

Undersøkelse av sjøresipienten utenfor Norwegian Crystallites AS på Drag i Tysfjord



Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

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

Tittel Undersøkelse av sjøresipienten utenfor Norwegian Crystallites AS på Drag i Tysfjord	Løpenr. (for bestilling) 6129-2011	Dato 10.3.2011
	Prosjektnr. Undernr. 10271	Sider Pris 46
Forfatter(e) Anna Birgitta Ledang, Jens Skei, Wenche Eikrem, Morten Schaanning og Pia Norling	Fagområde Oseanografi	Distribusjon Fri
	Geografisk område Nordland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norwegian Crystallites AS, Pb. 14, 8271	Oppdragsreferanse Kari Moen
---	--------------------------------

Sammendrag

Det er gjort undersøkelser om hvordan utslippet fra produksjon av høyren kvarts påvirker sjøresipienten utenfor Drag i Tysfjorden. Dette omfatter turbiditets- og hydrografimålinger, beregning og måling av pH og bruk av modeller til å beregne fortykning av utslippet, den vertikale stigning av det fortynnede avløpsvannet i vannsøylen og partikkel- og kjemikaliekonsentrasjoner i ulike avstander fra utslippet. Det er ikke sannsynlig at dagens utslipp av syre på 30 m representerer et miljøproblem. Utslipp av avløpsvannet har hyppige gjennomslag til overflaten på grunn av ferskvann i avløpsledningene og svak sjiktning i fjorden, men sjøvannets bufferkapasitet og gode fortynningsforhold gjør at pH-verdiene i resipienten avviker lite fra normalen. Utslipp av flotasjonskjemikalier og modellering av influensområde viser at konsentrasjoner som potensielt kan gi giftvirkninger begrenser seg til noen meter fra selve utslippet. På grunn av ufullstendig dokumentasjon av toksisitet overfor relevante marine organismer anbefales det at det gjøres en standard økotoks-test på avløpsvannet. I dette området vil det gjennomsnittlig avsettes ca. 4 mm avgang pr. år som er en beskjeden nedslamming av det naturlige bergartsmineralet kvarts. Vi kan vanskelig se at denne nedslammingen representerer et reelt miljøproblem.

Fire norske emneord 1. Norwegian Crystallites AS 2. Tysfjord 3. Utslipp 4. Fortynning	Fire engelske emneord 1. Norwegian Crystallites AS 2. Tysfjord 3. Discharge 4. Dilution
---	---



Anna Birgitta Ledang
Prosjektleder



Dominique Durand
Forskningsleder
ISBN 978-82-577-5864-6



Bjørn Faafeng
Seniorrådgiver

O-10271

Norwegian Crystallites AS

Undersøkelse av sjøresipienten utenfor Norwegian Crystallites AS på
Drag i Tysfjord

Forord

Denne rapporten er utarbeidet for Norwegian Crystallites AS etter krav fra Fylkesmannen i Nordland om en undersøkelse av sjøresipienten utenfor Drag i Tysfjord. Vi takker Kari Moen ved Norwegian Crystallites AS for godt samarbeid og god dialog under feltarbeidet og dette rapportarbeidet. Samtidig takker vi Norwegian Crystallites AS for å stille med båt og mannskap slik at vi lett fikk utført målingene.

Ved NIVA har i hovedsak Wenche Eikrem, Pia Norling, Torstein Kristensen og Anna Birgitta Ledang deltatt i feltarbeidet ved dette prosjektet. Sistnevnt som prosjektleder. Jens Skei har deltatt i rapporteringsarbeid knyttet til oppsummering og vurdering av behov for framtidig overvåking av utslippet.

Oslo, 10.3.2011

Anna Birgitta Ledang

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Innledning	9
1.1 Utslippets karakter	9
1.2 Målsetning	13
2. Metode og gjennomføring	13
2.1 Turbiditetsmålinger og hydrografi	13
2.2 Måling og beregning av pH	14
2.2.1 Målinger av pH	14
2.2.2 Beregning av pH	14
2.3 Beregning av avløpsvannets innlagring og fortykning	15
2.4 Partikkelkonsentrasjon beregninger	18
2.5 Registrering av nedslamming	19
3. Resultater og vurderinger	20
3.1 Den vertikale sjiktningen	20
3.2 Innlagring og fortykning av avløpsvannet	21
3.2.1 Oppredningsfasen	21
3.2.2 Syrevaskfasen	24
3.3 pH-målinger og beregninger	27
3.3.1 pH målinger av vannprøver ved Drag	27
3.3.2 Beregning av pH	28
3.4 Kjemikaliekonsentrasjon	30
3.5 Partikkelkonsentrasjon	33
3.6 Turbiditetsprofiler	34
3.7 Registrering av nedslamming	35
4. Oppsummering av konsekvenser for resipienten	39
5. Anbefalinger vedrørende supplerende undersøkelser og framtidig overvåking	42
6. Referanser	43
7. Vedlegg	44

Sammendrag

Dette prosjektet er utført på oppdrag fra Norwegian Crystallites. Fylkesmannen i Nordland har gitt Norwegian Crystallites AS tillatelse til utslipp med et forbehold om at en undersøkelse av miljørisikoen til dette utslippet må gjennomføres. I denne anledningen ble følgende gjort:

- Målinger av turbiditet, salt, temperatur og pH.
- Modellering av vertikal stigning og fortykning av utslippet og beregning av partikkelkonsentrasjoner og pH i vannmassen i forskjellig avstand fra utslippet basert på fortykning og utsynkning.
- Tilsvarende modellering for kjemikalier for å kartlegge utslippets influensområde.
- Visuell registrering av fastsittende bunnorganismer på grunt vann (0-20 m) ved hjelp av drop-kamera.

Risiko for skader på grunn av for lav pH.

Beregning av pH til det fortyndede avløpsvannet er gjort ut i fra karakteristikken av avløpsvannet gitt av Norwegian Crystallites AS. Ved hjelp av målinger av sjiktningen utenfor Drag og bruk av modellen Visual Plumes har den vertikale stigningen og fortykningen til avløpsvannet blitt beregnet. Fortynnet avløpsvann har gjennomslag til overflaten fra både oppredningsfasen og syrevaskfasen for flere tilfeller på grunn av ferskvann i avløpsledningene og svak sjiktning i fjorden. Sjøvannets bufferkapasitet og gode fortykningsforhold gjør likevel at pH-verdiene i resipienten avviker lite fra normalen og derfor er det lite sannsynlig at dagens utslipp av syre på 30 m representerer et miljøproblem.

Risikoen for toksisitet grunnet kjemikaliespredning.

Tilgjengelige økotoksikologiske data for kjemikalierne diamin, flotanol og petroleumssulfonat finnes kun fra databladene til disse kjemikalierne, og det er kun for diamin gitt informasjon om ved hvilke doser og eksponeringstid diamin utgjør en risiko for vannlevende organismer. Beregninger er gjort med Visual Plumes, antatt at flotasjonskjemikalierne ikke er vannoppløselig. Modelleringen av influensområdet viser at konsentrasjoner som potensielt kan gi giftvirkninger, begrenses seg til noen meter fra selve utslippet. På grunn av ufullstendig dokumentasjon av toksisitet overfor relevante marine organismer anbefales det at det gjøres en standard økotoks-test på avløpsvannet.

Risikoen ved partikkelspredning

Ved hjelp av Visual Plumes, Stokes lov og kornfordelingskurve har utsynkningshastigheten og partikkelkonsentrasjonen til det fortyndede utslippet blitt beregnet. Dette er kun gjort for tilfellet med strøm på 2 cm/s. Et utslipp av ca. 11.000 tonn kvartsavgang pr. år sedimenterer i henhold til modelleringen innenfor en radius på 1000 m fra utslippspunktet. Forutsatt at avgangen sedimenterer i en vifte utenfor utslippet vil det primære influensområdet hvor avgang påvirker sjøbunnen begrenses seg til ca. 1,5 mill. m². I dette området vil det gjennomsnittlig avsettes ca. 4 mm avgang pr. år. Ettersom dette er en beskjedne nedslamming, og det faktum at det dreier seg om kvarts som er et naturlig bergartsmineral, er det vanskelig å se at dette kan representere et reelt miljøproblem.

Turbiditet brukes som et mål på hvor mye partikler det er i vannsøylen. Måleverdiene ligger for det meste under 1 FTU tilsvarende ca. 1 mg/l suspendert stoff, og dermed innenfor området for naturlige verdier i fjordvann. Den største forskjellen mellom stasjonene kan ses ved profilene fra 6.12.2010. Turbiditeten var høyest ved utslippsstasjonen og lavest ved referansestasjonen lenger nordvest. Denne differansen gir indikasjon på at det ved utslippet er en del partikler som gir utslag på turbiditeten. For 4 av 5 tilfeller er det svak sjiktning utenfor Drag som kan forklares av at det er få ferskvannskilder i Tysfjorden (få elver som renner ut i Tysfjorden). Liten ferskvannstilførsel til fjorden tilsier at det naturlige bidraget av partikler via elvevann er lite.

Visuell vurdering av nedslamming.

Et drop-kamera ble brukt for å undersøke bunnforholdene omkring utslippet. Ved 18-28 m på alle transektene ble det observert mye slam på bunnen som lett virvles opp når kamera berører bunnen, spesielt ved transekt 1-3. Ved de grunnere områdene 8-9 m er det mindre slam. Det kan ikke slås fast at dette er slam som stammer fra utslippet, men ut fra observasjon av svært lyse partikler kan det tyde på kvartspartikler. Disse partiklene vil påvirke bunnområdene nærmest utslippet, som er på 30 m dyp. Ved lengre avstand fra utslippet vil sedimenteringen av kvartspartikler fra utslippet være lavere og blandet med andre typer partikler. Dette kan ses ved transekt 7, som er 2,8 km fra utslippet, hvor det på 20 m dyp er mye partikler i vannet like over bunnen. Det bør påpekes at bildene viser hvilke fastsittende organismer som befinner seg på bunnen. Tilstedeværelse av organismer indikerer at nedslammingen ikke er så stor at organismene er blitt borte, selv ikke nær utslippet.

Samlet vurdering av miljøvirkninger av utslippene til sjø ved Drag

Ut fra dagens utslipp kan følgende konkluderes når det gjelder miljøkonsekvenser:

- Utslipp av avløpsvann på 30 m dyp har hyppige gjennomslag til overflaten på grunn av ferskvann i avløpsledningene og svak sjiktning i fjorden. Dette er ikke en optimal situasjon. Men sjøvannets bufferkapasitet og gode fortynningsforhold gjør at pH-verdiene i resipienten avviker lite fra normalen. Derfor er det ikke sannsynliggjort at dagens utslipp av syre på 30 m representerer et miljøproblem.
- Utslipp av flotasjonskjemikalier og modellering av influensområde viser at konsentrasjoner som potensielt kan gi giftvirkninger, begrenser seg til noen meter fra selve utslippet. På grunn av ufullstendig dokumentasjon av toksisitet overfor relevante marine organismer anbefales det at det gjøres en standard økotoks-test på avløpsvannet.
- Et utslipp av ca. 11.000 tonn kvartsavgang pr. år sedimenterer i henhold til modelleringen innenfor en radius på 1000 m fra utslippspunktet. Forutsatt at avgangen sedimenterer i en vifte utenfor utslippet vil det primære influensområdet hvor avgang påvirker sjøbunnen begrense seg til ca. 1,5 mill m². I dette området vil det gjennomsnittlig avsettes ca. 4 mm avgang pr. år. Ettersom dette er en beskjeden nedslamming, og det faktum at det dreier seg om kvarts som er et naturlig bergartsmineral, er det vanskelig å se at dette representerer et reelt miljøproblem.

Anbefalinger om overvåkning

Ved dypvannsutslipp er målsettingen at avløpsvannet skal innlagres under sprangsjiktet. Det anbefales derfor at bedriften gjør en gjennomgang av dagens utslippsanordninger med tanke på forbedringer siden resultater viser gjennomslag til overflaten ved flere tilfeller. To supplerende tester bør også gjennomføres:

- Gjennomføring av toks-tester med avgang tilsatt flotasjonskjemikalier hvor det brukes marine organismer som er relevante for å dokumentere kjemikalienes giftpotensiale ved forventede resipientkonsentrasjoner
- Gjennomføre utsyningsforsøk med avgang < 20 µm (finstoff) i ferskvann og sjøvann for å dokumentere sjøvannets evne til å flokkulere finstoff og øke utsyningsraten.

Et overvåkningsprogram bør inkludere utplassering av selvregistrerende måleinstrumenter hvor både hydrografiske data (salt, temperatur), strøm og pH og turbiditet registreres. Selvregistrerende instrumenter er spesielt å foretrekke hvis utslippene er diskontinuerlige (batcher), fordi det fanger bedre de reelle variasjonene i vannkvalitet. Instrumenter må plasseres i flere dyp slik at man får oversikt over vannkvaliteten dypere enn 50 m. En survey av bunnsedimentene og bunnfaunaen innenfor det arealet som modelleringen antyder at akkumulering av avgang skjer på bunnen (ca. 1,5 km²) anbefales også. Det er viktig å få dokumentert sedimentkvaliteten i dette området og i hvilken grad bunnfaunaens biologiske mangfold blir berørt.

Summary

Title: Investigation of the sea recipient outside Norwegian Crystallites AS at Drag in Tysfjord.

Year: 2011

Author: Anna Birgitta Ledang, Jens Skei, Wenche Eikrem, Morten Schaanning and Pia Norling

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5864-6

This project is carried through after a request from Norwegian Crystallites AS. Some conditions were given by the county governor in Nordland related to the authorization of the discharge applied by Norwegian Crystallites AS. The following were done:

- Measurements of turbidity, salinity, temperature and pH.
- Modelling of vertical movement and dilution of the discharge and estimation of particle concentration and pH at different distances of the discharge based on dilution and outfall.
- Corresponding modelling of chemicals to map the influence area of the discharge.
- Visual registration of fixed bottom organisms on shallow waters (0-20 m) with use of drop-camera.

Risks for damage due to too low pH.

Calculation of pH of the diluted waste water is based on characterization of the waste water from Norwegian Crystallites AS. Together with the model Visual Plumes and measurements of the layering outside Drag in Tysfjord, the vertical ascent and the dilution to the waste water has been calculated. The diluted waste water has a surface break through for some cases in both the preparation phase (fresh water discharge) and the acid-wash phase (discharge mixed with seawater). However, the good buffer capacity of the seawater and good conditions for dilution, results in pH values in the recipient close to the normal. It is therefore likely that the discharge of acid at 30 meters today does not represent an environment problem.

Risks of toxicity due chemical spread.

For the chemicals diamin, flotanol and petroleumulfonat there are no ecotoxicological data available other than those from data sheets of the chemicals. It is only for diamin that information on risk for water living organisms exists. Calculations with Visual Plumes are performed, assuming diamin is not water-soluble. Modelling of the influence area shows that concentrations of potential toxicity confine to a few meters away from the discharge point. Due to incomplete documentation of the toxicity to marine organisms a standard ecotox-test is recommended.

Risks due to particle spread.

Using Visual Plumes, Stokes law and grain distribution curve, the outfall velocity and the particle concentration of the diluted discharge has been estimated just for the 2 cm/s current case. According to the modelling a discharge of approximately 11.000 ton quartz each year will deposit within a radius of 1000 m from the discharge point. Provided that the discharge deposit in a fan outside the discharge point, the area where the discharge will affect the sea bottom will be confined to approximately 1,5 mill. m². In this area approximately 4 mm discharge will be deposited on average each year. This deposition is modest, and since the deposit is composed of quartz, a natural rock art mineral, no serious environmental problems are expected.

Turbidity is a measure of the amount of particles in the water column. The measured values are mostly below 1 FTU, corresponding approximately to 1 mg/L suspended material, which can be regarded as within the natural values in fjord waters. The biggest difference between stations can be seen in the profiles from 6.12.2010. The turbidity was at this time highest at the discharge station and lowest at the reference station further northwest. This difference indicates a portion of particles which give fluctuations on the turbidity. In 4 of 5 cases the layering is weak outside Drag which can be explained

by the low fresh water input into the fjord (small number of rivers which ends up in Tysfjorden). Low fresh water supply also means low natural contribution of particles through river waters.

Visual evaluation of the mudding from the deposit.

To investigate the bottom conditions around the discharge, a drop-camera was used. Around 18-28 meters depth on all transects a lot of mud was observed which easily can be whirled when the camera touches the bottom, especially at transect 1-3. There was less mud at the shallow areas 8-9 meters. From this investigation it can not be concluded whether the mud originates from the discharge or not, but the light character of the particles indicates that it can be quartz particles. These will affect the benthic habitat closest to the discharge, at 30 meters depth. At larger distance from the discharge the sedimentation of the quartz particles will be less and mixed with other types of particles. This can be observed at transect 7, which is 2,8 km from the discharge point and where large amount of particles above bottom at 20 meters depth is measured. It should be pointed out that the drop-camera images show bottom organisms. The presence of organisms indicates too low sedimentation for the organism to disappear, even close to the discharge.

