

Oppdragsgiver
Hennig Olsen AS

Rapporttype
Rapport

Dato
2017-02-17

HENNIG OLSEN AS

VURDERING AV UTSLIPP TIL RESIPIENT



Revisjon **01**
Dato **2017-02-17**
Utført av **Maria Kaurin og Hanne Vidgren**
Kontrollert av **Aud Helland**
Godkjent av
Beskrivelse **Hennig Olsen AS – Vurdering av utslipps til resipient**

Ref. 1350019994

Sammendrag

Hennig Olsen AS ønsker å lede prosessvann fra anlegget i Hannevika ut i Hannevikbukta eller Hannevikbekken. Rambøll er engasjert av Hennig Olsen AS for å vurdere i hvilken grad resipienten vil påvirkes av utslippet og komme med anbefalinger for plassering av utslippspunktet og utforming av utslippsrøret. Vurderingene er basert på dagens tilstand i resipienten og prosessvannets forventete vannkvalitet.

Prosessvannets innlagring og fortykning i resipienten ble modellert ved den numeriske modellen Visual Plumes. Inngangsdata til modellering ble fremskaffet fra oppdragsgiver, og fra tidligere strøm- og hydrografimålinger utført i Vesterhavn. Modelleringen viser at utslippspunktet bør ligge på 15 meters vanddyb, eller dypere, for å oppnå god innblanding i resipienten. Hydrografimålingene fra Vesterhavn viser stabil vertikal sjikting i resipienten og beregninger tilsier at prosessvannet blir innlagret ved dybder på 2-12 m hvis vannet slippes ut på 15 m vanddyb. Sjøansen for å få gjennombrudd av utslippet til overflaten er svært liten ved alle forutsetninger modellert. Beregningene viser raskt fortykning av prosessvann med sjøvann, og en fortykningsfaktor mellom 50-1000 i horisontal avstand på 10 m fra utslippspunktet.

Ved plassering av utslippsrøret på 15 meters dyp og iht. spesifikasjoner i denne rapporten, ansees det som svært usannsynlig at utslippet vil ha negativ påvirkning på den økologiske tilstanden. Dette fordi innblandingssonen vil være begrenset, henholdsvis 7 og 18 m horisontal utbredelse, før konsentrasjonen av nitrogen og fosfor er fortyknet til god tilstand. For de resterende parameterne (oksygen, suspendert stoff og temperatur) vil innblandingssonen være langt mindre (<2 m). Det slippes ikke ut stoffer som vil kunne påvirke den kjemiske tilstanden. Ettersom den økologiske tilstanden ikke vil påvirkes og andre potensielt skadelige faktorer som temperatur også har en svært begrenset utstrekning, forventer man ingen negative effekter for naturmangfoldet.

| | | | | |
|-----------------|----------------------------|----------------------|------------|---------------------------|
| Stikkord | <i>Utslippsmodellering</i> | <i>Næringssalter</i> | <i>BOF</i> | <i>Resipientvurdering</i> |
|-----------------|----------------------------|----------------------|------------|---------------------------|

INNHold

| | | |
|-----------|---|-----------|
| 1. | BAKGRUNN | 4 |
| 1.1 | Målsetting | 4 |
| 2. | OMRÅDEBESKRIVELSE | 5 |
| 2.1 | Dyp og ferskvannstilførsel | 5 |
| 2.2 | Hydrografi | 6 |
| 2.3 | Strømforhold og vannutskiftning | 7 |
| 2.4 | Dagens miljøtilstand i potensielle resipienter | 7 |
| 2.5 | Renseanlegg og utslipp av prosessvann ved Hennig Olsen | 9 |
| 3. | ALTERNATIVER FOR PLASSERING AV UTSLIPPSPUNKTET | 11 |
| 4. | BEREGNING AV UTSLIPPETS INNLAGRING OG FORTYNNING | 12 |
| 4.1 | Modellverktøy | 12 |
| 4.2 | Inngangsdata for modellering | 13 |
| 4.3 | Resultater fra utslippsmodellering | 15 |
| 4.3.1 | Innlagringsdyp | 15 |
| 4.3.2 | Fortynning av prosessvann | 17 |
| 4.4 | Oppsummering av modellresultatene og anbefalt utslippsarrangement | 19 |
| 5. | MILJØKVALITETSTANDARDE – GRENSEVERDIER FOR EFFEKTER | 20 |
| 5.1 | Overtemperatur | 20 |
| 5.2 | Nitrogen | 20 |
| 5.3 | Fosfor | 21 |
| 5.4 | KOF / BOF | 21 |
| 5.5 | Suspendert stoff | 22 |
| 6. | INFLUENSOMRÅDE FOR UTSLIPPET OG FORVENTET PÅVIRKNING | 23 |
| 7. | KONKLUSJON OG ANBEFALTE LØSNINGER | 24 |
| 8. | REFERANSER | 25 |

VEDLEGG

Vedlegg 1 - Innlagring av utslippsvannet ved forskjellige rørdiameter

Vedlegg 2 - Resultater fra utslippsmodellering, ledning i 15 graders vinkel mot sjøbunnen

1. BAKGRUNN

Hennig Olsen ønsker å etablere et renseanlegg for å kunne slippe sitt prosessvann ut i Hannevikbekken eller Hanneviksbukta i Kristiansandsfjorden. Prosessvannet ledes i dag til Odderøya kommunale renseanlegg, som er plassert noe lenger ut i fjorden. Det er usikkerhet knyttet til hvordan etablering av nytt utslippspunkt for prosessvann fra Hennig Olsen vil påvirke resipienten på sikt. Fylkesmann har på bakgrunn av dette stilt krav om at det skal gjennomføres vurdering av prosessvannets innblanding, og kartlegging av eventuelle effekter på resipienten.

1.1 Målsetting

Foreliggende rapport har som hovedmål å avgjøre om utslippet kan ha en negativ innvirkning på miljøet. Rapporten har følgende mål

- Vurdere prosessvannets innlagringsdyp og fortynning i resipienten
- Anbefale hensiktsmessig dimensjonering og plassering for utslippsledningen (rørdiameter og utslippsdybde) for å nå god innblanding i resipienten
- Vurdere om utslippet vil påvirke den økologiske tilstanden i resipienten, basert på foreslåtte utslippsdyp
- Vurdere om utslippet vil påvirke naturmangfoldet i resipienten

Det vil gjennomføres en utslippsmodellering som vil benyttes som grunnlag for å vurdere hvordan utslippet vil påvirke vannkvaliteten og naturmangfoldet i området.

2. OMRÅDEBESKRIVELSE

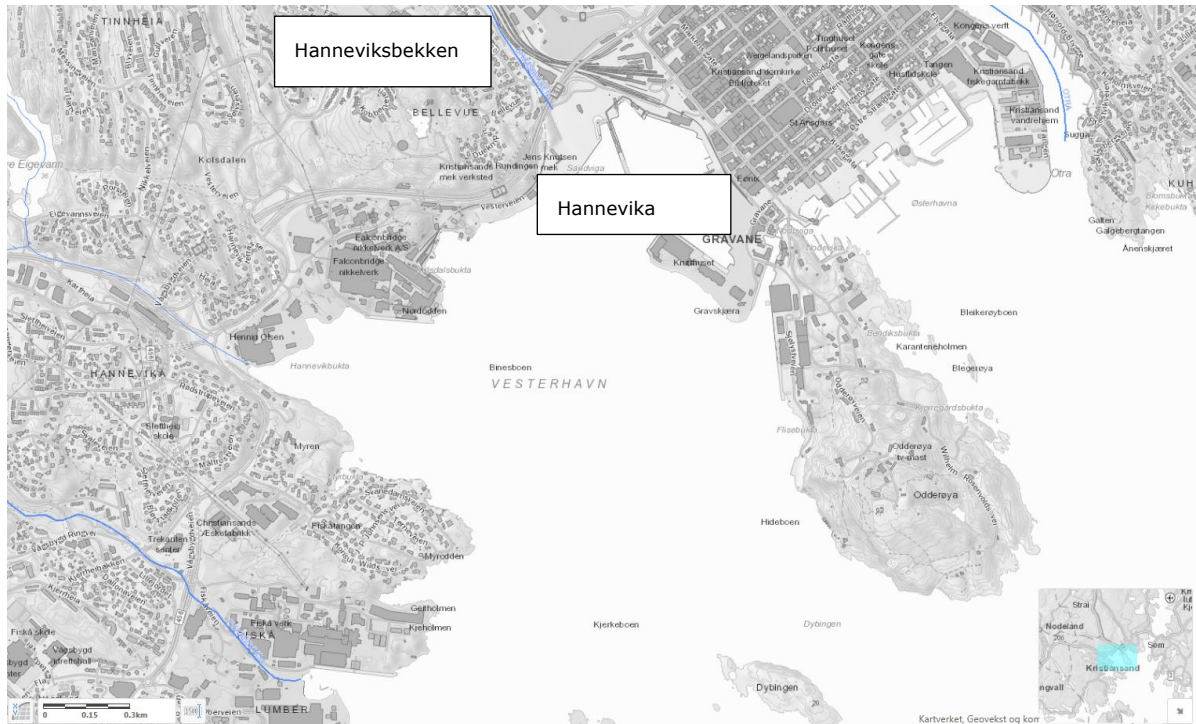
2.1 Dyp og ferskvannstilførsel

Hennig Olsens anlegg ligger i Hannevika i den vestlige delen av Kristiansandsfjorden (Vesterhavn) i Vest-Agder. Avstanden fra Hannviksbukta til åpent hav i Skagerrak sør for Oksøy og Grønningen fyr er omtrent 10 km. Fjorden har to innløp, Østergapet mellom Oksøy og Grønningen og Vestergapet mellom Flekkerøy og Møvik/Krodden. Det er ingen terskel ved innløpene.



Figur 1: Oversiktskart over plassering av Hennig Olsens anlegg.

Det er flere elver og bekker som fører ferskvann til Kristiansandsfjorden. Norges åttende lengste elv, Otra, har sitt utløp i fjorden. Kristiansandsfjorden har et maksdyp på 260 meter, sentralt i Vesterhavn er bunndypet 35-40 meter og dypet gradvis mot land. (Figur 2).



Figur 2a: Oversiktskart over Hannevika og Hanneviksbekken. Kartet er hentet fra NVE Atlas.



Figur 2b. Oversiktskart over dybdekvoter i Hannevika hvor utslippspunkt potensielt vil plassere. Kartet er hentet fra norgeskart.no.

2.2 Hydrografi

Hydrografien i området er kartlagt i tidligere undersøkelser (Molvær et al. 1986). Kristiansandsfjorden tilføres store mengder ferskvann fra Otra, omtrent $145 \text{ m}^3/\text{s}$ (Årene 1971-2000, Skarbøvik et al., 2015). Hydrografiprofilene målt i Vesterhavnen viser et karakteristisk 2-4 m tykt ferskere overflatelag, med gjennomsnittlig saltholdighet fra 21-25 psu. Dypere, under 10 m vanddyb, er

gjennomsnittlig saltholdighet typisk over 30 psu. Sjiktningen kan bli mindre tydelig når ferskvannstilførselen er liten og virkning av vind og bølger blander vannmassene sammen.

2.3 Strømforhold og vannutskifting

Strømforholdene i Kristiansandsfjorden er drevet av tidevann, værforhold og vanntilførsler fra elver. Fjorden har en tidevannsforskjell på opptil 101 cm. Det er gjennomført strømmålinger i Vesterhavn i forbindelse med undersøkelser i forbindelse med tildekkingen av forurensede sedimenter (Molvær & Helland, 2009). For detaljer rundt metode og resultater henvises det til nevnte rapport.

