

# Miljørisikovurdering av cyanidutslipp til Ranfjorden fra Glencore Manganese Norway



# RAPPORT

**Hovedkontor**

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

**NIVA Region Sør**

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

**NIVA Region Innlandet**

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

**NIVA Region Vest**

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

**NIVA Region Midt-Norge**

Høgskoleringen 9  
7034 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Miljøriskovurdering av cyanidutslipp til Ranfjorden fra Glencore Manganese Norway	Løpenr. (for bestilling) 6665-2014	Dato 7.04.2013
	Prosjektnr. Undernr. O-14135	Sider Pris 18
Forfatter(e) August Tobiesen André Staalstrøm	Fagområde Oseanografi	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Nordland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Glencore Manganese Norway AS ved Geir Ove Storheil	Oppdragsreferanse
--	-------------------

<p>Sammendrag</p> <p>Modellering av innlagingsdyp viser at utslippet hovedsakelig trenger gjennom til overflaten. Modellering av hvordan utslippet fortynnes i resipienten viser at tilstrekkelig fortykning oppnås innen maksimalt 360 m fra utslippspunktet. Vannvolum med konsentrasjoner &gt;PNEC-verdien vil ha en oppholdstid på maksimalt 33 minutter. Varigheten av eksponeringen er så vidt kort at man ikke forventer noen akutte effekter på planktonorganismer som eksponeres. I strandsonen nær utslippet (maksimalt 360 m fra utslippspunktet) vil fastsittende organismer kunne være permanent utsatt for konsentrasjoner &gt;PNEC-verdien.</p>
--

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Ranfjorden</li> <li>Avløpsvann</li> <li>Utslippsvurdering</li> <li>Cyanid</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Ranfjord</li> <li>Waste water</li> <li>Recipient study</li> <li>Cyanide</li> </ol>
--	--



Prosjektleder  
August Tobiesen



Forskningsleder  
Kevin Thomas

# Miljørisikovurdering av cyanidutslipp til Ranfjorden fra Glencore Manganese Norway



## Forord

Glencore Manganese i Mo i Rana tok kontakt med NIVA for å få assistanse med hensyn til en miljørisikovurdering av deres utslipp av cyanid til Ranfjorden. NIVA utarbeidet et forslag til vurdering hvor utslippets fortynning og innleiring skulle modelleres ved hjelp av Visual Plumes og miljørisiko basert på EU PNEC-verdier legges til grunn.

Oslo, april 2014

*August Tobiesen*

---

# Innhold

	1
<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2. Cyanid</b>	<b>8</b>
2.1 Cyanid kjemi	8
2.2 Cyanid kilder	<b>Feil! Bokmerke er ikke definert.</b>
2.3 Industriell bruk	9
2.4 Registrerte historisk utslipp av cyanid ved Glencore til Ranfjorden	9
2.5 Økotoksikologiske effekter av cyanid (EQS og PNEC)	10
2.6 Degradering av Cyanid i vann	10
2.7 Karakterisering av utslippet	10
<b>3. Hydrografi og strømforhold</b>	<b>12</b>
<b>4. Beregning av innlagringsdyp og fortynning</b>	<b>14</b>
<b>5. Miljøriskovurdering av cyanid i Ranfjorden</b>	<b>18</b>
<b>6. Referanser</b>	<b>18</b>

---

## Sammendrag

Bedriften Glencore Managanese Norway AS ligger på området til Mo Industripark i Mo i Rana innerst i Ranfjorden, avløpet inneholder cyanid.

Cyanid er et biologisk aktivt kjemikalie med generell effekt på organismer ved at det hemmer produksjon av energi i mitokondrier ved å hemme enzymet cytochrome C oxidase.

Cyanid konsentrasjonen i avløpsvannet varierer mellom 30 og 400 µg/l i 2013. PNEC (Predicted No Effect Concentration) er av EU (<http://echa.europa.eu>) vurdert til 1 µg/l. Det er derfor behov for at avløpet fortynnes 30-400 ganger for å oppnå nivåer mindre enn PNEC.

Modellering av innlagringsdyp, viser at utslippet hovedsakelig trenger gjennom til overflaten. Dette skyldes den store vannmengden, den svake sjiktningen i utslippsdypet og det at utslippet går ut i et endehull uten diffusor. Det hadde vært mer heldig om utslippet ble innlagret dypere ned i vannsøylen, siden biologisk liv i strandsonen ansees som mer verdifull. Dette utslippet vil hovedsakelig spres horisontalt i overflatelaget.

Modellering av hvordan utslippet fortynnes i resipienten viser at tilstrekkelig fortynning oppnås innen maksimalt 360 m fra utslippspunktet. Beregningene viser også at utslippsvannet i hovedsak vil trenge gjennom til overflaten. Vannvolumer med konsentrasjoner >PNEC verdien vil ha en oppholdstid på maksimalt 33 minutter. Varigheten av eksponeringen er så vidt kort at man ikke forventer noen akutte effekter på plankton organismer som eksponeres. I strandsonen nær utslippet (maksimalt 360 m fra utslippspunktet) vil fastsittende organismer kunne være permanent utsatt for konsentrasjoner >PNEC verdien.

