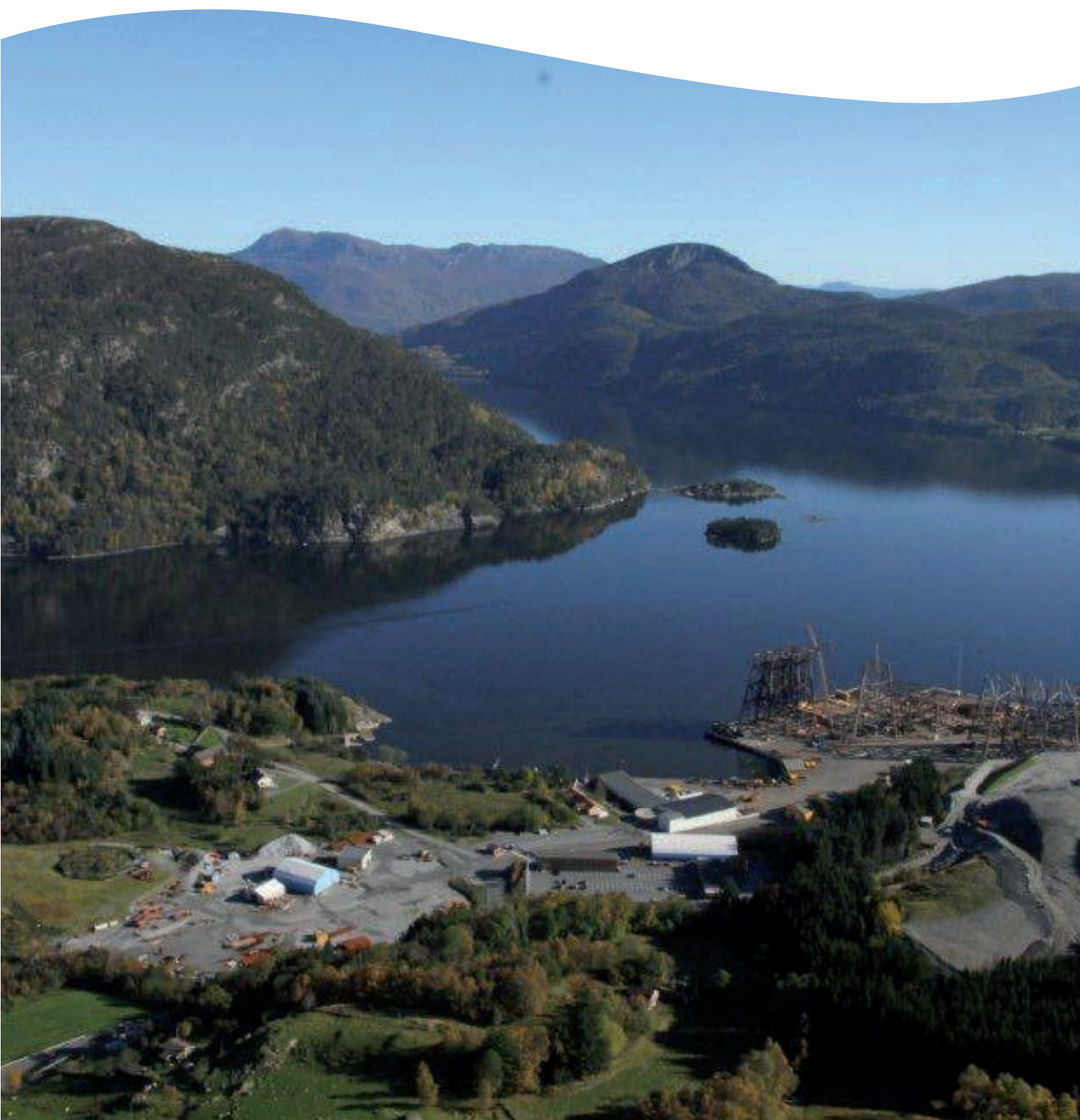


Detaljreguleringsplan for
sjøområder i Vats- og Yrkefjorden
Konsekvensutredning
Deltema: marint miljø



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 31 22 14

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Detailjreguleringsplan for sjøområder i Vats- og Yrkefjorden Konsekvensutredning Deltema: marint miljø	Løpenr. (for bestilling) 6470-2013	Dato 15.01.2013
	Prosjektnr. Undernr. O-11206	Sider Pris 62
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Dale, Trine Golmen, Lars G.	Kvassnes, Astri JS. Johnsen, Torbjørn M. Åtland, Åse	Distribusjon
	Fagområde Marine miljøgifter	Trykket NIVA
	Geografisk område Rogaland	

Oppdragsgiver(e) AF Decom Offshore AS	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Utredningen dekker utilsiktede utslipp som potensielt kan oppstå i forbindelse med planlagte aktiviteter i sjø ved AF Miljøbase Vats. Potensielle utslipp kan omfatte marin begroing, tungmetaller, etylen glykol, hydraulikkolje, girolje, dieselolje, råolje, PCB, NORM, biocider og korrosjonshemmere. Et konservativt anslag er at influensområdet vil begrense seg til kortere avstand enn ca. 250 m nedstrøms utslippspunktet og 50 – 70 m til siden for dette, og at nødvendig fortykning vil ta fra 5 til 20 minutter. Det er lite sannsynlig at et utslipp vil ha påvisbar innvirkning på gyting og oppvekst eller beiteområder for fisk. Eksponeringstiden er for kort til å gi effekter på fisk i steng eller garn, eller hummer og krabbe i teiner. Influensområdet kommer ikke i konflikt med registrerte oppdrettsanlegg. Risiko for skade på fisk under transport i brønnbåt ansees som liten. Olje som driver i land kan påvirke viktige forekomster av gråhegre og fiskemåke. Risiko for effekter på økosystemet forøvrig ansees som lav. Selv hyppige utslipp ansees ikke å kunne forringe total økologisk status. Badevannskvaliteten kan bli kortvarig forringet fra søl av sement.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Uhellsutslipp Avvikling Miljøkonsekvensutredning Miljøgifter 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> Accidental discharges Decommissioning Environmental impact assessment Contaminants
--	--



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Morten Schaanning
Forskningsleder
ISBN 978-82-577-6205-6



Kristoffer Næs
Forskningsdirektør

Detaljreguleringsplan for sjøområder i Vats- og Yrkefjorden

Konsekvensutredning

Deltema: marint miljø

Forord

På oppdrag av AF Decom Offshore AS (AFDO) har NIVA gjennomført en miljøkonsekvensvurdering av potensielle uhellsutslipp fra deling av utrangerte offshoreinstallasjoner og annen planlagt aktivitet i Vatsfjorden og Yrkefjorden. Utredningen er ledd i utforming av detaljreguleringsplan for sjøområder i Vatsfjorden og Yrkefjorden som utføres av Norconsult AS. Kontaktpersoner hos AFDO har vært Bjørn Smits, Kent A. Myhr, Evy Lærdal og Pål Brekke. Kontaktperson hos Norconsult har vært Eirik Wiggen. Hos NIVA har forsker Torbjørn M. Johnsen og forsker Astri JS. Kvassnes vært ansvarlig for beskrivelse av naturressurser og miljøtilstand i fjordområdene, forskningsleder Åse Åtland og forsker Trine Dale for beskrivelse og konsekvensvurdering av akvakulturvirksomheten, seniorforsker Lars G. Golmen for hydrofysiske vurderinger og spredningsmodellering. Forskningsleder Torgeir Bakke har vært prosjektleder, kontaktperson overfor Norconsult og AFDO, og ansvarlig for utarbeidelse av sluttrapport.

Oslo, 15.01.2013

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	8
Summary	10
1. Innledning og bakgrunn	12
2. Marine naturressurser og miljøtilstand	14
2.1 Det marine økosystemet	14
2.1.1 Vannkvalitet	14
2.1.2 Biodiversitet, oksygenopptak og økosystemfunksjon i sjøbunns slam	17
2.1.3 Visuell kartlegging av bunnforhold ved AF Miljøbase Vats	20
2.2 Badevannskvalitet	20
2.3 Dagens forurensningssituasjon	21
2.3.1 Sedimentundersøkelser	21
2.4 Naturressurser	22
2.4.1 Fiske og fiskeressurser	22
2.5 Fremmede arter	26
2.6 Akvakultur	26
2.6.1 Akvakulturaktivitet i tilknytning til Vatsfjorden	26
2.6.2 Akvakulturanlegg i Vatsfjorden	26
2.6.3 Akvakulturanlegg i nærliggende fjordområder	28
2.7 Fugl	29
2.7.1 Vatsvatnet og Landavatnet	29
2.7.2 Åmsosen	29
2.7.3 Yrkefjorden/Vatsfjorden	29
2.8 Vatsvassdraget	29
2.8.1 Anadrom fisk	29
2.8.2 Sjeldne arter/forekomster	30
2.8.3 Verneområder	30
3. Virksomhet og miljøpåvirkning	31
3.1 Planlagte aktiviteter	31
3.2 Hendelser med utslippspotensiale	31
3.3 Utslippsstoffer og effektgrenser	33
3.3.1 Sannsynlige utslippsstoffer, mengder og varighet	33
3.3.2 Prinsipp for effektvurderinger	34
3.3.3 Tungmetaller	34
3.3.4 PCB i maling, transformatorolje og lysarmatur-kondensatorer	34
3.3.5 Etylenglykol	35
3.3.6 Hydraulikkoljer	35
3.3.7 Girolje	35
3.3.8 Diesololje	35
3.3.9 Råolje	36
3.3.10 Lavradioaktiv avleiring	36
3.3.11 Marin begroing	36
3.3.12 Øvrige stoffer	36

4. Spredning og fortykning av utslippsstoffer	39
4.1 Omtale av fjordområdet	39
4.2 Vindforhold	39
4.3 Vannkvalitet, sediment	40
4.4 Strømforhold	41
4.4.1 Generelt strømmønster	41
4.4.2 Varighetsanalyse av bunnstrøm	44
4.5 Sjikting i sjøen	47
4.6 Isforhold	47
4.7 Beregninger for utslipp til sjø	47
4.7.1 Modellering og forutsetninger	47
4.7.2 Resultat for noen scenarier	50
4.8 Influensområde med risiko for toksiske effekter	51
5. Konsekvenser for naturmiljø og ressurser	53
5.1 Influensområder	53
5.2 Potensielle effekter av utslippsstoffene på villfisk og oppdrettsfisk	53
5.3 Konsekvenser for fiskeressurser og fiskeriaktivitet	55
5.3.1 Gytedefelt, oppvekst og beiteområder	55
5.3.2 Fiskeaktivitet	55
5.4 Konsekvenser for akvakultur	56
5.4.1 Virkning på akvakulturanlegg	56
5.4.2 Virkning på transport av fisk i brønnbåt	56
5.5 Konsekvenser for øvrige marine naturressurser	57
5.5.1 Sjøfugl	57
5.5.2 Marine og sjøtilknyttede pattedyr	57
5.5.3 Strandsamfunn	57
5.5.4 Økologiske samfunn i vannmassene og på dypere bunn	57
5.5.5 Økologisk tilstand i forhold til vannforskriften.	57
5.6 Konsekvenser for badevannskvalitet	58
6. Konklusjoner og anbefalinger	59
7. Referanser	61

Sammendrag

Konsekvensutredningen dekker uhellsutslipp som i følge AF Decom Offshore AS (AFDO) potensielt kan oppstå i forbindelse med industriaktiviteter som er planlagt i sjø utenfor AF Miljøbase Vats på Raunes. Ved eventuelle uhell vil aktiviteten kunne forårsake utslipp av tungmetaller, etylenglykol, hydraulikkolje, girolje, dieselolje, råolje, polyklorerte bifenyler (PCB), naturlig forekommende radioaktive isotoper (NORM), biocider og korrosjonshemmere. For hver av disse har AFDO oppgitt et konservativt anslag over utslippsmengde og varighet av utslippet. I utredningen er det utledet grenseverdier for toksisitet basert på faglitteratur for hvert av stoffene unntatt for marin begroing og NORM. Utredningen er basert på estimat av utstrekning på det sjøområdet (volum eller areal) hvor et utslipp fortsatt gir så høye nivåer av utslippskomponentene at det er fare for toksiske effekter. Utenfor dette geografiske området, kalt influensområdet, er effekter ikke sannsynlig. Konsekvensvurderingen legger også til grunn hvor lang tid det vil ta før man oppnår ikke-toksiske konsentrasjoner ved naturlig spredning og fortykning, siden dette kan bestemme eksponeringsvarigheten. Utstrekning og varighet er så sammenliknet med forekomst og viktighet av naturressurser i fjordområdene. Dersom planlagt virksomhet i aktivitetsperioden forventes å medføre tilførsel av uønskede stoffer til sjø, må det søkes tillatelse fra forurensningsmyndigheten i hvert enkelt tilfelle.

Spredning og fortykning av utslippene baserer seg på forventet strømmønster og sjiktning i fjordområdene. Numerisk modellering av transport og fortykning av et uhellsutslipp fra de to mest aktuelle posisjonene for plassering av installasjoner viser fortykningsfaktorer i senter av en utslippsstrøm på 400 – 700 x i avstand 100 m, 850 – 1300 x i avstand 200 m og 2500 - >3000 x i avstand 500 m fra utslippspunktet. Tiden det tar før disse fortykningene oppnås vil være fra noen få minutter til en time.

I de aller fleste hendelsene vil grenseverdi for toksiske effekter nås innen en avstand av 100 m. Største influensområde ble funnet for et utslipp av 50 liter råolje ved demontering av prosessutstyr. Dersom all oljen blandes ned i sjøvannet vil influensområdet kunne strekke seg ut til mellom 200 og 250 m. Sannsynlig nedblanding første døgnet er ca. 10 %, og ut fra dette vil ønsket fortykning i vannmassene oppnås innen 100 m avstand.

Et konservativt anslag er at effekter av uhellsutslippene vil begrense seg til kortere avstand enn ca. 200 m nedstrøms utslippspunktet og 50 – 70 m til siden for dette. Tiden det tar for et utslipp å nå yttergrensen for influensområdet er fra 5 til 20 minutter. Influensområdet tilsvarer 1,5 % av arealet i planområdet eller 1,5 % av arealet i hele Vatsfjorden. Ved utslipp av olje er det risiko for at et oljeflak driver i land. Det er lite sannsynlig at oljen vil være synlig mer enn noen km unna utslippspunktet. Det er anslått at en strandstrekning med synlig olje neppe vil være lenger enn 200-500 m. Varigheten av et synlig påslag vil de fleste steder være i størrelsesorden dager, i mer beskyttede områder uker.

Influensområdene vil bare komme i konflikt med en liten del av gyteområdene i Vatsfjorden og Yrkefjorden og det er lite sannsynlig at et utslipp vil ha påvisbar innvirkning på gyting og oppvekst eller på beiteområder for lokal fisk. Det er mulighet for at konstruksjoner i sjøen kan tiltrekke seg fisk som derved får økt eksponering til stoffer fra et uhellsutslipp, men dette vil ikke ha bestandsmessig betydning.

Influensområdet for installasjoner i Vatsfjorden kan komme i konflikt med en låssettingsplass ved fjordmunningen. Eksponeringstiden er for kort til at effekter på låssatt fisk er sannsynlig. Fisk og skalldyr (hummer, krabbe) i garn, ruser eller teiner kan også bli kortvarig eksponert for uhellsutslipp, men en eventuell akkumulering under slike korte episoder vil være for lav til å ha helsemessig betydning ved konsum.

Registrerte akvakulturanlegg i Vats- og Yrkefjorden vil ligge utenfor influensområdene. Risikoen for effekter på akvakulturvirksomheten er primært knyttet til transport av levende fisk i brønnbåt til/fra oppdrettsanlegg i Vatsfjorden, men eksponeringstiden vil være kort (noen minutter) siden influensområdet er lite, og det bør også være fullt forsvarlig om nødvendig å gå med lukket transport i den korte passeringstiden. Risiko for skade på fisk under brønnbåttransport ansees derfor som svært liten.

Det er størst risiko for effekter på sjøfugl dersom olje driver i land på holmene ytterst i Vatsfjorden der viktige arter som gråhegre og fiskemåke hekker. Dette kan skje fra begge de to posisjonene for plassering av installasjoner. Man kan ikke utelukke at et utslipp av 50 l råolje under ugunstige forhold vil ha betydelig negativ virkning på fugl på disse holmene. Oljeflak på sjøen eller som driver i land andre steder i fjordsystemet vil neppe ha bestandsmessig betydning. Risiko for skadevirkninger på oter, sel og hval er svært liten.

Alger og dyr i fjæresonen og på grunt vann kan bli påvirket av olje som treffer land, men effektene vil være små. Erfaring tilsier at full restitusjon vil skje innen en vekstsesong. Det er ikke grunn til å forvente påvisbare negative effekter av noen av utslippsstoffene på algeproduksjon eller på dyrepopulasjoner i vannsøylen og på dypere sjøbunn. Det er heller ikke sannsynlig at selv meget hyppige uhell vil forringe økologisk status i fjordområdene.

Søl av sement ved støping i sjø kan forringe badevannskvaliteten gjennom økt turbiditet og redusert siktedyp, men turbiditetsøkningen inne ved land vil være begrenset. Opplevelse av badevannskvaliteten vil også kunne påvirkes av olje og løsrevet begroing fra installasjonene som driver i land. Et enkeltuhell vil i verste fall påvirke én sommersesong.

Summary

Title: Detailed development plan for sea areas in Vats- and Yrkefjorden. Environmental impact assessment. Subtopic: the marine environment.

Year: 2011

Authors: Bakke, Torgeir; Dale, Trine; Golmen, Lars G.; Kvassnes, Astri JS.; Johnsen, Torbjørn M.; Åtland, Åse

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6205-6

The environmental impact assessment (EIA) covers accidental discharges that according to AF Decom Offshore AS (AFDO) may potentially occur in connection to the planned industrial activities in the sea outside AF Miljøbase Vats at Raunes. Accidents may cause input to the sea of heavy metals, ethylene glycol, oil (hydraulic and transmission oil, diesel oil, crude oil), polychlorinated biphenyls (PCBs), naturally occurring radioactive material (NORM), biocides, and corrosion inhibitors. For each of these AFDO has provided a conservative estimate of magnitude and duration of individual incidents. Potential no-effects concentrations (PNEC) at chronic exposure to these compounds are proposed on basis of literature, except for marine growth and NORM. The impact assessment estimates the extent of the sea area or volume within which concentrations of the potential input compounds will be high enough to represent a risk of toxic effects to marine organisms. Outside this impact zone effects are not likely. The assessment also takes into account the time it takes to reach non-toxic concentrations through natural dilution with recipient water. Extent and duration is then assessed against the distribution and value of the natural resources in the fjord areas. If discharges of undesirable substances to the sea from the planned activities in the fjord are anticipated, a permit covering such activities pursuant to the pollution control act will be required in each case.

On basis of expected current patterns and hydrographical conditions numerical modelling predicts that a discharge plume will be diluted 400-700 times at 100 m distance, 850-1300 times at 200 m distance, and 2500->3000 times at 500 m distance from the two most likely positions for the industrial activities. The time it takes to reach these dilutions ranges from a few minutes to one hour.

In most discharge scenarios PNEC for the compounds is reached within 100 m distance. The largest impact zone will be for a discharge of 50 litres of crude oil that may occur during dismantling of process equipment. If all the oil is mixed into the water the impact zone may extent out to 200- 250 m. It is, however, likely that only 10 % of the oil will be mixed into the seawater during the first 24 hrs, and in that case the PNEC will be reached within 100 m. Surface slicks from an oil spill may reach the shoreline. It is not likely that stranded oil will be visible more than a few kilometres away and outside a stretch of 200-500 m of the shore. Oil may be visible for a few days at exposed shores and for some weeks at sheltered shores.

Conservatively an impact zone covering all scenarios is limited to less than 200 m from the discharge point in the current direction and less than 50-70 m to each side. This impact area corresponds to 1,5 % of the overall development plan area at sea or 1,5 % of the area of Vatsfjorden. The time it takes for a plume to reach the limit of the impact zone is 5-20 minutes.

The impact zone will cover only a small fraction of the fish spawning grounds in Vats- and Yrkefjorden, and it is not likely that a discharge will have detectable impact on spawning and growth or on local fish feeding areas. There is a risk that moored installations will attract fish which then may be exposed to higher concentrations of discharge compounds, but this will not have any influence on the fish stocks.

The impact zone around installations moored in Vatsfjorden may overlap with an area at the mouth of the fjord used for keeping live fish in cages. The exposure duration will most probably be too short to give toxic or other effects on the caged fish. Fish and shellfish caught locally in nets, traps, and pods may also be exposed for a short time, but any accumulation of compounds will be too low to have a health impact at consumption.

The registered fish farming sites in Vats- and Yrkefjorden lie outside the impact zones. Potential risk to local aquaculture is primarily from transport of live fish by carrier boats to/from farming sites in Vatsfjorden. Maximum exposure duration will be in the range of minutes when passing through the impact zone. For precaution the water circulation may also be shut off during the passing without harm to the fish. Hence the risk of damage to the fish is considered to be very low.

The largest risk of effects on seabirds will be from stranded oil on the islands at the mouth of Vatsfjorden which are breeding sites for important species such as grey heron and common gull. Both industrial positions identified may cause oil stranding here. One cannot exclude that a spill of 50 litres of oil under unfavourable conditions may have significant negative effect on the seabirds on these islands. Oil slicks at sea or stranded at other sites will hardly have any significant impact on the local seabird populations. The risk of impact to marine mammals (otters, seals, whales) is very small. Shoreline and subtidal populations of algae and animals may be exposed to stranded oil, but likely effects will be small, and full recovery should be expected within a year. There is no reason to expect detectable effects of any of the compounds on primary production or on fauna in the water masses and at deeper bottoms. Also it is not likely that even frequent discharges under the described scenarios will deteriorate the ecological quality status of the fjord areas.

Spills of cement during construction work may locally reduce water quality for bathing and other recreation through increased turbidity hence reduced visibility, but the turbidity increase close to land is expected to be small. Water quality for recreation may also be reduced by oil and detached marine growth drifting ashore. One such scenario will in the worst case impact one bathing season only.