Strømmålinger utført i perioden februar - mars 2005 viste at strømretningen utenfor Hannevika var varierende, men dominerende strømretning er nord og sør, både i overflatelag og ved bunnen. Undersøkelsen viste at strømhastigheten i Vesterhavn hovedsakelig var lav, typisk mellom 1-4 cm gjennom hele vannsøylen. Ved overflaten var strømmen mer variabel og avhengig av vind og tidevann, med enkelte episoder med forholdsvis sterk (8-10 cm/s) strøm nær overflaten.

Vannutskifting i ulike deler av Kristiansandsfjorden er kartlagt ved Molvær et al. (1986). For overflatelaget i Vesterhavn er det anslått midlere oppholdstid på 1-2 døgn. Det er ingen terskler som hindrer utskifting av dypvannet med vann fra Skagerrak og selve Kristiansandsfjorden. Det ble anslått en oppholdstid på 1-2 uker for utskifting av dypvannet i Vesterhavn. Dette vil si at det vannutskiftingen i området hvor utslippet er planlagt å plasseres er relativt god.

2.4 Dagens miljøtilstand i potensielle resipienter

Marin resipient

Vesterhavn er delt i to vannforekomster, «Kristiansandsfjorden indre» og «Kristiansandsfjorden-indre havn». Hannevikbukta ligger i vannforekomsten «Kristiansandsfjorden-indre havn» (0130010302-2-C). Den økologiske tilstanden i denne vannforekomsten er satt til moderat, mens den kjemiske tilstanden ikke oppnår god. Den reduserte økologiske tilstanden i vannforekomsten skyldes moderat tilstand for bunnfauna, men tilstanden er kun basert på Hurlberts diversitetsindeks fra en undersøkelse i 2012. Det er også observert overskridelser av flere ikke-prioriterte miljøgifter, både metaller og industristoffer (Vann-nett, 2016).

Den kjemiske tilstanden oppnår ikke god på grunn av overskridelser av grenseverdi for blant annet PAH-forbindelser, TBT og bly, kvikksølv og nikkel. Området har historisk sett vært sterkt påvirket av lokal industri. I dag har Glencore Nikkelverk og Elkem Solar (metallurgisk industri) utslipp til resipienten. Det finnes også fiskeforedling og næringsmiddelindustri området, men disse utslippene går gjennom kommunalt avløp. Området er preget av avrenning fra urbant miljø, vei og landareal med forurenset grunn. I tillegg er det mye båttrafikk i området. I 2002-2003 ble forurensete sedimenter i Hannevika tildekket med et 50 cm tykt lag av sand. Ved kaia til Falconbridge er det i tillegg lagt ut fiberduk, pukk, sand og betongmadrasser.

Odderøya kommunale renseanlegg har utslipp til «Kristiansandsfjorden-indre», vannforekomsten øst for «Kristiansandsfjorden-indre havn». Anlegget har et utslipp på ca 45 000 PE, og prosessvannet fra anlegget ledes til 55 meters dyp i ytre del av Vesterhavn. Tidligere undersøkelser (Kroglund og Oug 2011) har vist at utslippet innlagres dypere enn 20 m og dermed vil ha begrenset påvirkning på planteplankton og fastsittende alger i Vesterhavn. Hannevika tilføres utslipp av overvann fra Bredalsholmen renseanlegg ved store nedbørsmengder og snøsmelting. Overvannet slippes til resipient på 12-15 meters dyp.

Kristiansandsfjorden tilføres også betydelige mengder næringsalter med ellevann. Det er 6 bekker som har sitt utløp i Vesterhavn. Fem av bekkene har redusert tilstand grunnet eutrofierings-effekter og overkonsentrasjoner av nitrogen (Vann-nett, 2017). Elven Otra har sitt utløp rett nord for Vesterhavn. Elven har en avrenning på 149 m³/s og påvirker i stor grad hydrografien og

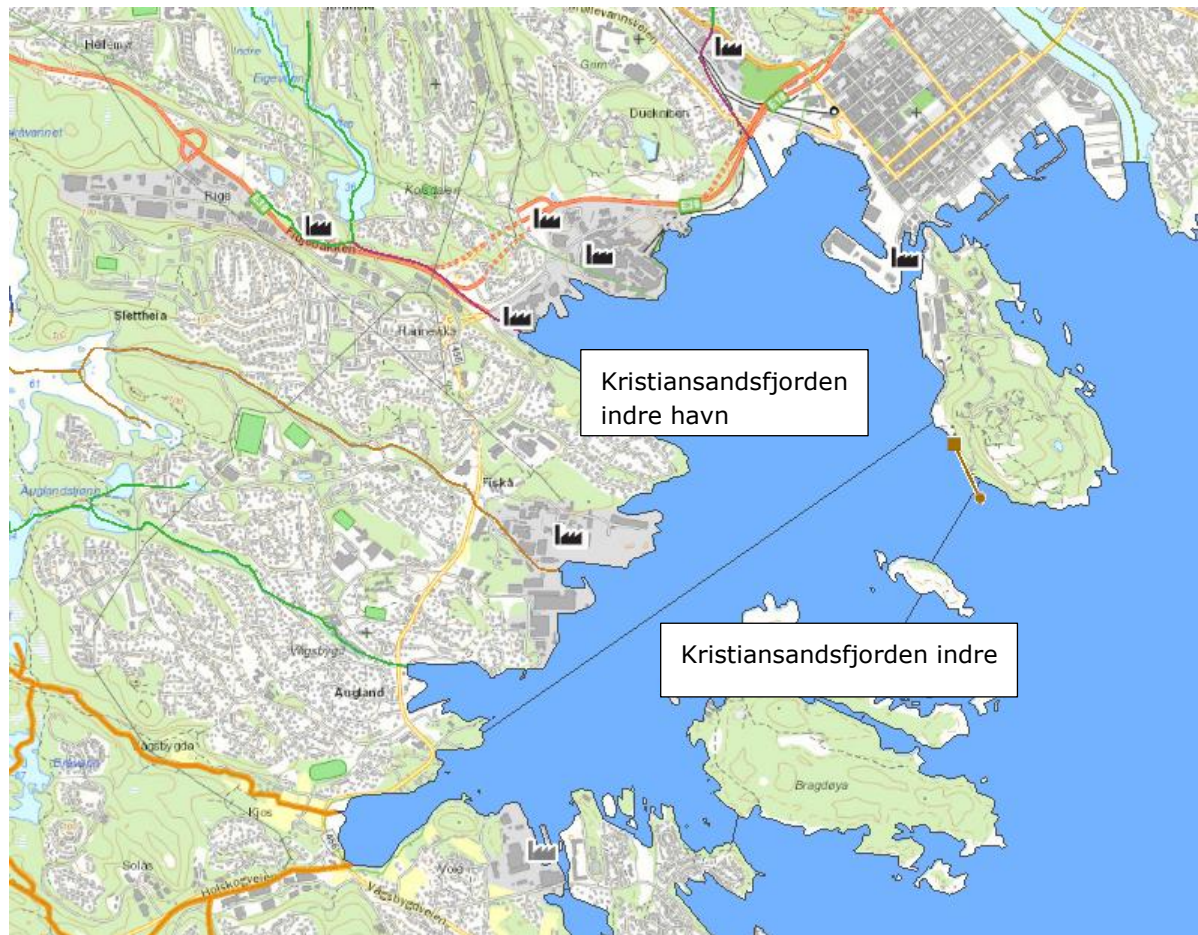
vannkvaliteten i området. En oversikt over mengde nitrogen og fosfor som tilføres Kristiansandsfjorden fra Otra er gitt i tabell 1. Otra elven fører også med seg betydelige mengder organisk stoff fra industrien på Vennesla.

Tabell 1: Estimert nitrogen og fosfor-transport i 2013 fra Otra ved utløp i sjø

| Parameter | Jordbruk | Befolkning | Industri | Natur |
|------------------|-----------------|-------------------|-----------------|--------------|
| Nitrogen i tonn | 92,98 | 69,97 | 8,35 | 1190,96 |
| Fosfor i tonn | 1,448 | 1,351 | 1,613 | 7,102 |

Vesterhavnen har tidligere vært moderat påvirket av næringsalter og har hatt en høyre nærings-saltkonsentrasjon og lavere siktedyp enn selve Kristiansandsfjorden (Molvær, 1985). Organisme-samfunnene i strandsonen og bløtbunn har også vært påvirket i betydelig grad. Undersøkelsene av hard- og bløtbunnsamfunn i 1992-1993, før etablering av renseanlegget, viste en svak indika-sjon på organisk belastning og en forbedring av strandvegetasjonen (Oug et al, 1994). I 1993 ble utslippet fra det kommunale renseanlegget flyttet ut i fra Vesterhavnen, og Odderøya renseanlegg ble satt i drift. Makroalgesamfunnet og bunnfauna i Vesterhavnen ble undersøkt på nytt i 2008/2009 (Kroglund og Oug, 2011). Makroalgesamfunnet ved Odderøya, på den siden som vender inn på Vesterhavnen, inneholdt et høyere antall arter enn i tidligere undersøkelser. Det ble konkludert med at tilstanden hadde forbedret seg, da tilsvarende endring ikke ble observert på referansestasjonen. Dykkerundersøkelser i Hannevikbukta viste at tilstanden var betraktelig bedret fra 1992 til 2009. Også øst i Vesterhavnen viste undersøkelsene en bedring i tilstand for makro-algefaunaen.

Sedimentene i Vesterhavnen hadde i 2009 et høyt organisk innhold, tilsvarende tilstandsklasse dårlig. C/N-forholdet tydet på at det organiske materiale i hovedsak var av marin opprinnelse med mindre tilførsler fra land. Det er kun opparbeidet bunnfauna fra området utenfor Odderøya ren-seanlegg. Her viser faunaen god tilstand, men med høye tettheter av enkelte arter som kan tyde på noe organisk belastning. Undersøkelser av bunnfauna fra Hanneviksbukta i 2006 indikerte at tilstanden lå mellom god og moderat tilstand (Berge et al., 2007)



Figur 3: Oversiktskart over vannforekomster i vesterhavn, industri i området (merket med svarte fabriker, grå fabriker representerer nedlagt industri) og utslipp fra kommunalt renseanlegg merket md brun firkant.

Elveresipient

Hannevikbekken er en del av vannforekomsten Grimsbekken og Hannevikbekken nedre (021-1239-R). Undersøkelser av bunnsfauna og fisk er kun gjennomført i Grimsbekken hvor tilstanden var svært dårlig. Det er ikke presisert i Vann-nett hvor nærings saltprøvene er tatt, men målinger fra 2008 indikerer en konsentrasjon av totalnitrogen tilsvarende moderat tilstand. Vannforekomsten er klassifisert som en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF). Bekken er påvirket av industri, avrenning fra tettsteder/byer, sur nedbør og potensielt av utslipp fra infrastruktur og annen diffus forurensing. Bekken er også i svært stor grad påvirket av bekkelukking. Bekken har ikke årssikker vannføring. Statens vegvesen arbeider for å kunne åpne den nedre delen av Hannevikbekken, slik at den muligens kan bli fiskeførende (Vannregion Agder, 2017).

2.5 Renseanlegg og utslipp av prosessvann ved Hennig Olsen

Opplysninger om utslippet ble innhentet fra oppdragsgiver. I gjennomsnitt vil det slippes ut 168 m³ prosessvann per dag og den maksimale daglige vannmengde er 210 m³. Den Maksimalutslippsmengden kan være 21 m³/h. Renseanlegget vil være i drift hele døgnet, alle dager i uken. Det sanitære prosessvannet fra virksomheten ledes til offentlig kloakk.

Prosessvannet kan inneholde flere komponenter som direkte eller indirekte kan ha skadelige effekter på lokal fauna og flora. Prosessvannet behandles med en kombinasjon av mekanisk rensing og biologisk behandling. Aktivert slam, Membran filter unit (MFU), brukes til biologisk behandling med keramiske membran filtre. Membranen fungerer som en barriere som avviser alle faste partikler som er større end membranenes porestørrelse (200 nm), noe som betyr at suspendert stoff og bakterier ikke kan passere. Renseanlegget kjører automatisk med feedback-signaler fra online sensorer.