Fri cyanid vil i sjøvann hovedsakelig opptre som HCN som har et høyt fordampnings trykk. Avdampning til luft (halveringstid 55 timer) vil derfor være viktigste tapsvei for cyanid i Ranfjorden.

## Summary

Cyanide is a biological active chemical with a general toxic effect on organisms by inhibiting ATP production in the mitochondria through inhibition of the enzyme cytochrome C oxidase.

Cyanide concentrations in the effluent varied within a range of 30-400 µg/l through the year 2013. The PNEC (Predicted No Effect Concentration) as defined by the EU (<http://echa.europa.eu>) to be 1 µg/l. This requires that the discharge is diluted 30-400x in order to reach levels below the PNEC.

Model calculations show that the freshwater discharge at 30m is mixed into the surface layer throughout most of the year. Under more optimal discharge conditions achieving a subsurface mixing would be more environmentally advantageous.

The model calculations show that the necessary dilutions are achieved at a maximum distance of 360 m from the outlet point. Water volumes with cyanide levels above PNEC value has a maximal retention time of 33 minutes. The duration of exposure time for planktonic organisms is too short to give acute effects. However the shoreline within 360 m of the outlet point will have a more permanent exposure of cyanide above the PNEC.

Free cyanide in seawater is mainly in the form of HCN which has a high vapor pressure. Cyanide will vaporize into the air compartment with a half time of 55 hours and therefore is the main loss route of cyanide from the Ranfjorden.

Title: Miljørisikovurdering av cyanidutslipp til Ranfjorden fra Glencore Manganese Norway

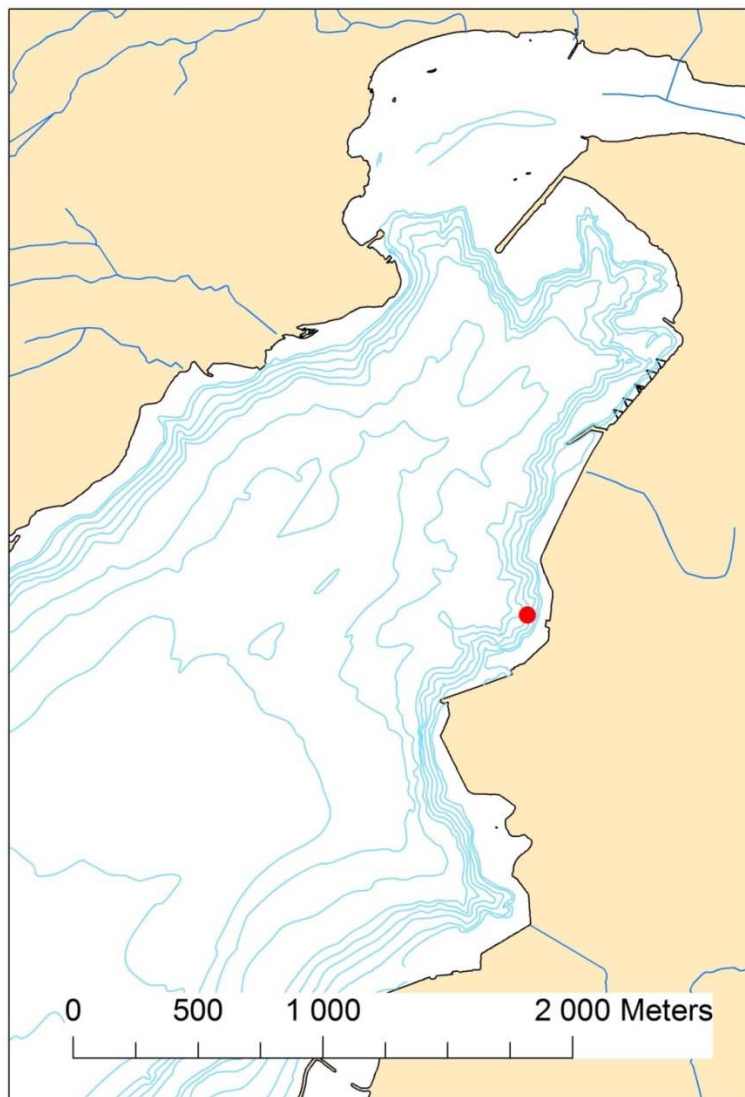
Year: 2014

Author: August Tobiesen, André Staalstrøm

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6400-5

# 1. Innledning

Bedriften Glencore Manganese Norway AS ligger på området til Mo Industripark i Mo i Rana innerst i Ranfjorden. Glencore Manganese overtok verket fra Vale Manganese i 2012. Vale Manganese overtok verket fra Elkem i 2003. Den nåværende bedriften har i sin produksjon behov for å slippe ut avløpsvann som inneholder Cyanid og er av Miljødirektoratet blitt pålagt å vurdere miljøkonsekvensen av sitt utslipp av cyanid. Utslipet er koblet til det samlede utslippet fra industriparken. Utslippspunktet ligger på 30 m dyp omtrent 80 meter fra land (N 66° 19.1677' Ø 14° 7.8824'). Figur 1 viser dybdeforholdene innerst i fjorden, og utslippspunktet er vist som en rød prikk.



