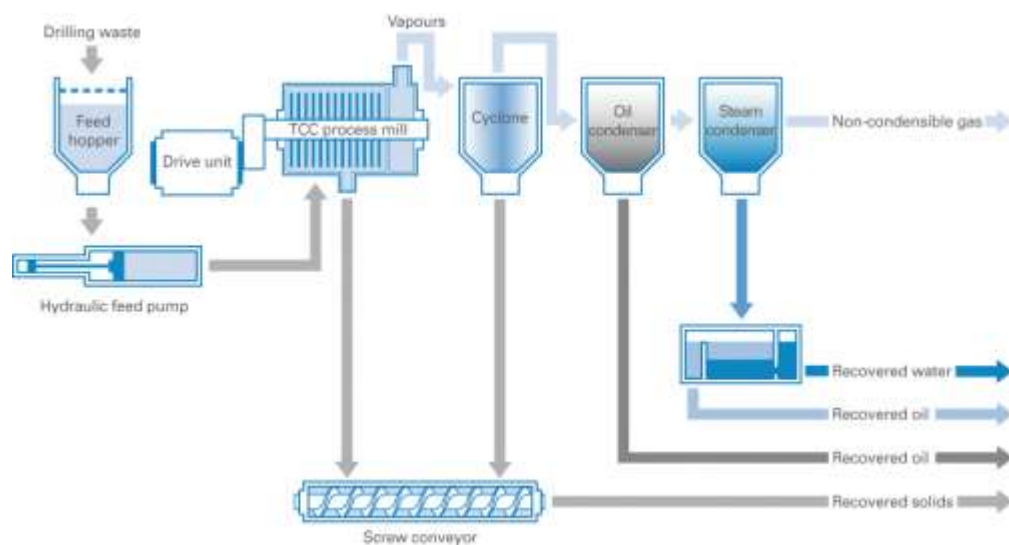


Behandlingsanlegg for boreavfall på Fjord Base, Flora kommune



Resipientvurdering

Ulla P. Ledje

Behandlingsanlegg for boreavfall på Fjord Base, Flora kommune

Resipientvurdering

Ecofact rapport: 337

www.ecofact.no

Referanse til rapporten:	Ledje, U. P. 2014. Behandlingsanlegg for boreavfall på Fjord Base, Flora kommune. Resipientvurdering. Ecofact rapport 337. 26 s.
Nøkkelord:	Botnafjorden, innlagrings- og fortynningsberegning, utslipp til sjø, oljeforurensset vann, avfallsbehandling
ISSN:	1891-5450
ISBN:	978-82-8262-334-2
Oppdragsgiver:	SAR AS
Prosjektleder hos Ecofact:	Ulla P. Ledje
Samarbeidspartnere:	Jan Nic. Langfeldt
Kvalitetssikret av:	Ole Kristian Larsen

www.ecofact.no

INNHold

FORORD	1
SAMMENDRAG	2
1 INNLEDNING	3
2 KORT BESKRIVELSE AV DET PLANLAGTE TILTAKET	3
2.1 LOKALISERING	3
2.2 BEHANDLING OG GJENVINNING AV AVFALL.....	5
2.2.1 <i>Avfallsfraksjoner</i>	5
2.2.2 <i>Anleggets kapasitet</i>	6
2.2.3 <i>Behandlingsprosessen</i>	6
2.2.4 <i>Uslipp og avfall fra behandlingsprosessen</i>	7
2.2.5 <i>Tankanlegg og transport</i>	8
2.3 UTSLIPP TIL VANN.....	8
3 BESKRIVELSE AV RESIPIENTEN	11
3.1 GENERELL BESKRIVELSE	11
3.2 MILJØFORHOLD.....	12
3.2.1 <i>Strømforhold og vannutskiftning</i>	14
3.2.2 <i>Konklusjoner fra sediment- og bunndyrundersøkelsene ved Botnastranden sør</i>	15
3.2.3 <i>Resultater fra MOM-B undersøkelsene ved Botnaneset</i>	15
4 SÅRBARE RESSURSER OG FORKOMSTER I INFLUENSOMRÅDET	15
4.1 VERNEOMRÅDER OG SÅRBARE OMRÅDER	15
4.2 FISK, FISKERIER OG AKVAKULTUR.....	16
4.3 FRILUFTSLIV	17
5 MODELLERING AV INNLAGRINGS- OG SPREDNINGSFORHOLD	17
5.1 METODE	17
5.2 RESULTATER	18
5.2.1 <i>Innlagring og fortynning</i>	18
5.2.2 <i>Plumens utbredelsen</i>	20
5.2.3 <i>Strømhastighetens betydning</i>	20
5.2.4 <i>Oppsummering</i>	20
6 UTSLIPPETS VIRKNING PÅ DET MARINE MILJØET	21
6.1 AKTUELLE STOFFERS MILJØEGENSKAPER	21
6.2 UTSLIPPETS VIRKNING PÅ RESIPIENTEN	22
6.2.1 <i>Anbefalt utslippsdyp</i>	24
7 REFERANSER.....	25

FORORD

SAR AS planlegger å etablere et nytt behandlingsanlegg for oljeforurensset væske og boreavfall på Fjord Base, som ligger på Botnaneset i Flora kommune, Sogn og Fjordane. Formålet med anlegget er å behandle boreavfallet etter prinsippet om beste tilgjengelige teknologi med tanke på størst mulig grad av gjenvinning av væsker for gjenbruk i oljeindustrien. Utslipp av rensset vann vil gå ut i Botnafjorden.

Som en del av utslippssøknaden skal det utarbeides en konsekvensutredning for tiltaket. Denne resipientvurdering utgjør et underlag til konsekvensutredningen.

Januar 2015



Ulla P. Ledje

SAMMENDRAG

SAR AS planlegger å etablere et nytt anlegg for behandling og gjenvinning av oljeboringsavfall. Avfallet vil i all hovedsak bestå av borekaks, boreslam/slop og vaskevann med innhold av borevæsker. Anlegget er planlagt lokalisert på Fjord Base i Flora kommune.

Selskapet har inngått en kontrakt med Statoil som gjelder behandling av boreavfall og oljeforurenset væske fra en rekke installasjoner i den nordlige delen av Nordsjøen. Fjord Base er forsyningsbase for disse installasjonene. For å unngå mellomlagring og videretransport av avfallet til Averøy (Møre og Romsdal) eller Bergen, slik som er tilfelle i dag, ønsker en å kunne behandle avfallet der det først tas i land.

Oljeboringsavfallet vil bli mekanisk, kjemisk, termisk og biologisk behandlet med det formål å gjenvinne væsker eller komponenter av væsker for gjenbruk i oljeboringsvirksomhet. Utslipp av rensset vann vil gå ut i Botnafjorden.

For å vurdere hvilke konsekvenser det planlagte utslippet vil kunne ha i resipienten er det gjennomført innlagrings- og spredningsberegninger, og resultatene fra disse er vurdert opp mot vannkvalitet og sårbare ressurser i influensområdet.

Botnafjorden utgjør en egen vannforekomst på nordsiden av Florølandet. Den er antatt å ha god økologisk tilstand, og de få undersøkelser som er gjort støtter denne antakelsen. Det er ingen vesentlige industriutslipp til fjorden i dag. Vannutskiftingen i er stor, og utskiftningen av dypvannet foregår mot nordvest.

Renset vann vil inneholde organisk materiale samt hydrokarboner og tungmetaller i lave konsentrasjoner. Vannet vil slippes ut via en rørledning som legges på 10-20 m dyp. Utslipet vil alltid stige noen meter fra utslippspunktet før det oppnår innlagring og spres og fortynnes videre. Renset vann inneholder ikke olje som partikler eller i væskefase, og vil derfor ikke legge seg på overflaten som en oljefilm. Det er derfor ikke ventet at utslippet vil påvirke strandsonen.

Innlagrings- og fortynningsberegninger for det planlagte utslippet til sjø viser gode fortynningsforhold. Allerede ved innlagring eller på en avstand på godt under 100 meter fra utslippspunktet viser beregningene at utslippet ikke vil være sporbart i resipienten. Det vil ikke ha noen påvirkning på sårbare eller verdifulle områder, marine naturtyper, gyteområder eller områder som er viktige for fiskeri og akvakultur. Slike områder ligger godt utenfor det som kan betraktes som influensområde for utslippet.

Havlandet Marine Yngel AS driver landbasert oppdrett på fjord Base, og har to sjøvannsinntak i Botnafjorden, på 50 resp. 85 m dyp. Både dypet på inntakspunktene og avstanden fra utslippet fra renseanlegget tilsier at utslipp av rensset vann ikke vil påvirke sjøvannsinntakene.

For å forebygge evt. uønskede kort- og langsiktige virkninger på vannkvalitet, sediment og marine organismer vil det bli gjennomført regelmessig overvåking av resipienten. I tillegg vil vannkvaliteten på rensset vann følges nøye opp, slik at det ikke slippes ut vann som ikke tilfredsstiller kravene i utslippstillatelsen.

1 INNLEDNING

SAR AS planlegger å etablere et nytt behandlingsanlegg for oljeforurensset væske og boreavfall på Fjord Base, som ligger på Botnaneset i Flora kommune, Sogn og Fjordane. Avfallet vil i all hovedsak bestå av borekaks, boreslam/slop, vaskevann med innhold av borevæsker og evt. andre emulsjoner fra boredekk.

