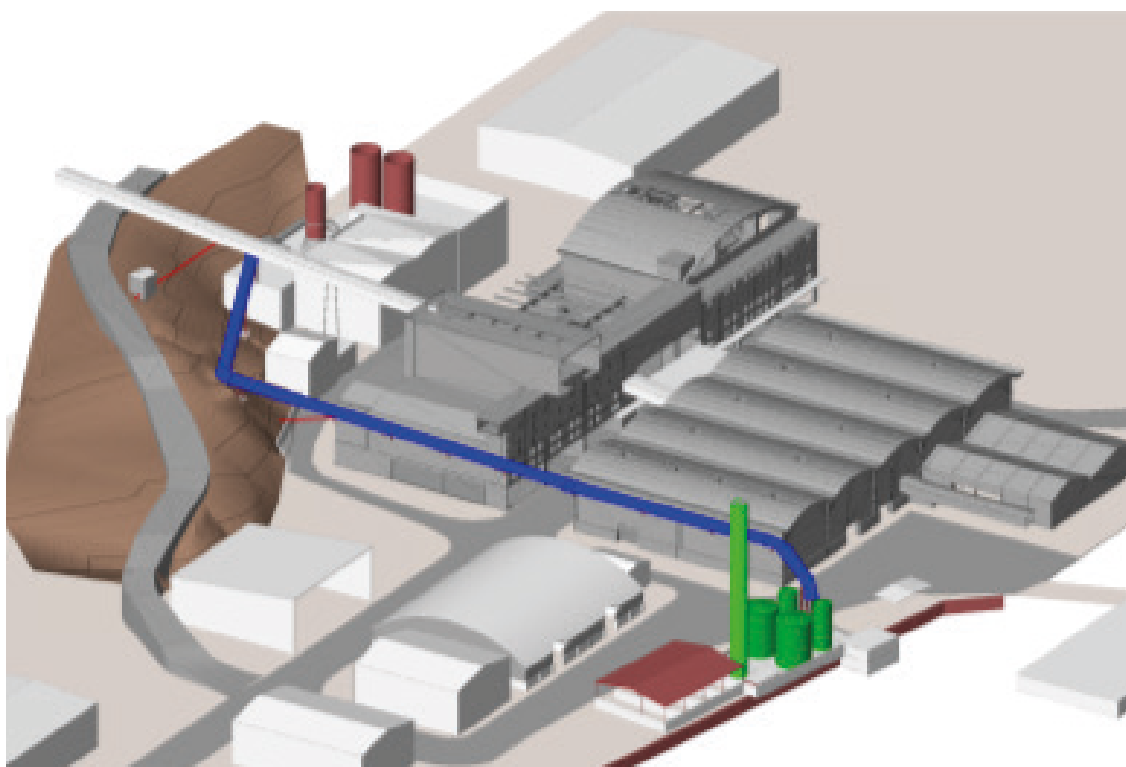


Miljørisikovurdering ved utslipp av rensset prosessavløpsvann til Samlafjorden



RAPPORT

Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Sør

Jon Lilletuns vei 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Innlandet

Sandvikaveien 59
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Region Vest

Thormøhlensgate 53 D
5006 Bergen
Telefon (47) 22 18 51 00

NIVA Danmark

Njalsgade 76, 4. sal
2300 København S, Danmark
Telefon (45) 39 17 97 33

Internett: www.niva.no

Tittel Miljørisikovurdering ved utslipp av rensed prosessavløpsvann til Samlafjorden	Løpenummer 7457-2020	Dato 28.1.2020
Forfatter(e) André Staalstrøm, Sissel Brit Ranneklev, Morten T. Schaanning, Caroline Mengeot og Merete Grung	Fagområde Miljøgifter - marin	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hordaland Hardangerfjorden	Sider 19

Oppdragsgiver(e) Elkem Bjølvfossen	Oppdragsreferanse Harald Hovland
	Utgitt av NIVA Prosjektnummer 200051

<p>Sammendrag</p> <p>For å redusere utslipp av gass til luft, skal Elkem Bjølvfossen installere nytt renseanlegg, som medfører endring i utslippstillatelse av prosessavløpsvann til sjø. Prosessavløpsvannet vil inneholde metaller, polyaromatiske hydrokarboner, sterke syrer, inert mikrosilika og næringssaltet NO₃-N. Renset prosessavløpsvannet vil slippes ut i Samlafjorden på 20 m dyp. Innlagringsdyp og fortytning av prosessavløpsvann ble beregnet med modellen Visual Plumes. Innlagringsdypet ble beregnet til å være fra 14 til 21 meter. Midlet fortytning av prosessavløpsvannet 200 m og 500 m fra utslippspunktet ble beregnet til å være 100 og 343, henholdsvis. Utslipp av sterke syrer vil påvirke pH \leq 0,5 etter 25x fortytning av prosessavløpsvannet (30-40 m fra utslippspunktet). Utslipet vil ha små pH-effekter på organismer lokalisert nærmere enn 50 m fra utslippspunktet, og vil i første rekke omfatte fastsittende organismer på 14-21 m dyp. Tilførsler av metaller, PAH-forbindelser, mikrosilika og SO₄ fra prosessavløpsvannet er beregnet å være lave i forhold til antatte bakgrunnskonsentrasjoner og grenseverdier gitt i vannforskriften. Prosessavløpsvannet tilfører næringssalter i form av NO₃-N til Samlafjorden, og 500 m fra utslippspunktet antas konsentrasjonene i innlagringsdypet å være nær «God/Moderat» økologisk tilstand.</p>

Fire emneord	Four keywords
<ol style="list-style-type: none"> Innlagringsdyp Fortynning Miljøgifter pH-ending 	<ol style="list-style-type: none"> Neutral depth Dilution Contaminants pH-change

Denne rapporten er kvalitetssikret iht. NIVAs kvalitetssystem og godkjent av:

Sissel Brit Ranneklev
Prosjektleder

Marianne Olsen
Forskningsleder

ISBN 978-82-577-7192-8
NIVA-rapport ISSN 1894-7948

© Norsk institutt for vannforskning. Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse.

Miljørisikovurdering ved utslipp av prosessavløpsvann til Samlafjorden

Forord

Sissel B. Ranneklev har vært prosjektleder og skrevet sammen rapporten og vurdert effektene av de beregnede konsentrasjonene av stoffene i Samlafjorden.

André Staalstrøm og Caroline Mengeot har hatt ansvar for beregning av innlagringsdyp og fortykning.

Morten T. Schaanning har beregnet endringer av pH.

Merete Grung har kvalitetssikret konsentrasjonsberegningene av stoffene i Samlafjorden.

Marianne Olsen har kvalitetssikret rapporten i sin helhet.

Harald Hovland, Merete Salvesen Wallevik og Geir Johan Andersen har vært kontaktpersonene hos Elkem. Takk for fint samarbeid.