1. Innledning og bakgrunn

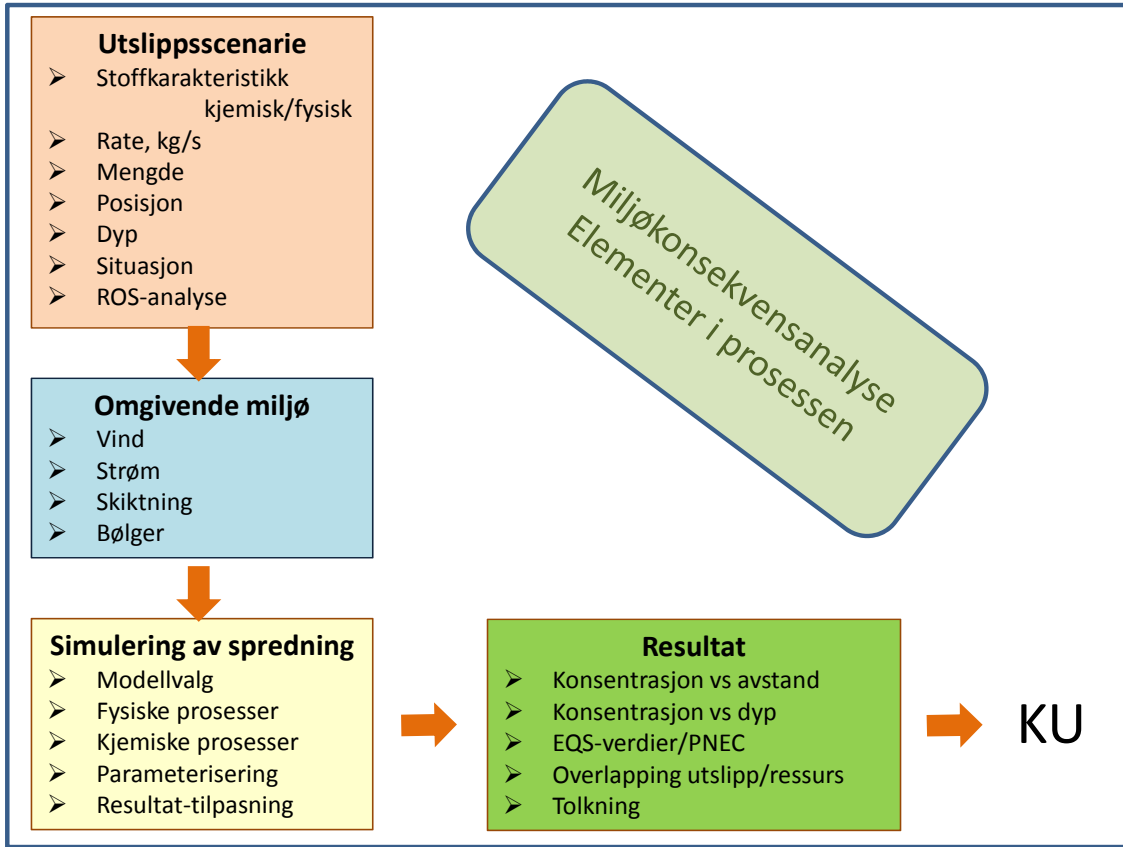
AF Decom Offshore (AFDO) fremmer forslag om detaljreguleringsplan for sjøområder i Vats- og Yrkefjorden for å sikre muligheter for mottak av offshoreinstallasjoner som krever forberedende arbeider i sjø før mottak på land, samt ny aktivitet knyttet til oppgradering/bygging av marine konstruksjoner.

AFDO ønsker å kunne utføre flere ulike aktiviteter i sjø:

- a) Seksjonering av flytende installasjoner for videre gjenvinning på land
- b) Seksjonering av større stålunderstell plassert på sjøbunnen for videre gjenvinning på land
- c) Tilpasningsarbeider på sjøbunnen for plassering av plattformunderstell og kranplattform
- d) Midlertidig plassering av undervannsinstallasjoner på bunnen før ilandføring
- e) Oppgradering/komplettering av rigger og andre flytende konstruksjoner
- f) Produksjon, vedlikehold og testing av offshore vindturbiner og transformatorstasjoner

Vindafjord kommune reviderte kommuneplanen med arealdel i februar 2011. Denne omhandler også sjøareal og strandsoner. I den reviderte kommuneplanen er sjøområdene utenfor miljøbasen avsatt til riggområde. For eventuell industriell aktivitet i riggområde, er det krav om reguleringsplan med planprogram og konsekvensutredning. Det er derfor utarbeidet en detaljert konsekvensutredning som del av planprosessen. Norconsult står for planarbeidet for tiltakshaver. Norconsult har videre utarbeidet en risiko- og sårbarhetsanalyse (ROS-analyse) for tiltaket. Denne omtaler arbeidsoperasjoner som potensielt kan gi risiko for uhell/ulykker med påfølgende utslipp av miljøfarlige stoffer til sjø.

NIVA er engasjert av AFDO for å utrede deltema "Marint miljø" i forbindelse med konsekvensutredningen. Rapporten omfatter konsekvenser av mulige sjøutslipp fra den fremtidige virksomheten for det marine naturmiljø og utvalgte naturressurser i resipienten for utslippene. Prosessflyten i denne vurderingen er gitt skjematisk i **Figur 1**.



Figur 1. Prosessflyt for konsekvensanalyse.

2. Marine naturressurser og miljøtilstand

2.1 Det marine økosystemet

Det marine økosystemet er i god til moderat tilstand i fjordområdet.

AF Miljøbase Vats ligger på Raunes Industriområde i Nedre Vats i Vindafjord kommune i Rogaland. Anlegget ligger på vestsiden av Vatsfjorden, en 5 kilometer lang fjord som møter Yrkefjorden i sør (**Figur 2**). Anlegget har vært i drift siden 2004. Området har tidligere hatt flere brukere. Et sagbruk har ligget ved Rauneselva. Den svært dype fjorden har tillatt at store offshoreinstallasjoner tidligere er blitt satt sammen der Vatsfjorden og Yrkefjorden møtes. Det har også vært småbåthavn, fiskeoppdrett og et mottak for dekk ved Raunes tidligere.

Vatsfjordens tre bassenger skilles av to moreneterskler (**Figur 2**). Tvedten (1999) viste at det indre og midtre fjordbassengene hadde stillestående bunnvann som ble anoksisk (uten oksygen) i deler av året. I undersøkelsene i 2009 (Kvassnes m. fl., 2010) ble det observert mudderbunn med dårlig ekkoloddsrefleksjon på vestsiden av bassenget rett innenfor den sørligste terskelen. Det ytre bassenget i sør, utenfor den 19 meter dype terskelen ved Steinneset nord for industriområdet på Raunes tiltar i dybden mot sør, til 160 meter hvor Vatsfjorden møter Yrkefjorden. Yrkefjorden møter Krossfjorden i øst. Etter undersøkelsen til Tvedten (1999) ble kloakkledningen fra Vats flyttet fra det midtre bassenget til det ytre bassenget (**Figur 3**).

2.1.1 Vannkvalitet

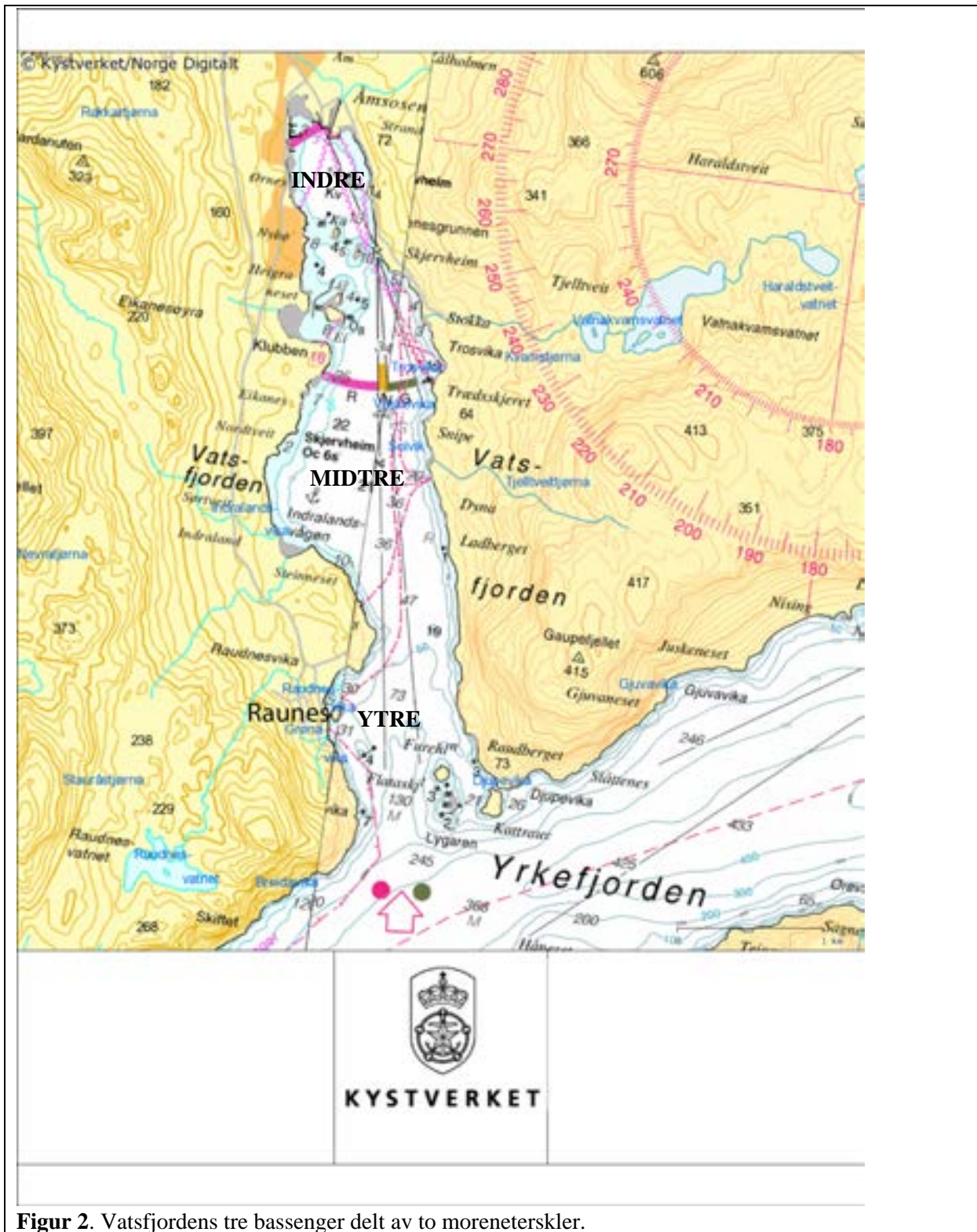
I Tvedten (1999) sin undersøkelse ble også sjøvannet analysert. De fant at bunnvannsutskiftningen var periodisk og at terskelen ved Raunes stenger for utskifting av bunnvann i de to indre bassengene under 30 meter. I oktober 1999 ble de laveste oksygennivåene målt til klasse dårlig (indre basseng) og meget dårlig (midtre basseng) etter 97:03 (SFT), og forfatteren regner med at dette var årsminimum for oksygenforholdet i Vatsfjorden det året. De ble også tatt vannprøver på tre stasjoner ved 14 tidspunkt og en målesonde ble brukt til å logge temperatur, saltholdighet og oksygen ned til 45 m. I tillegg ble overflatevannet analysert for næringssalter, klorofyll og bakterier, og siktedyp ble målt. Oksygeninnholdet i bunnvannet ble også analysert. Næringssaltforholdene i overflatevannet i Vatsfjorden var gode. Nitrogenforbindelsene tilsvarte tilstandsklasse I (meget god) og fosforforbindelsene tilstandsklasse II (god). Forholdet mellom nitrogen og fosfor (N:P) viste at det var tilførsel av fosfor ut over naturlig avrenning. Det ble funnet lite tarmbakterier i vannprøvene. Klorofyll-nivået tilsvarte tilstandsklasse II-III og viser at det var nokså stor algemengde i vannet.

I oktober 1981 ble også sjøvannet innenfor den sørlige terskelen analysert (Berge og Pettersen, 1981). Det ble da funnet lavt oksygennivå i bunnvannet (2ml/l).

I 2010 ble det gjort algeanalyser etter funn av rød farge i fjorden. Det ble da observert en kraftig blomstring av cilliaten *Myrionecta rubra* (syn. *Mesodinium rubrum*).

I 2009 og 2010 ble det også gjort CTD målinger (temperatur- og saltprofiler), sammen med oksygen og turbiditet. I 2010 ble det i tillegg analysert en rekke kjemiske parametere for å kunne vurdere om det kommunale kloakkutslippet (**Figur 3**) ble rørt opp i forbindelse med anløp av store kranskip (Johnsen m. fl., 2010). Disse inkluderte: Totalt nitrogen (Tot-N), Nitrat (+ nitritt) (NO₃-N (+NO₂-N)), Totalt fosfor (Tot-P), Fosfat (PO₄-P), Silikat (SiO₂), Partikulært nitrogen (Part.N), Partikulært fosfor (Part.P), Partikulært karbon (TOC), Totalt organisk karbon løst i sjøvann (NPOC), Klorofyll a (Kla/S), Turbiditet (TURB860), og Totalt suspendert materiale (TSM). I tillegg ble oksygen analysert fra

nesten alle prøver og prøvene tatt ved kloakkutslippet analysert for *E. coli*-bakterier før og etter anløpet av kranskipet ”Thialf”.



Figur 2. Vatsfjordens tre bassenger delt av to moreneterskler.

Analysene for *E. coli*-bakterier var negative for prøver tatt både før og under ”Thialf”s aktivitet ved AFDOs kaianlegg ved Raunes.

Oksygenkonsentrasjonene fra de øvre vannmassene (0-10 m) lå mellom 6,41 ml O₂/l og 6,59 ml O₂/l som gir over 100% oksygenmetning, og dette er normalt for vannmasser hvor alger om dagen produserer oksygen gjennom fotosyntesen. På 50 meters dyp var oksygenkonsentrasjonene i området utenfor Raunes tilfredsstillende, og alle verdiene lå innenfor tilstandsklasse I i henhold til Klif's klassifiseringssystem (Molvær m.fl. 1997). Det ble ikke observert klare forskjeller før og etter anløpet av "Thialf".



Figur 3. Oversiktskart hvor utslippspunktene for avløpsvann uten for Rauneskaien og posisjonene for inntaksvannet til Raunes Fiskefarm er tegnet inn. Den røde sirkelen markerer utslippspunktet for det kommunale kloakkutslippet. Den grønne sirkelen er utslippspunktet fra miljøbasens rensanlegg. Den lille blå trekanten er inntaksstedet for sjøvann til Raunes Fiskefarm i 2010, mens den store blå trekanten markerer inntakspunktet for planlagt ny inntaksledning til fiskefarmen etter konsesjonen. Figuren er hentet fra Kvassnes m. fl. 2010b (Modelleringsforsøk).

Konsentrasjonene av totalt nitrogen (Tot-N) i overflatevannet (0-10 m) lå for alle målingene innen tilstandsklasse I. På 50 m dyp var konsentrasjonene svært like (245-275 µg N/l) for alle målinger. På

St.1 viste analysene høy konsentrasjon for totalt nitrogen (475 µg N/l) på 15 m dyp, mens analysene fra samme dyp viste mer normale konsentrasjoner på (146-190 µg N/l) på de andre stasjonene.

Nitratkonsentrasjonene ($\text{NO}_3+\text{NO}_2\text{-N}$) i overflatelaget lå innen tilstandsklasse I og II, og høyeste konsentrasjon (22 µg N/l) ble målt på referansestasjonen St.5 i Yrkefjorden. Ved kloakkutslippet var det en økning i mengden nitrat fra før "Thialf"s ankomst til etter ankomsten både på 15 og 50 m dyp. Nitrat-verdier tilsvarende målingene ved kloakkutslippet under "Thialf"s aktivitet ved Raunes ble målt på alle de andre stasjonene inkludert referansestasjonen St.5. Økningen i nitrat kan dermed kanskje settes i sammenheng med naturlig omrøring i perioden 17.-29.juni 2010, dvs. før anløpet av kranskipet.

Konsentrasjonene av totalt fosfor (Tot-P) i de øvre 10 meterne lå i tilstandsklasse I-III, men det var relativt sett liten forskjell mellom stasjonene (10-17 µg P/l). På 15 og 50 m dyp økte verdiene for totalt fosfor ved kloakkutslippet fra 24. juni til 25. juni, men konsentrasjonene 25. juni var – som for nitrat – omtrent de samme på alle stasjonene. For totalfosfor var konsentrasjonen høyest i 15 m dyp på referansestasjonen, omtrent det doble av andre verdier fra dypere lag.

Også konsentrasjonen av fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) i overflatevannet (0-10 m) lå i tilstandsklasse I-III, men her var konsentrasjonen på referansestasjon St.5 betydelig høyere enn i Vatsfjorden. På 50 m dyp ved kloakkutslippet økte fosfatkonsentrasjonene fra før til etter skipsanløpet på samme måte som for totalt fosfor.

Silikatmengden (SiO_2) i overflatevannet var lav, men på det nivå som er vanlig å finne etter at de planktoniske kiselalgene har brukt opp det tilgjengelige silikatet til oppbygging av sine skall. På 15 m dyp økte konsentrasjonen av silikat betydelig fra 24. til 25. juni, og dette antas å ha sammenheng med de tidligere omtalte endringene i vannmassene (se kommentarer gitt under avsnitt om nitrat).

For organisk karbon i vannmassene (Org.C) var alle målte verdier normale og ingen spesielle forskjeller ble funnet mellom stasjonene.

Algemengden i vannmassene uttrykt som klorofyll a (klf.a) var lav og lå i tilstandsklasse I for samtlige stasjoner. På St.1 – 10 m ble det målt 2,1 µg klf.a/l som gir tilstandsklasse II, men gjennomsnittet for klorofyll-målingene på 3 og 10 m gir 1,7 µg klf.a/l som er godt under øvre grenseverdi på 2,0 µg klf.a/l for tilstandsklasse I. Den kvalitative algeundersøkelsen viste at algebiomassen var lav i begge prøvene. Det var videre små forskjeller i artssammensetning mellom prøvene. Det ble ikke observert fisketoksiske arter i prøvene. Det var også ubetydelige mengder av kiselalgearter som kan irritere fiskegjeller (arter med spisse kanter eller utstikkende pigger). Algebiomassen var dominert av flagellater gjennomgående mindre enn 10 µm.

Det kan dermed konkluderes med at sjøvannskonsentrasjonen i det ytre området av Vatsfjorden generelt er god til meget god. Tilstanden i overflatelaget i det indre og midtre bassenget i Vatsfjorden er også god, men bunnvannet har dårligere miljøtilstand på grunn av terskelen ved Steinneset som hindrer bunnvannsfornyelse.

2.1.2 Biodiversitet, oksygenopptak og økosystemfunksjon i sjøbunns slam

Kvassnes m. fl (2010) gjorde undersøkelser av sedimenter i det ytre bassenget midtfjords i dyprenna (100 m), ved Grønnavika (30 m) inne ved land og i punktet hvor Vatsfjorden og Yrkefjorden møtes (330m). I tillegg ble referansestasjoner i det midtre bassenget av Vatsfjorden (30 m), inne i Yrkefjorden (100m) og ute i Krossfjorden (330m) undersøkt for de samme parameterne (**Figur 4**). Disse stasjonene ble analysert for bunndyr i tre til fire replikate prøver, blandprøver av sedimentsammensetning, økotoksanalyser, NORM og oksygenopptak. Resultatene er vist i detalj i

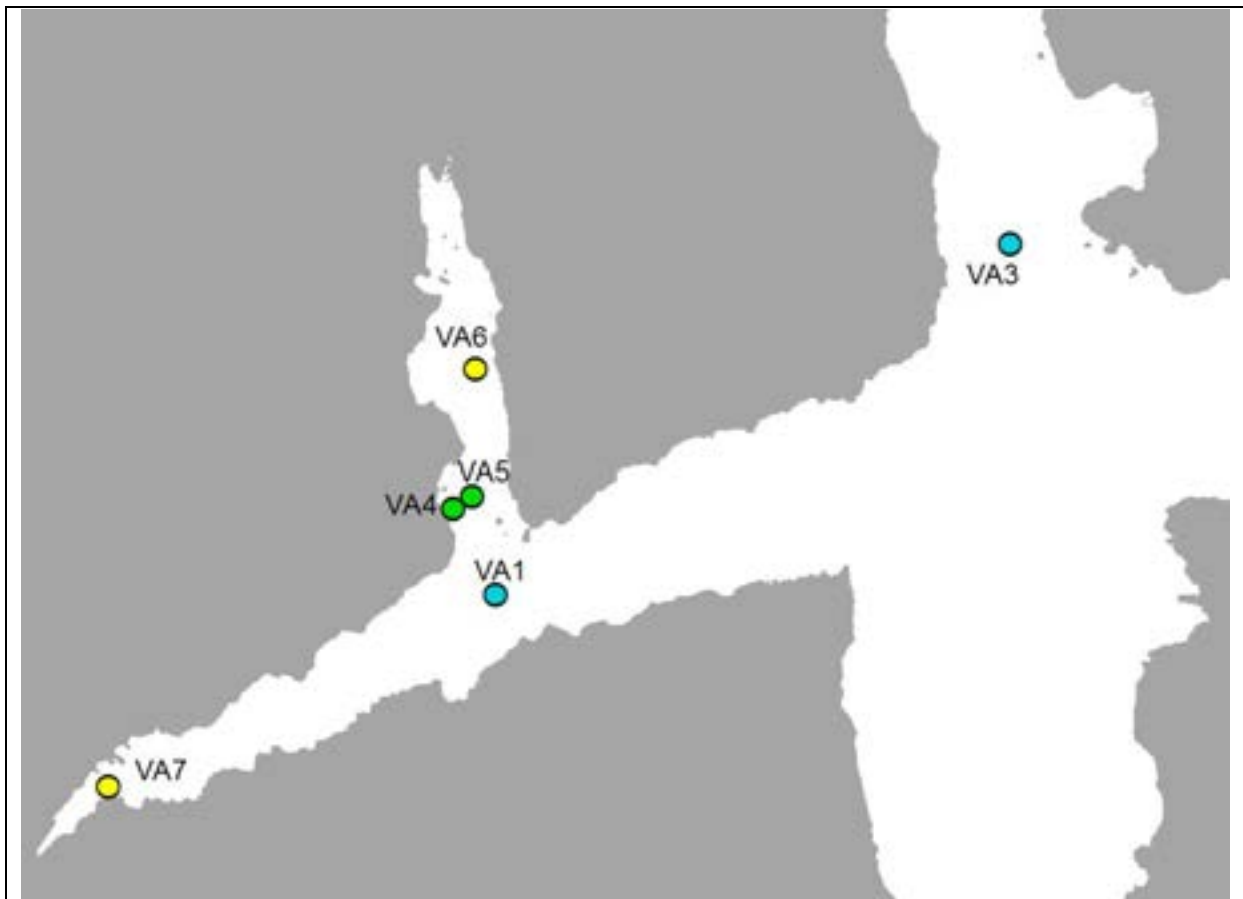
Kvassnes m fl. (2010). Ved Rauneset var det vanskelig å ta store sedimentprøver på grunn av steinet bunn, og det er dermed kun gjort NORM og kjemiske analyser fra sedimentene der.

Tvedten (1999) gjorde sedimentundersøkelser i det indre, midtre og ytre bassenget. Det midtre bassenget hadde tilstandsklasse II-IV mens det ytre området hadde tilstandsklasse II.

Biodiversiteten av makrofauna viser at sedimentene nært kaiene har god økologisk status, mens den grunne stasjonen inne Vatsfjorden og den intermediære stasjonen (100m dyp) i indre Yrkefjorden har moderat status med organismer som indikerer forurensing, dårlige oksygenforhold eller høy organisk tilførsel (**Tabell 1**). Stasjonen i Grønnavika hadde mange individer av børstemarken *Polydora*, en art som indikerer forurensingspåvirkning.

