver, men det er per i dag ikke planlagt for studier av orienteringsmekanismer.

Modellprediksjoner tyder på at larvene generelt ikke driver mer enn noen titalls kilometer fra gyteområdene, men det er usikkerhet knyttet til dette da genetiske analyser viser små forskjeller mellom kystnære områder, sentrale og nordlige Nordsjøen (Vikingbanken), noe som kan tyde på utveksling mellom områdene. Siden Vikingbanken ligger isolert fra de sørlige områdene er det antatt at området mottar svært lite spredning av larver fra andre områder i Nordsjøen (Faglig forum for norske havområder 2019). Havforskningsinstituttet vurderer at larver som oppholder seg i nærheten av Vikingbanken tobisområde utgjøre rekrutteringen og larvetap som følge av akuttutslipp av olje i denne viktige fasen kan gi negativ effekt på rekruttering.

Christensen m.fl. (2008) gjennomførte en modellstudie av larvedrift og tilhørighet av bunnslått tobisungel der tobisbankene sentralt i Nordsjøen ble delt inn i fem hovedsystemer. Resultatene av dette arbeidet indikerte en viss larveutveksling i retninger som følger strømmen, og at det er ulik styrke i utvekslingen mellom delområder. Det var størst sannsynlighet for vellykket bunnslåing i et område for larver som stammer fra samme området, men den viste også at det er et signifikant innslag av yngel fra andre områder.

KnowSandeel-prosjektet skal modellere larvedrift vha. regionale havmodelleringssystemer (ROMS) for å kvantifisere mengder larver som spres fra de ulike gyteområdene i Nordsjøen. Prosjektet skal også analysere historiske ekkoloddata og tråltrekk for å undersøke romlige og temporære strukturer og interaksjoner mellom dyreplankton, tobislarver, juvenile og voksne. Evt. ny kunnskap fra dette arbeidet skal brukes for å tilpasse parametervalg i modellen.

3.4 Fiskerier ved Vikingbanken

De største tetthetene av tobis finnes i Nordsjøen, der man har drevet et kommersielt fiskeri etter tobis siden begynnelsen av 1950-tallet, med årlige landinger på opptil 1,2 millioner tonn (ICES 2020). Fisket etter tobis foregår på dagtid når fisken opptre i stimer på jakt etter dyreplankton. Fisket foregår med småmasket bunnsnål med trålhøyde på opptil 40 meter. På grunn av at tobisbiomassen på Vikingbanken er på et kritisk lavt nivå har området vært stengt for tobisfiske siden 2009 (jfr. kapittel 3.3).

Tobisfisket blir regulert etter en nasjonal områdebasert forvaltningsmodell for fem områder, der Vikingbanken utgjør det nordligste området. Figur 2 viser områdeinndeling for forvaltning av fiske etter tobis i norsk sone. Formålet med forvaltningsmodellen er å øke rekrutteringspotensialet og øke mattilgangen for arter i Nordsjøen som beiter på tobislarver og eldre tobis, og sikre et langsiktig bærekraftig tobisfiske.

Vikingbanken var tidligere et av de viktigste områdene i Nordsjøen for norsk og utenlandsk konsumfiske med bunnsnål etter torsk, sei og hyse. Blant annet som følge av bestandsutviklingen for disse fiskeslagene har områdets betydning for konsumfisket avtatt. I dag domineres konsumtrålfisket i norsk sone Nordsjøen av utenlandske fartøyer, og dette mønsteret gjelder også på Vikingbanken. Figur 2 viser norsk og utenlandsk fiskeriaktivitet ved Vikingbanken i Q2 i 2019. Det utenlandske fisket er ikke spesifisert på redskapstyper i figuren, men fangstmønsteret viser at det i hovedsak er fiske med bunnsnål. I det aktuelle området er storparten av de utenlandske fartøyene skotske.

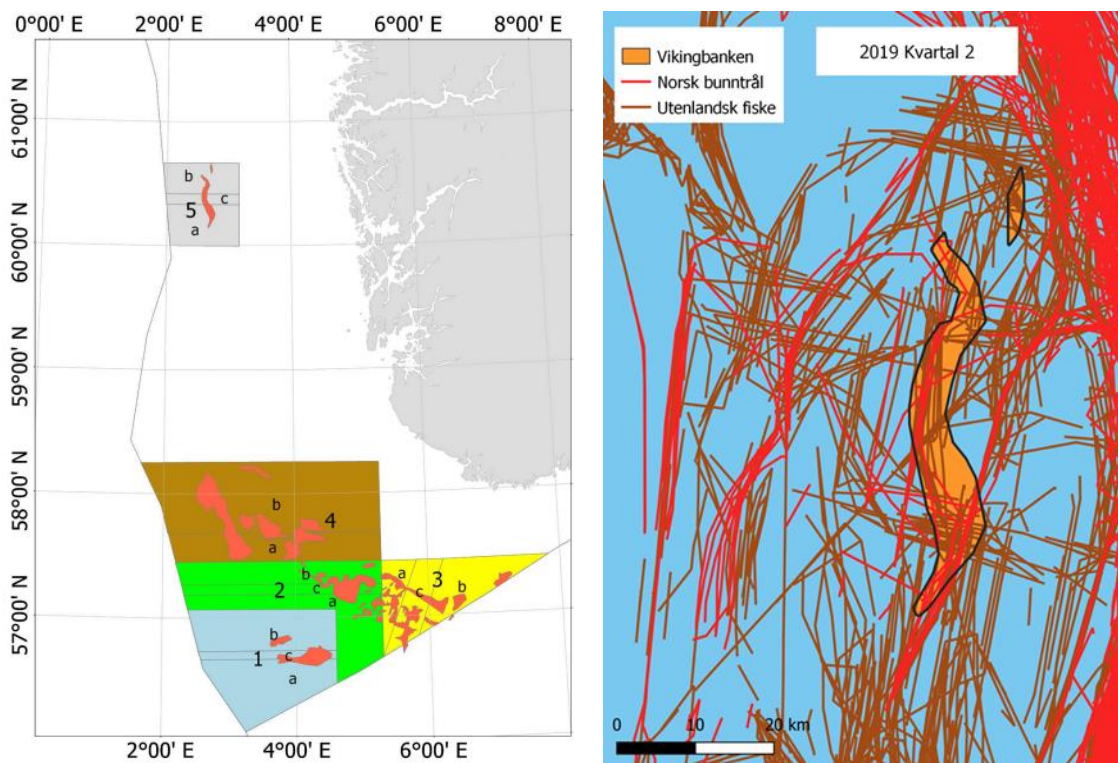
Trål er et traktformet fiskeredskap som dras gjennom vannet, der en har gjennomsling av vann og fisken blir fanget inn og havner til slutt helt bak i trålposen. En bunntråd vil alltid ha kontakt med havbunnen. Trålen holdes åpen ved hjelp av trålkuler, bunngir og tråldører. I tradisjonell bunntråling er det bare tråldører og bunngir som har kontakt med bunnen under tauing. Avhengig av type fiskeri og havdybde kan bredden av bunnen som påvirkes under tråling med enkel bunntråd være mellom 40 og 200 m.

Alle deler av en bunntråd som har bunnkontakt kan sette gjenkjennelige spor på havbunnen. Undersøkelser gjennomført i Norge og Skottland (DEGREE 2010) har målt avtrykk etter trålkomponenter på sjøbunn og fant at tråldørene har den største påvirkningen sammenliknet med de andre komponentene. Sporet etter dørene var opp til 1,5 m brede med furer på opptil 20 cm dybde. Tråldøren flytter store mengder substrat på hver side av sporet og gir også resuspensjon av overflatesedimenter bak trålen (Buhl-Mortensen m.fl. 2013). Artsdatabanken oppgir at spor etter bunntråling framstår som furer med bredde opp til 50 cm og dybde opp til 70 cm (www.artsdatabanken.no, eksterne kilder ikke angitt).

Det er ikke kjent om slikt fiske kan påvirke tobishabitatene på Vikingbanken. Dersom sedimentet ikke er homogent i den dybden som er påvirket av trålfurer kan kornstørrelsesfordelingen endres ved omveltning av sedimentet, noe som også kan påvirke oksygeninnholdet.

Equinor har gjort undersøkelser av kornstørrelse i tobishabitat ifm. med utbygging av Krafla og funnet homogent sediment i tre meter dybde (se videre omtale i kapittel 3.5, bunnpåvirkning). Ved slikt homogent sediment vil trolig omveltning pga. tråling ha lite å si for substratets egnethet som tobishabitat. Økt rekruttering ved tobisfelt i sør der det drives trålfiske etter tobis kan også tyde på at tråling ikke forringer habitatet i seg selv. Men det er mulig bunntråling etter andre arter enn tobis kan påvirke tobis som ligger nedgravd i sedimentet negativt ved at fisken skremmes bort og stresses ved trållaktivitet. Særlig vil en slik effekt være negativ i perioden da tobis ligger nedgravd i dvale. Det kan også tenkes at tobis fanges i trålen eller skades ved sammenstøt med trålpose og utstyr. Maskevidde på trålposen for konsumfiske vil føre til at tobis ikke landes som bifangst.

En nederlandsk studie har undersøkt om fiskeintensitet med bunntråd påvirker distribusjon av tobis i områder med egnet bunns substrat. Det var negativ korrelasjon mellom fiske med bunntråd etter flatfisk og forekomst av tobis, der tobis var vanlig i områder med lav fiskeintensitet og ikke til stede i områder med høy fiskeintensitet (Tien m.fl. 2017). Tilsvarende sammenheng ble ikke funnet ved fiske etter reke, noe som muligens kan forklares ved at utstyret ved reketråling er lettere og gir mindre effekt på sjøbunn. Resultatet kan også skyldes at flatfisk har annerledes substratpreferanser enn tobis. I Norge fiskes det normalt ikke etter flatfisk og reke ved tobisfeltene.



Figur 2. Venstre: Områdeinndeling for forvaltning av fiske etter tobis i norsk sone. De røde feltene inne i forvaltningsområdene viser de viktigste tobisfeltene. Figuren er hentet fra rapport for tobistokt i Nordsjøen (Johnsen 2021). Høyre: Satellittsporingsdata over fiskerier med ulike type redskap på og ved Vikingbanken i Q2 2019 (kilde: Fiskeridirektoratets satellittsporingsdata).

3.5 Bunnpåvirkning

Tobishabitatene har bunn sediment med grov sand eller fin grus der det er lavt innslag av leire og silt og gode oksygenforhold. Foringelse av bunn sedimentet kan påvirke overlevelsen til nedgravde individer og egg som ligger klistret til sedimentene. Det er flere olje- og gassaktiviteter som kan påvirke bunn sedimentet negativt.

Utslipp av borekaks og slam kan føre til endring av kornstørrelse i sedimentet, dekke til sedimentet og forhindrer oksygentilførsel. Fysisk aktivitet på sjøbunn ved plassering av installasjoner, legging av rør og kabler med graving og grøfting, og ankerhåndtering kan føre til endring i sedimentene og spredning av fine partikler under arbeidet. Tobis som ligger nedgravd under installasjoner og egg klistret til sjøbunn kan dø. Fysiske inngrep på sjøbunn forventes å ha størst negativ effekt om vinteren når tobisen ligger nedgravd i dvale. Installasjoner på sjøbunn kan også gi endring i strømforhold.

Det er gjennomført en rekke modelleringsstudier av utslipp av borekaks i forbindelse med sårbarhet- og risikovurderinger i områder med koraller, svamp og sjøfjær. Det er også gjennomført flere slike studier i forbindelse med boreaktivitet ved eller i nærheten av tobisområder.

DNV har på oppdrag for Norsk olje og gass oppsummert erfaring fra spredning av kaks og partikler fra modellering og overvåking av mer enn 30 boreoperasjoner i håndboken «Species and Habitats of Environmental Concern» (NOROG 2019). Følgende generelle effektområder er satt for tykkelsen av sedimenter som avsettes ved utslipp av borekaks og borevæske:

- >10 mm: 0 – 100 m
- 3 – 10 mm: 100 – 250 m
- 1 – 3 mm: 250 – 500 m

Utslippsdyp, strømforhold og sjøbunnens topografi har betydning for spredningen. Det forventes generelt at partikler som slippes ved overflaten vil spres over et større område og gi lavere sedimenttykkelse ved avsetning sammenliknet med utslipp ved sjøbunn.

3.5.1 Studier utført av Equinor

Equinor har gjort vurderinger av bunnpåvirkning for nedgraving av kabler og rør basert på sedimentkjerner (CPT) og høyoppløselig batymetri i forbindelse med utbygging ved Krafla. Det er nå besluttet at rør fra Krafla vil gå utenom tobishabitatet på Vikingbanken (Equinor 2021 a). Det ble gjort tidligfasevurderinger for legging rør og kabler over Vikingbanken da det var knyttet bekymring til eventuell forringelse av tobishabitatet. Eksempler på påvirkning fra rørlegging i tobishabitatet er spredning av fine partikler ved graving og dannelse av sedimentfonner langs rørene pga. endring i strømforhold på bunnen.

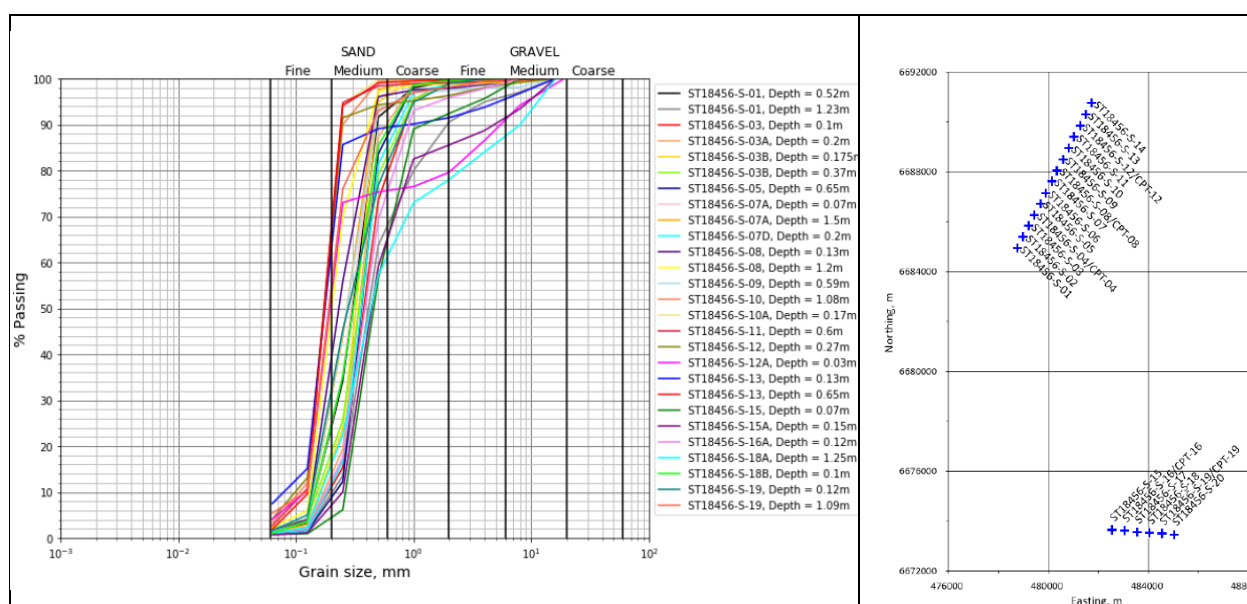
Det ble gjennomført analyser av kornfordeling ved 10 stasjoner på Vikingbanken i 2013 (Uni Research 2014). Analysene viser at sedimentet var homogent over hele det undersøkte området.

NGI har utført undersøkelser av kornstørrelsesfordeling i sedimentkjerner fra Vikingbanken (NGI 2018). Resultater for kornstørrelsesfordeling er vist i Figur 3. Det er relativt små variasjoner i kornstørrelse og det er mer variasjonen mellom lokasjoner enn ved dybde.

CPT-prøver viste jevn sandkvalitet tre meter ned i sedimentet. Basert på dette er det forventet at en omveltning i sedimentet i forbindelse med legging av rør vil ikke gi endret kornstørrelse og antakelig ikke vil påvirke overflatesedimentets egnethet for tobis på sikt, men vil gi en lokal og forbigående effekt ved skremming av nedgravd fisk i operasjonsfasen for rørleggingen. Basert på undersøkelsene har Equinor vurdert at avtrykk ved rørlegging kun er knyttet til arealbeslag, dvs. arealet som påvirkes er utgjort av diameter på rør x rørets lengde.

Endring i strømforhold og dannelse av sedimentfonner er undersøkt ved å utnytte batymetridata fra eksisterende rørledning sørøst på Vikingbanken. Rørledninger overvåkes årlig med ROV med flerstrålesonar som dekker 15 m til hver side av røret. Disse dataene er brukt for å undersøke sedimentering ved rørledningen. Røret ligger typisk innsunket i sedimentet med 10-30% av rørets diameter. Det ble funnet påvirket sediment i 5-10 meter bredde i områder der det er lagt grus under røret. I områder uten grus ble det ikke funnet indikasjon på avsetninger av sediment nedstrøms fra røret.

Som nevnt over er det i etterkant av disse undersøkelsene besluttet at det ikke vil legges rør over Vikingbanken i forbindelse med feltutbygging ved Krafla.



Figur 3. Kornstørrelsesfordeling i sedimentkjerner fra prøver i området for Krafla rørledninger (venstre) og lokasjoner for prøvestasjoner (høyre).

Equinor har utført en spredningsstudie av kaks for utslipp fra topphullsboring ved fire brønner ved Stjerne i ytterkanten av Vikingbanken tobisområde (DNV 2012 a). Boreoperasjonen ble gjennomført med partikkelfri borevæske. Barytt var derfor ikke en del av utslippet. Kaks ble ledet bort fra tobishabitatet ved hjelp av kakstransportsystem (CTS). Det ble tatt sedimentprøver fra 36 ulike stasjoner. Disse ble undersøkt ved hjelp av seks ulike metoder for å identifisere partikler fra borekaks i sedimentet.

Studien viste partikkelspredning mellom 100 og 300 m fra utslippslokasjonene (CTS) med hovedvekt av avsetning i en avstand på 50 – 100 meter. Effektområde er i samsvar med erfaring fra andre operasjoner, selv om volum med kaks som ble sluppet ut ved Stjerne ble vurdert å være stort sammenliknet med andre operasjoner. Det ble ikke vist transport av borepartikler inn i Vikingbanken tobishabitat. Bruk av partikkelfri borevæske bidro antakelig til reduksjon av effektområde for partikkelspredning sammenliknet med om det hadde vært brukt borevæske med barytt. Erfaring fra andre studier har vist at de små baryttpartiklene har potensiale til å spre seg over relativt store avstander fra utslippspunktet (DNV 2012 a).

3.6 Operasjonelle utslipp

Utslipp av produsert vann og produksjonskjemikalier utgjør de største regulære utslipp i Nordsjøen. Norske utslipp av produsert vann utgjør ca. 130 millioner m³ per år. Utslipp fra Tampen-området utgjør ca. 53% av det norske totalutslippet og i 2020 tilsvarte dette 828 tonn ren olje (Johnsen m.fl. 2021). Vikingbanken ligger nedstrøms utslipp av produsert vann fra Tampen.

Produsert vann består av formasjonsvann i tillegg til vann og kjemikalier tilsatt under produksjon. Det produserte vannet som kommer opp av brønnen med brønnstrømmen blir skilt fra oljen og gassen, renses og deretter sluppet ut i sjøen (eller reinjisert i reservoaret). Vannet som slippes ut i sjøen inneholder olje, kjemiske stoffer som finnes naturlig i reservoaret og kjemikalier som tilsettes under produksjonen. Innholdet og sammensetningen av det produserte vannet varierer både mellom feltene og på ett og samme felt over tid.

Oljeinnholdet i produsert vann som slippes til sjø, skal være så lavt som mulig ([rammeforskriften kapittel II](#) og [styringsforskriften §7 og §8](#)). Maksimum tiltatt konsentrasjon av olje i produsert vann er 30 mg/l (ppm) som vektet gjennomsnitt for en kalendermåned ([aktivitetsforskriften §60](#)). For nye utbygninger har miljøforvaltningen forventning om lavere konsentrasjoner.

Kunnskapsgrunnlaget for ulike livsstadier av tobisens sårbarhet til påvirkning fra produsert vann er svært begrenset. Tidlige livsstadier av fisk (egg og larver) er generelt de mest sårbare for oljeforurensning, men man mangler kunnskap om terskelverdier for effekter av de ulike stoffene i produsert vann. I EIF-beregninger benyttes etablerte PNEC-verdier («Predicted No Effect Concentration») utarbeidet av OSPAR-kommisjonen for naturlig forekommende stoffer i produsert vann (se OSPAR, 2014 for kilder og referanser til toksikologistudier for de ulike stoffene).

PNEC-verdier for stoffer i produsert vann er gitt i Tabell 3, sammen med eksempel på konsentrasjoner i produsert vann og fortynningen som er nødvendige for at konsentrasjonen i produsert vann skal være lik PNEC-verdien. Artene (og livsstadium), endepunkt og sikkerhetsfaktor som benyttes til å etablere PNEC-verdier varierer og PNEC-verdien til for eksempel naftalen (inkludert C1-C3 alkylhomologer) på 2ppb er etablert basert på kronisk LC10 på 20 for regnbueørret og en sikkerhetsfaktor på 10.

Terskelverdien for olje er 70,5 ppb. Summeres alle PAH-forbindelser i tabellen gir dette en sum PAH16 på 4,3 ppb. PAH i produsert vann er dominert av 2-3 ringer PAH. Studier med terskelverdier/effektnivåer for TCH og PAH er vist i Tabell 4.

Tabell 3. Naturlig forekommende stoffer i produsert vann og tilhørende PNEC-verdier som benyttes i standardiserte EIF-beregninger på norsk sokkel (OSPAR, 2014). Også vist eksempler på målte konsentrasjoner av stoffene i produsert vann fra Oseberg C i 2020 og nødvending fortynning for at konsentrasjonen skal være lik PNEC. 1 mg/l = 1 000 µg/l.

Gruppe	Enkeltkomponent (totalkonsentrasjoner med unntak av metall som er oppløst)	PNEC µg/l (ppb)	Konsentrasjon i produsert vann mg/l (ppm)	Fortynninggrad (konsentrasjon/PNEC)
Olje	Olje	70.5	13.26	188
BTEX	Benzene (and xylene)	8	5.56	695
	Toluene	7.4	2.333333333	315
	Ethylbenzene	10	0.096666667	10
2-3 ringer PAH	Napthalene (and alkyl homologues)	2	0.424833333	212
	Acenaphthylene	0.13	0.001283333	10
	Acenaphthene	0.38	0.001043333	3
	Fluorene	0.25	0.010516667	42
	Phenanthrene (og alkyl homologues)	1.3	0.106733333	82
	Anthracene (+dibenzothiophene og alkyl homologues)	0.1	0.030128333	301
4-ring PAH	Fluoranthene	0.01	0.000496667	50
	Pyrene	0.023	0.000461667	20
	Chrysene	0.007	0.000935	134
	Benz(a)anthracene	0.0012	0.000211667	176
5-6-ring PAH	Benzo[b]fluoranthene	0.017	0.000245	14
	Benzo[k]fluoranthene	0.017	0.00008	5
	Benzo(a)pyrene	0.022	0.000062	3
	Indeno[1,2,3-cd]pyrene	0.00027	0.000005	19
	Dibenzo(a,h)anthracene	0.00014	0.000005	36
	Benzo(g,h,i)perylene	0.00082	0.000082	100
Fenoler	Phenol (and C1-C3 alkyl phenols)	7.7	10.03	1 303
	Butylphenol (and other C4 alkyl phenols)	0.64	0.0425	66
	Pentylphenol (and other C5 alkyl phenols)	0.2	0.008516667	43
	Octylphenol (and C6-C8 alkyl phenols)	0.01	0.000673333	67
	Nonylphenol (and other C9 alkyl phenols)	0.3	0.000103333	0
Tungmetall	Zink (Zn)	3.4	0.001733333	1
	Kobber (Cu)	2.6	0.00005	0
	Nikkel (Ni)	8.6	0.001061667	0
	Cadmium (Cd)	0.21	0.0000075	0
	Lead (Pb)	1.3	0.000073	0
	Mercury (Hg)	0.048	0.000011	0
	Arsenic (As)	0.6	0.001195	2
	Chromium (Cr)	0.6	0.000643333	1

3.7 Akutte oljeutslipp

Kunnskap om ulike livsstadier av tobisens sårbarhet ovenfor olje er mangelfull. Generelt er tidlige livsstadier av fisk (egg og larver) mer sårbare for oljeforurensning enn voksen fisk. Eksponering under embryoutvikling kan føre til misdannelser og embryo som eksponeres for olje kan akkumulere olje i vevet. Særlig hjertet er sårbart for oljeeksponering, der både funksjon kan påvirkes direkte, men også celledesignaler som er viktige for utvikling av hjertet kan påvirkes. Forsøk på hyse og stillehavssild har vist at oljeeksponering i små mengder ved embryostadiet

kan gi svømmeforstyrrelser hos senere stadier (Cresci, 2020; Incardona, 2015), noe som forventes å kunne gi redusert overlevelse i naturen.

Det er kjent at noen arter er mer følsomme for oljeeksponering enn andre. Hyse og polartosk har klebrig eggeskall som er vist å adsorbere oljedråper til skallet og gjør artene opp til ti ganger mer sårbare for oljeeksponering enn andre liknende arter (Sørensen m.fl. 2017). Tobis har også et klebrig eggeskall, men det er ikke undersøkt om eggene kan akkumulere oljedråper på samme måte som hyse og polartorsk. En eventuell forhøyet sårbarhet grunnet klebrige eggeskall vil være relevant for oljeeksponering ved bunn, der eggene befinner seg i perioden desember til februar.

Havforskningsinstituttet skal som en del av *KnowSandeel*-prosjektet utføre eksponeringsstudier av olje for tobis for å dokumentere effektnivåer og respons for ulike livsstadier. Slike data vil være grunnleggende for å vurdere effekter av akuttutslipp av olje ved petroleumsaktivitet ved Vikingbanken og ved andre tobisområder.

Det er gitt en grov oversikt over terskelverdier eller effektnivåer av olje fra litteraturen i Tabell 4.

Ved akuttutslipp av olje vil det være ulik eksponering av forurensning vertikalt i vannsøylen og ved havbunn. Eggene er sårbare for forurensning ved havbunnen, mens larver, yngel og voksne kan også eksponeres for oljekonsentrasjoner i vannsøylen. Modellering av utslipp av olje ved sjøbunn viser at høyeste oljekonsentrasjoner registreres i de øverste meterne av vannkolonnen (f.eks. DNV GL 2017, Acona se også Kapittel 3.7.1).

Eggene på sjøbunnen kan eksponeres for olje dersom oppløst eller dispergert olje fra overflaten når bunnen og forurenser substratet eller det strømmer oljeforurenset vann over eggene i det nederste vannlaget. Olje kan bindes til organisk materiale og uorganiske partikler (såkalt marin snø) og synke ned og dekke havbunnen som marin «oljesnø». Olje kan også blandes ned i sanden på havbunn og i visse tilfeller bli liggende over flere år. I tillegg til at eggene eksponeres og skades vil selve tobishabitatene også være svært utsatt for slik oljeeksponering. Sjøbunn på Vikingbanken består i hovedsak av sand og grus, noe som indikerer at området ikke er et sedimentasjonsområde. Equinor vil gjennomføre prøvetaking og analyse av THC i sediment ved Vikingbanken i 2022 med formål å kartlegge om eksponering fra sediment er en relevant problemstilling for tobis.