Oslo, 28.1.2020

Sissel Brit Ranneklev

Innholdsfortegnelse

1	Innledning	7
1.1	Samlafjorden.....	8
2	Metode	9
2.1	Beregning av innlagringsdyp og fortynning	9
2.2	Prosessavløpsvannets kjemiske sammensetning	10
2.3	Beregning av pH-endringer i vannmassene	12
3	Resultater	13
3.1	Hydrografi i Indre Samlafjorden	13
3.2	Innlagringsdyp og fortynning	13
3.3	Beregning av pH ved fortynning etter utslipp til sjø	15
3.4	Miljøeffekt i Samlafjorden av stoffer i prosessavløpsvannet	16
4	Samlet vurdering	18
5	Referanser	18

Sammendrag

Elkem Bjølvefossen skal installere nytt renseanlegg for å redusere utslippene av SO₂ og NO_x til luft. Utslippene av SO₂ per år til luft vil reduseres fra 520 tonn til 10 tonn, mens 190 tonn NO_x per år vil reduseres til 114 tonn. I forbindelse med etablering av nytt renseanlegg skal de søke om endring i utslippstillatelse av prosessavløpsvann til sjø. Prosessavløpsvannet vil inneholde metaller (Hg, Cd, Ni, Pb, As, Cu, Zn og Cr), polyaromatiske hydrokarboner (PAH), sterke syrer (HNO₃ og H₂SO₄) som vil påvirke pH, inert mikrosilika og næringssaltet NO₃-N fra syra.

Etter rensing vil prosessavløpsvannet ledes ut til Samlafjorden på 20 m dyp. Innlagingsdyp og fortykning av prosessavløpsvann ble beregnet med modellen Visual Plumes. Innlagingsdypet ble estimert til å være fra 14 til 21 meter. Midlet fortykning av prosessavløpsvannet 200 m og 500 m fra utslippspunktet ble beregnet til å være 100 og 343, henholdsvis. I enkelte sjeldne tilfeller vil prosessavløpsvannet kunne nå nesten helt opp til overflata.

Utslipp av HNO₃ og H₂SO₄ vil påvirke pH ≤ 0,5 enheter inntil 25x fortykning av prosessavløpsvannet, som er 30-40 m fra utslippspunktet. Utslipet vil ha små effekter på organismer lokalisert mindre enn 50 m fra utslippspunktet. Effektene innenfor dette området vil i første rekke gjelde fastsittende organismer på 14-21 m dyp.

Tilførsler av metaller, PAH-forbindelser, mikrosilika og SO₄ fra prosessavløpsvannet var lave i forhold til antatte bakgrunnskonsentrasjoner og grenseverdier gitt i vannforskriften. Prosessavløpsvannet tilfører næringssalter i form av NO₃-N til Samlafjorden, og 500 m fra utslippspunktet antas konsentrasjonene i innlagingsdypet å være nær tilstandsklasse «God/Moderat» for økologisk tilstand i henhold til vannforskriften. Det forventes ytterligere fortykning av prosessavløpsvannet i fjorden. Tilstanden i vannforekomsten er fastsatt til «God» for NO₃-N, og prosessavløpsvannet vil dermed ikke ha noen innvirkning på klassifiseringen når avstanden fra utslippspunktet blir større enn 500 m.

Summary

Title: Environmental risk assessment of discharges of process water to Samlafjorden.

Year: 2020

Authors: André Staalstrøm, Sissel Brit Ranneklev, Morten T. Schaanning, Caroline Mengeot og Merete Grung

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN 978-82-577-7192-8

Elkem Bjølvfossen will install a new treatment plant to reduce emissions of SO₂ and NO_x to air. Emissions of SO₂ per year to air will be reduced from 520 tons to 10 tons, while 190 tons of NO_x per year will be reduced to 114 tons. In connection with the establishment of the new treatment plant, Elkem Bjølvfossen will apply for a change in the discharge permit of wastewater to coastal water. The treated process wastewater will contain metals (Hg, Cd, Ni, Pb, As, Cu, Zn and Cr), polyaromatic hydrocarbons (PAH), strong acids (HNO₃ and H₂SO₄) that will affect pH, inert micro silica and the nutrient NO₃-N from the acid.

After treatment, the process effluent water will be discharged to the Samlafjord at a depth of 20 m. The neutral depth and dilution of the process wastewater were calculated using the Visual Plumes model. The neutral depth was calculated to be from 14 to 21 meters. The mean dilution of the process wastewater at 200 m and 500 m from the discharge point was calculated to be 100 and 343, respectively. In some rare cases, the process effluent water may almost reach all the way to the surface.

Discharges of HNO₃ and H₂SO₄ will affect pH ≤ 0,5 units after 25x dilution of the process effluent water, which is 30-40 m from the discharge point. The discharge will have minor effects on organisms located less than 50 m from the point of discharge. The effects in this area will primarily apply to sessile organisms at a depth of 14-21 m.

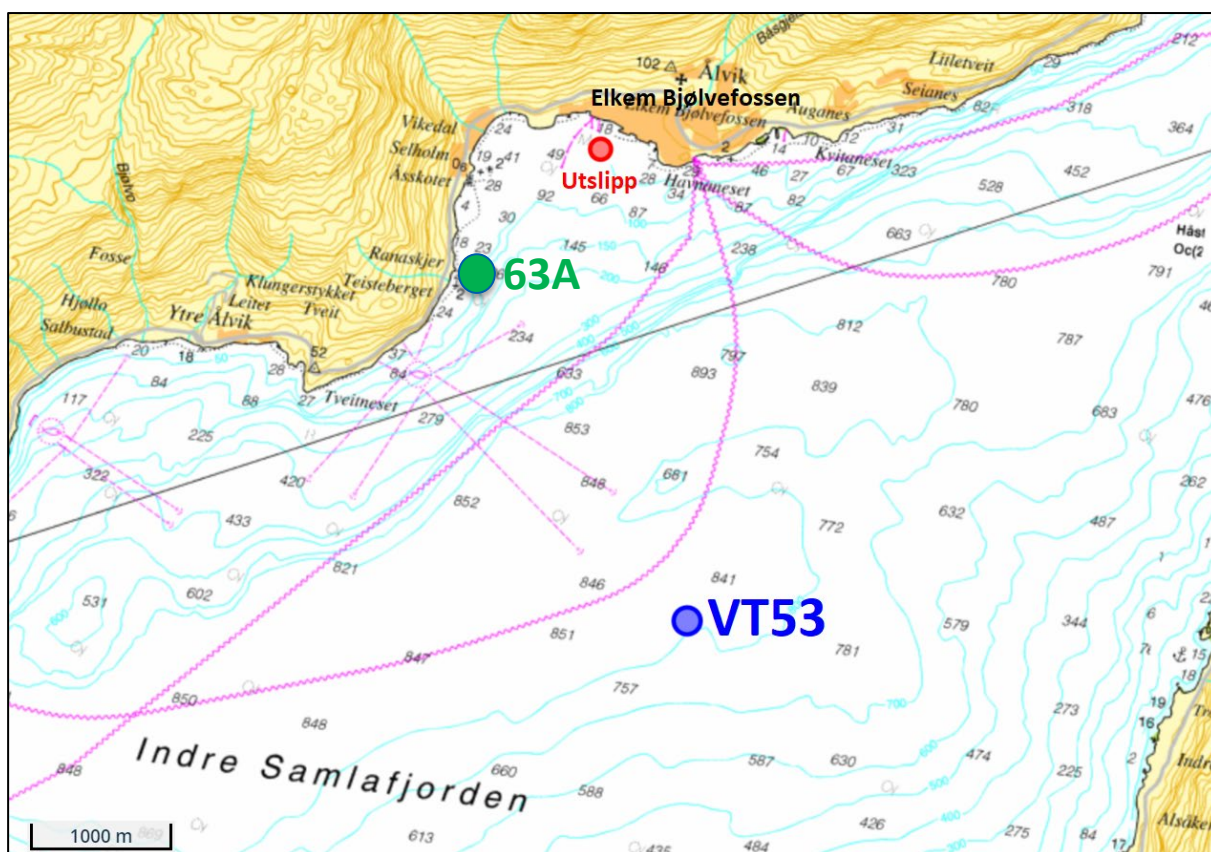
Discharges of metals, PAHs, microsilica and SO₄ from the treated process wastewater were low in relation to the background concentrations and environmental quality standards given in the national water regulation ("vannforskriften"). Discharge of the process wastewater increases the level of the nutrient NO₃-N, in the Samlafjord, and 500 m from the discharge point, the concentrations in the neutral depth are assumed to be close to "Good/Moderate" status. The status of the water body is set to "Good" for NO₃-N, and the process effluent water will therefore have no effect on the classification when the distance from the discharge point is greater than 500 m.