Oksygenopptaket i de marine sedimentene viste ingen statistisk forskjell mellom referansestasjonene og stasjonene nært kaiområdene. Resultatene indikerer dermed at stoffomsetningen i sedimentene i og rett utenfor Vatsfjorden er liknende den som finnes i andre lokale fjorder i området.

Dette betyr at det ikke kunne påvises en dårligere økosystemfunksjon nært anlegget ved Raunes enn på referansestasjonene lenger borte.



Figur 4. Bløtbunnsfaunastasjoner med tilstandsklassene for NQI angitt. Blå=meget god tilstand; grønn=god tilstand; gul=mindre god tilstand.

Tabell 1. Tilstandsindeks for klassifisering av bunnfauna

Tabell 1. Tilstandsindeks med klassifisering av bløtbunnsfauna.

S=antall arter; N=antall individer; SN=diversitetsindeks; J=Pielou jevnhetsindeks; ES(50)=antall arter pr. 50 individer; ES(100)=antall arter pr. 100 individer; H(log2)=Shannon diversitet; ISI=Norsk ømfintlighetsindeks; NQI=norsk kvalitetsindeks (sammensatt indeks med N, SN og AMBI); AMBI=europisk ømfintlighetsindeks (omvendt skala, lavest verdi angir best tilstand).

STASJON	GRAB	S	N	SN	J	ES(50)	ES(100)	H(log2)	ISI	NQI	AMBI
VA1 (St.1)	G1	30	162	2.091	0.718	16.262	23.877	3.525	9.336	0.790	1.195
VA1 (St.1)	G2	40	188	2.228	0.745	18.519	27.720	3.966	8.935	0.784	1.650
VA1 (St.1)	G3	41	174	2.263	0.785	20.937	30.806	4.207	8.959	0.797	1.547
VA1 (St.1)	G4	49	314	2.225	0.762	20.114	29.813	4.279	9.614	0.801	1.460
VA3 (St.3)	G1	33	150	2.170	0.787	20.429	28.683	3.971	9.356	0.750	1.947
VA3 (St.3)	G2	26	81	2.201	0.819	19.962		3.849	8.927	0.781	1.443
VA3 (St.3)	G3	18	45	2.162	0.770			3.209	8.867	0.727	1.866
VA3 (St.3)	G4	38	214	2.165	0.762	18.458	26.137	3.997	9.852	0.810	1.152
VA4 (St.4)	G1	60	1409	2.067	0.529	15.078	22.153	3.125	8.630	0.685	2.750
VA4 (St.4)	G2	66	1420	2.114	0.604	17.162	24.681	3.652	8.415	0.693	2.764
VA4 (St.4)	G3	63	1386	2.094	0.603	16.674	23.918	3.604	8.184	0.696	2.671
VA4 (St.4)	G4	69	891	2.210	0.688	19.818	28.192	4.203	8.722	0.716	2.670
VA5 (St.5)	G1	40	447	2.040	0.757	17.598	24.102	4.029	8.175	0.629	3.423
VA5 (St.5)	G2	18	103	1.885	0.854	15.048	17.911	3.561	6.136	0.597	3.306
VA5 (St.5)	G3	25	167	1.971	0.736	13.434	19.081	3.416	6.140	0.647	2.909
VA5 (St.5)	G4	49	302	2.234	0.792	21.480	31.365	4.447	8.058	0.691	3.028
VA5 (St.5)	G5	39	181	2.223	0.854	22.016	30.393	4.512	7.681	0.681	3.079
VA6 (St.6)	G1	27	870	1.724	0.567	9.540	12.074	2.694	6.956	0.526	4.078
VA6 (St.6)	G2	24	734	1.684	0.562	9.552	12.498	2.579	6.187	0.525	3.993
VA6 (St.6)	G3	27	621	1.771	0.600	11.231	14.938	2.855	6.901	0.535	4.060
VA6 (St.6)	G4	28	854	1.745	0.550	10.274	13.583	2.644	7.135	0.537	3.978
VA7 (St.7)	G1	32	744	1.835	0.394	9.884	14.881	1.970	7.395	0.553	3.978
VA7 (St.7)	G2	44	936	1.968	0.411	11.099	16.738	2.242	8.079	0.578	3.987
VA7 (St.7)	G3	36	949	1.862	0.317	8.399	13.089	1.638	7.335	0.549	4.108

Klassifisering av økologisk kvalitet (www.vannportalen.no):

Parameter	Reference value	High	Good	Moderate	Poor	Bad
NQI	0.78	>0,72	0,63-0,72	0,49-0,63	0,31-0,49	<0,31
H(log2)	4.4	>3,8	3,0-3,8	1,9-3,0	0,9-1,9	<0,9
ES(100)	32	>25	17-25	10-17	5-10	<5
ISI	9	>8,4	7,5-8,4	6,1-7,5	4,2-6,1	<4,2

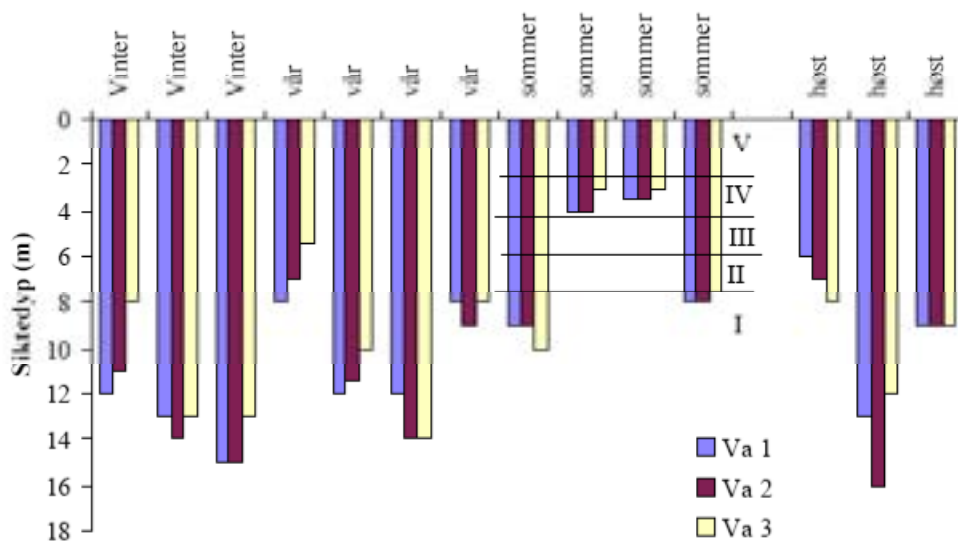
2.1.3 Visuell kartlegging av bunnforhold ved AF Miljøbase Vats

Visuell kartlegging utenfor AF Miljøbase Vats ved bruk av fjernstyrt miniubåt (ROV) viste at bunnforholdene i det undersøkte området nær kaiene ved Grønnavika var dominert av stor, ikke-begrodd spengstein der kaien nylig var utvidet, med et dekkende lag av steinstøv i områdene rundt innfyllingen. Lenger ute fant man normal bløtbunn med synlig fauna på bunnen og spor etter gravende fauna. Flora og fauna ved Raunesvika har blant annet bunnlevende alger, tare, sjøstjerner, fisk og krabbe, som forventet ved et kaianlegg med hyppige skipsanløp.

Bunnen besto av bløtbunn med innslag av grovere partikler som sand og grus, samt en del stein. På litt større dyp er det mest bløtbunn, men også innslag av fjell. Området utenfor kaiene har vært preget av skrap og gjenstander fra tidligere næringsvirksomhet på Raunes og aktiviteter under siste utbygging av anlegget. I forhold til tidligere registreringer (2004) ble det i 2009 observert mindre skrot, men også mindre ålegress og sukkertare. Gjenværende skrot ble ryddet opp i løpet av 2009.

2.2 Badevannskvalitet

Badevannskvalitet beregnes ut i fra påvist koliforme bakterier, siktedyp, pH og turbiditet. Tvedten (1999) målte siktedyp over 14 ganger i løpet av 1999, og i alle målingene ble det funnet til dypere enn 3 meter (**Figur 5**). I Tvedten (1999) og i Johnsen m. fl (2010) ble det ikke påvist koliforme bakterier, selv ikke direkte utenfor kloakkutslippet ved Raunes. Fekale streptokokker er ikke målt. pH er ikke målt, men det er ingen grunn til å tro at sjøvannet i Vatsfjorden har en pH lavere enn 7 eller høyere enn 8,3. Turbiditeten målt ved Raunes i 2010 (Kvassnes m. fl, 2010b) var lavere enn 5 FTU i juni 2010 5 meter under overflatelaget.



Figur 5. Siktedyp i Vatsfjorden i 1999, som vist i Tvedten (1999).

Dette betyr at badevannskvaliteten i Vatsfjorden er meget godt egnet til bading og rekreasjon, basert på de dataene som foreligger.

2.3 Dagens forurensningssituasjon

Vatsfjorden med utløpet til Yrkefjorden er påvirket av menneskelig aktivitet, men er ikke alvorlig forurenset. Kun i få punkter er det funnet dårlig tilstand og disse er ikke bare nært AFDO sitt anlegg i Vatsfjorden.

Kvassnes m. fl (2010) undersøkte sedimenter i det ytre bassenget midtfjords i dyprenna (100 m), ved Grønnavika (30 m) inne ved land og i punktet hvor Vatsfjorden og Yrkefjorden møtes (330m). I tillegg ble referansestasjoner i det midtre bassenget av Vatsfjorden (30 m), inne i Yrkefjorden (100m) og ute i Krossfjorden (330m) undersøkt for de samme parametrene. Disse stasjonene ble analysert for bunndyr i tre til fire replikate prøver, blandprøver av sedimentsammensetning, økotoksanalyser, NORM og oksygenopptak. Resultatene er vist i detalj i Kvassnes m fl. (2010). Ved Rauneset var det vanskelig å ta store sedimentprøver på grunn av steinet bunn, og det er dermed kun gjort NORM og kjemiske analyser fra sedimentene der. ROV-undersøkelser i nærheten av kaiområdet ved Rauneset og Grønevika ved Miljøbase Vats ble også gjort i samme undersøkelse, der man ikke bare kartla søppel men evaluerte den biologiske utviklingen over tid ved kaiene ved hjelp av videoopptak.

2.3.1 Sedimentundersøkelser

Innhold av miljøgifter

Tidligere rapporter fra området indikerer at det var en økning av kvikksølvkonsentrasjoner i de marine sedimentene utenfor AF Miljøbase Vats mellom 2005 og 2006 etter et kjent og rapportert avvik hadde funnet sted i 2005-2006. I undersøkelsene som fulgte i årene etter 2006 er det ikke påvist økte konsentrasjoner av kvikksølv. I NIVAs undersøkelse av marine sedimenter i 2009 (Kvassnes m fl. 2010) ble det funnet at den kjemiske tilstanden til sedimentene er omtrent som undersøkelsene etter 2006 eller med noe lavere konsentrasjoner. I forhold til Klifs veileder (TA-2229/2007) er PAH₁₆ i sedimenter nært anlegget i kjemisk tilstandsklasse II, mens TBT er opp til klasse IV.

Kvikksølvanalysene i 2009 indikerte at sedimentene var i tilstandsklasse I. De andre stoffene som ble undersøkt (arsen, barium, kadmium, kobolt, krom, kobber, molybden, nikkel, fosfor, bly, vanadium, sink, PCB-stoffene, pentaklorbenzen, alfa-HCH, gamma-HCH, heksaklorbezen, oktaklorstyren 4,4-DDE, 4,4-DDD, MBT, DBT, MPT, DPT og TPT) hadde konsentrasjonsnivåer i tilstandsklasse I, eller var under deteksjonsgrensen for de stoffene som omfattes av klassifiseringsveilederen, TA-2229/2007 (Klif). Noe overraskende hadde referanseprøvene som ble tatt langt fra AF Miljøbase Vats, delvis forhøyete konsentrasjoner av PAH₁₆ og TBT, noe som ga en miljøtilstand i tilstandsklasse II.

Konsentrasjonen av PAH₁₆ ga tilstandsklasse II i Krossfjorden, i indre Vatsfjorden og i området der Vatsfjorden og Yrkefjorden møtes. Indre Vatsfjorden hadde også TBT verdier i tilstandsklasse II. Dypvannsprøven utenfor Raunes på 100 meters dyp viste ikke forhøyete konsentrasjoner, noe som indikerer at AF Miljøbase Vats ikke er kilden til forurensingen av TBT og PAH på referansestasjonene.

Sedimenttoksisitet

De økotoksikologiske undersøkelsene viser at alle prøvene har en toksisk effekt på algen *Skeletonema*. Sedimentene i Grønnavika hadde den sterkeste effekten, mens de dype referansestasjonene har minst effekt. Prøvene nært Rauneselvas utløp hadde en intermediær effekt på *Skeletonema*.

NORM analyser

NORM (Naturlig Forekommende Radioaktive Materialer) ble analysert i sjøvann utenfor anlegget ved Rauneset, i sedimentene fra bløtbunnsundersøkelsen samt fra flyndre og krabbe fisket før juli 2009.

²²⁶Ra viser naturlig forekommende verdier, og ²²⁸Ra og ²³⁰Th har verdier under deteksjonsgrensen.

Hverken i 2009 eller 2010 ble det påvist økte konsentrasjoner av NORM i sedimentene utenfor kaiene (Kvassnes m fl, 2011).

2.4 Naturressurser

2.4.1 Fiske og fiskeressurser

Generelt om fiskeressursene

(kilde: Kjell Nedreaas, Havforskningsinstituttet)

Brislingfisket har vært dårlig de senere årene pga for stort fiskepress, og presset har vært størst på fjordbestandene.

Sild (NVG-sild) forekommer i sykluser, men også her har stort fiskepress i mange år ført til redusert fiske. De siste 3 årene har det imidlertid vært relativt mye sild helt ned til Lindesnes, mens silden i en lengre periode nå hovedsakelig har vært å finne nord for Stadt.

Mengden sei er også redusert. Seien har også fått en ny atferd ved at den blir stående rundt oppdrettsanlegg hvor den beiter på overskuddsfôr, og dette fører til redusert kvalitet på fiskekjøttet. Det er også funnet sei-egg i fjordene, og hypotesen er at seien nå gyter i fjordene som følge av at den oppholder seg rundt oppdrettsanleggene.

For makrell er det også betydelige svingninger i bestanden. Dette er en art som kommer til vår kystområder og fjorder utenfra, og bestandssvingningene hos oss er et resultat av ytre påvirkninger, dvs bestandssvingningene skyldes ikke aktiviteter knyttet til våre kyst- og fjordområder.

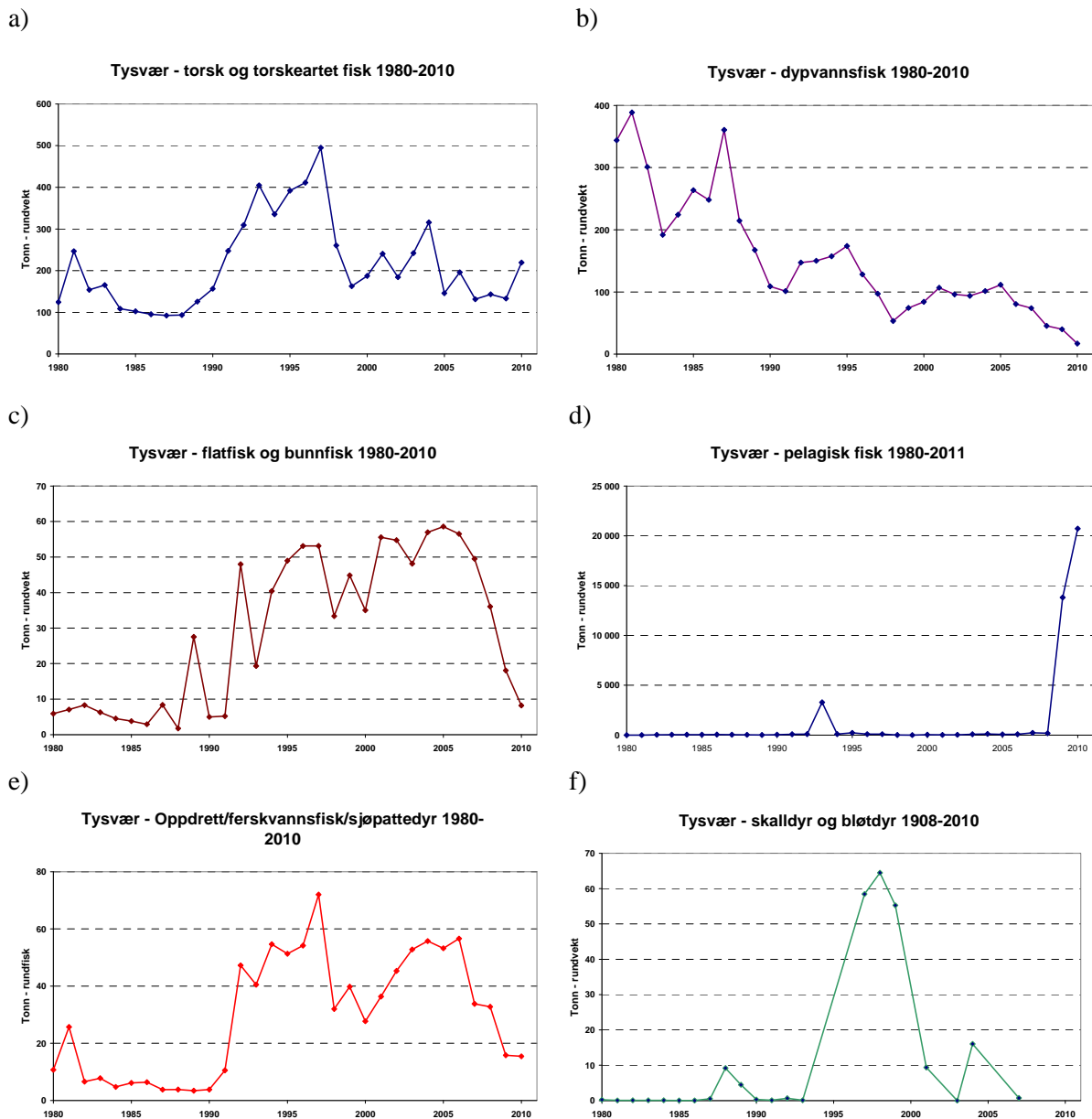
Fiskestatistikk

Fra Fiskeridirektoratet er statistikk for fangst på kommunenivå gjort tilgjengelig fra 1980 til 2010 for kommunene Tysvær og Vindafjord. Dersom en ser bort fra landingene av pelagisk fisk i 2009 og 2010 utgjør fangstene i Vindafjord kommune kun ca. 0,3% av fangstene i Tysvær kommune. I 2009 var landing av pelagisk fisk omtrent lik i de to kommunene, ca. 13 000 tonn, i 2010 er det innrapportert 3700 tonn fra Vindafjord og ca. 20 000 tonn fra Tysvær. Siden man må regne med at fiskeaktiviteten for de to kommunene foregår i mye de samme områdene, og det ikke er grunnlag for å framstille fangstene grafisk for Vindafjord har vi valgt vise statistikken fra Tysvær kommune (**Figur 6 a-f**).

Fangststatistikken viser at leveransene av torsk og annen torskfisk – med unntak av en 6-7 års periode fra tidlig på 1990-tallet med forhøyde leveranser – har en ligget på et relativt sett stabilt nivå med et gjennomsnitt for de siste 12 årene på ca. 190 tonn. For dypvannsfisk er det imidlertid en meget negativ utvikling i løpet av de siste 30 årene med en nedgang gjennom hele perioden med kun 17 tonn i 2010, mens det i 1981 ble innrapportert hele 389 tonn. Flatfisk og bunnfisk hadde en positiv utvikling fra tidlig på 1990-tallet og 15-16 år framover (2005: 59 tonn), men de siste 3-4 årene har utviklingen vært negativ (2010: 8 tonn). Fangststatistikken for pelagisk fisk viser et fangstgjennomsnitt på 66 tonn for perioden 1980-2008 minus 1993 da oppfisket mengde var ca. 3.290 tonn. Dette er imidlertid lave kvantum sammenlignet med de to siste årene med 2010 som toppår med hele 20.700 tonn.

Oppdrettsaktiviteten var høyest i perioden 1992-2008 med en gjennomsnittlig produksjon på 46 tonn pr år (27 til 72 tonn), men de 2 siste årene har produksjonen sunket til ca.15 tonn pr år.

I perioden 1997-1999 viser statistikken at det ble levert gjennomsnittlig nesten 60 tonn skalldyr, men etter det har leveransene avtatt, og i 2007 som er siste år hvor det er registrert leveranse, var denne kun 0,7 tonn.



Figur 6. Fangststatistikk for innrapporterte fangster av fisk og skalldyr og bløtdyr for perioden 1980-2010 for Tysvær kommune.

Gytefelt, oppvekstområder, låssettingssteder

Fiskeridirektoratet har kartlagt gytefelt langs hele Norges kyst og **Figur 7** viser gytefelt i hele Krossfjordområdet inkludert Yrke- og Vatsfjorden. Kartet er utarbeidet på grunnlag av intervju hovedsakelig av fiskere gjennomført av Fiskeridirektoratets regionskontor og viser steder hvor det er fanget fisk med rennende rogn eller områder hvor det er registrert fiskerogn på bunnen (f.eks. silderogn). Området er blant annet kjent for å være både gyte-, oppvekst- og beiteområde for sei (**Figur 8**)¹. Dessuten har makrell og hestemakrell området som oppvekst og overvintringsområde.

¹ Når det gjelder figur 8, beiteområde for sei, er det i følge AFDO en feil (forskyvning) i direktoratets kartdatabase. Beiteområdet i Figur 8 havner derfor for langt mot nord og vest, dvs delvis på land og opp i Vatsfjorden og ikke innover i Yrkefjorden.

Andre arter som er vanlige i området er for eksempel lange, kolmule, brosme, nordsjøsild, brisling, uer, breiflabb og blålange. Hvorvidt det er gyteområder for torsk i det aktuelle området, framkommer ikke i Fiskeridirektoratets kartmateriale fordi Rogaland ennå ikke inngår blant de kartlagte regionene i direktoratets karttjeneste.



Figur 7. Gyteområder (kilde: Fiskeridirektoratet – karttjenester og kystnære fiskeridata (www.fiskeridirektoratet.no)).



Figur 8. Beiteområde for sei (kilde: Fiskeridirektoratet – karttjenester og kystnære fiskeridata (www.fiskeridirektoratet.no)). NB Skravert felt er ved feil forskjøvet mot NV i kartgrunnet.

I både Yrke- og Vatsfjorden er det låssetingsplasser (**Figur 9**), dvs plasser hvor de topografiske og hydrografiske forholdene nær strandlinjen er slik at notsteng kan låssetes. Karakteristisk for en låssetingsplass er at den er godt skjermet for vær og vind, strømmen ikke er for sterk og at det er tilstrekkelig dybde, godt med oksygen og at saltholdigheten er tilfredsstillende.