Formålet med anlegget er å behandle boreavfallet etter prinsippet om beste tilgjengelige teknologi med tanke på størst mulig grad av gjenvinning av væsker for gjenbruk i oljeindustrien. Utslipp av rensset vann vil gå ut i Botnafjorden.

SAR har fra før av et mottaksanlegg for farlig avfall og et tankanlegg for mottak og lagring av forurensset væske/boreavfall på Fjord Base.

Som en del av planleggingsarbeidet og som et grunnlag til søknad om utslippstillatelse skal det utarbeides en konsekvensutredning som skal belyse alle relevante virkninger av tiltaket.

Foreliggende resipientvurdering er utarbeidet for å belyse hvordan utslippene fra anlegget kan påvirke forholdene i resipienten, og er et vedlegg til konsekvensutredning og utslippssøknad for anlegget.

2 KORT BESKRIVELSE AV DET PLANLAGTE TILTAKET

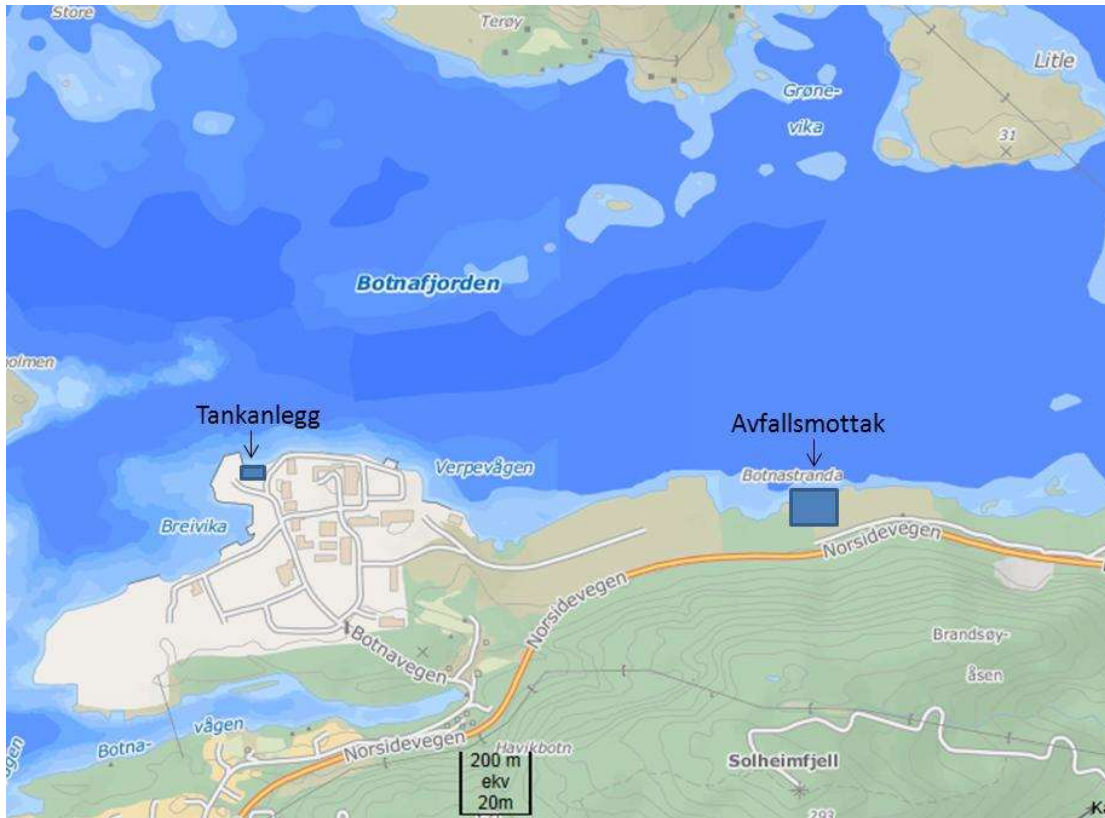
2.1 Lokalisering

Fjord Base ligger på Botnaneset, øst for Florø sentrum (fig. 2.1). Basen er utgangsporten for leteboring og drift av oljefelter i nordlige del av Nordsjøen. Basen forsyner installasjonene Snorre, Tordis, Vigdis og Visund, dessuten går forsyninger til Statoil-feltene Gullfaks, Statfjord, Troll og Veslefrikk. Statoils omlastingshavn (Europalager) for rør er lagt til Fjord Base, det samme er en større avdeling av Statoil Forpleining. Et 60-tall bedrifter er etablert på basen, som er arbeidsplass for rundt 500 personer. Samlokalisering av et avfallsbehandlingsanlegg på en mottaksbase for oljenæringen er transportmessig gunstig.



Figur 2.1. Oversiktskart over plassering av fjordbase (Kartgrunnlag: Norgeskart).

Det legges opp til å benytte et mobilt anlegg for behandling av boreavfall. Dette vil bli plassert ved SARs eksisterende tanker (fig. 2.2). Her vil også vannbehandlingsanlegget bli plassert. Tankanlegget skal uansett oppgraderes, og vil ha nødvendig kapasitet for mottak og mellomlagring. Øst for selve Botnaneset, på Botnastranden, har SAR et anlegg for stykkgoods og farlig avfall. På grunn av begrenset plass på den aktuelle tomten ved tankanlegget kan det være aktuelt å plassere det mobile anlegget for behandling av boreavfall i tilknytning til avfallsmottaket.



Figur 2.2. Aktuelle plasseringer av behandlingsanleggene er ved tankanlegget. På grunn av begrenset plass her kan det imidlertid være aktuelt å plassere det mobile anlegget for behandling av boreavfall på på SAR's tomt ved avfallsmottaket på Botnastranden.

2.2 Behandling og gjenvinning av avfall

2.2.1 Avfallsfraksjoner

Avfallet som kan behandles ved anlegget er borerelatert avfall fra offshorevirksomhet, hovedsakelig borekaks, slurrifisert borekaks, boreslam og slop. I tillegg kan det forekomme lignende avfall fra tilsvarende virksomhet. Eksempel på dette er prosessvann/vaskevann som oppstår etter at en transporttank eller tank på båt er tømt for mudrester eller borevæsker. Tanken må rengjøres før ny bruk og det oppstår et vandig avfall etter rengjøring av tankene som deretter må behandles i et godkjent anlegg.

Nedenfor gis en kort beskrivelse av de ulike typene avfall som skal behandles:

- **Borekaks:** består av materialer fra formasjonene det bores i, og inneholder også et vedheng av boreslam som følger med etter separasjonsprosessen ombord på installasjonene.
- **Slop:** blir brukt som en samlebetegnelse for kasserte væsker eller vaskevann i forbindelse med bore- og brønnoperasjoner. Vanninnholdet i slop er som regel høyt.
- **Prosessvann/vaskevann:** vil stamme fra tankvaskoperasjoner, både fra offshore og på land. Vaskevannet er dermed vann som i all hovedsak er forurenset med olje og partikler.

2.2.2 Anleggets kapasitet

Behandlingsanlegget vil ha en kapasitet på ca. 65.000 tonn avfall pr. år. Forventet fordeling på ulike avfallsfraksjoner er vist i tabell 2.1.

Tabell 2.1. Forventet mengde og fordeling av ulike avfallsfraksjoner som skal behandles

Produkt	Behandlingskapasitet (tonn/år)
Borekaks	15 000
Slop og vaskevann	50 000
Total	65 000

2.2.3 Behandlingsprosessen

Borekaks og fast avfall vil bli behandlet i en termisk prosess. Prinsippet for denne prosessen er å fordampe væsken fra kakset, for så å separere olje og vann. Oljen blir kondensert for gjenbruk, mens vannet blir behandlet i vannrenseanlegget før utslipp til sjø.

Behandling av slop inkluderer splitting av slam, olje og vann. Slammet går til behandling i den termiske prosessen for faststoff, olje går til gjenvinning og vannfraksjonen går til vannrensning.

Nedenfor gis en mer detaljert beskrivelse av de ulike behandlingstrinnene.

Behandling av kaks

Borekaks og kontaminert faststoff vil bli prosessert i en TCC- enhet (Thermo-mechanical Cuttings Cleaner), en rotormølle hvor materialet finfordeles og knuses. Væskefasen skilles fra den faste fasen gjennom at friksjonen mellom partiklene og statorveggen i møllen genererer varme og fordamper væskefasen. Massen blir varmet opp til 300 °C, som fører til hurtig fordamping av væskefasen (baseoljer fordamper ved ca 250 °C).

Etter at væskefasen har fordampet blir den i neste trinn kondensert på forskjellige tanker avhengig av kondenseringstemperatur.