1 Innledning

Elkem Bjølvefossen (EB) ligger i Kvam kommune i Hordaland, og bedriften ble grunnlagt i 1905. I dag spesialiserer EB seg på produksjon av ferrolegeringer til internasjonale jernstøperier og stålindustri.

Elkem Bjølvefossen skal søke om endring i utslippstillatelse i forbindelse med installasjon av nytt renseanlegg og utslipp av prosessavløpsvann til sjø. Endring av utslippstillatelse skyldes at EB skal installere nytt renseanlegg for å redusere utslippene av SO₂ og NO_x til luft. Utslippene av SO₂ per år til luft vil reduseres fra 520 tonn til 10 tonn, mens 190 tonn NO_x per år vil reduseres til 114 tonn. Bedriften har tidligere ikke hatt punktutslipp av prosessavløpsvann til sjø, kun kjølevann. Prosessavløpsvannet som inneholder kjemiske komponenter fra det nye renseanlegget, vil ledes til Samlafjorden.

Elkem Bjølvefossen ligger i Ålvik på nordsiden av Indre Samlafjorden, som er en del av Hardangerfjorden. I **Figur 1** vises plasseringen av EB og utslippspunkt for prosessavløpsvann til sjø, samt overvåkingsstasjoner som Miljødirektoratet benytter i sine overvåkingsprogram. Rett utenfor Ålvik heller bunnen relativt slakt nedover mot ca. 200 m, før den stuper brått med mot over 800 m. Midt i fjorden, som er omtrent 5 km bred, er vanddybden ca. 850 m.



Figur 1. Kart som angir plassering av EB og utslippspunkt (rød lukket sirkel) for prosessavløpsvann til sjø på 20 m dyp. Kartet gir informasjon om bunnforholdene utenfor EB. Det blå punktet som ligger midt i fjorden er posisjonen til overvåkingstasjon VT53 i Miljødirektoratets Økokyst-program (Dale m.fl., 2018). Det grønne punktet er plassering av overvåkingstasjonen Ranaskjer (63A), som benyttes

til miljøgiftovervåking av blåskjell i Samlafjorden i Miljødirektoratets MILKYS-program (Green m.fl., 2018).

1.1 Samlafjorden

I miljødatabasen Vann-Nett (www.Vann-Nett.no) er Samlafjorden (vannforekomst-ID. 0260040800-C) beskrevet som beskyttet kyst/fjord med saltholdighet over 30 PSU, tidevannpåvirkningen er liten (< 1m) og strømhastigheten er moderat (1-3 knop). I Vann-Nett er økologisk og kjemisk tilstand i Samlafjorden oppgitt til henholdsvis å være «moderat» og «ikke god». Moderat økologisk tilstand skyldes at artsmangfold og ømfintlighetsindeksen NQI1 oppnådde moderat tilstand og grenseverdi for det vannregionspesifikke stoffet arsen i vann ble overskredet. Ikke god kjemisk tilstand skyldes overskridelser av enkelte polyaromatiske hydrokarboner (PAH), DDT og kvikksølv i biota og sedimenter. Mattilsynet har advarsel mot konsum av brosme, lange og blåskjell i Samlafjorden på grunn av for høye konsentrasjoner av miljøgifter.

Det foreligger data fra overvåkingsstasjonen Tveitneset (VT53) som ligger i Samlafjorden (ca. 700 m dyp), da stasjonen inngår i Miljødirektoratets overvåkingsprogram «ØKOKYST».

Overvåkingsprogrammet skal blant annet innhente kunnskap om påvirkninger av næringssalter og partikler. Biologiske forhold (hardbunn, bløtbunn og planteplankton) og fysisk-kjemiske støtteparametere (næringssalter, oksygen, siktdyp, temperatur og saltholdighet) inngår i overvåkingsprogrammet (Dale m.fl., 2018). Det er kun gjennomført overvåking i 2017, og økologisk tilstand med hensyn til planteplankton var «svært god» og «god» for de fysisk-kjemiske støtteparametere.

I Samlafjorden er det lange tidsserier med konsentrasjonsmålinger av miljøgifter i blåskjell fra overvåkingsstasjonen Ranaskjer (63A) ved Ålvik. Denne overvåkingen har vært gjennomført i regi av Miljødirektoratets overvåkingsprogrammer JAMP, CEMP og «MILKYS» (Green m. fl., 2018). I tillegg har EB gjennomført overvåking av miljøgifter i sedimenter og blåskjell på overvåkingsstasjoner i Samlafjorden ved anlegget. Siste tiltaksrettede overvåking utenfor EB ble gjennomført i 2018 (Lutro, 2019) av COWI og av NIVA i 2015 (Øxnevad, 2016). Resultatene fra overvåkingen i 2018 viste overskridelser av prioriterte stoffer i blåskjell og sedimenter for noen PAH-forbindelser, slik at kjemisk tilstand ble klassifisert til «ikke god». For vannregionspesifikke stoffer var det overskridelser av grenseverdier for PAH-forbindelser og Cr i blåskjell, og PAH-forbindelser i sedimenter (data foreligger ikke i Vann-Nett). Overvåkingen i 2015 viste at det var lave konsentrasjoner av metaller i blåskjell i nærheten av anlegget. På tilsvarende stasjoner ble det i 2018 ble det målt en økning av Cr-konsentrasjoner i blåskjell i forhold til 2015, og konsentrasjonene var over grenseverdier (pr. januar 2020, er det for metaller kun utviklet grenseverdier for Hg i biota, og tidligere grenseverdier for metaller i biota ikke gjeldende).

I tillegg til EBs punktutslipp og diffuse avrenning kan det være andre kilder til forurensninger i Samlafjorden, slik som avrenning fra tette flater, kommunale avløp, store frukt dyrkingsområder som drenerer til vannforekomsten, ulike skipsanløp og fiskeoppdrettsanlegg i vannforekomsten.