**Figur 1.** Kart over innerste del av Ranafjorden hvor Ranselva har sitt utløp. Dybdekonturer er angitt med lyseblå linjer, mens mindre bekker er angitt med mørkeblå linjer. Utslippspunktet som ligger omtrent 80 meter fra land og på 30 meters dyp er angitt med en rød runding.



## 2. Cyanid

### 2.1 Cyanid kjemi

Cyanid kan opptre i mange forbindelser, både som fritt cyanid (HCN, CN<sup>-</sup>), cyanidsalter (NaCN, KCN) og koblet som metallcyanid komplekser. Fritt cyanid er summen av tilstedeværelse av HCN og CN<sup>-</sup> ion. Kjemisk måling av total cyanid vil måle fritt cyanid samt eventuell tilstedeværelse av noen metall cyanid komplekser. Det er fritt cyanid som gir toksiske effekter, mens metall cyanid kompleksene er mindre giftig (Gensemer et al 2006). Det er Molab som har hatt ansvaret for måling av cyanid i utslippet. Analysemetode er NS 4796 «måling av total cyanid i vann» med deteksjonsgrense 0,005 mg/l. Da det ikke er kjent hvor stor andel av målt cyanid som er i form av metall cyanid kompleks så antas det i denne vurderingen at alt målt cyanid er fritt cyanid.

Cyanid vil trolig finnes i flere former i utslippsvannet. I denne vurderingen vil fokus være på formene HCN og CN<sup>-</sup> fordi det er disse som gir høyest giftighet, det er en vesens forskjell på disse to formene i forhold til damptrykk.

-NaCN med CAS no 143-33-9 er vannløselig (370g/l) med meget lavt damptrykk

-HCN med CAS no 74-90-8 er vannløselig med damptrykk på 830 hPa

Hvilken form cyanid finnes i sjøvann er bestemt av pH, ved pH 9,3-9,5 så vil det være likevekt mellom CN anionet og HCN. Ved pH 11 så er 99 % i form av CN<sup>-</sup> anionet og ved pH 7 så er 99 % tilstede som HCN. I marint miljø så er pH rundt 8 og er det mye brakkvann så nærmer pH seg 7. Det betyr at hvis avløpsvannet innlagres seg nær overflaten så vil fordampning av cyanid fra overflaten være en viktig tapsvei for cyanid.

Cyanid danner stabile komplekser med metaller som gull, kvikksølv, kobolt, jern og andre metaller, dog ved direkte UV ståling så løses disse kompleksene opp igjen for så og re dannes i mørke. Cyanide kan reagere med sulfat som gir thiocyanate som er ca. 7x mindre toksisk enn fritt cyanid. Thiocyanates blir ikke vanligvis inkludert i analysen av total cyanid og den miljømessige effekten av denne formen kan derfor være undervurdert i denne vurderingen.

Det er 2 metoder for kjemisk cyanid analyse WAD metoden måler fri cyanid pluss cyanid komplekser som frigjøres i varm løsning ved pH 4.5. Total metoden måler det samme som WAD metoden men inkluderer også metall komplekser som løses i meget varm løsning ved pH<1. WAD metoden detekterer ikke cyanates, thiocyanates, cyanogen, cyanogen chloride, chloramines, de fleste organo-cyanide forbindelser, og de fleste gull, platina, jern og kobolt komplekser. Total cyanid metoden detekterer ikke cyanates, thiocyanates, chloramines, de fleste organiske-cyanide compounds, og de fleste kobolt og platina cyanide kompleksene.

### 2.2 Cyanid-kilder

Cyanid er en forbindelse som både kan dannes og brytes ned biologisk av organismer. Høye konsentrasjoner finnes blant annet i vann fra hydrothermal vents. Høye konsentrasjoner finnes i noen planter blant annet i frø fra en del stenfrukter som mandel og aprikos, men også andre vekster som lima bønner, spinat, bambus, kassava og mais for å nevne noen.

Cyanid kan oppstå ved ufullstendig forbrenning av plastmaterialer som inneholder nitrogen slik som acrylonitriles. Men finnes også i mindre mengder i avgass fra forbrenning av ved og tobakk.

## 2.3 Industriell bruk

Cyanid har stor anvendelse innen plastikk industrien og kjemikalie industrien, som både produserer cyanid og bruker cyanid som utgangsstoff i fremstilling av organiske stoffer. I metallindustrien som Glencore Manganese er en representant for, inngår ikke cyanid som en innsats faktor men finnes i malmen samt i elektrodemassen (reduksjonsmiddel) ved utvinningen av silikomangan (SiMn).