MBR har rensnivå for kjemisk oksygenforbruk (KOF), biokjemisk oksygenforbruk (BOF5) og total fosfor (tot-P) på henholdsvis på 75 %, 70 % og 90 %. Etter behandling ved MBR skal prosessvannet ha lave konsentrasjoner av suspendert stoff og være fri for bakterier og fett. Forventet temperatur, pH og konsentrasjoner av stoffer i prosessvannet som ledes til rensanlegget og i prosessvann etter rensinger er oppsummert i Tabell 2.

Tabell 2. Forventede konsentrasjoner/ verdier for prosessvann fra Hennig Olsen AS før og etter rensanlegget, samt forventet maksimalt utslipp og forventet årlig utslipp for enkelte parametere.

| Parameter | Til rensanlegg | Etter rensanlegg | Forventet maksimalt konsentrasjon i utslippet | Forventet årlig utslipp kg/år |
|---|-------------------------------------|------------------|---|-------------------------------|
| Temperatur | 20-45 °C | 20-30 °C | | |
| pH | 9 - 12 | 6,8 - 8,5 | | |
| Kjemisk oksygenforbruk, KOF | 2673 - 3900 mg/l (max-gjennomsnitt) | 40 | 125 mg/l | 2453 |
| Biokjemisk oksygenforbruk, BOF ₅ : | | 2 mg/l | 25 mg/l | 123 |
| Fosfor total (P-TOT) | | 400 µg/l | 400 µg/l | 25 |
| Nitrogen (N-TOT) | 40000 µg/l | 7620 µg/l | | |
| Total suspendert stoff (TSS) | | 2 mg/l | 5 mg/l | 123 |
| Fett | 213 - 680 (max - gjennomsnitt) | 0 | 0 | |

Rensanlegget er dimensjonert med en bufferkapasitet for å ta hensyn til daglige variasjoner i det innkommende prosessvannet fra virksomheten. Variasjonene vil bli kompensert for i systemet, og det forventes ikke store variasjoner i utslippsvannets kvalitet. For å ta representative prøver for kvalitetskontroll av anlegget, vil det plasseres en automatisk prøvetaker i permeattan-ken for offline kontroll av prosessvannets kvalitet.

3. ALTERNATIVER FOR Plassering av utslippspunktet

Hennig Olsen har ønsket å få vurdert 2 potensielle utslippspunkt

1. Hannvikbekken
2. Hannevikbukta

Ved plassering av et utslipp er det viktig å påse at innblandingen av prosessvannet blir god, for å unngå overkonsentrasjoner av stoffer (f.eks. nitrogen og fosfor) i resipienten utenfor innblandingssonen. I prosessvannet fra Hennig Olsen er det konsentrasjoner av fosfor og nitrogen som kan ha uønskete effekter på resipienten dersom tilstrekkelig innblanding ikke oppnås. I den marine resipienten vil en økning i nitrogenkonsentrasjonen i overflatevannet kunne føre til økt algevekst og eutrofiering, mens tilførsel av fosfor til bekken vil kunne ha tilsvarende effekt. Dette fordi tilgangen på nitrogen ofte begrenser algeveksten i sjøvann, mens fosfor ofte er begrensende i ferskvann.

Hannevikbekken er av mindre størrelse og har variabel vannføring. Innblandingen av prosessvann i bekken vil derfor være varierende og resultatet usikkert. Prosessvannet vil være betydelig varmere enn resipientvannet, noe som grunnet tetthetsforskjeller mellom vann av ulik temperatur, vil medføre at prosessvannet vil legge seg på overflaten av resipienten og i liten grad blandes inn. Dette kan føre til algevekst både i den marine resipienten og i bekken. På denne bakgrunn anbefales det at utslippet etableres i Hannevika hvor utslippet kan plasseres slik at en god innblanding kan oppnås. I foreliggende rapport omfatter videre vurderinger kun utslipp til Hannevikbukta.

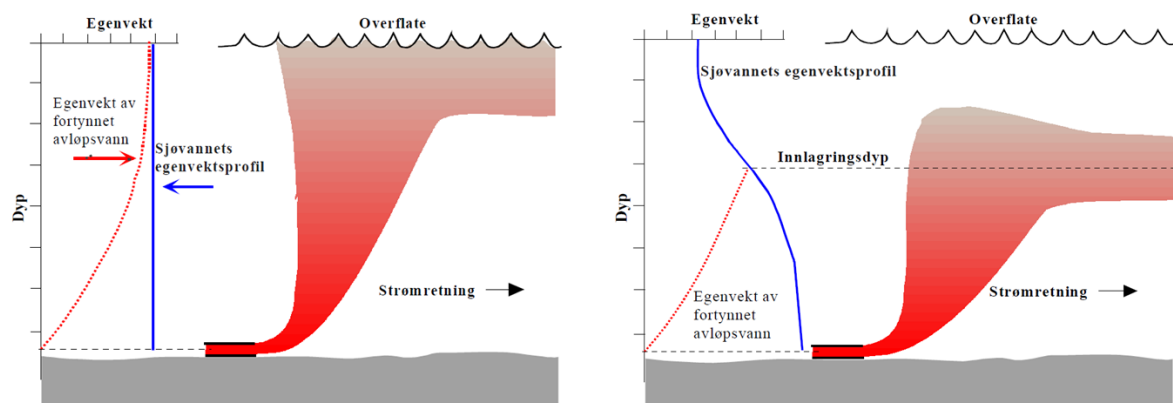
4. BEREGNING AV UTSLIPPETS INNLAGRING OG FORTYNNING

4.1 Modellverktøy

Beregning av spredning av utslippsskyen, eventuelt innlagingsdyp og fortykning i sjøvann er utført med den numeriske modellen Visual Plumes utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001). Hensikten med modelleringen er å få oversikt over utslippets influensområde, for å kunne vurdere i hvilken grad sjøresipienten vil påvirkes. Miljødirektoratets veileder *Fastsetting av innblandingssoner* (M-46/2013, Ranneklev et al., 2013) definerer innblandingssonen som den delen av en vannforekomst i umiddelbar nærhet av et punktutslipp hvor forvaltningsmyndighetene tillater at EQS-verdier (også kalt grenseverdier/miljøkvalitetsstandarder) overskrides. Forutsetningen er at EQS-verdiene overholdes i den resterende delen av vannforekomsten. Det vil være hensiktsmessig også å vurdere innblanding av næringsalter på denne måten. Innblandingssoner er dynamiske systemer og størrelsen av en sone kan variere mye med tid.

Vanligvis er prosessvannet lettere enn sjøvann og vil dermed begynne å stige mot overflaten, samtidig som det fortynnes raskt med omkringliggende sjøvann. Egenvekten og den vertikale sjiktningen i resipientvannet er med å avgjøre i hvilket dyp det fortynnede prosessvannet vil innlagres. Figur 4 viser to mulige scenarier hvor den venstre figuren viser hvordan det fortynnede prosessvannet stiger opp til overflaten når det ikke er sjiktning i vannsøylen, og den høyre viser innlagingsdypet for prosessvannet ved god sjiktning. I innlagingsdypet vil det innblandede prosessvannet ha samme egenvekt som sjøvannet omkring.

Primærfortynning av utslippet bestemmes hovedsakelig av utslippsdyp, den vertikale sjiktningen, mengde utslippsvann og hastigheten utslippet har ut røret. Sekundærfortynningen skyldes turbulent strøm/blanding i resipienten. Denne er langsommere enn primærfortynningen, og det er derfor ønskelig å designe et utslippsarrangement som gir stor primærfortynning. Visual Plumes beregner både primær- og sekundærfortynning av prosessvann fra punktutslipp.



Figur 4. Illustrasjon av et utslipp til sjøvann. Figuren til venstre viser en situasjon uten vertikal sjiktning i vannmassen (konstant egenvekt) da vil prosessvannet ikke innlagres, men nå helt til overflaten. Figuren til høyre viser en situasjon med vertikal sjiktning (egenvekten øker med dypet) og innlagring av utslippsvannet. (Kilde: Miljødirektoratet, 2013)

For å få et inntrykk av hvordan prosessvannet vil påvirke vannkvalitet i resipienten er det valgt å bruke nitrogen og fosfor som parameter i modelleringen. Konsentrasjonen av nitrogen og fosfor i sjøvannet kan vurderes i henhold til Miljødirektoratets veileder *Klassifisering av miljøtilstand i vann* 02:2013, se Tabell 3.

Tabell 3. Klassifisering av miljøtilstand i vann basert på konsentrasjon av total nitrogen (T-N, µg/l) og total fosfor (T-P, µg/l) (Miljødirektoratet, 2013).

| Klasse | | Tilstandsklasse | | | | |
|--|---|-----------------|---------|----------------|-----------|----------------|
| | | I Meget god | II God | III Mindre god | IV Dårlig | V Meget dårlig |
| Konsentrasjon av total nitrogen (µg N/l) | Overflatelag, Sommer (juni - august) | < 250 | 250-330 | 330-500 | 500-800 | > 800 |
| | Overflatelag, Vinter (desember - februar) | < 295 | 295-380 | 380-560 | 560-800 | > 800 |
| Konsentrasjon av total fosfor (µg P/l) | Overflatelag, Sommer (juni - august) | <11,5 | 11,5-16 | 16-29 | 29-60 | >60 |
| | Overflatelag, Vinter (desember - februar) | <20 | 20-25 | 25-42 | 42-60 | >60 |

4.2 Inngangsdata for modellering

Beregningene krever at man tar hensyn til den tekniske utformingen av utslippsledningen, karakteren til utslippet og forholdene i resipienten. Nødvendig datainput til modellen Visual Plumes er blant annet:

- utslippsdyp og ledningsdiameter
- utslippsvannmengder
- karakteristikk av utslippsvannet (stoffkonsentrasjoner, saltholdighet, temperatur)
- vertikale sjiktningen i resipienten
- strømhastighet i resipienten.

Med grunnlag i disse dataene kan det gjøres beregninger av prosessvannets innlagring, fortykning og av stoffkonsentrasjoner. De fleste av punktene listet over kan variere mye med tiden og det vil dermed også innlagring og fortykning gjøre. Modelleringen er derfor gjort for ulike datakombinasjoner for å få en oversikt over variasjonene av innblandingssonens størrelse.

Utslippet og ledningen

Vandybden i Hannevika øker med økende avstand fra Hennig Olsen (Figur 1). Det er utført beregninger for utslippsvannets spredning fra et utslippsdyp på 15 m, som antas å være en dybde som gir akseptable spredning og fortykning av utslippet. Det er antatt at utslippsledningen plasseres 1 meter over havbunnen. Vi har testet prosessvannets spredning ved horisontal plassering av utslippsledningen 1 m over sjøbunnen og ved 15 graders vinkel mot sjøbunnen.

Ut fra volum vannmengder oppgitt fra oppdragsgivere og ønsket optimal hastighet på utslippet, ble en indre diameter på 150 mm på avløpsledningen valgt i modelleringen. Vi har også modellert med en indre rørdiameter på 100 og 200 mm for utslippsrøret, for å undersøke hvordan dette påvirker innblandingen. Modelleringen er utført med daglig gjennomsnitt og maksimal timevis utslippsmengde, henholdsvis 168 m³/dag (7 m³/t) og 21 m³/time.

Det rensede prosessvannet er oppgitt å ha en konsentrasjon av total nitrogen på 7620 µg/l som er brukt som inngangsdata i modelleringen. Bakgrunnskonsentrasjonen av nitrogen og fosfor i sjøvannet er antatt å være henholdsvis 200 µg/l og 11,5 µg/l som tilsvarer meget god nivå (Tabell 3).