Laboriestudier har vist at en beslektet art av havsil, Pacific sand lance (*Ammodytes hexapterus*), tolererer relativt høye konsentrasjoner olje før den bytter til ugunstige habitat (Pinto m.fl., 1984; Pearson m.fl., 1984). Pinto m.fl. (1984) fant at tobis unngikk å grave ned i substrat med høyere oljekonsentrasjoner enn 116 ppm. Pearson m.fl. (1984) fant i deres første eksperiment at tobis tilbrakte 20% mindre tid i sanden ved konsentrasjoner på 306 ppm, mens i deres andre fant de ingen effekt ved konsentrasjoner på 28 og 256 ppm. Som en del av *KnowSandeel*-prosjektet skal Havforskningsinstituttet også undersøke om tobis vil foretrekke et oljeforurenset foretrukket sediment fremfor en rent ikke-foretrukket substrat. I studiet til Pinto m.fl. (1984) fant de ut at tobis unngikk både oljeforurenset og ikke-foretrukket substrat, dvs. de ble værende i vannmassen.

Tabell 4. Terskelverdier eller effektnivåer av olje (THC, dråper og/eller oppløst) og PAH¹.

Komponent	Effektnivåer (ppb)	Forsøksorganisme	Endepunkt og metode	Kilde
THC (dispergert og /eller oppløst)	40,4	Marine organismer	PNEC (kronisk NOEC/sikkerhetsfaktor)	Scholten m.fl., 1993
	58	Marine organismer	LC5 for vekst og akutt dødelighet (SSD)	Nilsen m.fl., 2006
	70,5	Marine organismer	EC5 for vekst og akutt dødelighet (SSD)	Smit m.fl., 2009
	92-200	Gyteprodukter, tidlig livsstadier	Akutt dødelighet (litteratur, estimer)	Vikebø m.fl., 2013
	110	Gyteprodukter, tidlig livsstadier	LC5 estimert fra en PAH for Balder oljen på 0,74 ppb	DNV GL and Sintef, 2010

Komponent	Effektnivåer (ppb)	Forsøksorganisme	Endepunkt og metode	Kilde
	39-150	Kveitelarver	Noen til 100 % deformitet, toksikologistudier - EGGTOX	Perrichon m.fl., 2021
	25	Hyseegg	Akutt dødelighet (død før klekking), toksikologistudier - EGGTOX	EGGTOX
	10	Hyse, embryo	Svømmeevne	Oppgitt i HI og referert til (Cresci m.fl., 2020).
	30	Embryo, fisk	Ukjent	Oppgitt i HI og referert til Sørhus m.fl., 2021
PAH ³	0,76	Hyselarver	Deformert, akutt dødelighet, toksikologistudier - EGGTOX	EGGTOX
	2,6	Torskelarver	Akutt dødelighet, toksikologistudier - EGGTOX	Cresci m.fl., 2020
	0,1 ²	Hyse, embryo	Ingen effekt	Oppgitt i HI og referert til (Cresci m.fl., 2020)
	0,25 ²	Hyseegg	Akutt dødelighet (død før klekking), toksikologistudier - EGGTOX	EGGTOX
	0,1, - 0,4	Stillehavssild, larver	Økt dødelighet LOEC for overlevelse, toksikologistudier	Carls m.fl., 1999
	0,15	Atlantisk sild, larver	Økt dødelighet, LOEC for overlevelse toksikologistudier	Ingvarsdóttir m.fl., 2012

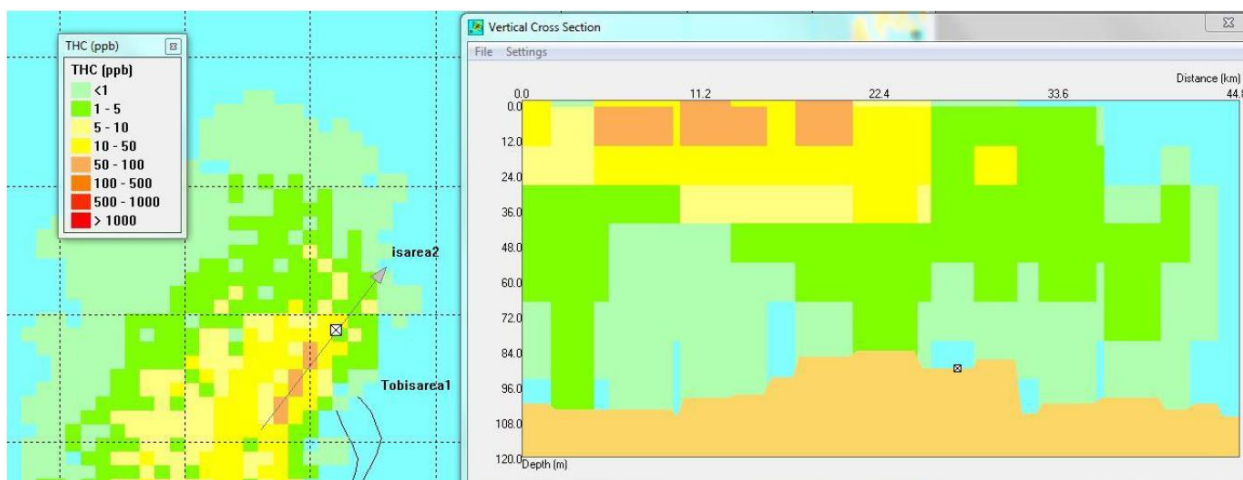
¹Antatt total PAH (PAH16), ²Beregnet fra THC og antatt at andel PAH i oljen er 1%. ³Konsentrasjonen og sammensetning av PAH varierer betydelig mellom ulike oljetyper og under forvitring av oljen. Råolje inneholder vanligvis mellom 0,1 og 5% total PAH'er (for eksempel Neff mfl. 2000).

3.7.1 Studier utført av Equinor

Modellering av oljekonsentrasjoner

Equinor har fått gjennomført modellering av oljekonsentrasjoner i vannkolonnen og sedimentet på Vikingbanken for Tune Statfjord letebrønn i 2017 (DNV GL 2017). OSCAR-modellen ble brukt til å simulere sjøbunnsutslipp av Huldra-kondensat med rate på 330 Sm³/d i 14 dager. For spredning i vannkolonnen ble det beregnet lave THC-konsentrasjoner, der de høyeste konsentrasjonene var i de øverste vannlagene. Større områder rundt gytefeltene viste konsentrasjoner mellom 1-50 ppb og et visst vannvolum over gytefeltene ble beregnet å være kontaminert med konsentrasjoner over 10 ppb (mg/l), men dette volumet var svært begrenset.

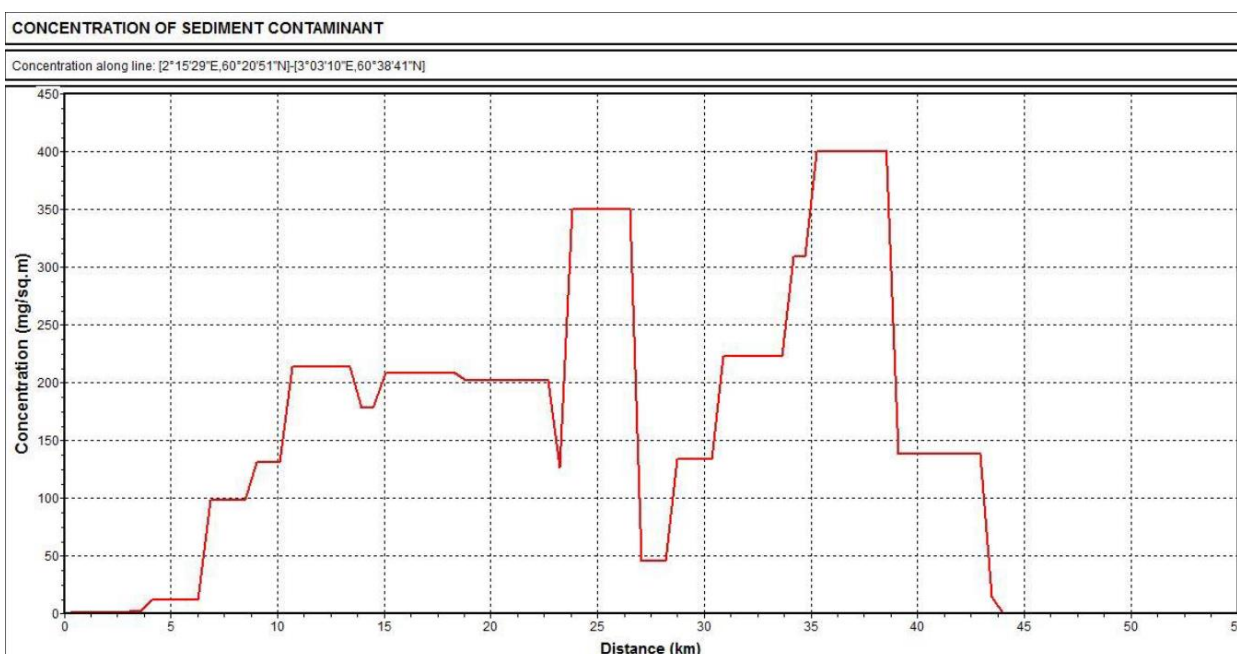
Figur 4 viser eksempel på vertikalsnitt av THC i vannsøylen etter endt simulering (14 dager). Simuleringen er presentert med økt detaljering av vertikalfordeling av vannsøylekonsentrasjoner og viser at de høyeste konsentrasjonene er i de øverste 12 meter av vannkolonnen.



Figur 4. Vertikalsnitt av THC i vannsøylen etter endt simulering (etter 14 dager) med startdato 1. juni for sjøbunnsutslipp av Huldra-kondensat med rate 330 Sm³/d på Tune Statfjord. Brønnlokasjon er markert med x i kartet (DNV GL 2017).

En generell effektgrense for THC-kontaminert sediment ble satt til 900 mg/m² (omregnet fra 50 ppm (mg/kg), anbefalt av OSPAR). Modelleringen viste generelt lave sediment konsentrasjoner under effektgrensen. Et plott av akkumulert THC i sediment langs et 55km langt transekt fra sørvest til nordøst gjennom utslippslokasjonen (ca. ved 25 km) er vist i Figur 5. Resultatene viser maksimale THC-verdier på rundt 400 mg/m² ca. 10 km nordøst for utslippslokasjonen.

Resultatene fra modelleringsstudiet må ses i sammenheng med svært lave utblåsningsrater ved Tune Statfjord. Det er også regnet på høyere rater, men kun gjort sammenlikning mot en grenseverdi på over 58ppb THC i vannkolonnen, der utblåsningsratene måtte opp i ca. 2000 Sm³/d for å gi nevneverdige effektområder over 58 ppb (dvs. områder med >5% dødelighet av larver).



Figur 5. Akkumulert THC i sediment (mg/m²) ved sjøbunnsutslipp av Huldra-kondensat med rate 330 Sm³/d på Tune Statfjord langs et 55km langt transekt fra sørvest mot nordøst gjennom utslippslokasjon (ca. ved 25 km) for simulering med start 1. januar (DNV GL 2017).

ERA Acute analyser av miljøskade

Equinor har utført ERA Acute analyser for tobis for Osebergfeltene (DNV GL, 2019, 2020a, b, c, d), Statfjord (IKM Acona 2021), en mulig avgrensingsbrønn lokalisert nord på Vikingbanken (IKM Acona - pågående arbeid) og to letebrønner lokalisert 77 og 105 km nord for Vikingbanken (IKM Acona 2021a, b).

I analysene av Oseberg-feltene er det lagt til grunn at Vikingbanken er en del av hele tobissystemet i norsk del av Nordsjøen (sammen med de sørlige SVO-områdene). Siden det er antatt at Vikingbanken mottar svært lite larver fra andre områder i Nordsjøen og det ikke er tilstrekkelig faglig grunnlag for å betrakte tobis i Nordsjøen som en samlet bestand (Johnsen m.fl. 2021) er det i etterkant av disse studiene anbefalt at larvetap i miljørisikoanalyser beregnes separat for Vikingbanken (Beste Praksis, 2021).

For å undersøke skadepotensialet for Vikingbanken som en isolert bestand er oljedriftresultatene fra Oseberg studiene etter-prosessert iht. metodikk beskrevet i Faktaboks 1 og 2. OSCAR-modellen (v.11.0.1) er benyttet i alle analysene og ERA Acute versjon 1.1.1.4 med kjernekalculator v. 2.3.0.

Faktaboks 1: Datasett for tobislarver og metode for beregning av larvetap

Det finnes ingen datasett for fordeling og forekomst av tobislarver. NOROGS Beste Praksis-gruppe (Akvaplan-niva, DNV og IKM Acona) har derfor laget tobisdatasett som benyttes i standard miljørisikoanalyser på norsk sokkel.

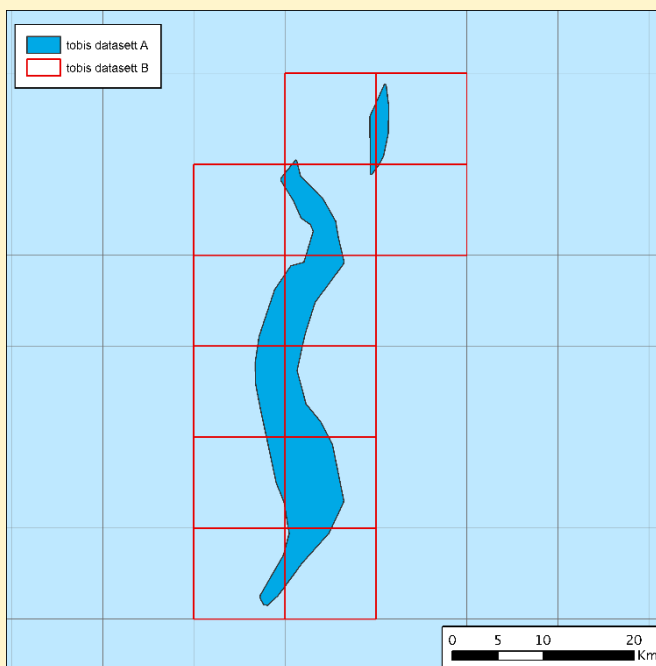
For Vikingbanken SVO er det laget to datasett (Figur 6)

- Tobisdatasett A
- Tobisdatasett B

For begge datasettene er det antatt at Vikingbanken representerer en isolert bestand, dvs. at summen av larvene som klekkes i området summerer til 100%.

I datasett A er det antatt at alle larvene forekommer innenfor polygonene som utgjør SVO-Vikingbanken (blå områder). Forekomst i hver analyserute er gitt ved arealet av polygonene, dvs. *areal av polygon i ruten/areal av ruten*. Totalareal for datasettet er 237 km².

I datasett B er det antatt at alle larvene forekommer innenfor analyserutene som berører SVO-Vikingbanken (røde ruter). Forekomst i hver analyserute er jevnt fordelt over alle rutene, dvs. andel larver i hver rute er ca. 7,7%. Totalareal for datasettet er 1 300 km².



Figur 6. Illustrasjon av tobisdatasett A og B.

Metoder (ERA Acute)

Det benyttes i dag to metoder for å beregne akutt dødelighet på fiskelarver (og/eller -egg) i standard miljørisikoanalyser (Brønner m.fl., 2015).

- Den første tilnærmingen («THC-max») benytter gjennomsnittlige maksimale THC (total hydrokarbonkonsentrasjon) i hver celle, og bruker en dose-responskurve for å beregne potensiell akutt dødelighet på fiskelarver (og/eller -egg).
- Den andre tilnærmingen («QSAR») beregner «body burden» (netto opptak av stoffet) per tidssteg for fiskeegg og -larver vha. toksikologiske beregninger og bruker en tilsvarende dose-responskurve tilnærming for å beregne potensiell akutt dødelighet på fiskelarver (og/eller -egg).

THC-max

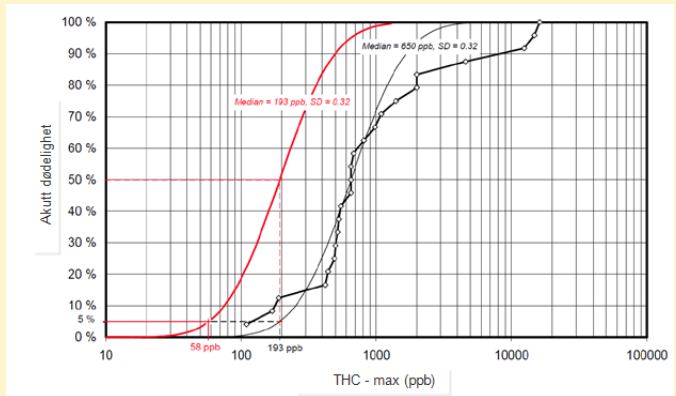
Dette er metoden som benyttes i dag. Normalt tar man ikke hensyn til vertikalfordeling av olje eller larver, men man antar konservativt at disse befinner seg i samme vannlag.

THC-max («tidsmidlet maksimumkonsentrasjon») beregnes ved at man for hvert tidssteg i analysen (15 minutter) beregner en maksimum oljekonsentrasjon

for alle vannlagene og denne tidsmidles over alle tidssteg der verdien er større enn 0. Standard er 10 vertikale vannlag fra 0 – 50 meter, dvs. en oppløsning på 5 meter.

THC-max benyttes sammen med responskurven til å lese av akutt dødelighet i analyseruten. Larvetap for en enkeltsimulering beregnes ved å summere opp tapet i alle rutene. Metoden tar ikke hensyn til om oljen er fersk (og dermed mer giftig) eller ikke.

Dose-responskurven som benyttes i dagens miljørisikoanalyser er basert på toksisitetsdata for 24 arter (SSD) og dermed ikke artsspesifikk og inkluderer ikke toksisitetsdata for tobis.



Figur 7. Illustrasjon av responskurven (rød) som benyttes for beregning av akutt dødelighet for fiskelarver i miljørisikoanalyser utført med ERA Acute. Modifisert fra (Nilsen m.fl., 2006).

Faktaboks 2: Populasjonsmodellen i ERA Acute og parametervalg

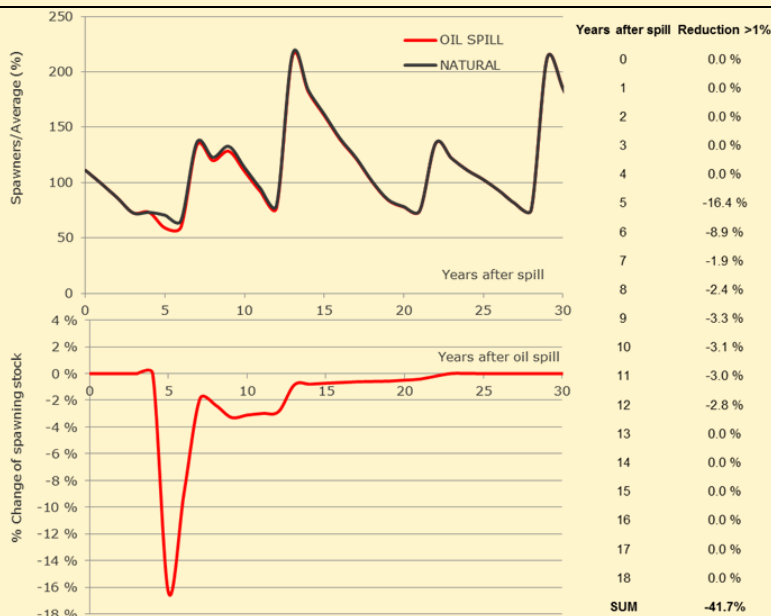
Populasjonsmodellen i ERA Acute er beskrevet av Brønner m.fl., 2015. Inngangsdata til modellen er beregnet larvetap. ERA Acute benytter to modeller for å beregne effekt av larvetap på rekruttering. Hvilken som velges bestemmes av parameteren, «Critical oil mortality» på følgende måte:

- Hvis larvetap > Critical oil mortality, antar modellen at det er et 1:1 forhold mellom larvetap og redusert rekruttering. For eksempel hvis Critical oil mortality settes til 50% vil larvetap over dette redusere rekrutteringen tilsvarende
- Hvis larvetap < Critical oil mortality, brukes «gate modellen», dvs. modellen tar hensyn til naturlig dødelighet for larver (og egg) frem til de når alder for rekruttering

Det er anbefalt å sette Critical oil mortality til 99% (Brønner m.fl., 2015) som innebærer at larvetapet beregnes vha. «gate modellen» og i praksis at selv larvetap på 90% ikke vil påvirke gytebestanden pga. ekstrem høy naturlig dødelighet. Beste Praksis er imidlertid å benytte en Critical oil mortality på 1%, dvs. en død larve = en død rekrutt, som må anses som svært konservativt. I dette studiet er det benyttet en Critical oil mortality på 1%. Modellen kan kjøres stokastisk eller deterministisk. I en stokastisk kjøring tas det hensyn til «gunstige» og «ugunstige» forhold. Resultat er at bestanden varierer betraktelig, men resultat mht. restitusjonstid og miljøskade er tilnærmet lik. Se Brønner m.fl., 2015 for en detaljert beskrivelse av modellen.

Parameter	Beskrivelse	Verdi*	Referanse
CritOilMor	Valg av modell, «standard» eller «gate» modellen	1%	Beste Praksis
NatMort Immatures	Naturlig dødelighet til larver og yngel	0,7	ICES 2021
NatMort Adults	Naturlig dødelighet til voksen	0,4	ICES 2021
AGE_RECRUIT	Alder ved rekruttering	1	Johnsen mfl. 2021
AGE_FIRST_SPAWN	Alder ved 1. gyting	2	Johnsen mfl. 2021
AGE_MAX	Levealder	10	HI 2021
CritDens	Kritisk bestandsgrense	5%	Beste Praksis
M Small Abund	Naturlig dødelighet til voksen hvis bestanden er under kritisk grense	0,3	Dette studiet
tm Small Abund	Alder ved 1. gyting hvis bestanden er under kritisk grense	1	Dette studiet
ClimStart	Stokastisk eller deterministisk modellering av bestanden	0	Beste Praksis

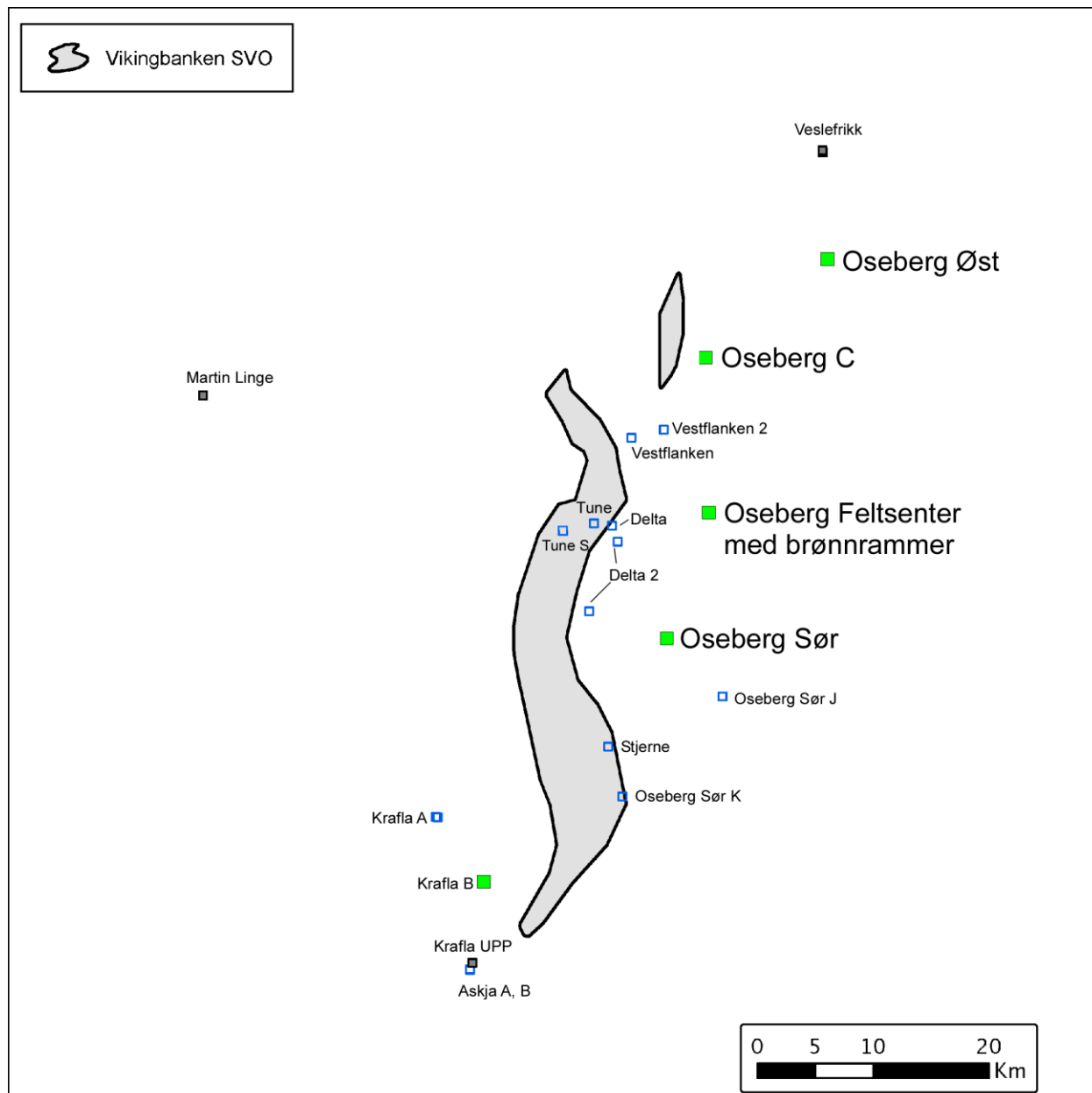
*Verdier for parametere der det hittil ikke har vært definert en Beste Praksis er valgt i samarbeid med DNV i forbindelse med deres samtidige arbeid med miljørisikoanalyse for Krafla.



Figur 8. Illustrasjon av bestandsmodellen for et oljeutslipp som dreper 95% av gyteproduktene for torsk. Øverst stokastisk simulering og nederst deterministisk. I dette eksempelet er restitusjonstiden 8 år og miljøskaden målt i RDF 42. Fra Brønner m.fl., 2015.

Utslippspunktene benyttet i analysene er vist i Figur 9. Merk at utblåsning fra sjøbunnsrammene Tune, Delta, Delta 2, Vestflanken og den ubemannede brønnhodeplattformen Vestflanken 2 (Oseberg H) er modellert fra samme utslippspunkt som Oseberg Feltsenter. Resultatet fra disse utslippslokasjonene vil derfor være underestimert. For Oseberg Sør er kun utslipp fra plattformen modellert (ikke utslipp fra brønnrammene J, K og M).

En oversikt over utslippspunkt, rater og -varigheter til de ulike innretningene er presentert i Tabell 5. Vektet gjennomsnittlig rate varierer mellom 700 og 9 187 og gjennomsnittlig varigheter mellom 10 og 20 døgn. Hver rate er modellert med fem faste varigheter; 2, 5, 14, 35 dager i tillegg til lengste varighet. Komplette rate- og varighetsmatriser for analysene er gitt i Vedlegg A.