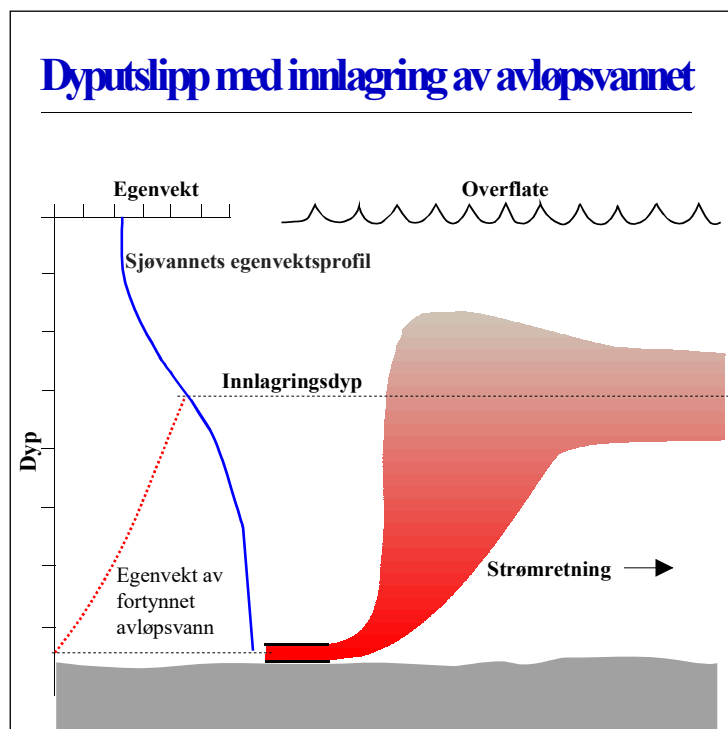
2 Metode

2.1 Beregning av innlagringsdyp og fortytning

Prosessavløpsvannet fra EBs renseanlegg vil slippes ut på 20 m dyp i Samlafjorden. For å beregne hvor langt opp mot overflata prosessavløpsvannet vil legge seg (innlagringsdyp) og grad av fortytning når det spres videre ut i fjorden, har modellen Visual Plumes (VP) blitt benyttet.

Hvis prosessavløpsvannet er ferskvann som slippes ut i sjøen, vil dette være lettere enn vannet i Samlafjorden. Avløpsvannet vil da stige oppover som følge av positiv oppdrift, men samtidig vil sjøvann blandes inn og avløpsstrålens egenvekt øker. Ofte er kystvann lagdelt, med mindre saltholdighet i overflatelaget. Det betyr at egenvekten er lavere oppover i vannsøylen og at egenvekten til sjøvannet rundt avløpsstrålen derfor vil være gradvis mindre, parallelt med at avløpsstrålen stiger oppover. Når egenvekten til avløpsstrålen er lik tettheten til vannet rundt på grunn av innblanding, har ikke lenger avløpsstrålen positiv oppdrift. Prosessavløpsvannet vil likevel stige et stykke oppover, helt til all bevegelsesenergien i strålen er brukt opp, og den vil synke noe ned igjen til den når laget med samme egenvekt igjen. Vi sier da at prosessavløpsvannet har nådd sitt innlagringsdyp. Siden det benyttes sjøvann i prosessen hos EB så vil ikke avløpsstrålen ha så stor oppdrift i forhold til sjøvannet i utslippspunktet, til tross for at det er oppvarmet (ca. 21 °C).

Figur 2 illustrerer dette, hvor stigende prosessavløpsvann når sitt innlagringsdyp, og siden spres horisontalt. Til venstre for skissen av avløpsstrålen, vises to grafer som henholdsvis viser egenvekten til sjøvannet (blå linje) og prosessavløpsvannet (rød stippet linje). Innlagringsdypet vil være omtrent hvor de to kurvene krysser hverandre. Vi kan merke oss at hvis vannmassen er veldig homogen, det vil si at den blå kurven er nesten vertikal, så vil det bli vanskelig å oppnå et innlagringsdyp under overflaten. Dette kan i så fall kun oppnås hvis prosessavløpsvannet fortynnes mye og raskt, og avløpsstrålens egenvekt øker raskt.



Figur 2. Prinsippskisse som viser hvordan et dyputslipp av prosessavløpsvann fungerer i forhold til innlagring. En forutsetning for innlagring er at egenvekten for fjordvannet øker med dypet (vertikal sjiktning).

Mengden av prosessavløpsvann påvirker også innlagringsdypet. Er vannmengden stor så kreves det mer innblanding av sjøvann for at egenvekten til avløpsstrålen skal reduseres tilstrekkelig. Dette vil arte seg ved at den røde stiplede linjen i **Figur 2** blir mer vertikal. Blir vannmengden for stor så vil ikke avløpsvannets egenvekt økes raskt nok til at det oppnås innlagring i dypet, og avløpsvannet vil nå overflata. Strømbevegelser vil også påvirke dette bildet, i og med at økt strømstyrke gir økt innblanding, og dermed dypere innlagringsdyp.

I EBs tilfellet vil prosessavløpsvannet være sjøvann hentet fra 40 m dyp og temperaturen ved utslippsrøret som er på 20 m vil være ca. 21 °C. Hvis ikke prosessvannet hadde blitt oppvarmet, kunne faktisk utslippskya hatt negativ oppdrift, og innlagringsdypet kunne vært dypere enn utslippsdypet som er på 20 m. Temperaturforskjellen på prosessavløpsvannet og sjøvannet er derimot så stor at utslippskya fortsatt har positiv oppdrift i EBs tilfelle.

Det er planlagt at en vannmengde på 1 250 m³/time skal slippes ut gjennom et rør med diameter på 700 mm.

2.2 Prosessavløpsvannets kjemiske sammensetning

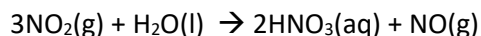
Prosessavløpsvannet vil renses før utslipp til Samlafjorden. EB skal installere et anlegg fra Purenviro (www.purenviro.com), hvor scrubber-anlegg for SO₂ skal oppgraderes for rensing av NO_x i tillegg. I korthet så oksyderes gassene med ozon (O₃) og «scrubbes/vaskes» rene med vaskevann som tas inn fra Samlafjorden (40 m dyp). Beregnede utslipp av stoffer og mengder av disse per år fra det rensede prosessavløpsvannet er gitt i **Tabell 1**. Stoffene som er gitt i **Tabell 1**, med unntak av HNO₃, SO₂ og mikrosilika, betegnes som «miljøgifter» og vil kunne ha en negativ påvirkning på biota i vannmiljøet.

Tabell 1. Følgende utslippskomponenter i prosessavløpsvannet er oppgitt av EB.

Stoffer	Utslipp (kg/år)
Hg	0,00219
Cr	1,428
Ni	0,359
Cu	0,872
Zn	3,859
As	0,146
Cd	0,014
Pb	1,608
Naftalen	0,001421
Acenaftalen	0,000128
Acenaften	0,000031
Fluoren	0,000076
Fenantren	0,002623
Antracen	0,000051
Fluoranten	0,002055
Pyren	0,000808
Benzo(a)antracen	0,000241
Krysen	0,000549
Benzo(a)fluoranten	0,000498
Benzo(k)fluoranten	0,000129
Benzo(a)pyren	0,000058
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,000113
Dibenso(ah)antracen	0,00001
HNO ₃	156 000
SO ₂	520 000
Mikrosilika	0,5

I informasjon fra EB forventes det lite oksyderingen av Cr og brom fra O₃, slik at det vil dannes ubetydelige mengder Cr(VI) og toksiske brom-forbindelser. Dette skyldes at O₃ foreligger i gassfase og uten trykk, og lite O₃ vil løses i scrubbervannet.