Prosessvannet er ferskvann og en saltholdighet på 0 psu ble derfor benyttet i modelleringen, basert på informasjon fra oppdragsgiver (Vedlegg 1). Utslippsvannets temperatur kan variere og vi har simulert innblanding med temperatur på 20 °C og 30 °C. Generelt gir kaldere vann høyere densitet for utslippsvannet. Innledende simuleringer med temperatur på 20 °C og relativt økning i densitet viser at utslippsvannets temperatur ikke påvirker innlagring og fortykning i betydelig

grad. Derfor har vi i foreliggende rapport kun vist resultater for utslippsvannet med temperatur på 30 °C.

Koeffisient for turbulent blanding

Koeffisienten for turbulent blanding vil ha påvirkning på den beregnede fortykningen. Koeffisienten vil variere fra sted til sted og med tiden. Basert på EPAs anbefaling for litt innelukkede farvann har vi valgt å bruke en konstant koeffisient $0,0003 \text{ m}^{2/3}/\text{s}^2$ som gir et relativt konservativt estimat av blandingen.

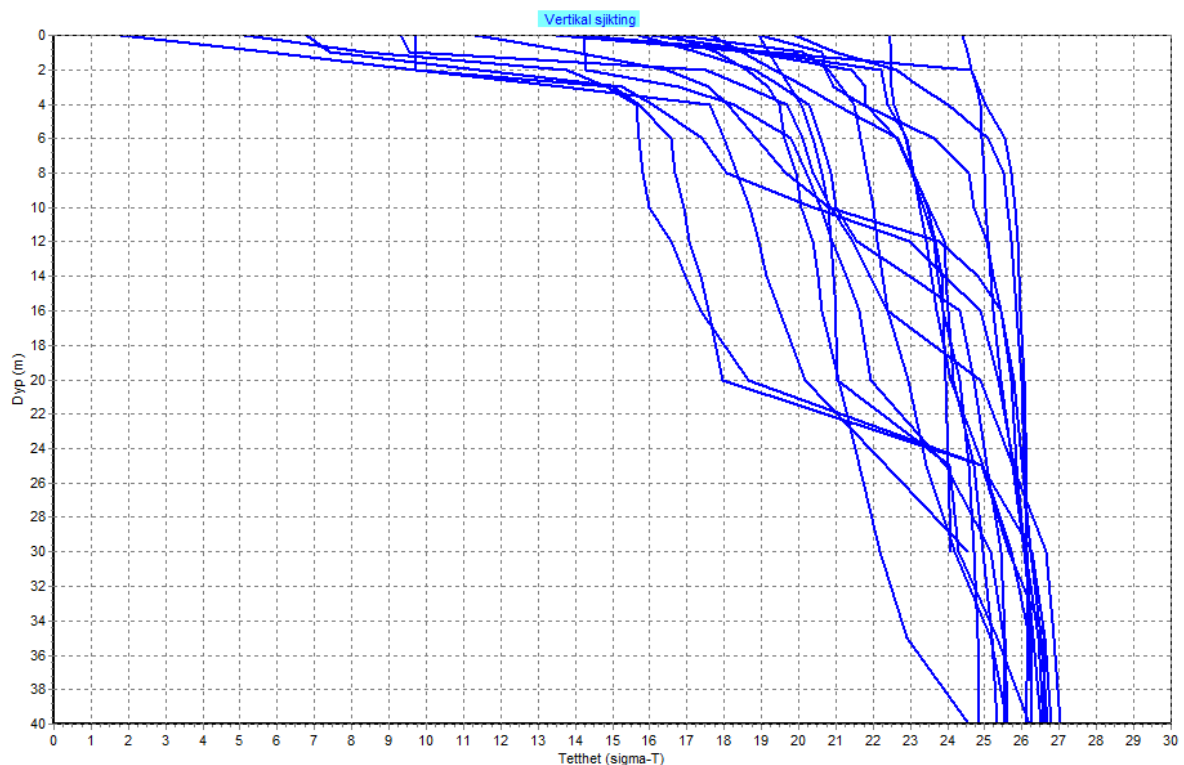
Strømhastighet i resipienten

I modelleringen er det benyttet strømdata målt i Vesterhavn i perioden august–september, 2006 (Molvær & Helland, 2009). Profilerende akustikk Doppler strømmålere (RDGP600) plassert på 29 meters dybde ble brukt for å kartlegge strømforholdene gjennom hele vannsøylen. Målingene tyder på at strømhastigheten er jevn gjennom hele vannsøylen og derfor er det benyttet en konstant strømprofil gjennom vannsøylen. Beregninger er gjort med en strømhastighet på 2 og 6 cm/s.

Hydrografi

Tettheter i resipientvannet kan kartlegges ved hydrografimålinger. Det er ikke gjennomført profileringer for denne studien men i stedet er det benyttet hydrografidata som ble innhentet fra tidligere undersøkelser i området. For modellering er det benyttet 20 vertikale profiler fra Vesterhavn, mottatt fra Molvær Resipientanalyse. Dette er en sammenstilling av data fra mange undersøkelser i tidsrommet juni.1981- juni.1995, i hovedsak utført av NIVA. Det er benyttet profiler målt i februar, mars, april, mai, juni, juli, august, september, oktober og november.

Vertikalprofilene av egenvekten til sjøvannet brukt i modelleringen er vist i Figur 5. De fleste av hydrografiprofilene fra Vesterhavn tatt i sommermånedene viser et brakkvannslag i de øverste cirka 2-4 m av vannsøylen og mer homogene vannmasser dypere, hvor tettheten øker jevnt nedover i vannsøylen. Enkelte av profilene målt i november viser mindre sjikting i vannmassene og en jevnt økende tetthet gjennom vannsøylen.



Figur 5. Vertikalprofiler av sjøvannets tetthet i Vesterhavn i Kristiansandsfjorden. Tetthet av sjøvann er her vist ved enheten sigma- t som betyr egenvekt - 1000.

4.3 Resultater fra utslippsmodellering

Det er utført simulering av utslippsvannets innlagring og fortykning med gjennomsnittlige og maksimale utslippsmengder. Det er også utført simulering med høyere strømhastighet i resipienten for å få oversikt hvordan strømhastighet påvirker utslippets innblanding. Alle simuleringer er utført med 20 forskjellige hydrografiprofiler som beskriver sjiktingen i resipienten ved ulike årstider (se Figur 5).

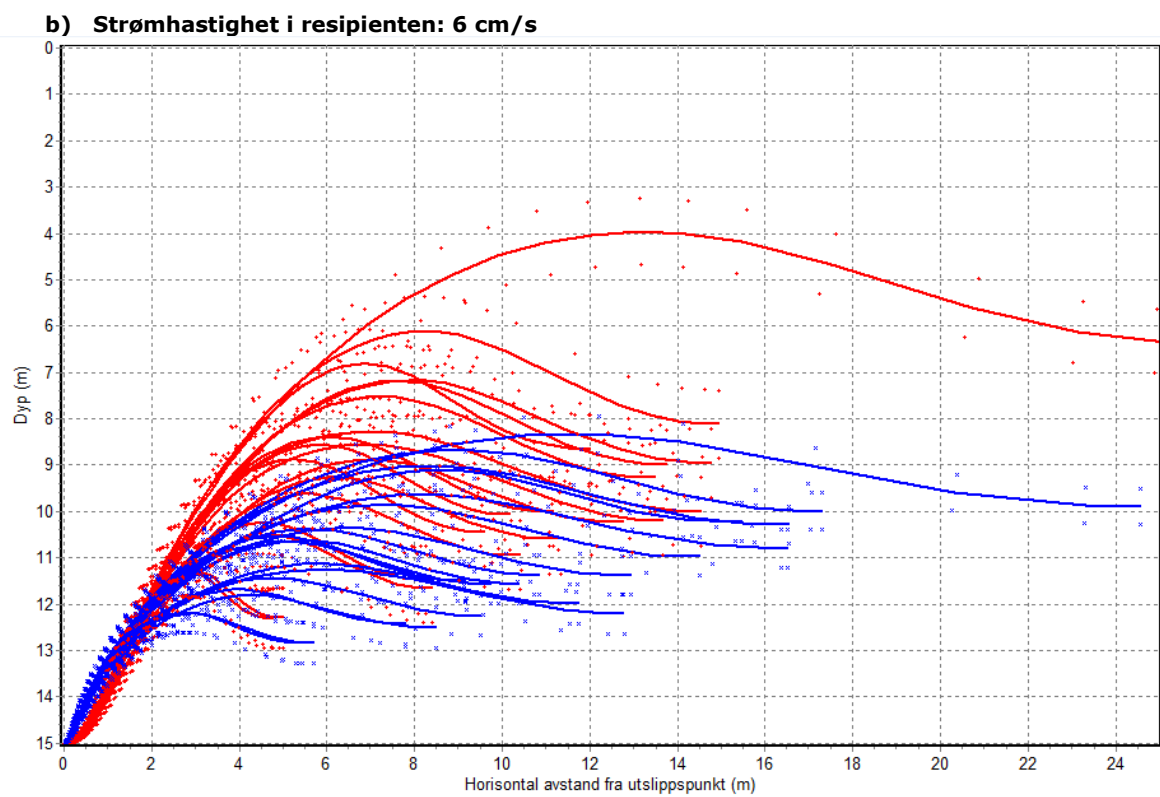
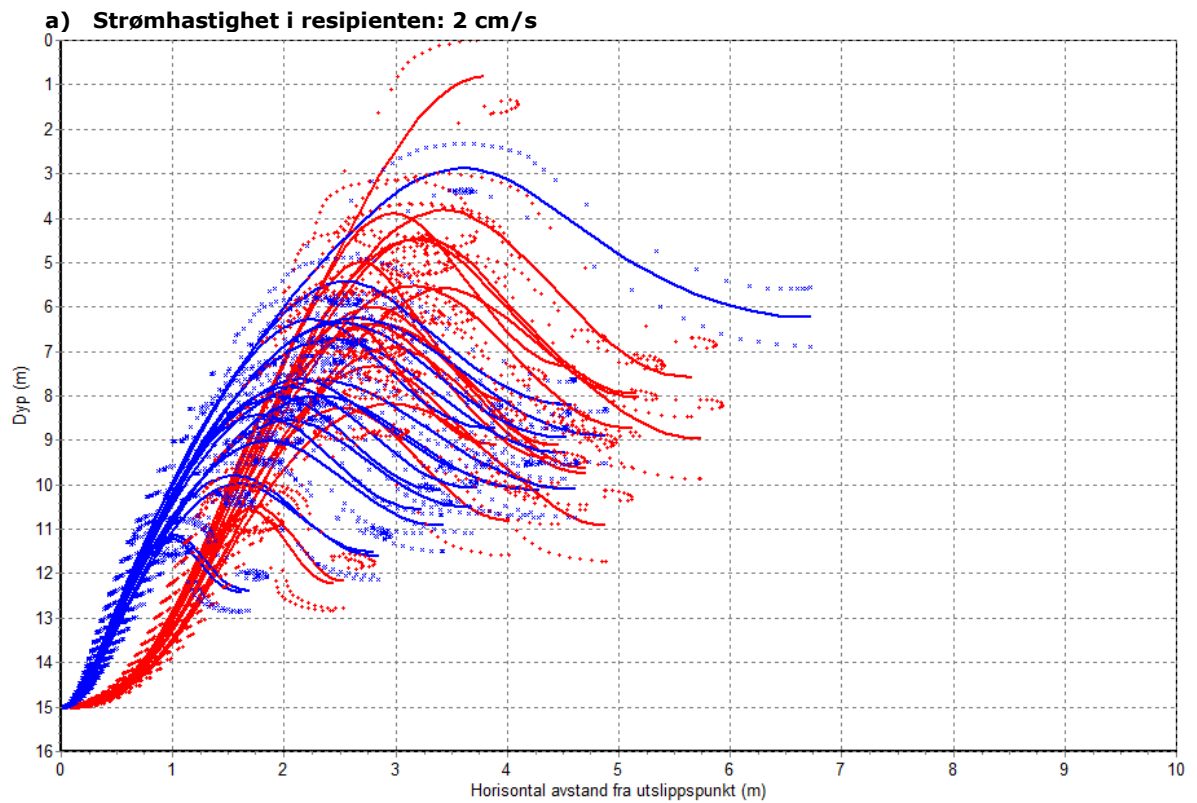
4.3.1 Innlagringsdyp

Resultatene av innlagringsberegningene med gjennomsnittlig og høy strømhastighet i resipienten er vist i Figur 6 a og b. Utslippsvannet er lettere enn sjøvannet og vil først stige mot overflaten og deretter synke noe før det innlagres. Beregninger med gjennomsnittlig og maksimalt forventet vannmengde i utslippet viser ingen gjennombrudd til overflaten og utslippet blir innlagret i relativt dypt vann ved alle hydrografiske forhold modellert.