Figur 9. Analyseområde for påvirkning av Vikingbanken tobisområde fra akutte oljeutslipp. Innretninger det er beregnet larvetap på tobis for er markert med en grønn firkant.

Tabell 5. Basisinformasjon om utslippene som er analysert i ERA Acute (se Vedlegg A for fullstendige utblåsningsmatriser). Utblåsnings fra olje- og gassbrønner på flere av feltene er modellert med samme oljetype og er dermed antatt å være konservative for gassbrønner. Avstand angir avstand fra utslippspunkt benyttet i modellering og ikke avstand fra selve innretningen.

Felt			Fordeling utslippspunkt (%)		Utslippsrater (Sm ³ /d)		Utslippsvarigheter (d)	
Innretning	Avstand til SVO (km) ²	Oljetype	Overflate	Sjøbunn	Gj.snitt.	Maks	Gj.snitt	Maks
Oseberg Tune ¹	7.3	Sigyn	4	96	1 000	1 000	18	84
Oseberg Delta ¹	7.3	Oseberg C	0	100	3 000	3 000	20	91
Oseberg Delta 2 ¹	7.3	Oseberg C	74	26	3 000	3 000	13	91
Oseberg Vestflanken ¹	7.3	Oseberg C	0	100	3 000	3 000	15	63
Oseberg C	2.3	Oseberg C	71	29	8 000	8 000	11	63
Oseberg Vestflanken 2 ¹	7.3	Oseberg C	78	22	9 187	10 000	10	63
Oseberg Feltsenter	7.3	Oseberg A	79	21	8 449	10 000	10	63
Oseberg Sør	10	Oseberg C	75	25	3 300	3 300	18	70
Oseberg Øst	13	Oseberg Øst	69	31	700	700	12	70
Krafla ³	4,5	Oseberg Sør	0	100	8130	8130	17	64

¹Sjøbunnsrammer og ubemannede brønnhodeplattform (UWP) som tilhører Oseberg Feltsenter.² Oppgitt avstand er fra lokasjon benyttet i modellering. Se Tabell 1 og Figur 9 for faktiske avstander. ³Fra DNVs pågående arbeid med Krafla MRA.

Influensområder for olje i vannkolonnen med grenseverdier for hhv. 10 og 58 ppb THC er vist Figur 10 og Figur 11. Figur 10 viser at det er rundt 50% sannsynlighet for at Vikingbanken SVO vil kunne bli eksponert for THC-konsentrasjoner over 10 ppb gitt en utblåsning fra Oseberg Sør, Oseberg Feltsenter og Oseberg C, mens kun mindre deler av Vikingbanken ligger innenfor 5%-konturen for influensområdet til Oseberg Øst.

Figuren viser også at områder langt unna utslippspunktene har mer enn 5% sannsynlighet for å bli eksponert for oljekonsentrasjoner over 10 ppb og da indirekte at larver, yngel og voksne tobis på Vikingbanken kan kunne eksponeres for konsentrasjoner over 10 ppb fra større utslipp langt unna Vikingbanken.

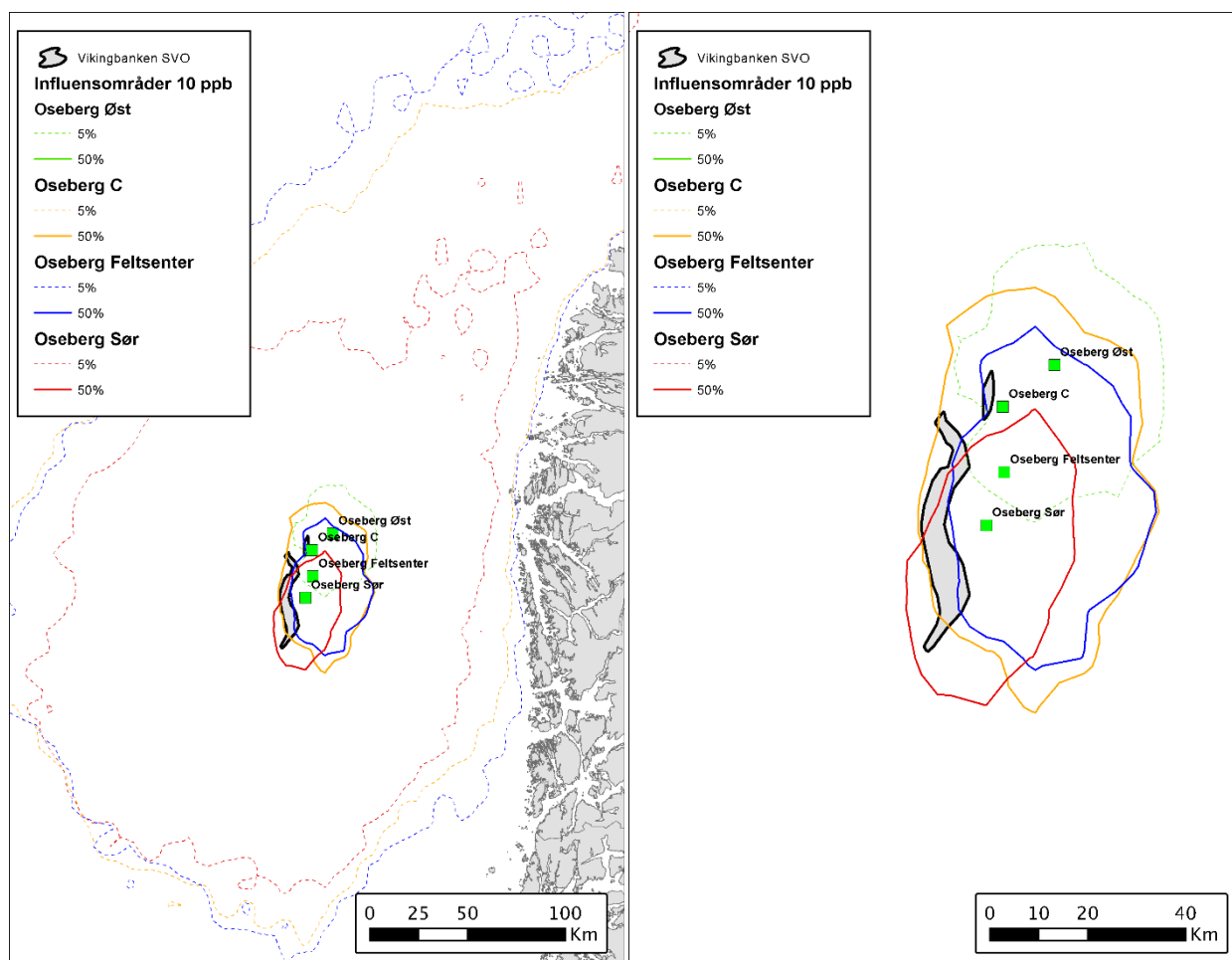
Figur 11 viser at det er mindre enn 50% sannsynlighet og mer enn 5% sannsynlighet at Vikingbanken SVO vil bli eksponert for THC-konsentrasjoner over 58 ppb gitt en utblåsning fra Oseberg Sør, Oseberg Feltsenter og Oseberg C. Gitt en utblåsning fra Oseberg Sør er det mindre enn 5% at de nordlige delene av SVO-området blir berørt.

Influensområder og skadeberegninger

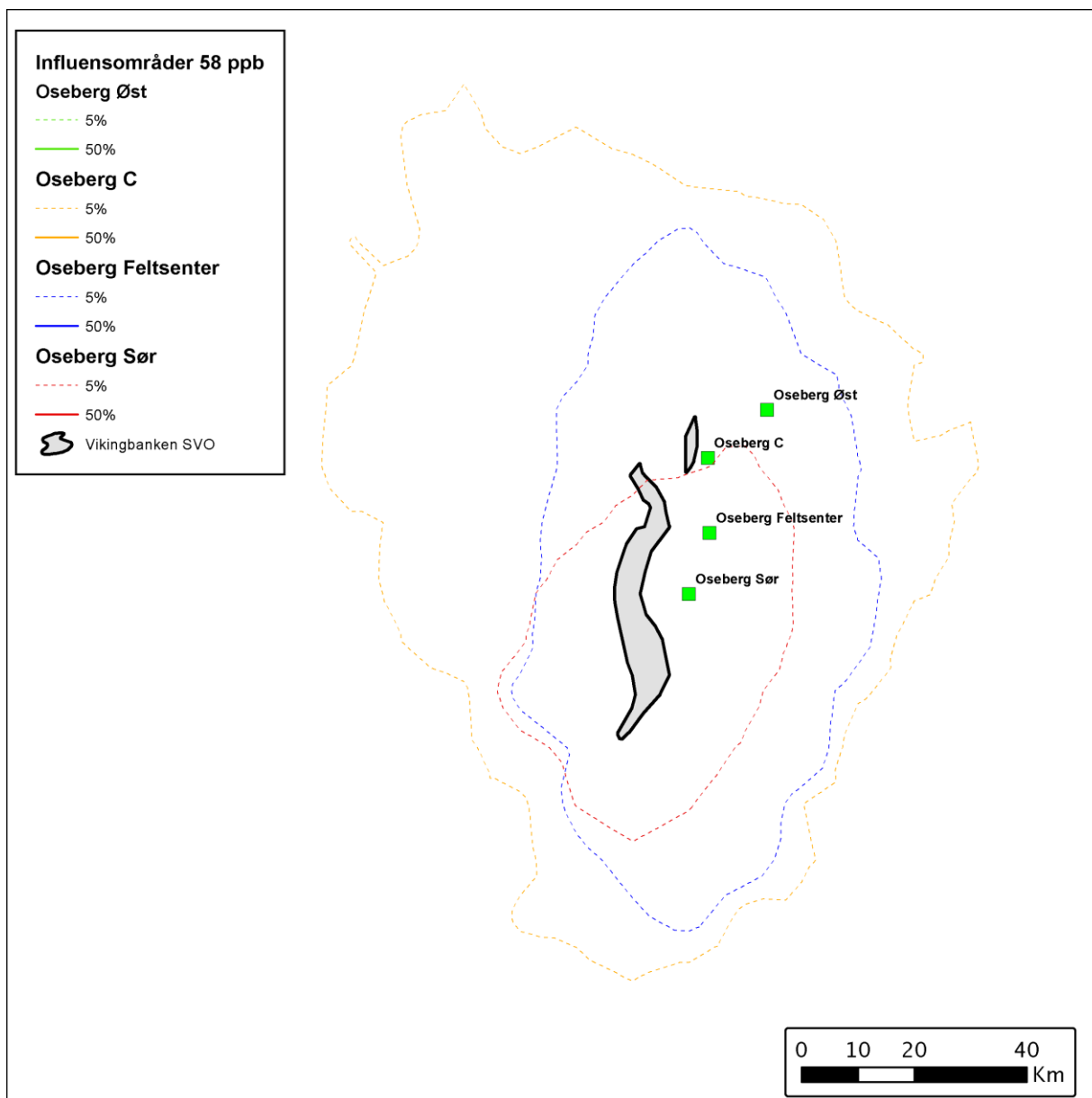
Siden vi ikke har kunnskap om grenseverdier for oljeeksponering av tobis, har Havforskningsinstituttet anbefalt å bruke grenseverdier for andre ekstra sårbare arter i risikoanalyser. I dag er terskelverdi for ingen effekt på hyseembryo <10 ppb olje og dette er også den laveste effektgrensen i dose-respons kurven som benyttes i dagens risikoanalyser (se Figur 7 i Faktaboks 1).

Det er i denne rapporten vist influensområder både basert på dagens beste praksis grenseverdi på 58 ppb THC og en lav grenseverdi på 10 ppb TCH som reflekterer en særlig høy sårbarhet.

Influensområdene er kun en statistisk illustrasjon av alle 10×10 km kartruter med høyere oljekonsentrasjon enn 10 ppb og 58 ppb THC i mer enn 5% og 50% av enkeltsimuleringene. Ved beregninger av larvetap i ERA Acute benyttes den **faktiske modellerte konsentrasjon** per vannkolonnerute for hver simulering (jf. Faktaboks 1).



Figur 10. Influensområder for olje i vannkolonne for perioden februar til og med juli gitt en utblåsning fra Oseberg Øst, Oseberg C, Oseberg Feltcenter og Oseberg Sør. Figurene viser områdene som har høyere konsentrasjon i vannsøylen enn 10 ppb THC i mer enn med hhv. mer enn 5% og 50% av enkeltsimuleringene. Influensområdene til de ulike feltene er angitt med ulike farger. Merk at influensområdene ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er en statistisk størrelse som er beregnet fra enkeltsimuleringer og angir sannsynligheten for at en kartrute eller et område vil bli berørt av mer olje enn grenseverdien forutsatt at en utblåsning finner sted.



Figur 11. Influensområder for olje i vannkolonne for perioden februar til og med juli gitt en utblåsning fra Oseberg Øst, Oseberg C, Oseberg Feltcenter og Oseberg Sør. Figurene viser områdene som har høyere konsentrasjon i vannsøylen enn 58 ppb THC i mer enn hhv. 5% og 50% av enkeltsimuleringene. Influensområdene til de ulike feltene er angitt med ulike farger. Merk at influensområdene ikke viser omfanget av et enkelt oljeutslipp, men er en statistisk størrelse som er beregnet fra enkeltsimuleringer og angir sannsynligheten for at en kartrute eller et område vil bli berørt av mer olje enn grenseverdien forutsatt at en utblåsning finner sted.

Influensområdefigurene viser kun sannsynlighet for at et område vil kunne bli berørt av konsentrasjoner over grenseverdiene, dvs. et mulig effektområde. For å kvantifisere effekten beregnes larvetap basert på modellert konsentrasjon i hver vannkolonnerute for hver simulering.

En oppsummering av resultatene fra de kvantitative skadeberegningene for tobis med Vikingbanken som en egen bestand er oppsummert i Tabell 6. Tabellen viser beregnet larvetap, restitusjonstid og miljøskade for den mest berørte måneden i perioden januar – juli. Resultat er vist for tobisdatasett A (se Faktaboks 1), som er det datasettet som generelt ga de høyeste larvetapene.

Beregnet gjennomsnittlig larvetap varierer fra 0% til 17%, med 95-persentiler fra 0% til 67%. Det er tre innretninger som har et gjennomsnittlig larvetap over 10% og fem som har 95-persentiler på mer enn 30%. Beregnet restitusjonstider er relativt korte, med gjennomsnitt under 3 år og 95-persentiler under 5 år. Miljøskaden (RDF) vil iht. ERA Acute skadeklassifisering defineres som «ubetydelig» for Oseberg Øst og Oseberg Tune, «liten» for Oseberg Delta 2 og «moderat» for resten av innretningene.

Statistikken presentert i Tabell 6 er illustrert i Figur 12. Figurene viser resultater (fullt utfallsrom, n = 352) for de tre endepunktene for den mest berørte måneden, gitt en utblåsning under produksjon fra Oseberg C. Det er stor variasjon i utslippsmengder (rate × varighet) og det er dermed også et stort spenn i beregnet larvetap, restitusjonstid og miljøskade. I tillegg til statistikken som er presentert i Tabell 6 er P50-verdiene (median) illustrert. Dette er verdien som ligger i midten av det fulle utfallsrommet, dvs. det er 50% sannsynlighet for høyere verdi og 50% sannsynlighet for lavere verdi.

I tillegg til deskriptiv statistikk er det beregnet sannsynlighet for larvetap, restitusjonstider og miljøskade i syv pre-definerte kategorier. Eksempel på slike resultater for Oseberg C er vist Figur 13. Figuren viser betinget sannsynlighet for hvert scenario, dvs. sannsynlighet gitt en utblåsning med oppgitt utslippspunkt, rate og varighet. Den siste kolonnen viser betinget sannsynlighet for alle scenarioene, dvs. det er tatt hensyn til sannsynligheten for hvert scenario. Navnet til scenarioene angir utslippspunkt (top eller sub) raten (r) og varigheten (d).

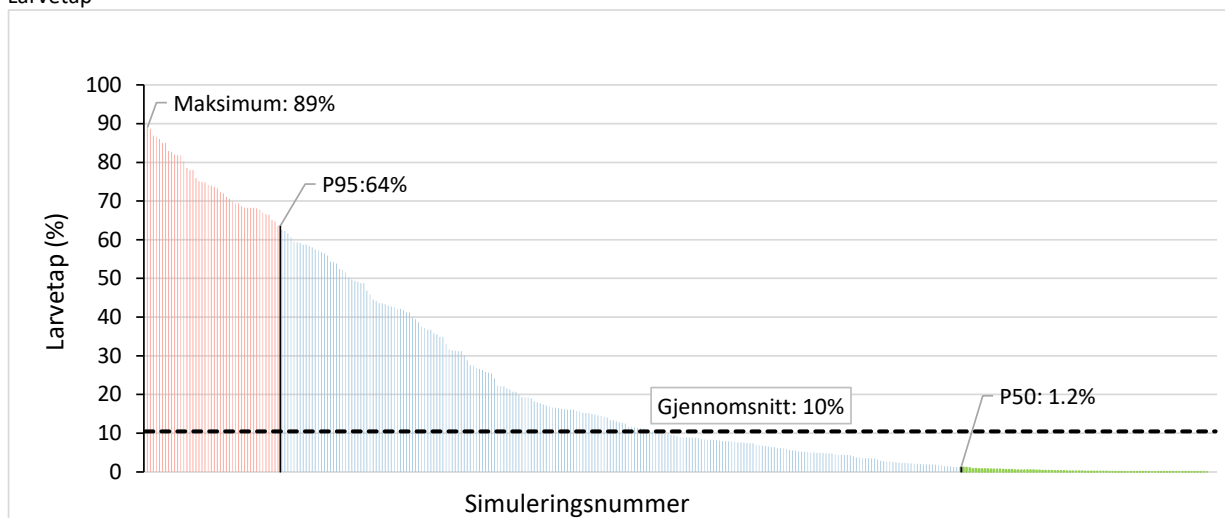
Tabell 6. Oppsummering av resultater fra ERA Acute analyser for tobis på Vikingbanken ved utblåsninger fra innretninger på Osebergfeltene under produksjon. Fargekodene indikerer miljøskade iht. ERA Acute skadeklassifisering av RDF-verdier. Grønn = «ubetydelig», blå = «liten» og gul = «moderat».

Aktivitet	Larvetap (%)			Restitusjonstid (år)			Miljøskade (bestands-år)		
	Snitt	P95	P100	Snitt	P95	P100	Snitt	P95	P100
Oseberg Delta ¹	17	47	60	2.6	4.4	4.6	16	44	59
Oseberg Vestflanken ¹	16	49	60	2.4	4.4	4.7	15	46	54
Oseberg C	10	67	87	1.3	4.6	5.1	9	62	82
Oseberg Sør	6	47	63	0.8	4.4	4.6	5	44	60
Oseberg Delta 2 ¹	5	36	60	0.7	4.1	4.7	4	34	56
Oseberg Vestflanken 2 ^{1,2}	2	8	88	0.2	2.3	5.1	2	7	86
Oseberg Feltsenter ²	2	11	92	0.3	2.9	5.2	2	10	87
Oseberg Tune ¹	1	5	7	0.4	2.0	2.3	1	4	5.7
Oseberg Øst	0	0	1	0.0	0.0	0.1	0	0	0
Krafla	11	41	63	1,6	4.2	4.6	9	37	68

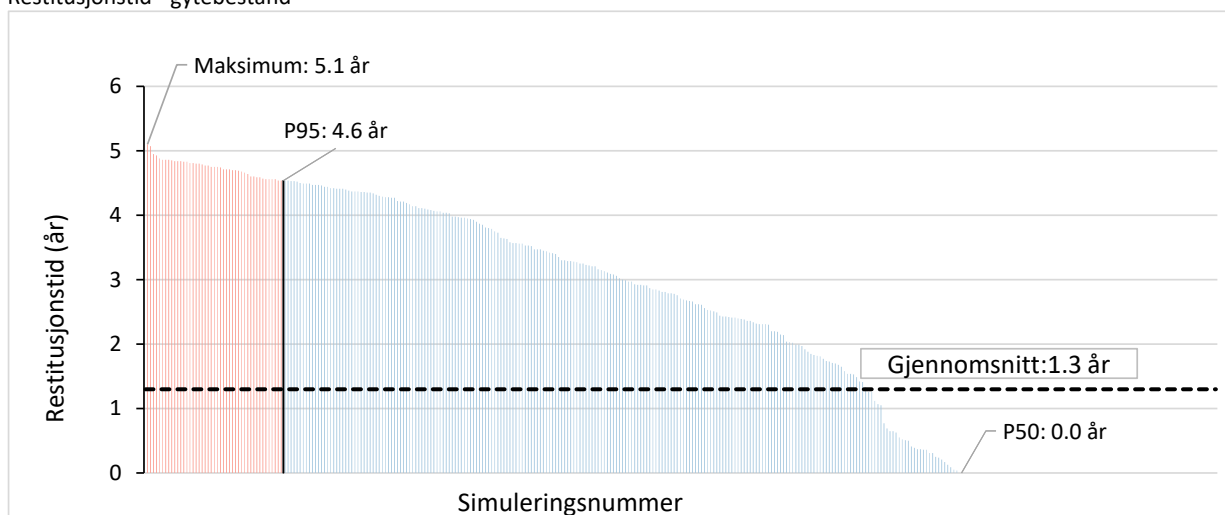
¹ Modellert fra samme geografiske posisjon som Oseberg feltsenter, dvs. i en avstand på 7,3 km fra Vikingbanken SVO.

² Både boring og produksjon er inkludert i utblåsningsmatrisen. ³ Fra DNVs pågående arbeid med Krafla MRA.

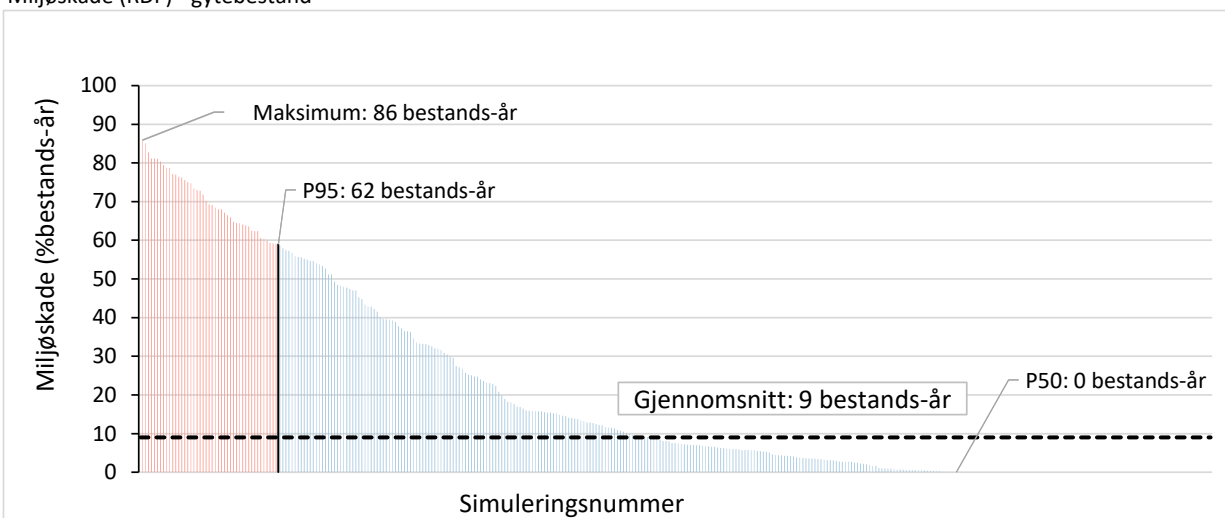
Larvetap



Restitusjonstid - gytebestand

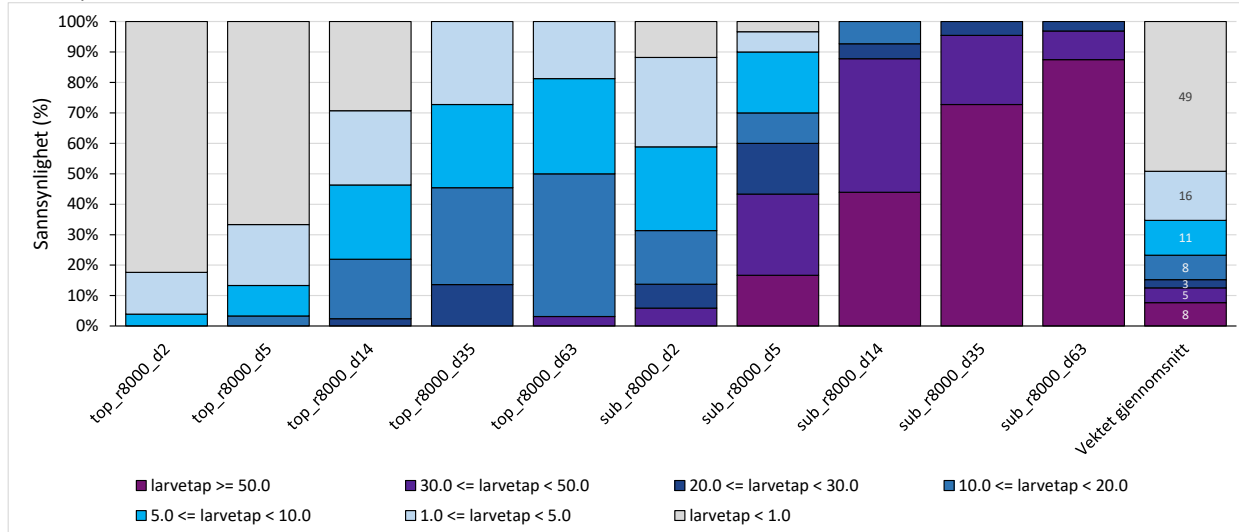


Miljøskade (RDF) - gytebestand

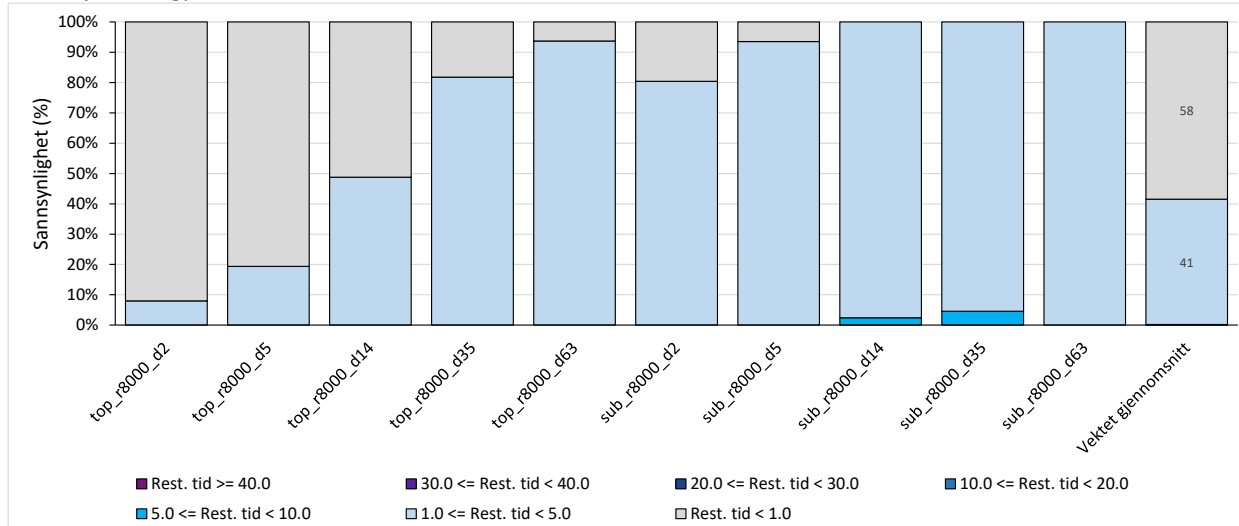


Figur 12. Beregnet larvetap (topp), restitusjonstid (midt) og miljøskade (bunn) for alle enkeltsimuleringer som er utført for utblåsning under produksjon ved Oseberg C i juni.