Joint evaluation of the effects of the discharge to the seawater.

Concerning the discharge today, the environmental consequences can be concluded as followed:

- Discharge from the waste water at 30 meters depth has frequent break through to the surface of the fiord due to frequent fresh water in the waste water pipes and when weak layering in the fjord is observed. This is not an optimal situation. The buffer capacity of the seawater and the dilution, however, result in pH-values deviating little from the normal. Therefore, one can not conclude that the discharge of acid at 30 meters depth today represents an environmental issue.
- The discharge of flotation chemicals and the numerical simulation of the influence area depict concentrations potentially toxic confined to a few meters from the discharge. Due to the lack of documentation of the toxicity facing relevant marine organisms, a standard ecotox-test on the waste water is recommended.
- A discharge of approximately 11.000 tons quartz a year, according to the modelling, deposits within a radius of 1000 m from the discharge point. Provided that the tailing deposits in a fan outside the discharge, the primary influence area will be limited to approximately 1,5 mill. m². In this area the average lay off will be approximately 4 mm tailing a year. Since this can be considered as a modest sedimentation, and the fact that quartz is a natural rock mineral, it is hard to see that this will represent a serious environmental problem.

Monitoring recommendations.

The purpose of deep water discharge is for the waste water to interbed under the leap layering (the area of greatest layering gradient). A review of the present discharge arrangement is recommended in order to minimize the risk of break through to the surface of the diluted waste water.

Two supplementary tests should also be performed:

- tox-tests of the discharge added flotation chemicals with use of relevant marine organisms to document the potential toxicity of expected recipient concentrations
- outfall experiment with discharge < 20 µm (fine sediment) in fresh water and seawater to document the ability of seawater to flocculate and increase the outfall rate.

A monitoring program should include setting up instruments at several depths for both hydrographical data (salinity, temperature), currents, pH and turbidity. A self-recording system is recommended if the discharges are discontinuous, because it will better capture real variations. A survey of bottom sediments and fauna within the simulated deposit accumulating area is also recommended in order to document the quality of the sediment and to which extent the diversity of the bottom fauna is affected.

1. Innledning

Hustadkalk AS overtok i 1996 det konkursrammede anlegget for kvartsproduksjon på Drag i Tysfjord (Glette, 2008). Kvartsproduksjonen ble gjenopptatt det samme året ved etableringen av Norwegian Crystallites AS som produserer høyren kvarts for det internasjonale elektronikk-, optikk- og halogenmarkedet. Kvartsressursene er pegamitt forekomster (kvarts og feltspat) i Tysfjord-Hamarøyområdet, hydrotermal kvartsgang i Svanvik i Finnmark og kvartssand importert fra USA. Det er planlagt flere endringer i produksjonen fremover og Fylkesmannen i Nordland har gitt Norwegian Crystallites AS tillatelse til utslipp i luft og sjø i forbindelse med økning i produksjon av ren kvarts (se Figur 1 for plassering av Norwegian Crystallites AS og utslippet). Produksjonsøkningen vil medføre 3-4 gangers økning av dagens utslipp fra oppredningsfasen og syrevaskfasen (Fylkesmannen i Nordland, 2009). I denne tillatelsen er det gitt noen vilkår hvor en resipientundersøkelse og overvåking av sjøresipienten må gjennomføres, og det påpekes at følgende forhold bør vurderes nærmere:

- 1 Miljøeffekter av utslipp av surt prosessvann
- 2 Nedslamming av avgang og effekter på bløtbunnsfauna
- 3 Nedslamming av avgang og effekter på hardbunnsfauna (gruntvannsorganismer, eventuelt koraller)
- 4 Effekter av kjemikalier (flotasjonsmidler)



Figur 1. Kart over Tysfjorden utenfor Drag med sirkel rundt Norwegian Crystallites AS i Tysfjorden og med pil som viser utslippet. Utslipet er på 30 m.

1.1 Beskrivelse av utslippet

Det er to prosessdeler som er kilde til utslipp til sjøresipienten. Utslippet går ut i resipienten på 30 m dyp ved to separate utslippsledninger.

Kvartsråstoffet går til oppredningsfasen etter grovknusing og finknusing. I denne fasen føres råstoffet gjennom flere magnetseparasjonssteg og flotasjonssteg. Denne prosessen skiller ut de uønskede mineraler med et resultat som består av rensset kvarts. Fra denne fasen pumpes mineralpartikler, fluorkiselsyre og flotasjonskemikalier i ferskvann kontinuerlig ut i sjøresipienten på 30 meters dyp.

Ved syrevaskfasen tilføres ca. 200 l flussyre (70 % HF) pr. tonn kvarts. Små mengder av uønsket mineraler løses opp ved bruk av flussyre som gir et svært rent kvartsprodukt. Etter denne behandlingen skylles kvartsen med vann som pumpes til doseringstank sammen med rester av flussyre og fluorkiselsyre som også inneholder sjøvann fra 30 meters dyp. Fra doseringstanken går avløpsvannet i et eget rør til 30 m dyp i fjorden. Undersøkelser tatt med kamera av dykkere for Norwegian Crystallites AS viste ingen diffusor på dette røret, selv om man hadde antatt at det skulle være en diffusor. Modellkjøringene er derfor gjort uten diffusor.

Detaljer om utslippskomponentene kan ses i **Tabell 1** og informasjon om utslippene gis i **Tabell 2**. Utslippet fra oppredningsfasen (ledning 2) er ferskvann med vannmengde 0,011 m³/s og utslippet fra syrevaskfasen (ledning 3) er 97 % sjøvann og 3 % ferskvann med vannmengden 0,206 m³/s.

Tabell 1. Data om utslippskomponentene (kilde: Norwegian Crystallites)

Utslippskomponenter dagens status oktober 2010		
Ledning 2 (Oppredning)		
Temperatur (29. sept)	13,5-16,0 °C	
pH (29. sept)	3,4-3,9	
	Mengde	Konsentrasjon
	(kg/døgn)	(ppm)
Kvarts avgang	28800	29123
Ferskvann	960000	970777
Aluminiumsulfat	0.0	0.0
Natronlut	0.0	0.0
Svovelsyre	14	14
Fluorkiselsyre	48	49
Petroleumssulfonat	29	29
Flotanol	4.2	4.3
Diamin	2.7	2.8
Ledning 3 (Syrevask og klorinering)		
Temperatur	tilnærmet sjøvanntemp	
	Mengde	Konsentrasjon
	(kg/døgn)	(ppm)
Kvarts avgang	2450	135
Ferskvann	480000	26374
Saltvann	17712000	973203
Fluorkiselsyre	5249	288
Saltsyre	0	0
Natronlut	0	0
Total masse (kg/døgn) ledning2	988898	
Total masse (kg/døgn) ledning3	18199699	
Total masse (kg/døgn) 2+3	19188597	
Totalvolum (m3/døgn) ledning2	971	
Totalvolum (m3/døgn) ledning3	17766	
Totalvolum (m3/døgn) 2+3	18737	
Volum/time (m3/time) ledning 2	40	
Volum/time (m3/time) ledning 3	740	
Volum/time (m3/time) 2+3	781	

Tabell 2. Data om utslippene (kilde: Norwegian Crystallites).

	Utslippsdyp	Avløpsledning, diameter	Vannmengde	Inntaksdyp	Ferskvannsbidrag
Ledning 2	30 m	140 mm	0.011 m ³ /s		100 %
Ledning 3	30 m	560 mm	0.206 m ³ /s	30 m	2.60 %

1.2 Målsetning

NIVA ble kontaktet av Norwegian Crystallites november 2009 for å utarbeide et forslag om overvåkning av sjøresipienten. Denne ble godkjent av Fylkesmannen i Nordland og de aktuelle undersøkelsene som skulle utføres kan beskrives i 3 punkter:

1. *Målinger av turbiditet, salt, temperatur og pH.*
2. *Registrering av nedslamming med prosessavgang på grunt vann (0-20 m).*
3. *Modellering av resipientkonsentrasjoner av kjemikalier som ses sammen med PENEK-verdier (Predicted Environmental No Effect Concentration) i den grad slike finnes og beregne konsentrasjoner i vannmassen i forskjellig avstand fra utslippet basert på fortykning og utsynkning for å vurdere miljørisiko og hvor stort influensområdet er.*

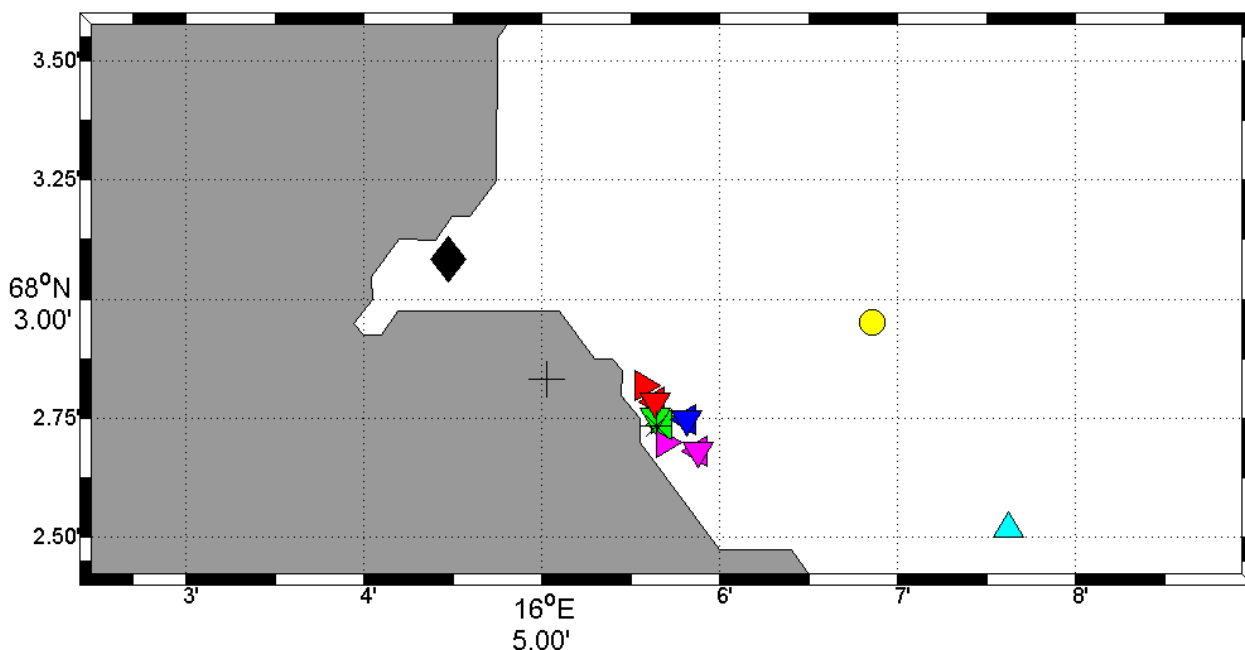
2. Metode og data

2.1 Turbiditetsmålinger og hydrografi fra 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010

Turbiditet brukes som et mål på hvor mye partikler det er i vannsøylen. Turbiditet ble målt med en profilerende sonde (SAIV, modell SD204, **Tabell 3**) mens denne langsomt ble senket ned mot bunn ved stasjonene markert i **Figur 2**. Sonden målte også temperatur og saltholdighet som karakteriserer hydrografien til vannsøylen. Hydrografien kan variere både sesongmessig og ved mindre tidsskalaer som timer, dager og uker avhenging av elveutløp, nedbør, lufttemperatur, vind og tidevann og innstrømming av kystvann. Det er derfor viktig å få tatt målinger ofte gjennom året for å få dekket i størst mulig grad disse variasjonene. I denne undersøkelsen ble målingene tatt 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010 som er en nokså dårlig tidsoppløsning. Den vertikale tetthetsprofilen til sjøvannet er med å styre hvordan et utslipp innlagres i vannsøylen, og sjøvannets tetthet beregnes ved hjelp av temperatur og saltholdighet.

Tabell 3. SD204-sonden. Parametre og presisjon.

Parameter	Usikkerhet
Temperatur	± 0.01°C
Saltholdighet	± 0.02 ‰
Dyp	± 0.1 m
Turbiditet	< 2 % FTU (Eks.: < 0.04 når 2 FTU)



Figur 2. Oversikt over posisjonene til målingene tatt for de ulike dagene. Rød – nordlig posisjon, blå – østlig posisjon, magenta – sørlig posisjon, grønn – ved utslippet. Unike markører indikere unike datoer. Asterisk markøren i svart over de grønne markørene indikerer omtrentlig posisjon til strømmåleren til ARGUS MILJØ AS og den svarte diamanten referansestasjonen med målinger tatt 6.12.2010. Krysset på land viser plassering til værstasjonen til Meteorologisk Institutt (MET, Kilde: www.met.no). Den gule sirkelen og den turkise trekanten er Havforskningsinstituttet (HI) sine stasjoner med målinger fra 30. november 2002 og 18. januar 1992 henholdsvis.

2.2 Måling og beregning av pH

2.2.1 Målinger av pH

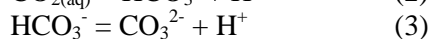
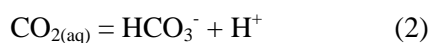
Der hvor det var markerte høye verdier av turbiditet ble det også tatt vannprøver. I disse ble det målt pH ved hjelp av et pH-meter (WTW pH330) som bedriften stilte til rådighet. Å finne vannmengden med målt høy turbiditet er problematisk ettersom man først må ta sonden opp av vannet og så sende ned en vannhenter. En vannhenter har ikke en trykkmåler, men en dybdemarkering på tauet. Resultatet kan derfor bli stort nok avvik mellom vannhenterdypet og høy turbiditetsdypet slik at resultatene ikke samsvarer.

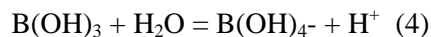
2.2.2 Beregning av pH

Sjøvannets evne til å nøytralisere syre skyldes i all hovedsak innholdet av oppløst karbondioksyd (CO_2). Karbondioksyd i sjøvann foreligger som oppløst gass ($\text{CO}_{2(\text{aq})}$) og dissosiert karbonsyre (HCO_3^- og CO_3^{2-}) slik at totalt innhold av karbondioksyd (C_t) er gitt ved:

$$C_t = [\text{CO}_{2(\text{aq})}] + [\text{HCO}_3^-] + [\text{CO}_3^{2-}]. \quad (1)$$

I regneark-modellen brukt til beregningene av pH i denne rapporten, er det i tillegg til karbonsyre (H_2CO_3) regnet med bidrag fra borsyre ($\text{B}(\text{OH})_3$). Utslippene av sterk syre (H^+) fra svovelsyre (H_2SO_4) og fluorkiselsyre (H_2SiF_6) vil derfor nøytraliseres ved at de tre likevektene:





drives mot venstre. Likevektsprinsippet innebærer at produktet av konsentrasjonene på høyre side dividert med produktet av konsentrasjonene på venstre side er konstant (for eksempel $[\text{HCO}_3^-] \cdot [\text{H}^+]/[\text{CO}_{2(\text{aq})}] = K_1$). Likevektskonstantene for de tre likevektene (2)-(4) ble beregnet i modellen ved spesifisert temperatur og saltholdighet etter ligninger gitt i Dickson og Millero (1987).

I tillegg til ligningene over benytter modellen følgende uttrykk for alkalinitet:

$$A_t = [\text{HCO}_3^-] + 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{B(OH)}_4^-] + ([\text{OH}^-] - [\text{H}^+]) \quad (5)$$

og approksimasjonen:

$$A_t \approx 69,7 \cdot 10^{-6} S \quad (6)$$

som gir alkaliniteten ved spesifisert saltholdighet (S).

På grunnlag av målinger ved utslippspunktet på 30 m dyp utført i oktober 2010 (PSU = 33, $t = 10 \text{ }^\circ\text{C}$, pH = 8,2) ble det beregnet en alkalinitet på 2,30 mekv L^{-1} etter (6). Total CO_2 ble deretter beregnet på grunnlag av (1), (5) og likevektsuttrykkene for (2)-(4). Dette ga $C_t = 2,06 \text{ mekv } \text{L}^{-1}$ for sjøvannet brukt til fortyningen av syra både før og etter utslippspunktet.