Hele Yrkefjorden er et område hvor det drives aktivt yrkes-, fritids- og/eller turistfiske, og fiskeplassene her må betegnes som ressursområder (**Figur 10**).



Figur 9. Låssetingssteder (kilde: Fiskeridirektoratet – karttjenester og kystnære fiskeridata, (www.fiskeridirektoratet.no)).



Figur 10. Fiskeplasser – a) aktive og b) passive redskap (kilde: Fiskeridirektoratet – karttjenester og kystnære fiskeridata (www.fiskeridirektoratet.no)).

Hummer, leppefisk og fritidsfiske

(kilde: Edvin Magne Ørke, leder Tysvær fiskarlag)

Hummer har vært fisket i Vats- og Yrkefjorden langt tilbake i tid. I Vatsfjorden er området ved Raunes, en meget god hummerplass hvor det ofte er funnet mye rogn på hunnhummeren. Fremdeles

fiskes det aktivt etter hummer i fjordområdene, og i perioden 2007-2009 var fangstene av hummer relativt sett bra. I 2010 ble det i forbindelse med annet fiske fanget mye hummer og spesielt var det mye småhummer. Dette tyder på at hummeren har gyteplasser i fjordområdet, og inntrykket er at hummerbestanden her er på vei oppover.

Leppefisk er blitt et viktig biologisk redskap i kampen mot lakselus på laks i oppdrettsmerder og kan nærmest betraktes som en kontinuerlig avlusningsmetode ved at leppefisken beiter på lus som sitter på laksen. Fisket etter leppefisk er derfor blitt en økonomisk viktig næring for en del fiskere, og det har vært et aktivt fiske etter leppefisk i Yrkefjorden i 6-7 år nå. Reguleringen av leppefisk fastsatt for 2011 medfører at dette fisket i hovedsak vil være et sommerfiske med planlagt start i midten av juni i Rogaland.

Yrkefjordområdet har vært et meget attraktivt område for fritidsfiske, men interessen for området synes å være på vei ned.

Området har alltid hatt gode fiskebestander, og lokalbefolkningen har derfor hentet en stor andel av sin mat herfra. Spesielt har det vært fisket mye brosme og lange her, men også makrell og ikke minst hestemakrell som finnes hele året i fjorden har vært viktige arter. Sild har enkelte år gitt betydelige fangster, men uteblir også svært ofte.

2.5 Fremmede arter

Store installasjoner som har stått ute i sjøen over lang tid, kan i utgangspunktet ansees som potensielle kilder for spredning av fremmede arter. Installasjonene som skal fraktes inn til Vatsfjorden, vil hovedsakelig komme fra Nordsjøområdet, dvs fra områder som ligger oppstrøms det aktuelle fjordområdet. Det innebærer at det er liten sjanse for at nye fremmede arter som ikke allerede er introdusert for våre kystområder, vil bli introdusert via disse installasjonene.

2.6 Akvakultur

2.6.1 Akvakulturaktivitet i tilknytning til Vatsfjorden

Kilder: Fiskeridirektoratet – karttjenester og registre over akvakulturlokaliteter og – tillatelser (www.fiskeridirektoratet.no).

2.6.2 Akvakulturanlegg i Vatsfjorden

Tabell 2 gir en oversikt over de akvakulturanleggene som pr. i dag finnes i Vatsfjorden. Fiskeridirektoratets sider opplyser også hvilke anlegg som til enhver tid har fisk på lokaliteten. Ifølge oversikten fra Fiskeridirektoratet er det pr. i dag ikke fisk på disse lokalitetene, og de har heller ikke hatt dette de siste årene. Nye opplysninger fra Raunes Fiskefarm tilsier at de har kveiteyngel på det landbaserte anlegget på Raunes I pr. i dag

De to konsesjonene Raunes I og Raunes II ligger like ved hverandre, og skilles ikke på kartet som mer enn et punkt (**Figur 11**). Det er en konsesjon for settefisk av torsk på land (Raunes I), og en konsesjon for settefisk torsk i sjø (Raunes II). Den 1. august 2011 ble det også gitt en ny konsesjon for kommersiell produksjon av settefisk av kveite på Raunes I. Like sør for disse to konsesjonene på vestsiden av Vatsfjorden ligger matfiskkonsesjonen Gåsavika. Samtlige av disse tre konsesjonene eies i dag av Raunes Fiskefarm AS.

Konsesjonen på land (Raunes I) er også tatt med i denne oversikten ettersom en mulig framtidig aktivitet på dette anlegget vil være avhengig av miljøet i nærliggende fjordområder i forbindelse med

både vanninntak (vannkvalitet) og praktisk tilgjengelighet i forbindelse med flytting av levende fisk over til settefiskanlegg i sjø (brønnbåttransporter).



Figur 11. Kart over området med de mest aktuelle akvakulturlokalitetene. De røde symbolene angir konsesjoner for laksefisk (laks, regnbueørret), de gule torsk konsesjoner (og i tillegg den nye konsesjonen for settefisk av kveite på Raunes I), og de blå er skalldyrkonsesjoner. Kilde: Fiskeridirektoratet.

Tabell 2. Oversikt over akvakulturanlegg med konsesjon i Vatsfjorden. Lokalitetsnummer og grunnleggende informasjon om hver konsesjon er gitt. Kilde: Fiskeridirektoratet.

Nr	Navn	Eier	Type	Art	Kapasitet (tonn)
Vatsfjorden					
23935	Raunes I	Raunes Fiskefarm AS	Settefisk på land	Torsk	Ikke angitt
23935	Raunes I	Raunes Fiskefarm AS	Settefisk på land	Kveite	Ikke angitt
24017	Raunes II	Raunes Fiskefarm AS	Settefisk sjø	Torsk	40
11986	Gåsavika	Raunes Fiskefarm AS	Matfisk sjø	Torsk	780

2.6.3 Akvakulturanlegg i nærliggende fjordområder

I denne sammenhengen er det valgt ut de oppdrettskonsesjonene som ligger i Yrkefjorden og sørover i Vindafjorden (**Tabell 3**). I dette området ligger det en rekke konsesjoner for laksefisk med høy verdi. Disse anleggene ligger utenfor selve influensområdet for den planlagte aktiviteten i Vatsfjorden, men ut fra at disse lokalitetene kan ligge i transportruten for trafikk inn i Vatsfjorden er de tatt med.

Samtlige av disse anleggene, bortsett fra blåskjellanlegget vil ha transport av levende fisk inn og ut av fjordsystemet. Når det gjelder laksefisk foregår slik transport pr. i dag med smolt fra settefiskanleggene og med slaktefisk til slakteri. Særlig smoltstadiet er en svært sårbart livsstadium. Så langt der er fiskehelsemessig forsvarlig går disse brønnbåtene med åpne brønner dvs at vannkvaliteten fisken opplever vil være den samme som i sjøen utenfor. Lukking av brønnene kan gjøres dersom det er særlige grunner til dette for eksempel at en må passere et område med sykdomsutbrudd. Lukking er stressende for fisken, og en ønsker så langt som mulig å unngå dette.

I tillegg til transport av levende fisk, trafikkeres anleggene også med båter for ulike typer av vedlikehold og ikke minst for levering av fiskefôr.

De største verdiene av akvakultur i denne delen av fjordsystemet er pr. i dag knyttet til de 5 lokalitetene med oppdrett av laks/regnbueørret med en kapasitet på til sammen 14040 tonn. Marine Harvest Norge er den største aktøren, og eier 3 av disse lokalitetene: Hettaneset, Ringja og Halsavika. I følge Marine Harvest (november 2012) er lokaliteten på Hettaneset lagt ned og det vil ikke bli satt ut mer fisk. På de to andre lokalitetene ble det høsten 2012 satt ut fisk som vil være i anlegget fram til 2014 når ny smolt settes ut. Det forventes å være drift på disse to anleggene i mange år. Ingen av torskelokalitetene eller lokaliteten for blåskjell har biomasse på dette tidspunktet (Kilde Fiskeridirektoratet).

Slik situasjonen er i dag er det klart at de største verdiene er knyttet til oppdrett av laks og regnbueørret.

Tabell 3. Oversikt over akvakulturanlegg med konsesjon i Yrkefjorden og søndre del av Vindafjorden. Lokalitetsnummer og grunnleggende informasjon om hver konsesjon er gitt. Kilde: Fiskeridirektoratet.

Nr	Navn	Eier	Type	Art	Kapasitet (tonn)
Yrkefjorden og Vindafjorden					
18135	Jupevik	Raunes Fiskefarm AS	Matfisk sjø	Torsk	1560
12965	Stølsvik NØ	Åmøy Fjordbruk AS og Toftøy Fjordbruk AS	Matfisk sjø	Laks, Ørret, Regnbueørret	2340
24755	Torskavika	Bredal AS	Mat	Blåskjell	500
23975	Smørdalsvika	Raunes Fiskefarm AS	Matfisk sjø	Torsk	1560
26955	Hettaneset	Marine Harvest Norway AS	Matfisk sjø	Laks, ørret, regnbueørret	3120
11964	Ringja	Marine Harvest Norway AS	Matfisk sjø	Laks, ørret, regnbueørret	3120
18639	Halsavika	Marine Harvest Norway AS	Matfisk sjø	Laks, ørret, regnbueørret	2340
15796	Borgarliflot	Rogaland Fjordbruk AS	Matfisk sjø	Laks, ørret, regnbueørret	3120

2.7 Fugl

Materialet under baserer seg på data fra artsobservasjoner (<http://www.artsobservasjoner.no/fugler/default.asp>) for en stor grad lagt inn av Jan Kåre Ness, Øyvind Nyvold Larasen, Einar Selvåg, Erik Brekkå Rosberg og Terje Håheim i perioden 2000-2011, med noen få observasjoner fra perioden 1990-2000. Opplysninger om hekkeområder for sjøfugl er hentet fra NATURBASE (<http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn>) og artsdatabanken (<http://artskart.artsdatabanken.no/Default.aspx>).

2.7.1 Vatsvatnet og Landavatnet

Landavatnet og nordenden av Vatsvatnet (**Figur 11**) er viktige hekkeområder for vannfugl. Vannene er også viktige utenom hekketiden. Dominerende arter er toppand, kanadagås, stokkand, sildemåke og fiskemåke. Sangsvane, kvinand og knoppsvane er andre vanlige vannfuglarter. Toppdykker hekker i naturreservatet.

Fossefall, kvinand og isfugl (1998) bruker Åms elva som beiteområde. Når disse vannene blir islagt, vil fuglene som holder til her formodentlig flytte ut i saltvann for lengre eller kortere perioder. Konflikter med aktivitet i Vatsfjorden er mulig.

2.7.2 Åmsosen

Området brukes til resting og næringssøk for vannfugl når Vatsvatnet og Landavatnet er gjenfrosset. Observerte arter er knoppsvane, toppand og kvinand. Aktuelle arter i tillegg er sangsvane, toppdykker, laksand og lappfiskand. Fjorden brukes også av overvintrende siland, storskarv, gråmåke og svartbak som raste- og beiteområde.

På holmer i ytre deler av fjorden er det registrert hekkeområder for gråhegre (Foreholmen) og fiskemåke (Flataskjer, Kattrau, data fra NATURBASE). Fiskemåke er klassifisert som near threatened NT på den norske rødlisten.

2.7.3 Yrkefjorden/Vatsfjorden

Observasjoner av havørn i ytre deler av Vatsfjorden på våren kan antyde hekkende par, men det er ikke innhentet nøyaktige opplysninger om dette. Området er egnet som leveområde/hekkeområde for arten. Havørn er registrert hekkende flere plasser i kommunen. Det er for øvrig hønsehauk og kongeørn også, men det forventes ikke at disse artene blir særlig berørt av anlegget i Vatsfjorden.

2.8 Vatsvassdraget

2.8.1 Anadrom fisk

Åmselva som munner ut innerst i Vatsfjorden er laks- og sjøaureførende. Begge fiskeslag bruker også det ovenforliggende Vatsvatnet. **Tabell 4** gir fangststatistikk for perioden 2002-2008. Etter dette har elva vært stengt for fiske. Anadrom fisk vandrer ut og inn gjennom Vatsfjorden og Yrkefjorden utenfor.

Tabell 4. Fangststatistikk for Åmselva for perioden 2002-2008.

		2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Laks	kg totalt	21	52	75	31	31	36	11
	snitt vekt, kg	1,3	1,9	1,7	2,1	1,9	2,8	2,2
Sjøaure	kg	363	622	279	284	56	76	15
	snitt vekt	0,6	0,5	0,8	0,7	0,8	0,6	0,7

2.8.2 Sjeldne arter/forekomster

I Vatsvassdraget lever en bestand av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*). Arten er rødlistet i Norge (kategori VU, sårbar) og i de fleste Europeiske land. Elvemusling regnes som en ansvarsart for Norge, som antas å ha rundt 80% av de gjenværende bestander i Europa. Arten er en av få som det er utarbeidet en egen nasjonal handlingsplan for (DN-rapport 2006-3). Elvemusling er bare kjent fra selve Åmselva, og ikke i elvene ovenfor Vatsvatnet. Blant faktorer som kan påvirke bestandsutvikling for elvemusling er vertsfisk for de yngste larvestadiene, som den første tiden lever på gjellene til laks og/eller aure. Miljøpåvirkninger som reduserer tetthet av ungfisk (særlig 0+ men også 1+) i Åmselva vil derfor også være viktige for elvemuslingen.

2.8.3 Verneområder

I den nordre (øvre) enden av Vatsvatnet ligger et naturreservat. Dette omfatter en mindre del av Vatsvatnet og hele Landavatnet. Disse er atskilt av en smal landtunge med oppdyrket areal. Landtungen mellom innsjøene har et begrenset vern som dyrelivsfredning. Verneområdet er viktig for en rekke vannfugl, både som hekkeområde og som rasteplass. Et flyfoto av området er vist i **Figur 12**. Verneområdet ligger i god avstand fra konsesjonsområdet, og vil ikke påvirkes av de scenariene som omfattes av denne utredningen. Temaet utredes ikke nærmere.



Figur 12. Flyfoto fra nordre ende av Vatsvatn med Landavatn. Bak Vatsvatnet sees Vatsfjorden og Raunes. Fra Naturbase (<http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/asp/faktaark.asp?iid=VV00000655>).

3. Virksomhet og miljøpåvirkning

3.1 Planlagte aktiviteter

3.2 Hendelser med utslippspotensiale

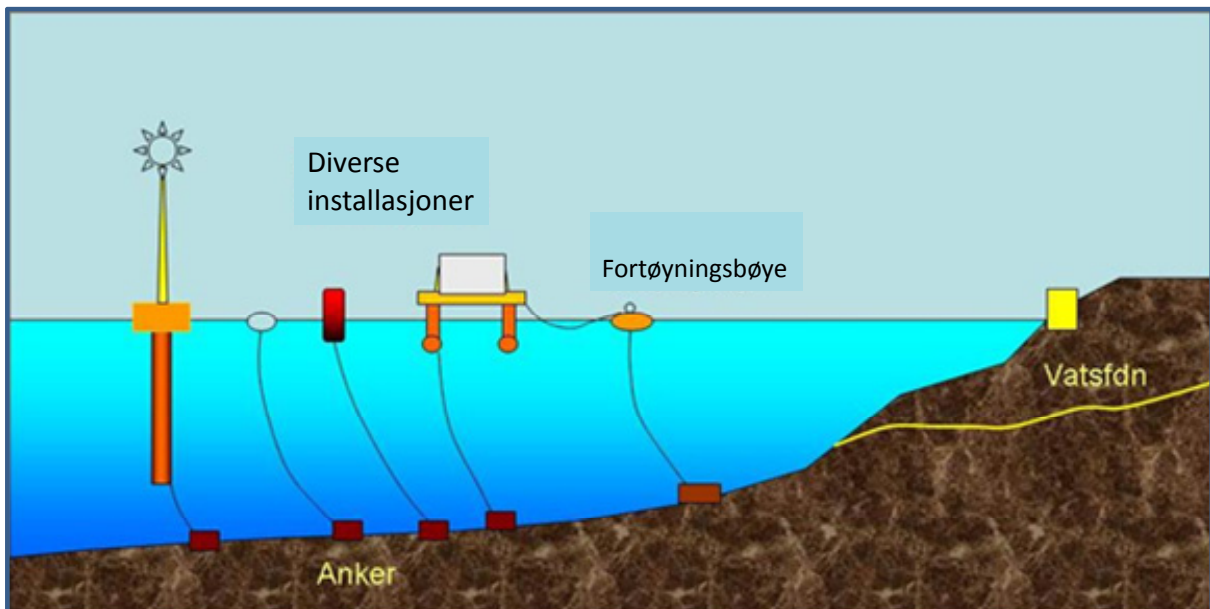
Før installasjoner tas inn fra Nordsjøen, vil eventuelle helse- og miljøskadelige stoffer være fjernet eller sikret. Risikoen for forurensning vil derfor være knyttet til de stoffer/væsker som følger installasjonene til riggområdet.

De regulære demonterings- og håndteringsoperasjonene skal i utgangspunktet ikke innebære utslipp til sjø. Eventuelle regulære utslipp vil bli regulert av ordinær utslippstillatelse etter forurensningsloven.

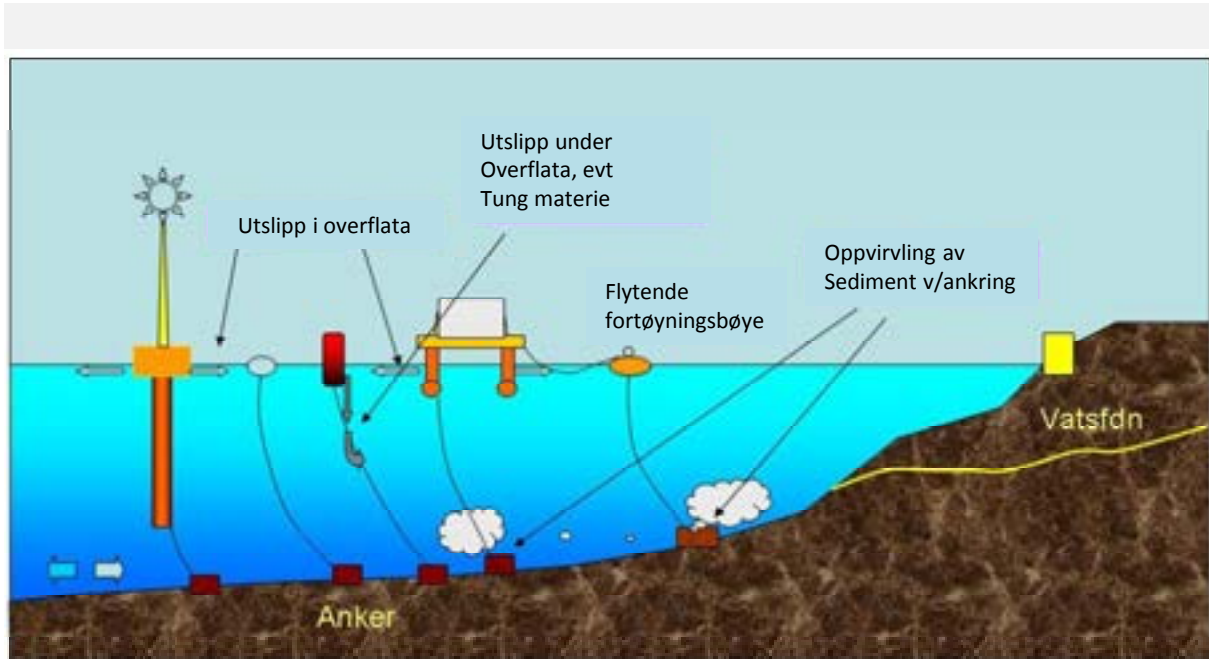
Det er avvikshendelser og uhell som evt kan føre til større/skadelige utslipp. ROS analysen identifiserte slike hendelser:

- Fallende last med følgeskader kan medføre mindre akutte utslipp til sjø.
- Oppankring- utsetting av anker kan innebære en viss risiko.
- Brann kan medføre utslipp.
- Kollisjon kan medføre skade på konstruksjonen og mindre akutte utslipp. Utslipp av drivstoff fra fartøy som kolliderer med konstruksjon representerer en mulig forurensningsrisiko.

Uhellssituasjoner kan ofte henge sammen med dårlig vær og mye vind. Man må regne med at slike tilfeller også vil gi situasjoner med sterk strøm.

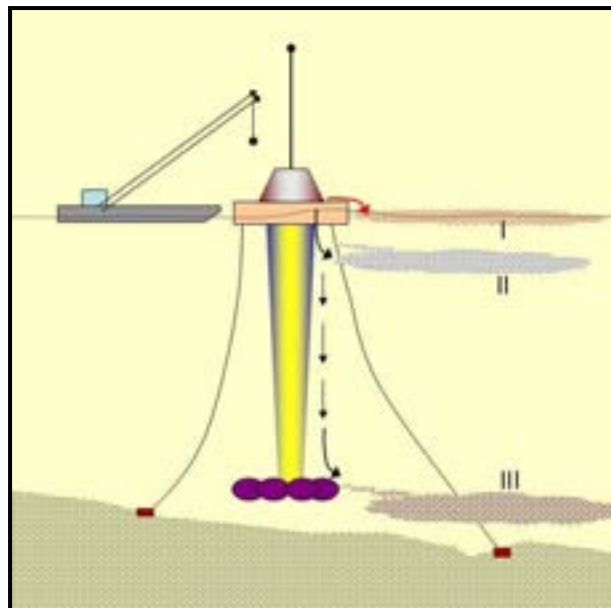


Figur 13. Skisse av oppankring av installasjoner i Yrkefjorden.



Figur 14. Skisse av potensielle utslipp i overflaten og dypere nede ved oppankring i Yrkefjorden.

Det er gjort vurderinger for mulige utslippsscenarioer (uhell) gjennom HAZID/ROS analysen. Operasjonene i Yrkefjorden (**Figur 13**), i Raunesvika eller utenfor vil kunne innebære utslipp i overflaten, dette er sannsynligvis det mest realistiske scenariet. Slike utslipp kan enten spres videre i overflaten (olje) med bølger og strøm, eller stoffet kan synke ned et stykke og bli spredd under sjøoverflaten. Det er også mulig at stoff kan synke nedover eller bli sluppet ut dypere nede (**Figur 14**, **Figur 15**). Bunnsediment kan virvles opp som følge av oppankring og spres med bunnstrøm (lignende scenario III i **Figur 15**).



Figur 15. Skisse av demontering av rigg i fjorden. Potensielle utslippstrømmer vil kunne spres seg langs overflaten eller i vannmassene på ulikt dyp.

3.3 Utslippsstoffer og effektgrenser

3.3.1 Sannsynlige utslippsstoffer, mengder og varighet

Tabell 5 gir en oversikt over de utslippstypene som uhell ved virksomheten eksempelvis kan medføre i følge AFDO, samt antatte mengder pr utslippshendelse og varighetene av hendelsene. I en normal driftssituasjon vil det ikke være utslipp ut over det AFDO har tillatelse til i utslippstillatelsen. Alt arbeid som utføres vil være planlagt, og det vil i følge AFDO bli gjennomført risikoanalyser på forhånd. Alle utslipp som er beskrevet i tabellen vil bare kunne skje i forbindelse med eventuelle uhell under virksomheten. På bakgrunn av dette ansees **Tabell 5** for å angi realistisk verst tenkelige utslippshendelser ved de ulike aktivitetene.