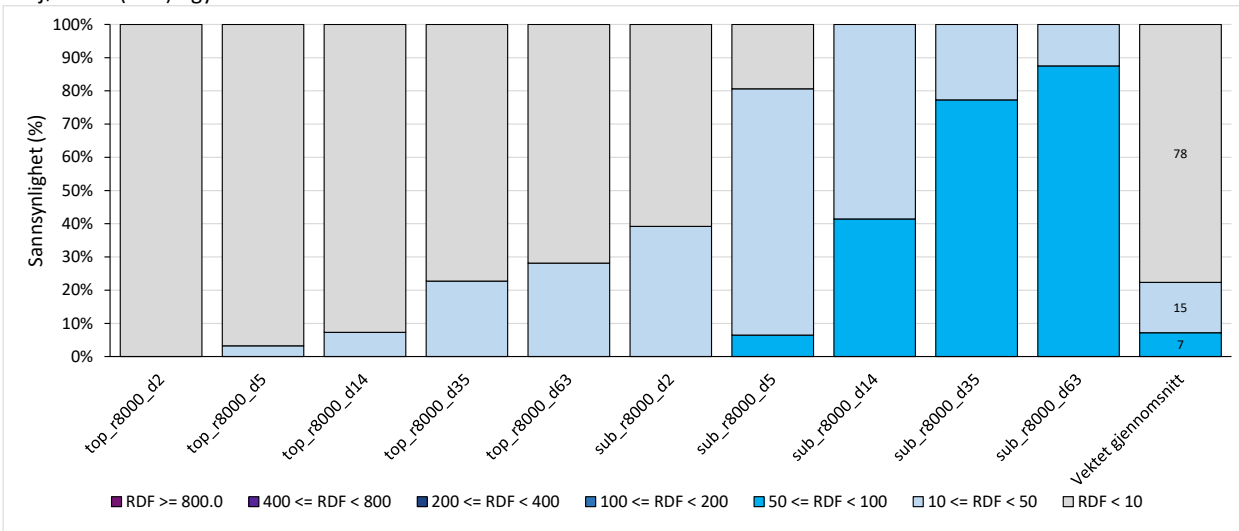
Larvetap



Restitusjonstid - gytebestand



Miljøskade (RDF) - gytebestand



Figur 13. Sannsynlighet for larvetap (topp), restitusjonstid (midt) og miljøskade (bunn) for alle enkeltsimuleringer som er utført for utblåsning under produksjon ved Oseberg C i juni. Se tekst for nærmere forklaring.

3.7.2 Akuttutslipp av olje på norsk sokkel

Hendelser med akutte utslipp av råolje på norsk sokkel i perioden 2005-2020 har vært knyttet til (1) prosessanlegg, (2) bore- og brønnutstyr, (3) stigerør, rørledning og undervannsproduksjonsanlegg, (4) lasteslange og (5) lagertanker for råolje.

Det er totalt registrert 441 hendelser med akutt utslipp av råolje i perioden 2005-2020 (Petroleumstilsynet, 2021). En oversikt over de største akutte utslippene i perioden er vist i Tabell 7. Historisk har det vært syv akutte oljeutslipp på norsk sokkel over 100 tonn, hvorav tre er oppgitt Tabell 7. De to største er utblåsningen på Ekofisk Bravo i 1977, der det iht. Petroleumstilsynet ble sluppet ut i underkant av 11 000 tonn, og brudd på lasteslange med lekkasje av over 3 000 tonn ved Statfjord A i 2007.

De fleste av utslippene er under 100 kg. Mindre akutte utslipp av olje er begrenset i tid og har trolig kun mindre lokale effekter. Antall akutte utslipp under 100 kg per innretningsår varierer fra rundt 0,1 til 0,4 og totalutslippet av akutt olje total sett er i størrelsesorden 100 kg til 2000 kg per år i hele Nordsjøen og svært lavt sammenlignet med olje i produsert vann (Petroleumstilsynet 2021).

I tillegg til tradisjonelle akutte utslipp er det oppdaget flere lekkasjer fra injeksjonsbrønner av produsert vann, borekaks og annen injeksjon. I perioden 2008-2010 ble det oppdaget flere lekkasjer fra injektorer, og Miljødirektoratet utga i 2010 et notat der det kommer frem at enkelte injeksjonsbrønner har hatt lekkasjer i flere år uten at det har blitt oppdaget (MDir, 2010). Av Equinors felt innenfor analyseområdet gjelder dette:

- Statfjord B: lekkasje oppdaget i 2013 av bl.a. oljebasert borevæske og andre kjemikalier, pågått i ca. 3 måneder
- Oseberg C: lekkasje oppdaget i 2019 av bl.a. mer enn 4 000 tonn borevæske og 19 tonn rødt stoff, pågått i ca. 1 år
- Veslefrikk: lekkasje oppdaget i 2009 av bl.a. 48 m³ olje, 348 m³ rødt og 1,6m³ svart stoff pågått i ca. 12 år
- Tordis: lekkasje oppdaget i 2008 av 175 m³ olje, pågått i 5 måneder
- Oseberg Sør: lekkasje oppdaget i to brønner, ukjente mengder og varigheter

Det ikke rapportert om lekkasjer fra injeksjonsbrønner etter 2013 (Petroleumstilsynet 2020), men dette viser at det kan være lekkasjer som kan foregå over lang tid og dermed være en vesentlig kilde til forurensing, da spesielt i nærområdet til utslippspunktet, men også lengre unna for visse stoffer i olje og kjemikalier.

Akutte utslipp av kjemikalier skjer hyppigere enn utslipp av olje, og varierer i størrelsesorden mellom 1 og 2 per innretningsår i Nordsjøen (Petroleumstilsynet 2020). Gjennomsnittlig mengde per utslipp i Nordsjøen er 5 m³. Akutte utslipp av kjemikalier til sjø skyldes blant annet svikt i barrierer som kan være tilknyttet lasting og lossing av kjemikalier, lekkasjer fra produksjonsutstyr og hydraulisk styrt utstyr, lagertanker og boring. De største utslippene på sokkelen i perioden 2005- 2020 inkluderer et utslipp av ca. 270 m³ metanol på Oseberg B i 2020.

Tabell 7. De største akutte utslipp av råolje i perioden 2005-2020 (Petroleumstilsynet, 2021).

År	Mengde (tonn)	Installasjon	Havområde
2005	286	Norne	Norskehavet
2006	82	Draugen	Norskehavet
2007	3 696	Statfjord A	Nordsjøen
2009	80	Statfjord C	Nordsjøen
2010	69	Draugen	Norskehavet
2014	49	Eldfisk FTP	Nordsjøen
2014	34	Statfjord C	Nordsjøen
2014	28	Snorre A, Vigdis brønnramme	Nordsjøen
2018	11	Åsgard B	Norskehavet
2018	10	Åsgard B	Norskehavet
2019	126	Statfjord A	Nordsjøen

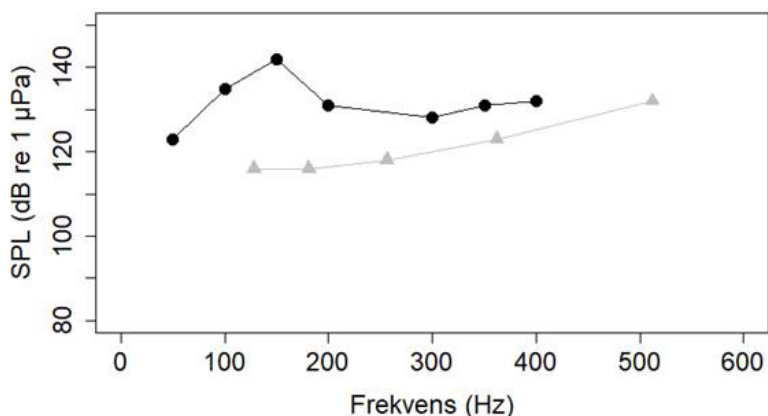
3.8 Lyd og rystelser

Petroleumsaktivitet som medfører støy og rystelser inkluderer pøling og seismiske undersøkelser, utbygging av installasjoner og skipstrafikk.

Støy fra skip er i hovedsak knyttet til støy fra propeller og thrustere. Borestøy er mindre fremtredende enn støy fra båter, og maskeres ofte av støy fra båter, men kan likne ved at energien er mest signifikant under 100 Hz. Seismiske luftkanoner, pøling og sonarer kan skape vesentlig mer støy enn fartøy (DNV 2012 b).

Kontinuerlig støy kan påvirke fisk fysiologisk, ved skade på svømmeblære, lever og hørselsorgan, og adferdsmessig, ved forflytting, endret beite- og svømmeadferd og predatorunnvikelse. Siden tobis er stedbunden og tilknyttet spesielle bunnhabitat kan den være mer sårbar for ufrivillig forflytning på grunn av støyeksposering enn andre arter, særlig i gyteperioden, men også om forflytningen er varig. Tobis mangler svømmeblære, noe som er mindre viktig når man tilbringer det meste av sin tid ved og nær bunnen.

For tobis er betydning av hørsel lite kjent. Studier på ulike silarter andre steder i verden indikerer stor variasjon i hørsel blant tobis. Suga m.fl. (2005) har funnet at en japansk silart (*Ammodytes personatus*) er følsom for lyd med frekvens 128-512 Hz, ved lydtrykk fra 115-125 dB. Noe som indikerer at denne silarten kan oppdage lavfrekvent lyd, men er mindre følsom enn andre arter. En sammenlikning av denne med en amerikansk silart er gitt i Figur 14. Den amerikanske silen *Ammodytes americans* hører best ved rundt 300 Hz.



Figur 14. Hørselsterskler for to silarter: *Ammodytes americans* (svart) og *Ammodytes personatus* (grå). Lyd som er høyere enn terskelen kan høres. Figuren er hentet fra Havforskningsinstituttet 2021 (basert på data fra Suga m.fl. (2005) og Strobel & Mooney (2012)).

Det er ikke kjent om tobis bruker lyd under gyting, beiting og predatorunnavikelse eller om de kan venne seg til vedvarende støy. Fra andre fiskearter har man kjennskap til at gytesuksess kan reduseres ved at støy påvirker den naturlige gyteadferden. Støy kan også påvirke naturlig svømmeadferd i beitesesongen. I larvefasen fordeler larvene seg i vannsøylen der de beiter på dyreplankton, og larvene vil være sårbare for redusert mattilgang av dyreplankton og forurensning i denne fasen.

En norsk feltstudie ved tobisfeltene sør-øst i Nordsjøen fant at tobis viste irregulær svømming, med økt haleslagfrekvens, i respons til seismikk ved avstand på 5 - 7 km (Hassel m.fl. 2003; 2004), men det ble ikke påvist at tobis graver seg ned i sanden ved støyeksposering. Fisken stod i bur på havbunn under forsøkene og hadde ikke anledning til å svømme vekk, men observert endring i adferd kan indikere at fisken ellers ville svømt vekk. Den samme studien overvåket fordeling av tobis i undersøkelsesområdet med ekkolodd og fant ikke endringer i fiskens fordeling knyttet til seismisk aktivitet (Hassel m.fl. 2004).

Havforskningsinstituttet mener at det kan være viktig å unngå lengre støyperioder ved tobis-områder også utenom gyteperioden siden tobis er tilknyttet områdene hele året.

3.8.1 Studier utført av Equinor

Equinor gjennomførte en studie for modellering av støy og simulert skremmerespons for tobis ved oppstart av Stjerne i 2012 (DNV 2012 b). Det er brukt fluktresponsnivåer fra akvarieeksperiment, noe som er vurdert å være konservativt for frittsvømmende fisk. Studien viste at det er lyd fra servicefartøy som er den største støykilden ved Stjerne. Aktiviteter ved feltet som var inkludert i modelleringen var én boreoperasjon fra flytende borerigg, ett standby servicefartøy på lokasjon hele tiden og ett servicefartøy til og fra. Det var ikke aktivitet med akustisk undervannsutstyr eller seismiske operasjoner ved feltet i studien.

Forventet lydnivå for feltet ble modellert å være moderat og kun overstige bakgrunnsstøy i et begrenset område på 100 til 2000 m. De typiske lydnivåer som ble modellert kan forårsake fluktrespons for tobis i en avstand opp til 50 m fra installasjonen. Under manøvrering av fartøy er det høyere støynivå og det ble da estimert fluktrespons opp til 150 m fra installasjonen. Ingen av de modellerte scenarioene forventes å kunne forårsake hørselskade.

4 Vurdering av risiko for ulike påvirkningstyper

4.1 Bunnpåvirkning

Equinor har tre innretninger som er lokalisert innenfor Vikingbanken SVO (Figur 15). Planlagt boreaktivitet innenfor SVO-området inkluderer boring av en avgrensningsbrønn ved Tune i 2023, boring av brønnrammer ved Oseberg Sør K i 2021 og Stjerne i 2023. I tillegg er Equinor teknisk tjenesteleverandør (TSP) for *Oseberg gasstransport* en 36" rørledning som transporterer gass fra Osebergfeltet til Heimdal.

Dersom boreriggene skal ankres opp vil dette medføre forbigående påvirkning for tobis ved at fisk kan skremmes bort fra sjøbunn under legging av anker og et begrenset arealbeslag mens riggen er oppankret på lokasjon. Oppankring av borerigg forventes ikke å forringe habitatet på sikt.

Operasjoner ved ankerlegging kan forventes å kunne påvirke sjøbunn rundt ankerposisjon i en bredde på 18 meter og ankerkjettingen kan forventes å påvirke et område på ca. 1000 m langs ankerlinen (Norsk olje og gass 2019). Dersom vi antar åtte eller ti anker ved oppankring gir dette habitatforstyrrelse for følgende areal for oppankring: $18\text{m} \times 1000\text{m} \times 8/10\text{ anker} = 144\ 000\text{ m}^2 / 180\ 000\text{ m}^2$. Dvs. $0,14\text{ km}^2$ eller $0,18\text{ km}^2$. For to mulige boreoperasjoner i 2023 utgjør dette en kortvarig samlet habitatforstyrrelse i $0,29\text{ km}^2$ eller $0,36\text{ km}^2$. Av Vikingbanken SVOs areal på 237 km^2 utgjør dette henholdsvis $0,12\%$ og $0,15\%$. Konsekvensen ved oppankring er forventet å være størst på vinteren da tobis ligger nedgravd i sedimentet i dvale. Det må også forventes noe spredning av partikler i forbindelse med ankerhåndtering.

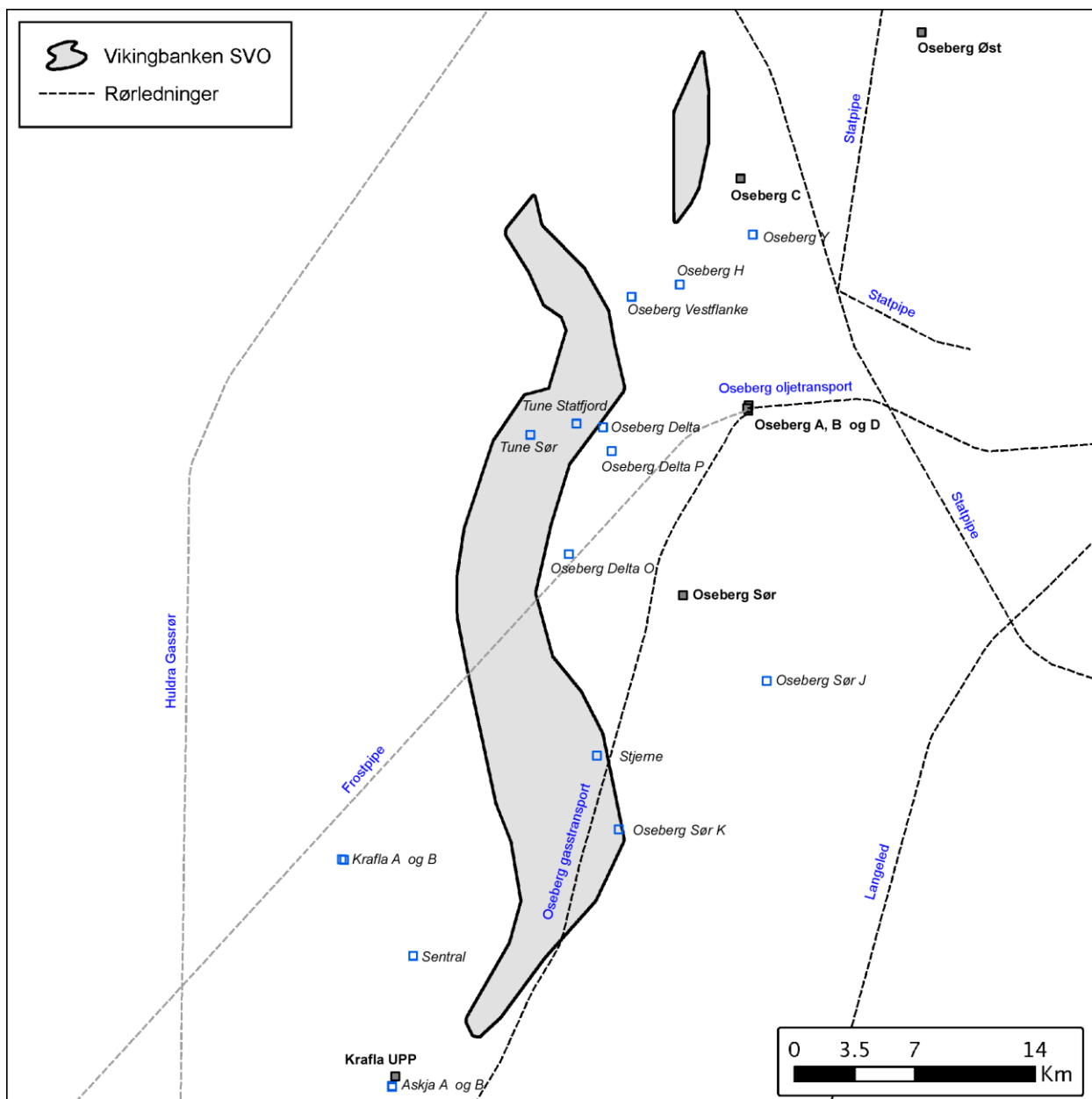
Borekaks som slippes ved sjøbunn kan forventes å kunne påvirke et område på 250 - 500 m rundt utslippsstedet. Nærmeste planlagt boreaktivitet utenfor SVO-området er lokalisert ca. 1,4 km øst for området (jf. Tabell 1) og forventes ikke å kunne påvirke tobishabitatet. Borekaks, borevæske og sement ved boreoperasjoner på Vikingbanken vil enten ledes ut av området (CTS) eller fraktes til land (RMR). Risikoen for påvirkningen av bunnforholdene på grunn av partikkelspredning av borekaks er derfor lav, og vil i hovedsak være tilknyttet til uhell ved transportsystemene.

Tidligere tillatelser har stilt krav om at utslippspunktet for CTS skal være 300 meter utenfor SVO-området. Dette gir en sikkerhetsmargin med hensyn til resuspensjon og geografisk avgrensning av området. For å sikre minst mulig partikkelspredning ved boring med vannbasert borevæske har Equinor tidligere benyttet borevæsker som ikke inneholder barytt eller bentonitt (for topphullseksjonen). Dette vil også vurderes som risikoreduserende tiltak ved kommende boreoperasjoner.

Det er ikke planlagt legging av rør over Vikingbanken tobisområde i forbindelse med utbygging av Krafla. Gassrørledning fra Krafla UPP til Statpipe vil ligge rett sør for tobisfeltet.

Det er to rørledningene som krysser Vikingbanken SVO (Figur 15). Gassco er operatør for Oseberg gasstransport. Frostpipe ble stengt ned i 2001 og er fylt med sjøvann med hensyn på mulig gjenbruk. I forbindelse med nedstengning av Frostpipe ble ulike alternativer vurdert der alle ble vurdert å ha «ubetydelig» utslipp til sjø og «ubetydelig» eller «liten negativ» fysisk påvirkning på sjøbunnen (Total E&P Norge AS, 2009). Mht. virkninger for tobis ble det fokusert på virkninger for tobisfisket og ikke på forekomstene av tobis.

Som beskrevet i kapittel 3.5.1 viser undersøkelser gjennomført av Equinor at rørledninger vil kunne påvirke sediment i 5-10 meter bredde i områder der det er lagt grus og stein under rør, og i mindre grad hvis det ikke legges grus under rør.



Figur 15. Analyseområde for påvirkning for Vikingbanken tobisområde fra bunnpåvirkning ved Equinor sine aktiviteter.

4.2 Operasjonelle utslipp

To metoder som benyttes regelmessig av oljeindustrien for å vurdere mulige effekter av produsert vann er beregning av EIF (Environmental Impact Factor) og overvåkning av vannsøylen (se MDir, 2021 for en oversikt over rapporter fra vannsøyleundersøkelser).

EIF er et mål på antall kuber (vannvolum) hvor modellert konsentrasjon (PEC = Predicted Environmental Concentration) av et stoff overstiger laveste konsentrasjonen som kan skade fauna eller flora, PNEC, dvs. et vannvolum der det kan være mulig negativ innvirkning på organismer.

$$EIF = \frac{\text{Vannvolum hvor } PEC > PNEC}{\text{Referansevolum}}$$

Referansevolumet er 100 m×100 m×10 m, som også er standardoppløsning i modelloppsettet. Det betyr at hver gang $PEC > PNEC$ gir dette en EIF-verdi lik 1. Resultatene brukes til relative sammenligninger over tid for installasjoner/felt, mellom installasjoner og for å vurdere miljøpåvirkning mellom ulike tekniske strategier for håndtering av produsert vann; rengjøring, reinjeksjon etc.

Eksempel på konsentrasjoner med tilhørende PNEC verdier til naturlig forekommende stoffer i produsert vann er vist i Tabell 3. I tillegg modelleres utvalgte kjemikalier som tilsettes under produksjonen.

4.2.1 Produsert vann og produksjonskjemikalier fra Equinor

En gjennomgang av EIF beregninger utført for Equinors felt i området ved Vikingbanken viser at mulig effektområde dvs. område som overstiger antatt grense for økotoksilogisk effekt på plante- og dyreplankton varierer fra 0 km til 21 km fra utslippspunktet (Tabell 8). Avstanden er beregnet basert på maksimum EIF-verdi for alle stoffer i hver rute (kuber) i hele vannkolonnen under hele simuleringsperioden (30 dager).

Stoffet med størst bidrag til maksimum EIF (det som må fortynnes mest for å komme under PNEC) og til olje er gitt i tabellen. For eksempel er EIF maksimum 8 for Oseberg C, og til denne verdien bidrar fenol med 2,6 og olje med 0,4. Generelt er bidrag fra tilsatte kjemikalier betydelig lavere enn de naturlig forekommende stoffene, men for eksempel H₂S-fjernere kan gi et stort bidrag til den EIF-verdien.

En illustrasjon av maksimum EIF for feltene i Tabell 6 er vist som røde sirkler rundt utslippspunktene i Figur 16. Områdene med maksverdier overlapper ikke med Vikingbanken.

EIF-beregninger er forbundet med stor grad av usikkerhet. Resultatene i Tabell 8 er uansett i relativ god overensstemmelse med resultater fra vannsøyleovervåkingen (Durell m.fl., 2006; Niu m.fl., 2016). Disse viser typisk «effekter» (kjemiske eksponeringssignal) opptil 0,5 til 2 km nedstrøms fra utslipp av produsert vann, og også svake, men signifikante signaler i galle til fisk i bur i avstander opptil 10 km fra utslipp av større mengder produsert vann i Nordsjøen (Aas m.fl., 2002; Hylland m.fl., 2008 referert til i Beyer m.fl., 2019). På grunn av rask naturlig fortykning (f.eks. ble total PAH-konsentrasjon fortynnet 100 000 ganger 5-10 km fra utslippspunktet i Durell m.fl., 2006) er eksponeringen lav og resultater fra vannsøyleovervåkingen antyder at risikoen er lav for at utslipp av produsert vann vil kunne påvirke bestander av fisk (Beyer m.fl., 2019).

Modelleringsstudier av produsert vann fra 26 oljeplattformer i Nordsjøen indikerer at total PAH-konsentrasjon ved Vikingbanken SVO er lavere enn 20 ng/L (0,02 ppb), men kan overstige denne konsentrasjonen i den nordlige delen (Figur 17) (Nepstad m.fl., 2021). En konsentrasjon på 0,002 ppb PAH er fem ganger lavere enn terskelverdi for ingen effekt på hyseembryo (jf. Tabell 4) og 213 ganger lavere enn OSPAR PNEC verdi for PAH₁₆, dvs. total PAH (jf. Tabell 3). Antatt en PAH-andel på 1% er den da også fem ganger så lav som startverdien som benyttes i dagens responskurve (se Figur 7 i Faktaboks 1).