De hydrografiske forholdene i resipientvannet er avgjørende for innlagringsdybde av utslippet. Ved beregninger med vertikaleprofiler som viser tydelig sjikting, kommer senterlinjene av utslippsskyen opp til 5–11 m dyp før endelig innlagring i vanddybder mellom 8–12 m. Yttergrensene av disse skyene havner på ca. 7–13 m dybde. Etter innlagringen vil prosessvannet spres med strømmen samtidig som det fortyknes videre. I vintermånedene er sjansen høyere for at utslippet når overflaten hvis vannet slippes ut på 15 meters dybde (se Figur 6a). Modellering basert på hydrografidata fra 18. november 1983 er den eneste profilen med mindre sjikting, og som fører til at ytterste grense av utslippsskyen kan nå helt opp til overflaten. Gjennombrudd til overflaten kan forekomme ved maksimale forventede utslippsmengder. Hydrografiprofiler fra området viser at slike forhold ikke vil inntreffe ofte og generelt er det derfor svært lav sannsynlighet å få gjennombrudd av utslippet til overflata.

Ved å sammenligne grafene i Figur 6 kan man se at høyere strømhastighet i resipienten gir innlagring i dypere vann. Høy strømhastighet (6 cm/s) fører til at utslippsvannet blir innlagret i vanddybder på 5–10 m. Det forventes kun mindre variasjoner i mengde vann som slippes ut, og modellresultatene viser at mengde utslippsvann i mindre grad vil være avgjørende for innlagring enn strømhastighet. Beregninger ved maksimal vannmengde (Figur 6, røde kurver) viser at innlagring av utslippsskyene skjer noe nærmere overflaten sammenlignet med gjennomsnittlig vannmengde (blå kurver), men forskjellen er relativ liten.

Dimensjonering av utslippsledningen vil også ha virkning på innlagringsdyp. Vedlegg 2 viser beregnet innlagring av utslippsskyen ved ulike rørdiameter (100 mm og 200 mm) for utslippsledningen. Ved større rørdiameter og lavere vannhastighet vil primærfortynning av prosessvannet i resipienten være noe lavere. Beregningene med indre rørdiameter på 100–150 mm viser god innlagring, mens 200 mm rørdiameter og lav hastighet for utslippsvannet (0,063 m/s) fører til at utslippsskyen stiger nærmere overflata og at det er større sjanse for å få gjennombrudd til overflaten.



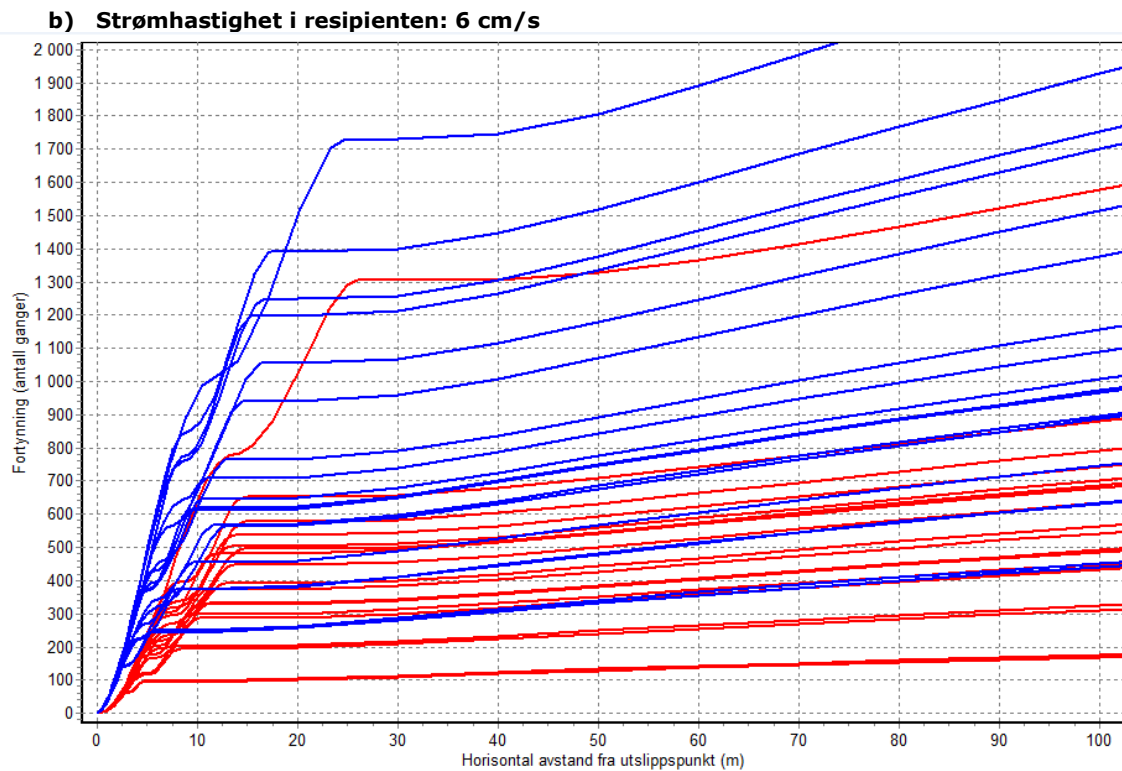
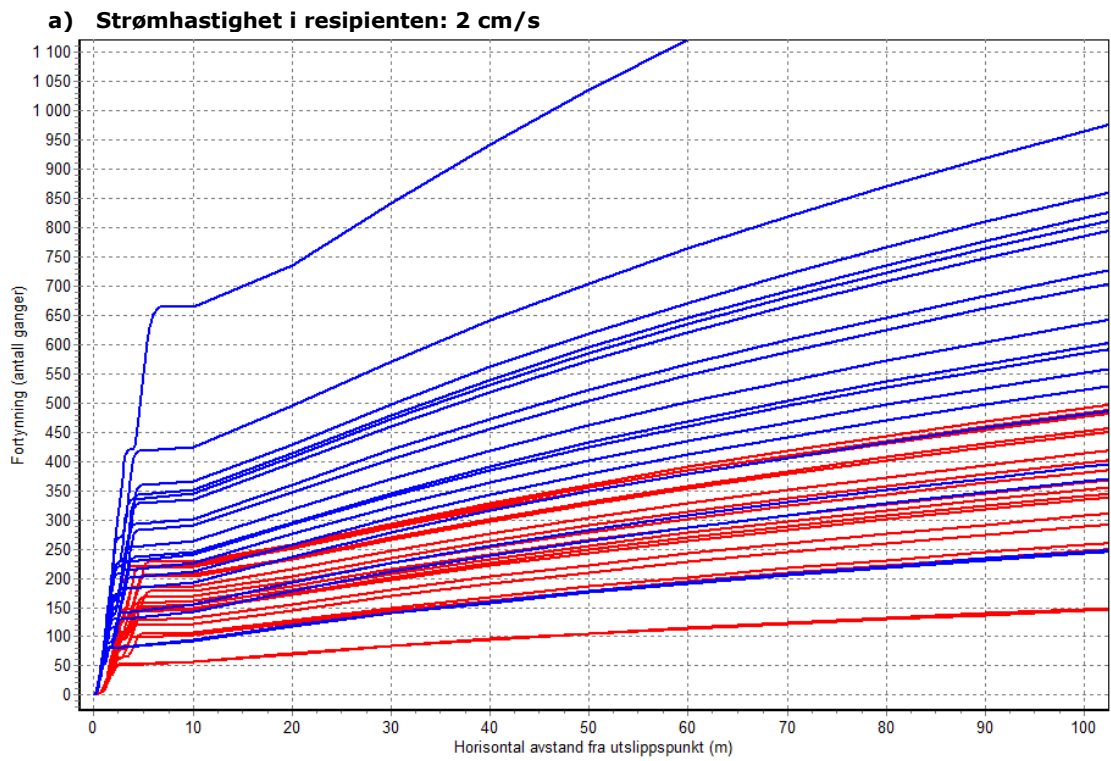
Figur 6. Beregnet strålebaner for utslipp med a) gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (2 cm/s, og b) med høy hastigheter i resipienten (6 cm/s). Blått indikerer gjennomsnittlig vannmengde (7 m³/time), mens rødt indikerer maksimalt vannmengde (21 m³/time). Det er brukt rørdiameter på 150 mm og utslippsdyb på 15 m. Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stiplede linjer viser yttergrenser av skyene.

4.3.2 Fortynning av prosessvann

Ved modellering kan fortynning av prosessvannet i ulike avstander fra utslippspunktet evalueres. Figur 7 viser den gjennomsnittlige fortynningen av den 1-4 m tykke utslippsskyen i resipienten. Fortynningen er mest effektivt ved den øvre grensen av skyen og i sentrum av skyen vil fortynningen være lavere og omtrent 50-70 % av gjennomsnittet vist for hele skyen.

Modellresultatene viser at prosessvannet blander seg raskt med omkringliggende vannmasser etter det er sluppet ut i sjøen. For de ulike modellscenarioene er utslippsvannet fortynnet allerede omtrent 50-1000 ganger ved en avstand på 10 meter fra utslippspunktet. Figur 7 viser også at fortynningen mindre effektiv etter innlagring fordi da er det den naturlige turbulente blandingen som bestemmer størrelsen av fortynningen. Under primærfortynningen (i.e. før innlagring) er blandingen mellom prosessvann og sjøvann mye mer effektiv.

Ved å sammenligne grafene i Figur 7 (a og b) kan man se at fortynningen er mer effektiv per distanse ved høyere strømhastighet. Ved en avstand på 30 m fra utslippspunktet er prosessvannet fortynnet omtrent 100-1700 ganger ved høy strømhastighet på 6 cm/s, sammenlignet med 80-850 ved gjennomsnittlig hastighet 2 cm/s. Beregningene indikerer at fortynningen er mer effektiv med lavere utslippsfluks. Ved bruk av gjennomsnittlig vannmengde (168 m³/dag, tilsvarende 7 m³/time) er prosessvannet er fortynnet cirka 150-850 ganger 10 meter fra utslippspunktet. Fortynningen ved maksimal utslippsmengde (21 m³/time) er mindre effektiv, utslippet blir fortynnet cirka 75-300 ganger ved samme avstand.



Figur 7. Fortynning av prosessvannet i senterlinjen av skyen (antall ganger) med avstand fra utslippet (m), simulert med a) gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (2 cm/s) og b) høy strømhastighet i resipienten (6 cm/s). Blått indikerer gjennomsnittlig vannmengde (168 m³/dag), mens rødt indikerer maksimalt vannmengde (21 m³/time).