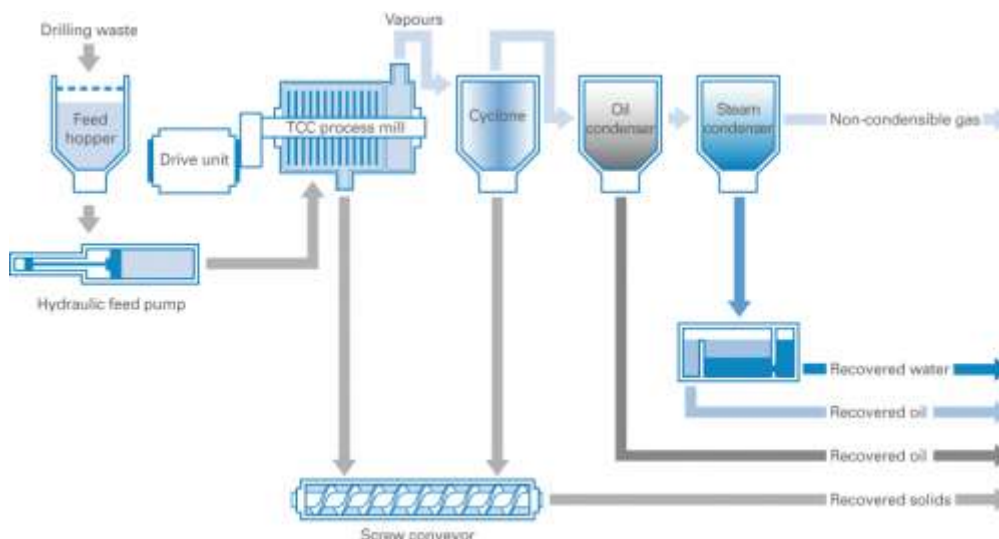
Separert olje overføres til lagertank, hvor en etter analyser avgjør om den kan gjenbrukes i nytt boreslam eller eventuelt til energigjenvinning. Olje utgjør normalt 10-30 volumprosent av borekakset.

Vannfasen er normalt ikke ren nok til å slippes ut uten videre prosessering, så den vil gå til gjenbruk i nytt boreslam eller renses i vannbehandlingsanlegget før gjenbruk eller utslipp. Vannfasen utgjør ca. 10-30 volumprosent av kakset.

Hele prosesseringsenheten er et lukket system uten utslipp til luft, og prosessen er helautomatisk.

TCC-teknologien krever ikke innsatsstoffer under drift. Som et sikkerhetstiltak vil det tilsettes nitrogen for eksplosjonssikring ved igangkjøring av anlegget. Mengder nitrogen er små, og vil bli sluppet ut til luft over tak.

Figur 2.3 gir en skjematisk beskrivelse av prosessen.



Figur 2.3. Skjematisk prosessbeskrivelse

Behandling av slop og forurenset væske

Behandlingsteknologien som SAR vil benytte består av flere behandlingstrinn. Behandlingssystemet er valgt ut fra viten om at avfallet som skal behandles varierer med hensyn på innhold av salter, tungmetaller og organiske komponenter.

1. Separasjon av slam, vann og olje vil bli gjort i en lavtermisk, kjemisk og mekanisk prosess. En surfaktant (såpe) vil bli tilsatt for emulsjonsbrytning. Faststoff går til termisk behandling (TCC), olje blir gjenbrukt som baseolje, fyringsolje eller sendt til godkjent mottak for spillolje. Vannfraksjonen blir videre behandlet i prosessen.
2. Keramisk ultrafiltrering av vannfraksjonen; cross flow filtrering som fjerner partikler, oljeemulsjoner, tungmetaller og større vannløselige organiske molekyler.
3. Nanofiltrering; Fjerner mindre vannløselige organiske komponenter (TOC reduksjon) og slipper gjennom salter (NaCl)
4. Biologisk etterbehandling av prosessvannet slik at TOC nivået er godt under myndighetskrav. For å optimalisere den biologiske prosessen vil det først bli gjort en pH-regulering av det forurensete vannet (tilsats av syre/base). Det vil også være behov for tilsats av næringssalter.

2.2.4 Uslipp og avfall fra behandlingsprosessen

Fastavfall til deponi

Renset kaks og annet rensed fast avfall vil bli lagret i lukkede containere eller støpte binger før det blir sendt til godkjent deponi, evt. gjenbrukt i betongproduksjon.

Renset vann til utslipp i sjø

Renset vann vil bli ført i rørledning ut i Botnafjorden på et dyp som gir lavest mulig miljøpåvirkning.

For begge avfallsfraksjonene jobbes det aktivt med å finne løsninger som kan bidra til å redusere behovet for utslipp og deponering.

2.2.5 Tankanlegg og transport

Transport av oljeboringsavfall til anlegget vil i hovedsak foregå med båt direkte fra installasjonene i Nordsjøen. Væsker vil bli pumpet via rørledninger direkte til tankanlegget, mens kaks vil bli transportert inn til behandlingsanlegget i containere eller ISO-tanker.

Lagring av flytende avfall foregår i tankanlegg som er plassert i sikringsbasseng. Tankanlegget vil ha et oppsamlingsvolum som tar minst 110 % av volumet av den største tanken. Det vil bli installert overflyllingsvarsel på tankene. Alle tanker vil til en hver tid være merket med innhold. I tillegg vil det bli utarbeidet en oversikt hvor det framgår hva som er lagret på hver tank.

Transportcontainere vil være lokalisert på et asfaltert uteområde ELLER FAST DEKKKE M. DRENERING som det ble uttrykt ønske om i en av høringsuttalelsene?.

Her vil fulle containere med borekaks bli lagret i påvente av tømning. Alle transportcontainere for borekaks som mellomlagres ved anlegget vil være lukkede slik at ingen lekkasje eller oversvømmelse på grunn av oppsamlet regnvann vil forekomme. Lagerområder har sentral drenering. Rengjøring av lastebærere vil foregå på et eget overbygget område med fast dekke, tilknyttet tett oppsamlingskum eller oljeutskiller.

Kaks vil, etter tømning av lastebærere, bli lagret i støpte kaksbinger innendørs.

Det er etablert lagerstyringssystem som skal sikre at en har god oversikt over mengder og typer lagret avfall på anlegget.

Vann- og kaksbehandlingsanlegget vil bli helt innebygget.

2.3 Utslipp til vann

Renset vann vil bli slippet ut til sjø som et kontinuerlig utslipp fra bioreaktoren. Det vil bli tatt jevnlig prøver av rensed vann for å sikre at utslippskravene blir overholdt. Det vil bli slippet ut opp til 50.000 m³ rensed vann pr. år.

Tabell 2.2 gir en oversikt over forventede maksimalt tillatte utslippskonsentrasjoner. Disse tallene er basert på utslippsgrenser som Miljødirektoratet har fastsatt for andre tilsvarende anlegg, og det antas at et anlegg på Fjord Base vil få tilsvarende utslippskrav. Tabellen gir også en oversikt over oppnådd rensegrad ved et tilsvarende anlegg som SAR driver på Averøya. Resultatene viser at verdiene ligger godt under de antatte utslippskravene for de enkelte parameterne.

Tabell 2.2. Forventede utslippsgrenser og analyseresultater av rensset vann fra tilsvarende anlegg i 2012 og 2013 (Averøya behandlingsanlegg, drives av SAR). Alle tall er gitt i mg/l.

Parameter	Maksimalt tillatt utslippskonsentrasjon (mg/l)	Målte konsentrasjoner, 2013	Målte konsentrasjoner, 2012
TOC	1000	458	810
Hydrokarboner	10	27,62*	2,53
Krom	0,05	0,0031	0,0029
Nikkel	0,1	0,02	0,0259
Kopper	0,1	0,049	0,0433
Sink	0,5	0,045	0,0304
Arsen	0,05	0,0044	0,0054
Molybden	0,1	0,0286	0,0451
Kadmium	0,01	0,0002	0,0002
Tinn	0,1	0,007	0,006
Barium	0,5	0,084	0,186
Kvikksølv	0,003	0	0,0001
Bly	0,025	0,0033	0,0038
Vanadium	0,25	0,0017	0,0009

* høy hydrokarbonverdi i 2013 skyldes tilførsel av vann med høyt innhold av fiskeolje

Kvikksølvkonsentrasjonene i utgående vann lå under deteksjonsgrensen ved alle målinger i 2013. I 2012 lå de enten under deteksjonsgrensen eller på et nivå som tilsvarer god vannkvalitet. Tilsvarende resultater har SAR fra sine andre anlegg. I tillegg til at kvikksølv blir rensset i prosessen forekommer det ikke i vesentlige mengder i inngående vann til anleggene.

I tillegg er det tatt prøver for analyser av aromater (som omfatter forbindelser som benzen, toluen, xylen og fenoler) og PAH i utgående vann i 2012. BTEX lå under deteksjonsgrensen. SUM PAH var lavt, og med unntak av naftalen, fluoren og fenantren lå alle komponenter under deteksjonsgrensen. Konsentrasjonen av naftalen, fluoren og fenantren lå på et nivå som tilsvarer tilstandsklasse god i vann.

SAR AS har på lik linje med andre behandlingsanlegg for farlig avfall fått pålegg om undersøkelser for å avdekke omfang av perfluoreerte forbindelse (PFC-forbindelser) i avfall og utslipp. Det ble gjennomført et analyseprogram for å kartlegge hvilken renseeffekt anlegget hadde for PFC-forbindelser. Tester ved anlegget viste at membranteknologien som brukes her hadde 100 % renseeffektivitet for FTS-6:2 og PFD_oA. For forbindelsene PFH_xA og PFOA var effektiviteten betydelig lavere, og lå på 9 resp. 27 %. Analyser av utgående vann til sjø viste videre at det ikke var utslipp av PFH_xS, SFH_pA eller PFNA. Disse stoffene ble kun funnet i små konsentrasjoner i mottaksvannet. Tallene er basert på tre analyser før nanofiltreringsmembranen og to analyser etter, og indikerer at eventuelle membraner må tilpasses til den aktuelle vannkvaliteten. Det ses også på andre alternative renseløsninger.