Det store spennet i terskelverdier i litteraturen demonstrerer usikkerheten rundt slike studier og også mulige store forskjeller innenfor ulike arter. Vi mangler per i dag tilsvarende terskelverdier

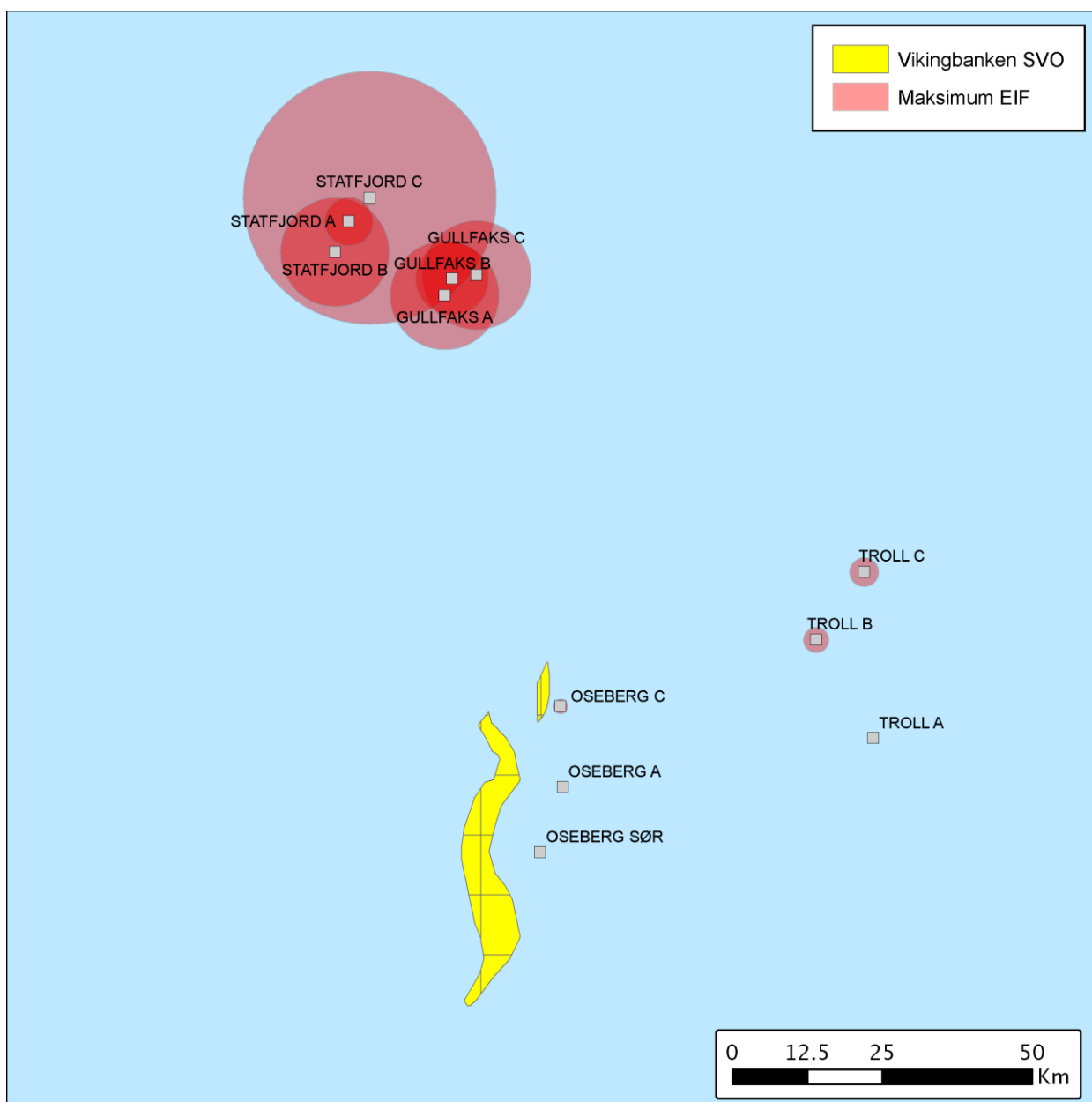
for tobis, men det skal utføres eksponeringsstudier for tobis som en del av Havforskningsinstituttets *KnowSandeel*-prosjekt (jf. kapittel 3.7).

Studiene over viser at eksponering av olje og kjemikalier fra produsert vann fra Equinors felt på Vikingbanken SVO vil være lav og at det er lite trolig at utslipp av produsert vann vil kunne påvirke gyteprodukter innenfor SVO-området eller tobisbestanden. Det vil ikke slippes ut produsert vann ved produksjon ved Krafla der det planlegges for reinjisering av behandlet produsert vann i reservoaret.

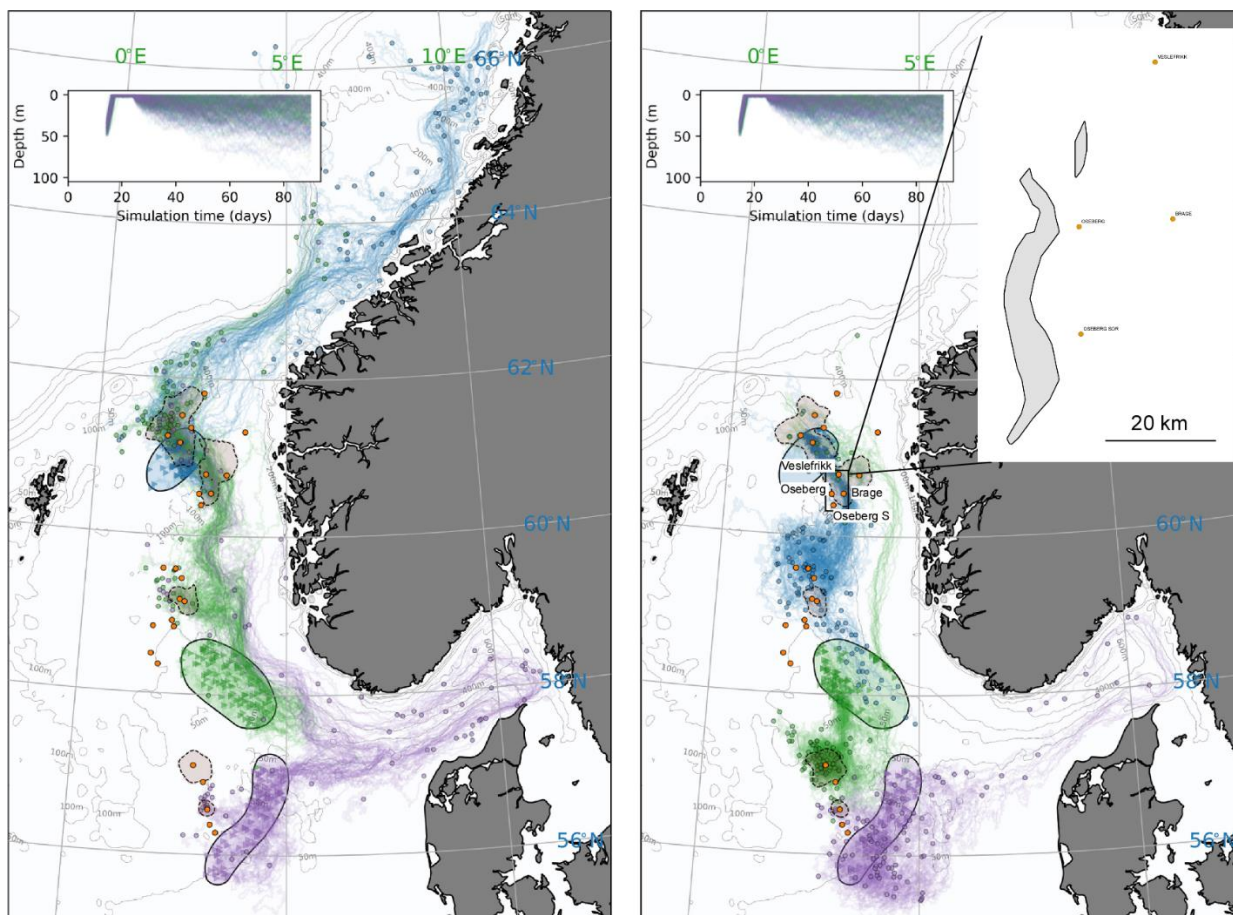
Studiet til Nepstad m.fl. (2021) demonstrerer viktigheten av å se på samlet belastning i motsetning til enkelt bidrag fra separate felt (jf. Figur 16 og Figur 17), og også verdien av å kombinere kunnskap om oljedrift, fiskelarver og toksikologi. Som vist i Tabell 8 består produsert vann av en rekke stoffer og det er usikkert om, og hvordan, disse virker sammen om toksisitet (dvs. additive, synergetiske eller antagonistiske effekter).

Tabell 8. Oversikt over resultater fra EIF-beregninger for utslipp av produsert vann for Equinors felt i området ved og rundt Vikingbanken (2020 data).

Felt	Installasjon	Produsert vann		Modellresultater			
		Mengde per dag (m ³)	Oljekonsentrasjon (mg/l)	EIF snitt	EIF maksimum	Bidragstyper (største, olje)	Utstrekning, EIF-max (km)
Gullfaks	Gullfaks A	9 940	11.58	NA	NA	NA	9.0
	Gullfaks B	23 076	10.75	NA	NA	NA	6.0
	Gullfaks C	29 085	13.86	NA	NA	NA	9.0
Statfjord	Statfjord A	6 299	12.20	NA	NA	NA	4.0
	Statfjord B	21 244	12.22	NA	NA	NA	9.0
	Statfjord C	43 944	15.36	NA	NA	NA	21
Oseberg	Oseberg A	23	66.14	0	0	-	-
	Oseberg C	2 484	13.26	4	8	Fenol (2,6). olje (0,4)	1.2
	Oseberg Sør	85	31.17	0	0	-	-
Veslefrikk	Veslefrikk	7 352	23.83				
Troll	Troll A	104	1.91	0	0	-	-
	Troll B	23 673	10.24	23	60	Naftalen (10,6), olje (5,8)	2.1
	Troll C	21 544	12.44	14	28	Naftalen 5,6, olje 2.4	2.4
Krafla	Produsert vann fra Krafla vil bli reinjisert sammen med annet produsert vann fra Aker BPs NOA-PdQ plattform						
Martin Linge		400 – 8 000	10, 20 og 29 mg/l	0-40	NA	HS 4 KI og KII 22, olje 1,6	NA



Figur 16. Illustrasjon av utbredelse av maksimum EIF for feltene Tabell 8. Utstrekningen er vist som røde sirkler rundt utslippspunktene, dvs. det er ikke tatt hensyn til en eventuell dominerende strømretning.



Figur 17. Kart som viser resultater fra Nepstad m. fl. (2021). De brune områdene med stiplede linjer viser områder med maksimum (over tid og dyp) total PAH-konsentrasjon som overstiger 20 ng/L (0,02 ppb). De oransje prikkene viser utslippspunkter for produsert vann. De fargede linjene viser drivbanen til gyteprodukter fra ulike gyteområder (heltrukne linjer). Modifisert fra Nepstad m. fl. (2021) ved å legge på navn på plattformene i nærheten av Vikingbanken SVO, som også er vist som et innfelt bilde.

4.3 Akutte oljeutslipp

For å vurdere samlet risiko for tobis ved Vikingbanken ved akuttutslipp av olje fra Equinors aktivitet er følgende data lagt til grunn:

- Beregninger av larvetap og skade for Osebergfeltene og Krafla (presentert i kapittel 3.7.1)
- Utslippsegenskaper (utslippsrate, varighet, utslippsdyp) og avstand til Vikingbanken for andre felt i nærområdet

Analysen beskrevet i kapittel 3.7.1 dekker mye av aktiviteten til Equinor i området og gir et godt grunnlag for å gjøre vurderinger av risikobidraget fra ulike felt og innretninger.

Det er mange faktorer som påvirker effekten av akuttutslipp av olje på gyteprodukter. De viktigste er beskrevet under. Andre vesentlige faktorer som vil påvirke alvorligheten av et akutt utslipp er oljetype, gass/olje-ratio og tidspunkt. Fordi det er mange faktorer som påvirker resultatet er det vanskelig å kvantifisere effekten av hver faktor basert på datagrunnlaget i dette studiet.

Utslippsrate og -varighet: Det er en tydelig og signifikant sammenheng mellom larvetap og utslippsvolum (rate \times varighet). Viktigheten av utslippsmengder kommer tydelig frem i plott av sannsynlighet for larvetap i ulike kategorier for ulike utslippsscenarioene (se f.eks. Figur 13). Effekten kan tallfestes for et gitt scenario (sett av inngangsdata). For en avgrensingsbrønn ved Tune er det beregnet at utslippsvolum forklarer i størrelsesorden 70% til 80% av larvetapet, målt som hhv. gjennomsnitt ($R^2 = 0,87$) og 95-persentilen ($R^2 = 0,67$) (Beregninger basert på pågående arbeid med miljørisikoanalyse for en mulig avgrensingsbrønn, se data i Vedlegg A3).

Utslippsdyp (sjøbunn eller overflate) er en vesentlig faktor. For de undersøkte studiene for Osebergfeltene i kapittel 3.7.1 er gjennomsnittlig larvetap betydelig større for utslipp ved sjøbunn enn for utslipp på sjøoverflaten (jf. Figur 13). Den store forskjellen i larvetap for Delta og Delta 2 skyldes ulik fordeling av utslippsdyp. For store utslipp langt unna Vikingbanken (> 50 km) er forskjellen i larvetap mellom utslippsdyp mindre, trolig fordi en større andel av oljen i vannmassen over Vikingbanken er forårsaket av nedblanding av olje fra overflaten. Giftighet til oljen (i seg selv og over tid) er mindre viktig i THC-metodikken i ERA Acute da mulig akutt dødelighet estimeres vha. en artssensitivitetskurve og ikke toksisitet («body burden») som i QSAR-metodikken. I dagens OSCAR er THC-metodikken mer konservativ (gir større larvetap) enn QSAR-metodikken. Se også Faktaboks 1 for beskrivelse av de to metodikkene.

Avstand og lokasjon er viktig siden oljekonsentrasjonen raskt fortynnes. Det er imidlertid vanskelig å tallfeste effekten av avstand basert på de utførte analysene i dette studiet på grunn av at det også er variasjon i andre viktige faktorer (inngangsdata), i tillegg til at retningen til dominerende havstrømmer er uavhengig av avstand.

En oppsummering av nøkkeldata for feltene og skadeomfang (som presentert i kapittel 3.7.1) er oppsummert Tabell 9. For å vurdere samlet risiko av akutte utslipp må vi ta hensyn til sannsynlighet eller frekvens til hendelsene som kan medføre skade på tobis på Vikingbanken.

Risiko er her definert som:

$$\text{Risiko} = \text{sannsynlighet for hendelsen} \times \text{sannsynlighet for skade|hendelsen} \quad 4.1$$

Sannsynlighet for hendelsen er summen av frekvens for all aktivitet på de ulike feltene i analyseområdet. Denne er basert på aktivitetsnivå (antall produserende brønner, boringer, brønnoperasjoner med mer) og historisk statistikk fra SINTEFs Offshore database (Lloyds 2019, 2020, Vysus Group 2022). Historisk statistikk er basert på utblåsninger fra Nordsjøen (norsk, britisk og tysk sektor) og gulfen i Mexico (USAs sektor).

Tabell 9. Oversikt over felt i analyseområde for akuttutslipp av olje og nøkkeldata for å gjøre en forenklet vurdering av samlet risiko ved akuttutslipp av olje for tobis ved Vikingbanken. Resultat for larvetap og restitusjonstid er 95-persentiler.

Felt	Avstand til SVO (km)	Antall prod. brønner	Oljetype	Utblåsningsrater produksjon, Sm ³ /d	Maks varighet, dager	Resultat fra analyser presentert i kapittel 3.7.1
Oseberg (feltcenter)	7.3	Olje: 11 Gass: 40	Oseberg A Maks vann: 72% Tetthet: 902 kg/m ³ Viskositet (13°C): 53 cP	Prod. og boring Overflate 5 000-10 000 Sjøbunn: 5 000-10 000	63	Larvetap: 11% Rest. tid: 2,9 år Moderat skade, 2%
Oseberg H: (Vestflanken 2)	3.6		Oseberg C Maks vann: 80% Tetthet: 857 kg/m ³ Viskositet (13°C): 14 cP	Prod. og boring Overflate 5 000-10 000 Sjøbunn: 5 000-10 000	63	Larvetap: 8% Rest. tid: 2,3 år Moderat skade, 2%
Delta	0.3		Oseberg C	Sjøbunn: 3000	91	Larvetap: 47% Rest. tid: 4,4 år Moderat skade, 2%
Delta P, O (Delta 2)	1.4-1.5		Oseberg C	Sjøbunn: 3000	91	Larvetap: 36% Rest. tid: 4,1 år Liten skade, 12%
Vestflanken	1.6		Oseberg C	Sjøbunn: 3000	63	Larvetap: 49% Rest. tid: 4,4 år Moderat skade, 2%
Oseberg C	2.3	18	Oseberg C	Overflate 8 000 Sjøbunn: 8 000	63	Larvetap: 67% Rest. tid: 4,6 år Moderat skade, 2%
Oseberg Øst	13	9	Oseberg Øst Maks vann: 75% Tetthet: 835 kg/m ³ Viskositet (13°C): 16 cP	Overflate 700 Sjøbunn: 700	70	Larvetap: 0% Ubetydelig skade, 100%
Oseberg Sør	0 - 10	Olje: 21 Gass: 4 Forlatte brønner: 36	Oseberg C	Overflate 3 300 Sjøbunn: 3 300 Forlatte brønner: 3 300	70	Larvetap: 47% Rest. tid: 4,4 år Moderat skade, 1%
Krafla	4,5	15 i 2026	Oseberg Sør	Sjøbunn: 8130	64	Larvetap: 41% Rest. tid: 4,2 år Moderat skade: 2%
Veslefrikk	16	Boreinnetning	Veslefrikk Maks vann: 80% Tetthet: 825 kg/m ³ Viskositet: 7cP	P&A: 300 Overflate 200-1 000 Sjøbunn: 200-1 000 Vektet rate: 432	98	Larvetap: 0% Ubetydelig skade, 100%
Martin Linge	30	Olje: 3 Forlatte brønner: 1 (gass)	Martin Linge olje: Maks vann: 68% Tetthet: 930 kg/m ³ Viskositet: (13°C): 294 cP Martin Linge kondensat: Maks vann: 18% Tetthet: 814 kg/m ³ Viskositet (13°C): 6 cP	Olje overflate: 6 100 Olje sjøbunn: 6 100 Kondensat overflate: 2 200 Kondensat sjøbunn: 2 200	Olje: 84 Kondensat: 154	Settes konservativ t lik Oseberg feltcenter i vurdering av samlet risiko (se tekst)
Tune	0	Brønnrammer i drift: 2	Sigyn Maks vanninnhold: 77% Tetthet: 739 kg/m ³	Sjøbunn: 1 000	84	Larvetap: 5% Rest. tid: 2,0 år Ubetydelig skade, 100%

Felt	Avstand til SVO (km)	Antall prod. brønner	Oljetype	Utblåsningsrater produksjon, Sm ³ /d	Maks varighet, dager	Resultat fra analyser presentert i kapittel 3.7.1
Gullfaks	64	Gullfaks A, B, C: 40	Gullfaks C blend Maks vanninnhold: 75%	Overflate: 3 485 Sjøbunn: 3 688	98	Vurderes lik Oseberg Øst
Statfjord	77	Statfjord A, B, C: 115	SF Nord Brent Maks vann: 91% Tetthet: 845 kg/m ³ Viskositet(13°C): 103 cP	Overflate: 104 Sjøbunn: 206	70	Larvetap: 0% Ubetydelig skade, 100%

I Tabell 10 er det gitt en oversikt over samlet utblåsningsfrekvens per felt i analyseområdet. Samlet frekvens er oppgitt for et typisk produksjonsår eller år med høy aktivitet og inkluderer tilhørende bunnammer, satellitter og lignede.

Totalfrekvens for all aktivitet er 4,02E-02, dvs. en returperiode på 25 år. Tar man hensyn til perioden med larver og yngel i vannmassene (februar t.o.m. juli) reduseres frekvensen til 2,01E-03, dvs. en returperiode på 50 år (antatt en uniform fordeling av aktiviteter gjennom året på feltene).

Ved å kun inkludere felt der det er beregnet (eller vurdert) at en utblåsning vil kunne gi et målbart larvetap reduseres frekvensen til 8,13E-03, dvs. en returperiode på 123 år.

Som angitt i ligning 4.1 inkluderer risiko en sannsynlighet for en skade gitt at hendelsen har inntruffet. For å beregne en reell risiko for tobisbestanden på Vikingbanken må vi derfor definere hva som menes med en skade, dvs. et skadeomfang. Dette kan defineres for hvert endepunkt, dvs. larvetap, restitusjonstid og miljøskade (RDF). Definerer man for eksempel skade som sannsynlighet for mer enn 1% larvetap, som illustrert i Tabell 11, gir dette en risiko på 2,47 E-03, dvs. en returperiode på 405 år. Definerer man mer relevante grenser for skade for eksempel > 20% larvetap, > 5 års restitusjonstid eller sannsynlighet for «moderat skade» eller verre blir risikoen betraktelig lavere som vist i Tabell 11.

Disse teoretiske vurderingene viser at risikoen for tobis på Vikingbanken ved akutte utslipp fra Equinors aktivitet innenfor analyseområdet er lav. Det er usikkerhet knyttet til sårbarhet for oljeeksponering for ulike livsstadier hos tobis og larvetapsberegninger er gjort med standard dose-responskurve for oljeeksponering i ERA Acute, samtidig er flere konservative forhold lagt til grunn i ERA Acute analysene (se infoboks).

Mindre akutte utslipp skjer betraktelig hyppigere på sokkelen enn utblåsninger. Selv om disse ikke gir målbart larvetap med dagens analysemetodikk (pga. at oljekonsentrasjonen i de fleste

Konservative antakelser i utførte analyser

Det er i de gjennomførte analyser lagt til grunn at en død larve tilsvarende en død rekrutt. Dette er svært konservativt sammenliknet med den generelle anbefalingen for bruk av ERA Acute populasjonsmodell der larvetapet må være 99% for å gi effekt på rekruttering (pga. høy naturlig larvedødelighet).

Alle larvene er antatt å befinne seg i det vannlaget der oljekonsentrasjonen er høyest. Det er manglende kunnskap om hvordan tobislarver er fordelt i vannkolonnen, men det er uansett konservativt å anta 100% sammenfall mellom larver og høyeste oljekonsentrasjon. Det er dokumentert i andre studier (Vikebø m fl. 2014).

På grunn av manglende kunnskap om larvedrift er larvene i datasettet antatt å befinne seg innenfor Vikingbanken SVO. I realiteten vil larvene også drive på utsiden av tobisområdet, men det er grunn til å anta at det er larver og yngel som befinner seg over Vikingbanken som bidrar til rekrutteringen, så denne antakelsen er antakelig mindre konservativ enn øvrige forhold. Det er videre antatt lik sårbarhet for oljeeksponering for egg, larver og yngel, og det tas ikke hensyn til om oljen er fersk (og mer giftig) eller gammel (og mindre giftig). Unnvikelse av vannmasser med oljeforurensning hos tobisyngel er ikke kjent, men er registrert hos andre arter.

Larvetapet er størst i juni og juli med unntak av Oseberg Øst og Krafla som hadde størst larvetap i mai. Oppsummeringen i Tabell 6 er oppgitt for måneden med størst larvetap, men er i risikovurderingen lagt til grunn for hele perioden februar t.o.m. juli.

Frekvenser for utblåsninger er også vurdert å være konservativ. Det har vært én utblåsning på norsk sokkel i løpet av 45 år, mens summert frekvens av all aktivitet på sokkelen iht. statistikken som brukes anslagsvis gir mellom fem og et titalls utblåsninger i denne perioden.

tilfeller vil fortynnes til under grenseverdiene på både 58 og 10 ppb THC i «analyserutene» er det opplagt at konsentrasjonen i et mindre område (dvs. bedre romlig oppløsning i analysen) vil kunne overstige grenseverdiene for antatt skadelig olje.

Tabell 10. Vurdering av samlet risiko for tobis fra innretninger og felt i analyseområdet. Samlet frekvens inkluderer alle planlagte aktiviteter som kan gi utblåsning i år med normal/typisk produksjonsaktivitet hvis ikke annet er angitt.

Felt, innretning, utbygging	Antall produserende oljebrønner	Antall produserende gassbrønner	Samlet frekvens (per år)	Beregnet eller vurdert skade på tobislarver
Oseberg C	2	14	3.13E-03	Ja, beregnet
Oseberg Feltsenter	4	27	5.32E-03	Ja, beregnet
Vestflanken	0	2	1.50E-04	Ja, beregnet
Vestflanken 2	7	2	1.43E-03	Ja, beregnet
Delta	0	3	2.26E-04	Ja, beregnet
Delta 2	0	3	3.85E-04	Ja, beregnet
Tune	0	3	2.34E-04	Ja, beregnet
Oseberg Sør ¹	21	4	3.22E-03	Ja, beregnet
Oseberg Øst ¹	12	0	1.23E-03	Nei, beregnet
Martin Linge	3	1	6.31E-04	Ja, vurdert
Veslefrikk	11	1	2.13E-03	Nei, vurdert
Krafla ²	7	13	1.53E-03	Ja, beregnet
Gullfaks A, B C	40	1	5.19E-03	Nei, vurdert
Gullfaks satellitter	31	13	3.74E-03	Nei, vurdert
Tordis, Nøkken	9	0	6.57E-04	Nei, vurdert
Statfjord A, B C + satellitter ¹	57	60	1.10E-02	Nei, beregnet

¹Frekvens for år med høy aktivitet, ²Frekvens i 2025.

Tabell 11. Beregnet sannsynlighet for skade for ulike endepunkter og grenseverdier (skadeomfang) og tilhørende risiko og returperiode for alle planlagte aktiviteter som kan gi utblåsning i analyseområdet. Resultat for Martin Line er konservativ satt lik Oseberg feltsenter.

Felt, innretning, utbygging	Samlet frekvens (per år)		Larvetap			Restitusjonstid		Miljøskade
	Absolutt	Relativ	>= 1%	>= 20%	>= 50%	>= 1 år	>= 5 år	>= Moderat
Oseberg C	3.13E-03	19%	49	10	4.0	37	0.1	4.4
Oseberg Feltsenter	5.32E-03	33%	11	3	1.4	7	0.0	1.2
Vestflanken	1.50E-04	1%	80	26	0.9	65	0.0	0.7
Vestflanken 2	1.43E-03	9%	7	3	1.2	6	0.0	0.9
Delta	2.26E-04	1%	83	27	0.7	70	0.0	0.6
Delta 2	3.85E-04	2%	24	7	0.2	19	0.0	0.2
Tune	2.34E-04	1%	27	0	0.0	11	0.0	0.0
Oseberg Sør	3.22E-03	20%	38	11	0.5	23	0.0	0.3
Martin Linge	6.31E-04	4%	11	3	1.4	7	0.0	1.2
Krafla	1.53E-03	9%	62	22	1.4	49	0.0	0.7
Risiko og returperiode (år)			2.47E-03	6.83E-04	1.34E-04	1.77E-03	3.49E-06	1.23E-04
			405	1 465	7 475	566	286 196	8 136

Sedimentering av olje på sjøbunn

Studiet utført av DNV for Stjerne viser at konsentrasjonen i de nedre vannlagene over sjøbunn er lav og at lite olje blir sedimentert på sjøbunn ved en utblåsning på Vikingbanken (se Kapittel 3.7.1). Dette er også erfaringene fra modellering av sjøbunnsutblåsninger med Oscar-modellen på norsk sokkel. Kunnskap fra Deepwater Horizon-ulykken i Mexicogulven, indikerer imidlertid at så mye som fem til syv prosent av den totale mengden olje sedimenterte (Stout mfl. 2017), direkte fra plumen og fra marin snø (Yan mfl. 2016). Utblåsningen fant sted på dypt vann, der store mengder av olje ble fanget i en «dypvannsplume» på 1 100 meters dybde. Det ble også brukt store mengder dispergeringsmiddel injisert ved brønnhodet ved sjøbunnen (se f.eks. Faglig Forum 2019 for mer detaljer). Hvor mye av erfaringen med sedimentering av olje fra Deepwater Horizon som kan overføres til Vikingbanken er derfor usikkert.

4.4 Lyd og rystelser

En oppsummering av resultat fra modellering av undervannsl lyd fra ulike kilder rundt Stjernefeltet er vist i Tabell 12 (DNV 2012 b). Studiet konkluderte med at lyd fra fartøy bidrar mest til støynivået, med mulige skremmeeffekter for tobis opptil 150 meter fra støykilden. Teoretisk vil maskeringseffekter av naturlig lyd kunne forekomme i avstander opptil 2 000 meter.