4.4 Oppsummering av modellresultatene og anbefalt utslippsarrangement

Resultatene viser at man kan oppnå tilstrekkelig innblanding ved å plassere utslippsledningen på 15 meters dyp eller dypere i Hannevika. Tabell 4 oppsummerer forslag til spesifikasjoner og dimensjonering av ny utslippsledning for Hennig Olsen AS anlegg.

Tabell 4. Forslag til dimensjonering av utslippsledning fra Hennig Olsen AS.

| | | |
|---|---|----------|
| Vanddyp | Minimum 15 m | |
| Vertikal vinkel av ledningen mot sjøbunnen | Horisontalt eller 10-15 grader vinkel mot sjøbunnen | |
| Rørdiameter for utslippsledningen: | | |
| | 100 mm | 150 mm |
| Hastigheten i utslippet ved gjennomsnittlig vannmengde ($7\text{m}^3/\text{t}$) | 0,76 m/s | 0,34 m/s |
| Antall gjennomslag til overflata ved 20 ulike hydrografiske forhold i resipienten | 0 | 1 |

Minimal sjikting i resipienten som mest sannsynlig kun vil forekomme om vinteren, maksimal utslippsmengde (ca. $21\text{ m}^3/\text{h}$) samtidig med lav strømhastighet i resipienten vil være mest kritisk når det gjelder innlagring og fortykning av utslippet. Modelleringen tilsier at prosessvannet kan nå helt opp til overflaten når de mest kritiske forutsetningene legges til grunn. Gjennomtrenging til overflaten kan forventes å skje ved 3-4 meters avstand til utslippspunktet (Figur 6 a), og prosessvannet vil være fortennet cirka 650 ganger (Figur 7 a). Kombinasjonen av vinterforhold i resipienten, maksimum utslippsmengde samtidig med lav strømhastighet i resipienten ansees å forekomme sjelden, og en plassering av utslippspunktet på 15 meters vanddyp antas å kunne resultere i god innlagring og fortykning av utslippet.

Simuleringene indikerer at innlagring og fortykning er mest følsom for strømhastigheten i resipienten og at mengde utslippsvann påvirker i mindre grad. Dette betyr at en plassering av utslippspunktet i et sted med sterkere strøm vil gi mer gunstige forhold hvis man ønsker innlagring i dypere vann. Modellresultatene indikerer også at redusert utslippsmengde fører til mer effektiv fortykning per avstand.

En indre diameter på utslippsledningen mellom 100 - 150 mm vil gi god innblanding av utslippet i resipienten. Større diameter på utslippsrøret resulterer i lavere hastighet på utslippsvannet ut fra røret, og dette gir større sjanse for gjennombrudd til overflaten og dermed ugunstig innlagring av utslippsvannet.

Innblanding og fortykning er beregnet også for situasjon hvor utslippsledningen ligger i 15 graders vinkel mot sjøbunnen. Det er antatt at rørdelingen ligger 1 m over bunnsedimentet. Resultatene er vist i Vedlegg 3. Plassering av utslippsledningen ned mot sjøbunnen kan være gunstig hvis man ønsker innlagring av utslippsvannet i dypere vann.

5. MILJØKVALITETSTANDARDER – GRENSEVERDIER FOR EFFEKTER

Utslipet av prosessvann fra Hennig Olsen kan påvirke resipienten på følgende måter

- Temperaturøkning (overtemperatur)
- Nitrogentilførsel
- Fosfortilførsel
- Oksygenreduksjon (pga høy BOF/KOF)
- Suspendert stoff

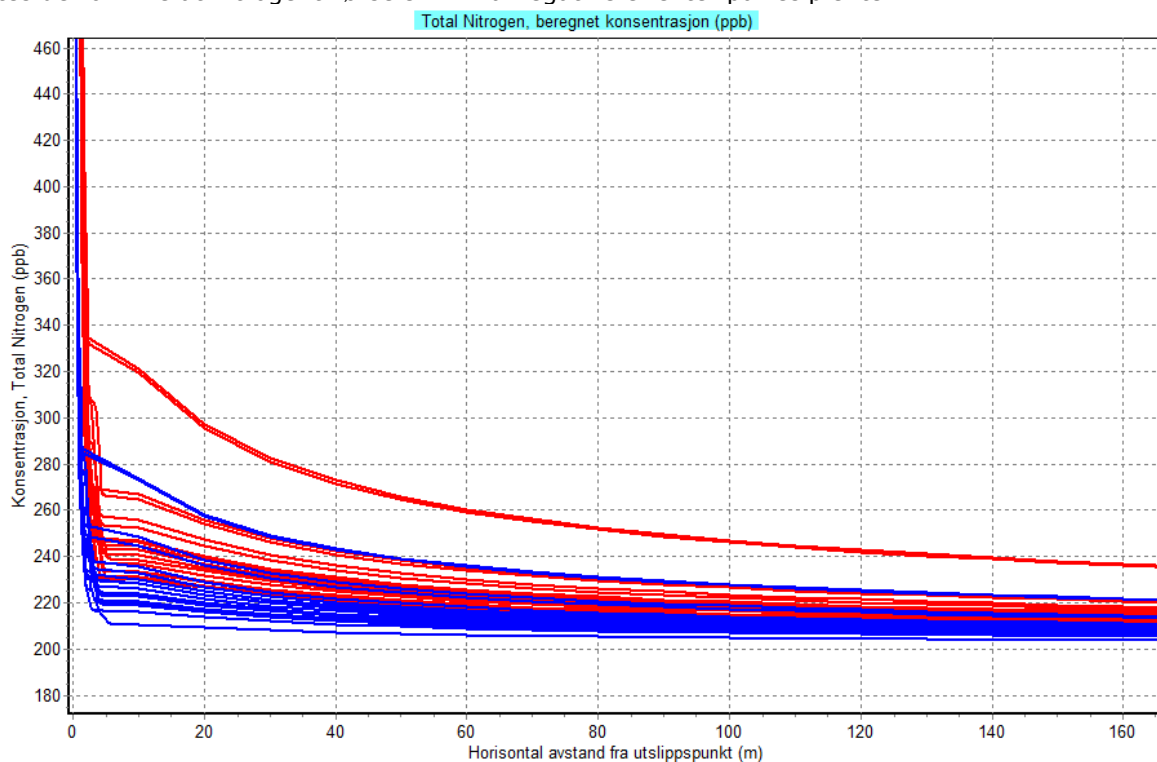
5.1 Overtemperatur

Overtemperatur kan ha letale og subletale effekter på marine organismer, samt føre til endringer i oksygenkonsentrasjon og biologiske prosesser (NIVA rapport: 6843-2015). Modelleringen viser at dersom vannet slippes ut på 15 meters dyp, vil innlagringen skje under overflatelaget, dvs. under pyknoklinen i 2-4 m dyp (Figur 3). Temperaturen i øvre deler av innlagringsområdet vil variere mye fra sommer til vinter, mens temperaturen på dypere vann vil være mer stabil. På vinterstid kan det slippes ut vann som er opp til 30 °C varmere enn resipienten.

Med et utslipp på 15 meters dyp vil man få en effektiv innblanding og en vil ha oppnådd 30 gangers fortykning få meter fra utslippspunktet. Temperaturen vil da kun være 1 grad varmere enn resipientvannet. Det forventes derfor ingen konsekvenser av overtemperatur på resipienten.

5.2 Nitrogen

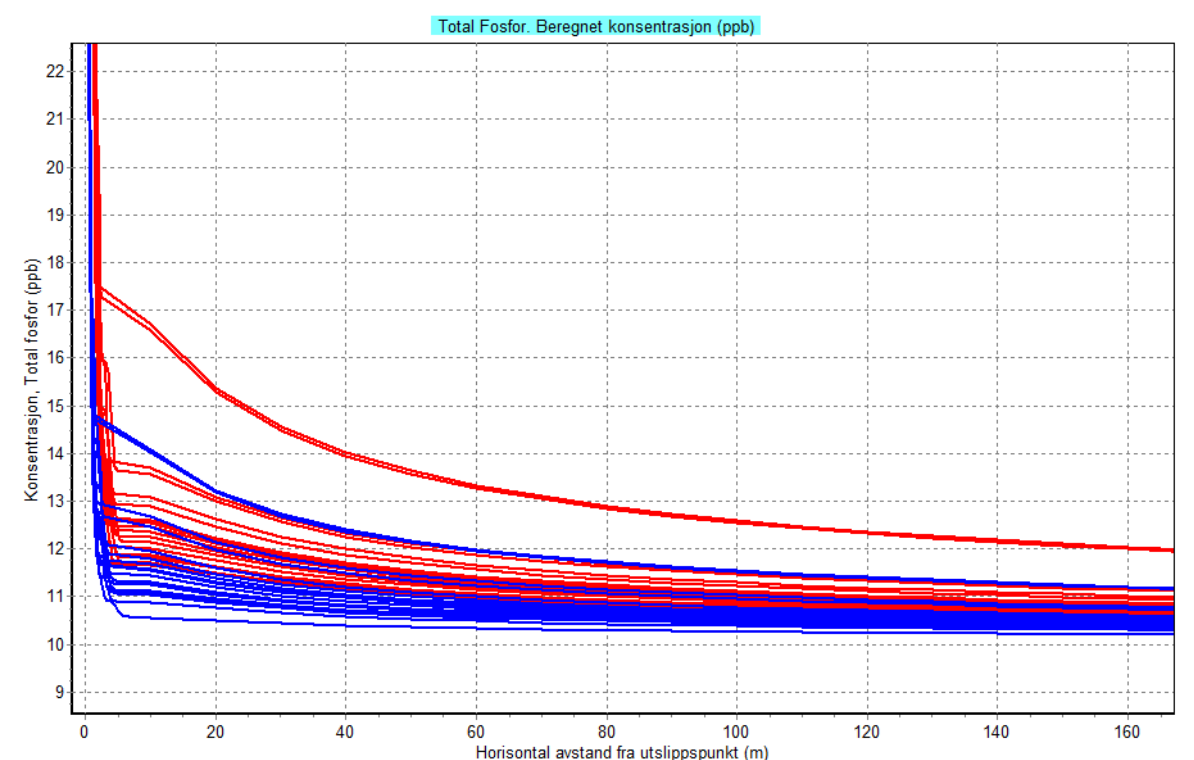
Tilførsel av nitrogen til overflatevannet i sommermånedene kan medføre oppblomstring av plan-teplankton og endring i sammensetningen av makroalgesamfunnet. Prosessvannet har et nitrogeninnhold på 7260 µg/l. Modelleringen viser at vannet vil innlagres under overflatelaget, dvs. under pyknoklinen ved 2-4 m dyp. Undersøkelser i vannforekomsten tyder på at det er tilstrekkelig lys for algevekst ned til minst 15 meters dyp. Et utslipp på 15 meter vil utslippet ligge derfor innenfor området hvor nitrogen kan ha negative effekter på resipienten. Grensen mellom god og moderat tilstand for total nitrogen ligger på 380 µg N/l. Selv ved maksimalt utslipp av prosessvann vil imidlertid nitrogenkonsentrasjonen tilsvare god tilstand 7 meter fra utslippet. Det forventes derfor ikke at nitrogentilførselen vil ha negative effekter på resipienten.



Figur 8. Beregnet konsentrasjon av total nitrogen i resipienten (ppb = $\mu\text{g/l}$) med økende avstand (m) fra utslippspunktet, simulert ved gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (2 cm/s). Blått indikerer gjennomsnittlig utslipp (7 m³/time), mens rødt indikerer maksimalt utslipp (21 m³/time). Konsentrasjonen av nitrogen i utslippet er oppgitt å være 7 620 $\mu\text{g/l}$ (ppb) og bakgrunnskonsentrasjon i resipienten er satt til 200 $\mu\text{g/l}$.