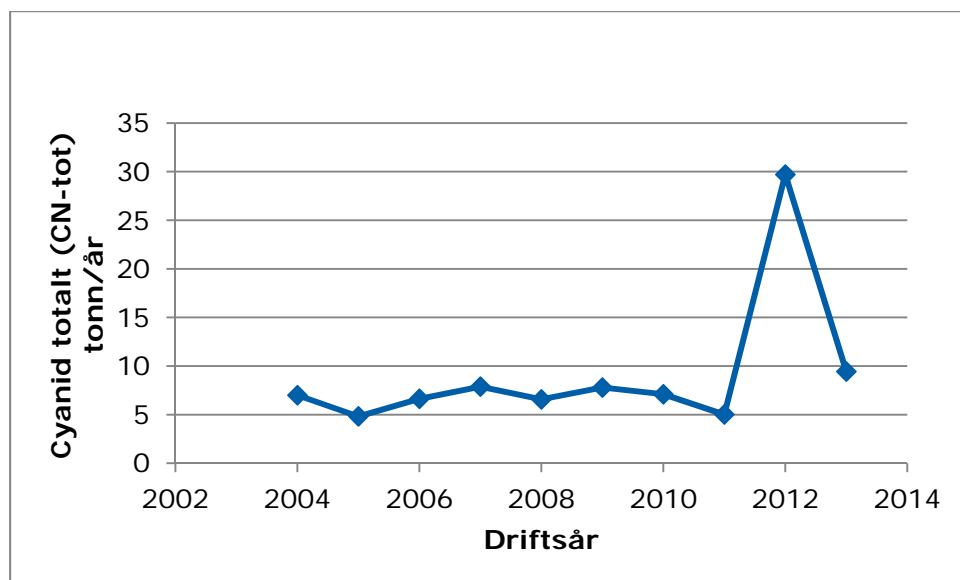
## 2.4 Registrerte historisk utslipp av cyanid ved Glencore til Ranfjorden

Historiske data for utslipp av cyanid fra Glencore i Ranfjorden er hentet fra Norske utslipp (<http://www.norskeutslipp.no>). I figur 1 er total cyanid utslippet i perioden 2004-2013 i området 5-11 tonn/år, unntatt for året 2012. Den utførte modelleringen basert på 9,4 tonn for 2013 vil også i stor grad være representativ for miljørisiko forholdene for tidligere år, unntatt i 2012, hvor man altså har 3x så høyt utslipp. Forklaringen til det høye utslippet i 2012 skyldes alene en rapportert høy verdi for februar 2012, slik det fremkommer i tabell 1. Geir Ove Storheil ved Glencore gir følgende kommentar til 2012 målingene:

«Sammenliknet med tidligere og påfølgende analyseresultater, samt vurdering av driftssituasjonen i aktuelle tidsrom, er denne enkeltmålingen mest sannsynlig ikke representativ for datautvalget. Dette vil heller ikke kunne gjentas siden vi nå opererer med ukentlige analyser.»

**Tabell 1.** Cyanid konsentrasjon (mg/L) målt i henhold til NS 4796 av Molab for årene 2012 og 2013.

År	Jan	Feb	Mars	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Des
2012	0.21	3.24	0.18	0.03	0.05	0.33	0.03	0.01	0.06	0.28	0.13	0.18
2013	0.16	0.15	0.17	0.15	0.17	0.40	0.09	0.11	0.06	0.03	0.06	0.06



**Figur 2.** Historiske data for totalutslippet av Cyanid til Ranfjorden i perioden 2004-2013, basert på månedlig måling av cyanid til og med 2012, senere basert på ukeprover.

## 2.5 Økotoksikologiske effekter av cyanid (EQS og PNEC)

Cyanid er et biologisk aktivt kjemikalie med generell effekt på organismer ved at det hemmer produksjon av energi i mitokondrier ved å hemme enzymet cytochrome C oxidase. US EPA etablerte i 1985 en CMC(Criterion Maximum Concentration) og CCC (Criterion Chronic concentration) for sjøvann, begge på 1 µg/L. Det er senere foreslått øke dette til henholdsvis 23 µg/l og 4.8 µg/l, men dette er ikke implementert av EPA. EU har etablert PNECaquatic verdier for Sodium Cyanide for kronisk belastning i sjøvann lik 1µg/L og for midlertid belastning lik 5 µg/L. PNECaquatic tilsvarer EQS verdien i Vanddirektivet. PNECaquatic er etablert ved å foreta en SSD (Species Sensitivity Distribution) analyse av NOEC verdier for 16 akvatiske organismer. Det som er karakteristisk for cyanid er at sensitive organismer er likt fordelt uansett trofisk nivå (alger, krepsdyr og fisk) og at dose responskurven er bratt, dvs at det er liten forskjell på innslagspunkt for kroniske effekter og akutte effekter. Det er ingen indikasjon på at cyanid overføres via fødekjeden eller langtids effekter for organismer som har vært utsatt for sublethale konsentrasjoner. Effekter på organismer i miljøet vil derfor være begrenset til de som oppstår umiddelbart i forbindelse med en forhøyet konsentrasjon.