I sjøvannskrubberne vil SO₂ absorberes og oksideres videre av O₂ i vannet til H₂SO₄. Denne oksydasjonen er treg, og det antas at den først skjer etter fortykning i Samlafjorden. For NO, så vil gassen oksideres av O₃ til NO₂. NO₂ absorberes i sjøvannet, men danner umiddelbart HNO₃ etter følgende reaksjon:



Dannelsen av H₂SO₄ og HNO₃ vil medføre at pH vil reduseres i vannmassene. Metode for beregning av endringer av pH i vannmassene er vist i kapittel 2.3. Tilførsel av NO₃-N, som er et næringsstoff, vil kunne påvirke eutrofitilstanden i vannforekomsten. Tilførselen av sulfat (SO₄²⁻) til vannmassene vil øke bakgrunnskonsentrasjonen av sulfat som er en hovedkomponent i sjøvann.

For PAH-forbindelser, andre stoffer og mikrosilika i prosessavløpsvannet, antar vi at O₃ ikke vil ha noen effekt på kjemisk struktur eller oksydasjonstrinn.

Prosessavløpsvannet inneholder amorft mikrosilika (CAS no. 69012-64-2, «SiO₂») som i henhold til produksikkerhetsdatablad er uløselig i vann, egenvekten er ca. 2,25 og partikkelstørrelsen er 0,15 µm. I videre vurdering av effekter fra mikrosilika på det akvatiske vannmiljøet anses stoffet som inert og på grunn av høyere egenvekt enn sjøvann (ca. 1,020) vil det synke. Vi har da valgt å betegne mikrosilika som suspendert stoff (SS) som vil sedimentere.

2.3 Beregning av pH-endringer i vannmassene

NIVA har utarbeidet et eget dataprogram for beregning av endringen i pH ved tilførsler av syre til vannmassene.

Beregningene forutsetter at forsuren skyldes fullstendig omdanning av SO₂ til svovelsyre (H₂SO₄) og NO_x til salpetersyre (HNO₃). Begge syrene er sterke og opptak av ett mol svovelsyre i sjøvann vil redusere alkaliniteten med 2 ekvivalenter, og opptak av ett mol salpetersyre vil redusere alkaliniteten med 1 ekvivalent (Hunter m.fl., 2011).

pH i sjøvann kan beregnes dersom vi kjenner alkaliniteten (A_t)

$$A_t = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B}(\text{OH})_4^-] + ([\text{OH}^-] - [\text{H}^+])$$

og konsentrasjonen av løst uorganisk karbon, DIC (*Dissolved Inorganic Carbon*):

$$\text{DIC} = [\text{CO}_{2(\text{aq})}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]$$

Når røykgassene tas opp i sjøvannet endres karbonsyrelikevektene mot dominans av H₂CO₃ og alkaliniteten avtar, men DIC endres ikke. pH i utslippet beregnes fra DIC og den nye alkaliniteten. Ved fortykning av utslippsvannet i resipienten, som antas å ha samme sammensetning som inntaksvannet til røykgassanlegget, vil DIC være uforandret, mens alkalinitet og pH er gitt ved blandingsforholdet mellom prosessavløpsvann og sjøvann. Fortyningen fører til at både pH og alkalinitet endrer seg og forløpet beregnes med den egenutviklede iterative modellen.

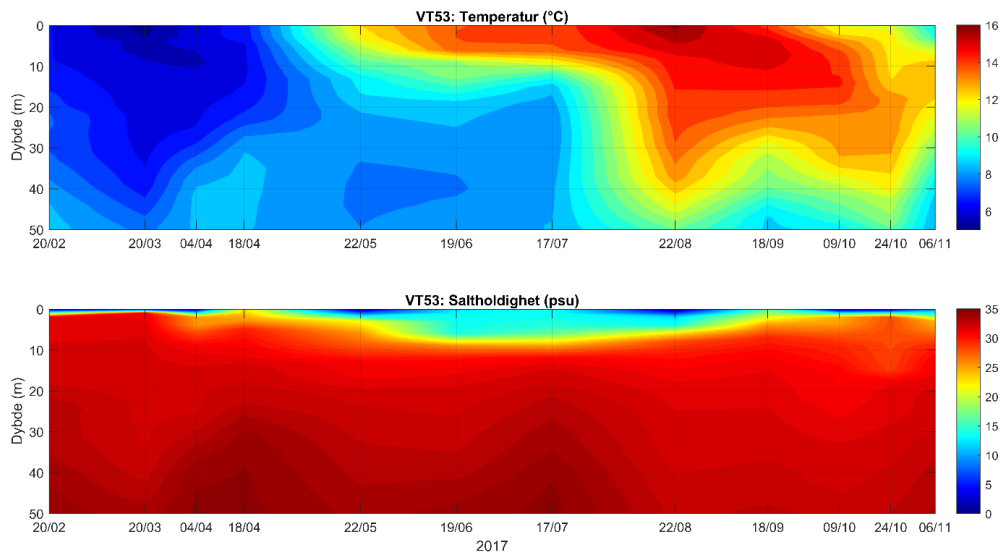
I epost fra Harald Hovland 9.1.2020 ble det oppgitt årlige utslipp på 520 tonn SO₂ og 156 tonn HNO₃, vannmengde på 1250 m³/h og en driftstid på 98,5% (8630 timer/år). Det opplyses også at en ved maksimum belastning vil ha konsentrasjoner av 104 mg SO₂/l og 12 mg NO₂/l.

Alkaliniteten i havvann er gitt ved saltholdigheten (S) og tilnærmingen $A_t = S \times 69,7 \times 10^{-6}$. Ved saltholdighet 32 blir etter dette alkaliniteten i inntaksvannet 2,23 mE (milli-ekvivalenter). Videre antas pH = 8,1 som gir DIC = 2,05 mM ved 10°C og 32 PSU. Ved normal drift vil syreutslippet redusere A_t til 0,49 mE og under max belastning blir alkaliniteten negativ -1,14 mE. Resultater fra beregninger med modellen er gitt i kapittel 3.3.