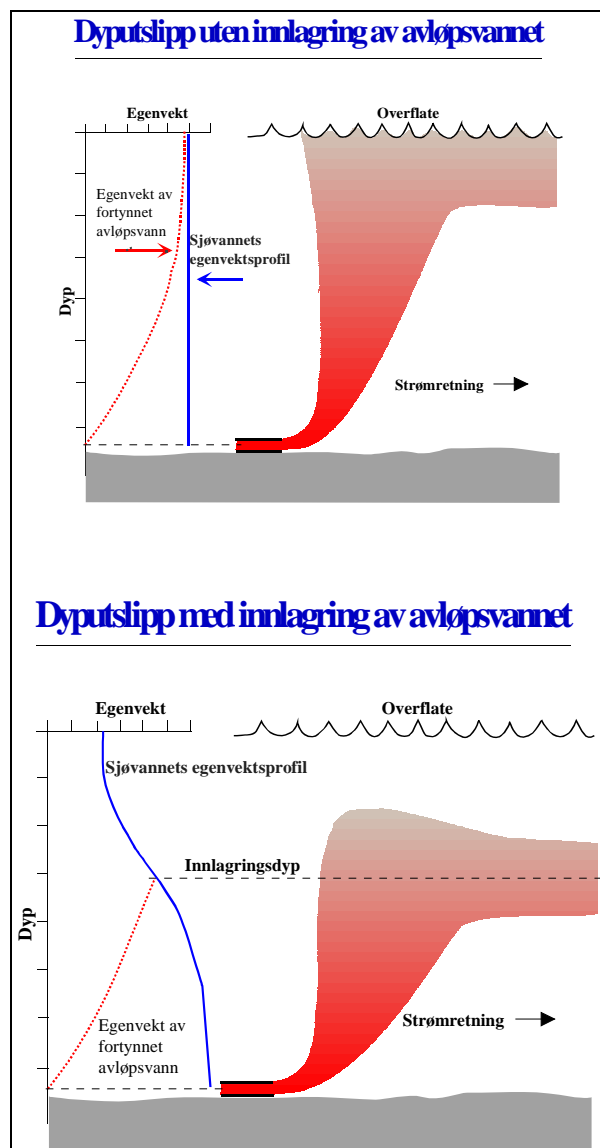
2.3 Beregning av avløpsvannets innlagring og fortykning

Utslippets innlagringsdyp og fortykning i sjøvann kan modelleres ved hjelp av modellen Visual Plumes (Frick m.flere, 2003). Ved hjelp av hydrografimålinger kan egenvekten (tettheten) til det omliggende sjøvannet beregnes. Egenvekten og den vertikale sjiktningen er med å avgjøre i hvilket dyp det fortyndede avløpsvannet vil innlagres. **Figur 3** viser to mulige scenarier hvor den øverste viser hvordan det fortyndede avløpsvannet stiger opp til overflaten ved ingen sjiktning i vannsøylen og den nederste viser innlagringsdypet for avløpsvannet ved god sjiktning. Strømretningen bestemmer hvilken retning avløpsvannet vil bevege seg i, og strømfarten er med å bestemme innlagringsdypet og den primære fortyningen. Den sekundære fortyningen er påvirket av lokale forhold som vindforholdene, topografi og tidevann, og dermed den naturlige blandingen i vannmassene.

For å kunne beregne innlagringsdyp og spredning behøves opplysninger som

- Utslippets ledningsdiameter og vannmengder
- Vertikale profiler av temperatur og saltholdighet
- Strømforhold i innlagringsdypet.

Norwegian Crystallites har gitt opplysninger om dagens utslipp som er sammenfattet i **Tabell 2**.

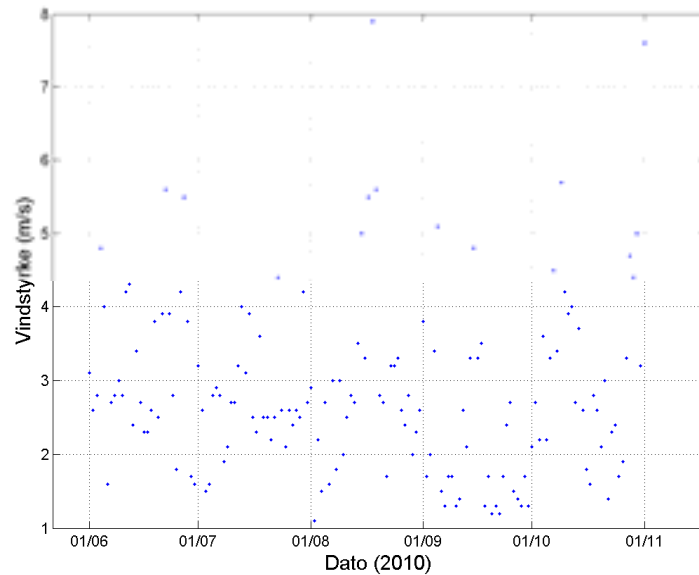


Figur 3. Illustrasjon av dyputslipp til sjøvann. Øverste figur viser en situasjon uten vertikal sjiktning i vannmassen (konstant egenvekt) da avløpsvannet ikke kan innlagres, men når helt til overflaten. Nederste figur viser en situasjon med vertikal sjiktning (egenvekten øker med dypet) og innlagring av avløpsvannet.

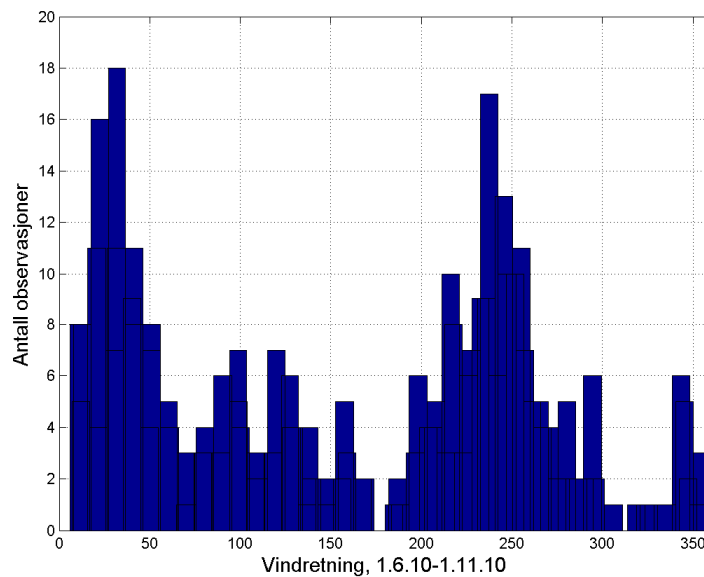
Utenfor Drag er det lite opplysninger om strømforholdene. Strømmålinger gjort over en dag gjennomført av ARGUS MILJØ AS i oppdrag fra Norwegian Crystallites viste middel strømstyrke omkring 2 cm/s og maks strømstyrke på 5 cm/s ca. 1 meter over bunn. Plasseringen til denne strømriggeren i Tysfjorden er vist i **Figur 2**. Undersøkelse av strømforholdene bør gjøres over en måned for å få med de viktige fasene til tidevann (spring og nipp), og betydningen av varierende vindforhold. Strømdata brukt i rapporten er altså kun for en dag og vil neppe beskrive de reelle strømvariasjonene.

Vinddata presentert i **Figur 4** fra meteorologisk stasjon ved Drag i Tysfjord (**Figur 2**) viser dagsgjennomsnittlig vindstyrke i perioden 1.6.2010-1.12.2010, og det var sjelden vindstyrke over 6 m/s i denne perioden. Vindretning kan være med å bestemme strømretningen til sjøvannet i fjorden. I **Figur 5** presenteres de dominerende vindretningen for Tysfjorden. Vindretning forteller hvor vind kommer fra og strømretning hvor strømmen går mot. I Visual Plumes er det gitt at 0 er østlig strøm og 90 er nordlig strøm. I denne rapporten er det antatt at den dominerende strømretningen utenfor Drag er

omkring 70 (nordøstlig, utfjords) og omkring 280 (sørøstlig, innfjords) grader. Ved hjelp av strømmålinger kan disse retningene vise seg å være annerledes.



Figur 4. Vindstyrke i perioden 1.6.-1.11.2010 (kilde: klima.met.no).



Figur 5. De dominerende vindretningene ved Drag (kilde: klima.met.no).

Modellkjøringene med Visual Plumes er gjort med konstant diffusjonskoeffisient på 0,0003. Diffusjonen (blanding) er satt til konstant i modellkjøringen som er en mer konservativ egenskap enn en kjøring med en økende diffusjon som påvirker i størst grad fortynningen, da spesielt for utslippet i ledning 2.

2.4 Partikkelkonsentrasjon beregninger

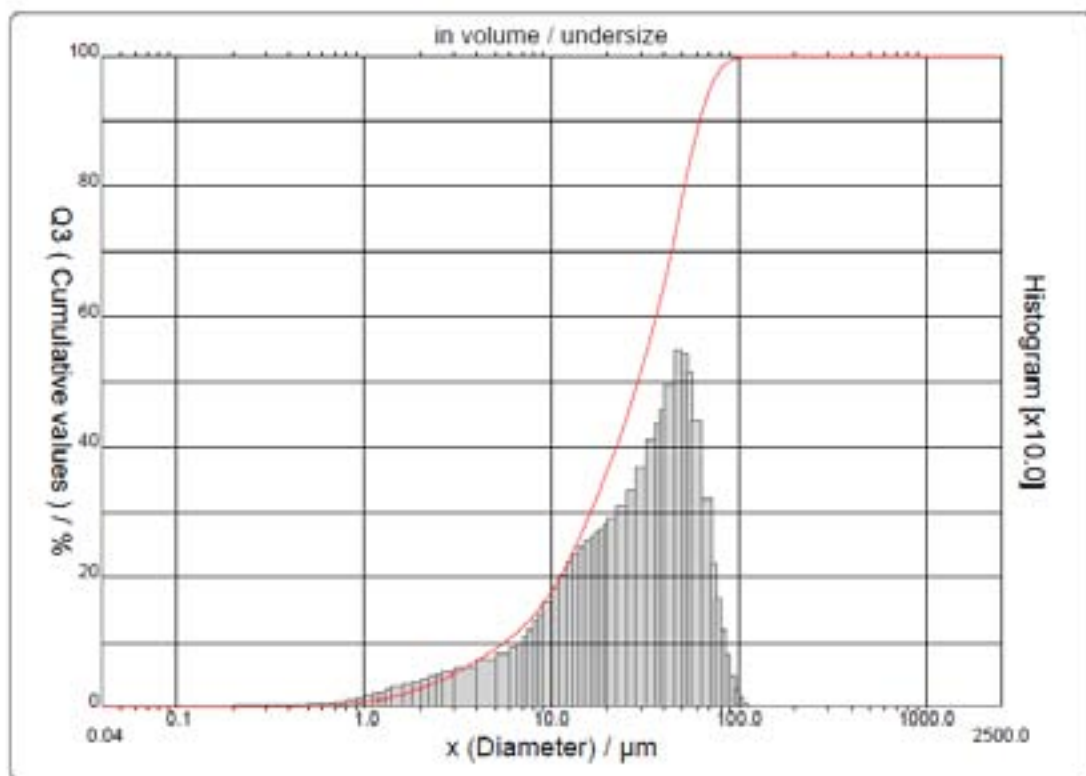
For å kunne beregne partikkelkonsentrasjonen i vannmassen må en kjenne partiklenes synkehastighet i sjøvannet. For dette brukes Stokes lov for synkehastighet av runde partikler i stillestående vann:

$$V = \frac{d^2(\rho_s - \rho_w)g}{18\mu} \quad (2.4.1)$$

hvor

V	=	synkehastighet
d	=	partikkeldiameter
ρ_s	=	partikkelens tetthet
ρ_w	=	væskens (sjøvannets) tetthet
μ	=	væskens (sjøvannets) dynamiske viskositet = $\nu \cdot \rho_w$

En kornfordelingskurve, vist i **Figur 6**, viser de kumulative verdiene (den røde grafen) for størrelsen av partiklene i avløpsvannet. 90 % av kvartspartiklene er større enn $\sim 6 \mu\text{m}$ og 50 % er $> \sim 30 \mu\text{m}$ (se også **Tabell 4**).

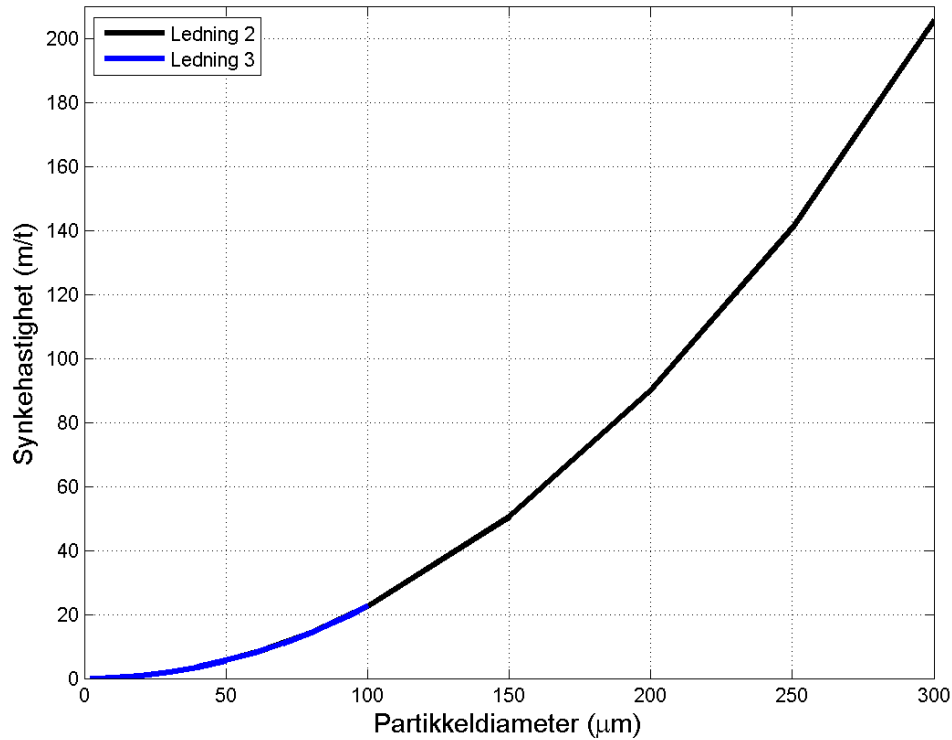


Figur 6. Kornfordeling av kvarts i avløpet presentert som kumulative verdier og gjennom histogram (kilde: Norwegian Crystallites AS).

Ved hjelp av dette og Stokes lov kan en beregne synkehastigheten til partiklene (**Figur 7**) og for partikler ved disse størrelsene fås henholdsvis 0,23 m/t og 2 m/t. Ved hjelp av dette kan Visual Plumes beregne partikkelkonsentrasjonen i det fortynnende avløpsvannet ved økende avstand fra utslippet.

Tabell 4. Statistikk over partikkelstørrelsen til utslippet hvor 90 % > 5.6 μm , 50% > 29 μm og 10 % > 62 μm (kilde: Norwegian Crystallites AS).

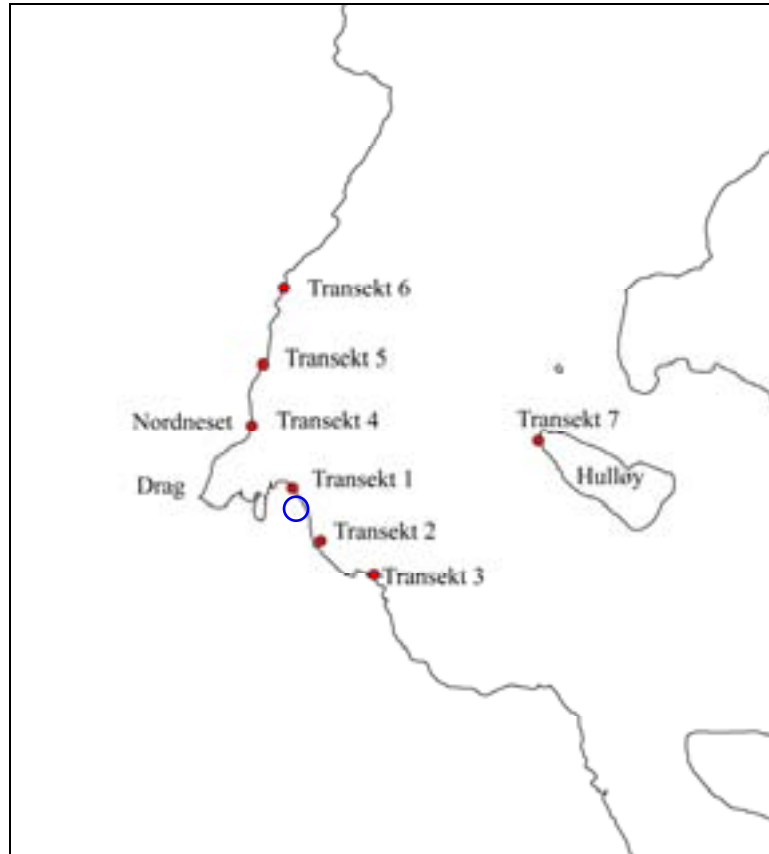
	10	Median	90
Diameter (μm)	5.6	29.0	61.6



Figur 7. Synkehastigheten til partikler med hensyn på diameteren til partiklene.