## 2.6 Degradering av Cyanid i vann

Cyanid kan hydrolysere til ammonium og CO<sub>2</sub> ved lav pH, men dette er en meget langsom prosess ved naturlig pH nivåer og vil derfor ikke ha noen betydning for de estimerte nivåene i modell kjøringen, hydrolyse til NH<sub>4</sub> har en halveringstid ved 0 °C= 23 dager, ved 10 °C=15 dager og ved 20 °C=10 dager. Photokjemisk nedbrytning av cyanid (Deepak Bhakta et al., 1992) er også benyttet i rensing av cyanid avfall Bionedbrytning av cyanid er vist å være betydelig i nærvær av adapterte bakteriekulturer i henhold til litteratur og benyttes i noen tilfeller for rensing av cyanid kontaminert avløp (Dash et al., 2009). ECHA (<http://echa.europa.eu>) oppgir at cyanid vurderes som lett nedbrytbar på grunnlag av QSAR modellen BIOWIN 1, med primær halveringstid på dager og full nedbrytning i løpet av uker. Men bionedbrytning er likevel så vidt langsom at den ikke vil ha betydning vesentlig betydning for cyanid konsentrasjonene i Ranfjorden. Cyanid i formen HCN har et høyt damptrykk og vil være den dominerende cyanid formen ved pH mellom 7-8. Man kan derfor anta at fordampning fra vannoverflaten vil være viktigste taps vei for cyaniden i Ranfjorden. I henhold til EPI Suite (EPA, 2008), gir fordampning en halveringstid på 55 timer for cyanid i vann.

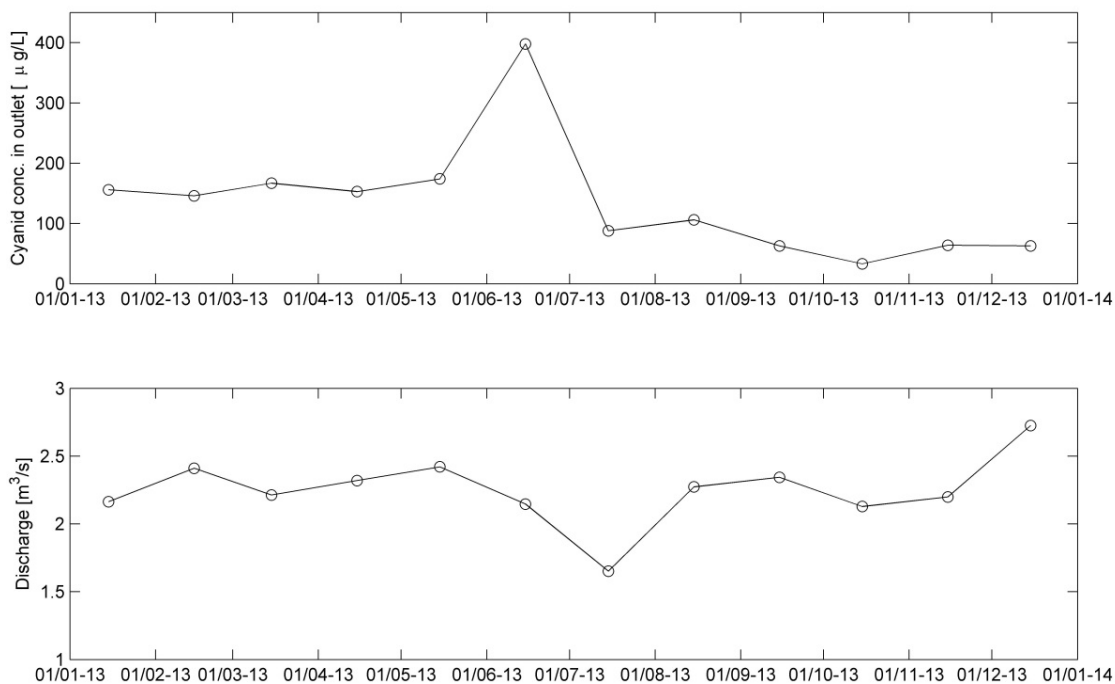
## 2.7 Karakterisering av utslippet

I henhold til opplysninger oppgitt via e-mail er utslippet fra Glencore på ca 4 000-8 000 m<sup>3</sup>/mnd. Dette blir fortynt til 5 000 000-8 000 000 m<sup>3</sup>/mnd fra øvrig utslipp fra industriparken til Ranfjorden. Før fortynting så har avløpet en pH i området 9,58-10,48, hvis vi antar at øvrig industriutslipp har en pH på 7 så vil pH ha blitt redusert til under 8 før det slippes til sjøen. Cyanid konsentrasjon, pH og avløpsvolum for vannet som ledes til fjorden for året 2013 er gitt i **Tabell 2**. Cyanid måles i henhold til NS 4796 Cyanid total. Det er visse begrensinger på hvilke cyanid forbindelser som detekteres med denne metoden slik det er oppgitt i punkt 2.1. Avløpet ledes i et åpent rør med 60 cm diameter til 30 m dyp.

**Tabell 2.** Oppgitte målinger av Cyanid, pH og vannvolumet av utslippet til Ranfjorden for 2013.

	Jan	Feb	Mars	April	Mai	Juni	Juli	Aug	Sept	Okt	Nov	Des
Cyanid mg/l	0.16	0.15	0.17	0.15	0.17	0.40	0.09	0.11	0.06	0.03	0.06	0.06
pH	10.5	10.3	10.48	10.33	9.9	10.22	9.75	9.58	9.58	9.58	9.64	9.6
10 <sup>6</sup> m <sup>3</sup> /mnd	5.80	5.83	5.93	6.01	6.48	5.57	4.42	6.09	6.08	5.70	5.70	7.30

Mengden vann som slippes ut er betydelig. Gjennomsnittlig vannmengde i løpet av 2013 var 2.25 m<sup>3</sup>/s. Denne vannmengden har en middels konsentrasjon av cyanid på 135 µg/L. Vannmengde i utslippet og konsentrasjon av cyanid midlet for hver måned er vist i **Figur 33**.