3 Resultater

3.1 Hydrografi i Indre Samlafjorden

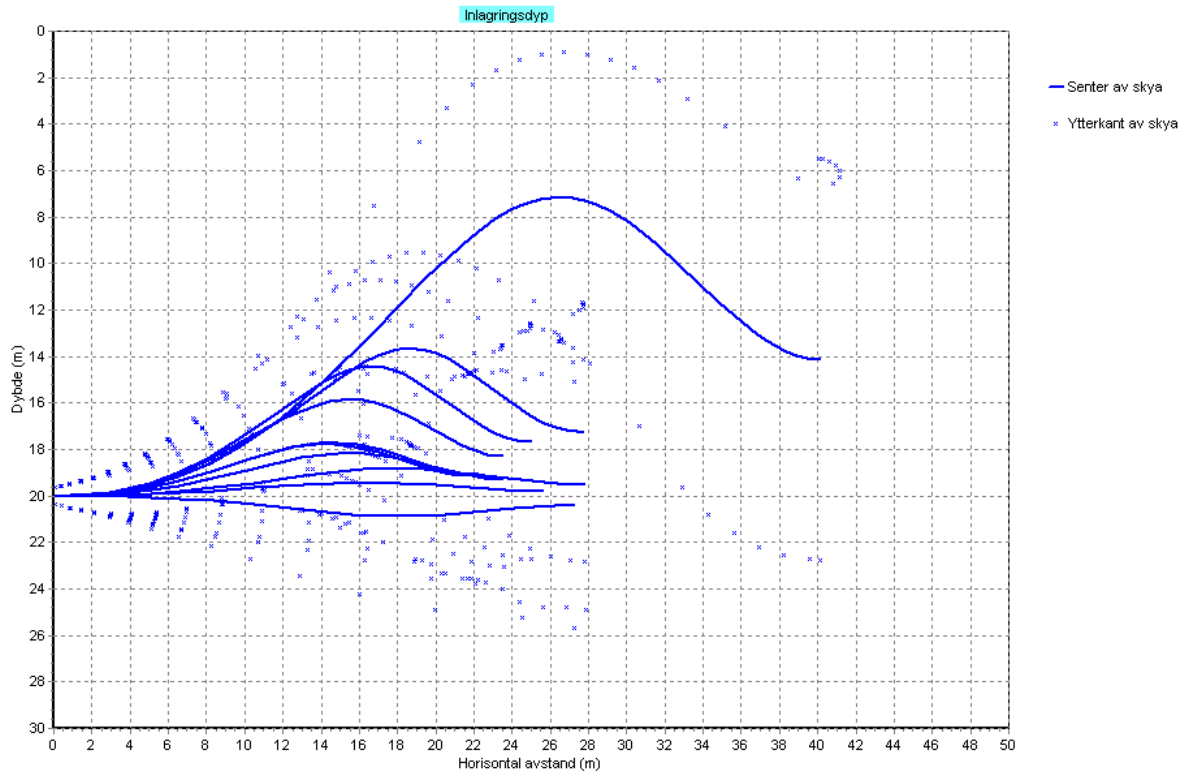
I **Figur 3** vises temperatur og saltholdighet på overvåkingsstasjon VT53 (se **Figur 1**) gjennom sesongen 2017. Stasjon VT53 ligger midt i indre Samlafjorden rett utenfor EB. Hele fjorden er påvirket av ferskvannstilførsel fra elvetilførsler lengre inn i fjordsystemet, og det er et tynt øvre ferskvannslag med lav saltholdighet i vannforekomsten. Det er også god sjiktning ved utslippsdypet (20 m).



Figur 3. Data fra overvåkingstasjon VT53 fra Økokyst-programmet. Øverst vises temperaturen (°C) i de øverste 50 meterne fra februar til november 2017. Nederst vises saltholdigheten (PSU) i samme periode. Data fra (Dale m.fl., 2018).

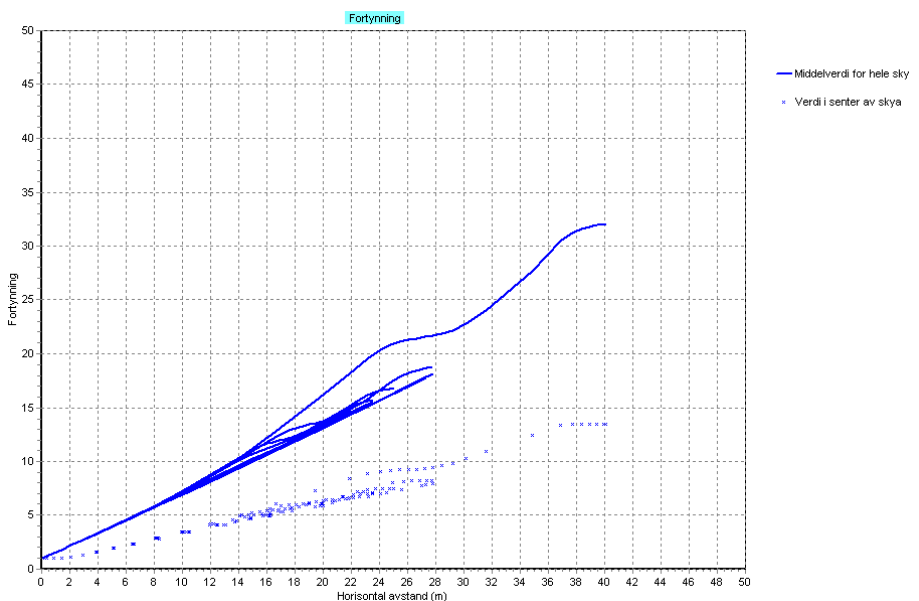
3.2 Innlagringsdyp og fortytning

I **Figur 4** vises beregnet innlagringsdyp basert på dataene fra **Figur 3**. Siden prosessavløpsvannet slippes ut sjøvann, så har ikke utslippsskyen så stor oppdrift. Innlagringsdypet til avløpsskyen er fra 14-21 m og det er i dette dypet utslippsskyen hovedsakelig vil spres horisontalt. De stiplede linjene angir ytterkanten av skyen, og i enkelte tilfeller vil den øverste delen av skyen nå nesten helt opp til overflaten. Dette vil være sjeldne hendelser og i slike tilfeller vil denne delen av avløpsskya ha høy fortytning.



Figur 4. Beregning av innlagringsdyp basert på data fra **Figur 3**. De heltrukne blå linjene viser beregnet posisjon til senter av utslippsskya. De stiplede linjene viser ytterkanten av utslippsskya.

I **Figur 5** og **Tabell 2** vises beregnet fortytning basert på data fra **Figur 4**. I **Figur 5** vises med heltrukne blå kurver fortytningen midlet over hele utslippsskyen. Midt i avløpsskyen er fortytningen omtrent halvparten av det den er for hele utslippsskyen. I 500 meter fra utslippspunktet er midlet fortytning 343x, og midt i utslippsskya er fortytningen 168x.



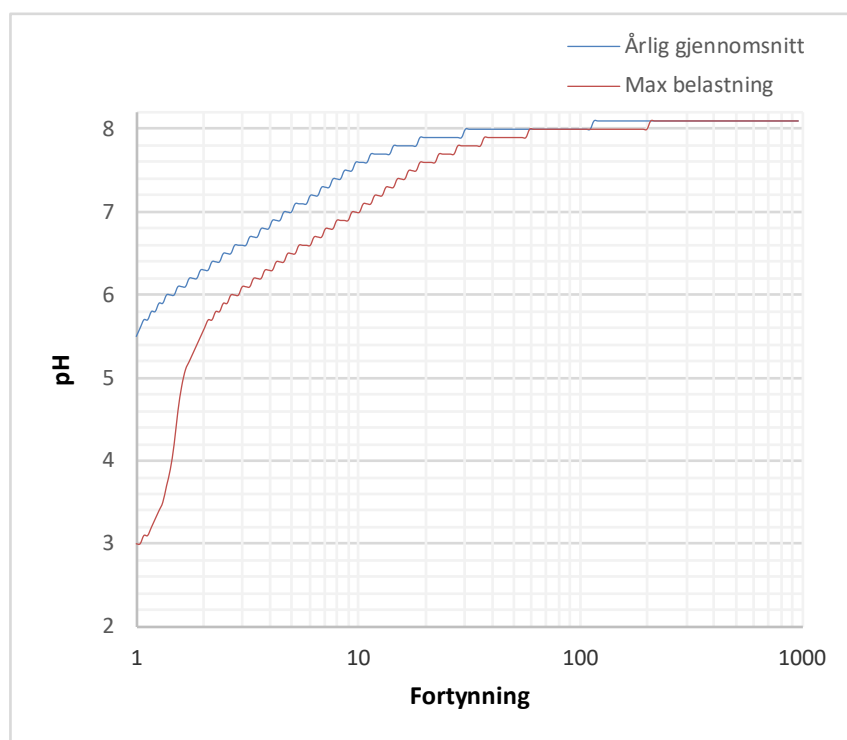
Figur 5. Beregning av fortytning basert på data i **Figur 2**. De heltrukne blå linjene viser beregnet fortytning for hele utslippsskya. De stiplede linjene viser fortytningen midt i utslippsskya.