Som tidligere nevnt skyldes hydrokarboninnholdet i væskefasen kontakt med olje, da spesielt baseoljer brukt i boreslam. Baseoljer (mineraloljer) består av C₁₀-C₂₀ alkaner. Disse hydrokarbonfraksjonene er lite til ikke vannløselige, og vil følge oljefasen i anlegget. I motsetningen til aromater er de ikke miljøskadelige.

Partier som er forurensset med råolje skal ikke behandles i TCC. Det er generelt få partier med boreavfall som har vært i kontakt med eller inneholder råolje. Slike partier skal være merket, pakket og håndtert separat allerede på plattformen.

Det tilsettes ikke ekstra vann under renseprosessen. Avløpsvannet vil derfor normalt ha en salinitet som ligger mellom brakkvann og saltvann. Den høye saliniteten skyldes bl.a. tilsatte saltløsninger (brine) til borevæskene og anvendelsen av sjøvann i prosesser.

3 BESKRIVELSE AV RESIPIENTEN

3.1 Generell beskrivelse

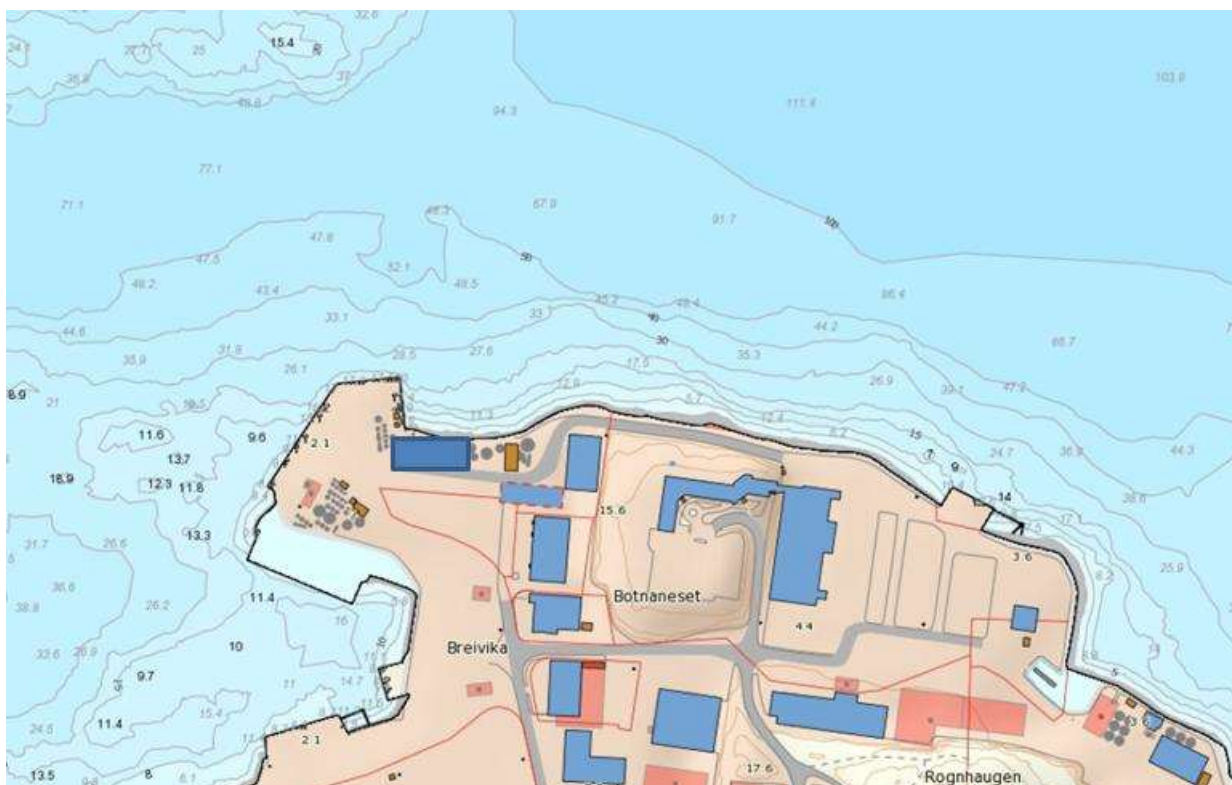
Sjøområdet Botnafjorden utgjør en egen vannforekomst på nordsiden av Florølandet og Brandsøy. Den er forbundet med Hellefjorden i vest og er relativt åpen. Botnafjorden avgrenses av flere terskler mellom de mange øyene. Vannforekomsten inkluderer også den østlige delen av Årebrotstfjorden (fig. 3.1).



Figur 3.1. Oversikt over sjøområdene rundt Florø, med avgrensning av vannforekomsten Botnafjorden. Kartgrunnlaget er hentet fra www.vannportalen.no og terskeldypene fra Eilertsen m.fl. 2013.

Dybdeforhold

Sjøområdet er relativt oppdelt, med flere dypområder. De største dypene finner en i nordvest (>150 m). Største dyp i det sentrale, dypeste området av selve Botnafjorden er på drøyt 130 m. Et kart som viser dybdeforholdene utenfor Fjord Base er vist i figur 3.2.



Figur 3.2. Dybdeforhold utenfor Fjord Base (kartgrunnlag: www.kystverket.no). Blå rektangel viser tomten hvor vannbehandlingsanlegget vil bli lokalisert.

3.2 Miljøforhold

I Vann-nett (www.vannportalen.no) er vannforekomsten Botnafjorden definert som en «beskyttet kystfjord» med antatt god økologisk tilstand. Bortsett fra Havlandet Marin Yngel, er det i dag ingen bedrifter på Fjord Base som har regulære utslipp til sjø. Det er heller ikke utslipp av kommunalt avløp til denne vannforekomsten. Det er derfor naturlig å forvente god vannkvalitet og at sedimentene er lite påvirket av utslipp av organisk materiale og miljøgifter. Ifølge Vann-nett er Botnafjorden også definert som en vannforekomst med antatt god økologisk tilstand.

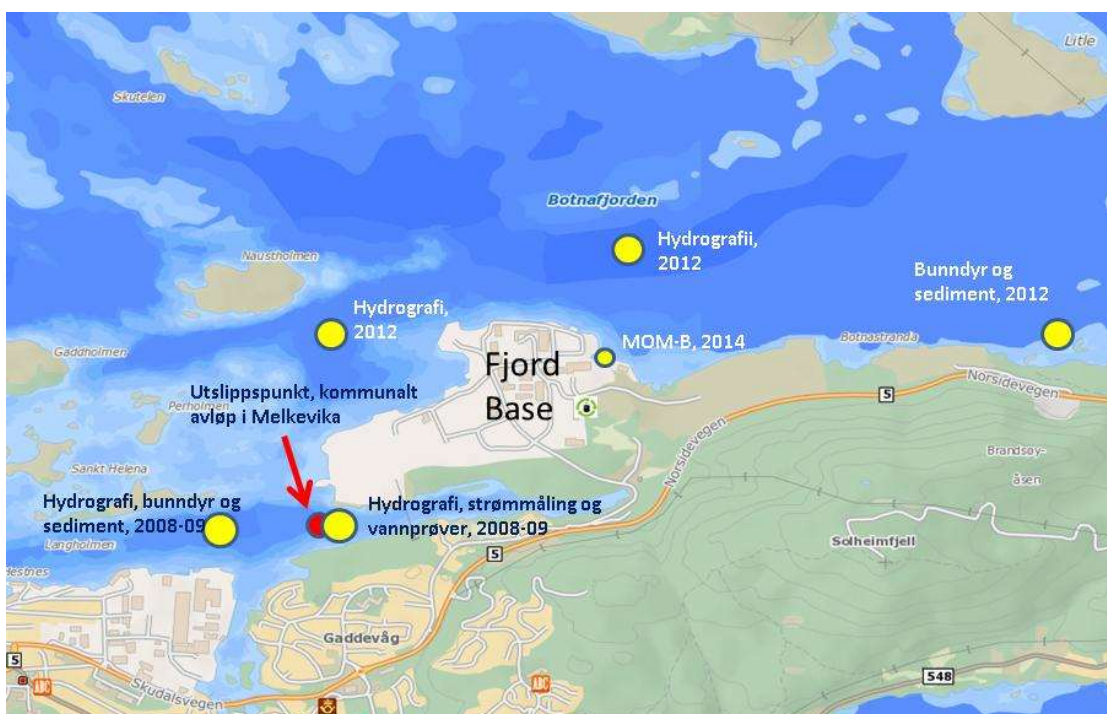
Det er gjort undersøkelser i Botnafjorden og i fjordsystemene rundt Florø, men det er ikke funnet noen dekkende undersøkelser for sediment- og vannkvalitet i sjøområdene rett nord for Botnaneset. Nedenfor gis likevel et kort sammendrag av resultater fra undersøkelser i nærliggende områder.

I 2009 ble det gjort en resipientundersøkelse som omfattet seks resipienter for utslipp av kommunale avløp (Tveranger m.fl. 2009). Undersøkelsene omfattet vannkjemi, salinitet og temperatur, strømmålinger, sedimentkvalitet og bløtbunnsfauna i Melkevik, som ligger vest for Botnaneset. Da disse undersøkelsene gjelder en annen vannforekomst, som i tillegg har begrenset vannutskiftning med Botnafjorden vurderes resultatene fra disse undersøkelsene (med unntak av hydrografi og strømmålinger) å ha lite relevans for tilstanden i Botnafjorden (undersøkelsene viste imidlertid god vannkvalitet). All utskiftning av dypvann sør for terskelen mellom Botnafjorden og Melkevik/Florø havneområdet vil i praksis foregå mot vest, forbi Florø havn (Eilertsen m. fl. 2013).