2.5 Registrering av nedslamming

Undersøkelsen ble gjennomført av NIVA 9. april 2010. Et drop-kamera (modell UVS5080) ble brukt for å fotodokumentere eventuell nedslamming på fauna og flora. Disse registreringene ble gjort på 7 stasjoner (nord og sør for utslippet), inkludert en referansestasjon, vist i **Figur 8**.

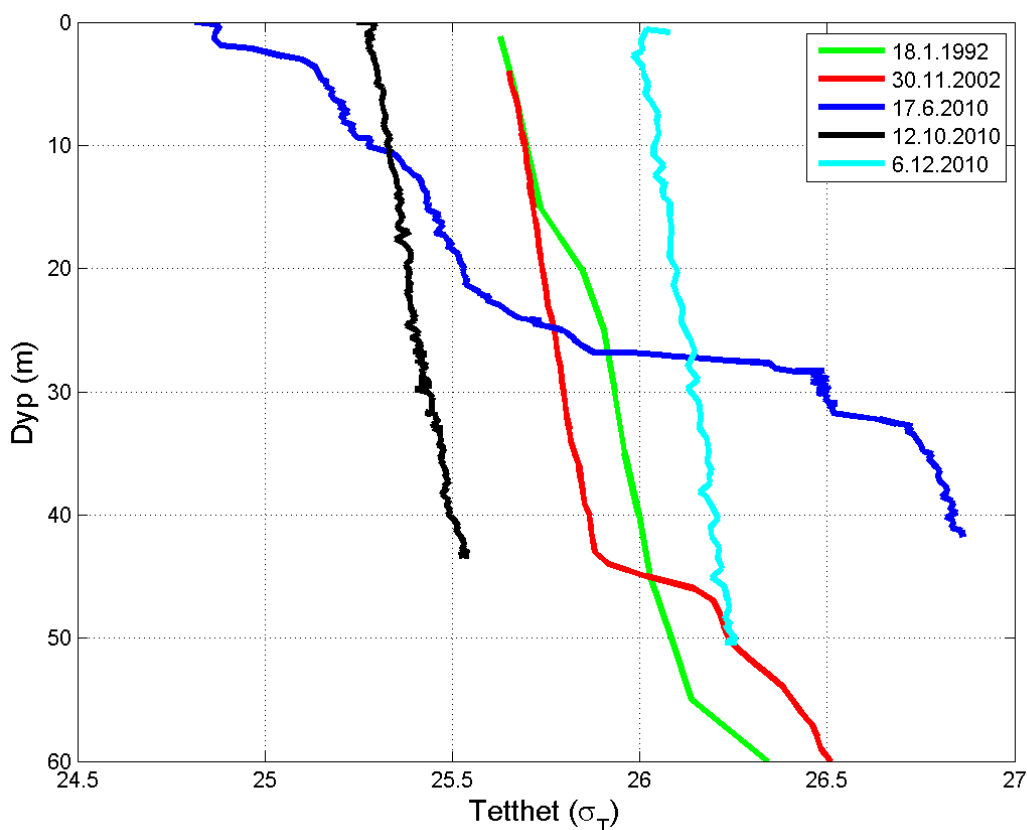


Figur 8. Kart over drop-kamera undersøkelsene ved Drag i Tysfjord. Omtrentlig plassering av utslippet markert med blå sirkel.

3. Resultater og vurderinger

3.1 Den vertikale sjiktningen

Den vertikale sjiktningen registreres ved målinger av temperatur og saltholdighet. Sjiktningene for de ulike datoene vist i **Figur 9** presenteres som tetthet ($\sigma_T = \rho - 1000$) hvor ρ , med enhet kg/m^3 , beregnes ut fra temperatur og saltholdighet. Det er få elver med avløp til Tysfjord og liten ferskvannsavrenning. Som figuren viser er det derfor oftest svak sjiktning i vannsøylen. I juni var det markert sjiktning, men i januar, november, oktober og desember var det en svak sjiktning mellom overflaten og 30 m dyp. Dette har stor betydning for innlagringsdypet til avløpsvannet.



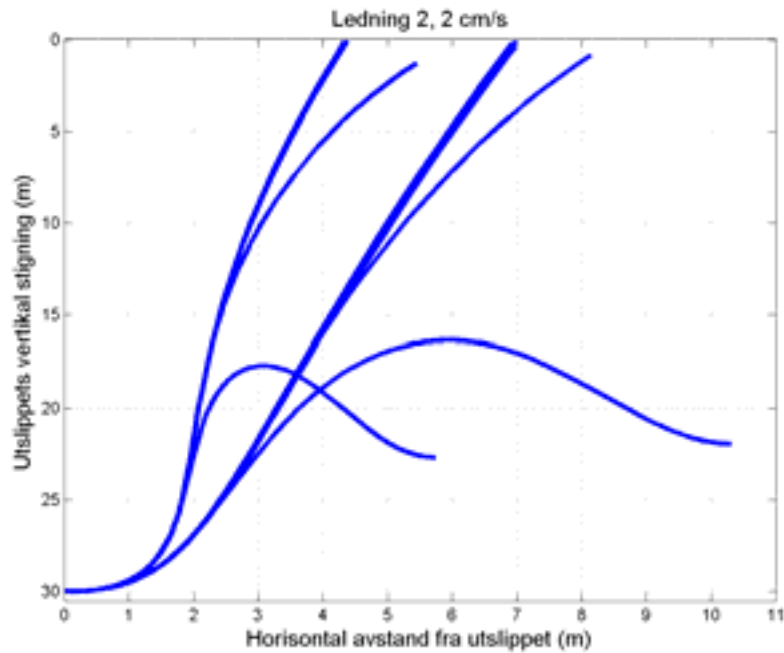
Figur 9. Den vertikale sjiktningen i vannsøylen utenfor Drag for de ulike vertikalprofilene som brukes i beregningene av innlagringsdyp og partikkelkonsentrasjon.

3.2 Innlagring og fortynning av avløpsvannet

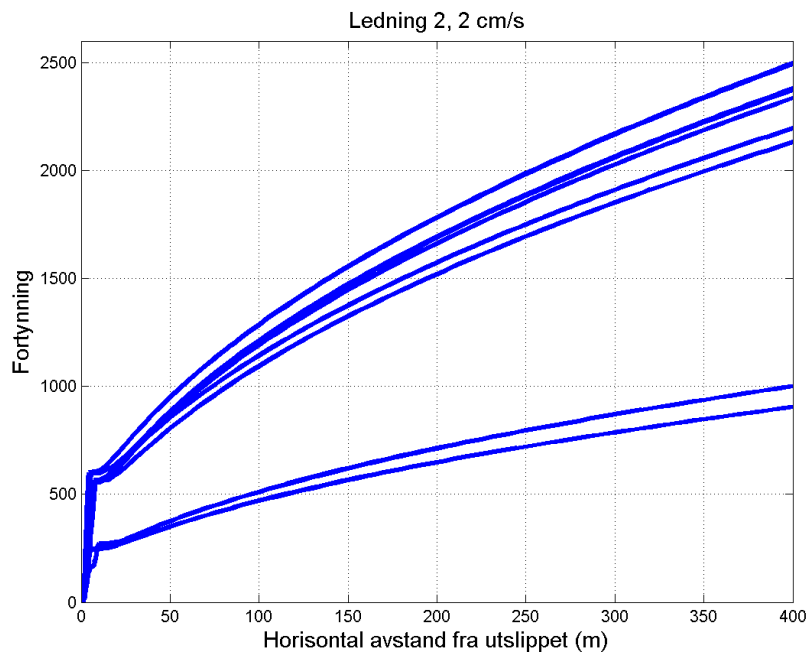
Beregningene har tatt utgangspunkt i de verdiene gitt i **Tabell 2**. Ved hjelp av Visual Plumes har det blitt gjort beregninger for utslippet fra oppredningsfasen hvor utslippet går i ledning 2 med ferskvann, og for syrevaskfasen hvor utslippet går ut i ledning 3 med sjøvann og en liten andel ferskvann. Beregningene er gjort med et utslipp i 30 m dyp og for strømhastighetene 2 cm/s og 10 cm/s hvor den siste er ansett som et tilfelle med sterk strøm. Det er også gjort beregninger med strømrørninger omkring 70 og 280 grader, men disse er presentert i samme figur uten hensyn til de to ulike strømrørningene.

3.2.1 Oppredningsfasen

Avløpsvannet fra oppredningsfasen (ledning 2) inneholder kun ferskvann og er et utslipp som består for det meste av kvartspartikler, flotasjonskemikalier og mindre mengde syre som i syrevaskfasen. Resultatene med strømhastighet på 2 cm/s viser at sjiktningen har en sentral rolle for innlagringsdypet. Målingene (**Figur 9**) viste at ved 4 av 5 datoer var det svak sjiktning. I situasjonene med svak sjiktning går det fortynnede utslippet opp til overflaten som vist i **Figur 10** omkring 4 til 8 m i horisontal avstand fra utslippet, som samtidig gir en maksimal fortynning (**Figur 11**) på 600x ved denne avstanden sammenlignet med 250x ved sterk sjiktning. Ved økende avstand fra utslippet øker fortynningen og 400 m fra utslippet er fortynningen oppe i 1000-2500x.

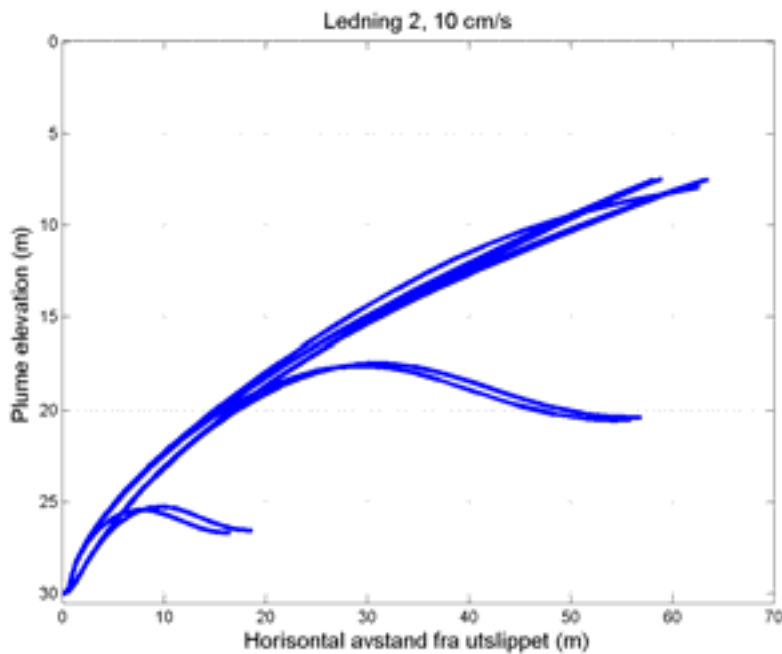


Figur 10. Den vertikale stigningen til det fortynnende utslippet fra oppredningsfasen, med strømhastighet 2 cm/s og strømretning omkring 70 og 280 grader. De ulike profilene gjelder for de 5 ulike sjiktningene vist i **Figur 9**. Profilene med utslipp som når opp til overflaten er for tilfellene med svak sjiktning. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010. Alle tilfellene er ikke like tydelig siden de ligger såpass nærme hverandre at det er vanskelig å skille mellom dem.

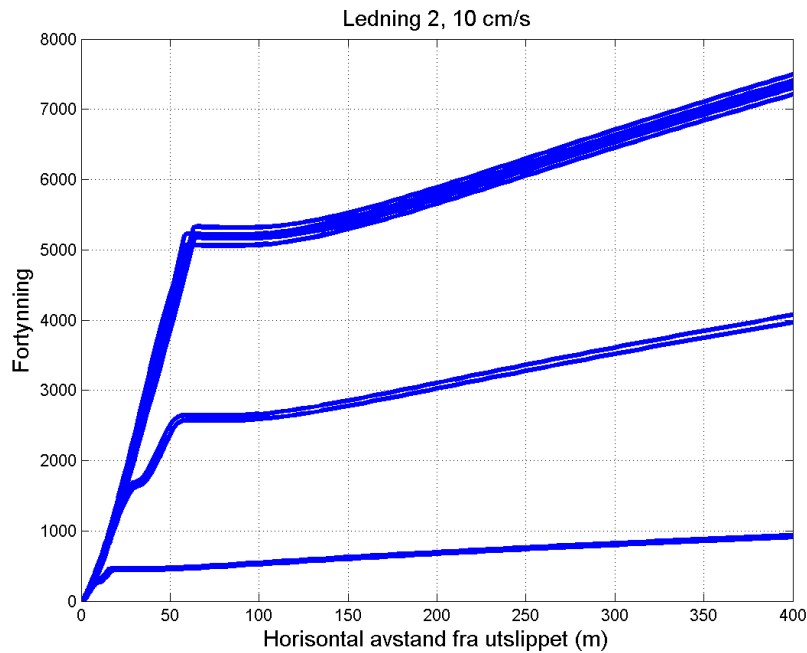


Figur 11. Fortynning av utslippet fra oppredningsfasen, med strømhastighet 2 cm/s og strømretning omkring 70 og 280 grader. Fortynningen varierer for de ulike profilene vist i **Figur 9**. Den sterke fortynningen skjer for tilfellene hvor det fortynnede utslippet når opp til overflaten. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010.

Beregninger med Visual Plumes har også blitt gjort for høy strømhastighet på 10 cm/s. Resultatene fra oppredningsfasen (utslipp i ledning 2) i **Figur 12** og **Figur 13** med denne strømhastigheten viser at det fortynnede utslippet i dette tilfellet ikke når opp til overflaten (når opp til 7 meter dyp) – heller ikke for de tilfellene med svak sjiktning - samtidig som fortynningen er mye sterkere. Innlagringen av avløpsvannet skjer mellom 20 m og 60 m fra utslippet for tilfellene med sterk sjiktning, hvor fortynningen varierer mellom 500x til 5000x ved denne avstanden. Ved dyp innlagring vil det være en mindre fortynning enn når det fortynnede utslippet når opp til overflaten. Ved 400 m avstand fra utslippet er fortynningen oppe i 1000x til 7500x som er opp mot 3x større fortynning enn ved strømforhold på 2 cm/s.



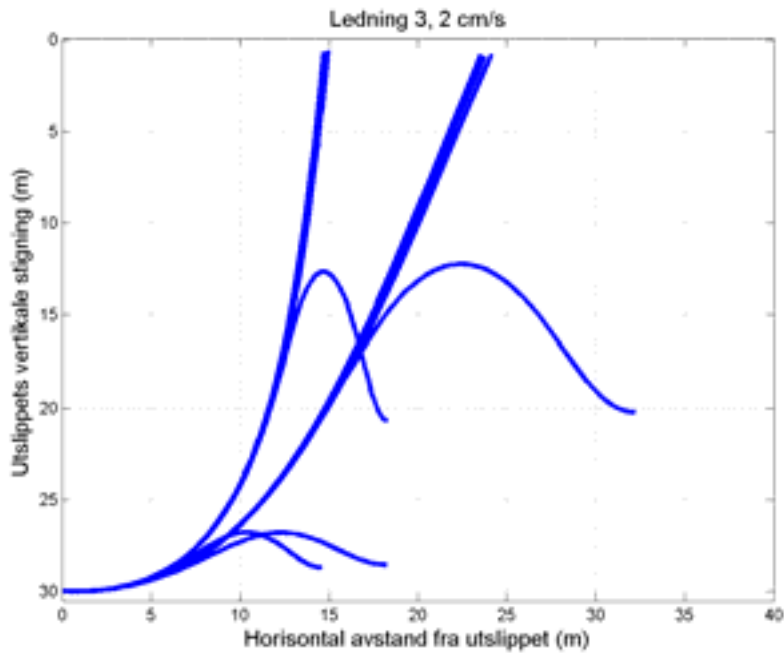
Figur 12. Innlagringsdyp av utslippet fra oppredningsfasen med strømhastighet 10 cm/s og strømretning omkring 70 og 280 grader. De ulike profilene gjelder for de 5 ulike sjiktningene vist i **Figur 9**. For dette scenarioet er det ingen av profilene som når opp til overflaten og innlagringsdypet er mellom 27 og 7 m. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010.