Tabell 2. Oversikt over beregnet fortynning som funksjon av horisontal avstand fra utslippspunktet.

Avstand fra utslippspunktet (m)	Midlet fortynning	Fortynning midt utslippsskya
50	23	11
100	43	21
200	100	49
300	170	83
400	251	123
500	343	168

3.3 Beregning av pH ved fortynning etter utslipp til sjø

Fortynningskurver av pH beregnet for årlig gjennomsnittsbetasting og maksimum betasting er vist i **Figur 6**. Variasjoner i saltholdighet og temperatur har forholdsvis små effekter på de beregnede forløpene, og endret pH i inntaksvannet vil primært forskyve kurvene vertikalt. Figuren er derfor best egnet til å forutsi endring i pH (ΔpH).



Figur 6. pH som funksjon av fortynning i sjø. Det er antatt at fortynningsvann og inntaksvann har samme temperatur (10°C), saltholdighet (32 PSU), pH (8,1), DIC (2,05 mM) og A_t (2,23 mE).

Selv om pH-variasjoner i sjøvann er små sammenlignet med ferskvann, kan en i kystnære områder finne betydelige variasjoner som følge av ferskvannstilførsler og sesong- og dybde-avhengige biologiske prosesser. Det er ikke definerte kriterier for hva som er akseptable pH-forstyrrelser i sjøvann. I tidligere arbeider har NIVA-medarbeidere vurdert at negative effekter av pH vil være små som følge av $\Delta\text{pH} \leq 0,5$ og sannsynligvis fraværende ved $\Delta\text{pH} \leq 0,2$ (Berge m.fl., 2018). Risikoen for skader vil være begrenset til fastsittende organismer og plankton som ikke kan bevege seg vekk fra utslippsskyen.

Figur 6 viser at ΔpH vil være $\leq 0,5$ etter 10x fortynning ved gjennomsnittsbetlastning og 20x fortynning ved maksimum betlastning. For å tilfredsstille det strengeste kriteriet $\Delta\text{pH} \leq 0,2$ må utslippet fortynnes henholdsvis 30x og 50x. Sammenlignes disse fortynningsbehovene med modelleringen i **Figur 5** og **Tabell 2** ser en at det strengeste kriteriet vil være oppfylt innenfor en radius på ca. 70 m fra utslippspunktet, selv ved maksimum betlastning. $\Delta\text{pH} < 0,5$ vil oppnås mindre enn 30 m fra utslippspunktet.

Beregningene forutsetter fullstendig omdanning av SO_2 og NO_x til henholdsvis svovelsyre og salpetersyre. Oksydasjonen av svovelsyre er langsom ved lav pH. Dette medfører at en i nærheten av store utslipp vil finne rester av SO_2 i sjøvannet og en pH som er høyere enn her beregnet. Zhang og Millero (1991) fant optimal $6,0 < \text{pH} < 7,5$ for oksydasjonen av SO_2 og en halveringstid på 3-4 timer under Nord-Atlantiske forhold ved pH ca. 8 og temperatur på 10°C . Med en strømhastighet på 5 cm/s innebærer dette at rester av SO_2 vil kunne transporteres anslagsvis 700 m fra utslippspunktet. Konsentrasjonene vil da være for lengst være redusert til svært lave nivåer og antas ikke representere risiko for skader på organismer.

3.4 Miljøeffekt i Samlafjorden av stoffer i prosessavløpsvannet

I **Tabell 3** vises konsentrasjoner av stoffer i prosessavløpsvannet før det fortynnes i Samlafjorden, og tilhørende grenseverdier gitt i vannforskriften.

Tabell 3. Konsentrasjoner av stoffer i prosessavløpsvannet før det fortynnes i Samlafjorden, og tilhørende grenseverdier gitt i klassifiseringsveilederen 02:2018 (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). I.G. ikke grenseverdi i vannforskriften.

Stoffer	Konsentrasjon ($\mu\text{g/l}$) av stoffer i prosessavløpsvann før fortynning i Samlafjorden, uten påslag fra bakgrunnskonsentrasjoner	Grenseverdi AA-EQS ($\mu\text{g/l}$) for kystvann
Hg	2,03E-04	0,07
Cr	1,32E-01	3,4
Ni	3,33E-02	8,6
Cu	8,08E-02	2,6
Zn	3,58E-01	3,38
As	1,35E-02	0,6
Cd	1,30E-03	0,2
Pb	1,49E-01	1,3
Naftalen	1,32E-04	2
Acenaftylen	1,19E-05	1,28
Acenaften	2,87E-06	3,8
Fluoren	7,05E-06	1,5
Fenantren	2,43E-04	0,5
Antracen	4,73E-06	0,1
Fluoranten	1,90E-04	0,0063
Pyren	7,49E-05	0,023
Benzo(a)antracen	2,23E-05	0,012
Krysen	5,09E-05	0,07
Benzo(a)fluoranten*	4,62E-05	0,00017

Stoffer	Konsentrasjon ($\mu\text{g/l}$) av stoffer i prosessavløpsvann før fortynning i Samlafjorden, uten påslag fra bakgrunnskonsentrasjoner	Grenseverdi AA-EQS ($\mu\text{g/l}$) for kystvann
Benzo(k)fluoranten	1,20E-05	0,00017
Benzo(a)pyren	5,38E-06	0,00017
Indeno(1,2,3-cd)pyren	1,05E-05	0,00017
Dibenso(ah)antracen	9,27E-07	0,0006
Mikrosilika	0,005	I. G.
SO ₄	48204	I. G.
HNO ₃	**3213	I. G.

*, grenseverdi til benzo(a)pyren er benyttet, som er den laveste av PAH-forbindelsene.

**, beregnet som $\mu\text{g N/l}$ slik at konsentrasjonen kan vurderes mot grenseverdier for NO₃-N i vannforskriften.

Grenseverdiene som er gitt i **Tabell 3** er tatt fra klassifiseringsveilederen 02:2018 (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018). Grenseverdiene, AA-EQS (Annual Average, Environmental Quality Standards), som er benyttet er øvre tilstandsklasse II i vannforskriften, og når konsentrasjoner i vann er lavere enn disse, er miljømålet i vannforskriften oppnådd. Ved konsentrasjoner høyere enn AA-EQS vil det være toksiske effekter av stoffene på biota.

Konsentrasjonsberegningene i **Tabell 3** er uten påslag fra bakgrunnskonsentrasjoner i Samlafjorden. Med unntak av arsen (As), forventes det at bakgrunnskonsentrasjonene av stoffene i Samlafjorden er lavere enn gitte grenseverdier. Grenseverdi for As i vannforskriften er lav, og oftest betydelig lavere enn det man finner naturlig i kystvann. Fra målinger av bunnvann i Samlafjorden på 841 m dyp ved stasjon VT 53 (**Figur 1**), ble alle metaller med unntak av As målt i konsentrasjoner under AA-EQS. I de andre stasjonene (med unntak av en stasjon, hvor As-konsentrasjonene var rett under AA-EQS) i Hardangerfjorden var grenseverdien av As oversteget. Naturlige konsentrasjoner av As i sjøvann er mellom 1,5-1,8 $\mu\text{g/l}$ (Ruus m.fl., 2016). Et påslag av 0,0135 $\mu\text{g/l}$ As som fortynnes videre 11-23x 50 m fra utslippspunktet vil da ikke være målbart i Samlafjorden.