I forbindelse med en områderegulering for Florelandet Nord ble det i 2012 gjennomført en konsekvensutredning for marint miljø (Eilertsen m.fl. 2013). Denne inkluderte hydrografi og strømmålinger, sedimentkvalitet og marint biologisk mangfold.

I 2014 ble det også utført såkalte MOM-B undersøkelser (sedimentundersøkelser) ved utslippspunktet fra Havlandet Marin Yngel, som driver et landbasert anlegg på Fjord Base.

Figur 3.3 viser lokaliseringen av de prøvetakingsstasjoner som lå nærmest opp mot Botnaneset og Botnastranden.



Figur 3.3. Prøvetakingsstasjoner for marine undersøkelser rundt Botnaneset (Tveranger m. fl. 2009, Eilertsen m. fl. 2013, Øvstetun 2014). Stasjonene sørvest for Botnaneset ligger i resipienten Melkevika, og stasjonen lengst øst heter Botnastranden sør.

Resultatene fra undersøkelsene er relatert til Miljødirektoratets (tidligere KLIF/SFT) system for klassifisering av miljøtilstand i fjorder og kystfarvann (SFT 1997, 2007). Denne er basert på en femdelt skala som vist i tabell 3.1.

Tabell 3.1. Definisjon av KLIF's tilstandsklasser for vurdering av miljøtilstand i kystfarvann (SFT 1997, 2007)

Tilstandsklasser miljøgifter i vann og sediment	I Bakgrunnsnivå	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Tilstandsklasser vannkvalitet mht. næringssalter	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig

Vanndirektivet har som overordnet målsetning at alle vannforekomster skal oppnå minst "god økologisk status" innen år 2015. Ved karakterisering av vannforekomstenes økologiske status skal denne baseres på en samlet vurdering av både fysisk, kjemisk og biologisk status. For de fleste parametere som inngår i klassifiserings-systemet skal det gjøres en tilstandsvurdering basert på nevnte femdels skala.

I det følgende gis de et kortfattet sammendrag fra undersøkelsene i 2008-09, 2012 og 2014 (Tveranger m.fl. 2009, Eilertsen m.fl. 2013, Øvstetun 2014).

3.2.1 *Strømforhold og vannutskiftning*

Vannutskiftningen i sjøområdene er stor og preget av en kombinasjon av en innstrømming av den nordgående kyststrømmen der tidevannsbølgen også er av stor betydning, samt utstrømming fra tilstøtende fjorder innenfor (Tveranger m.fl. 2009).

Det noe saltre kyststrømvannet vil normalt strømme inn mot fjordene, etterhvert som en underliggende kompensasjonsstrøm på grunn av den noe mindre salte og ferskvannpåvirkede utoverrettede overflatestrømmen fra fjordene innenfor. Det er flere mellomstore vassdrag som drenerer til Norddalsfjorden, men den ferskvannpåvirkete utstrømmingen går trolig for det meste ut helt på nordsiden av Botnafjorden nord for Terøya og i den østlige delen av Botnafjorden nord for Brandsøy. Det noe ferskvannpåvirkete vannet møter så kyststrømvannet nord i Årebrotsfjorden (Tveranger m.fl. 2009). Årebrotsfjorden med de vestlige sjøområdene er noe åpnere, og har en bedre utveksling med vannmassene i vest enn resten av Botnafjorden (Eilertsen m.fl. 2013).

Den to ganger daglige forbipasserende tidevannsbølgen bidrar også til å komplisere strømbildet ytterligere i forhold til hovedtrekkene i strømbildet i sjøområdene rundt Florølandet og Brandsøy. Nordlige og nordvestlige vinder bidrar f. eks også til å trekke kyststrømvannet ut fra land, med en påfølgende utoverrettet overflatestrøm fra fjordene innenfor, mens sørlige og sørvestlige vinder presser kyststrømvannet inn mot land med en påfølgende innoverrettet overflatestrøm i fjordene innenfor. I tillegg er det også årstidvariasjoner i den forstand at den utoverrettede, trykkdrevne brakkvannsstrømmen fra fjordene innenfor Florølandet og Brandsøy er mer betydningsfull om sommeren og høsten enn om vinteren og tidlig vår (Tveranger m.fl. 2009).

Utskiftningen av dypvannet i Botnafjorden foregår mot nord til nordvest gjennom Årebrotsfjorden (Eilertsen m.fl. 2013).

Målinger av hydrografiske profiler i Botnafjorden sommeren 2012 viste et ferskvannspåvirket overflatelag (0-2,5 m) med salinitet straks under 16 ‰ i overflaten. Saliniteten i dypere vann lå rundt 32,5-33,6 ‰ (Eilertsen m.fl. 2013).

Oksygenkonsentrasjonen økte gradvis fra rundt 8,5 mg O₂/l i overflaten til et maksimum på knapt 50 m dyp på ca. 9,5 mg O₂/l. Herfra avtok oksygenkonsentrasjonen gradvis nedover i dypvannet til ca. 7,3 mg O₂/l på 100 meters dyp. Det betyr at det er relativt høy oksygenmetning også i bunnvannet.

Strømforhold utenfor Botnaneset

Det ble gjennomført strømmålinger utenfor Botnaneset i år 2000 (Aqua Management). Strømforholdene i nærområdene til Botnaneset preges av skiftende strømretninger. Strømmålinger som er gjort på 20 meters dyp viste skiftende strømretninger, men at den mest fremherskende strømretningen er sør-sørvest (i 41,5 % av tiden). Sterkest strøm ble imidlertid målt i retning sør-sørøst. Strømshastighet lik eller mindre enn 0,01 m/sek forekom i 59 % av tiden. Strømshastighet større enn 0,03 m/sek forekom i 2,3 % av tiden.

Strømmålingene ble gjort hovedsakelig i løpet av desember måned, og det kan muligens forventes strømmer i mer vest-sørvestlig retning i de deler av året der ferskvannstilstrømningen er større, f.eks i vårhalvåret.

3.2.2 Konklusjoner fra sediment- og bunndyrundersøkelsene ved Botnastranden sør

Målinger av totalt organisk karbon i sedimentene viste lave konsentrasjoner, og tilstanden ble klassifisert som svært god (bakgrunnsnivå). Sammensetningen av bunndyrfaunaen ble også klassifisert innenfor tilstandsklasse «svært god», men med enkelttrekk som antydte en svak forurensningspåvirkning (Eilertsen m.fl. 2013).

3.2.3 Resultater fra MOM-B undersøkelsene ved Botnaneset

Havlandet Marin Yngel driver et landbasert oppdrettsanlegg på Fjord Base, og avløpet fra anlegget slippes ut på østsiden av Botnaneset. I 2014 ble det tatt 10 grabbprøver ved utslippspunktet. Prøvene ble tatt på 14-23 m dyp. Prøvetakingen er basert på en visuell kontroll av sedimentene, registrering av forekomst av bunndyr og måling av pH og redoks-potensial. Undersøkelsene viste at sedimentene ikke var påvirket av organisk materiale, og tilstanden ble vurdert som svært god (Øvstetun 2014).

4 SÅRBARE RESSURSER OG FORKOMSTER I INFLUENSOMRÅDET

I dette avsnittet gis en oversikt over sårbare ressurser og forekomster i influensområdet for det planlagte utslippet og i de nære fjordområdene. Beskrivelsen inkluderer områder og arealer som ligger inntil 3 km fra utslippspunktet, og inkluderer dermed et areal som vurderes å vesentlig større enn det som kan vil berørt av utslippet (se kap. 5).

4.1 Verneområder og sårbare områder

I følge Miljødirektoratets Naturbase og Fiskeridirektoratets kartverktøy ligger det ingen vernede områder, viktige naturtyper eller viktige funksjonsområder for vilt i Botnafjorden.

Eilertsen m.fl. (2013) gjennomførte kartlegginger av marint biologisk mangfold ved øyene og holmene i den vestre delen av Botnafjorden (Gaddholmen-Perholmen-Langholmen). Naturtypene som ble registrert i strandsonen var vanlige, og ble vurdert å ha liten verdi. I de dypere delene av gruntvannsområdene mellom disse øyene ble det derimot registrert større tareskogsforekomster med sukkertareskog som dominerende naturtype. Ettersom det som regel er et stort biologisk mangfold knyttet til tareskog, ble disse områdene vurdert å ha middels verdi (fig. 4.1). Det ble ellers ikke registrert sjeldne eller rødlistede arter. Det er ikke gjort undersøkelser rundt Botnaneset eller

langs Botnastranden, men det kan ikke utelukkes at det finnes områder med tareskog på grunnere områder også her.

I sin høringsuttalelse til meldingen har Fiskeridirektoratet også gjort oppmerksom på at naturtypen ålegrasenger forekommer ved øya Grønenga aust for Botnafjorden. Beliggenheten av Grønenga fremkommer av figur 4.1.

4.2 Fisk, fiskerier og akvakultur

Informasjon om viktige gyteområder for fisk, fiskeridata og akvakultur er i hovedsak hentet fra Fiskeridirektoratets kartverk. I følge dette ligger det ingen viktige gyteområder for fisk innenfor influensområdet. I samband med Havforskningsinstituttets (HI) prosjekt «*Genetic marking of farmed Atlantic cod (Gadhus morhua L.) and detection of escapes from a commercial cod farm*», er det funnet et gytefelt for kysttorsk i Klavfjorden som ligger øst for Botnafjorden (fig. 4.1). Dette tyder på at gruntområdene i fjordsystemet er viktigere oppvekstområder for kysttorsk enn hva tidligere vurderinger av området tilsier. Tareskogforekomstene som er registrert i de vestre delene av Botnafjorden er antatt å være viktige oppvekstområder for kysttorsk.