Tabell 5. Oversikt over sannsynlige utslippsstoffer og mengder, samt varighet av hendelser som kan medføre utslipp til sjø i Vats- og Yrkefjorden. Kilde: AFDO.

Aktivitet	Utslippsstoff	Mengde pr. hendelse	Varighet
Oppdeling av installasjoner	Bly	50g	15 min
	Sink	200g	15 min
	Krom	50 g	15 min
	PCB-maling	0,01 g	15 min
Demontering av dekkstutstyr	Etylenglykol	50 liter	15 min
	Girolja	10 liter	15 min, lenser brukes
	Hydraulikkolja	50 liter	15 min, lenser brukes
	Diesel	100 liter	15 min, lenser brukes
	PCB-holdig olje fra trafo	10 liter	15 min, lenser brukes
	PCB fra lysarmaturer	15 g som PCB	<15 min
Oppankring	Marin begroing	100kg, usikker	12 timer
	Hydraulikkolja	1 liter	24 h
Ballastering/deballastering av installasjoner	Smøreolja	5 liter	15 min
Demontering av prosessutstyr	Råolja	40 kg, 50 liter	15 min, lenser brukes
	Kvikksølv	0,1 g	5 døgn
	Lavradioaktive avleiringer, 10Bq/g	10g	5 døgn
Fjerning av utstyr med kranlekter	Hydraulikkolja	50 liter	15 min, lenser brukes
	Diesel	5 liter	15 min, lenser brukes
Montering av vindturbiner	Hydraulikkolja	10 liter	15 min
	Diesel	5 liter	15 min

3.3.2 Prinsipp for effektvurderinger

Konsekvensutredningen er basert på estimat av utstrekning på det sjøområdet (volum eller areal) hvor et uhellsutslipp fortsatt gir så høye nivåer av utslippskomponenter at det er fare for effekter, det vil si der beregnet konsentrasjon av et stoff (PEC; Predicted Environmental Concentration), overskrider grensen for effekter på organismer (PNEC; Predicted No Effects Concentration), også ofte kalt miljøkvalitetsstandarder. Utenfor dette geografiske området, kalt influensområdet, er forholdet $PEC/PNEC < 1$ og effekter ikke sannsynlig. Konsekvensvurderingen legger også til grunn hvor lang tid det vil ta før man oppnår $PEC/PNEC < 1$ ved naturlig spredning og fortykning, siden dette kan bestemme eksponeringsvarigheten. I dette kapitlet er det utledet PNEC-verdier for de produkter og utslippstyper som omfattes av de valgte scenarioene. For å være på den sikre siden bør PNEC-verdier for kronisk belastning anvendes siden det reelle eksponeringsmønsteret sjelden kan forutsees, men siden forventet utslippsperiode i mange hendelser bare er på noen minutter, vil det for disse være mest realistisk å anvende PNEC-verdier for akutt påvirkning som i de fleste tilfeller er basert på toksisitetstester med varighet 96 timer.

3.3.3 Tungmetaller

For metallene unntatt kvikksølv omfatter de aktuelle hendelsene kutting av stålkonstruksjoner. Vi regner med at metallene ikke forekommer som ioner, men som del av legeringer, dvs. på elementform som er bare langsomt løser seg i sjøvannet. I giftighetssammenheng er det de oppløste metallene som har betydning og det er derfor bare tilgjengelig grenseverdier for disse. Konsekvensutredning basert på at metallene løses ut i vannet ved utslipp blir derfor sterkt konservativ. Kvikksølv vil forekomme som sulfid. Under anoksiske forhold er kvikksølv sulfid lite løselig, men i oksygenerte vannmasser må man regne med at kvikksølvet etter hvert løses.

Klassifiserte metaller

For de metallene som omfattes av det norske klassifiseringssystemet for miljøgifter i sjøvann (Klif 2007) er disse anvendt (**Tabell 6**). For de øvrige er grenseverdiene har anvendt de norske grenseverdiene for kroniske og akutte effekter.

Tabell 6. Norske grenseverdier for kroniske og akutte effekter (PNEC) av metaller i sjøvann. Kilde Klif (2007).

Element	PNEC kroniske effekter ($\mu\text{g/l}$)	PNEC akutte effekter ($\mu\text{g/l}$)
Bly	2,2	2,9
Sink	2,9	6
Krom	3,4	36
Kvikksølv	0,048	0,071

3.3.4 PCB i maling, transformatorolje og lysarmatur-kondensatorer

PCB omfatter en rekke stoffer med ulikt antall kloratomer bundet til stoffet bifenyl. Høyeste oppgitte innhold i tørket maling som vi har funnet i litteraturen er ca. 10 % <http://www.ecy.wa.gov/programs/hwtr/demodebris/-pages2/demopaint.html>. Transformatorolje kan inneholde anslagsvis 50 – 100 mg PCB pr kg (Lichtenhaler, NIVA, pers. inf.).

Uhellsutslipp kan skje ved knusing av vinduer med PCB-holdig isolasjon og knusing av kondensatorer i lysarmaturer. Sannsynligheten for slike uhellsutslipp under seksjoneringen ansees som lav. Mengden PCB kan slippe ut er vanskelig å anslå. I følge AFDO kan en kondensator inneholde inntil 70 g ren PCB og det er antatt at ca 1/5 av dette vil kunne gå til sjø ved en hendelse.

PCB er sterkt partikkelbundet. Størst bekymring rundt PCB som miljøgift er knyttet til effekter når stoffene akkumuleres i organismer, og spesielt oppkonsentreres i næringskjeden til sjømat. Dette er realistisk ved langvarige eller hyppig gjentatte utslipp. Akutt akvatisk giftvirkning er mindre viktig.

Det finnes ikke norske grenseverdier for PCB i vann, bare i sedimenter. Akutt akvatisk toksisitet (sjøvann) av ulike tekniske PCB-blandinger er funnet ved konsentrasjoner over 0,5 µg/l og kronisk over 0,1 µg/l. US EPA anvender en grense for skade på marint liv på > 0,03 µg/l. I de hendelsene som er aktuelle velger vi å bruke en effektgrense på 0,1 µg/l.

3.3.5 Etylenglykol

Etylenglykol (MEG) er en fargeløs væske som løses lett i vann, men som er lite fettløselig. Den lave fettløseligheten gjør at stoffet i svært liten grad bioakkumuleres og antas heller ikke å adsorbere til partikler eller sedimenter. Etylenglykol er antatt å forekomme som rent produkt i tanker og prosessutstyr og i fortynning 5-15 vektprosent i rør for å forhindre frysing. I første tilfelle anslår AFDO at et uhellutslipp vil kunne omfatte 10-50 liter, i andre tilfelle ca 100 m³. Dette er lagt til grunn i vurderingen. NIVA har gjennomført tester på biologisk nedbrytning i sjøvann, som viser hurtig og fullstendig nedbrytning etter at tilstrekkelige bakteriepopulasjoner var utviklet. Ved 5 grader tok det 28 døgn å bygge opp bakteriepopulasjonen med en etterfølgende halveringstid for etylenglykol på 6 dager. Tilsvarende tall ved 15 grader var 6 og 2,5 døgn. Etylenglykol har relativt lav toksisitet. For de mest følsomme organismene brukt i toksisitetstester, zooplankton-krepsdyret *Daphnia*, er det målt immobilisering ved 24 timers eksponering til 8590 mg/l. Ved bruk av sikkerhetsfaktorer har vi derfor satt en kronisk PNEC på 860 mg/l.

3.3.6 Hydraulikkoljer

Vi har ikke informasjon om hvilke typer hydraulikkolje som kan bli sluppet ut, men for vårt formål er neppe fysiske eller toksikologiske egenskaper så forskjellige at det betyr noe. De fleste produktene består av høyraffinert mineralolje (> 80 - > 99 %) og har tetthet på rundt 870-880 kg/m³. Vi kan forvente at de ulike oljene har omtrent samme oppførsel og virkning i resipienten. Oljene brytes langsomt ned og kan bioakkumuleres. Siden de har høy viskositet ved de sjøtemperaturer som er aktuelle, og har ubetydelig løselighet i vann og en tetthet lavere enn sjøvannets, vil et utslipp danne flak på overflaten. Forventet grense for akutt giftighet (LC50 eller EC50) ligger på >100 mg/liter som er relativt høyt i forhold til olje generelt (se kapittel 3.3.8 og 3.3.9), men vi anser akuttgiftigheten som ubetydelig i konsekvenssammenheng. Den eneste miljøeffekten av et uhellutslipp vil være tilgrising i fjæresonen og eventuell akkumulering i strandsoneorganismer ved direkte kontakt.

3.3.7 Girolje

Det er ingen informasjon om typer av girolje som kan bli sluppet ut, men vi regner med at egenskaper er såpass likt hydraulikkoljer at vi forventer at de også oppfører seg likt ved utslipp og har den samme grenseverdien for toksisitet.

3.3.8 Dieselolje

I et større eksponeringseksperiment som ble utført av NIVA på 1980-tallet ble strandsonesamfunn eksponert for dieselolje blandet inn i sjøvann (0,03 og 0,13 mg/liter). Vedvarende eksponering over flere måneder slo ut blåskjell, men hadde mindre effekt på øvrige organismer. Effektene viste seg etter mer enn 1 måned. Gjenvækst startet umiddelbart etter avsluttet tilførsel av diesel, og det ble påvist full

restitusjon innen ett år. Ut fra dette er det rimelig å gå ut fra en PNEC på > 0,2 mg/l for kortvarig belastning etter uhellsutslipp av diesel.

3.3.9 Råolje

Det er gjennomført svært mange undersøkelser av oppførsel og giftvirkning av råolje på marine organismer. Effektbildet er komplekst og avhenger både av oljens egenskaper, miljøforhold under utslipp, sesong, type økosystem osv. Typisk grenseverdi for akutte effekter på marine organismer er >1 mg/l, mens kroniske effekter normalt vil kunne opptre når totalkonsentrasjon av olje innblandet i vannet overstiger 0,1 mg/l. I en rekke konsekvensutredninger er det satt en kronisk PNEC for råolje på 0,05 mg/l og den er benyttet her.

3.3.10 Lavradioaktiv avleiring

Avleiringer i rørsystemer og lagertanker kan inneholde naturlig forekommende radioaktivt materiale (NORM) fra berggrunnen offshore. Ved et uhellstilfelle i sammenheng med oppdeling av installasjoner kan noe av dette havne i sjøen som partikler (**Tabell 5**). Det er lite relevant å operere med grenseverdi for toksisitet i form av PNEC for NORM. Oppmerksomheten dreier seg primært om helseaspektet ved human eksponering over tid, først og fremst fra konsum av mat med forhøyet radioaktivitet. Norske grenseverdier for radioaktivitet mat er 370 Bq/kg for melk og barnemat og 600 Bq/kg for næringsmidler generelt (www.matportalen.no). Tiltaksgrense for radioaktivitet i reinskjøtt (etterdønning fra Tsjernobyl) er på 3000 Bq/kg. Ved Vats er det angitt at det kan bli spredt 10 og 100 Bq pr hendelse i de to utslippsscenarioene som involverer NORM (**Tabell 5**). Mest sannsynlig vil dette være isotopene Ra-226, Ra-228 og Pb-210. Med angitt varighet og forventet initialfortynning (se kapittel 4.8) vil bidraget til konsentrasjoner av radioaktive isotoper i omgivende vann ligge flere størrelsesordner lavere enn oseaniske bakgrunnskonsentrasjoner. Dette er så lavt at det ikke gir risiko for akkumulering i sjømat, og NORM tas derfor ikke med i de videre vurderingene.

3.3.11 Marin begroing

Ilandførte installasjoner vil i større eller mindre grad være dekket av fastsittende alger og dyr, som vil kunne løsne ved håndtering av installasjonene før de tas i land. Mesteparten av begroingen vil imidlertid bli fjernet etter at seksjonene er tatt på land. Omfanget av begroingen vil variere sterkt slik at det er høyst usikkert å anslå hvor mye som kan falle av i sjø. Løsrivelse av begroing foregår også som en naturlig prosess i gruntvannsområder under for eksempel stormsituasjoner. Det er ikke sjelden at grunne bakevjer er dekket av et lag av tang og tare på 20-30 cm tykkelse etter et kraftig uvær, eller at algene driver i land og danner tangvoller over flomålet. Tangvoller er et viktig substrat for en rekke organismer i strandsonen, ikke minst for krepsdyr (tanglopper) og for fugl som lever av disse. Negative virkninger av ansamling på bunnen vil først og fremst være at nedbrytning av materialet forbruker oksygen og derfor kan føre til anoksiske bunnforhold. Det er ikke mulig å sette noen grenseverdier for hvor mye et bunnområde tåler av begroingstilførsel. Dette avhenger helt av områdets topografi og vannutskifting. Videre konsekvensvurdering av løsrevet begroing er derfor ikke gjort.

3.3.12 Øvrige stoffer

På grunnlag av AFDO sin miljøaspektvurdering for AF Miljøbase Vats (AFDO 2012) er også følgende potensielle uhellsutslipp inkludert i vurderingen:

- Partikkelspredning ved sprenging/utfylling.
- Søl ved fjerning av slam fra lagertanker på installasjonene.
- Spredning av malingsflak ved seksjonering
- Oppvirvling av sediment ved propellerrosjon.

- Utslipp av biocider og/eller korrosjonshemmere ved seksjonering.

Partikkelspredning ved sprenging/utfylling

Slik spredning vil kunne forekomme under etablering av fundament for nedsenking av stålunderstell på bunnen utenfor kaiene ved AF Miljøbase Vats. Omfanget er vanskelig å anslå, men vi kan forvente at en eventuell nedslamming vil begrenses til områdene som allerede har vist seg å være partikkelbelastet fra tidligere etableringer ved miljøbasen (Kvassnes m.fl. 2010a). Partikkelspredningen bør ikke betraktes som et uhellsutslipp, men en følge av en regulær operasjon. Spredningen tas ikke med i de videre vurderingene.

Søl ved fjerning av slam fra lagertanker på installasjonene

Fjerning av slam fra lagertanker vil normalt ikke bli gjort som ledd i seksjoneringen, men under videre oppdeling på land. Risikoen for søl av slam i forbindelse med aktiviteten i sjø kan likevel ikke helt elimineres. Det er ikke mulig å anslå sammensetningen av slikt slam siden den vil variere med installasjon og hva slags tanker det dreier seg om. Det er derfor ikke grunnlag for å anslå influensområde for slike uhell, men man kan antakelig regne med at volumene som søles vil være små.

Spredning av malingsflak ved seksjonering

Dette omfatter malingspartikler og støv som spres ved deling av installasjoner i sjø, og kan heller ikke betraktes som uhellsutslipp. Slik maling kan i utgangspunktet inneholde tilsetningskjemikalier som er miljøbetenkelige, men man må regne med at mesteparten av de stoffene som kan lekke ut fra malingsflakene, allerede er forsvunnet etter lang eksponering på feltet. Spredningen vil muligens kunne sees som partikler på overflaten lokalt rundt arbeidsstedet, men vi regner ikke med giftvirkninger som sannsynlig. Spredningen tas derfor ikke med i de videre vurderingene.

Oppvirvling av sediment ved propellersjon

Slik oppvirvling vil kunne skje der vanddyppet over sedimentene er mindre enn 20 m, i praksis bare for propellaktiviteter knyttet til nedsetting av installasjoner utenfor kaiene på miljøbasen. Oppdeling forøvrig vil foregå på dypere vann. Sedimenter som virvles opp utgjør i seg selv ikke noe miljøproblem lokalt, bare hvis de er forurenset. Grunnlagsundersøkelsen (Kvassnes m.fl. 2010a) viser at sedimentene utenfor Miljøbase Vats lå i tilstandsklasse I (bakgrunn) og II (god) med unntak av TBT på to stasjoner i klasse III (moderat). Oppvirvling av disse sedimentene vil derfor ikke utgjøre et miljøproblem og scenariet tas ikke med i den videre vurderingen.

Utslipp av biocider og/eller korrosjonshemmere ved seksjonering

Slike utslipp vil kunne forekomme ved deling. Det er ikke mulig å forutsi hvilke typer biocid og korrosjonshemmere som kan forekomme i installasjoner som fraktes inn for hugging, men vi har tatt utgangspunkt i typiske produkter brukt på Ekofisk og gjort konsekvensvurderingen på basis disse.

Typisk biocid brukt på Ekofisk er XC80102 som består av glutaraldehyd. I følge HMS-datablad er stoffet moderat nedbrytbart og forventes ikke å bioakkumuleres. AFDO har anslått at et uhell kan omfatte ca 100 m³ med en glutaraldehyd-konsentrasjon på 1 mg/l (er ikke påvist med en deteksjonsgrense på 1 mg/l). Rapporterte LC50-verdier for glutaraldehyd på akvatiske organismer varierer i området 1 – 50 mg/l, noe som ved bruk av en applikasjonsfaktor på 100 for akutt belastning (EU 2003) gir en konservativ PNEC på 0,01 mg/l.

Konsentrasjon av korrosjonshemmere i gamle plattformer forventes å være lavt. Typisk korrosjonshemmer brukt på Ekofisk er CRW82590 Korrosjonsinhibitor. Hovedbestanddelene er aminsalt av organofosfat (30-60 %), 1,2-propanediol (10-30 %) og vann (10-30 %). Produktet er lettøselig i vann, har en tetthet noe høyere enn sjøvann og lett biodegraderbart. I følge HMS-datablad for produktet ligger LC50-verdier i området 10 – 100 mg/l for marin fisk. Ved bruk av en applikasjonsfaktor på 100 for akutt belastning (EU 2003) er det gyldig å bruke en konservativ PNEC

på 0,01 mg/l i vurderingen. AFDO har anslått at et uhellsutslipp kan omfatte 100 m³ med en produktkonsentrasjon på 1 mg/l.

4. Spredning og fortynning av utslippsstoffer

4.1 Omtale av fjordområdet

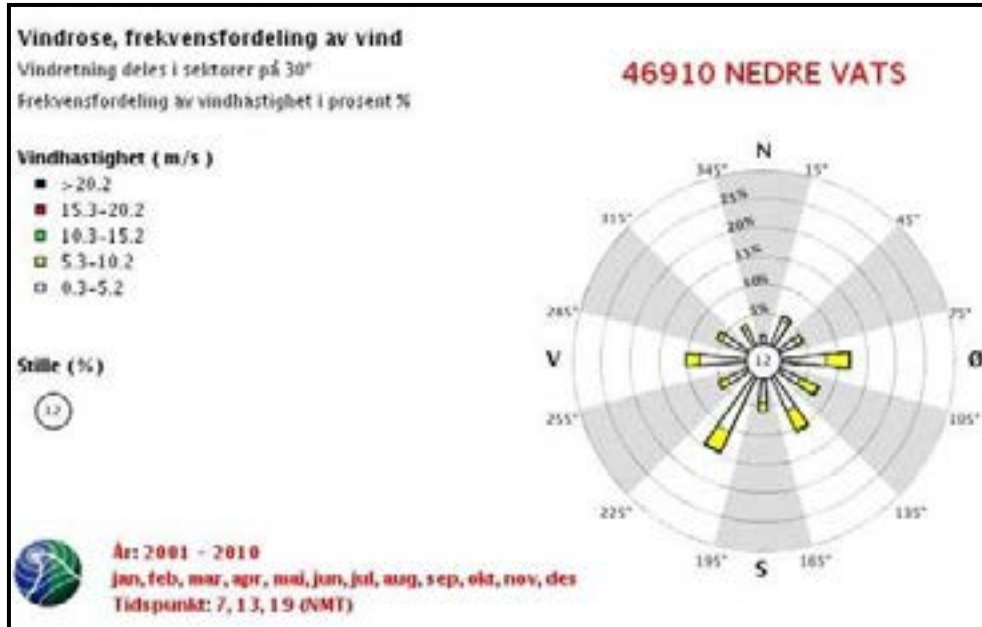
Vatsfjorden går i nord-sør retning og er om lag 5 kilometer lang. Den møter Yrkefjorden i sør. Fjorden har tre hovedbasseng med de mest markerte tersklene på h.h.v. 85 m og 30 m dyp. I munningen er det 160 m dypt og i Yrkefjorden er det ned til ca. 400 m dypt i de delene som er omfattet av planområdet. Lenger øst i Yrkefjorden, i munningen mot Krossfjorden er det ca. 450 m dypt. Største dyp i fjordsystemet er i Nedstands fjorden med 720 m (**Figur 16**).



Figur 16. Sjøkart for Yrkefjorden og tilstøtende område.

4.2 Vindforhold

I Norconsult sin ROS analyse er vindforholdene kort omtalt. Området er dominert av sør-vestlig vind. Vindrose for Nedre Vats er vist i **Figur 17**. Øst-vest komponenten (vind langsetter Yrkefjorden) er tydelig i figuren. Nordavind er sjelden, eller svak.



Figur 17. Vinndata fra målestasjon 46910 Nedre Vats (figur fra ROS-analysen v/Norconsult).