Vannspylemålinger av miljøgifter i kystvann benyttes i liten grad til overvåking, da blant annet tidevann og strømforhold gjør at det er store variasjoner i konsentrasjonene. Generelt er konsentrasjonene av miljøgiftene i vannspøyla lavere enn AA-EQS. Konsentrasjoner av PAH-forbindelsene i prosessavløpsvannet før fortynning i Samlafjorden er fra 3 til 10⁶ ganger lavere enn AA-EQS. Ved videre fortynning, for eksempel 200 m fra utslippspunktet vil prosessavløpsvannet fortynnes ytterligere ca. 100x (midlet fortynning). Vi anser da at konsentrasjonene av metaller og PAH-forbindelsene ikke utgjøre noen risiko for vannmiljøet.

Antatte bakgrunnskonsentrasjoner av suspendert stoff i sjøvann er ofte 1000 $\mu\text{g/l}$. Et påslag av 0,005 $\mu\text{g/l}$ av mikrosilika i vannmassene anses da som ubetydelige.

Prosessavløpsvannet vil tilføre ca. 48 mg SO₄/l, naturlig sjøvann har en konsentrasjon av SO₄ på ca. 2700 mg/L, og tilførselene av SO₄ er da marginale.

Prosessavløpsvannet før fortynning og uten påslag av bakgrunnskonsentrasjoner vil tilføre ca. 3 213 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ til Samlafjorden. Gjennomsnittlige konsentrasjoner av NO₃-N på målestasjon VT53 (**Figur 1**) i sommer- og vintermånedene i 2017 var henholdsvis 2,4 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ og 90,3 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$ (Dale m.fl., 2018), som tilsvarer «God» tilstand. Prosessavløpsvannet vil fortynnes ca. 100x 200 m fra utslippspunktet, og tilførselene fra prosessavløpsvannet av NO₃-N vil da være ca. 32 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$. 500 m fra utslippspunktet vil påslaget av NO₃-N være ca. 10 $\mu\text{g NO}_3\text{-N/l}$. Nedre grenseverdi for «god»

tilstand i vannforskriften i kystvann (> 18 PSU) for NO₃-N under sommer- og vintermånedene er henholdsvis 23 og 125 µg NO₃-N/l. Innlagringsdypet vil være ved 14-21 m, og med siktedypet på ca. 10 m, (data fra Vann-Nett) er innlagringsdypet i fotisk sone hvor det vil være primærproduksjon (fotosyntese). Konsentrasjoner av NO₃-N 500 m fra utslippspunktet med påslag av bakgrunnskonsentrasjoner vil være ca. 13 µg NO₃-N/l og 100 µg NO₃-N/l, henholdsvis sommer og vinter. Utslipet fra EB vil da tilføre næringsalter som vil være målbare i innlagringsdypet inntil 500 m fra utslippspunktet, og konsentrasjonene her vil være nær tilstandsklasse God/Moderat.

4 Samlet vurdering

Prosessavløpsvannet vil innlagres mellom 14-21 meter. Midlet fortykning av prosessavløpsvannet ved henholdsvis 50 og 500 m fra utslippspunktet er beregnet til 23x og 343x. Siden det benyttes sjøvann i prosessen så vil ikke avløpsskyen ha så stor oppdrift i forhold til sjøvannet i utslippspunktet, til tross for at det er oppvarmet. Sjiktingen ved utslippspunktet er god.

Da innlagringsdypet til avløpsskyen vil ligge mellom 14-21 m, vil negative effekter av lav pH hovedsakelig påvirke det biologiske livet i dette dybdeintervallet. Avviket i pH vil være ≤ 0,5 etter 25x fortykning i resipienten. **Figur 5** viser at bare et av «casene» vil gi mer enn 25x fortykning ved innlagringsdyp og i senter av skyen oppnås aldri mer enn 15x fortykning ved innlagring. Sekundærfortynningen er avhengig av lokale strømforhold og kan derfor variere mye. Basert på beregnet sekundærfortynning, kan det anslås at fortykningen i gjennomsnitt for avløpsskya vil være 25x omtrent 30-40 m fra utslippspunktet. Utslipet vil ha små effekter på organismer lokalisert mindre enn 50 m fra utslippspunktet. Effektene innenfor dette området vil i første rekke gjelde fastsittende organismer på 14-21 m dyp.

Tilførsler av metaller, PAH-forbindelser, mikrosilika og SO₄ fra prosessavløpsvannet var lave i forhold til antatte bakgrunnskonsentrasjoner og grenseverdier gitt i vannforskriften. Prosessavløpsvannet tilfører næringsalter i form av NO₃-N til Samlafjorden, og 500 m fra utslippspunktet antas konsentrasjonene i innlagringsdypet å være nær tilstandsklasse «God/Moderat» i vannforskriften. Tilstanden i vannforekomsten er fastsatt til «God» for NO₃-N, og prosessavløpsvannet vil dermed ikke ha noen innvirkning på klassifiseringen når avstanden fra utslippspunktet blir større enn 500 m.

5 Referanser

- Berge, J.A., Schaanning, M.T., Staalstrøm, A., 2018. Utslipp til sjø – kan enkle modeller gi tilstrekkelig grunnlag for vurdering av spredning, fortykning og surhetsgrad? Vann, 01-2018, 15-30.
- Dale, T., With Fagerli, C., Trannum, H. Eikrem, W. Staalstrøm, A og Kristiansen, T. 2018. ØKOKYST Delprogram Nordsjøen Nord, Årsrapport 2017. M-1009, 81 sider, Miljødirektoratet.
- Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018. Veileder 02:2018, Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Green, N.W., Schøyen, M., Hjermann, D.Ø., Øxnevad, S., Ruus, A., Lusher, A., Beylich, B., Lund, E., Tveiten, L., Håvardstun, J., Jenssen, M.TS., Ribeiro, A.L. og Bæk, K. 2017. Miljøgifter

i norske kystområder 2017. M-1120, 230 sider, Miljødirektoratet.

Hunter, K.A., Liss, P.S., Surapipith, V., Dentener, F., Duce, R., Kanakidou, M., Kubilay, N., Mahowald, N., Okin, G., Sarin, M., Uematsu M., Zhu, T., 2011. Impacts of anthropogenic SO_x, NO_x and NH₃ on acidification of coastal waters and shipping lanes. GEOPHYSICAL RESEARCH LETTERS, VOL. 38, L13602, doi:10.1029/2011GL047720, 2011.

Lutro, T. 2019. Tiltaksrettaovervåking i Samlafjorden i samsvar med vassforskrifta, COWI-rapport, RAP A102097, 43 sider + vedlegg.

Ruus, A., Borgersen, G., Ledang, A.B., With Fagerli, C., Staalstrøm, A. og Norli, M. 2016. Tiltaksrettet overvåking av kystvann i vannområdet Hardanger 2015. NIVA-rapport 6996, 80 sider + vedlegg

Øxnevad, S. 2016. Tiltaksrettet overvåking i Samlafjorden i henhold til vannforskriften. Overvåking for Elkem Bjølvefossen. NIVA-rapport 6982-2016, 40 sider + vedlegg.

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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