Når det gjelder fiskerier ligger det rekefelt i Årebrotsfjorden, og et av disse strekker seg inn mot Botnafjorden. Også i Norddalsfjorden, øst for Botnafjorden, ligger det et rekefelt. De nærmeste låssettingsplassene ligger utenfor Botnafjorden. Lokaliseringen av viktige fiskeområder framgår av figur 4.1.



Figur 4.1. Viktige områder for marint biologisk mangfold og for fiskerinæringen

Det finnes ingen sjøbaserte oppdrettsanlegg i Botnafjorden, men Havlandet Marine Yngel AS driver et landbasert anlegg på Fjord Base. Selskapet produserer fiskelarver (torsk, men planlegger også oppdrett av berggylt) og plankton. Anlegget tar vann fra Botnafjorden, og inntakene ligger på 50 resp. 85 m dyp i Botnafjorden rett nord for Botnaneset (pers. medd. H. Hovland).

4.3 Friluftsliv

Hverken industriområdet eller sjøområdene omkring dette er av betydning for friluftsliv.

5 MODELLERING AV INNLAGRINGS- OG SPREDNINGSFORHOLD

For å vise hvordan det omsøkte utslippet vil fordele seg i resipienten, er det gjennomført en modellering av innlagring og fortykning ved forskjellige utslippsdyp.

5.1 Metode

Beregningsmodellen som er brukt er utviklet av Frick m. fl. (2003) i samarbeid med EPA (The Environmental Protection Agency, USA).

Beregningene er delt i to, hvor innlagringsdyp og primærfortynning (fortynning ved innlagring) beregnes først. Innlagringsnivået, dvs. det dyp hvor utslippet har nådd samme tetthet og strømhastighet som vannet i resipienten, beregnes ved at utslippet betraktes som en jetstrøm ut av røret. Jetstrømmen har en energidifferanse i forhold til omgivelsen ved at den, i tillegg til forskjell i densitet og temperatur, har en gitt hastighet ut av røret. Variabler for beregning av innlagringsdyp og primærfortynning er dermed utslippshastighet og utslippsvinkel samt tetthet og temperatur.

Når utslippet har nådd innlagringsdypet vil den videre spredningen og fortykningen skje gjennom passiv turbulent diffusjon.

Inngangsverdier og variabler for beregning av spredning og fortykning, er data fra beregning av innlagringsdypet og strømhastighet i resipienten. Strømhastigheten er antatt like i hele vannsøylen.

Inngangsdata

Utslippsrate

Utslippsraten som er brukt i beregningene er 137 m³/døgn (1,6 l/s).

Rørdiameter og utslippshastighet

Utslippsrøret vil være en armert plastslange med innvendig diameter 5-6". Utslippshastigheten er beregnet til 0,13 m/s for et 5" rør og 0,09 m/s for et 6" rør.

Utslippsdyp

Fortynnings- og innlagringsberegningene er gjort for 3 ulike utslippsdyp; 10, 20 og 30 m.

Temperatur og salinitet

Resipienten

Det er gjort modelleringer for en vinter og en sommersituasjon. Data om salinitet og temperatur for en sommersituasjon (juli) er hentet fra målinger utført i Botnafjorden av Eilertsen m.fl. (2013). Tilsvarende data for en vintersituasjon er hentet fra målinger i

Florø havnebasseng og Melkevika i januar 2009 (Tveranger m.fl. 2009). Inngangsdata om temperatur og salinitet i resipienten er sammenstilt i tabell 5.1.

Tabell 5.1. Temperatur- og salinitetsprofiler for resipienten i en sommer og vintersituasjon

Dyp	Sommer		Vinter	
	Salinitet (‰)	Temperatur (°C)	Salinitet (‰)	Temperatur (°C)
0	16	14	31,8	5,6
5	32,5	12	32,1	6,3
10	32,5	11,8	32,5	7
15	32,5	11,6	33	7,9
20	32,5	11,5	33,1	8,1
30	33	11,2	(33,1)	8

Utslippet

Det tilsettes ikke ekstra vann under renseprosessen. Avløpsvannet vil derfor normalt ha en salinitet som ligger mellom brakk og saltvann. I beregningene er enn salinitet på ca. 20 ‰ lagt til grunn.

Det vil være et kontinuerlig utslipp fra bioreaktoren. Vanntemperaturen her vil være ca. 40 °C. Det er antatt vannet blir noe nedkjølt på vei til utslippspunktet, og en vanntemperatur på 35 °C er derfor brukt i beregningene.

Strømforhold i fjorden

Med utgangspunkt i resultatene fra strømmålingene som ble gjort på vegne av Havlandet havbruk i 2000 (Aqua Management 2000, se også kap. 3.2.1) er midlere resp. maksimal strømhastighet satt til 0,013 og 0,07 m/s.

5.2 Resultater

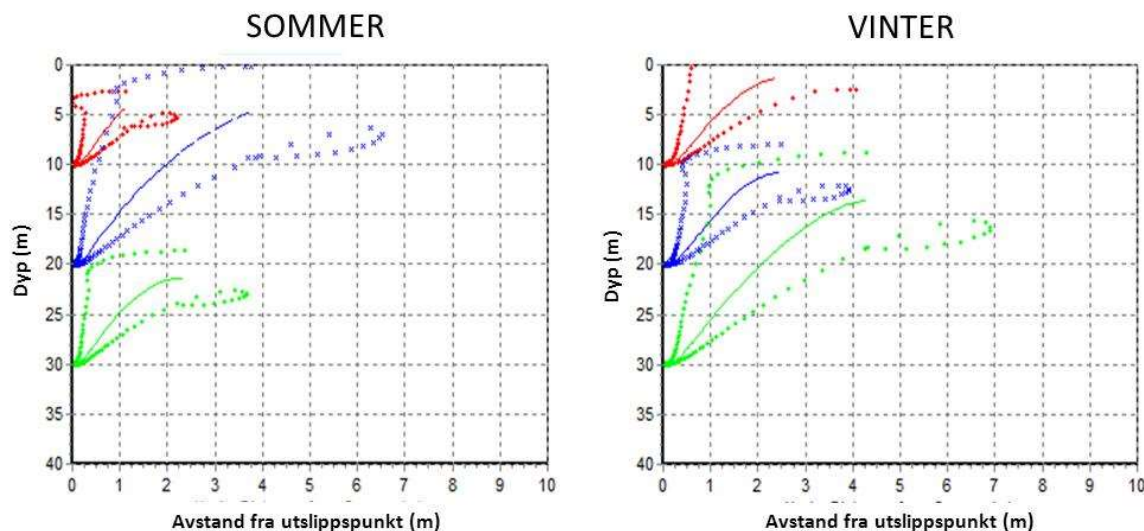
Det er alltid knyttet en del usikkerhetsfaktorer til bruk av modeller for beregning av innlagringsdyp og fortynning, og resultatene må ses på som sannsynlighetsbetraktninger for de utslippsbetingelser som er lagt til grunn for beregningene.

5.2.1 Innlagring og fortynning

Innlagring

Om vinteren er tetthetsdifferansen mellom utslippet og resipienten større enn om sommeren. Da er også tetthetsgradient i resipienten mindre tydelig. Utslippsplumen stiger derfor ca. 10 m før vannet innlagres (fig. 5.1). Samtidig skjer en gradvis fortynning. Ettersom tetthetsforskjellen er større ved lavere temperatur vil et utslipp ved ca. 6 °C i resipienten gi noe større fortynning enn ved en vanntemperatur på sommeren på 11-12 °C, men forskjellene er små.

Om sommeren er det en tetthetsgradient som øker med økende dyp. I tillegg er tetthetsforskjellen mellom utslipp og resipient mindre en ellers i året. Resultatet er at utslippsplumen kun stiger 3-4 m før forskjellene er utjevnet (fig. 5.1). Fortynningen ved innlagring blir dermed også betydelig lavere enn i en vintersituasjon.



Figur 5.1. Innlagringsdyp ved utslipp på 10, 20 og 30 m dyp for et utslipp i sommer- og vinterperioden (strøm 1,3 cm/s, rørdiameter 5 tommer). Figurene viser videre at utslippet innlagres få meter fra utslippspunktet, og at utslippsplumen (avgrenset med stiptet linje) har en begrenset radius. Heltrukken linje representerer plumens senter.

Fortynning

Jo høyere plumen stiger før innlagring jo større blir fortynningen ved innlagring og dermed også fortynning ved passiv turbulent diffusjon (tab. 5.2 og 5.3). Diameteren på utslippsrøret (5 eller 6 tommer) viste seg å ha svært liten betydning for fortynningen, og det er derfor kun vist tall for utslipp via 5 ” rør.

Tabell 5.2. Beregnet innlagringsdyp, primærfortynning og fortynning ved passiv turbulent diffusjon ved utslipp på 10, 20 m og 30 m dyp i en vintersituasjon.