Støy fra skip har et bredt frekvensspekter med dominerende frekvens mellom 50 – 125 Hz (f.eks. Arveson and Vendittis, 2000; Gray and Greeley, 1980 referert til i DNV 2012b). Undersøkelse av hørselen til andre silarter (*Ammodytes americans*, *Ammodytes personatus* og småsil, *Ammodytes tobianus*) viser at de har en nedre høreteriskel i dette frekvensområdet på hhv. rundt 110 – 120 dB rel. 1 μ Pa (Strobel and Mooney, 2012; Suga m.fl., 2005) og rundt 160 dB rel. 1 μ Pa for småsil (Karlsen and Eckroth, 2011). Boring produserer også lyd over et bredt frekvensspekter med dominerende frekvens under 100 Hz, men med lavere støynivå enn fra skip (f.eks. Blackwell m.fl., 2004 referert til i DNV 2012b).

Av Equinors aktivitet vil forsyningsfartøy/beredskapsfartøy tilknyttet innretninger være en mulig støykilde for tobis ved Vikingbanken (Tabell 12). Lyd fra skip vil i perioder kunne maskere naturlig lyd i området. Modelleringsstudie fra Stjerne viste at det særlig er ved manøvrering av fartøy at det skapes høye støynivå. Avstanden fra plattformene til Vikingbanken SVO er imidlertid mer enn 2 300 meter (Oseberg Sør) slik at det kun vil være fartøy som kommer til og fra undervannsinnetninger som kan genere lydnivåer over bakgrunnsnivå i korte perioder..

Det er ikke gjort noen vurdering av samlet støy fra skipstrafikk i området knyttet til Equinors operasjoner og heller ikke vurdert hvordan Equinors petroleumsrelaterte skipstrafikk i området bidrar til støy sammenliknet med annen trafikk, inkludert fiskeriaktivitet. Kontinuerlig støy kan påvirke fisk både fysiologisk og atferdsmessig (de Jong m.fl., 2020). Skipsstøy er vist å kunne påvirke reproduksjon, beiteadferd og unnvikelse av predatorer hos fisk (Havforskningsinstituttet 2021), og kontinuerlig lavfrekvent støy kan muligens også ha en større påvirkning på reproduksjon hos fisk enn impulsiv støy (de Jong m.fl., 2020).

Seismikk danner lyd i samme frekvensområde som skip og boring (20-100 Hz), men med et betraktelig høyere lydnivå (260 db rel. 1 μ Pa). De to- og tredimensjonale undersøkelsene benytter betraktelig større lydkanoner enn den seismiske delen av en borestedsundersøkelse og lydenergien fra disse har betydelig lengre rekkevidde. Undersøkelser har vist at seismisk skyting (2D eller 3D) kan forårsake skader på egg, larver og yngel opp til ca. 5 meter (se referanser i Dalen m.fl., 2008) og fluktrespons («C-startreaksjon») hos tobis i avstander opp til 5 til 7 km fra lydkilden (Hassel m.fl., 2004, 2003). Det er imidlertid ukjent om tobis bruker lyd til kommunikasjon under gyting eller annen atferd. Det er heller ikke kjent hvor godt tobis vil venne seg til støy over tid. Adaptering og tilvenning (habituering) til lyd er et kjent fenomen hos andre dyrearter, men lite studert hos fisk.

En annen fluktreaksjon er at fisk svømmer ut av området der det skytes seismikk. Dette er påvist både med fangstdata og med akustisk kartlegging av fiskemengde og fordeling (se referanser i Dalen m.fl., 2008). I den mest omfattende undersøkelsen som er utført ble det påvist fangst-reduksjon (trål og line etter tosk og hyse i Barentshavet) ut til en avstand på 33 km (18 nautiske mil) fra område der det seismiske fartøyet opererte. Fangstene forble reduserte gjennom

perioden på fem dager etter at den seismiske aktiviteten var avsluttet. Disse resultatene støttes av akustiske målinger som viste at mengde fisk i området ble redusert tilsvarende reduksjonen i fangstene (Engås m.fl., 1993).

Havforskningsinstituttet fraråder seismikkskyting i gyteområder for å unngå at unnvikelse på grunn av støy kan føre til effekter på bestandsnivå (Johnsen m.fl., 2021). Tobis er stedbunden hele året og antageligvis dermed også mer sårbare for forflytninger som fører deler av bestanden vekk fra området. Det planlegges med seismikkoperasjoner i området i årene som kommer ved Krafla, Oseberg Sør og i forbindelse med leting. Eventuelle fremtidige seismiske undersøkelser i området bør planlegges utenom gyteperioden for tobis i desember – januar. Havforskningsinstituttet fraråder seismikkundersøkelser i viktige gyteområder (for alle arter), samt i en sone rundt gyteområder på 20 nm for ordinære undersøkelser og 5 nm for mindre undersøkelser (borestedsundersøkelser) (Forsvarets Forskningsinstitutt 2020).

Basert på modelleringsstudie gjennomført ved Stjerne kan fluktrespons som følge av boreaktiviteter og servicefartøy på Oseberg Sør K, Stjerne og Tune i 2023 forventes i et effektområde rundt borelokasjon opptil 150 meter.

Tabell 12. Resultat fra modellering av undervannsl lyd rundt Stjernefeltet og mulige effekter på tobis (DNV 2012 b). Typisk og verste referer til bruk av dynamisk posisjoneringssystem og propellsystem, med og uten turbulens.

Aktivitet		Avstand (meter) ¹		
		Fysisk skade	Fluktrespons	Bakgrunn
Et forsyningsfartøy/ beredskapsfartøy + kontinuerlig boring og støy fra plattform maskineri	Typisk	-	25	100 – 1000
	Verste	-	75 -100	1000 ²
To forsyningsfartøy/ beredskapsfartøy kontinuerlig boring og støy fra plattform maskineri	Typisk	-	50	140- 2000
	Verste	-	100-150	2000 ²

¹Det er ikke oppgitt hvilke terskelverdier som er benyttet for fysisk skade, fluktrespons eller bakgrunnsstøy i modellering, annet enn at det er beskrevet at er gjort konservative valg. ²Lydnivå opp til 140 dB re 1 µPa.

4.5 Oppsummering av risikovurderinger

Nedenfor følger en oppsummering av de ulike påvirkningsmekanismene ved Equinors aktiviteter ved Vikingbanken.

Effektavstander som er beskrevet for de ulike påvirkningsmekanismene i kapittel 3 og 4 er presentert i Tabell 13. I Tabell 14 er det er gitt en kvalitativ vurdering av risiko for de ulike påvirkningsmekanismer ved feltene ved Vikingbanken. Vurderingen er basert på effektavstandene i Tabell 13.

Det er viktig å bemerke at avstander som er satt for effekter er basert på de studier og data som har vært tilgjengelig for utredningen, dagens kunnskapsstatus for tobisens sårbarhet for de ulike mekanismer og generelle erfaringstall fra miljøovervåkning for annen sårbar bunnfauna på norsk sokkel.

Det er kunnskapsmangler knyttet til sårbarhet for flere av påvirkningsmekanismene. Dette gjelder særlig effekter knyttet til lyd og rystelser og ulike livsstadiers sårbarhet for olje. Prosjekter *KnowSandeel* har som mål å belyse kunnskap om sårbarhet for oljeeksposering og larvedriftsfasen/rekruttering i løpet av kommende år og ny kunnskap må implementeres i risikovurderinger for tobis relatert til petroleumsaktivitet. Kunnskapsgap er nærmere beskrevet i kapittel 6.

Tabell 13. Oppsummering over effektavstander som er identifisert i kapittel 3 og risikokategorier lagt til grunn i risikovurdering for tobis ved Vikingbanken.

	Aktivitet/mekanisme	Effektavstander	Risikokategorier	Kilde
Bunnpåvirkning	Kaksutslipp	500 m	> 500m lav, < 500 – 100 m lav/medium, <100 m medium/høy	NOROG 2019
	Oppankring rigg ¹	0,36 km ² påvirket habitat	NA ²	Beregninger i kapittel 4.1 basert på NOROG 2019
	Rør	10 m bredde, 0,5 m dybde	NA ²	Equinor 2021 b; NGI 2018
Støy	Seismikk	5 km	>5 km lav <5 km medium - høy	Hassel et al 2003; 2004
	Fartøy/boring	150 m	NA ²	DNV GL 2012
Akuttutslipp	Utslipp av olje	Svært variabelt, opptil 100 km	NA ³	Beregninger i dette studiet, Kapittel 4.3
Operasjonelle utslipp	Produsert vann	0-10 km	>10 km lav < 10 km lav/medium	Kapittel 4.2, data i Tabell 8

1. Forutsatt ti ankerlinjer

2. Det er ikke grunnlag for å definere kriterium. Risiko er i denne utredningen vurdert å være lav

3. På grunn av variasjon i utslippsegenskaper (rater/varigheter/olje) er det ikke mulig å sette risikokategorier basert på avstand

Bunnpåvirkning

Risikoen for bunnpåvirkning som følge av Equinors aktiviteter er knyttet til mulig oppankring av borerigger under kommende boreoperasjoner. Det er ikke besluttet om riggene skal ankres opp.

Equinor har tre innretninger som er lokalisert innenfor Vikingbanken SVO: Tune Sør brønnramme, Stjerne brønnramme og Oseberg Sør K brønnramme. Ved K-rammen ble det boret i 2021. Tune avgrensning og Stjerne planlegges boret i 2023.

Kaks, borevæske og sement fra boreoperasjonene vil ledes ut av området eller fraktes til land, og vil ikke bidra til habitatforringelse ved Vikingbanken. Dersom boreriggene skal ankres opp vil dette medføre forbigående påvirkning for tobis ved at fisk kan skremmes bort fra sjøbunn og et visst arealbeslag mens riggen er oppankret på lokasjon. Basert på avstander for påvirkningsområder ved oppankring fra Norsk olje og gass er to boreoperasjoner på Vikingbanken i 2023 beregnet å utgjøre en samlet arealmessig habitatforstyrrelse på opptil 0,36 km², noe som utgjør 0,15 % av Vikingbankens areal. I tillegg til forstyrrelser som følge av arealbeslag må det forventes noe spredning av fine partikler i forbindelse med ankerhåndtering. Oppankring av borerigg forventes ikke å forringe habitatet på sikt, men kan påvirke tobis som ligger nedgravd i sedimentet i dvale negativt.

Det er to rørledninger som krysser Vikingbanken SVO; Oseberg gasstransport og Frostpipe (stengt ned i 2001). Equinor har utført studier som viser at rørledninger ikke påvirker strømforhold tilstrekkelig til at det dannes nedstrøms sedimentfonner med avvikende kornstørrelsesfordeling. Bare i områder der rør er understøttet med stein er avtrykket bredere enn rørets diameter (typisk i 5-10 meters bredde).

Kraflafeltet vest for Vikingbanken sør skal bygges ut i 2025. Det er ikke planlagt legging av rør over Vikingbanken tobisområde i forbindelse med utbygging av Krafla. Gassrørledning fra Krafla UPP til Statpipe vil ligge rett sør for tobisfeltet.

Operasjonelle utslipp

Gjennomgang av EIF-beregninger utført for Equinors felt i området rundt Vikingbanken viser at området som overstiger antatt grense for økotoksilogisk effekt på plante- og dyreplankton varierer fra 0 km til 21 km fra utslippspunktene. Områdene med maksverdier overlapper ikke

med Vikingbanken. Til tross for usikkerhet i EIF-beregninger er estimatene for feltene i god overensstemmelse med resultater fra vannsøyleovervåkingen. Ett nylig publisert modelleringsstudie av produsert vann fra 26 oljeplattformer i Nordsjøen indikerer at total PAH-konsentrasjon ved Vikingbanken SVO er lavere enn 20 ng/L, men kan overstige denne konsentrasjonen i den nordlige delen. En konsentrasjon på 20 ng/L PAH er vesentlig lavere enn effektverdier for oljeforurensning oppgitt i litteraturen (jf. Tabell 4) og nedre effektgrensen på 10 ppb THC som benyttes i standard miljørisikoanalyser på norsk sokkel. Vi mangler per i dag artsspesifikke terskelverdier for oljeeksponering for tobis.

En vurdering basert på EIF-beregninger for Equinors felt ved Vikingbanken og modelleringsstudie for Nordsjøen tilsier at eksponering av olje og kjemikalier fra produsert vann fra Equinors felt på Vikingbanken SVO vil være lav. Det vurderes at risikoen for at utslipp av produsert vann vil kunne påvirke tobisbestanden ved Vikingbanken er lav.

Akutte oljeutslipp

Det er utført analyser av oljeeksponering og beregning av larvetap, restitusjonstid og miljøskade for tobis på Vikingbanken SVO som en egen bestand for de fleste av feltene til Equinor innenfor analyseområdet for akutte utslipp. Oljedriftsmodellering viser at gitt en utblåsning fra de nærmeste innretningene er det rundt 50% sannsynlighet at Vikingbanken SVO vil bli eksponert for oljekonsentrasjoner over 10 ppb THC og mellom 5% og 50% sannsynlighet at deler av området vil kunne bli eksponert for oljekonsentrasjoner over 58 ppb THC. Influensområder er imidlertid kun en illustrasjon av mulige effektområder. For å kvantifisere effekten beregnes larvetap basert på modellert THC-konsentrasjon i hver vannkolonnerute for hver simulering.

Beregning av larvetap viser at det i gjennomsnitt er 30% sannsynlighet for at mer enn 1% av larvene dør. Det er i gjennomsnitt 8% sannsynlighet for at mer enn 20% av larvene dør og det er 22% sannsynlighet for en restitusjonstid på mer enn 1 år. Sannsynlighet for at en utblåsning skal resultere i en restitusjonstid på mer enn 5 år er svært lav (< 0,1%).

Equinor har høy aktivitet i området og det er beregnet en totalfrekvens for utblåsning på $4,02E-02$ per år. Ved å kun se på perioder med sårbare livsstadier i vannmassen (6 måneder) og sannsynlighet for et larvetap som antas å kunne påvirke gytebestanden (f.eks. $\geq 20\%$ larvetap) gir dette en risiko på $6,38E-4$, eller en returperiode på 1 465 år. Ved lavere grense for skade (f.eks. $\geq 1\%$ larvetap) vil risikoen øke til $2,47E-03$, eller en returperiode på 465 år. Det er også beregnet miljøskade uttrykt som en miljøskadefaktor som tar hensyn til larvetap og restitusjonstid (RDF). Benytter man Equinors grenseverdi for å klassifisere skaden ($> 1\%$ betinget sannsynlighet for at skade skal inntreffe) vil syv av feltene gi en skade som defineres som «moderat» (RDF verdier mellom 10 og 50 bestands-år).

Det er usikkerhet knyttet til slike beregninger og kunnskapsmangel om tobis sin sårbarhet for olje. For å ta høyde for usikkerhet er det gjort flere konservative valg for antakelser om eksponering og effekt i analysene som er utført. Risikoen som følge av akutte utslipp fra Equinors aktivitet på tobisbestanden på Vikingbanken SVO vurderes å være lav. Det er ikke gjort vurderinger eller beregninger av effekt av større utslipp i påfølgende år da dette har en svært lav sannsynlighet. Det er heller ikke gjort vurderinger av effekter som følger av en mindre biomasse (byttedyr) på grunn av larvetap og konsekvenser det kan ha lenger opp i næringskjeden.

Lyd og rystelser

Av Equinors aktiviteter ved Vikingbanken som er vurdert i utredningen vil forsyningsfartøy/beredskapsfartøy tilknyttet innretninger være en mulig støykilde for tobis. Lyd fra skip vil i perioder kunne maskere naturlig lyd i området. Modelleringsstudie fra Stjerne viste at det særlig er ved manøvrering av fartøy at det genereres høye støynivå. Innenfor tobisområdet på Vikingbanken vil det kun være fartøy som kommer til og fra Equinors undervannsinnetninger som kan genere lydnivåer over bakgrunnsnivå. Det er ikke gjort en vurdering av samlet støy fra skipstraffik i området knyttet til Equinors operasjoner. Det er heller ikke gjort en vurdering av Equinors fartøysaktivitet sammenliknet med annen aktivitet i området, herunder fiskeriaktivitet.

Seismikk genererer lyd i samme frekvensområde som skip og boring (20-100 Hz), men med et betraktelig høyere lydnivå. Fremtidige seismiske undersøkelser i området bør planlegges utenom gyteperioden for tobis i desember - januar.

Basert på modelleringstudie gjennomført ved Stjerne kan fluktrespons som følge av boreaktiviteter og servicefartøy på Oseberg Sør K, Stjerne og Tune i 2023 forventes i et effektområde rundt borelokasjon opptil 150 meter.

Tabell 14. Kvalitativ vurdering av risiko for tobis ved Vikingbanken for ulike påvirkningsmekanismer ved Equinors felt. NA betyr at påvirkningstypen ikke er relevant for det aktuelle felt, enten på grunn av lokasjon eller at det ikke aktivitet som utløser den enkelte påvirkning.

Felt	Avstand SVO (km)	Påvirkning			
		Bunn	Operasjonelle utslipp	Akuttutslipp olje	Lyd/rystelser
Oseberg A, B, D (feltcenter)	7.3	NA	Ingen ³	Lav	NA
Oseberg C	2.3	NA	Ingen ³	Lav	NA
Oseberg H	3.6	NA	NA	Lav	NA
Oseberg Delta	0.3	NA	NA	Lav	NA
Oseberg Delta P	1.5	NA	NA	Lav	NA
Oseberg Delta O	1.4	NA	NA	Lav	NA
Oseberg Vestflanke	1.6	NA	NA	Lav	NA
Oseberg Øst	13	NA	NA	Lav	NA
Oseberg Sør	8.3	NA	Ingen ³	Lav	NA
Oseberg Sør J	10	NA	NA	Lav	NA
Oseberg Sør K	0	Lav (anker) ¹	NA	Lav	Lav (boring/fartøy) ²
Stjerne (M)	0	Lav (anker) ¹	NA	Lav	Lav (boring/fartøy) ²
Veslefrikk A, B	16	NA	-	Lav	NA
Martin Linge A, B	30	NA	Lav	Lav	NA
Krafla A, B	9.5	NA	NA	Lav	NA
Krafla UPP	5.1	NA	NA	Lav	NA
Sentral	4.5	NA	NA	Lav	NA
Askja A, B	5.6	NA	NA	Lav	NA
Corvus	23	Ikke vurdert	Ikke vurdert	Ikke vurdert	Ikke vurdert
Tune Sør	0	Lav (arealbeslag) ¹	NA	Lav	NA
Tune Statfjord	0	Lav (anker) ¹	NA	Lav	Lav (boring/fartøy) ²
Gullfaks	64	NA	Lav	Lav	NA
Statfjord	77	NA	Lav	Lav	NA
Valemon	46	NA	-	Lav	NA
Kvitebjørn	48	NA	-	Lav	NA

¹ Det vil ikke bli sluppet ut kaks på Vikingbanken ved kommende boreoperasjoner.

² For lyd/rystelser er tabellen kun fylt ut der det er planlagt boreoperasjoner. Ved seismiske undersøkelser i avstand <5 km fra Vikingbanken vurderes risiko for støvpåvirkning som medium. ³ Risikoscore basert på EIF-modellering og risikokategorier fra Tabell 13.

4.6 Konklusjon risikovurdering

Siden havsil er stedbunden og knyttet til et spesielt bunnssubstrat er arten spesielt sårbar for bunnpåvirkning som kan forringe habitatet. Tobishabitatene forekommer spredt, og rekruttering forutsetter av at yngel som er klare for bunnslåing finner egnet substrat. Vikingbanken er i den forstand vurdert å være ekstra sårbar for rekrutteringssvikt.

Det ikke kjent hvorvidt det eksisterer mekanismer som holder larvene ved leve- og gyteområdene, men siden larvene lever planktonisk antas de å drive fritt i vannmassen inntil de ha evne til å svømme. Det er heller ikke kjent om det finnes noe mekanisme som leder larvene tilbake til tobishabitatene når de er klare for å bunnslå, eller om det kun er larver som tilfeldigvis befinner seg over egnet substrat som vellykket bunnslår. Det må derfor legges til grunn at det er larver som oppholder seg i nærheten av tobisområdet som vil utgjøre rekrutteringen. Et stort oljeutslipp som sammenfaller i tid med larvenes bunnslåing kan dermed påvirke rekruttering og gytebestanden.

Det er ikke funnet at Equinors aktiviteter ved Vikingbanken medfører noen vesentlig risiko for å påvirke bunnhabitat negativt. Brønnrammer på bunnen innenfor området er vurdert å ha mindre effekt, og planlagte utslipp av kaks vil transporteres ut av området.

Operasjonelle utslipp, produsert vann og kjemikalier, er ikke vurdert å medføre vesentlig risiko for tobis ved Vikingbanken basert på dagens kunnskapsstatus. Planlagte utslipp til sjø fortynnes raskt, og både målinger og modellering for flere felt viser at konsentrasjon rundt Vikingbanken er betydelig lavere enn laveste konsentrasjon som ikke gir effekt på hyseembryo, som regnes om en av de mest sårbare organismene i denne sammenheng. Det er usikkerhet tilknyttet gyteprodukters sårbarhet for oljeeksponering, men det er ikke holdepunkt for å legge til grunn at det er eksponering av skadelige konsentrasjoner ved sjøbunn eller vannsøylen som følge av utslipp av produsert vann eller mindre akuttutslipp av olje fra Equinor sine felt.

Beregninger av larvetap ved Osebergfeltene og Krafla viser at flere av feltene og innretningene til Equinor kan resultere i større larvetap gitt en utblåsning. Aktiviteten til Equinor i området er høy, men tar man hensyn til sannsynlighet for larvetap og perioden med sårbare gyteprodukter i vannmassen er risikoen for tobisbestanden på Vikingbanken som følge av større akutte utslipp vurdert å være lav.

Det er tatt flere konservative valg i analysene for å ta høyde for manglede kunnskap. Eksponering som gir skade eller larvetap forutsetter at gyteproduktene og skadelige oljekonsentrasjoner møtes i tid og rom. I estimat av larvetap i denne rapporten er det lagt til grunn en lik sårbarhet gjennom hele perioden med gyteprodukter og det er også antatt at alle gyteproduktene befinner seg i samme vannlag der oljekonsentrasjonen er høyest. Det er også antatt at larvene ikke driver ut av området og at en død larve gir en mindre rekrutt (dvs. én mindre yngel som bunnslår).

Av de øvrige påvirkningsmekanismene er støy og rystelser vurdert å utgjøre medium risiko dersom det gjennomføres større seismiske undersøkelser. Det henger sammen med usikkerhet knyttet til sårbarhet for seismikk og erfaring med skremmeeffekt og konsekvenser fra andre fiskearter.

I sum er det med dagens kunnskap om effekter og aktiviteter ikke funnet holdepunkt for at Equinor sine aktiviteter i området kan forklare hvorfor tobisbestanden ved Vikingbanken ikke kommer tilbake. Det har ikke forekommet større akutte utslipp av olje eller kjemikalier i området de siste 20 årene som kan forklare hvorfor ikke tobisbestanden har kommet tilbake slik den var før den ble nedfisket på 90-tallet.

Det er i rapporten vist at det i deler av året foregår fiske med bunnsnål etter andre arter på Vikingbanken, men det er ukjent hvorvidt dette medfører habitatforringelse eller har annen negativ effekt på tobis. Det er også ukjent hvorvidt lydpåvirkning fra fiskeri og annen aktivitet i området eventuelt påvirker tobis ved Vikingbanken.

Med kunnskapsmangler om sårbarhet for flere av de vurderte påvirkningsmekanismene er det ikke mulig å gjøre en vurdering av samvirkende og kumulative effekter, men det må legges til grunn at en allerede presset bestand kan være ekstra utsatt for mindre og kontinuerlige eller langvarige forstyrrelser fra ulike typer antropogen påvirkning, i tillegg til de komplekse og

5 Risikoreduserende tiltak

Bunnpåvirkning

Bruk av partikkelfri borevæske (f.eks. basert på kaliumklorid) eller borevæsker med redusert partikkelinnhold kan redusere effektområde for utslipp av borekaks på sjøbunn. Det vil kunne være geologiske, brønntekniske begrensninger knyttet til praktisk mulighet eller sikkerhetsaspekter for et slikt tiltak.

Oppankring av borerigg under boreoperasjoner kan medføre midlertidig arealbeslag for tobis og gi oppvirvling av sedimenter og er antatt å ha størst effektpotensial i dvaleperioden til voksne individer. Bruk av dynamisk posisjonering (DP) kan redusere risiko for forstyrrelser på havbunn og bør vurderes for planlagte boreoperasjoner inne på Vikingbanken SVO.

Transport av borekaks, borevæske og sement fra boreoperasjoner ut fra Vikingbanken ved hjelp av transportsystem (CTS) eller ilandføring (RMR) reduserer risiko for forringelse av habitat pga. sedimentering og nedslamming. Slike løsninger må følges opp gjennom regelmessig overvåkning og oppfølging av CTS slangen vha. trykkovervåkning og ROV.

Operasjonelle utslipp

Rensing og reinjisering av produsert vann vil redusere tilførsel av hydrokarboner og andre giftige forbindelser til sjøvann. Denne utredningen har vist at det er lav risiko for eksponering av olje og kjemikalier fra produsertvann som kan påvirke tobis ved Vikingbanken, men det er generelt ønskelig å redusere tilførsel av produsert vann og kjemikalie til det marine miljø. For sistnevnte vil kontinuerlig arbeid med reduksjon av mengde, konsentrasjoner og substitusjon av miljøskadelig stoffer til mindre miljøskadelige stoffer være et viktig risikoreduserende tiltak.

Akutte oljeutslipp

For større akutte utslipp av olje vil risikoreduserende tiltak være å unngå eller redusere faren for hendelser som kan medføre akutte utslipp. Dersom et utslipp skjer, må det iverksettes konsekvensreduserende tiltak for å begrense utslippsmengde og hindre eller begrense skade på ytre miljø. Førstnevnte inkluderer bla. god kunnskap, ta i bruk beste tilgjengelig teknologi og operasjonelle løsninger samt regelmessig vedlikehold og ha flere uavhengige barrierer.

Planlegging av boreoperasjoner utenom perioden med gyteprodukter kan være et risikoreduserende tiltak for å begrense skade på tobis for lokasjoner nære eller på Vikingbanken. Generelt vil mekanisk oppsamling av olje være den foretrukne bekjempelsesmetoden fremfor kjemisk dispergering for oljevernberedskap i nærområdet til Vikingbanken ved mulig forekomst av gyteprodukter i vannsøylen. Bruk av dispergeringsmiddel kan øke nedbryting av olje og vil kunne virke konsekvensreduserende for tobis ved Vikingbanken dersom dispergeringen reduserer oljekonsentrasjonen i vannmassene og hindrer oljeutslipp ved felt lokalisert lengre unna å drive mot Vikingbanken. Det er i bransjen arbeidet med teknologiutvikling og tilgjengelighet av utstyr for oljeinnkapsling og -oppsamling på havbunnen ved en eventuell utblåsning. Utstyr for havbunnsoppsamling finnes internasjonalt, men er ikke et krav på norsk sokkel i dag og vil være krevende å bruke ved Vikingbanken pga. havdypet.

For mindre akutte utslipp er vedlikehold, inspeksjon og oppdagelse viktige tiltak. Norsk Olje og Gass har initiert flere prosjekter som har resultert i en reduksjon i hydrokarbonlekkasjer på norsk sokkel. Det er viktig at resultat og prosedyrer fra slike prosjekter følges opp etter de er avsluttet.