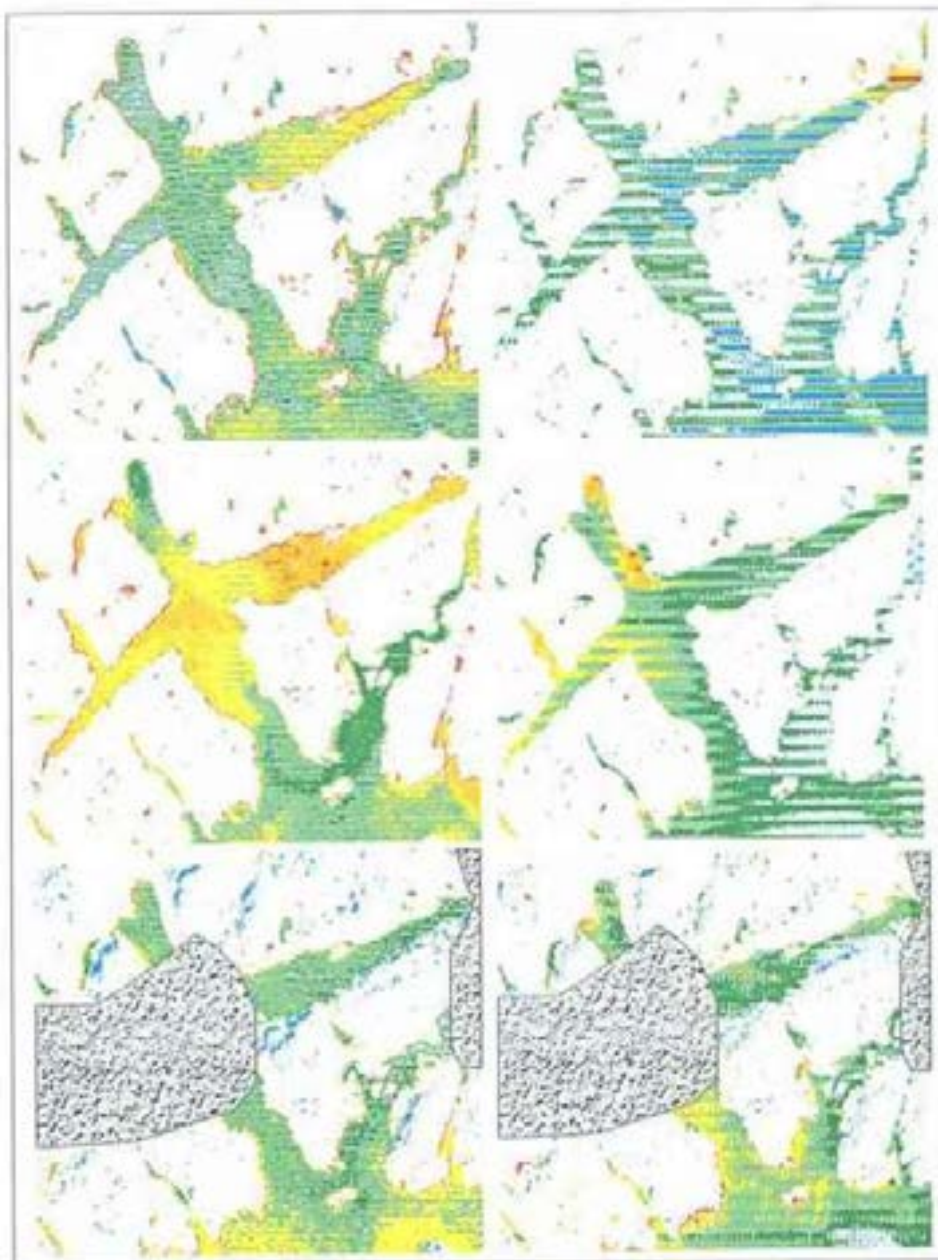
4.3 Vannkvalitet, sediment

NIVA har undersøkt vannkvaliteten i Vatsfjorden (NIVA 2010) og konkluderer med at denne generelt sett er god i ytre deler av fjorden. Bassenget i indre del, innenfor Steinneset, har redusert oksygeninnhold, noe som tyder på svak utskifting der. Dette fant også Havforskningsinstituttet under sitt tokt der høsten 1981, med 2 ml/l som laveste verdi (HI 1982). Terskelen ved Raunes hindrer hyppig/regelmessig utskifting av dypvannet innenfor, dypere enn ca. 30 m. Dypvannet hadde i 1998/99 Klif-tilstand tilsvarende ”dårlig” til ”meget dårlig”.

I NIVA (1998) er det publisert satellittfoto av Krossfjorden/Vindafjord (**Figur 18**) for h.h.v. sjøtemperatur og partikler (i overflata) ved tre ulike tidspunkt i 1995. Det framgår at det var tydelige kontraster i egenskaper fra del til del av fjordsystemet. Vatsfjorden fremstår som ”varm” og med mye partikler i juni, kjølig og med moderat partikkelinnhold i mai, relativt til andre områder.

I indre deler av Vatsfjorden, ved munningen til Yrkefjorden og i Krossfjorden er det påvist PAH₁₆ i sedimentene tilsvarende tilstandsklasse II (indre Vatsfjorden har/hadde også TBT, tilstandsklasse II). Det er ikke klargjort hva som er kilde til dette, evt. om det er flere kilder eller om forurensning har blitt spredt med strømmen fra samme kilde.

Det kan nevnes at i Nedstrandsfjorden har det opp igjennom tidene blitt dumpet mye ammunisjon og mange utrangerte fartøy, også oljeplattformer (Aleksander Kielland).



Figur 18. Satellittbilde fra Vindafjorden/Yrkefjorden og Sandeidfjorden fra 22. mai (øvre), 23. juni (midten) og 11. september 1995. Sjøtemperatur til venstre, og partikler til høyre. Gul/rød sjattering indikerer høy verdi, blått lav verdi. Fra NIVA rapport nr. 3893-1998.

4.4 Strømforhold

4.4.1 Generelt strømmønster

For å kunne vurdere spredningsforholdene er det viktig å ha kjennskap til strømforhold på det stedet utslipp kan skje, og videre i området rundt, nedstrøms utslippspunktet.

Det er ikke innhentet måledata fra planområdet, så opplysninger om strøm må baseres på skjønn og erfaringer fra andre steder/prosjekter der målinger har blitt gjennomført. Det er ikke utenkelig at det er

gjort målinger i Nedstrandsfjorden i forbindelse med dumping av plattformer m.m. der. Vi har imidlertid ikke lyktes i å få kontakt med relevante instanser, og området ligger også et stykke unna planområdet i Yrkefjorden.

Strømforholdene i en fjord vil variere sterkt i tid, og vil avhenge av dyp og posisjon. Hovedstrømsretning er normalt langs fjorden, inn/ut. Sterkest strøm opptrer oftest i overflaten, men også nær bunnen og langs land kan strømmen bli sterk. Forholdene nær bunnen er imidlertid oftest karakterisert ved svak strøm, evt. stagnasjon i perioder. Dette gjelder spesielt for terskelbasseng. Yrkefjorden og planområdet forøvrig er ikke typisk terskelbassenger så det er rimelig å anta at der er en viss strøm/utskifting hele tiden, også nær bunnen.

Flo og fjære påvirker strømmen. I Vats er tidevannsamplituden moderat, ca. 30-50 cm. Dermed kan strømmen som følge av flo/fjære også forventes å være moderat.

Det er vanskelig å sette opp noen alminnelig gjeldende oversikt, men **Tabell 7** gir en oversikt over ulike strømklasser.

Tabell 7. Klassifisering av strøm.

Strømstyrke, cm/s	Klasse	Kommentar
0-3	Meget svak	Dårlig utskifting, svak spredning
3-20	Moderat	Normale forhold, rolig strøm, noe spredning
20-50	Tiltagende	Gode spredningsforhold
50-100	Sterk	God spredning, aktsomhet v/navigasjon
> 100 (> 2 knop)	Meget sterk	Tiltagende havari og navigasjonsrisiko

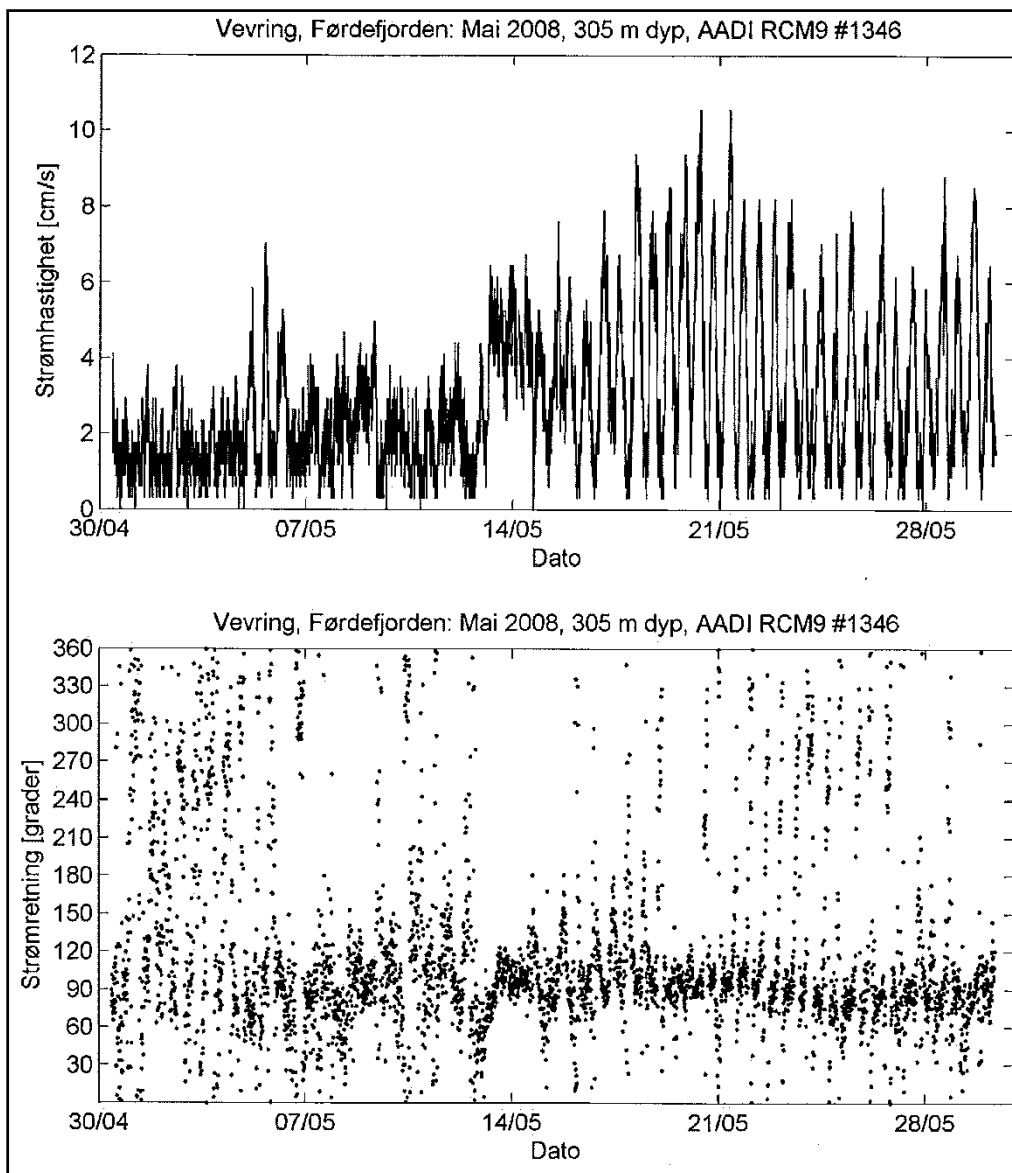
Som eksempel på målt strøm har vi tatt med noen resultat fra Førdefjorden i Sunnfjord der det ble målt like over bunnen (vandedyp 339 m) i 2008. Denne fjorden går også tilnærmet øst-vest. **Figur 19**, **Figur 20** og **Tabell 8** viser noen resultater derfra.

Statistikken viser maksimal strømhastighet på 13 cm/s, og middels hastighet på 1.5 – 3.5 cm/s, avhengig av måledyp og måleperiode. Av **Figur 19** (mai 2008) fremgår det at strømmen var veldig svak i lengre perioder (assosiert med varierende retning), avløst av sterkere strøm med tydelig innflytelse av tidevannet (dominerende retning 90°, mot øst). Strømstille kunne vedvare mange timer.

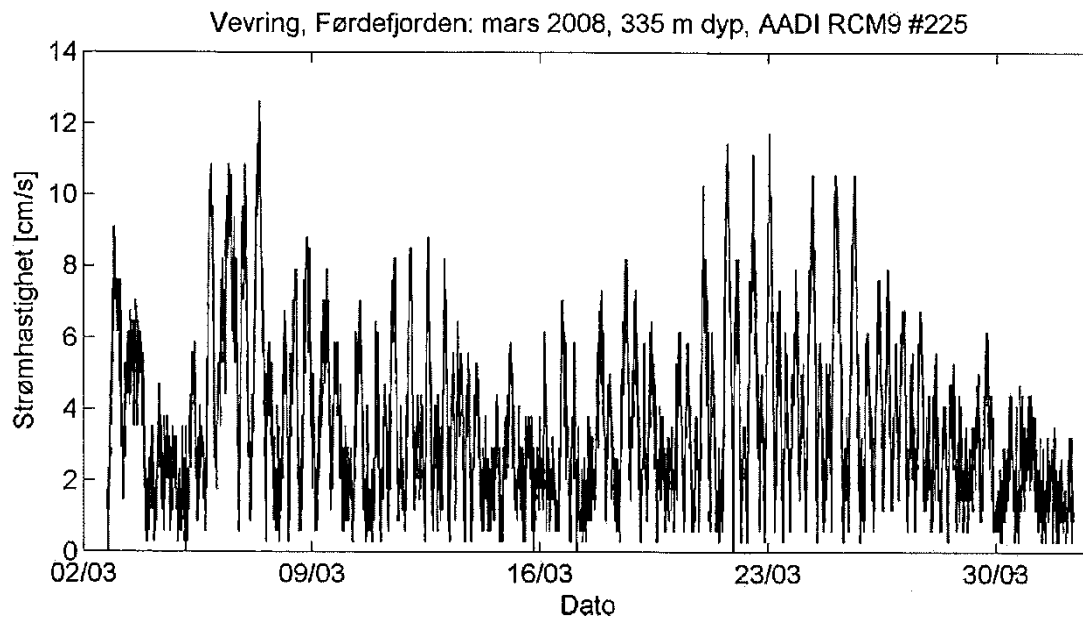
Yrkefjorden er ulik andre fjorder i og med at den munner ut mot øst. Det er derfor vanskelig å si hvor representative målinger fra andre fjorder er for Yrkefjorden, men fremstillingen for Førdefjorden gir i alle fall et utgangspunkt for simulering av spredning i dypere sjikt og nær bunnen.

Strømmen i overflaten er nok tidvis betydelig sterkere enn ved bunnen. Noe forurensning (olje) vil spre seg på overflaten, der forholdene kan være styrt av vind i situasjoner med merkbar vind. Strømhastighet på 1 m/s (2 knop) i perioder er ikke urealistisk for dette tynne sjiktet.

For litt dypere sjikt er 50 cm/s en sannsynlig/realistisk verdi for dimensjonering/beregning.



Figur 19. Strømhastighet og -retning i Førdefjorden i Sunnfjord i mai 2008, 305 m dyp, 35 m over bunnen.



Figur 20. Strømhastighet målt i Førdefjorden i Sunnfjord på 335 m dyp, like over bunnen, i mars 2008.

Tabell 8. Eksempel på målte strømverdier nær bunnen i en dyp fjord, Førdefjorden (NIVA rapport 5662-2008).

Periode 1: 04.09-04.10.2007								
Måledyp [m]	Instrument ID	Minimum strøm	5 %-strøm	Middelstrøm	95 %-strøm	Maks. strøm	Residualstrøm	Residualretning
335 m	RCM9 # 225*	0,0	0,59	1,87	3,81	7,63	0,17	159,2
305 m	RCM9 # 1346	0,0	0,29	1,92	4,11	7,33	0,48	267,7
Periode 2: 02.03-01.04.2008								
Måledyp [m]	Instrument ID	Minimum strøm	5 %-strøm	Middelstrøm	95 %-strøm	Maks. strøm	Residualstrøm	Residualretning
335 m	RCM9 # 225	0,0	0,59	3,49	7,92	12,61	0,78	252,8
305 m	RCM9 # 1346	0,0	0,59	3,35	7,63	12,91	0,12	258,6
Periode 3: 30.04-30.05.2008								
Måledyp [m]	Instrument ID	Minimum strøm	5 %-strøm	Middelstrøm	95 %-strøm	Maks. strøm	Residualstrøm	Residualretning
335 m	RCM9 # 225*	0,0	0,29	1,64	3,52	4,99	0,26	36,3
305 m	RCM9 # 1346	0,0	0,59	2,89	7,04	10,56	2,35	92,6

4.4.2 Varighetsanalyse av bunnstrøm

For å få et bilde av hvordan stabilitet og variasjon i strømmen ved bunnen kan være har vi kjørt en såkalt varighetsanalyse på data fra Førdefjorden, mars 2008 (**Figur 20**). Varighetsanalyse supplerer andre metoder for tidsserieanalyser. Den er ulik wavelet-analyse og spektralanalysen. Sistnevnte vektlegger periodisitet av fenomener, samt fenomenets styrke (amplitude). Varighetsanalysen vektlegger varighet av - og antall perioder - av gitte fenomener, f.eks. perioder med temperatur under frysepunktet, eller med strøm under 3 cm/s, eller strøm med retning konstant innenfor et gitt retningsintervall. For detaljer, se for eksempel NIVA rapport Lnr 3709.

I foreliggende prosjekt kan slike analyser ha verdi for eksempel hvis det er visse maksimumsgrenser for strøm som ikke må overskrides under en operasjon (som dykking), og en kan finne hvor lange

perioder en kan regne med for strøm under denne verdien. Videre kan en finne hvor mange/lange perioder strømmen vedvarende ligger over gitt hastighet (relevant for spredning av forurensning).

Resultat for den nevnte 1 mnd lange måleserien er vist i **Tabell 9** (strømhastighet) og **Tabell 10** (strømretning). Vi dveller ikke for mye ved diskusjon av resultatene siden de er for en annen fjord enn Vats/ Yrkefjorden.

For strømhastighet (**Tabell 9**) fremgår bl.a. at perioder med vedvarende strøm under 6 cm/s i styrke i middel varer i 284 minutt (mpu), tilsv. ca. 4.5 time. D.v.s. at etter en slik periode vil strømmen kortvarig være sterkere enn 6 cm/s. Lengste periode (lpu) med strøm under 6 cm/s var i dette tilfellet 64 timer (nesten 3 døgn). Svak strøm, < 2 cm/s, framtrer hyppig men i kortere perioder, inntil 5.2 timer, før den kortvarig (mpo, 78 minutt) ligger over 2 cm/s.

Retningsstatistikken (**Tabell 10**) viser tilsvarende verdier for varighet av perioder den aktuelle måneden med strøm konstant innenfor gitt retningsintervall. Det var flest perioder med strøm i retning NE og NV-V. Som eksempel fremgår det at strøm sentrert rundt retning 255° i middel varte 23 minutter, mens lengste periode i denne sektoren var 3.2 timer.

Tabell 9. Resultater av varighetsanalyse for **strømhastighet** for måleserie i mars 2008 i Førdefjorden på 335 m dyp. Øverst, prosentvis fordeling og varighet av perioder. Nederst, tabell med antall perioder med gitte hastighet/varighetsverdier.

Middelfart = 3.49 Fmax = 12.61 Varians = 5.08 cm/s
 Antall målinger = 4275 Tilsvarende 712.5 timer eller 29.7 Dager
 Finner lengda av perioder der farta er mindre enn eller lik gitt fart
 Fart : Mindre enn eller lik
 Antall : Antall registreringer mindre enn eller lik gitt fart
 Prosent : Det prosentvise bidraget til antall
 Perioder: Ant. registreringer med fart mindre/lik fordeler seg over
 mpu : Midlere periodelengde (min/timer) med fart mindre enn/lik "Fart"
 lpu : Lengste periode (timer) med fart mindre enn/lik gitt fart
 mpo : Midlere periodelengde (min) (timer) med fart større enn gitt fart
 lpo : Lengste periode med fart større enn gitt fart

Fart	Antall	Prosent(%)	perioder	mpu(m)	(t)	lpu(t)	mpo(m)	(t)	lpo(h)
1.10	427	9.99	275	16	0.26	1.7	140	2.33	27.17
1.50	930	21.75	393	24	0.39	3.8	85	1.42	24.00
2.00	1206	28.21	392	31	0.51	5.2	78	1.30	15.67
4.00	2783	65.10	230	121	2.02	30.8	65	1.08	12.00
6.00	3667	85.78	129	284	4.74	64.0	47	0.79	6.00
8.00	4085	95.56	50	817	13.62	161.2	38	0.63	4.00
10.00	4227	98.88	21	2013	33.55	326.2	23	0.38	1.67
15.00	4275	100.00	1	42750	712.50	712.5	0	0.00	0.00
20.00	4275	100.00	1	42750	712.50	712.5	0	0.00	0.00

Varighetsmatrise, X-akse: strømfart, Y-akse: varighet av perioder (minutt).

****	*1.1*	*1.5*	*2.*	*4.*	*6.*	*8.*	*10*	*15*	*20*	*25*	*30*	*35*	*40*	*45*	*50*	*55*	*60cm/s
10	187	206	183	84	44	15	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
20	60	64	62	31	16	7	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
30	10	49	44	19	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
40	10	23	22	7	6	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
50	4	20	21	2	8	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
60	1	15	13	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
70	2	2	9	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
80	0	4	10	2	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
90	0	2	8	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
100	1	2	4	4	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
110	0	3	3	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
120	0	1	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
130	0	0	1	5	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
140	0	0	0	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
150	0	1	3	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
160	0	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
170	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
180	0	0	0	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
190	0	0	0	6	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
200	0	0	0	4	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
210	0	0	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
220	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
230	0	1	0	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
240	0	0	0	3	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
250	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
260	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
270	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
280	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
290	0	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
300	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
310	0	0	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
320	0	0	0	2	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
330	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
340	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
350	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
360	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
370	0	0	0	16	30	17	12	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0

Tabell 10. Resultater av varighetsanalyse for **strømretning** fra måleserie i mars 2008 i Førdefjorden på 335 m dyp.

Finn lengda av perioder der strømmen er i gitt sektor
 Retning : i sektor
 Antall : Antall registreringer i sektor
 Prosent : Det prosentvise bidraget til antall
 Perioder: Antall perioder "antall" fordeler seg over
 mps : Midlere periodelengde (min) (timer) i sektor
 lpu : Lengste periode (timer) i sektor
 mpo : Midlere periodelengde (min) (timer) utenfor sektor
 lpo : Lengste periode utenfor sektor

Retning	Antall (%)	perioder	mps(m)	(t)	lpu(t)	mpo(m)	(t)	lpo(h)		
15	76	1.78	65	12	0.19	0.5	646	10.77	83.17	15
45	155	3.63	122	13	0.21	0.7	338	5.63	64.00	16
75	500	11.70	269	19	0.31	1.7	140	2.34	23.83	17
105	740	17.31	329	22	0.37	3.5	107	1.79	31.67	18
135	296	6.92	214	14	0.23	1.0	186	3.10	31.67	19
165	139	3.25	116	12	0.20	0.7	357	5.94	43.83	20
195	134	3.13	108	12	0.21	0.7	383	6.39	35.17	21
225	243	5.68	175	14	0.23	1.0	230	3.84	52.33	22
255	949	22.20	414	23	0.38	3.2	80	1.34	21.50	23
285	852	19.93	358	24	0.40	2.3	96	1.59	19.50	24
315	126	2.95	100	13	0.21	0.7	415	6.91	70.17	25
345	65	1.52	59	11	0.18	0.3	714	11.89	91.17	26

4.5 Sjikting i sjøen

Vatsfjorden og Yrkefjorden er moderat sjiktet. Utslipp av tungt vann/partikler i overflaten vil i noen grad kunne bremses av sprangsjiktet noen meter nede, slik at den horisontale spredningen vil øke noe i forhold til situasjon med svak lagdeling.

Sjiktingen vil være tidsavhengig, svak om vinteren og utover våren, sterkere resten av året.

4.6 Isforhold

Dette er ikke berørt i utredningen.