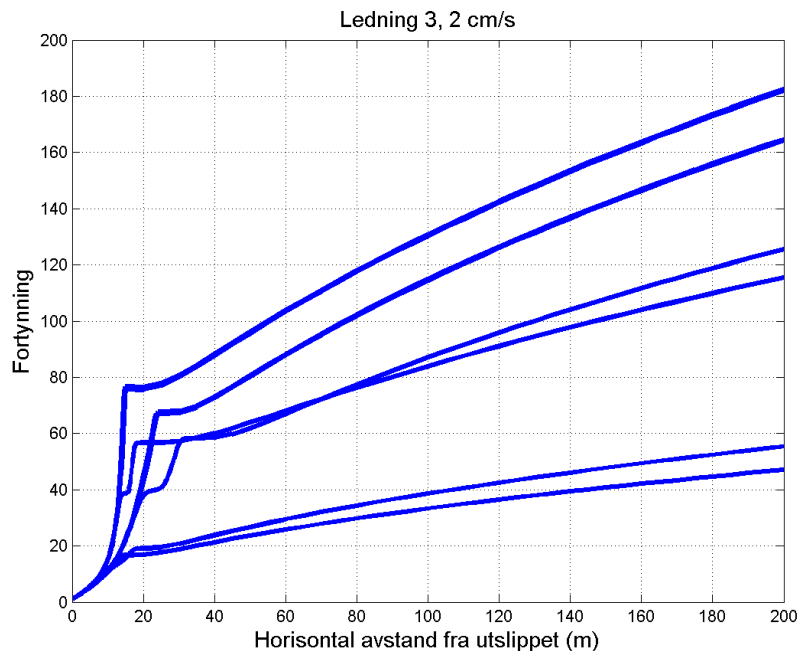
Figur 13. Fortynning av utslippet fra oppredningsfasen med strømhastighet 10 cm/s med strømreretning omkring 70 og 180 grader. Fortynningen varierer for de ulike profilene vist i **Figur 9**. Den sterkeste fortynningen skjer for tilfellene med grunnest innlagingsdyp. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010.

3.2.2 Syrevaskfasen

Avløpsvannet fra syrevaskfasen (ledning 3) består i alt vesentlig (97 %) av sjøvann hentet fra 30 meters dyp og av ca. 3 % ferskvann. Dette utslippet er ca. 18x større enn utslippet fra oppredningsfasen, som er et ferskvannsutslipp. I **Figur 14** presenteres resultatene med strømhastighet på 2 cm/s. Den vertikale stigningen varierer mellom til 27 m og til overflaten. Den horisontale avstanden fra utslippet til innlagring/kontakt med overflatelaget er mye større her enn for oppredningsfasen hvor det er ferskvann som benyttes, siden tetthetsforskjellen mellom avløpsvannet og det omliggende sjøvannet er mye mindre enn ved ferskvannsutslipp. Det fortynnede utslippet som går opp til overflaten gir også maksimal fortynning opp mot 80x, som vist i **Figur 15**.

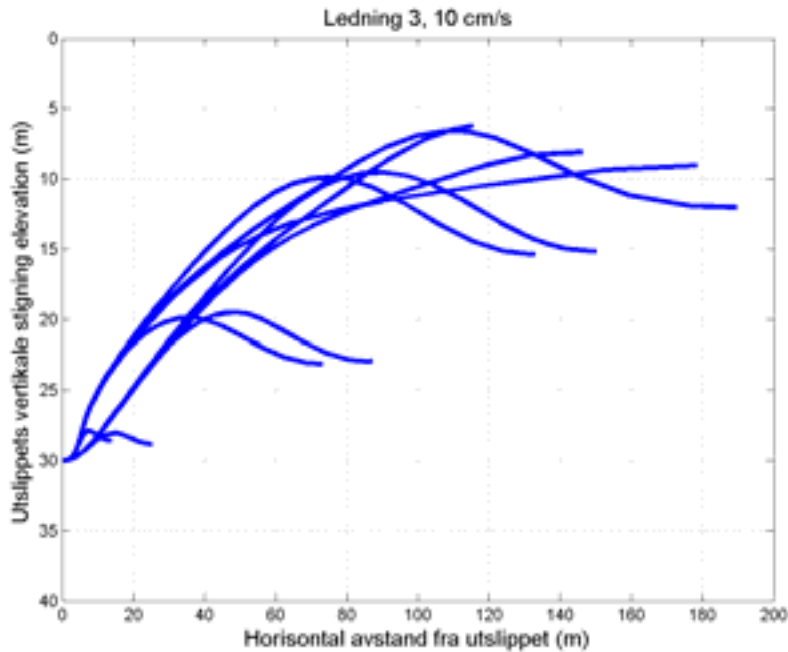


Figur 14. Den vertikale stigningen til utslippet fra syrevaskfasen med strømhastighet 2 cm/s med strømretning omkring 70 og 280 grader. De ulike profilene gjelder for de 5 ulike sjiktningene vist i **Figur 9**. Profilene med utslipp som når opp til overflaten er for tilfellene med svak sjiktning. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010. Det er vanskelig å skille alle tilfellene ettersom de ligger så nærme hverandre.

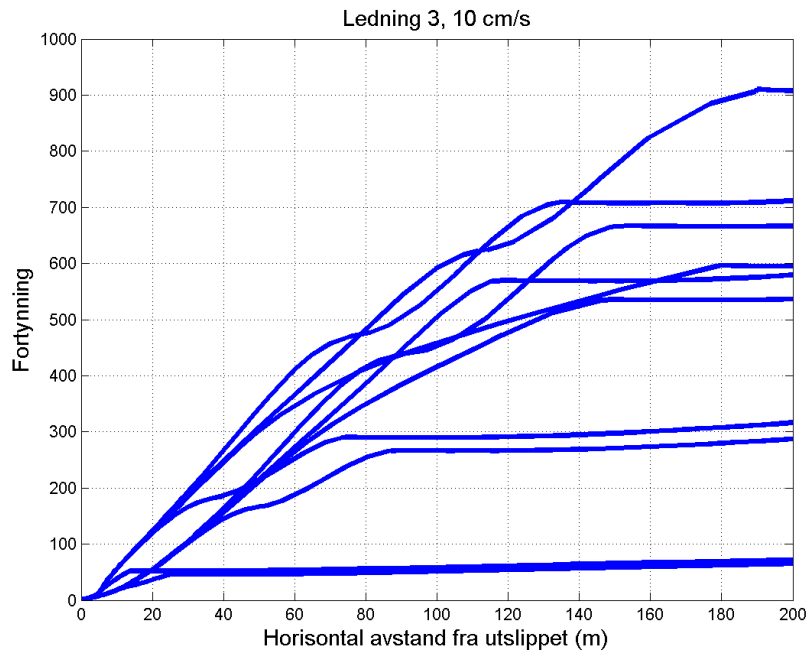


Figur 15. Fortynning av utslippet fra syrevaskfasen med strømhastighet 2 cm/s og strømretning omkring 70 og 280 grader. Fortynningen varierer for de ulike profilene vist i **Figur 9**. Den sterkeste fortynningen skjer for tilfellene hvor det fortynnede utslippet når opp til overflaten. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010.

Resultatene fra beregningene i et scenario med høy strømhastighet på 10 cm/s for syrevaskfaseutslippet i ledning 3 er vist i **Figur 16**. I dette tilfellet er det ingen situasjoner der avløpsvannet når opp til overflaten. Innlagringsdypet varierer mellom 8 m og 28 m dyp. Den sterkeste fortynningen (**Figur 17**) for dette scenarioet er 900x i 200 m avstand fra utslippet, mens for scenarioet med 2 cm/s 200 m fra utslippet var på 180x.



Figur 16. Innlagringsdyp av utslippet fra syrevaskfasen med strømhastighet 10 cm/s og strømreretning omkring 70 og 280 grader. For dette scenarioet er det ingen av profilene som når opp til overflaten og innlagringsdypet er mellom 28 og 7 m. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010.



Figur 17. Fortynning av utslippet fra syrevaskfasen med strømhastighet 10 cm/s og strømrretning 70 og 280 grader. Den sterkeste fortynningen skjer for tilfellene med grunnest innlagringsdyp. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010.

3.3 pH-målinger og beregninger

3.3.1 pH målinger av vannprøver ved Drag

Turbiditet ble målt samtidig med måling av sjiktningen. Der hvor det ble markert høy turbiditet mens sonden ble senket ned mot bunn, ble det senere hentet vannprøver for å måle pH-verdien i disse dypene. Utslippet fra oppredningsfasen med ferskvann inneholder størsteparten av kvartspartiklene fra disse to ledningene og utslag på turbiditet vil derfor mest sannsynlig stamme fra dette utslippet. En eventuell pH-endring i sjøvannet omkring utslippspunktet vil sannsynligvis stamme fra utslippet i fra syrevaskfasen med sjøvann. Dermed vil ikke dyp som viser høy turbiditet være en god nok antakelse på at man vil finne lave pH-verdier ved de samme dypene. For oppredningsfasen nådde den vertikale stigningen omkring 20-25 meter og opp til overflaten, mens den vertikale stigningen fra syrevaskfasen nådde omkring 20, 28 m og opp til overflaten. Ved dypene 0,5, 15, 25, 30-38, 40, 43 og 45 meter ble det gjort pH-målinger (vist i **Tabell 5**), og ingen av disse målingene gav lave pH-verdier.

Tabell 5. Resultater fra pH-målinger 17.06 og 12.10 i dyp med relativt høy turbiditet.

	Nord	Øst	Sør	Utslipp	Utslipp
17.06.2010					
Dyp (m)					
pH					
0.5	8.17	8.16	8.17	8.16	
15				8.17	
25	8.17	8.15	8.17		
35				8.11	
40	8.06	8.06	8.11		
43			8.07		
45			8.06		
12.10.2010					
Dyp (m)	38	31	37		30
pH	8.21	8.22	8.22		8.22

3.3.2 Beregning av pH

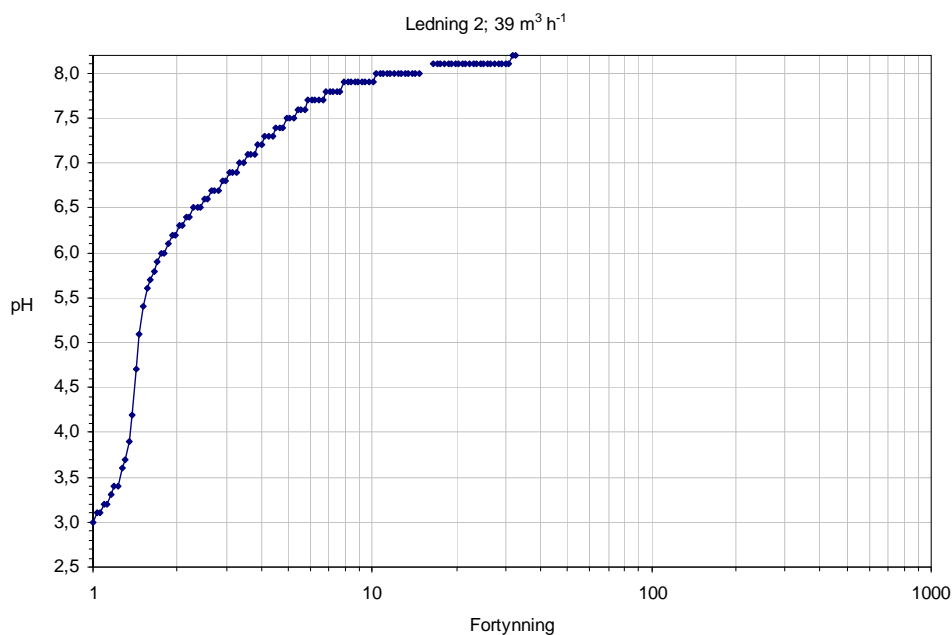
En beregning av pH-verdien kan gjøres ved å beregne pH-verdien til fortynningen av utslippet ut i fra opplysninger gitt om hvilken syre som brukes i utslippet og temperatur, saltholdighet og pH i sjøvannet.

For syreutslippene ble det sett bort fra mulig bufring fra kvartsmineraler i avgangen og alkalinitet i ferskvannet benyttet i prosessene. Bedriften har opplyst at ledning 2 inneholder 14,15 mg/L svovelsyre og 48,93 mg/L fluorkiselesyre. Dette ga en beregnet pH på 3,01 som er litt lavere enn pH 3,4-3,9 målt av bedriften 29.9.2010. I beregningene har vi gått ut fra at verken ferskvannet eller kvartsavgangen bufrer noe av syreutslippet og at innholdet av syre er $10^{-3,01} = 0,68$ mekv L⁻¹. Etter hhv (1) og (5) fås derfor $C_t = 0$ og $A_t = -0,68$ mekv L⁻¹ for utslippet i ledning 2. pH i blandinger av utslippet fra ledning 2 og sjøvannet ble beregnet fra C_t og A_t i blandingen etter en ligning gitt i Zeebe (2001). pH i fortynningsrekka $(V_{\text{utslipp}} + V_{\text{sjøvann}})/V_{\text{utslipp}}$ er vist i **Figur 18**.

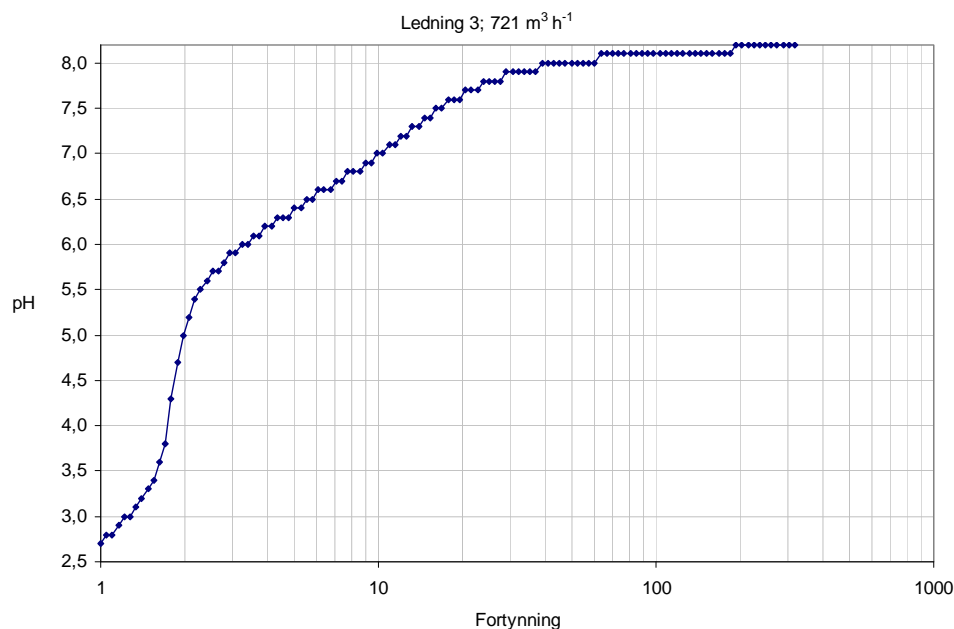
I ledning 3 slippes det i følge bedriften ut 5,249 tonn fluorkiselsyre døgn⁻¹ i en blanding av 480 tonn ferskvann og 17 712 tonn sjøvann. pH i dette utslippet er ikke kjent, men tilsvarende beregninger som over ga pH = 2,7 i det blandete utslippet og videre nøytralisering som vist i **Figur 19**.

Tabell 6 viser fortynningsbehov for å oppnå ulike grader av pH-normalisering etter utslipp i resipienten. pH-verdiene i kolonnen lengst til venstre gjelder dersom sjøvannet som brukes til fortynningen har pH 8,2. pH avvik og syre overkonsentrasjon vil imidlertid gjelde uavhengig av lokale variasjoner i pH i sjøvannet.

Med en fortykning på 10-32x på avløpsvannet fra oppredningsfasen (ledning 2), så er normal verdier for sjøvann oppnådd. For syrevaskfasen (ledning 3) må fortynningen av avløpsvannet være på 39-194x for å oppnå normalnivået for sjøvann. Se også **Tabell 6** for detaljer. Disse ble nådd for både oppredningsfasen og syrevaskfasen.



Figur 18. pH i utslippet fortynnet med sjøvann. Ledning 2 er beregnet i forhold til et oppgitt utslipp av 960 tonn ferskvann, 14,00 kg svovelsyre og 48,38 kg fluorkiselsyre i døgnet. For sjøvannet ble målinger ved utslippspunktet utført 12.10.2010 anvendt i beregningene (pH = 8,2, T = 10 °C og S = 33 psu). Med en fortynning på 10-32x er det oppnådd normal verdier for sjøvann, som fortynningsberegningen viste at det ble oppnådd.