5.3 Fosfor

Tilførsel av fosfor i sommermånedene kan bidra til oppblomstring av planteplankton og påvirke makroalgesamfunnet dersom andre nødvendig plantenæringsstoffer er tilstede. Grensen mellom god og moderat tilstand for total fosfor ligger på 16 $\mu\text{g N/l}$. Selv ved utslipp av maksimal vannmengde vil fosforkonsentrasjonen tilsvare god tilstand ca. 18 meter fra utslippet. Området som påvirkes er med andre ord svært begrenset. Ettersom algevekst i hovedsak begrenses av nitrogen, forventes det derfor ikke at tilførselen av fosfor vil medføre endring i tilstand i vannforekomsten eller påvirke naturmangfoldet.



Figur 9. Beregnet konsentrasjon av total fosfor i resipienten (ppb = $\mu\text{g/l}$) med avstand fra utslippspunkt (m), simulert gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (2 cm/s). Blått indikerer gjennomsnittlig vannmengde (7 m³/time), mens rødt indikerer maksimalt vannmengde (21 m³/time). Konsentrasjonen av fosfor i utslippet er oppgitt å være 400 $\mu\text{g/l}$ (ppb) og bakgrunnskonsentrasjonen i resipienten er satt til 11,5 $\mu\text{g/l}$.

5.4 KOF / BOF

KOF og BOF gir et mål på den relative oksygenreducerende virkningen av prosessvannet. I dette tilfellet opereres det med BOF5, som er et mål på mengde oksygen som forbrukes i løpet av fem dager når det organiske stoffet i vannet brytes ned. Parameteren beskriver i stor grad det oksygenforbruket som prosessvannet vil representere ved utslipp i resipienten. De fleste krav til rensing av prosessvann er knyttet til BOF (bl.a. EUs avløpsdirektiv), mens KOF i større grad benyttes til å vurdere renseprosesser.

Oksygenverdier under 3,5 ml O₂/l er satt som grensen mellom god og moderat tilstand for oksygeninnholdet i en resipients bunnvann (Veileder 02:2013). Lave oksygenkonsentrasjoner kan gi negative effekter, og i verste fall være dødelig for marine organismer. Modellen viser at prosessvannet vil innlagres under pyknoklinen ved 2-4 m dyp. Ut i fra de undersøkte CTD-målingene er

det lite som tyder på at makstemperaturen på dette dypet vil overstige 20° C. Ved en slik temperatur vil oksygenkonsentrasjonen være ca 7,5 mg/l i resipientvannet, forutsatt at det ikke er andre kilder til oksygenforbruk. I resipienten vil den laveste oksygenkonsentrasjonen finnes i bunnvannet. Området i nærhet av utslippspunktet er imidlertid så grunt at man kan forvente at vannmassene har god metning gjennom hele vannsøylen. Med et oksygenforbruk på 2 mg/l over 5 dager (tabell 2) vil en ikke få skadelige nivåer av oksygen. Prosessvannet vil også stige grunnet høyere temperatur enn i resipienten. Det vurderes derfor som svært usannsynlig at utslippet vil føre til skadelig lave oksygenkonsentrasjoner i resipienten.

5.5 Suspendert stoff

I henhold til tabell 2 forventes utslippet å ha en konsentrasjon av suspendert stoff på 2 mg/l og maksimalt 5 mg/l. Overvåking av turbiditet i Hannevikbukta under tiltak med etablering av nytt kjøredekk på eiendommen til Hennig Olsen i 2016 viste en bakgrunnsturbiditet i Hannevikbukta fra 1-2 NTU. (Turbiditeten i overflatevannet varierer med vannføringen i Hannevikbekken, som kan føre en del partikler, samt at partikler virvles opp fra sjøbunnen i de grunne områdene ved sterk vind) (Rambøll, 2016). Etter innlagring og fortykning vil konsentrasjonen være på bakgrunnsnivå. Utslippet anses derfor ikke å medføre økt grad av turbiditet og suspensjon av partikler og vil dermed ikke føre til redusert tilstand eller skade på naturmangfoldet i resipienten.

6. INFLUENSOMRÅDE FOR UTSLIPPET OG FORVENTET PÅVIRKNING

Innblandingssonen er definert som et område rundt utslippspunktet der anbefalte eller fastsatte grenseverdier for ulike parameter vil kunne overskrides. Parameterne som kan være problematisk ved utslippet fra Hennig Olsen AS er vist i Tabell 5. Tabellen viser relevante parametere med grenseverdier og størrelsen på innblandingssonen for hver parameter. Fosfor er det stoffet som krever størst innblandingssone for å tilfredsstille god miljøtilstand. Alle simuleringer viser en innblandingssone med horisontal utstrekking fra utslippet på maksimalt på 18 m, før konsentrasjonene er fortynnet under grenseverdi. Nitrogen forventes i større grad en fosfor å kunne påvirke resipienten negativt, men har en langt mindre innblandingssone, maksimalt 7 m. Innenfor denne avstanden vil konsentrasjon av nitrogen kunne være høyere enn 330 µg/l og kunne ha negativ påvirkningen i resipienten. Prosessvannet vil være 50 til 1000 ganger fortynnet 10 meter fra utslippspunktet. Det er noe usikkerhet rundt fastsetting av innblandingssonen ettersom den lokale buntopografien og strømforholdene vil være avgjørende for influensområdets utbredelse. Fremherskende strømreretning er mot nord og sør, utslippet forventes derfor å spre seg hovedsakelig nord- og sørover fra utslippet.

Tabell 5: Konsentrasjon av ulike stoffer i planlagt utslipp fra Hennig Olsen AS, grenseverdier av ulike stoffer i resipienten og innblandingssonens horisontale utbredelse for de vurderte parameterne.

| Parameter | I utslipp | Grenseverdi | Innblandingssone (meter) |
|------------------|------------------|--------------------|---------------------------------|
| Oksygen/BOF | 2 mg/l | 3,5 mg/l | 0 |
| Partikler | 2 mg/l | 2-3 mg/l | 0-0,5 |
| Total nitrogen | 7260 µg/l | 330 µg/l | 7 |
| Total fosfor | 400 µg/l | 16 µg/l | 18 |

7. KONKLUSJON OG ANBEFALTE LØSNINGER

Beregninger av innlagring og fortykning av utslippet er utført med modellen Visual Plumes. Hydrografimålinger i Vesterhavn viser generelt god sjikting i resipienten som gir innlagring av prosessvann på ca. 5-10 m dybde i sommermånedene, mens vintersituasjon med minimal sjikting kan gi gjennombrudd av svært fortyknet prosessvann til overflaten. Beregningene viser at prosessvannet blander seg raskt med omkringliggende vannmasser etter at det er sluppet ut i sjøen. Modellering av ulike scenarier viser at utslippsvannet er fortyknet allerede omtrent 50-1000 ganger ved en avstand på 10 meter fra utslippspunktet.

Det anbefales å plassere utslippspunktet på minst 15 meters vanddybde for gunstig innblanding av prosessvannet. Utslppsledningen bør kunne håndtere de vannvolum som kan forventes å forekomme ved anlegget. Basert på forventet utslippsmengde oppgitt av Hennig Olsen AS vil en indre diameter på utslppsledningen på 100-150 mm være godt egnet. Det vil være liten sannsynlighet for gjennomtrenging av prosessvann til overflata med de spesifikasjoner anbefalt for nytt utslppsarrangement.

De siste undersøkelsene av økologisk tilstand i vannforekomsten er fra 2009 (Kroglund og Oug, 2011). Tilstanden i resipienten lå da på grensen mellom god og moderat tilstand. Makroalgesamfunnet var i god tilstand, mens bunnsedimentene viste tegn på organisk belastning, og var i 2006 i moderat tilstand (Berge et al., 2007). Basert på antagelsen om at vannforekomsten fortsatt vipper mellom god og moderat tilstand, er det spesielt viktig at innblanding av prosessvannet blir god og at man unngår ustrakte områder med konsentrasjoner av nitrogen over grenseverdi. Ved plassering av utslppsørret på 15 meters dyp og iht. spesifikasjoner i denne rapporten, anses det som usannsynlig at utslippet vil ha negativ påvirkning på den økologiske tilstanden. Dette fordi innblandingssonen er relativt begrenset, mindre enn 7 m for nitrogen og 18 m for fosfor. For de resterende parameterne vil innblandingssonen være ytterligere mindre og vil ikke overstige et par meter. Det slippes ikke ut stoffer som vil kunne påvirke den kjemiske tilstanden. Ettersom den økologiske tilstanden ikke vil påvirkes og andre potensielt skadelige faktorer som temperatur har en svært begrenset utstrekning, forventer man ingen negative effekter for naturmangfoldet. Naturmangfoldet i området er derfor ikke nærmere beskrevet.

8. REFERANSER

Bakke, T., Oen, A., Kibsgaard, A., Breedveld, G. Eek E., Helland, A., Källqvist, T., Ruus, A., Hyl-land, K. 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvaliteter i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter." Klif-rapport TA-2229/2007, s. 12.

Berge J. A., Bjerkeng, B., Næs, K. Oug, E. og Ruus, A. Undersøkelse av miljøtilstanden i Kristian-sandsfjorden 2006. Miljøgifter i sediment og organismer og sammensetning av bløtbunnsfauna. Rapportnummer 5506-2007.

Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet, 2013 Klassifisering av miljøtilstand i vann, Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Veileder, 02:2013

Kroglund, T., Oug, E. 2011. Resipientovervåking i Kristiansandsfjorden. Marine undersøkelser ved Odderøya og Bredalsholmen 2008-2009. NIVA-rapport 6200-2011.

Molvær, J. og Helland, A. 2007. Hannevika - Undersøkelser vedrørende tildekkingen av foruren-sede sedimenter. NIVA-rapport 5328-2007. s. 52.

Molvær, J., Knutzen, J. Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann - Veiledning. Klif-rapport TA-1467/1997. 36 s.

Frick, W. E., Roberts, P. J. W. et al., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition Visual Plumes. Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.

Molvær, J. 1991. Utslipp fra Odderøya renseanlegg. Vurdering av innlagring, spredning og miljø-effekter.

Molvær, J., Solheim, H.I., og Källqvist, T. 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Del-rapport V. Vannutskiftning og vannkvalitet. NIVA-rapport nr. 0-8000352. s.78.

Ormerod, K.S. og Molvær, J. 1983. Vurdering av rensekrav for utslipp av kommunalt prosess-vann til sjoresipienter. Rapport 6: Hygieniske effekter. Niva rapport 0-81006.

Rambøll, 2016 Henning Olsen Is AS, Kristiansand. Sluttrapport for forurenset grunn. M-rap-002. Oppdrag 1350004767, 53 s)

Ranneklev, S.B., J.Molvær og T.Tjomslund, 2013. Veileder for fastsetting av innblandingssoner. Miljødirektoratet, M-46/2013. ISBN 978-82-577-6312-1. 28s.