**Figur 3.** Data for det samlede utslippet fra industriparken for hver måned i 2013. Øverst vises konsentrasjon av cyanid i utslippet, og under vises vannføringen i utslippet.

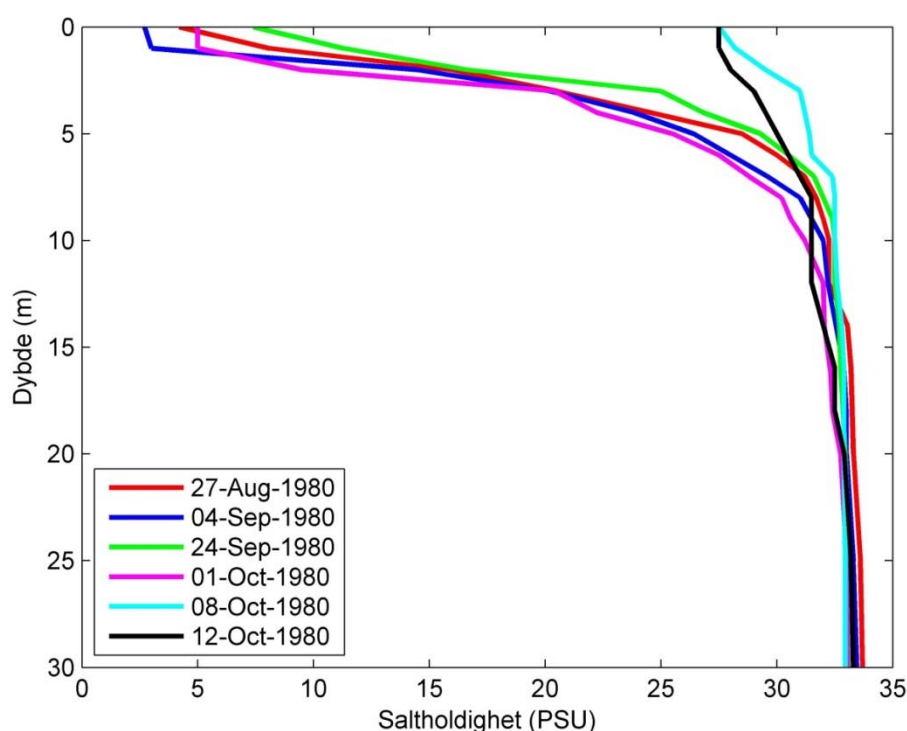
Cyanid-konsentrasjonen i avløpet er høyere enn PNEC verdien gjennom hele året. For å illustrere hvordan utslippet fortynnes og innleires i Ranfjorden har vi foretatt en modellering av utslippet i Ranfjorden. Som utgangspunkt for modelleringen så har vi benyttet gjennomsnittsverdier fra året 2013, slik de er presentert i Tabell 1.

**Tabell 3.** Data om utslippet brukt i beregningene.

Vannføring i utslippet	2.25 m <sup>3</sup> /s
Konsentrasjon av cyanid i utslippet	135 µg/L