Figur 19. pH i utslippet fortynnet med sjøvann. Ledning 3 er beregnet i forhold til oppgitt døgnutslipp av 17 712 tonn sjøvann fra 30 m dyp, 480 tonn ferskvann og 5249 kg fluorkiselsyre. For sjøvannet ble målinger ved utslippspunktet ved 30 m utført 12.10.2010 anvendt i beregningene (pH = 8,2, T = 10 °C og S = 33 psu). Med en fortynning på 39-194 er det oppnådd normalnivået for sjøvann. Se også **Tabell 6** for detaljer.

Tabell 6. pH og avvik fra kilde-sjøvann i fortynnet utslipp fra ledning 2 og ledning 3.

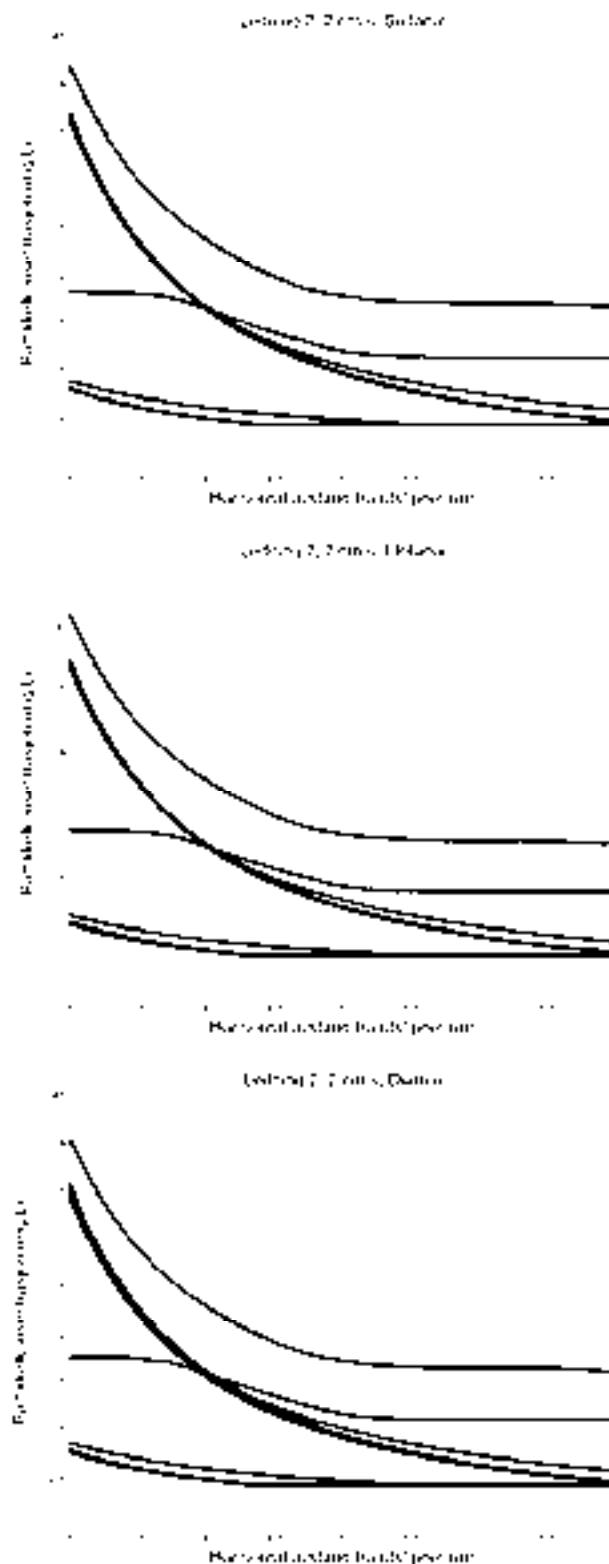
pH	pH % avvik	Syre overkonsentrasjon	Ledning 2		Ledning 3	
			Fortynning	m ³ h ⁻¹	Fortynning	m ³ h ⁻¹
6,0	-27 %	158x	1,8	72	3,2	2 368
6,5	-21 %	50x	2,3	92	5,5	4 070
7,0	-15 %	16x	3,4	136	10	7 400
7,5	-9 %	5,0x	4,9	196	16	11 840
8,0	-2 %	1,6x	10	400	39	28 860
8,2	0 %	1,0x	32	1 280	194	143 560

3.4 Kjemikaliekonsentrasjon

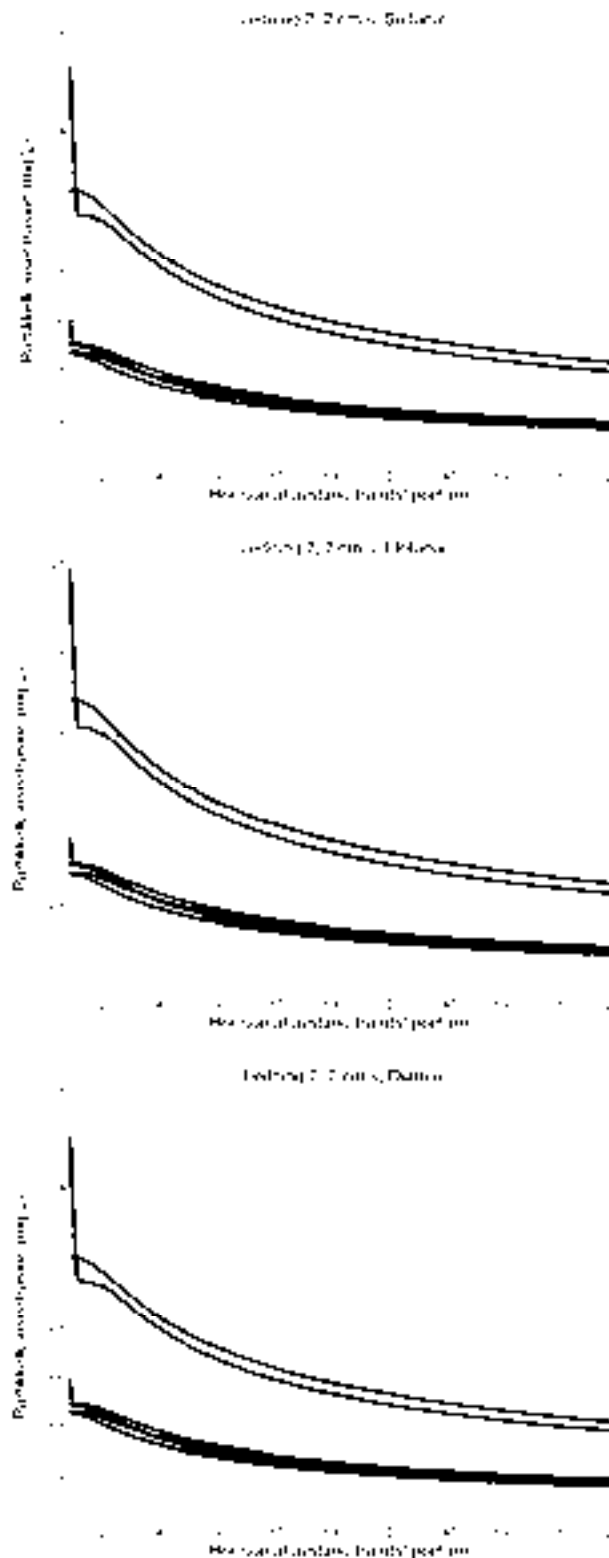
For kjemikaliene diamin, flotanol og petroleumssulfonat finnes det begrenset tilgjengelig økotoksikologiske data. Likevel finnes det noe informasjon om giftigheten til disse kjemikaliene i databladene (se vedlegg).

For fisk og alger er diamin giftig ved dosene 0.01-0.1 mg/L og en eksponeringstid på 96 og 72 timer henholdsvis. Beregninger gjort med Visual Plumes med strøm på 2 cm/s og fra oppredningsfasen med ferskvannutslipp vist i **Figur 20**, antatt at diamin ikke er vannoppløselig, viser at området rundt utslippspunktet innenfor 7 meter kan hypotetisk utgjøre en risiko for fisk og alger hvis eksponeringstiden er så lang. Eksponeringstiden er avhenging av utslippets karakter og om dette foregår kontinuerlig eller i faser. Ved faseutslipp kan eksponeringstiden være lavere, mens ved et kontinuerlig utslipp med noenlunde konstant mengde kjemikalier kan eksponeringstiden være lang nok til at det potensielt kan utgjøre en risiko. Ved avstand større enn 7 meter, vist i **Figur 21**, forsvinner risikoen for eksponering av for store mengder diamin med konsentrasjoner fra 0,002 til 0,01 mg/L.

For kjemikaliene sulfonat og flotanol er det vanskelig å vurdere miljørisikoen som dette utslippet utgjør for området rundt utslippet siden det ikke finnes tall på hvilke mengder og hvor lang eksponeringstiden er for eventuelle skader på vannlevende organismer. Beregninger er likevel gjort i Visual Plumes med samme antakelser som for diamin at sulfonat og flotanol ikke er vannoppløselig som viser at innenfor 7 meter fra utslippspunktet ligger konsentrasjonene for sulfonat på 0,05 til 0,15 mg/L og for flotanol 0,01 til 0,025 mg/L. Ved økt avstand minker konsentrasjonen og ved 200 meter avstand er konsentrasjonen nede i 0,02 til 0,04 mg/L for sulfonat og 0,002 til 0,004 mg/L for flotanol. Av disse to kjemikaliene er det sulfonat som er den mest giftige for vannlevende organismer. *De beregnede resipientkonsentrasjonene er likevel så lave at det er nærmest utenkelig at disse kjemikaliene kan ha noen negativ påvirkning på marine organismer.*



Figur 20. Fortynning av flotasjonskjemikaliekonsentrasjonene fra utslippet til oppredningsfasen i ledning 2. Øverst: sulfonat, midten: flotanol, nederst: diamin. Partikkelkonsentrasjonen er vist fra 3 til 7 meter fra utslippspunktet. Det fortynnede utslippet når opp til overflaten for noen av tilfellene. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010.



Figur 21. Fortynning av flotasjonskjemikaliekonsentrasjonene fra utslippet til oppredningsfasen i ledning 2. Øverst: sulfonat, midten: flotanol, nederst: diamin. Partikkelkonsentrasjonen er vist fra 7 til 200 meter fra utslippspunktet. Det fortynnede utslippet når opp til overflaten for noen av tilfellene. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010. De to grafene som skiller seg ut for alle kjemikalierne er fra juni med svak sjiktning i vannsøylen.

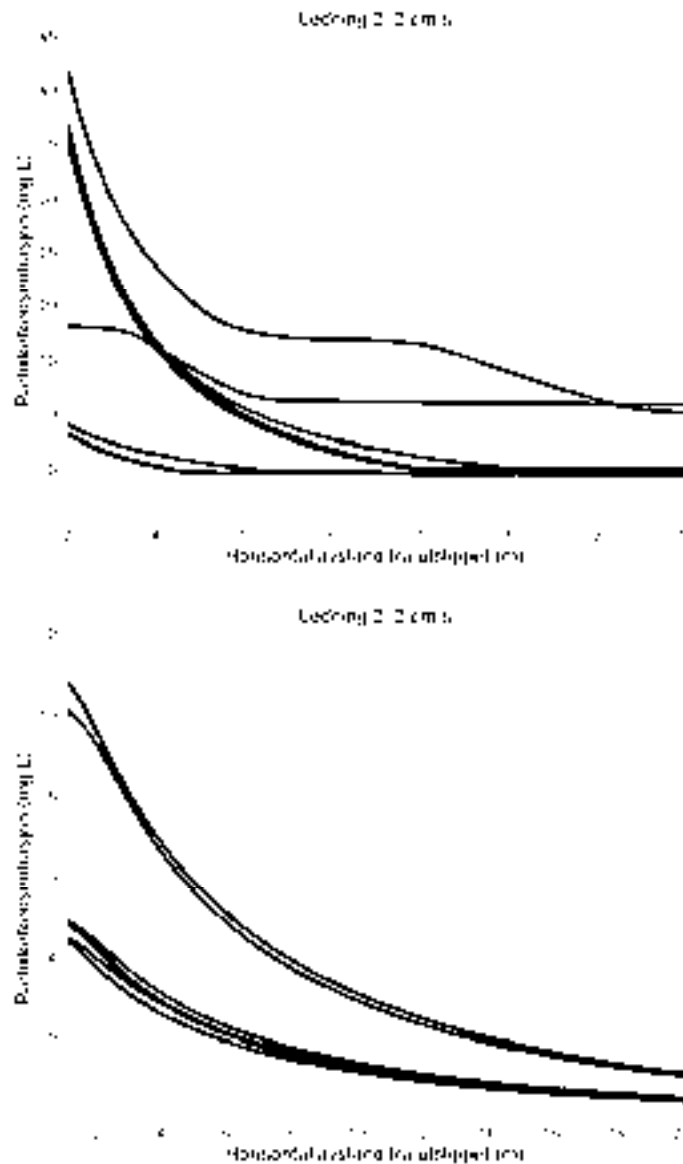
3.5 Beregnet partikkelkonsentrasjon

I **Tabell 4** gis det en oversikt over konsentrasjonen av kvarts i utslippene. **Figur 6** viser fordelingen av kornstørrelsen til kvarts ved en prøve tatt fra avløpsvannet fra oppredningsfasen den 13.1.2011 og i **Figur 7** gis synkehastigheten til de ulike størrelsene til kvartsen beregnet ved hjelp av Stokes lov. Avløpsvannet fra oppredningsfasen i ledning 2 inneholder kvarts i størrelsen $d < 300 \mu\text{m}$, men analysen i **Figur 6** viste intet materiale $> 112 \mu\text{m}$. 90 % av utslippet ved denne analysen har kornstørrelse $> 6 \mu\text{m}$ og 50 % av utslippet har kornstørrelse $> \sim 30 \mu\text{m}$. Utsynkningshastigheten på disse to størrelsene er på 0,06 og 2 m/t henholdsvis. Beregninger for kvarts med kornstørrelse $> \sim 30 \mu\text{m}$ (50 % av kvartskonsentrasjonen) viser at det tar omkring 4,5 timer for at 90 % av dette har forsvunnet ut av skyen med avløpsvann (kortere tid for de større partiklene og for partiklene som ligger i "bunnen" av partikkelskyen). Med antatt strømfart på 2 cm/s har utslippet i løpet av denne tiden blitt fraktet omtrent 300 m. Avhengig av tidevannssyklusen vil ikke nødvendigvis dette utslippet bevege seg 300 m fra utslippet, men mer i en frem og tilbake forflyttelse. Dermed vil omtrent 50 % av kvartspartiklene sedimentere mellom 100 til 300 m fra utslippspunktet. De største partiklene kan sedimentere nærmere utslippet.

I denne vurderingen er det ikke tatt hensyn til om partiklene flokkulerer hvor de mindre partiklene går sammen og danner større partikler som igjen vil gi økt utsynkningshastighet (se kapittel 4 og 5). Hvis kvartspartiklene har denne egenskapen vil små kvartspartikler kunne falle ut av det fortynnede utslippet fortere. Hvis de ikke har disse egenskapene vil de mindre partiklene bli fraktet lenger fra utslippspunktet.

I **Figur 22** er beregningene ovenfor vist mot avstanden fra utslippspunktet. Omkring 3 m fra utslippet er konsentrasjonen på 100-420 mg/L sammenlignet med 29-123 mg/L i det ufortynnede utslippet ved utslippspunktet og ved 10 m fra utslippet er konsentrasjonen på 50-100 mg/L. Ved avstand 100-200 m fra utslippspunktet er konsentrasjon mellom 4 og 12 mg/L. I henhold til litteraturen observeres effekter på fisk som følge av høy turbiditet når partikkelkonsentrasjonene overskrider ca. 50 mg/l (Klif, 2010). En slik konsentrasjon er ut i fra beregningene ved avstand mindre enn 60 m fra utslippspunktet.

Fra syrevaskfasen er det kun finkornet materiale ($d < 80 \mu\text{m}$) og det er ikke gjort noen kornfordelingsanalyse fra dette utslippet. Partikkelutslippet her tilsvarer bare 1/10 del av partikkelutslippet fra oppredningen.



Figur 22. Beregnet partikkelkonsentrasjon ved horisontal avstand fra utslippspunktet fra oppredningsfasen i ledning 2 ved hjelp av Visual Plumes for de ulike tilfellene. Kjøringen er gjort kun for 2 cm/s med strømretningene omkring 70 og 280 grader. De ulike tilfellene er fra datoene 18.1.92, 30.11.02, 17.6.2010, 12.10.2010 og 6.12.2010. De to som grafene som skiller seg ut er fra juni med sterk sjiktning i vannsøylen. Øverst: 3-10 m fra utslippspunktet, nederst: 10-200 m fra utslippspunktet.