4.7 Beregninger for utslipp til sjø

4.7.1 Modellering og forutsetninger

I det foregående har vi gjort rede for de viktigste parameterne som bestemmer spredning og influensområde for et utslipp:

- Mengde og varighet for utslippet
- Kjemisk/fysisk karakteristikk for utslippet
- Tid/sesong for utslippet
- Geografisk lokalitet
- Dyp for utslipp
- Strømforhold, karakteristikk, variasjon

- Vind
- Sjikting
- Dybdeforhold i området

Vi har for liten detaljkunnskap om forholdene inne i Vatsfjorden og ute i Yrkefjorden til å kunne gjøre kvalifisert vurdering av forskjellen i miljøforhold mellom de to fjordene. Vi har simulert for tilfeller som er relevante for begge lokaliteter, og så vurdert/diskutert evt. justeringer og tilpassing av resultatene til hver lokalitet.

Utslippsmengdene det er snakk om, gir ekstremt små flukser. 50 g krom over 8 timer gir 1.7 mg krom pr sekund. Dette vil kunne være rene partikler, eller en form for suspensjon med delvis løste metaller. Modellen er for utslipp av væske i væske. Utslippsvæsken kan inneholde partikler. For partikkelutslipp må vi dermed gjøre antakelser om at det skjer en viss initialfortynning i sjøvann, slik at det kan omregnes til en væskefluks ved utslippspunktet. Blir fluksen for liten får modellen problemer. Vi har balansert dette opp mot ulike stofflukser, slik at beregningene ikke stoppet opp.

Strømmen er antatt 100 cm/s i overflata, 50 cm/s i midtsjikt og 20 cm/s nær bunnen (se kapittel 4.4.1.).

Konsentrasjoner av noen aktuelle utslippskomponenter er simulert med modellen CORMIX-GI. CORMIX er opprinnelig utviklet for EPA i USA, og senere gjort bedre tilgjengelig via DOS til Windows. Modellen har en modul, CORMIX3, for simulering av overflateutslipp i tillegg til moduler for simulering av dykket utslipp.

I analysen for AFDO er CORMIX3 forenklet ved å anta at utslippet kommer fra et begrenset område (punkt) i sjøen (ved installasjonen), et "utslippspunkt" med begrenset/liten utstrekning (**Figur 21**). Vi har antatt en momentan initialfortynning i et mindre sjøvannsvolum, som så sprer seg videre.

De fleste hendelsene vil innebære utslipp av lette væsker, som vil bli delvis blandet inn i overflatevannet, antatt øverste 1-2 m i nærsonen.

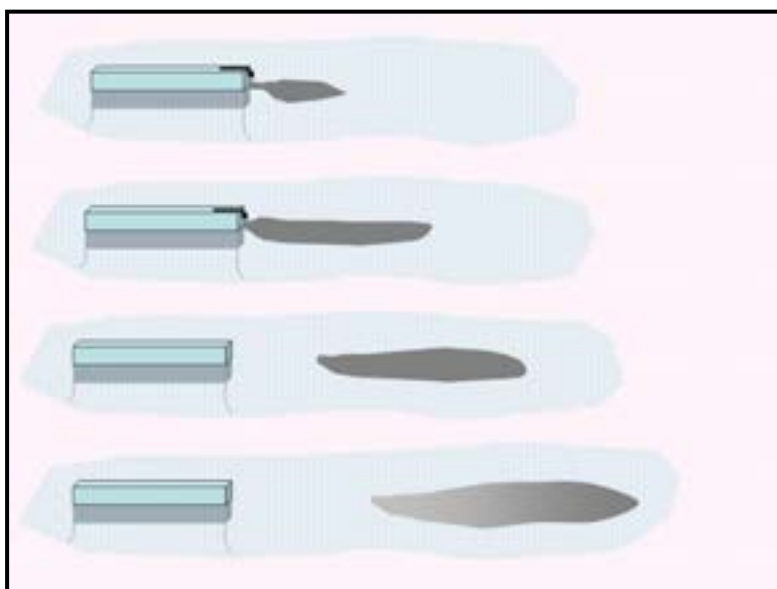
Tabell 11 viser et generisk eksempel på inngangsparametere til CORMIX.

Overflatestrømmen er parameterisert i henhold til omtalen i kapittel 2. Aktuelle flukser, total mengde og varighet av episoder har utgangspunkt i **Tabell 5**.

De fleste av de skisserte hendelsene innebærer kortvarige utslipp. I slike tilfelle vil forurensningen først danne flak som henger sammen med installasjonen. Etter at utslippet har stanset vil flaket rive seg løs og drive med strømmen mens fortynning og eventuelt fordampning/nedbrytning trer inn (**Figur 22**).



Figur 21. Kart med det aktuelle reguleringsplanområdet. De oransje sirklene indikerer posisjon for plassering av konstruksjoner som skal demonteres. Demontering av stålunderstell vil også kunne foregå inne ved land utenfor industriområdet i Raunesvika.



Figur 22. Prinsippskisse av kortvarig utslipp. Etter en viss tid vil utslippet stanse og flaket/utslippsskyen driver bort fra installasjonen med strømmen mens det gradvis endrer karakter og blir fortynnet.

Tabell 11. Inngangsparametere brukt i modelleringen med CORMIX.

Ambient parameters	Discharge parameters
Cross-section = unbounded	Submerged Single Port Discharge
Average depth HA = 40 m	Nearest bank = right
Depth at discharge HD = 30 m	Distance to bank DISTB = 150 m
Ambient velocity UA = 0,05 m/s	Port diameter D0 = 0,4 m
Darcy-Weisbach friction factor F = 0,2297	Port cross-sectional area A0 = 0,1257 m ²
Calculated from Manning's n = 0,1	Discharge velocity U0 = 0,48 m/s
Wind velocity UW = 7 m/s	Discharge flowrate Q0 = 0,06 m ³ /s
Stratification Type STRCND = A	Discharge port height H0 = 2 m
Surface density RHOAS = 1.025 kg/m ³	Vertical discharge angle THETA = -30 deg
Bottom density RHOAB = 1.027 kg/m ³	Horizontal discharge angle SIGMA = 75 deg
	Discharge temperature (freshw)=15 degC
	Corresponding density = 1070.1 kg/m ³
	Density difference = -45 kg/m ³
	Buoyant acceleration GP0 = 0,2652 m/s ²
	Discharge concentration C0 = 1.000 ppm
	Surface heat exchange coeff. KS = 0 m/s
	Coefficient of decay KD = 0 /s

4.7.2 Resultat for noen scenarier

Resultater for et utvalg mulige utslippssituasjoner er vist i **Tabell 12**. De viser fortykning i forhold til en utgangskonsentrasjon av et aktuelt stoff. Denne konsentrasjonen vil være ulik for hver hendelse slik det er vist i **Tabell 13**.

Tabell 12. Resultat for fortykningsberegninger for noen utslippssituasjoner og typiske fortykningsfaktorer ved realistisk variasjon av utslippsfluks. Maksimum tid (minutt) til den angitte avstand, på basis av typiske strømhastigheter på hvert dyp, er gitt i parentes. Senterfortyning er fortykning i sentrum av utslippsplumen, den er større i periferien av denne.

Situasjoner	Tekst	Dyp, m	Senterfortyning (X) i avstand		
			100m	200m	500m
1	Utslipp i overflaten, lett komponent, strøm 1 m/s	0-2 m	550 (2)	950 (<5)	2500 (<10)
2	Utslipp i overflaten, tung væske/partikler, strøm 1 m/s	5-20 m	620 (2)	1200 (<5)	2800 (<10)
3	Utslipp nede i sjøen (50m), lett væske, strøm 0,5 m/s	40-50 m	700 (<5)	1300 (<10)	>3000 (<20)
4	Utslipp nede i sjøen, tung væske/partikler, strøm 0,5 m/s	50-65 m	600 (<5)	1300 (<10)	>3000 (<20)
5	Utslipp ved bunnen, lett væske, strøm 0,2 m/s	0-20 m o.b.	500 (<10)	1100 (<20)	2900 (<60)
6	Utslipp ved bunnen, tung væske/partikler, strøm 0,2 m/s	Langs b.	400 (<10)	850 (<20)	2600 (<60)

4.8 Influensområde med risiko for toksiske effekter

Ut fra utslippsmengde og varighet i **Tabell 5**, er det i **Tabell 13** beregnet hva konsentrasjonen i sjøvannet vil være umiddelbart etter utslipp. Her har vi tatt utgangspunkt i at det aktuelle stoffet blandes umiddelbart inn i et vannvolum med fluks på 500 l/sek (over en flate på 0,1 x 0,1 m i en vannmasse som passerer med en midlere strømhastighet på 50 cm/s). For biocider, korrosjonshemmere og glykol har vi brukt forventet konsentrasjon ved utslipp oppgitt av AFDO. Ut fra forventet bakgrunnsnivå av samme stoff i sjøvannet har vi så i samme tabell beregnet hvor stor fortykning som må til for at sjøvannskonsentrasjonen av stoffet skal bli lavere enn PNEC, dvs. at det ikke lenger er risiko for toksiske effekter av stoffet.

Tabell 13. Angitte utslippsmengder, varighet, konsentrasjonsbidrag av stoffer umiddelbart etter utslipp og fortykningsbehov for å nå PNEC for alle utslippssituasjonene vist i **Tabell 5**. NORM er ikke tatt med i tabellen siden vurdering av fortykning i forhold til toksisitet ikke er relevant.

Stoff	Utslippsmengde (g)	Varighet timer	Konsentrasjonsbidrag ved utslipp µg/l	Nivå i sjø µg/l	PNEC µg/l	Påkrevd fortykningsfaktor	Avstand til PNEC m
Bly	50	8	3,47	0,05	2,2	2	0
Sink	200	8	13,89	1,5	2,9	10	2
Krom	50	8	3,47	0,2	3,4	1	0
Hg	0,1	120	0,00046	0,001	0,048	0	0
PCB-maling	0,01*	8	0,00007	0	0,1	0	0
PCB-olje (trafo)	10000**	0,4	1,39	0	0,1	15	2
PCB (i armatur)	14***	0,4	19	0	0,1	194	35
Etylenglykol	55000	0,4	76389	0	860	90	16
Etylenglykol	11100	0,4	15417	0	860000	0,0	0
Etylenglykol fortennet	15000000	0,4	20833333	0	860000	24,2	4
Giolje	10000	0,4	13889	0	100000	0	0
Hydraulikkolje	44000	0,4	61111	10	100000	1	0
Hydraulikkolje	880	24	20,37	10	100000	0	0
Hydraulikkolje	8800	0,4	12222	10	100000	0	0
Diesel	80000	0,4	111111	10	200	600	104
Diesel	4000	0,4	5556	10	200	30	5
Råolje	40000	0,4	55556	10	50	1400	248
Biocid	100	0,4	1000	0	10	100,0	18
Korrosjonshemmer	100	0,4	1000	0	10	100,0	18

* som maling

** som olje

*** som ren PCB

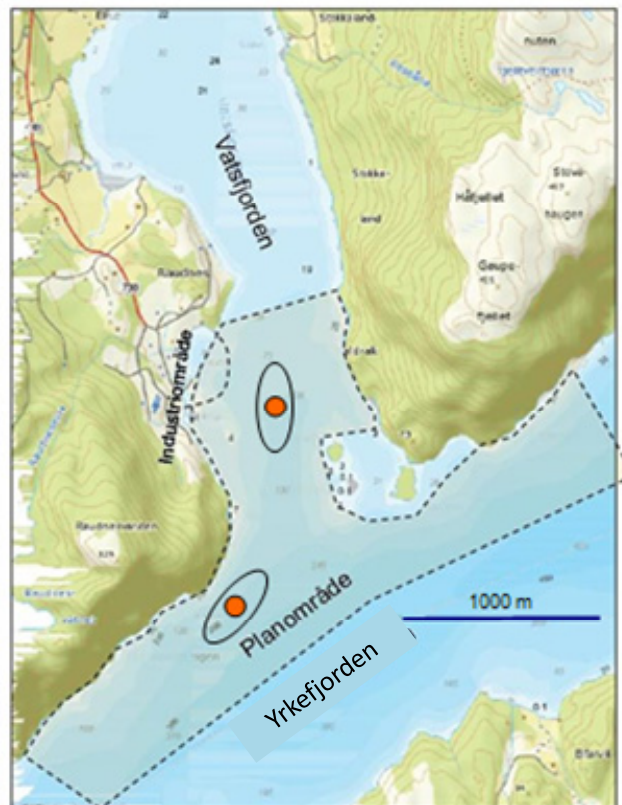
Tabell 13 viser at i de aller fleste hendelsene vil PNEC nås innen en avstand av 100 m (minimum 400 x fortykning). Et utslipp av 100 liter dieselolje ved demontering av dekkstutstyr vil nå PNEC etter ca. 600 x fortykning, dvs. innen en avstand på litt over 100 m. Største influensområde finner vi for et utslipp av 50 liter råolje ved demontering av prosessutstyr. Her kan man regne med at influensområdet vil kunne strekke seg ut til mellom 200 og 250 m. Dette forutsetter imidlertid at all råoljen blandes inn i sjøvannet, noe som er lite realistisk. Vi kan anslagsvis regne at maksimalt 10 % av oljen blandes ned i vannet i løpet av det første døgnet, dvs. at mesteparten av oljen blir liggende som et oljeflak. I et slikt

tilfelle vil ønsket fortytning oppnås innen 100 m avstand. Hvis vi regner at mesteparten av et råoljeutslipp på 50 liter blir liggende på overflaten med en typisk flaktykkelse på 0,01 mm, vil flaket dekke et areal på ca. 5000 m², dvs. tilsvarende en flate på 50 x 100 m.

Samlet inntrykk er at effekter av uhellsutslippene som potensielt kan skje, vil begrense seg til kortere avstand enn ca. 200 m fra utslippspunktet. Influensområdene vil strekke seg ut nedstrøms utsleppet, under forutsetning bl.a. av at strømmen er vedvarende i samme retning. Dette er realistisk å forvente for de utslippene som krever størst fortytning, da alle disse er kortvarige (ca. 15 minutter). Sidevegs vil en utslippssky eller -flak være ca. 50-70 m bredt, m.a.o. det er medstrøms-dimensjonen som er viktigst. I **Figur 23** er det maksimale influensområdet for toksiske effekter illustrert ved hvert av de to utslippspunktene som er brukt i spredningsmodelleringen.

Tiden det tar for et utslipp å nå grensen for dette influensområdet er fra 5 til 20 minutter. Dette vil også være den tiden organismer i vannet kan bli eksponert for konsentrasjoner over PNEC.

Dette anslaget er på flere måter konservativt. I beregning av influensområde er senterfortynningen i **Tabell 12** lagt til grunn. Siden fortytningen i utkanten av utslippsskyen er høyere, vil virkelig fortytning være omtrent 50 % større enn det som er anvendt i tabell. Videre gjelder PNEC-verdiene for toksisitet for vedvarende eksponering (kronisk), mens hver hendelse har varighet på maksimum 5 døgn, de fleste mye kortere (**Tabell 13**). PNEC for akutt toksisitet av de samme stoffene varierer fra stoff til stoff, men er gjerne en faktor 2 - 10 høyere eller mer. Det bør derfor være en rimelig trygghet for at det angitte influensområdet for toksiske virkninger ikke er underestimert.



Figur 23. Utstrekning av et influensområde med avstand ca. 200 m i hovedstrømretning og ca. 70 m i øvrige retninger, rundt hver av de to utslippsposisjonene brukt i spredningsmodelleringen.

5. Konsekvenser for naturmiljø og ressurser

5.1 Influensområder

Området der forventet konsentrasjon av et eller flere av utslippsstoffene vil være høyere enn PNEC, er vist i **Figur 23**. Innenfor dette området vil ett eller flere av stoffene utgjøre en risiko for toksiske effekter på marine organismer. Maksimal eksponeringstid for organismer innenfor influensområdet er meget kort i forhold til de eksponeringstidene som ligger til grunn for PNEC-verdiene. Bortsett fra for et kvikksølvutslipp, som allerede i utgangspunktet har for lav konsentrasjon til å være toksisk, er eksponeringstiden maksimalt ca. 8 timer.

Influensområdet for en enkelt av de oppgitte uhellshendelsene er lite, under 1,5 % av arealet i planområdet og omtrent tilsvarende i forhold til arealet i hele Vatsfjorden. Ingen av influensområdene som er vist har en utstrekning som gjør at de treffer land, men dette kan skje hvis aktiviteten foregår nærmere land enn det som er vist i **Figur 23**.

Ved hendelser som omfatter utslipp av olje er det risiko for at et oljeflak driver i land. Sted for stranding vil være avhengig av strøm og vindretning, og kan ikke fastslås på forhånd. Kraftig vind og strøm kan føre et flak langt av gårde, men vil samtidig stykke opp flaket og gjøre at mer olje blandes ned i sjøen. Det er derfor lite sannsynlig at oljen vil være synlig mer enn noen km unna utslippspunktet. Med den utstrekningen av oljeflak som er forventet, bør man kunne anslå at en strandstrekning der synlig olje driver i land neppe vil være lenger enn 200-500 m. Der strandsonen er svaberg, som dominerer i området, kan man forvente at varigheten av et slikt påslag vil være kort, i størrelsesorden dager. I mer beskyttede områder må man regne med at det kan være synlig olje i noen uker, først og fremst som skimmer på vannoverflaten nær land.

5.2 Potensielle effekter av utslippsstoffene på villfisk og oppdrettsfisk

Metaller

Giftighet av metaller for fisk er generelt sett lavere i sjøvann enn i ferskvann. Det er sammensatte årsaker til dette, men vannets hardhet og spesielt vannets innhold av kalsium virker beskyttende.

Basert på opplysningene fra AFDO vil det kunne spres følgende metaller: sink, krom og kvikksølv. Kobber er ikke nevnt spesifikt, men ettersom dette metallet inngår i en rekke legeringer er det etter vår oppfatning ikke usannsynlig at også dette metallet kan spres sammen med de øvrige.

For fisk i åpne oppdrettsanlegg vil risikoen knyttet til giftighet av metaller ha størst betydning for fiskens velferd og overlevelse, og i mindre grad være knyttet til matvaresikkerhet på det ferdige produktet. Dette har sammenheng med at fisken i et sjøanlegg føres med kommersielt fôr, og dermed ikke utsettes for metaller som måtte være oppkonsentrert i næringskjeden på lokaliteten.

Basert på beregningene i **Tabell 13** er det ikke sannsynlig at konsentrasjonen av metallene kan komme opp i konsentrasjoner som kan gi kroniske eller akutte effekter på fisk i fjordsystemet.

PCB

Effekter av PCB er, som tidligere nevnt, først og fremst at de kan akkumuleres i fisk og skaldyr. Forhøyede konsentrasjoner av PCB i oppdrettsfisk har periodevis hatt omfattende medieoppmærksomhet. Dioksin og dioksinlignende PCB er forurensningsstoffer som man finner i de fleste fete matvarer, men de høyeste nivåene er funnet i marine matvarer, inkludert laks. EUs grenseverdier for summen av dioksin og dioksinlignende PCB er satt til 8 pg TEQ/g for fisk. Basert på

data fra NIFES viser de nyeste analysene av norsk oppdrettslaks gjennomført i 2004 et gjennomsnitt på 1,7 pg TEQ med høyeste enkeltverdi på 2,7 pg TEQ/g, dvs. langt under grenseverdien.

Uavhengig av en faglig diskusjon omkring hva som er sikre grenseverdier for PCB i fisk, er det enighet om at kilden til dette ikke er vann, men hva som tilføres gjennom føret – basert på oppkonsentrering i næringskjeden.

Influensområdet for søl av gammel maling, og PCB i lysarmaturer og vinduer og trafoolje vil være begrenset til noen titalls meter fra et utslippspunkt. Det vil bare være en risiko for opptak av PCB dersom et utslipp sammenfaller i tid med åpen transport av slaktefisk i brønnbåt. Eksponeringstiden vil likevel være så kort at risiko for akkumulering er ubetydelig.

Etylenglykol

Anses som lav risiko ettersom giftigheten er lav, og influensområdet med konsentrasjoner som kan påvirke fisken vil være lite.

Olje

- Hydraulikkolje
- Dieselolje
- Råolje
- Transformatorolje
- Girolje

Vi anser eventuell risiko hovedsakelig til å være knyttet til transport av levende fisk forbi et punktutslipp og dermed påvirkning av slaktefiskens kvalitet. Større uhellsutslipp, som imidlertid ikke forventes fra aktiviteten, vil kunne tilgrise nøter og tauverk på sjøanlegg.

Biocider og korrosjonshemmere

Nødvendig fortykning for å oppnå PNEC skjer innen ca 20 m avstand fra utslippspunkt. Stoffene forventes heller ikke å være bioakkumulerende, så risikoen for effekter er ubetydelig.

Betong

Utslipp av fersk betong er ikke inkludert i AFDO sin liste over aktuelle utslippshendelser, men siden det etter planene kan være aktuelt å støpe skaftene til vindturbiner i sjøen, ved bruk av lekter med blandeverk på lekter, har vi valgt å inkludere en vurdering av søl av sement, spesielt på fisk. Når en blander sement i vann, vil vannets pH øke, noe som kan ha en toksisk effekt på livet i vann. Dette er beskrevet tidligere bl.a. i Traaen og Berge (1999) og av Kruuse-Meyer og Rabben (2005) for ferskvann. I sjøen er dette langt mindre problematisk ettersom sjøvann har en langt bedre bufferkapasitet. Økningen i pH vil derfor være ubetydelig.

Effektene av partikkelspredning på fisk i sjø er detaljert gjennomgått i en tidligere rapport til AFDO (Johnsen og Dale 2009). Hovedkonklusjonen er at fisk kan påvirkes av suspenderte uorganiske partikler både direkte og indirekte, og litteraturen beskriver både letale (dødelige), subletale (ikke dødelige) og adferdsmessige effekter. Newcombe & Jensen (1996) har modellert følgende grenseverdier for dødelighet hos juvenil og voksen laksefisk :

- Eksponeringstid 1-7 timer, dødelighet ved henholdsvis >22.000 og >3.000 mg/l
- Eksponeringstid 1-6 dager, dødelighet ved henholdsvis >3.000 og >400 mg/l

Partikkelspredning fra sementsøl vil bare ha betydning inne i selve Vatsfjorden eller for fisk i åpen brønnbåt som skal passere et utslippspunkt. Laksesmoltet vil på grunn av størrelsen være det mest sensitive stadiet, men også yngel av marine arter som skal transporteres med brønnbåt vil kunne være utsatt.

5.3 Konsekvenser for fiskeressurser og fiskeriaktivitet

5.3.1 Gytefelt, oppvekst og beiteområder

De angitte influensområdene vil geografisk kunne overlappes gyte-, oppvekst- og beiteområder for fisk beskrevet i kapittel 2.4.1. Det er ikke grunnlag for å beregne grad av overlapping, men selv om den er fullstendig vil et influensområde bare komme i konflikt med en liten andel av de gyteområdene som er registrert i **Figur 7**. Det er ingen informasjon som indikerer at gyteområdene nær posisjonene for plassering av installasjoner i sjø er viktigere enn resten av gyteområdene, og siden eksponeringen fra et utslipp også vil være kortvarig anser vi det som lite sannsynlig at et utslipp vil ha påvisbar innvirkning på gyting og oppvekst av lokal fisk. Konsekvensene av overlapping med beiteområder for sei som omfatter hele fjordområdet (**Figur 8**) anser vi som ubetydelige.