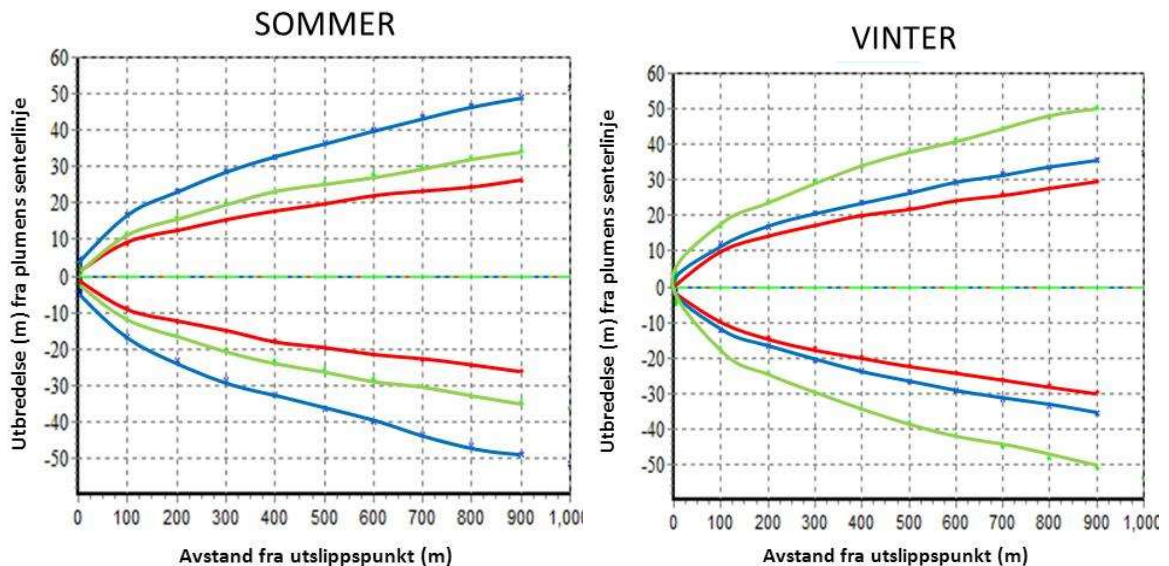
Utslippsdyp (m)	strøm	Innlagringsdyp (m)	Primær fortynning	Fortynning nedstrøms innlagring (avstand fra utslippspunkt i m)						
	cm/sek			100	200	300	400	600	800	1000
10	1,3	1,26	205	690	970	1186	1367	1673	1930	2158
10	7	6,5	579	906	1233	1492	1712	2085	2400	2678
20	1,3	10,85	217	665	932	1139	1313	1605	1852	2070
20	7	14,6	1436	1960	2643	3191	3659	4451	5123	5715
30	1,3	13,67	611	1576	2206	2693	3104	3795	4378	4892
30	7	19,6	5738	6111	8134	9888	11392	13934	16085	17981

Tabell 5.3. Beregnet innlagringsdyp, primærfortynning og fortynning ved passiv turbulent diffusjon ved utslipp på 10, 20 og 30 m dyp i en sommersituasjon.

Utslippsdyp (m)	strøm	Innlagringsdyp (m)	Primær fortynning	Fortynning nedstrøms innlagring (avstand fra utslippspunkt i m)						
	cm/sek			100	200	300	400	600	800	1000
10	1,3	4,4	91	325	456	557	643	786	907	1014
10	7	4,8	1213	1715	2307	2781	3187	3873	4455	4969
20	1,3	4,7	560	1467	2053	2506	2889	3531	4074	4552
20	7	13,0	2505	3089	4166	5040	5786	7051	8121	9067
30	1,3	21,4	194	606	851	1039	1198	1466	1691	1890
30	7	26,4	606	943	1283	1552	1781	2168	2495	2785

5.2.2 Plumens utbredelsen

Plumen med forurenset vann har en meget begrenset utbredelse i resipienten. Ved innlagring har den en radius på 2-6 m (se fig. 5.1). Ved videre fortynning vil den utvide seg noe, men selv 1000 meter nedstrøms utslippet vil den ikke ha en radius som overstiger 25-50 m, avhengig av utslippsdyp (fig. 5.2). Det vil si at det er begrensede vannvolumer som til en hver tid blir påvirket av utslippet.



Figur 5.2. Plumens utbredelse (radius fra senterlinjen) fra utslippspunkt og 1000 m videre nedstrøms i sommer- og vinterperioden (strøm 1,3 cm/m, rørdiameter 5 tommer). Rød linje: utslippsdyp 10 m, blå linje: utslippsdyp 20 m, grønn linje: utslippsdyp 30 m.

5.2.3 Strømhastighetens betydning

Beregningene er gjort for en relativt lav strømhastighet, og dette gir som regel et konservativt resultat på fortynningsberegningene.

Generelt sett gir en sterkere strøm i resipienten et lavere innlagingsdyp. Dette skyldes at strømhastigheten motvirker plumens stighastighet. Avstanden mellom utslippspunkt og innlagring blir imidlertid lengre jo sterkere strømmen er. Jo lenger bort fra utslippspunktet plumen når innlagingsnivået, jo større blir primærfortynningen, og dermed også fortynningen ved passiv turbulent diffusjon.

5.2.4 Oppsummering

På grunn av at utslippet har lavere densitet enn vannet i resipienten vil det alltid stige før det når innlagingsnivået. I vinterperioden er ferskvannspåvirkningen i overflatelaget mindre enn om sommeren og utslippet vil derfor stige mer før tetthetsforskjellene er utjevnet. Dette gjelder ved utslipp på 10 m dyp. Jo sterkere strømmen er, jo mindre vil utslippet stige før innlagring. Innlagring vil skje få meter fra utslippspunktet, også ved sterke strømmer.

Fortynningsberegningene viser en stor fortynning allerede ved innlagring, spesielt for utslipp dypere enn 10 m.

Utslippsplumen vil ha en begrenset radius (20-50 m 100 m nedstrøms utslippspunktet), og plumens retning i resipienten vil styres av strømmen.

Beregningene viser at ulik diameter på utslippsrøret og forskjellige utslippsdyp vil ha liten betydning for de fleste utslippssituasjoner.

6 UTSLIPPETS VIRKNING PÅ DET MARINE MILJØET

6.1 Aktuelle stoffers miljøegenskaper

Utslipp av rensset vann vil inneholde totalt organisk karbon, hydrokarboner og tungmetaller. Miljøgifter som PAH, aromater, fenoler og perfluoreerte forbindelser (PFAS) kan også forekomme, men foreliggende analyser av utgående vann fra tilsvarende anlegg indikerer lave nivåer av denne typen forbindelser.

Utslipp av totalt organisk materiale er normalt knyttet utslipp av partikler/slamrester i utgående vann, og kan på sikt føre til en tilslamming av bunnsubstratet. Dette kan i sin tur føre til endringer i sammensetningen av bunndyrsamfunnet ved at arter som er følsomme for organisk forurensning og nedslamming forsvinner. Ved stor organisk belastning kan forhold med lavt oksygeninnhold i bunnvannet oppstå som følge av at det forbrukes mye oksygen til nedbrytning av organisk materiale.

Tungmetaller er giftige og kan bioakkumuleres. Det sistnevnte gjelder framfor alt bly, kadmium og kvikksølv. Innholdet av bly, kadmium og kvikksølv er generelt lav, både i inn- og utgående vann til det planlagte renseanlegget.

PAH (polyaromatiske hydrokarboner) dannes ved ufullstendig forbrenning, og finnes også som en naturlig ingrediens i råolje. PAH består av en rekke forbindelser, og noen er giftige, arvestoffskadelige eller kreftfremkallende (www.miljøstatus.no). Da det ikke vil forekomme vann eller boreslam som er forurensset med råolje, forventes det ikke at utslipp av PAH vil være av noen vesentlig betydning.

Perfluoreerte forbindelser er overflateaktive, stabile forbindelser. De fantes tidligere i brannskum, men denne bruken er nå forbudt. De er lite økotoxikologiske, men da de er stabile brytes de i liten grad ned, og har derfor høy bioakkumulering. På sikt representerer de en potensiell fare for mennesker og dyr. Det er påvist at enkelte PFAS-forbindelser har hormonhermende egenskaper og kan være kreftfremkallende. Fram til nå har forbindelsene PFOS og PFOA vært mest i fokus, og begge er strengt regulert i Norge. Ny informasjon viser at også flere stoffer i denne gruppen er svært miljøskadelige. Både i Norge og i utlandet forskes det for å øke kunnskapen om stoffgruppen (www.miljøstatus.no). Denne stoffgruppen er nå i fokus når det gjelder kartlegging av forekomster og minimalisering av utslipp. Det forventes derfor at SAR vil få et utslippskrav som gjelder PFAS ved det planlagte anlegget på Fjord Base. Renseprosessen som brukes ved SAR's anlegg på Averøy har vist seg å fjerne 93 % av de perfluoreerte forbindelsene som ble målt i inngående vann til anlegg. Analyser av de to PFAS-forbindelsene som til nå har vært mest fokusert, PFOS og PFOA, i utgående vann viste at 100 % av PFOS ble fjernet i renseanlegget og at utgående vann inneholdt en konsentrasjon av PFOA på 1 µg/l. SAR arbeider aktivt med å vurdere alternative renseløsninger.

6.2 Utslippets virkning på resipienten

Basert på forventede krav i en evt. utslippstillatelse og Vanndirektivets kriterier for vannkvalitet, er nødvendig fortynning for å oppnå en vannkvalitet som tilsvarer tilstandsklasse I (bakgrunnsnivå) og tilstandsklasse II (god) beregnet. Resultatene er vist i tabell 6.1.