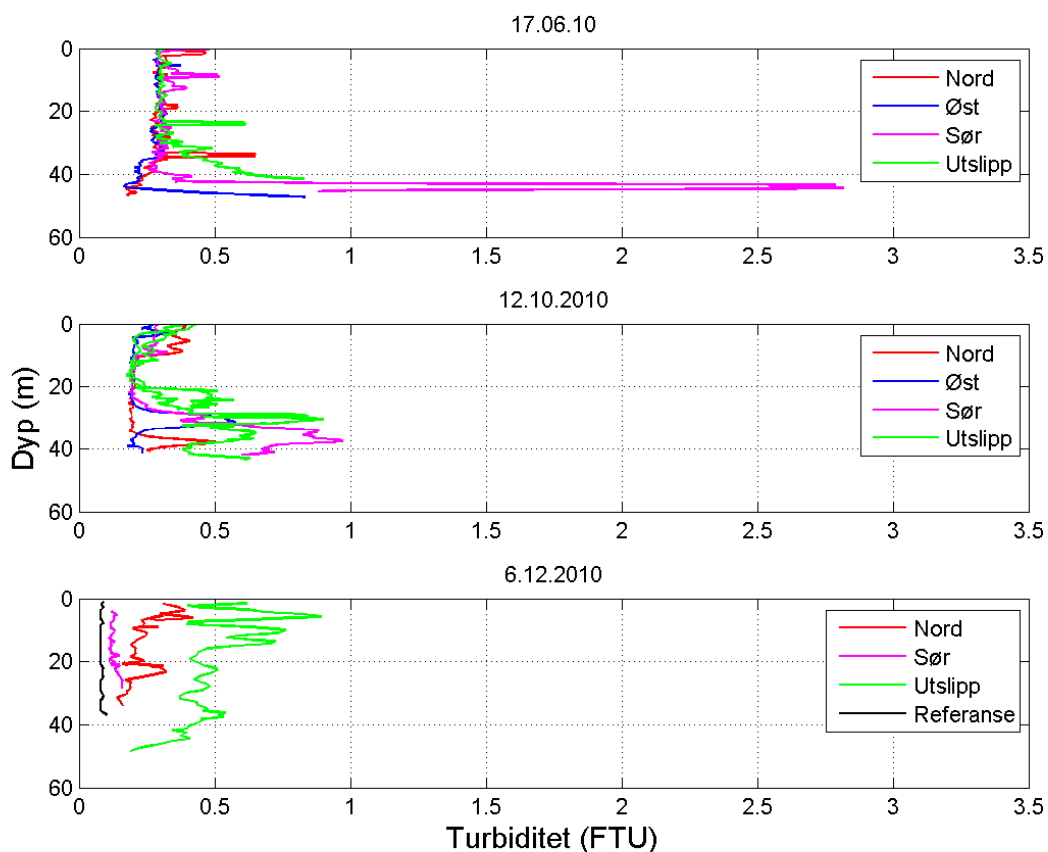
3.6 Turbiditetsprofiler

Det er for dette prosjektet også gjort turbiditetsmålinger sammen med hydrografimålinger for å undersøke mengden partikler i vannsøylen ved utslippet i Drag i Tysfjord og resultatene er presentert i **Figur 23**. Beregningen gjort med Visual Plumes for oppredningsfasen og syrevaskfasen viste at innlagringsdypet var mellom 20 og 30 meter, men også at det fortynnede utslippet gikk opp til overflaten. Resultatene under viser at turbiditeten ligger for det meste under 1 FTU eller ca. 1 mg/L

suspendert stoff stort for alle datoene. Det er likevel noen dyp som gir høyere verdier for noen av dagene. De veldig høye verdiene fra 17.6.2010 ved bunnen på ca. 40 meter skyldes mest sannsynlig at sonden har vært i bunnen og at dette har gitt en oppvirvling av slam som slår ut på turbiditeten. Det er også noen høye enkeltverdier fra denne datoen høyere opp i vannsøylen, som sannsynligvis er ”spikes” og ikke reelle verdier. Den 6.12.2010 ble det også tatt en måling ved en referansestasjon et stykke unna utslippspunktet. Turbiditeten her er lav, godt under 0,5 FTU. Begge dagene 12.10.2010 og 6.12.2010 har høyere turbiditetsverdier i ca. innlagringsdyp. For 12.10.2010 er det høyere verdier i 20 til 30 meter laget ved utslippet og for 12.10.2010 er det høyere verdier i overflatelaget.

Ved feltarbeid og bruk av liten båt med begrenset posisjoneringssystem er det lett å få et lite avvik på flere meter fra utgangsposisjonen ved målingene. Dette kan være spesielt kritisk tett ved utslippspunktet hvor gradientene i partikkelkonsentrasjoner er store over noen få meter.

Det er det verdt å legge merke til at verdiene fra turbiditetsmålingene i **Figur 23** er godt under beregningen gjort med Visual Plumes både 3 meter fra utslippet og 200 m fra utslippet i **Figur 22**. Sjansen for at målingene er blitt gjort i selve skyen er liten, som kan også forklare disse store forskjellene mellom turbiditetsmålingene og beregningene gjort med Visual Plumes.



Figur 23. Turbiditetsresultatene fra profilene tatt i Tysfjorden i 2010. Fargene indikerer ved hvilke stasjoner profilene er tatt og som er vist i **Figur 2**.

3.7 Registrering av nedslamming

Under presenteres bilder fra drop-kamera undersøkelsene fra Tysfjorden gjennomført 9.4.2010. Transekt 7 er referansestasjonen ved Hulløy (**Figur 8**) 2.8 km fra utslippspunktet, mens resten av

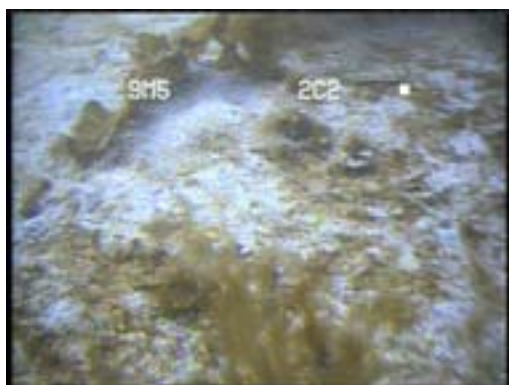
transektene er tatt ved land omkring utslippet. Transekt 1 er stasjonen rett ved utslippet og Transekt 1-2 er sør for utslippet. Transekt 4-6 er nord for utslippet.

Få konklusjoner kan trekkes av disse bildene, men en forklaring av hva som ses på bildene følger under. Ved transekt 1 til 3 ser det ut til å være en liten grad av nedslamming i de øverste 10-15 meterne (nedslamming er definert som stor avsetning av finpartikulært materiale på bunnen). På grunt vann varierer vegetasjonen fra kalkalgesamfunn til bastante forekomster av fintrådige alger. Ved 20 til 25 meter var bunnen dekket av et fint lag av sediment (hvitt, mulig kvarts) som ble virvlet opp når kameraet traff bunnen. Ved disse stasjonene skrånet bunnen relativt jevnt nedover ut fra land.

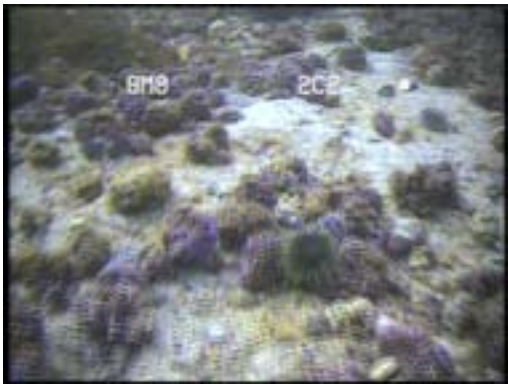
Ved transektene 4 til 6 er det bratt bunn. Det var ikke så mye fine partikler på bunnen som kan skyldes at dette er en transportbunn og ikke en avsetningsbunn. På transektene 4 og 5 var det mye store organiske partikler (marin snø) i vannet. Sikten var dårlig og det kunne skyldes mye små partikler. Den organiske belastningen i området synes å være stor og på 9 meters dyp i transekt 4 fant vi *Begiaottoa* som indikerer dårlige oksygenforhold. På transekt 6 var det nedsatt sikt, mest på dypere vann, og de mindre partiklene synes å dominere.

Transekt 7 ligger langt fra utslippet (2.8 km) og var tenkt som et upåvirket område som de andre kunne sammenlignes med. På grunt vann dominerer kalkalger og fintrådige alger og det var til dels mye partikler i vannet. På dypere vann var sikten til dels dårlig og det var mye partikler i vannet, men liten nedslamming på bunnen.

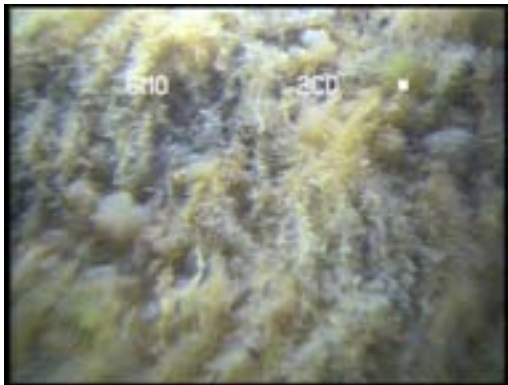
Generelt kan det sies at det er mye partikler i vannsøylen, også ved stasjonen som var tenkt som en referansestasjon. Om dette skyldes utslipp av kvarts kan ikke sies, ettersom det er uvisst hva slags karakter partiklene faktisk har.



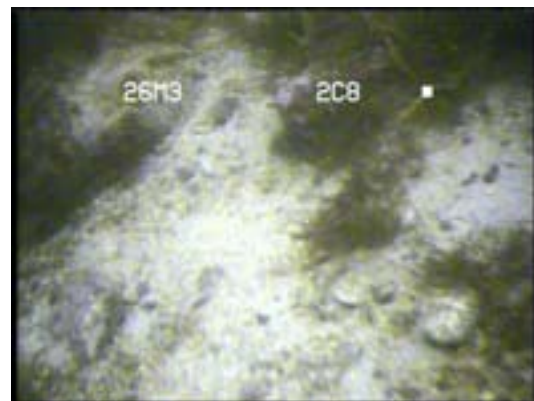
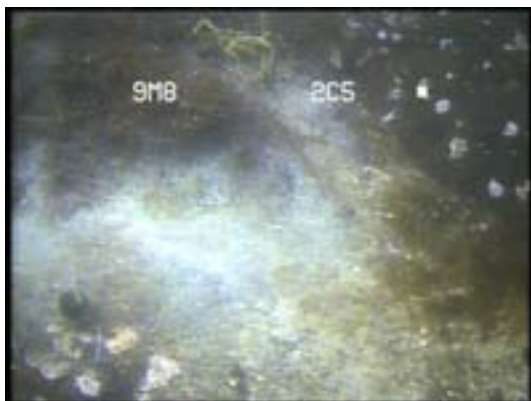
Transekt 1. På 9 m liten påvirkning av nedslamming. På 24 m stor påvirkning av nedslamming



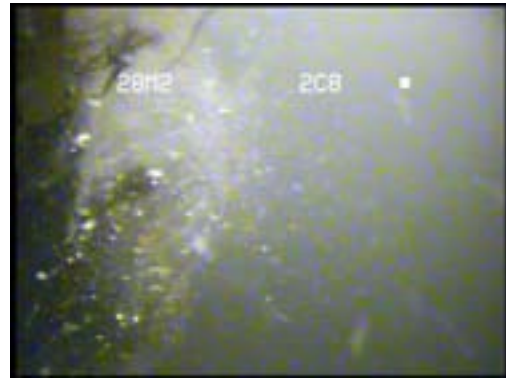
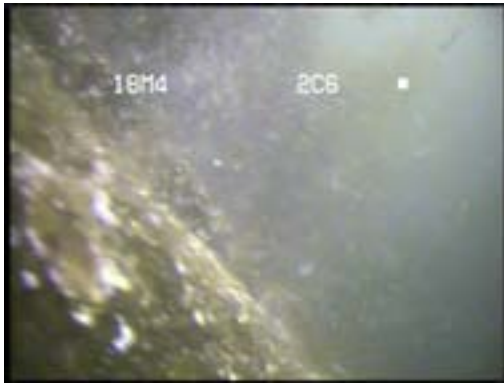
Transekt 2. På 8 m liten effekt av nedslamming på kalkalgesamfunn. På 25 m stor påvirkning av nedslamming



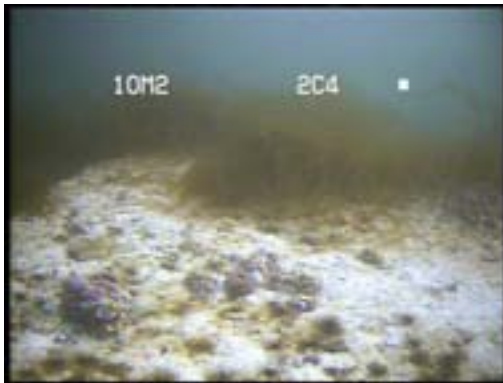
Transekt 3. På 9 m mindre grad av påvirkning av nedslamming. På 21 m stor påvirkning av nedslamming



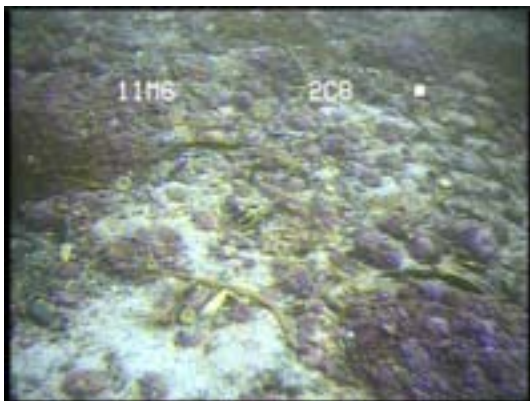
Transekt 4. På 9 m *Beggiatto*a sp. på bunnen som indikerer eutrofi og dårlige oksygenforhold. På 26 m delvis påvirkning av nedslamming



Transekt 5. På 18 m mye partikler og marin snø hvilket indikerer eutrofi. På 28 m mye marin snø.



Transekt 6. På 10 m lite påvirkning av nedslamming, men mye fintrådige alger. På 20 m mye partikler i vannet



Transekt 7. På 11 m mye fintrådige alger og delvis mye partikler i vannet. På 19 m mye partikler i vannet og fintrådige alger.

4. Oppsummering av konsekvenser for resipienten

Norwegian Crystallites på Drag i Tysfjord slipper ut syre, kvartsavgang og flotasjonskjemikalier på 30 m dyp. Fjorden har dybder på > 300 m rett utenfor utslippsområdet. Det er ikke gjort strømmålinger, men det er grunn til å anta svake strømmer både i de øvre vannlag og i dypbassenget i fjorden, med muligheter for sedimentasjon av finpartikulært materiale både på grunt og dypt vann. Den antagelsen begrunnes i at Tysfjorden er en dyp fjord som ligger langt inne i et stort fjordsystem uten grunne terskler og det er liten ferskvannstilførsel til fjorden. Sannsynligvis vil tidevann være den viktigste drivkraften i strømsystemet i Tysfjorden, men nærmere land utenfor Drag kan vind ha en større betydning for retningen og styrken av strømmen.

De problemstillingene som er behandlet i prosjektet, og som har potensiell miljørelevans er:

- redusert pH i sjøvann som kan gi negative effekter på marine organismer
- partikkelkonsentrasjon i sjøvann
- utslipp av flotasjonskjemikalier som kan gi en toksisitetsvirkning
- nedslamming med kvartsavgang som kan påvirke bunnfauna og biodiversitet negativt

Disse problemstillingene er adressert i rapporten gjennom målinger i felt og modellering, samt bruk av erfaring fra andre utslipp fra gruveindustri til det marine miljø (se Klif, 2010).

pH

Sjøvann er en god buffer for syre og når fortykningen er god og saltholdigheten høy vil en eventuell pH-reduksjon begrense seg til nærsone til utslippet (noen 10-metre fra utslippspunktet). Bruk av modellering har vist at i perioder med manglende sjiktning i vannmassen i Tysfjorden kan avløpsvannet stige helt til overflaten og gi en kortvarig redusert pH før videre fortykning normaliserer pH. Eksponeringstiden som marine kalkorganismer blir utsatt for sjøvann med redusert pH (kanskje så mye som en halv pH-enhet) vil være så kort at det neppe kan gi målbare effekter. Det kan derfor konkluderes med at med dagens utslipp av syre på 30 m dyp er det ikke sannsynliggjort at det er et miljøproblem.