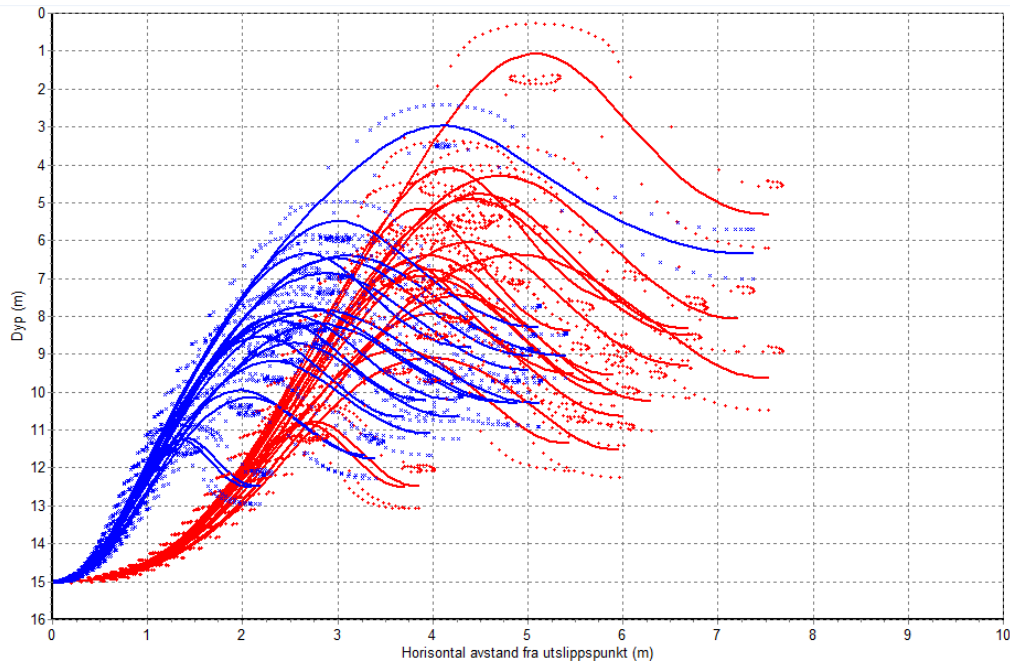
Skabøvik, E., Allen, I., Stålnacke, P., Hagen, A.G., Greipsland, I., Høgåsen, T., Selvik, J.R og Beldring, S. 2015. Elvetilførsler og direkte tilførsler til norske kystområder – 2014, NIVA rapport nr 6929-2015, 82 s. uten vedlegg.

Vannregion Agder, 2015. Regional plan for vannforvaltning i vannregion Agder 2016-2021. 98 s.

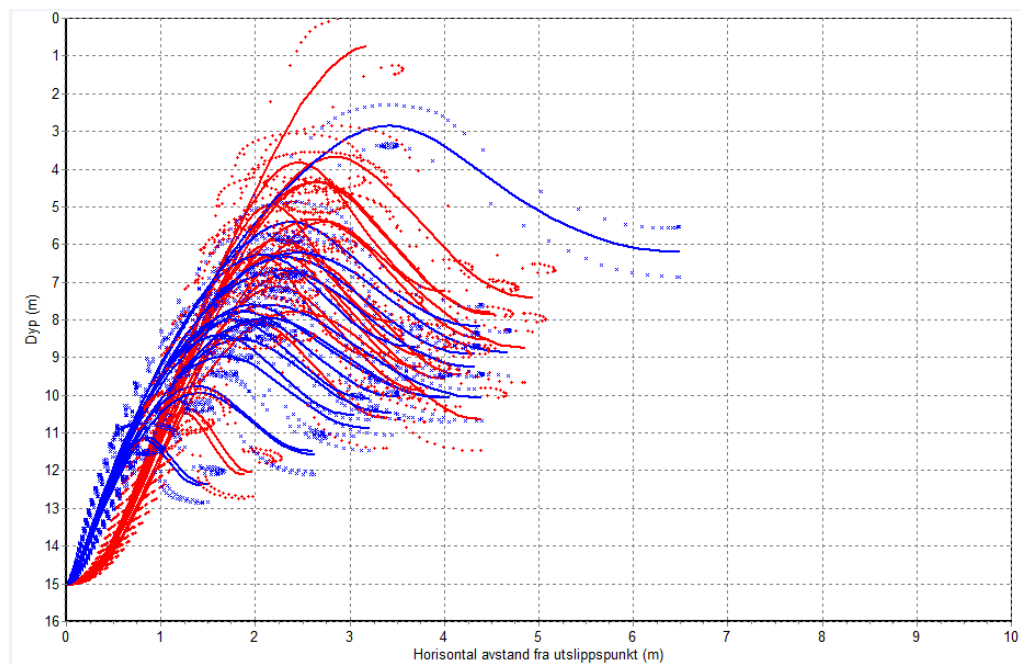
Vedlegg 1 – Innlagring av utslippsvannet ved forskjellige rørdiameter

Resultatene fra utslippsmodellering spesifisert etter punktene under:

- Gjennomsnittlige strømhastigheter i resipienten: 2 cm/s
- Indre rørdiameter for utslippsledningen:
 - Figur V2-1: 100 mm – horisontalt mot sjøbunnen
 - Figur V2-2: 200 mm – horisontalt mot sjøbunnen



Figur V2-1. Beregnet strålebaner for utslipp med gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (2 cm/s). For modelleringen er det brukt indre rørdiameter på 100 mm. Blått indikerer gjennomsnittlig vannmengde (7 m³/time), mens rødt indikerer maksimalt vannmengde (21 m³/time). Utslippsdyp 15 m. Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stiplede linjer viser yttergrenser av skyene.

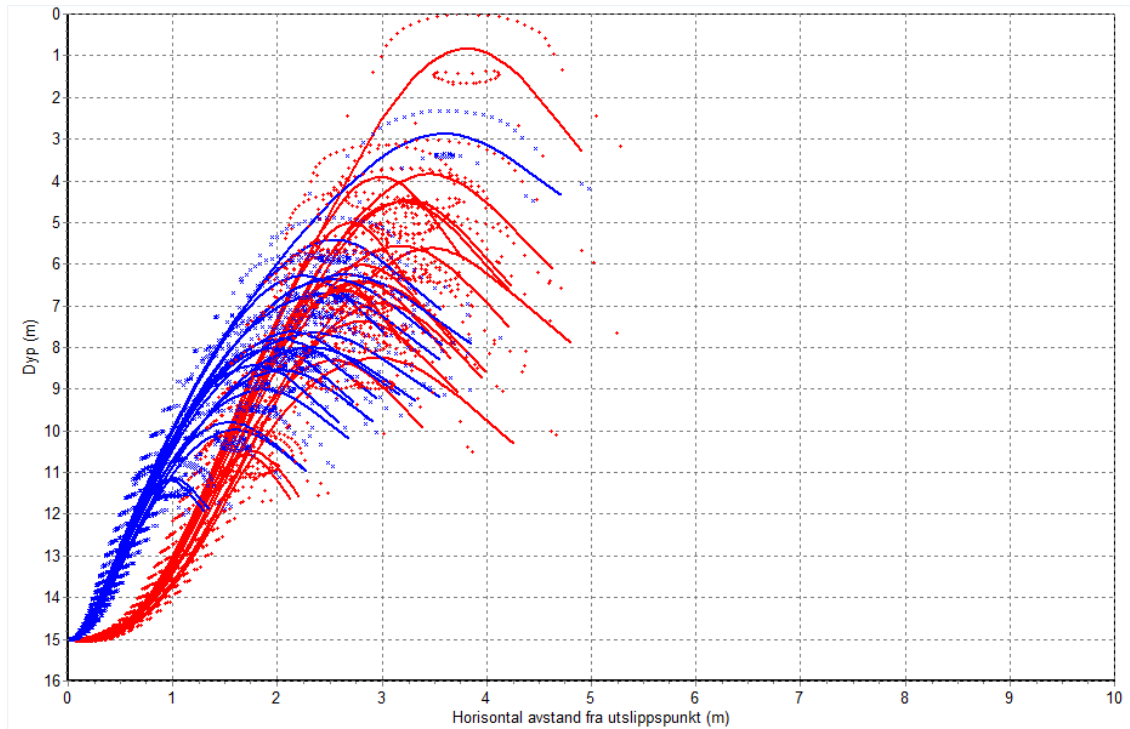


Figur V2-2. Beregnet strålebaner for utslipp med gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (2 cm/s). For modelleringen er det brukt indre rørdiameter på 200 mm. Blått indikerer gjennomsnittlig vannmengde (7 m³/time), mens rødt indikerer maksimalt vannmengde (21 m³/time). Utslippsdyp 15 m. Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stiplede linjer viser yttergrenser av skyene.

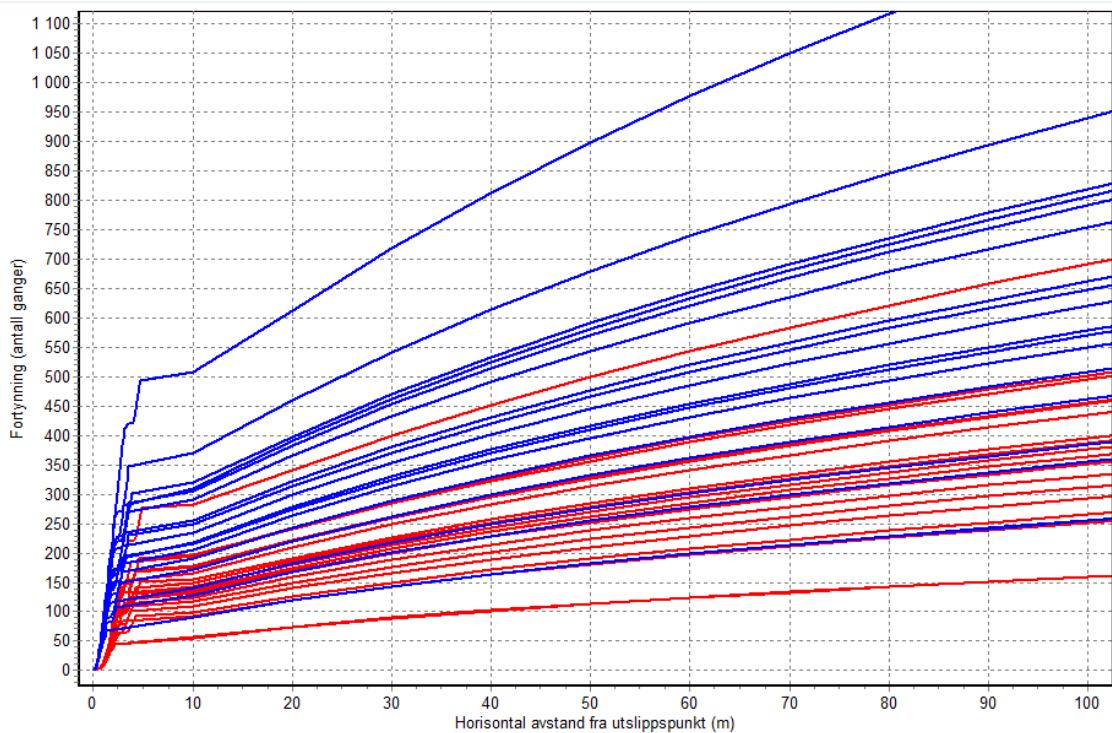
Vedlegg 2 – Resultater fra utslippsmodellering, utslippsledning i 15 graders vinkel mot sjøbunnen

Resultatene fra utslippsmodellering spesifisert etter punktene under:

- Gjennomsnittlige strømhastigheter i resipienten: 2 cm/s
- Indre diameter for utslippsledningen: 150 mm – i 15 graders vinkel mot sjøbunnen
- Forskjellige vannmengder testet:
 - Gjennomsnittlig: 7 m³/h (blå kurver)
 - Maksimalt 21 m³/h (røde kurver)



Figur V3-1. Beregnet strålebaner for utslipp med gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (2 cm/s). Modellering med rørdiameter på 150 mm og ledningen som ligger i 15 graders vinkel mot sjøbunnen. Blått indikerer gjennomsnittlig vannmengde (7 m³/time), mens rødt indikerer maksimalt vannmengde (21 m³/time). Utslippsdyp 15 m. Heltrukne linjer viser senter til utslippsskyene, mens stiplede linjer viser yttergrenser av skyene.



Figur V3-2. Fortynning av prosessvannet i senter linjen av skyen (antall ganger) med avstand fra utslippet (m). Fortynning er simulert med gjennomsnittlig strømhastighet i resipienten (2 cm/s). Modellering med rørdiameter på 150 mm og ledningen som ligger i 15 graders vinkel mot sjøbunnen. Blått indikerer gjennomsnittlig vannmengde (7 m³/time), mens rødt indikerer maksimalt vannmengde (21 m³/time).