Lyd og rystelser

Stillegående motorer og thrustere ved service- og beredskapsfartøy kan redusere støypåvirkning for marine organismer, men siden det ikke er kjent hvor godt tobis hører og hvorvidt de bruker lyd ved kritisk adferd som gyting og beiting er det usikkert om slike avbøtende tiltak har noe for seg. Tiltak som reduserer kontinuerlige støykilder i havet, kan imidlertid ha positiv effekt på andre arter og dyregrupper som bruker lyd i næringsøk og kommunikasjon.

Som en føre-var-tilnærming vil gjennomføring av seismiske undersøkelser på og ved Vikingbanken utenom gyteperioden i desember – januar være risikoreduserende med tanke på å unngå eventuell fluktnespons bort fra gyteområdet når undersøkelsene pågår. Fluktnespons som følge

av boreoperasjoner kan også forstyrre gyteadfærd og planlegging av boreoperasjoner utenom gyteperioden i desember til januar vil også være et risikoreduserende tiltak. Bruk av såkalt soft-start ved start av seismikkundersøkelser kan brukes for å avbøte eventuell skremmeeffekt.

6 Kunnskapsgap

Kunnskapsgrunnlaget for tobisens sårbarhet for påvirkning fra olje- og gassvirksomheten er begrenset. Det er særlig knyttet usikkerhet til tobisens sårbarhet for eksponering for olje da det mangler kunnskap både om effekter ved eksponering og rekruttering innenfor og mellom de avgrensede tobisområdene. Havforskningsinstituttet publiserte i 2021 en rapport som presenterer kunnskapsstatus og identifiserer kunnskapsgap for tobis (Johnsen m. fl. 202).

Havforskningsinstituttet og 5 oljeselskap, deriblant Equinor, etablerte i 2021 et toårig forskningsprosjekt for å lukke kunnskapsgap om tobis (*KnowSandeel*). HI har videre søkt Forskningsrådet i februar 2022 om støtte til et større prosjekt for å komplementere det oppstartede arbeidet (*KnowSandeel 2022*).

Rekruttering hos marine fiskearter er en meget kompleks prosess, og det er vanskelig å predikere hvordan tap av gyteprodukter fra for eksempel et oljeutslipp vil påvirke rekruttering siden denne avhenger av vekselvirkninger mellom mange variabler. Rekrutteringen er blant annet avhengig av at yngel som er klare for bunnslåing finner egnet substrat. Det er usikkerhet forbundet med hvor stor larveutvekslingen er mellom de ulike tobisområder i Nordsjøen, og mellom Nordsjøen og kysten. Det er ikke kjent om larvene og yngelen har noen form for «homing» adferd som eventuelt kan øke sannsynligheten for at individene finner egnede steder for bunnslåing.

Kunnskap om larvedriftsfasen er begrenset, og i norsk sone ser det ut til at lokale gytebestander er viktig for rekrutteringen innenfor en radius på noen få titalls kilometer. Det er behov for å bedre forstå betydning av vertikalvandring og hvorfor tobislarver evt. ikke drifter bort fra gyteområder før de bunnslår. Havforskningsinstituttet planlegger p.t. adferdsekspesiment på tobis for å undersøke larvers svømmebevegelse og døgnlige aktivitetsmønstre og næringsøksadferd. Studier av orienteringsmekanismer for tidlige livsstadier og voksen tobis er inkludert i en prosjektsøknad fra Havforskningsinstituttet til Norges forskningsråd i februar 2022.

Det er også behov for å forstå utveksling mellom de ulike tobisområdene i Nordsjøen. Genetiske analyser mellom Vikingbanken og de sørlige tobisområdene og kystnære tobisområder kan gi verdifull kunnskap om romlig populasjonsstruktur. Analyser av mikrokjemiske avsetninger i otolittene er en annen metodikk for å undersøke utveksling av larver mellom områder. Slike studier er inkludert i nevnte søknad fra Havforskningsinstituttet til Forskningsrådet.

Vi mangler artsspesifikk kunnskap om hvor sårbare ulike livsstadier er for forurensning. Særlig er det knyttet usikkerhet til hvor følsomme egg og larver er for oljeeksponering. Vi mangler kunnskap om konsekvensene av eksponering for kjemikalier og oljekomponenter på ulike livsstadier. Eksponering under organdannelsen (embryo fasen) har vist seg å kunne gi irreversible konsekvenser i fisk (Sørhus m.fl., 2016; Sørhus m.fl., 2021). I larvefasen kan eksponeringen også skje via fødeopptaket.

Havforskningsinstituttet skal i det igangsatte prosjektet *KnowSandeel* gjennomføre eksponeringsforsøk der morfologiske, fysiologiske, adferdsmessige og molekylære effekter skal beskrives og sensitivitet og respons på oljeeksponering skal dokumenteres.

Vi mangler kunnskap om voksne individers følsomhet for støy. Betydning av lyd for gyteadferd, beiting, og unnvikelse av predatorer hos tobis er ikke kjent. Dette er viktig kunnskap for å forstå hvor sensitiv tobis kan være for støypåvirkning fra for eksempel olje- og gassaktivitet.

Usikkerhet

«Usikkerhet dreier seg om mangel på informasjon, manglende forståelse eller mangel på kunnskap. Type usikkerhet, om den er stor eller mindre, om den kan reduseres eller elimineres, er viktige momenter. Det må i større grad tas høyde for usikkerhet og kunnskapsstyrke i risikovurderingene, og resultatene fra risikoanalyser må være relevante og nyttige for dem som skal bruke dem i beslutningsprosesser.

Risikobegrepet er knyttet til konsekvenser av virksomheten, ikke bare til konsekvenser av en aktivitet eller hendelse på innretningen. Risiko angår derfor ikke bare den konkrete aktiviteten der og da, men henger sammen med hvordan aktiviteten er planlagt, hvor den foregår og under hvilke rammebetingelser. Risiko må forstås og håndteres i alle faser av petroleumsvirksomheten».

Meld.St.12 (2017-2018)

Miljørisikoanalyser og andre modeller.

Operatørenes miljørisikoanalyser er verktøy de har utviklet for å ivareta aktivitetsspesifikk miljørisiko i tråd med regelverkets krav til forsvarlig virksomhet, kontinuerlig forbedring og risikoreduksjon. De kvantitative analyseverktøyene har sine begrensninger og kvaliteten av resultatene blir ikke bedre enn kvaliteten på dataene som inngår og metodikken som benyttes.

OSCAR-modellen som benyttes i spredningsberegninger beregner per i dag kun olje i sediment ved deterministiske enkeltkjøringer. Det er stor usikkerhet ved resultatene og beregningen inkluderer for eksempel ikke at olje kan binde seg til partikulært materiale i vannsøylen («marin snø»). Det er mulig å modellere oljekonsentrasjoner over sjøbunn, men dette må gjøres som en egen kjøring og i stokastiske kjøringer følger ikke det valgte nedre vannlaget batymetrien. Beregning av miljøskade på sjøbunn er i dag implementert i ERA Acute-programvare, men mangler en oljedriftsmodell som gir gode inngangsdata fra stokastiske kjøringer.

Gode larvedriftdata (spredning og forekomst) og spesifikke THC-responskurver for ulike livsstadier vil øke kvaliteten på miljørisikoanalyser. Når det eventuelt foreligger ny kunnskap om sårbarhet for oljeeksponering, bør det vurderes om dagens bestandsmodeller bør videreutvikles for å bedre kunne estimere effekt av larvetap på rekruttering og bestandsnivå. Det skal nevnes at selv om LOEC («laveste testet konsentrasjon som er signifikant forskjellig fra kontroll») og NOEC («høyeste konsentrasjon som er testet som ikke er signifikant forskjellig fra kontroll») for ulike livsstadier er verdifull kunnskap kan ikke disse erstatte en dose-responskurve som angir grad av dødelighet for forskjellige konsentrasjoner.

For analyser som er presentert i denne rapporten er det gjort valg for parameterinnstillinger for populasjonsmodellen i ERA Acute i samarbeid med DNV i forbindelse med deres arbeid med miljørisikoanalysen for Krafla. Videre oppfølging av dette vil ivaretas av Norsk olje og gass' Beste Praksis-gruppe gjennom deres årlige anbefalinger for ERA Acute-analyser. Det bør videre vurderes om det er grunnlag for å justere dose-responskurven i ERA Acute basert på nyervervet kunnskap. Det er ikke planlagt for slikt arbeid i inneværende budsjett for Beste Praksis, men gruppen har foreslått et slikt prosjekt for Norsk olje og gass. Det er naturlig at slikt arbeid gjøres i samarbeid med Havforskningsinstituttet.

For kontinuerlige utslipp er det viktig å se på samlet belastning og ikke kun vurdere enkeltbidrag fra separate felt. Hvis EIF-beregninger skal benyttes til noe mer enn relative sammenligninger bør inngangsdata oppdateres og PNEC-verdier harmoniseres med dagens kunnskap.

7 Litteraturliste

- Aas, E., Jonsson, G., Sundt, R., Westerlund, S., Sanni, S., 2002. PAH metabolites and metals in bile from cod caged in the North Sea serve as indicators of pollution, in: ICES Council Meeting Documents.
- Aas, E., T. Baussant, L. Balk, B. Liewenborg & O. K. Andersen (2000). PAH metabolites in bile, cytochrome P4501A and DNA adducts as environmental risk parameters for chronic oil exposure: a laboratory experiment with Atlantic cod. *Aquatic toxicology*, 51, 241-258.
- Arveson, P.T., Vendittis, D.J., 2000. Radiated noise characteristics of a modern cargo ship. *J. Acoust. Soc. Am.* 107, 118-129.
- Bender, M. L., M. Frantzen, I. Vieweg, I. B. Falk-Petersen, H. K. Johnsen, G. Rudolfsen, K. E. Tollefsen, P. Dubourg & J. Nahrgang (2016). Effects of chronic dietary petroleum exposure on reproductive development in polar cod (*Boreogadus saida*). *Aquatic toxicology*, 180, 196-208.
- Beyer, J., Bakke, T.H., Lichtenthaler, R., Klungsøyr, J., 2019. Environmental effects of offshore produced water discharges evaluated for the Barents Sea. NIVA-rapport.
- Blackwell, S.B., Greene Jr, C.R., Richardson, W.J., 2004. Drilling and operational sounds from an oil production island in the ice-covered Beaufort Sea. *J. Acoust. Soc. Am.* 116, 3199-3211.
- Bratberg, M., P. A. Olsvik, R. B. Edvardsen, H. K. Brekken, R. Vadla & S. Meier (2013). Effects of oil pollution and persistent organic pollutants (POPs) on glycerophospholipids in liver and brain of male Atlantic cod (*Gadus morhua*). *Chemosphere*, 90, 2157-2171
- Brønner, U. (SINTEF), Nordtug, T. (SINTEF), Jonsson, H. (DNV G., Ugland, K.I. (UiO), 2015. Impact and restitution model - Water column. ERA Acute for water column exposed organisms. SINTEF 102001410, DNV GL PP114129.
- Carls, M.G., Rice, S.D., Hose, J.E., 1999. Sensitivity of fish embryos to weathered crude oil: Part I. Low-level exposure during incubation causes malformations, genetic damage, and mortality in larval pacific herring (*Clupea pallasii*). *Environ. Toxicol. Chem. An Int. J.* 18, 481-493.
- Carroll, J., Vikebø, F., Howell, D., Broch, O.J., Nepstad, R., Augustine, S., Skeie, G.M., Bast, R., Juselius, J., 2018. Assessing impacts of simulated oil spills on the Northeast Arctic cod fishery. *Mar. Pollut. Bull.* 126, 63-73.
- Cresci, A., Paris, C.B., Browman, H.I., Skiftesvik, A.B., Shema, S., Bjelland, R., Durif, C.M.F., Foretich, M., Di Persia, C., Lucchese, V., others, 2020. Effects of Exposure to Low Concentrations of Oil on the Expression of Cytochrome P4501a and Routine Swimming Speed of Atlantic Haddock (*Melanogrammus aeglefinus*) Larvae In Situ. *Environ. Sci. & Technol.* 54, 13879-13887.
- Buhl-Mortensen, L., Asgeir Aglen, Michael Breen, Pål Buhl-Mortensen, Arne Ervik, Vivian Husa, Svein Løkkeborg, Ingolf Røttingen og Hans Hagen Stockhausen 2013. Effekter av fiskeri og havbruk på bunn og bunnfauna: Oppfølging og forslag til nye forvaltningstiltak. Havforskningsinstituttet.
- Christensen, A., Jensen, H., Mosegaard, H., John, M. S., and Schrum, C. 2008. Sandeel (*Ammodytes marinus*) larval transport patterns in the North Sea from an individual-based hydrodynamic egg and larval model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65: 1498-1511.
- Dalen, J., Hovem, J.M., Karlsen, H.E., Kvadsheim, P.H., Løkkeborg, S., Mjelde, R., Pedersen, A., Skiftesvik, A.B., 2008. Kunnskapsstatus og forskningsbehov med hensyn til skremmeeffekter og skadevirkninger av seismiske lydbølger på fisk og sjøpattedyr: rapport til Oljedirektoratet, Fiskeridirektoratet og Statens forurensningstilsyn fra spesielt nedsatt forskergruppe.
- DN 2011. Utredning om havsil, med særlig fokus på dens betydning i økosystemet og behov for tverrsektorielle tiltak. DN-rapport 1-2011.

- DEGREE. 2010. Development of fishing Gears with Reduced Effects on the Environment. DEGREE EU Contract 022576 Final Publishable Activity Report.
- DNV GL, Sintef, 2010. Petroleumsvirksomhet. Oppdatering av faglig grunnlag for forvaltningsplanen for Barentshavet og områdene utenfor Lofoten (HFB). Konsekvenser av akutt utslipp for fisk. Appendix 2: Effektgrenser for torsk og sild. . DNV report no. 2010-0527.
- DNV 2012 a. Evaluation of Dispersion of cuttings – Stjerne field. Report no. 2012-1211. REV 01, 2012-09-04.
- DNV 2012 b. Stjerne Field Noise impact on Marine Organisms. Report no. 2012-1382.
- DNV 2017. Vurdering av effekter på tobis ved eventuell utblåsning fra avgrensingsbrønn Tune Statfjord. 2017-0076, Rev. 00
- DNV GL 2029. Miljørisikoanalyse (MRA) for utviklingsboring og produksjon på Martin Linge feltet i PL043 i Nordsjøen. Rapportnr.: 2019-0082, Rev. 01. Dokumentnr.: 268607. Dato: 2019-04-25.
- DNV GL 2020a. Miljørisikoanalyse for Oseberg feltcenter. Rapportnr.: 2020-1203, Rev. 2. Dokumentnr.: 1033507. Inkluderer Osberg feltcenter (A, B og D) og rammene Delta, Delta 2, Vestflanken, Vestflanken 2 (Osberg H).
- DNV GL 2020b. Miljørisikoanalyse for Oseberg Sør i Nordsjøen. Rapportnr.: 2020-0946, Rev. 02. Dokumentnr.: 864406. Dato: 2020-12-18.
- DNV GL 2020c. Miljørisikoanalyse for Oseberg Øst i Nordsjøen. Rapportnr.: 2020-0824, Rev. 02. Dokumentnr.: 726452. Dato: 2020-12-18.
- DNV GL 2020d. Miljørisikoanalyse for Oseberg C i Nordsjøen. Rapportnr.: 2020-1057, Rev. 02. Dokumentnr.: 864534. Dato: 2020-12-18.
- Durell, G., Utvik, T.R., Johnsen, S., Frost, T., Neff, J., 2006. Oil well produced water discharges to the North Sea. Part I: Comparison of deployed mussels (*Mytilus edulis*), semi-permeable membrane devices, and the DREAM model predictions to estimate the dispersion of polycyclic aromatic hydrocarbons. *Mar. Environ. Res.* 62, 194–223.
- Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E., Soldal, A.V., 1993. Effekter av seismisk skyting påfangst og fangsttilgjengelighet av torsk og hyse.
- Equinor 2021 a. PL035 og PL272 Utbygging og drift av Krafla. Forslag til konsekvensutredning. Oktober 2021.
- Equinor 2021 b. Tobis-relaterte utfordringer. Rolf C. Sundt. Info til Acona 6. august 2021.
- Forsvarets forskningsinstitutt (FFI) 2020. Effekter av støyforurensning på havmiljø, kunnskapsstatus og forvaltningsrådgeving. FFI-RAPPORT 20/01015, Miljødirektoratet M-1670|2020
- Engås, A., Løkkeborg, S., Ona, E., Soldal, A.V., 1993. Effekter av seismisk skyting påfangst og fangsttilgjengelighet av torsk og hyse.
- Faglig forum for norske havområder 2019. Særlig verdifulle og sårbare områder - Faggrunnlag for revisjon og oppdatering av forvaltningsplanene for norske havområder M-1303/2019.
- Gauld, J.A. and Hutcheon, J.R., 1990. Spawning and fecundity in the lesser sandeel, *Ammodytes marinus* Raitt, in the north-western North Sea. *Journal of Fish Biology*, 36(4), pp.611-613.
- Gray, L.M., Greeley, D.S., 1980. Source level model for propeller blade rate radiation for the world's merchant fleet. *J. Acoust. Soc. Am.* 67, 516–522.
- Green, E. 2017. A literature review of the lesser (Raitt's) sandeel *Ammodytes marinus* in European waters. RSPB Report Project number: LIFE14 NAT/UK/00394 Roseate Tern
- Hassel, A. Knudsen, T., Dalen, J., Løkkeborg, S., Skaar, K., Østensen, Ø., Haukland, E.K., Fonn, M., Høines, A. And Misund, O.A. 2003. Reaction of sandeel to seismic shooting: A field

- experiment fishery statistics study. Fisken og Havet 4-2003. Report Institute of Marine research. 62 p.
- Hassel, A., Knutsen, T., Dalen, J., Skaar, K., Løkkeborg, S., Misund, O. A., Østensen, Ø., Fonn, M., & Haugland, E. K. 2004. Influence of seismic shooting on the lesser sandeel (*Ammodytes marinus*). ICES Journal of Marine Science, 61(7), 1165-1173.
- ICES. 2020. Herring Assessment Working Group for the Area South of 62° N (HAWG). ICES Scientific Reports. 2:60. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.6105>
- Jensen, H., Rindorf, A., Wright, P. J., and Mosegaard, H. 2011. Inferring the location and scale of mixing between habitat areas of lesser sandeel through information from the fishery. Ices Journal of Marine Science, 68: 43-51.
- Holth, T. F., D. P. Eidsvoll, E. Farnen, M. B. Sanders, C. Martinez-Gomez, H. Budzinski, T. Burgeot, L. Guilhermino & K. Hylland (2014). Effects of water accommodated fractions of crude oil and diesel on a suite of biomarkers in Atlantic cod (*Gadus morhua*). Aquatic toxicology, 154, 240-252.
- Hylland, K., Tollefsen, K.-E., Ruus, A., Jonsson, G., Sundt, R.C., Sanni, S., Utvik, T.I.R., Johnsen, S., Nilssen, I., Pinturier, L., others, 2008. Water column monitoring near oil installations in the North Sea 2001-2004. Mar. Pollut. Bull. 56, 414-429.
- Incardona, J.P., Scholz, N.L., 2017. 6 - Environmental Pollution and the Fish Heart, in: Gamperl, A.K., Gillis, T.E., Farrell, A.P., Brauner, C.J. (Eds.), Fish Physiology. Academic Press, pp. 373-433.
- Ingvarsdóttir, A., Bjørkblom, C., Ravagnan, E., Godal, B.F., Arnberg, M., Joachim, D.L., Sanni, S., 2012. Effects of different concentrations of crude oil on first feeding larvae of Atlantic herring (*Clupea harengus*). J. Mar. Syst. 93, 69-76.
- Johnsen, E. 2018. Råd for tobisfiskeriet i norsk sone for 2018 og rapport for tobistokt i Nordsjøen 24. april - 14. mai. ISSN 1503 6294/Nr.9-2018.
- Johnsen, E. 2021. Råd for tobisfiskeriet i norsk sone for 2021. ISSN 15036294/Nr. 6-2021.
- Johnsen, E., Sørhus, E., de Jong, K., Lie, K. K., og Grøsvik, B. E. 2021. Kunnskapsstatus for havsil i norsk sone av Nordsjøen. Status of knowledge for lesser sandeel in Norwegian zone of the North Sea. Rapport fra havforskningen. 2021-33. ISSN:1893-4536.
- Karlsen, H. E. & Eckroth, J. R. (2011). Terskelverdier for lydimpulsindusert startle-atferd hos ulike arter og hørselsgrupper av fisk, og effekter av lydimpulser på spisemotivasjon. Report to the Norwegian Petroleum Directorate. 43 pp.
- Langangen, Ø., Olsen, E., Stige, L.C., Ohlberger, J., Yaragina, N.A., Vikebø, F.B., Bogstad, B., Stenseth, N.C., Hjermann, D.Ø., 2017. The effects of oil spills on marine fish: Implications of spatial variation in natural mortality. Mar. Pollut. Bull. 119, 102-109.
- MDir, 2010 Status og oppfølging av lekkasjer fra kaksinjeksjonsbrønner, 2010-05-21 (<http://www.miljodirektoratet.no/>)
- MDir, 2013. Fagrapport for tobis (*Ammodytidae*) på norskekysten - Kunnskapoversikt med forslag til tiltak.
- MDir, 2021. Petroleumsobservasjon: Miljøobservasjon på norsk sokkel [WWW Document]. URL <https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/observasjon-arealplanlegging/miljoobservasjon/observasjonsprogrammer/petroleumsobservasjon/>
- Nahrgang, J., L. Camus, M. G. Carls, P. Gonzalez, M. Jonsson, I. C. Taban, R. K. Bechmann, J. S. Christiansen & H. Hop (2010a). Biomarker responses in polar cod (*Boreogadus saida*) exposed to the water soluble fraction of crude oil. Aquatic toxicology, 97, 234-242.
- Nahrgang, J., L. Camus, P. Gonzalez, M. Jonsson, J. S. Christiansen & H. Hop (2010b). Biomarker responses in polar cod (*Boreogadus saida*) exposed to dietary crude oil. Aquatic toxicology, 96, 77-83.

- Nahrgang, J., P. Dubourg, M. Frantzen, D. Storch, F. Dahlke & J. P. MEADOR (2016). Early life stages of an arctic keystone species (*Boreogadus saida*) show high sensitivity to a water-soluble fraction of crude oil. *Environmental pollution*, 218, 605-614
- Neff, J. M., Ostazeski, S., Gardiner, W., and Stejskal, I. 2000. Effects of weathering on the toxicity of three offshore Australian crude oils and a diesel fuel to marine animals. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19: 1809-1821
- Nepstad, R., Hansen, B.H., Skancke, J., 2021. North Sea produced water PAH exposure and uptake in early life stages of Atlantic Cod. *Mar. Environ. Res.* 163, 105203.
- Nilsen, H. (Statoil), Johnsen, H.G. (Statoil), Nordtug, T. (SINTEF), Øistein Johansen (SINTEF), 2006. Threshold values and exposure to risk functions for oil components in the water column to be used for risk assessment of acute discharges (EIF Acute).
- Niu, H., Lee, K., Robinson, B., Cobanli, S., Li, P., 2016. Monitoring and modeling the dispersion of produced water on the Scotian Shelf. *Environ. Syst. Res.* 5, 1-15.
- NGI 2018. Krafla SI – Top Sand Grain Size Distribution Vikingbanken. Krafla and Frigg SI Lab and Reporting 2018. 20180232-03-TN.
- Norsk olje og gass 2019. Handbook. species and habitats of environmental concern. Mapping, Risk Assessment, Mitigation and Monitoring. - In relation to Oil and Gas activities. 2019-007, Rev. 0.
- Olsvik, P. A., R. Waagbo, S. A. Pedersen & S. Meier (2011). Transcriptional Effects of Dietary Exposure of Oil-Contaminated *Calanus finmarchicus* in Atlantic Herring (*Clupea harengus*). *Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A-Current Issues*, 74, 508-528.
- OSPAR, 2014. Establishment of a list of Predicted No Effect Concentrations (PNECs) for naturally occurring substances in produced water.
- Pearson, W.H., Woodruff, D.L., Sugarman, P.C., Olla, B.L., 1984. The burrowing behavior of sand lance, *Ammodytes hexapterus*: Effects of oil-contaminated sediment. *Mar. Environ. Res.* 11, 17-32.
- Perrichon, P., Donald, C.E., Sørhus, E., Harboe, T., Meier, S., 2021. Differential developmental toxicity of crude oil in early life stages of Atlantic halibut (*Hippoglossus hippoglossus*). *Sci. Total Environ.* 770, 145349.
- Petroleumstilsynet, 2021. Risikonivå i petroleumsvirksomheten Akutte utslipp, 2005- 2020, norsk sokkel (RNNP-AU).
- Pinto, J.M., Pearson, W.H., Anderson, J.W., 1984. Sediment preferences and oil contamination in the Pacific sand lance *Ammodytes hexapterus*. *Mar Biol* 83, 193-204.
- Proctor, R., Wright, P.J. and Everitt, A., 2002: Modelling the transport of larval sandeels on the northwest European shelf. *Fisheries & Oceanography* 7:3-4 pp. 347-354.
- Scholten, M., Schobben, H., Karman, C., Jak RG, van het G., 1993. De berekening van het Maximaal Toelaatbare Risico niveau van olie en oliecomponenten in water en sediment. TNO Rep.
- Smit, M.G.D., Bechmann, R.K., Hendriks, A.J., Skadsheim, A., Larsen, B.K., Baussant, T., Bamber, S., Sanni, S., 2009. Relating biomarkers to whole-organism effects using species sensitivity distributions: A pilot study for marine species exposed to oil. *Environ. Toxicol. Chem. An Int. J.* 28, 1104-1109.
- Sørensen, L., Sørhus, E., Nordtug, T., Incardona, J.P., Linbo, T.L., Giovanetti, L., Karlsen, O., Meier, S., 2017. Oil droplet fouling and differential toxicokinetics of polycyclic aromatic hydrocarbons in embryos of Atlantic haddock and cod. *Plos One* 12, e0180048.
- Stout, S. A., S. Rouhani, B. Liu, J. Oehrig, R. W. Ricker, G. Baker & C. Lewis (2017). Assessing the footprint and volume of oil deposited in deep-sea sediments following the Deepwater Horizon oil spill. *Marine pollution bulletin*, 114, 327-342.