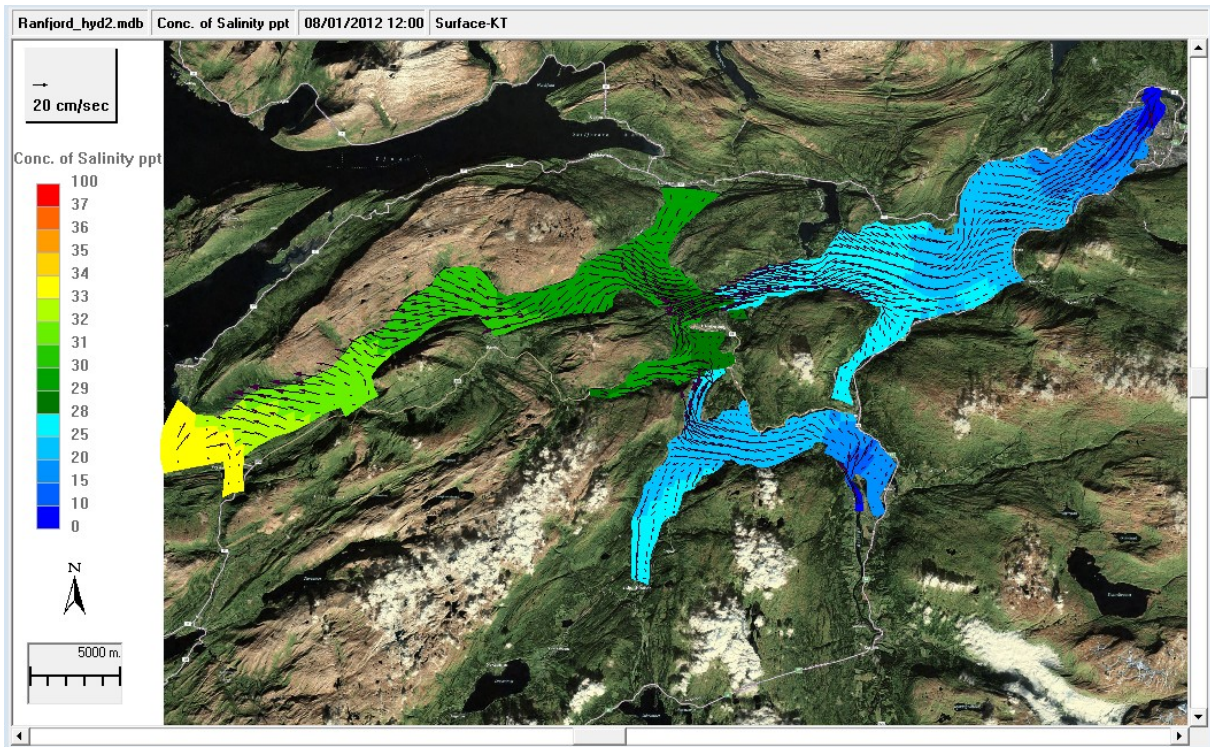
### 3. Hydrografi og strømforhold

Når det er høy vannføring i elva vil dette påvirke saltholdigheten i overflatelaget, som blir betydelig ferskere. Ved lavere vannføring blir endringen av saltholdigheten med dypet mye mindre. Saltholdigheten bestemmer sammen med temperaturen til vannet egenvekten, eller tyngden til vannet. Vanligvis er det saltholdigheten som er styrende for egenvekten til sjøvann, mens temperaturen har mindre betydning. Lettere vann vil alltid legge seg over tyngre vann, hvis det ikke er kraftige strømmer som flytter vannet vertikalt. I **Figur 4** har vi plukket ut seks profiler av saltholdighet målt i fjorden utenfor utslippspunktet. Disse profilene fanger opp det variasjonsmønsteret som kan være i saltholdighetsprofilene. Legg merke til at alle profilene har relativt liten variasjon i saltholdighet fra omtrent 10 m og ned til utslippsdypet på 30 m.

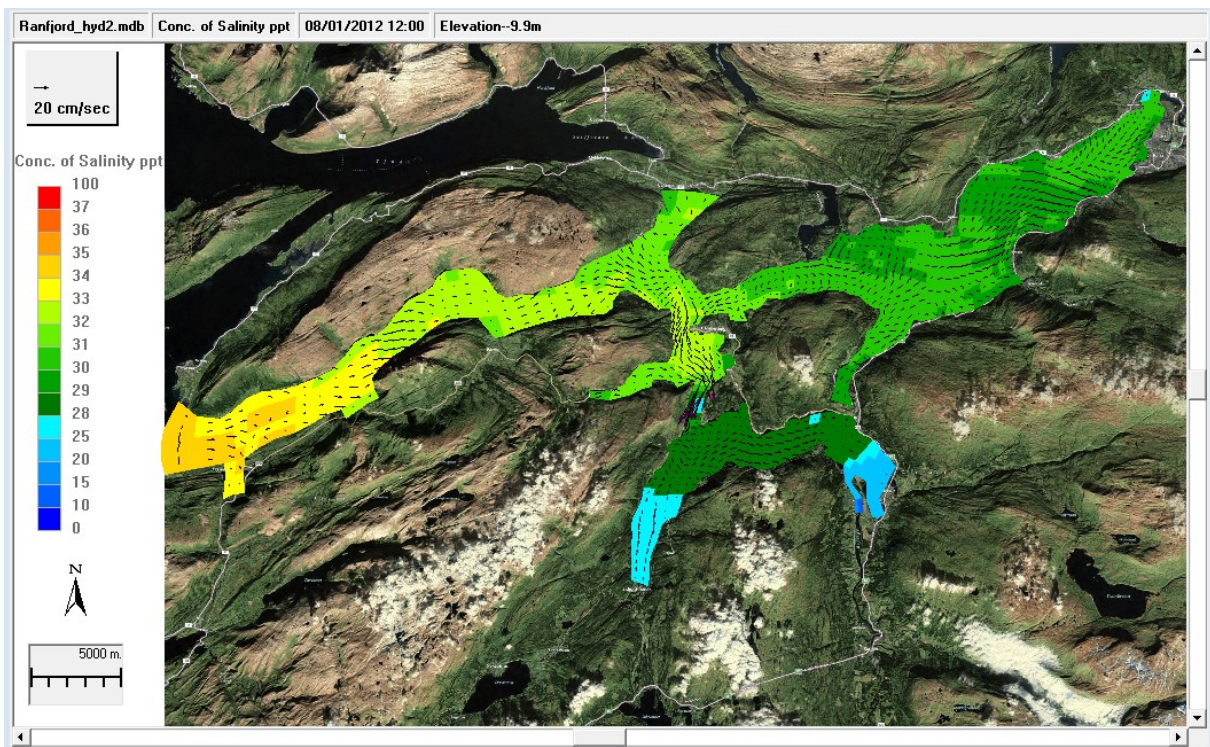


**Figur 4.** Et utvalg av profiler for saltholdighet målt rett ved utslippet. Dette utvalget er tatt ut fordi det representerer hele variasjonsspekteret som vil forekomme i løpet av et år, med sterk sjiktning ved høy vannføring i Ranselva, og mindre sjiktning når vannføringen er mindre.