Tabell 6.1. Nødvendig fortynning av maksimalt tillatt utslippskonsentrasjon for å oppnå "bakgrunnsnivå og god tilstandsklasse" (SFT 2007)

Parameter	Maksimalt tillatt utslippskonsentrasjon (µg/l)	Grense for tilstandsklasse I – bakgrunnsnivå (µg/l)	Nødvendig fortynning for å tilfredsstille tilstandsklasse I	Grense for tilstandsklasse II - god (µg/l)	Nødvendig fortynning for å tilfredsstille tilstandsklasse II
Krom	50	<0,2	250	3,4	15
Nikkel	100	<0,5	200	2,2	45
Kopper	100	<0,3	333	0,64	156
Sink	500	<1,5	333	2,9	172
Arsen	50	<2	25	4,8	10
Kadmium	10	<0,03	333	0,24	41
Kvikksølv	3	<0,001	3 000	0,048	62,5
Bly	25	<0,05	500	2,2	11

Allerede ved innlagring eller innenfor en avstand på 100 m fra utslippspunktet vil en ha oppnådd tilstrekkelig fortynning av utslippet for å tilfredsstille grensene for tilstandsklasse god vannkvalitet (se tab. 6.2).

Tabell 6.2. Sammenstilling av beregnet primærfortynning og fortynning ved passiv turbulent diffusjon ved utslipp på 10, 20 og 30 m dyp (strøm 1,3 cm/s, rørledningsdiameter 5 tommer)

Utslippsdyp (m)	Årstid	Fortynning ved innlagring (primærfortynning)	Fortynning 100 m nedstrøms utslippspunkt
10	Sommer	91	325
	Vinter	205	690
20	Sommer	560	1467
	Vinter	217	665
30	Sommer	194	606
	Vinter	611	1576

Dersom en tar utgangspunkt i forventet konsentrasjon i vannet som slippes ut, dvs. målte utslippskonsentrasjoner fra tilsvarende anlegg som drives SAR vil en oppnå en fortynning av utslippet som tilsvarer bakgrunnsnivå allerede ved innlagring for de fleste situasjoner som er vurdert. Unntaket er ved utslipp på 30 m dyp om sommeren, men 100 m nedstrøms utslippspunktet vil grensene for bakgrunnsnivå være nådd med god marginal. Nødvendig fortynning av forventede utslippskonsentrasjoner er vist i tabell 6.3.

Tabell 6.3. Nødvendig fortynning av forventet utslippskonsentrasjon (jmf. tab.2.2) for å oppnå "bakgrunnsnivå og god tilstandsklasse" (SFT 2007) basert på faktiske utslippskonsentrasjoner fra et tilsvarende anlegg (SAR Averøy).

Parameter	Gjennomsnittlige utslippskonsentrasjon i 2012 og 2013 (µg/l)	Grense for tilstandsklasse I – bakgrunnsnivå (µg/l)	Nødvendig fortynning for å tilfredsstille tilstandsklasse I	Grense for tilstandsklasse II - god (µg/l)	Nødvendig fortynning for å tilfredsstille tilstandsklasse II
Krom	2,9 - 3,1	<0,2	16	3,4	0
Nikkel	20 - 25,9	<0,5	52	2,2	12
Kopper	43,3 - 49	<0,3	163	0,64	77
Sink	30,4 - 45	<1,5	30	2,9	16
Arsen	4,4 - 5,4	<2	3	4,8	1
Kadmium	0,2	<0,03	7	0,24	0,8
Kvikksølv	0 - 0,1	<0,001	100	0,048	2
Bly	3,3 - 3,8	<0,05	76	2,2	0

Få meter fra utslippspunktet vil utslippet ikke være sporbart i resipienten. Det ikke finnes noen kjente forurensningskilder som tilsier at metallkonsentrasjonene i resipienten er forhøyede utover forventede bakgrunnskonsentrasjoner, og utslippet ventes derfor ikke heller å medføre noen vesentlig merbelastning når det gjelder tungmetallforurensning.

Når det gjelder oljekonsentrasjoner (THC) søkes det om en utslippsgrense på 10 mg/l. Det er ikke fastsatt utslippskrav for aromater, men det forutsettes at innholdet av disse parametrene overvåkes. Vannløselige oljekomponenter (som aromater) kan være skadelige for fisk i egg- og larvestadiene. Olje helt ned i konsentrasjoner på 30-50 ppb kan gi økt dødelighet på tidlig larvestadium, dvs. de første 6-8 ukene etter klekking (Serigstad 1991). Fortynninger på 200-300 ganger vil være tilstrekkelig for å komme ned til dette nivået (forutsatt høyt aromatinnhold i oljen). Som tidligere nevnt skyldes hydrokarboninnholdet i væskefasen kontakt med olje, da spesielt baseoljer brukt i boreslam. Baseoljer (mineraloljer) består av C10-C20 alkaner. Disse hydrokarbonfraksjonene er lite til ikke vannløselige, og vil følge oljefasen i anlegget. I motsetningen til aromater er de ikke miljøskadelige. I stikkprøver fra det tilsvarende anlegget på Averøy har en heller ikke klart å spore aromater i rensset vann. Dersom renseanlegg klarer å opprettholde samme renseeffektivitet som SARs anlegg på Averøy (hvor rensset vann i gjennomsnitt i 2012 inneholdt 2,53 mg THC/l) er det tilstrekkelig med en fortynning på 50-80 ganger for å fortynne THC-konsentrasjonene (totale hydrokarboner) til et nivå som tilsvarer 30-50 ppb.

Konsekvenser

Tiltaket ventes ikke å medføre uheldig vannkvalitet med tanke på gyte- og leveområder for fisk eller sjøfugl eller for fiskerinæringen. Sårbare områder ligger i god avstand fra utslippet.

Vannet som går ut i det neddykkede utslippet inneholder ikke olje som partikler eller væskefase som går opp i vannet og legger seg på overflaten som en oljefilm. Utslippet spres og oppnår innlagring i vannmassene flere meter nede i vannet, og ventes derfor ikke å påvirke strandsonen. Utslippet vil kun føre til helt lokal endring av vannkvaliteten. Effektene vurderes ikke å ha noen negativ innvirkning på vanndirektivets målsetning om at vannforekomsten skal ha god økologisk tilstand. For å følge opp utslippets påvirkning på resipienten vil det bli gjennomført regelmessige

overvåking. Dette vil bidra til å forebygge uønskede kort- og langsiktige virkninger på vannkvalitet, sediment og biota.

Vanninntaket til Havlandet Marine Yngel AS er svært sårbart for forurensninger. Inntakene ligger på 50 resp. 85 m dyp i Botnafjorden rett nord for Botnaneset, ca. 600 m øst for det planlagte vannbehandlingsanlegget. Både dypet på inntakspunktene og avstanden fra utslippet tilsier at utslipp av rensset vann ikke vil komme i konflikt med vanninntakene.

For å forebygge evt. uønskede kort- og langsiktige virkninger på vannkvalitet, sediment og marine organismer vil det bli gjennomført regelmessig overvåking av resipienten. I tillegg vil vannkvaliteten på rensset vann følges nøye opp, slik at det ikke slippes ut vann som ikke tilfredsstiller kravene i utslippstillatelsen.

6.2.1 Anbefalt utslippsdyp

Det anbefales at en velger et utslippsdyp som gir innlagring i vannsøylen, dvs. at utslippet bør ligge dypere enn 10 meter. Et utslippspunkt på 20 m vil gi svært gode fortynningsforhold.

7 REFERANSER

Aqua Management AS. 2000. Strømmåling. Havlandet Havbruk AS lok. Havlandet Havbruk Fjordbase.

Eilertsen, M., Brekke, E. & Tveranger, B. 2013. Områderegeringsplan for Florelandet Nord, Flora kommune, Sogn og Fjordane fylke. Konsekvensutredning for marint naturmiljø. Rådgivende Biologer, rapp.nr.: 1691

European Commision. 2003. Reference Document on Best Available Techniques in Common Waste Water and Waste Gas treatment / Management Systems in the Chemical Sector (February 2003)

Frick, W. E., Roberts, P. J. W., Davis, L. R., Keys, J., Baumgartner, D. J. & Georg, K. P. 2003. Dilution Models for Effluent Discharges. 4th edition (Visual Plumes). Ecosystems Research Division, NERL, ORD. US Environmental Protection Agency.

Serigstad, B. 1991. Effekter på fiskeegg og larver av Gullfaks og Veslefrikk oljer. Havforskningsinstituttet, Bergen. HSM-rapport 15.

Statens Forurensningstilsyn. 1997. revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Veileder for klassifisering av miljøkvaliteter i fjorder og kystfarvann. SFT 2229-2007. 11 s.

Statens Forurensningstilsyn. 2007. Klassifisering av miljøkvaliteter i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. 36 s.

Tveranger, B, Brekke, E., Eilertsen, M. & Johnsen, G. H. 2009. Flora kommune. Resipientundersøkelse for Florølandet og Brandsøy. Beskrivelse av resipientene, avløpsdisponering og miljøtilstand 2009. Rådgivende Biologer, rapp. nr.: 1200

Øvstetun, G. 2014. MOM-B undersøking ved Havlandet Marin Yngel i Flora kommune. Sub Aqua Tech, rapport nr.: MOM-B-3-2-2014

Personlig meddelelse:

Halvard Hovland, Havlandet Marin Yngel, Fjord Base