-
- Suga, T., Akamatsu, T., Sawada, K., Hashimoto, R. K., Hiraishi, T. & Yamamoto, K. (2005). Audiogram measurement based on auditory brainstem response for juvenile Japanese sand lance *Ammodytes personatus*. Fish. Sci. 71, 287 - 292.
- Tien, N., S., H., Graeymeersch, J., van Damme, C., Couperus, A., S., Adema, J., Tulp, I. Burrow distribution of three sandeel species relates to beam trawl fishing, sediment composition and water velocity, in Dutch coastal waters. 2017. Journal of Sea Research 127: 194-202.
- Tollefsen, K. E., R. C. Sundt, J. Beyer, S. Meier & K. Hylland (2011). Endocrine Modulation in Atlantic Cod (*Gadus morhua* L.) Exposed to Alkylphenols, Polyaromatic Hydrocarbons, Produced Water, and Dispersed Oil. Journal of Toxicology and Environmental Health-Part A-Current Issues, 74, 529-542.
- Total E&P Norge AS, 2009. Frostpipe - disposal plan. Technical Document No: 109052.
- Uni Research 2014. Miljøundersøkelse ved gamle brønner i tobishabitat på Vikingbanken (2013).
- Vikebø, F.B., Rønningen, P., Lien, V.S., Meier, S., Reed, M., Ådlandsvik, B., Kristiansen, T., 2013. Spatio-temporal overlap of oil spills and early life stages of fish. ICES J. Mar. Sci. J. du Cons. fst131.
- Vikebø, F.B., Rønningen, P., Lien, V.S., Meier, S., Reed, M., Ådlandsvik, B., Kristiansen, T., 2014. Spatio-temporal overlap of oil spills and early life stages of fish. ICES J. Mar. Sci. 71, 970-981.
- Yan, B. Z., U. Passow, J. P. Chanton, E. M. Nothig, V. Asper, J. Sweet, M. Pitiranggon, A. Diercks & D. Pak (2016). Sustained deposition of contaminants from the Deepwater Horizon spill. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 113, E3332-E3340.

Vedlegg

A1 Utblåsningsmatriser for felt og brønner

Tabell 15. Boring og Produksjon på Oseberg Feltsenter (DNV GL 2021).

Utslippssted	Fordeling	Rate	Sannsynlighet for raten	Varigheter (dag)				
				2	5	14	35	63
Overflate	79.10%	5 000	0.60%	66.5%	14.4%	9.0%	2.7%	7.4%
		8 000	70.60%					
		10 000	28.80%					
Sjøbunn	20.90%	5 000	0.80%	49.5%	15.7%	13.7%	6.0%	15.1%
		8 000	96.10%					
		10 000	3.10%					

Tabell 16. Produksjon på Vestflanken (DNV GL 2021)

Utslippssted	Fordeling	Rate	Sannsynlighet for raten	Varigheter (dag)				
				2	5	14	35	63
Sjøbunn	100.00%	3000	100%	49.50%	15.70%	13.70%	6.00%	15.10%

Tabell 17. Produksjon på Tune (DNV GL 2021)

Utslippssted	Fordeling	Rate	Sannsynlighet for raten	Varigheter (dag)				
				2	5	14	35	84
Overflate	3.70%	1000	100%	66.5%	14.4%	9.0%	2.7%	7.9%
Sjøbunn	96.30%	1000	100%	49.5%	15.7%	13.7%	6.0%	15.1%

Tabell 18. Produksjon på Delta (DNV GL 2021)

Utslippssted	Fordeling	Rate	Sannsynlighet for raten	Varigheter (dag)				
				2	5	14	35	91
Sjøbunn	100%	3000	100%	49.50%	15.70%	13.70%	6.00%	15.10%

Tabell 19. Produksjon på Delta2 (DNV GL 2021)

Utslippssted	Fordeling	Rate	Sannsynlighet for raten	Varigheter (dag)				
				2	5	14	35	91
Overflate	73.50%	3000	100%	66.4%	14.5%	9.0%	2.7%	7.4%
Sjøbunn	26.50%	3000	100%	49.5%	15.7%	13.7%	6.0%	15.1%

Tabell 20. Boring og Produksjon på Vestflanken 2 /OSH (DNV GL 2021)

Utslippssted	Fordeling	Rate	Sannsynlighet for raten	Varigheter (dag)				
				2	5	14	35	63
Overflate	78.40%	5000	2.1%	66.5%	14.4%	9.0%	2.7%	7.4%
		8000	21.3%					
		10000	76.7%					
Sjøbunn	21.60%	5000	2.5%	49.5%	15.7%	13.7%	6.0%	15.1%
		8000	87.5%					
		10000	10.0%					

Tabell 21. Produksjon på Oseberg Øst (DNV GL 2020a)

Utslippssted	Fordeling	Rate	Sannsynlighet for raten	Varigheter (dag)				
				2	5	14	35	70
Overflate	69.00%	700	100%	66.5%	14.4%	9.0%	2.7%	7.4%
Sjøbunn	31.00%	700	100%	49.5%	15.7%	13.7%	6.0%	15.1%

Tabell 22. Produksjon på Oseberg C (DNV GL 2020b)

Utslippssted	Fordeling	Rate	Sannsynlighet for raten	Varigheter (dag)				
				2	5	14	35	63
Overflate	71.00%	8000	100%	66.4%	14.4%	9.0%	2.7%	7.4%
Sjøbunn	29.00%	8000	100%	49.4%	15.7%	13.7%	6.0%	15.1%

Tabell 23. Produksjon på Oseberg Sør (DNV GL 2020b)

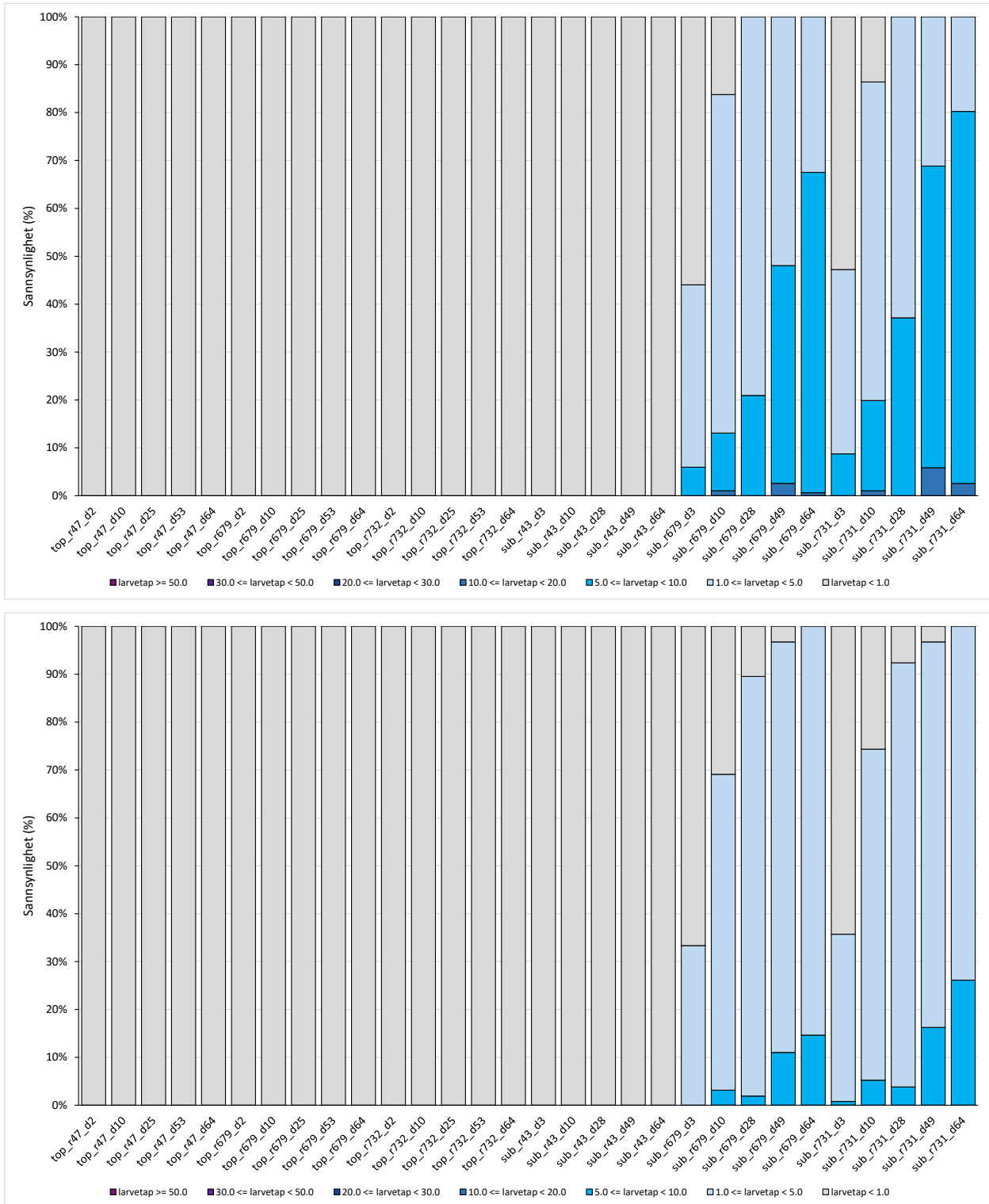
Utslippssted	Fordeling	Rate	Sannsynlighet for raten	Varigheter (dag)				
				2	5	14	35	70
Overflate	75.00%	3300	100%	47.7%	18.0%	13.9%	4.7%	15.7%
Sjøbunn	25.00%	3300	100%	36.2%	17.3%	17.0%	7.5%	22.1%

A2 Resultater fra letebrønner

En oversikt over de ulike utblåsningsscenarioene benyttet til å vurdere effekt fra mindre akutt utslipp på Vikingbanken og to større akutte utslipp lokalisert langt unna Vikingbanken er gitt i Tabell 24, Tabell 25 og Tabell 26. Hvert scenario er modellert flere ganger for å fange opp variasjon i ulike værforhold.

Tabell 24. Oversikt over utblåsningsscenarioer for en utblåsning fra letebrønn 1. Varigheten er avrundet til nærmeste heltall.

Utslippsdyp	Utslippsrate (Sm ³ /d)	Utslippsvarighet (d)	Utslippsvolum (m ³)	Navn på scenario
Overflate (0 meter)	47	2	108	top_r47_d2
		10	460	top_r47_d10
		25	1 163	top_r47_d25
		53	2 469	top_r47_d53
		64	3 019	top_r47_d64
	679	2	1 560	top_r679_d2
		10	6 650	top_r679_d10
		25	16 806	top_r679_d25
		53	35 666	top_r679_d53
		64	43 613	top_r679_d64
	732	2	1 682	top_r732_d2
		10	7 169	top_r732_d10
		25	18 118	top_r732_d25
		53	38 450	top_r732_d53
		64	47 017	top_r732_d64
Sjøbunn (92 meter)	43	3	108	sub_r43_d3
		10	444	sub_r43_d10
		28	1 183	sub_r43_d28
		49	2 117	sub_r43_d49
		64	2 762	sub_r43_d64
	679	3	1 700	sub_r679_d3
		10	7 009	sub_r679_d10
		28	18 674	sub_r679_d28
		49	33 426	sub_r679_d49
		64	43 611	sub_r679_d64
	731	3	1 830	sub_r731_d3
		10	7 546	sub_r731_d10
		28	20 104	sub_r731_d28
		49	35 986	sub_r731_d49
		64	46 951	sub_r731_d64

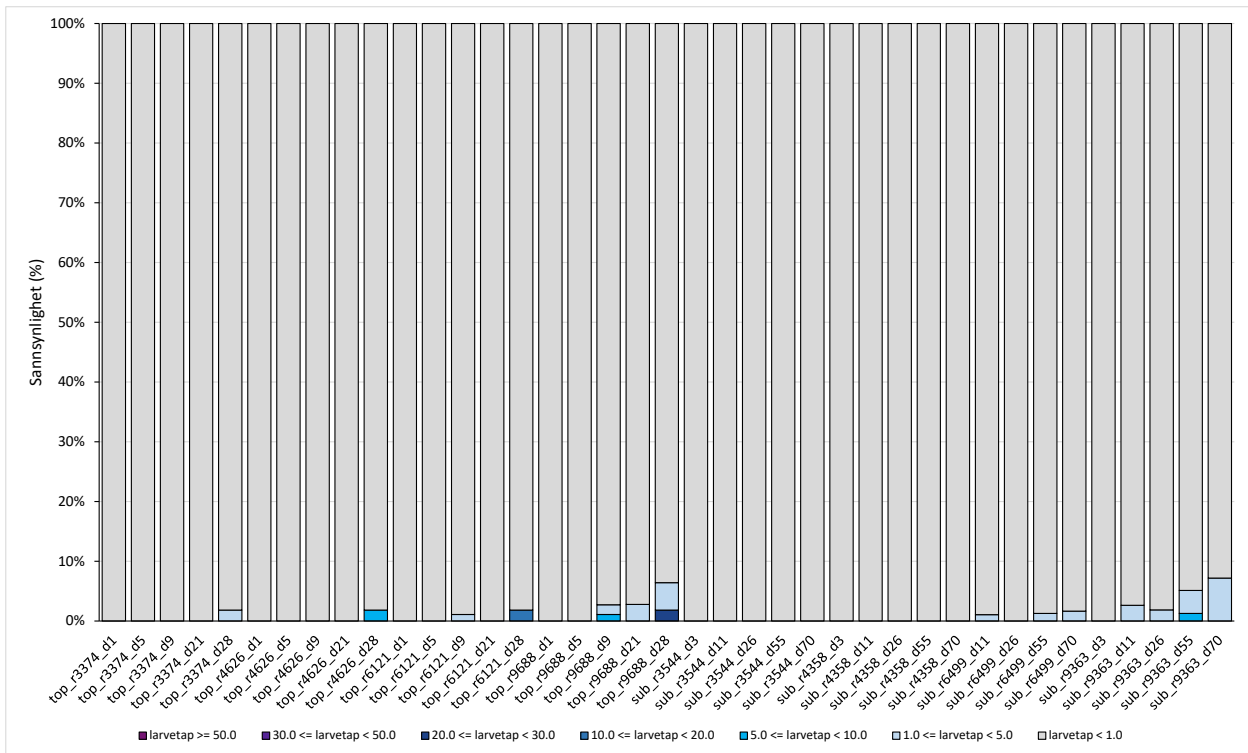
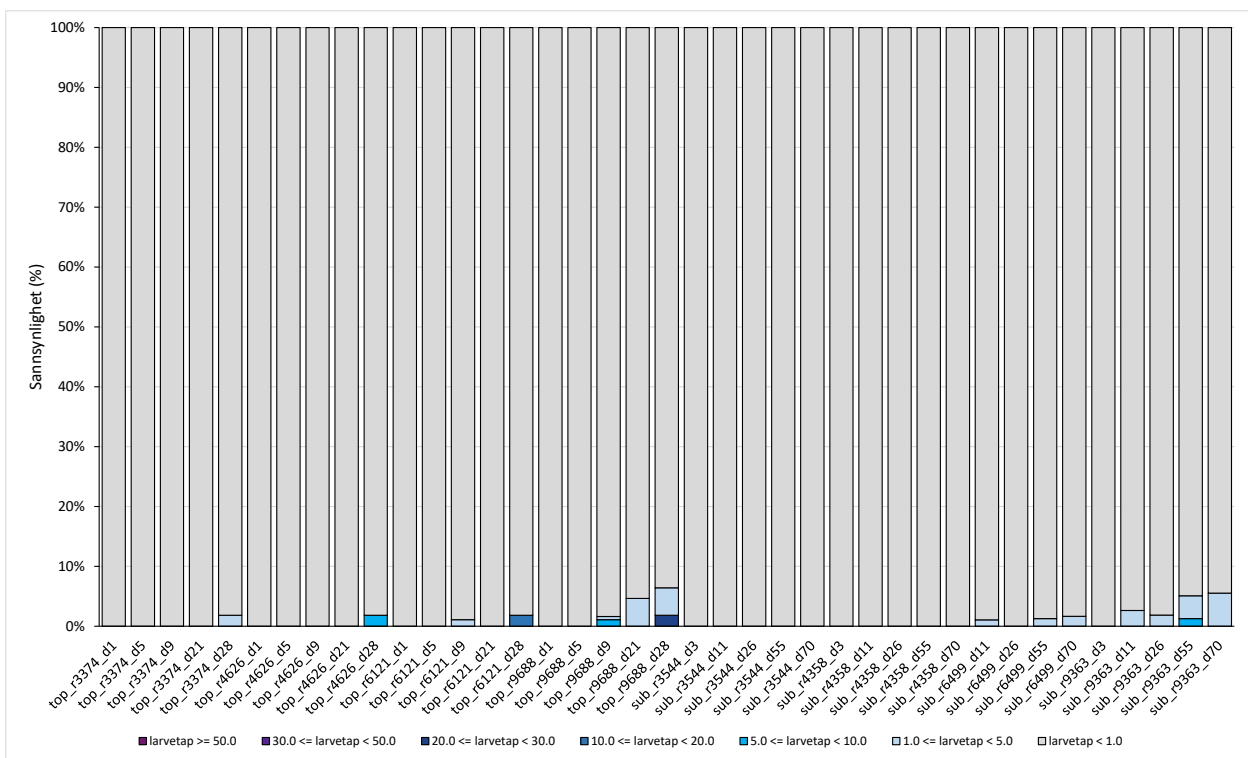


Figur 18. Sannsynlighet for larvetap beregnet for larvedatasett A (øverst) og B (nederst) vha. THC-max metoden for letebrønn 1.

Tabell 25. Oversikt over utblåsingsscenarioer for en utblåsing fra letebrønn 2. Varigheten er avrundet til nærmeste heltall.

Utslippsdyp	Utslippsrate (Sm ³ /d)	Utslippsvarighet (d)	Utslippsvolum (m ³)	Navn på scenario
Overflate (0 meter)	3 374	1	3 374	top_r3374_d1
		5	16 870	top_r3374_d5
		9	30 366	top_r3374_d9
		21	70 854	top_r3374_d21
		28	94 472	top_r3374_d28
	4 626	1	4 626	top_r4626_d1
		5	23 130	top_r4626_d5
		9	41 634	top_r4626_d9
		21	97 146	top_r4626_d21
		28	129 528	top_r4626_d28
	6 121	1	6 121	top_r6121_d1
		5	30 605	top_r6121_d5
		9	55 089	top_r6121_d9
		21	128 541	top_r6121_d21
		28	171 388	top_r6121_d28
	9 688	1	9 688	top_r9688_d1
		5	48 440	top_r9688_d5
		9	87 192	top_r9688_d9
		21	203 448	top_r9688_d21
		28	271 264	top_r9688_d28
Sjøbunn (382 meter)	3 544	3	10 632	sub_r3544_d3
		11	38 984	sub_r3544_d11
		26	92 144	sub_r3544_d26
		55	194 920	sub_r3544_d55
		70	248 080	sub_r3544_d70
	4 358	3	13 074	sub_r4358_d3
		11	47 938	sub_r4358_d11
		26	113 308	sub_r4358_d26
		55	239 690	sub_r4358_d55
		70	305 060	sub_r4358_d70
	6 499	3	19 497	sub_r6499_d3
		11	71 489	sub_r6499_d11
		26	168 974	sub_r6499_d26
		55	357 445	sub_r6499_d55
		70	454 930	sub_r6499_d70
	9 363	3	28 089	sub_r9363_d3
		11	102 993	sub_r9363_d11
		26	243 438	sub_r9363_d26
		55	514 965	sub_r9363_d55

	70	655 410	sub_r9363_d70
--	----	---------	---------------

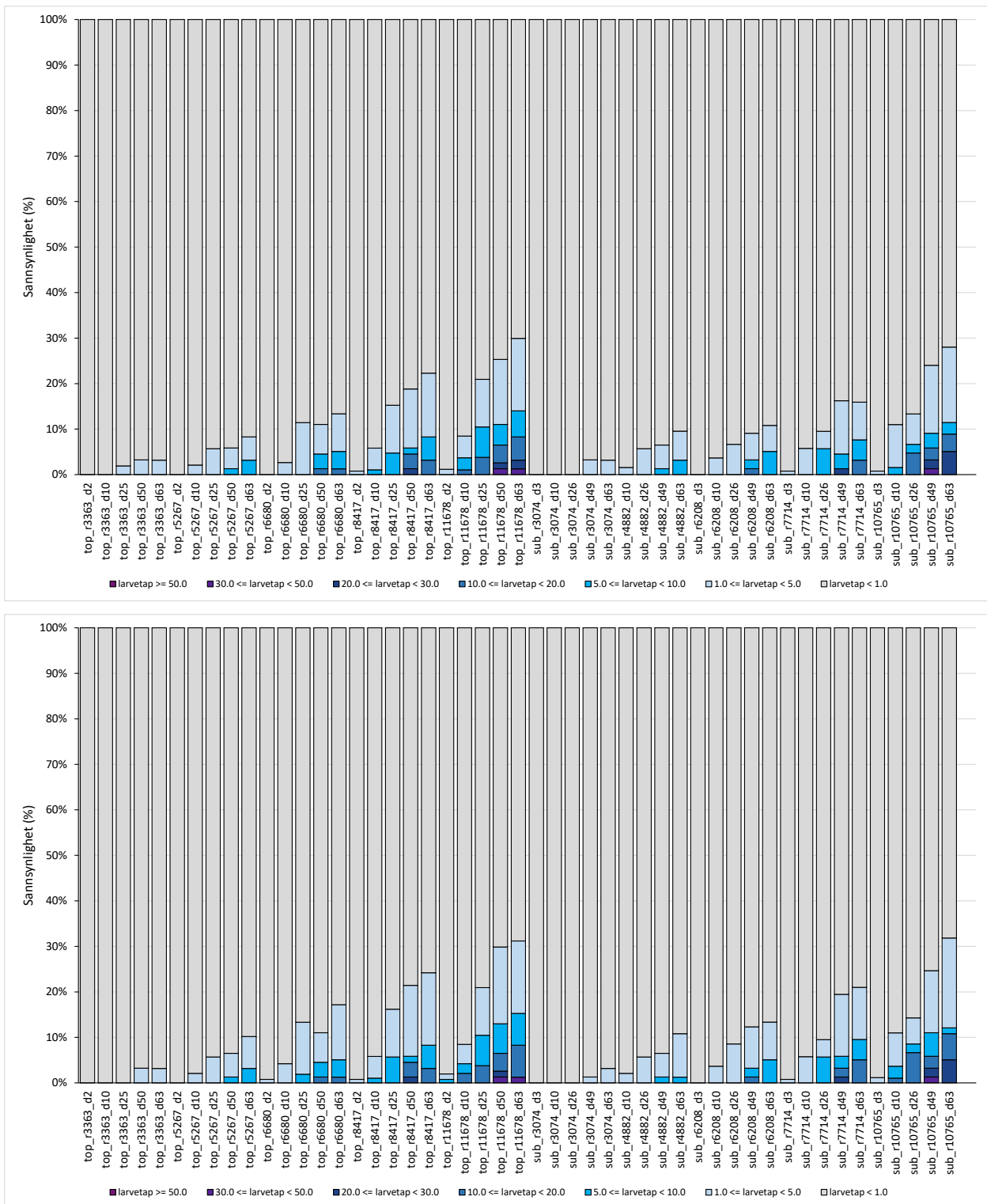


Figur 19. Sannsynlighet for larvetap beregnet for larvedatsett A (øverst) og B (nederst) vha. THC-max metoden for letebrønn 2.

Tabell 26. Oversikt over utblåsningsscenarier for en utblåsing fra letebrønn 3. Varigheten er avrundet til nærmeste heltall.

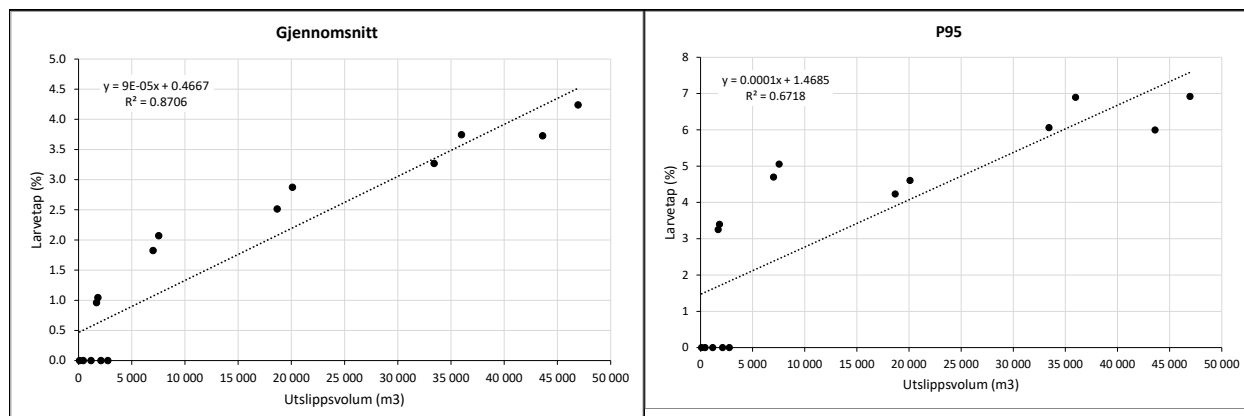
Utslippsdyp	Utslippsrate (Sm ³ /d)	Utslippsvarighet (d)	Utslippsvolum (m ³)	Navn på scenario
Overflate (0 meter)	3 363	2	7 728	top_r3363_d2
		10	32 937	top_r3363_d10
		25	83 745	top_r3363_d25
		50	169 478	top_r3363_d50
		63	212 844	top_r3363_d63
	5 267	2	12 104	top_r5267_d2
		10	51 585	top_r5267_d10
		25	131 159	top_r5267_d25
		50	265 430	top_r5267_d50
		63	333 348	top_r5267_d63
	6 680	2	15 351	top_r6680_d2
		10	65 424	top_r6680_d10
		25	166 345	top_r6680_d25
		50	336 639	top_r6680_d50
		63	422 777	top_r6680_d63
	8 417	2	19 342	top_r8417_d2
		10	82 436	top_r8417_d10
		25	209 600	top_r8417_d25
		50	424 175	top_r8417_d50
		63	532 712	top_r8417_d63
11 678	2	26 836	top_r11678_d2	
	10	114 374	top_r11678_d10	
	25	290 806	top_r11678_d25	
	50	588 513	top_r11678_d50	
	63	739 101	top_r11678_d63	
Sjøbunn (360 meter)	3 074	3	7 697	sub_r3074_d3
		10	32 240	sub_r3074_d10
		26	78 830	sub_r3074_d26
		49	150 067	sub_r3074_d49
		63	194 553	sub_r3074_d63
	4 882	3	12 225	sub_r4882_d3
		10	51 202	sub_r4882_d10
		26	125 194	sub_r4882_d26
		49	238 329	sub_r4882_d49
		63	308 982	sub_r4882_d63
	6 208	3	15 545	sub_r6208_d3
		10	65 110	sub_r6208_d10
		26	159 198	sub_r6208_d26
		49	303 062	sub_r6208_d49
		63	392 904	sub_r6208_d63
	7 714	3	19 316	sub_r7714_d3

Utslippsdyp	Utslippsrate (Sm ³ /d)	Utslippsvarighet (d)	Utslippsvolum (m ³)	Navn på scenario
		10	80 904	sub_r7714_d10
		26	197 818	sub_r7714_d26
		49	376 582	sub_r7714_d49
		63	488 219	sub_r7714_d63
	10 765	3	26 956	sub_r10765_d3
		10	112 903	sub_r10765_d10
		26	276 058	sub_r10765_d26
		49	525 526	sub_r10765_d49
		63	681 317	sub_r10765_d63



Figur 20. Sannsynlighet for larvetap beregnet for larvedatasett A (øverst) og B (nederst) vha. THC-max metoden for letebrønn 3.

A3 Eksempel på sammenheng mellom utslippsvolum og larvetap



Figur 21. Sammenheng mellom utslippsvolum fra sjøbunnsutblåsninger og beregnet larvetap, gjennomsnitt til venstre og gjennomsnittlig 95-persentil til høyre. Merk at det er ulik y-skala på alle figurene.



IKM
ACONA AS