Det kan ikke utelukkes at konstruksjoner i sjøen vil tiltrekke seg fisk som derved kan bli mer eksponert til stoffer fra et uhellsutslipp enn lokal fisk i sin alminnelighet. Det er lite trolig at den kortvarige eksponeringen vil gi skader av betydning på slik fisk, men i så tilfelle vil dette ramme en så liten del av en bestand at den vil være ubetydelig for ressursen.

5.3.2 Fiskeaktivitet

Det er en viss risiko for at influensområdet for potensielle utslipp fra installasjoner i Vatsfjorden kan komme i konflikt med låssettingsplassen på østsiden av munningen (**Figur 9**). Siden låssatt fisk ikke kan slippe unna vil eksponeringstiden være viktig. Lengste varighet av et utslipp er forventet å være 5 døgn for utslipp av kvikksølv, men beregnet konsentrasjonsøkning er liten og sjøvannet vil i praksis ha bakgrunnsnivå av kvikksølv noen titalls meter fra utslippspunktet. For de andre stoffene er eksponeringstiden for kort til at effekter på låssatt fisk er sannsynlig.

Influensområdet for potensielle utslipp fra aktivitet i Yrkefjorden overlapper helt med området der det drives fiske med aktivt redskap (**Figur 10**) som i praksis er hele fjorden ut til Krossfjorden. Delarealet som påvirkes er derfor svært lite og bør i seg selv ikke hindre fiske mer enn den fysiske tilstedeværelsen av installasjonene. Man kan likevel ikke se bort fra at fiskeaktiviteten, spesielt fritidsfiske, vil være større nært installasjonene dersom disse tiltrekker seg fisk og at man derfor kan risikere å fange fisk som har blitt eksponert for et utslipp. Sannsynligheten er svært liten for at fisken skal akkumulere fremmedstoffer fra et uhellsutslipp og at dette skal ha helsemessig betydning ved konsum av lokal fisk.

Det er en viss risiko for at bruken av arbeidslys på installasjonene vil kunne tiltrekke seg fisk og at dette kan skape ulempe for fiskeriaktivitet i området rundt, spesielt lysfiske. Det er svært vanskelig å forutsi i hvilken grad lysbruk tiltrekker seg fisk. Omfanget vil kunne anslås når aktiviteten er i gang, og dersom det er av betydning, bør begrensende tiltak vurderes.

Fiske med passivt redskap foregår blant annet i Vatsfjorden og langs land i store deler av fjordsystemet (**Figur 10**). Fisk og skalldyr (hummer, krabbe) stående i garn, ruser eller teiner kan bli kortvarig eksponert for stoffer fra et uhellsutslipp, men en eventuell akkumulering under slike korte episoder vil være for lav til å helsemessig betydning ved konsum.

Hvorvidt plassering av installasjonene i fjorden og bevisstheten om at uhellsutslipp kan forekomme vil ha innvirkning på opplevelsen av fritidsfiske og derved redusere aktiviteten, er ikke tatt med i vurderingen. Det er heller ikke vurdert hvorvidt arbeid med installasjoner i fjorden kan innebære noen omdømmerisiko for fangst og omsetning av sjømat fra området. Så vidt vi forstår har ikke den nåværende virksomheten ved AF Miljøbase Vats gitt påvisbare problemer med omsetning av lokal fisk og fiskeprodukter.

5.4 Konsekvenser for akvakultur

Mulige konsekvenser for akvakultur dekker to faktorer: påvirkning av utslipp av partikler eller kjemikalier på oppdrettsanlegg i nærområdet og eventuelle skadevirkninger og ulemper knyttet til transporten av levende fisk inn og ut av fjordsystemet.

5.4.1 Virkning på akvakulturanlegg

Basert på beregningene gjort med hensyn på spredning (konsentrasjon og giftighet) er det diesel og råolje som kan fungere som verstetilfelle i forhold til å bedømme influensområdet for akuttutslipp. Et råoljeutslipp vil fordre fortykning på 1400 x for å komme under PNEC-konsentrasjonen dersom alt blandes inn i vannmassene, og beregningene i **Tabell 13** gir en maksimal utbredelse av influensområdet på ca. 200 m fra utslippspunktet. I praksis betyr dette at ingen av de omtalte akvakulturanlegg, heller ikke de i selve Vatsfjorden (Raunes I og II samt Gåsevika), vil ligge innenfor influensområdet. Av de øvrige er det anleggene i Yrkefjorden som ligger nærmest, men ettersom disse ligger mer enn 2 km fra begge de to aktuelle lokaliseringene ansees den reelle risikoen for effekter av utslipp på akvakulturanlegg som lav

Et moment som også bør nevnes basert på erfaringer fra anleggene inne i Vatsfjorden er at manøvrering av store skip som ligger inne i fjorden kan medføre omrøring i vannmassene, og dermed også temperatursvingninger. I følge Sigmund Låte ved Raunes Fiskefarm kan disse temperatursvingningene være henimot 5°C når båtene ligger inn i fjorden. Slike raske temperatursvingninger er stressende for fisk, særlig dersom temperaturen i utgangspunktet er høy. Det landbaserte anlegget på Raunes har et vanninntak på 70-80 meters dyp, og det er likevel vist fra andre steder at propellerosjon som forårsaker påvisbar oppvirvling av bunnslam ikke forplanter seg dypere enn ca. 20 m selv for større båter (bilferger og passasjerskip). Ut fra dette er det rimelig å anta at propellturbulens svært sjelden vil kunne forplante seg helt ned til vanninntaket på 70 m.

5.4.2 Virkning på transport av fisk i brønnbåt

I dagens oppdrett kan vi skille mellom tre transporttyper; åpen transport, vekselvis åpen og lukket og helt lukket transport med brønnbåt. Transport av levende fisk medfører i seg selv store dyrevelferdsmessige utfordringer. Utfordringer med vannkvalitet ved åpen transport er knyttet til kvaliteten på det vannet man tar inn i brønnen, samt forholdet mellom biomasse og vannutskiftningshastighet. Vanligvis er dette siste aldri noe problem i en moderne brønnbåt, mens vannkvaliteten langs transportruten er viktig. Transport av fisk på åpent system i brønnbåt trenger ikke være dyrevelferdsmessig utfordrende i forhold til vannkvalitet. Unntaket er om man passerer belter med blandsongiftighet eller får kjemikalier inn i brønnen. Lukket transport kan være nødvendig ut i fra smittevernmessige forhold, men er problematisk når det gjelder dyrevelferd og vannkvalitet.

Ved transport av smolt er det viktigste at fisken har kommet fram til sjølokaliteten i en så god tilstand at den videre overlevelse og vekst i sjøen ikke påvirkes negativt. Vanngjennomstrømmingen er som regel 3-4 ganger det som benyttes i settefiskproduksjon (dvs. >100 liter/m³ brønnvolum og min). I de fleste tilfeller er vanngjennomstrømmingen alene nok til å forsyne fisken med oksygen og fjerne avfallsproduktene fra metabolismen. Unntaket kan være når båten ligger ved kai og må forsyne fisken med vann via pumpestystemer. I visse situasjoner vil det da være nødvendig å tilføre oksygen.

Ved slaktetransport er det i tillegg til fiskevelferd også viktig å sikre at fisken ikke utsettes for påvirkninger som kan redusere kvalitet dvs. forhold knyttet til slaktekvalitet eller matvaresikkerhet.

Slik anlegget til AFDO i Vats opereres i dag, har ikke virksomheten, ifølge oppdretteren på Stølsvik NØ, fysisk hindret eller forsinket brønnbåttransporter (Øyvind Bokn, pers. medd.). På grunnlag av de

foreliggende beregningene av influensområdet for fremtidig sjøvirksomhet vil det bare være et potensielt risikomoment knyttet til transport til/fra anleggene inne i selve Vatsfjorden, ikke i Yrkefjorden, og bare dersom man av en eller annen grunn skulle være nødt til å gå inn i selve influensområdet med brønnbåt. Størrelsen av dette området tilsier at passeringstiden vil være 1-3 minutter (ved 5-10 knops fart) dersom ikke andre forhold (anleggsfartøyer, manøvrering) hindrer transporten. Det bør derfor være mulig å redusere risikoen for skade på fisken til et akseptabelt minimum ved gå utenom influensområdet, eller gå med lukkede brønner i den korte tiden det tar å passere igjennom influensområdet. Erfaringen viser at slaktelaks kan transporteres lukket i 8-10 timer uten dødelighet eller forringelse av kjøttkvalitet (Halsebakk, R. pers. med.). Dette tilsier at det bør være fullt mulig å passere influensområdet for sjøvirksomheten til AFDO uten risiko for skade på fisken.

5.5 Konsekvenser for øvrige marine naturressurser

5.5.1 Sjøfugl

Toksisk virkning på fugl av stoffer som blandes ned i sjøvannet er lite sannsynlig. Største bekymring knytter seg til tilgrising av fjærdrakt ved uhellsutslipp av olje. Risikoen for dette er størst dersom olje driver i land på holmene ytterst i Vatsfjorden der viktige arter som gråhegre og fiskemåke (rødliste) hekker. Dette kan skje fra begge de to posisjonene for plassering av installasjoner. Erfaring viser at det er liten sammenheng mellom et oljespills størrelse og fugledød, så man kan ikke utelukke at en hendelse med utslipp av 50 l råolje under ugunstige forhold vil ha betydelig negativ virkning på fugl på disse holmene. Oljeflak på sjøen eller som driver i land andre steder i fjordsystemet forventes å ha liten/ingen bestandsmessig betydning. Det samme gjelder de hendelsene som omfatter diesellolje og trafoolje.

5.5.2 Marine og sjøtilknyttede pattedyr

Det er ikke registrert spesielle forekomster av oter, kystsel, eller hvalarter i influensområdet for uhellsutslipp, og risiko for skadevirkninger på pattedyr regnes som svært liten.

5.5.3 Strandsamfunn

Alger og dyr i fjæresonen og på grunt vann kan i prinsippet bli påvirket av olje som treffer land. Omfanget av effekter vil være lite siden mengde olje og forventet utstrekning av påvirket område er liten, og gjenvekstpotensialet for viktige arter er stort. Erfaring fra andre mindre oljesøl tilsier at full restitusjon vil skje innen en vekstsesong.

5.5.4 Økologiske samfunn i vannmassene og på dypere bunn

Utstrekning og varighet av en eksponering over grense for toksiske effekter er så små at det ikke er grunn til å forvente påvisbare negative effekter på algeproduksjon eller på dyrepopulasjoner i vannsøylen og på dypere sjøbunn.

5.5.5 Økologisk tilstand i forhold til vannforskriften.

Utstrekning og varighet av en enkelt hendelse tilsier at det er meget liten risiko for at den vil kunne påvirke den nåværende økologiske status i Vatsfjorden og Yrkefjorden. Hvor hyppig uhellsutslipp må forekomme for å ha en slik påvirkning over tid er vanskelig å anslå. Siden influensområdene er basert

på PNEC for kronisk belastning og fortsatt er små i forhold til fjordområdene totalt er det liten grunn til å forvente at selv meget hyppige uhell vil gi akkumulerende virkning på økologisk status.

5.6 Konsekvenser for badevannskvalitet

Miljøfaktorene som er av betydning for badevannskvaliteten er koliforme bakterier, siktedyp, pH og turbiditet. Av disse er det bare siktedyp og turbiditet som kan tenkes å bli påvirket av uhellsutslipp og i praksis bare ved søl av sement under støping av betongunderstell for vindturbiner. Dette er ikke tatt med under de hendelsene som er vurdert og vi vet derfor ikke størrelse eller varighet for like søl, noe som er viktig for å anslå partikkelfortynning og influensområde for synlig turbiditetsøkning. Dersom slike anlegg bygges i Yrkefjorden tilsier avstander og strømforhold at turbiditetsøkningen ved land vil være begrenset.

Opplevelse av badevannskvaliteten vil også kunne påvirkes av olje og løsrevet begroing som driver i land fra installasjonene. Vi kjenner ikke spesifikt til områder som benyttes til bading og annen sjønær rekreasjon, og negativ virkning er helt avhengig av viktigheten/bruken av strendene der den driver i land. Et enkeltuhell vil i verste fall kunne påvirke én sommersesong.

6. Konklusjoner og anbefalinger

Konsekvensutredningen er basert på estimat av utstrekning på det sjøområdet (volum eller areal) hvor et utslipp fortsatt gir så høye nivåer av utslippskomponentene at det er fare for toksiske effekter. Utenfor dette geografiske området, kalt influensområdet, er effekter ikke sannsynlig. Konsekvensvurderingen legger også til grunn hvor lang tid det vil ta før man oppnår ikke-toksiske konsentrasjoner ved naturlig spredning og fortykning, siden dette kan bestemme eksponeringsvarigheten.

Spredning og fortykning av utslippene baserer seg på forventet strømmønster og sjiktning i fjordområdene. Strømmønster i Vats- og Yrkefjorden er lite kjent og ikke undersøkt i forbindelse med konsekvensutredningen. Ut fra målinger i andre norske fjorder er det i fortynningsberegningene lagt til grunn typiske strømhastigheter på 1 m/sek, 0,5 m/sek og 0,2 m/sek for hhv øvre, midtre og nedre vannlag i fjordene. Sannsynlig varighet av perioder med ensrettet strøm er fra under 1 time til ca. 3 døgn. Numerisk modellering av transport og fortykning av et uhellsutslipp fra de to mest aktuelle posisjonene for plassering av installasjoner viser fortynningsfaktorer i senter av en utslippstrøm på 400 – 700 x i avstand 100 m, 850 – 1300 x i avstand 200 m og 2500 - >3000 x i avstand 500 m fra utslippspunktet. Tiden det tar før disse fortykningene oppnås vil være fra noen få minutter til en time.

Utredningen tar for seg til sammen 8 aktiviteter i sjø som i følge AFDO vil kunne forårsake uhellsutslipp. De stoffene som omfattes av disse er: marin begroing, tungmetaller inklusive kvikksølv, etylenglykol, hydraulikkolje, girolje, diesololje, råolje, polyklorerte bifenyler (PCB), naturlig forekommende radioaktive isotoper (NORM), biocider og korrosjonshemmere. For disse har AFDO oppgitt forventet utslippsmengde og varighet av utslippet. For hvert av stoffene unntatt marin begroing og NORM har undersøkelsen utledet grenseverdier for toksisitet basert på faglitteratur.

I de aller fleste hendelsene vil grenseverdi for toksiske effekter nås innen en avstand av 100 m. Største influensområde ble funnet for et utslipp av 50 liter råolje ved demontering av prosessutstyr. Her kan man regne med at influensområdet vil kunne strekke seg ut til mellom 200 og 250 m. Dette forutsetter imidlertid at all oljen blandes ned i sjøvannet, noe som er lite realistisk. Sannsynlig nedblanding første døgn er ca. 10 %, dvs at mesteparten av oljen blir liggende som et oljeflak. Ut fra dette vil ønsket fortykning i vannmassene oppnås innen 100 m avstand.

Et konservativt anslag er at effekter av uhellsutslippene vil begrense seg til kortere avstand enn ca. 200 m nedstrøms utslippspunktet og 50 – 70 m til siden for dette. Tiden det tar for et utslipp å nå yttergrensen for influensområdet er fra 5 til 20 minutter. Influensområdet tilsvarer 1,5 % av arealet i planområdet eller 1,5 % av arealet i hele Vatsfjorden. Ved hendelser som omfatter utslipp av olje er det risiko for at et oljeflak driver i land. Det er lite sannsynlig at oljen vil være synlig mer enn noen km unna utslippspunktet. Det er anslått at en strandstrekning der synlig olje driver i land neppe vil være lenger enn 200-500 m. På svaberg vil varigheten av et påslag være i størrelsesorden dager, i mer beskyttede områder uker, med synlig olje først og fremst som skimmer på vannoverflaten.

Influensområdene vil bare komme i konflikt med en liten del av gyteområdene i Vats- og Yrkefjorden. Det er ingen informasjon som indikerer at disse gyteområdene er viktigere enn resten av gyteområdene, og siden eksponeringen fra et utslipp også vil være kortvarig anser vi det som lite sannsynlig at et utslipp vil ha påvisbar innvirkning på gyting og oppvekst av lokal fisk. Effekter på beiteområder for sei ansees som ubetydelige. Konstruksjoner i sjøen kan tiltrekke seg fisk som derved får økt eksponering til stoffer fra et uhellsutslipp.

Det er en viss risiko for at influensområdet for installasjoner i Vatsfjorden kan komme i konflikt med en låssettingsplass ved fjordmunningen. Eksponeringstiden er for kort til at effekter på låsatt fisk er sannsynlig.

Fisk og skalldyr (hummer, krabbe) stående i garn, ruser eller teiner kan bli kortvarig eksponert for stoffer fra et uhellsutslipp, men en eventuell akkumulering under slike korte episoder vil være for lav til å ha helsemessig betydning ved konsum.

Registrerte akvakulturanlegg i Vats- og Yrkefjorden vil ligge utenfor influensområdene. Mulig risiko for effekter på akvakulturvirksomheten er lav og bare knyttet til transport av levende fisk i brønnbåt. Med den korte tiden det tar for eventuell transport gjennom influensområdet ansees risiko for skade på fisken som minimal og akseptabel.

Det er størst risiko for effekter på sjøfugl er dersom olje fra uhellsutslipp driver i land på holmene ytterst i Vatsfjorden der viktige arter som gråhegre og fiskemåke (rødliste) hekker. Dette kan skje fra begge de to posisjonene for plassering av installasjoner. Man kan ikke utelukke at et utslipp av 50 liter råolje under ugunstige forhold vil ha betydelig negativ virkning på fugl på disse holmene. Oljeflak på sjøen eller som driver i land andre steder i fjordsystemet forventes å ha liten/ingen bestandsmessig betydning. Risiko for skadevirkninger på marine og sjøtilknyttede pattedyr er svært liten.

Alger og dyr i fjæresonen og på grunt vann kan bli påvirket av olje som treffer land, men effektene vil være små siden forventet utstrekning og grad av påvirkning er liten og gjenvekstpotensialet for viktige arter er stor. Erfaring tilsier at full restitusjon vil skje innen en vekstsesong. Det er ikke grunn til å forvente påvisbare negative effekter på algeproduksjon eller på dyrepopulasjoner i vannsøylen og på dypere sjøbunn. Det er heller ikke sannsynlig at selv meget hyppige uhell vil gi akkumulerende virkning på økologisk status i fjordområdene.

Siktedyp og turbiditet har betydning for badevannskvaliteten og kan være en følge av uhellsutslipp og søl av sement. Avstander og strømforhold tilsier at turbiditetsøkningen ved land vil være begrenset. Opplevelse av badevannskvaliteten vil også kunne påvirkes av olje og løsrevet begroing fra installasjonene som driver i land. Et enkeltuhell vil i verste fall påvirke én sommersesong.

7. Referanser

- AFDO 2012. Miljøaspektvurdering for AF Miljøbase Vats. AFDO rapport AFDOV-50-RE-001.
- Berge, G., Pettersen R, 1982. Miljøforholdene i Vatsfjorden. Havforskningsinstituttet. *Fisken og Havet*. Serie B. 1982 Nr 1. 12 s.
- Bisson, P., Bilby, R., 1982. Avoidance of Suspended sediment by juvenile Coho salmon. North American Journal of Fisheries Management 4, 371-374.
- Breedveld, G, Källqvist, T., Oen, AMP., Ruus, A, Kibsgaard, A, Helland, A, Hylland, K, Eek, E, Bakke, T., 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. TA-2229: Klif.
- EU, 2003. Technical guidance document on risk assessment. European Commission Joint Research Centre rapp. EUR 20418 EN/2.
- Herbert, D., Richards, J., 1963. The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin. International Journal of Air and Water Pollution 7, 297-302.
- Hosseini A, Beresford N A, Brown J E, Jones D G, Phaneuf M, Thørring H and Yankovich T 2010. Background dose-rates to reference animals and plants arising from exposure to naturally occurring radionuclides in aquatic environments. Journal of Radiological Protection 30 (2010) 235–264
- Johnsen, T.M. og T. Dale. Partikkelforurensning i Vatsfjorden. 2009. NIVA-Rapport 5823 – 2009.
- Johnsen, TM., Kvassnes, AJS, Daae, KL. Vannkvalitet i Vatsfjorden i forbindelse med anløp av kranskipet ”Thialf” ved AF Miljøbase Vats juni 2010. Notat, 20. aug. 2010.
- Kruise-Meyer og Rabben. 2005. Avrenning av vann fra sprengningsarbeid. Statens Vegvesen, Vegdirektoratet Utbyggingsavdelingen. Rapportnr UTB 2005/06.
- Kvassnes AJS, Daae, KL, Bjerkeng, B, Hobæk, A. 2010b. Modellering av spredning av kloakk og prosessvann i Vatsfjorden. Notat, 20. august 2010.
- Kvassnes, A., Hobæk, A., Johnsen, T., 2011. Årsrapport for miljøovervåking rundt AF Miljøbase Vats for 2010. Løpenr OR-6113, ISBN: 978-82-577-5848-6.
- Kvassnes, A., Hobæk, A., Johnsen, T., Walday, M., Sweetman, A., Gundersen, H., Rygg, B., Brkljacic, M., Borgersen, G., 2010: Årsrapport for miljøovervåking rundt AF Miljøbase Vats for 2009. Løpenr OR-5928. ISBN: 978-82-577-5663-5.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J., & Sørensen, J. 1997. SFTs Veiledning 97:03. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. 34 s.
- Newcombe, C., Jensen, J., 1996. Impact assessment model for clear water fishes exposed to excessively cloudy water. N AM J FISH MANAGE 39, 529-544.
- Redding, J., Schreck, C., Everest, F., 1987. Physiological effects on Coho salmon and steelhead of exposure to suspended solids. T AM FISH SOC 116, 737-744.
- Robertson, M., Scruton, D., Clarke, K., 2007. Seasonal effects of suspended sediment on the behavior of juvenile Atlantic salmon. T AM FISH SOC 136, 822-828.
- Rosten, T. og T. Kristensen. 2011. Best practice in live fish transport. NIVA Rapport 6102-2011. 22. s.
- Rosten, T. Å. Åtland, T. Kristensen, B. O. Rosseland og B. Braathen. 2004. Vannkvalitet relatert til dyrevelferd. Mattilsynet/Vannkvalitet/Rapport 09.08.2004. 200440 / 11 88 67

Traaen, T. og Berge, D. 1999. Romeriksporten. Kjemiske stoffer i tunnelvannet – utover rester av tetningskemikalier. Norsk institutt for vannforskning (NIVA-) rapport 4099, ISBN 82-577-3707-0, 24 s.

Tveiten, ØF., 1999: Resipientundersøkelse i Vatsfjorden, Vindafjord kommune. RF-1999/320. ISBN: 82-490-0009-9.

Walling, D., Collins, A., McMellin, G., 2003. A reconnaissance survey of the source of interstitial fine sediment recovered from salmonid spawning gravels in England and Wales. HYDROBIOLOGIA 497, 91-108

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no