Flotasjonskjemikalier

Bruk av flotasjonskjemikalier er nødvendig i oppredningsverket. Petroleum sulfonat, flotanol og diamin slippes ut i årlige mengder på henholdsvis 10 tonn, 1,5 tonn og i underkant av 1 tonn pr. år. Ved å ta utgangspunkt i at kjemikaliene følger avgangen, og bruke Plumes modellering for å vise hvor stort et vannvolum som vil ha konsentrasjoner over et viss nivå (influensoverområdet størrelse), kom man fram til at konsentrasjonene, selv i nærområdet til utslippet, vil være så lave at toks- effekter er lite sannsynlig. Modelleringen av kjemikaliekonsentrasjonene har ikke tatt i betraktning at disse kjemikaliene brytes gradvis ned, slik at prediksjonen av konsentrasjoner er en maksbetraktning. I tillegg er det tatt utgangspunkt i at alle kjemikalier som tilsettes i oppredningen følger avgangen til sjø, hvilket også er en maksbetraktning. Det er ikke gjort målinger av kjemikalieinnholdet i avgangen. Konsentrasjonene framkommer som et resultat av forbruk av kjemikalier og utslipp av avgang.

Det bør imidlertid påpekes at det ikke forefinnes relevante PENEK-verdier for disse kjemikaliene og at det derfor kan være relevant å gjøre toks-tester med avgang tilsatt disse kjemikaliene (se kap.5). I HMS-databladet for petroleum sulfonat er stoffet betraktet som "veldig giftig for organismer i vann og kan forårsake langvarige skadelige effekter i vannmiljøet". Modellberegningene viste at 7 meter fra utslippspunktet ligger konsentrasjonene for sulfonat på 0,05 til 0,15 mg/L og ved 200 meter avstand er konsentrasjonen nede i 0,02 til 0,04 mg/L for sulfonat. Spørsmålet som må stilles er om det er sannsynlig at så lave resipientkonsentrasjoner skaper problemer for marine organismer.

Det samme gjelder diaminer (N-Kokos-1,3-diaminopropan) som opptrer i resipientkonsentrasjoner som er ca. 1/10 av sulfonatkonsentrasjonene. Også dette kjemikaliet betraktes som ”meget giftig for vannlevende organismer”. Her foreligger toksikologidata for ferskvannsorganismer. Doser for LC50-verdier for fisk er angitt til 0,01-0,1 mg/l ved en eksponeringstid på 96 timer. Til sammenligning vil konsentrasjoner tilsvarende LC50-verdier kunne opptre innenfor 7 m fra utslippspunktet, mens eksponeringstiden overfor fisk vil neppe være så lang som 96 timer.

Flotanol (polyglycol og alkohol polyglycol eter) er et kjent kjemikalie som brukes i gruveindustrien som skummer i flotasjonen. Disse stoffene er vannløslige. For Flotanol D13 oppgis i litteraturen en fisketoksitet > 500 mg/l (sebrafisk) (Wathne, 1990). Dette indikerer at Flotanol med resipientkonsentrasjoner på 0,01 til 0,025 mg/L er svært langt unna noen effektgrense.

Kvartsavgang

Utslipet av kvartsavgang utgjør ca. 11.000 tonn pr. år (basert på helkontinuerlig drift). Kvarts har en egenvekt på ca. 2,65 slik at tonnassen utgjør 4.580 m³ i volum som tørt stoff. På grunn av at avgangen sedimenterer med et vanninnhold, slik at våtspesifikk vekt kan antas å være ca. 1,4, så vil volumet av den våte avgangen som årlig sedimenterer på bunnen være ca. 6400 m³.

Modelleringen av partikkelspredning tyder på at det meste av avgangen sedimenterer innenfor en radius på ca. 1000 m. Vi kan derfor anta at avgangen sedimenterer som en vifte eller en kjegle utenfor utslippspunktet. Et forenklet regnestykke hvor man tar utgangspunkt i at 6400 m³ avgang sedimenterer innenfor en halvsirkel med diameter 2000 m viser at den årlige sedimentasjonsraten blir 4 mm vått sediment. Det er da ikke tatt hensyn til at sedimentasjonsraten varierer innenfor vifta og at den vil være størst nærmest utslippspunktet. En slik beregning har mange usikkerheter, men en indikasjon på en gjennomsnittlig sedimentasjonsrate på 4 mm/år indikerer ikke en nedslamming som skal kunne medføre noen problemer for bunnfauna eller biologisk mangfold på bunnen. Ettersom bunnen skrår på utsiden av utslippspunktet vil trolig avgang som bygger seg opp over år skli ned mot de dypeste delene av fjordbassenget samtidig som avgangen blander seg med naturlige sedimenter. Det betyr at arealet på ca. 1,5 mill m² sjøbunn som påvirkes av kvartsavgang trolig vil være større, men da vil påvirkning innenfor dette arealet sannsynlig være mindre enn regnstykket viser (dvs. en lavere årlig sedimenttilvekst enn 4 mm). Den årlige sedimentasjonsraten i norske fjorder som ikke er påvirket av store elver eller breer er i størrelsesorden 2-4 mm/år (Syvitski et al., 1987). Det kan derfor konkluderes med at basert på en teoretisk vurdering av nedslamming av bunnen, hvor utslippets størrelse og arealet hvor sedimentasjonen finner sted er lagt til grunn, så vil sedimenttilveksten forårsaket av kvartsavgang være så moderat at det neppe vil kunne dokumenteres negative effekter på bunnfauna og biologisk mangfold. I en fremtidig overvåking av resipienten bør det gjøres undersøkelse av bunnsedimentene og bunnfaunaen for å verifisere om dette er riktig (*se kap.5*).

I tillegg er det viktig å påpeke at silisium er det elementet i norske fjordsedimenter og kvartære leirer som er mest vanlig og silisiuminnholdet utgjør ofte 22 – 27 % av det geologiske materialet (Skei, 1975). Silisium opptrer i kvarts i tillegg til feltspat og leirminerale. Kvartsavgangen representerer således ikke noe forurensingsproblem ut fra kjemisk sammensetning.

Turbiditetsmålinger som er gjort i vannmassen i ulik avstand fra utslippet har generelt vist lave verdier (ca. 1 mg/L suspendert stoff), men noe høyere hvor målingene er gjort nært utslippspunktet.

Resultatene er noe overraskende, selv om et årlig utslipp på 11.000 tonn er å betrakte som svært lite sammenlignet med annen gruvevirksomhet som ofte gir utslippsmengder av avgang i størrelsesorden 2-4 mill. tonn pr. år (Klif, 2010). De lave konsentrasjonene av partikler i vannmassen i ved Drag kan delvis forklares med at bakgrunnsnivået er lavt ($< 0,5$ mg/L), som følge av at det er lite elvetilførsler av slam. Når konsentrasjonen av partikler er så lave relativt nært utslippet må det skyldes en kombinasjon av rask fortykning og rask sedimentasjon av avgangen. En tredje forklaring av de lave turbiditetsmålingene er at man ikke har tatt målinger i selve partikkelskyen. Kornfordelingen av avgangen viser at 90 % av avgangen er finere enn sand og at så mye som 35 % er finere enn 20 µm,

som ofte defineres som den finfraksjonen som kan spres langt. Denne finfraksjonen er også den fraksjonen som eventuelt kan flokkulere i sjøvann. Ved flokkulering danner små partikler store fnokk som sedimenterer 10-100 ganger raskere enn enkeltpartiklene (Syvitski et al., 2006). Ved flokkulering gjelder ikke lenger Stokes lov og de utsynkingsratene som er indikert i **Figur 7**. Ettersom utsynkingsratene for finpartikulær avgang og spredning i fjorden er et sentralt element, spesielt hvis utslippene i framtiden vil øke ytterligere, anbefales at det gjøres en flokkuleringstest i sjøvann og ferskvann for å dokumentere sjøvannets flokkuleringseffekt (*se kap.5*).

De lave konsentrasjonene av partikler som er observert i nærheten av utslippet i de øvre 50 m av vannsøylen gir ikke grunnlag for å spekulere i om dette har noen miljøkonsekvenser. I henhold til litteraturen observeres effekter på fisk som følge av høy turbiditet først når partikkelkonsentrasjonene overskrider ca. 50 mg/l (Klif, 2010). Hvordan turbiditeten er på vandyp større enn 50 m er ikke kjent. Dette bør undersøkes i forbindelse med framtidig overvåking (*se kap.5*).

Billedokumentasjon.

Drop-kamera ble brukt for å fotodokumentere forholdene på sjøbunnen ned til ca. 30 m vandyp i ulik avstand fra utslippet. Bildene viser ulik grad av nedslamming (definert som stor avsetning av finpartikulært materiale på bunnen). Billedtransektene omfatter både områder hvor bunnen er flat og skånende bunn. På skånende bunn vil fint slam i mindre grad akkumulere enn på flat bunn. Observasjon av turbid vann nært vann på noen bilder, men ikke på andre, kan delvis skyldes at kameraet har berørt bunnen og virvlet opp slam. Bildene i seg selv kan ikke skille mellom naturlige sedimenter eller kvartsavgang, men de gir et bilde av de organismesamfunnene som er tilstede. Nedslamming i noen av transektene ser også ut til å være koblet til overgjødning (eutrofi) som også stedvis har ført til dårlige oksygenforhold på bunnen.

5. Anbefalinger vedrørende supplerende undersøkelser og framtidig overvåking

Resipientundersøkelsen som ble gjennomført i 2010 har vist at ved dagens utslippsforhold er effektene på Tysfjorden beskjedne, men det gjenstår noe supplerende dokumentasjon. Undersøkelsen har vist at dypvannsutslippet på 30 m har hyppig gjennomslag til overflaten, noe som indikerer at selve utslippsforholdene ikke er optimale. Ved dypvannsutslipp er målsettingen at avløpsvannet skal innlagres under sprangsjiktet. På grunn av liten ferskvannstilførsel, dårlig sjiktning og store mengder ferskvann i utslippet fra oppredningen (ledning 2) skjer gjennomslag til overflaten. Ettersom utslippsledningene ikke har en lufteenhet er det også en risiko for luft i ledningene som vil bidra til at avløpsvannet får gjennomslag til overflaten. Det anbefales derfor at bedriften gjør en gjennomgang av dagens utslippsanordninger med tanke på forbedringer.

Resipientundersøkelsen har avdekket et behov for to supplerende tester for å dokumentere bedre hva som skjer med hensyn til utslippet til sjø:

- Gjennomføring av toks-tester med avgang tilsatt flotasjonskjemikalier hvor det brukes marine organismer som er relevante for å dokumentere kjemikaliens giftpotensiale ved forventede resipientkonsentrasjoner
- Gjennomføre utsynkingsforsøk med avgang $< 20 \mu\text{m}$ (finstoff) i ferskvann og sjøvann for å dokumentere sjøvannets evne til å flokkulere finstoff og øke utsynkingsraten.

Det vil være naturlig at resipientundersøkelsen følges opp med et overvåkningsprogram om noen år, spesielt hvis det vil bli aktuelt å øke utslippenes størrelse. I den sammenheng vil det være viktig å tenke gjennom på hvilken måte et slikt sjøutslipp bør overvåkes. Manuelle målinger i vannsøylen gir øyeblikksverdier og vil ha begrenset utsagnskraft. Utplassering av selvregistrerende måleinstrumenter hvor både hydrografiske data (salt, temperatur), strøm og pH og turbiditet registreres har et stort potensial. Selvregistrerende instrumenter er spesielt å foretrekke hvis utslippene er diskontinuerlige (batcher), fordi det fanger bedre de reelle variasjonene i vannkvalitet. Instrumenter må plasseres i flere dyp slik at man også får oversikt over vannkvaliteten dypere enn 50 m.

Det anbefales at det på et tidspunkt gjøres en survey av bunnsedimentene og bunnfaunaen innenfor det arealet som modelleringen antyder at akkumulering av avgang skjer på bunnen (ca. 1,5 km²). Det er viktig å få dokumentert sedimentkvaliteten i dette området og i hvilken grad bunnfaunaens biologiske mangfold blir berørt.

6. Referanser

- Dias, B.B., Hart, M.B., Smart, C.W. and Hall-Spencer, J.M., 2010. Modern seawater acidification: the response of foraminifera to high-CO₂ conditions in the Mediterranean Sea. *Journal of the Geological Society* 2010; v. 167; p. 843-846 doi:10.1144/0016-76492010-050.
- Dickson, A.G. and F.J. Millero, 1987. A comparison of the equilibrium constants for the dissociation of carbonic acid in seawater media. *Deep-Sea Res.*, 34:1733-1743.
- Fylkesmannen i Nordland, 2009. Endret utslippstillatelse etter forurensingsloven for produksjon av høyren kvarts. 461.3. 7 s.
- Fahle, T., 2002. Resipientundersøkelse ved Drag i Tysfjord kommune. Argus rapport nr. 2004-6. 17 s.
- Frick, W.E, Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J., Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2003. *Dilution Models for Effluent Discharges*, 4th Edition (Visual Plumes).
- Glette, T., 2008. Utredning om utslipp av prosessvann I sjøresipienten. Rapport til Norwegian Crystallites AS. Rapport no.: 2008-0184, DNV ENERGY. 7 s.
- Klif, 2010. Bergverk og avgangsdeponering. Status, miljøutfordringer og kunnskapsbehov. TA-2715/2010, 104 s.
- Skei, J.M., 1975. The Marine Chemistry of Sjørfjorden, West Norway. Ph.D-thesis, University of Edinburgh, Faculty of Science, UK, 207 p.
- Skei, J., 2009. Forslag til overvåkning av sjøresipienten utenfor Norwegian Crystallites AS (NC) på Drag i Tysfjord. Programforslag Miljøgifter Marint, NIVA. 7 s.
- Syvitski, J.P.M., Burrell, D.C. & Skei, J.M. 1987: *Fjords. Processes and Products*. Springer-Verlag, 379 pp. New York-Heidelberg-London-Paris-Tokyo.
- Syvitski, J.P.M., Asprey, K.W., Clattenburg, D.A. and G.D. Hodge, 2006. The prodelta environment of a fjord: suspended particle dynamics. *Sedimentology*, 32, 83-107.
- Zeebe, R.E. and Dieter, W.-G., 2001. CO₂ in seawater: equilibrium, kinetics, isotopes. Elsevier Oceanography Series, p.277. Elsevier Science B.V.
- Wathne, B., 1990. Flotasjonskjemikaliers virkning på resipienter. NIVA-rapport, l.nr.2488, 38s.

7. Vedlegg

DUOMEEN CD

Utgave 1

Revisjonsdato 19.06.2008

Trykkingsdato 06.05.2009

NO / NO

: Mikrokjernetest, negativ

12. MILJØOPPLYSNINGER

Produktinformasjon

Økotoxikologiske effekter : Det kan ikke utelukkes at stoffet er farlig for omgivelsene ved uprofesjonell håndtering eller fjerning.
Meget giftig for vannlevende organismer.

Toksikologidata for komponentene

N-Kokos-1,3-diaminopropan

Giftighet for fisk : LC50
Arter: fisk
Dose: 0,01 - 0,1 mg/l
Eksponeeringstid: 96 t

Toksisitet til dafnia og andre virvelløse dyr som lever i vann. : EC50
Arter: Dafnia
Dose: 0,1 - 1 mg/l
Eksponeeringstid: 48 t
Verdien er beregnet fra tester på lignende produkt.

Giftighet for alger : IC50
Arter: alge
Dose: 0,01 - 0,1 mg/l
Eksponeeringstid: 72 t
Verdien er beregnet fra tester på lignende produkt.

Biologisk nedbrytbarhet : Lett bionedbrytbar.

>60% BOD, 28 døgn, Closed Bottle Test (OECD 301D).

13. FJERNING AV KJEMIKALIEAVFALL

Produkt : Ikke la produktet komme ned i avløp, vannløp eller jord.
Forurens ikke vann, kanaler eller grøfter med kjemikallet eller brukt beholder.
Farlig avfall

Forurenset emballasje : Tøm ut resterende innhold.
Avhend på samme måte som ubrukt produkt.
Tomme beholdere må ikke brukes igjen.

Akzo Nobel
Surface Chemistry AB

SE-444 85
Stenungsund
Sweden

T +46 303 85 000
F +46 303 770 281
www.akzonobel.com/sc

TB



Norwegian Crystallites AS

PO box64
NO 8270 Drag
Norway

SAFETY DATA SHEET

+4630385000

0

Dear Sir or Madam,

We hereby send Safety Data Sheets to be forwarded to your Purchasing Department or Safety Officer. These sheets replace the previously sent sheets. Please evaluate your existing measures when handling the materials listed below.

•	DUOMEEN CD
---	-------------------

We offer the distribution of Safety Data Sheets as an electronic version via e-mail. If you wish to take advantage of this option, please contact us on the address below, indicating your e-address. For this purpose, please use, if possible, a general e-mail address (for example, sds@company.com).

If you need further information please do not hesitate to contact us:
Regulatory.AffairsSE@akzonobel.com

Kind regards

Akzo Nobel Surface Chemistry AB

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

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



Norsk institutt for vannforskning

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