Strømforholdene i dette området har i et tidligere prosjekt blitt modellert med modellen GEMSS. På grunn av den vannrike Ranselva vil overflatelaget hovedsakelig strømme utover i området. Lenger ned i vannmassene er strømmen betydelig påvirket av tidevannet som får vannet til å gå frem og tilbake, og det kan her opptre strømmer både utover i fjorden og innover. **Figur 5** viser et eksempel på strømforholdene i overflatelaget, mens **Figur 6** viser eksempel på strømforholdene i 10 meters dyp. I beregningene av spredning av avløpsvannet har vi benyttet modellert strøm på en stasjon nær utslippet vist i **Figur 1** for et helt år. Den midlere strømstyrke er 18 cm/s i overflata, men minker raskt til 9 cm/s på 3 m dyp, og 7 cm/s i 9 m dyp. Ved utslippsdypet er strømstyrken 3 cm/s.



**Figur 5.** Det mest vanlige er overflatestrøm utover fjorden. Her er det et eksempel på dette i overflata fra 1. august 2012. Ferskvannstilførselene dominerer i de innerste områdene. Saltgehalten øker utover fjorden.

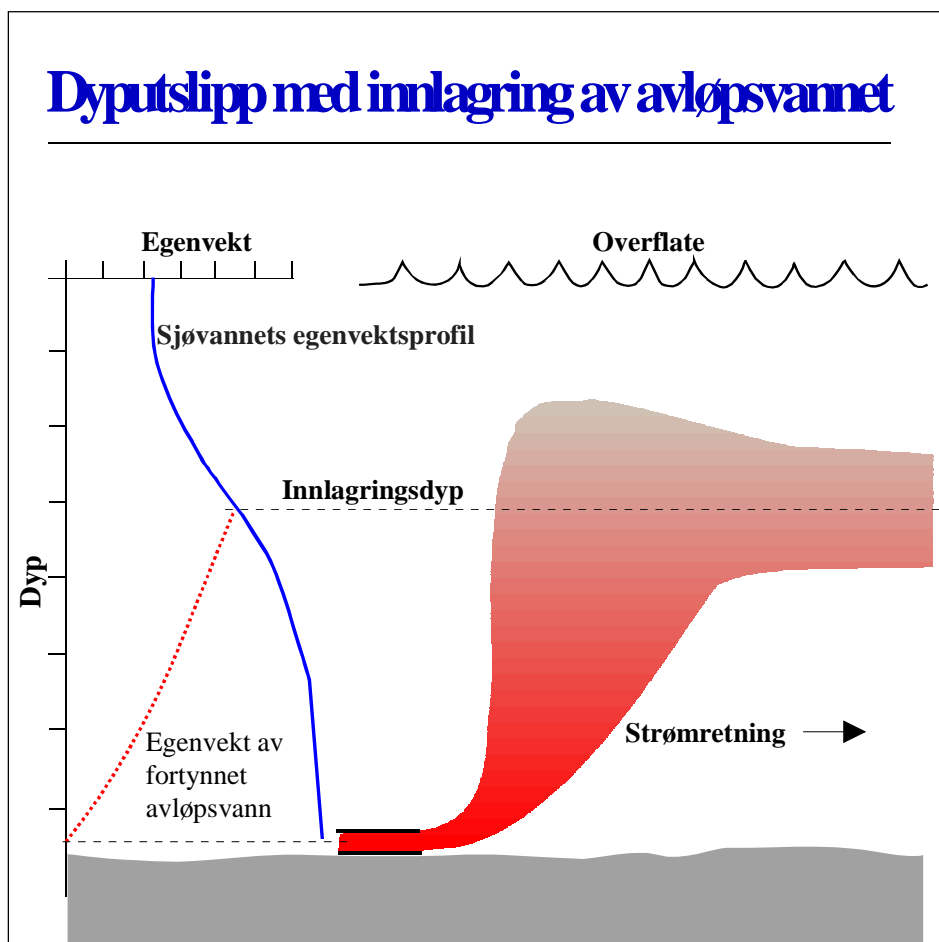


**Figur 6.** Under overflaten er strømmene sterkt påvirket av tidevannet. Her er et eksempel på strøm 1. august 2012 på 10 m dyp. Ferskvannpåvirkningen er betydelig mindre enn i overflaten.

## 4. Beregning av innlagringsdyp og fortynning

Avløpsvannet, som er lettere enn vannet i resipienten, vil stige oppover. I dette tilfellet er resipienten sjøvannet i Ranafjorden, og avløpsvannet er ferskvann. Avløpsstrålen vil ha positiv oppdrift, men samtidig vil sjøvann blandes inn, og avløpsstrålens egenvekt øker. Ofte er resipienten lagdelt. Det betyr at egenvekten minker oppover i vannsøylen, det betyr at egenvekten til sjøvannet rundt avløpsstrålen blir mindre og mindre, mens avløpsstrålen stiger oppover. Når egenvekten til avløpsstrålen er lik tettheten til vannet rundt på grunn av innblanding, har ikke lenger avløpsstrålen positiv oppdrift. Avløpsvannet 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 at avløpsvannet har nådd sitt innlagringsdyp.

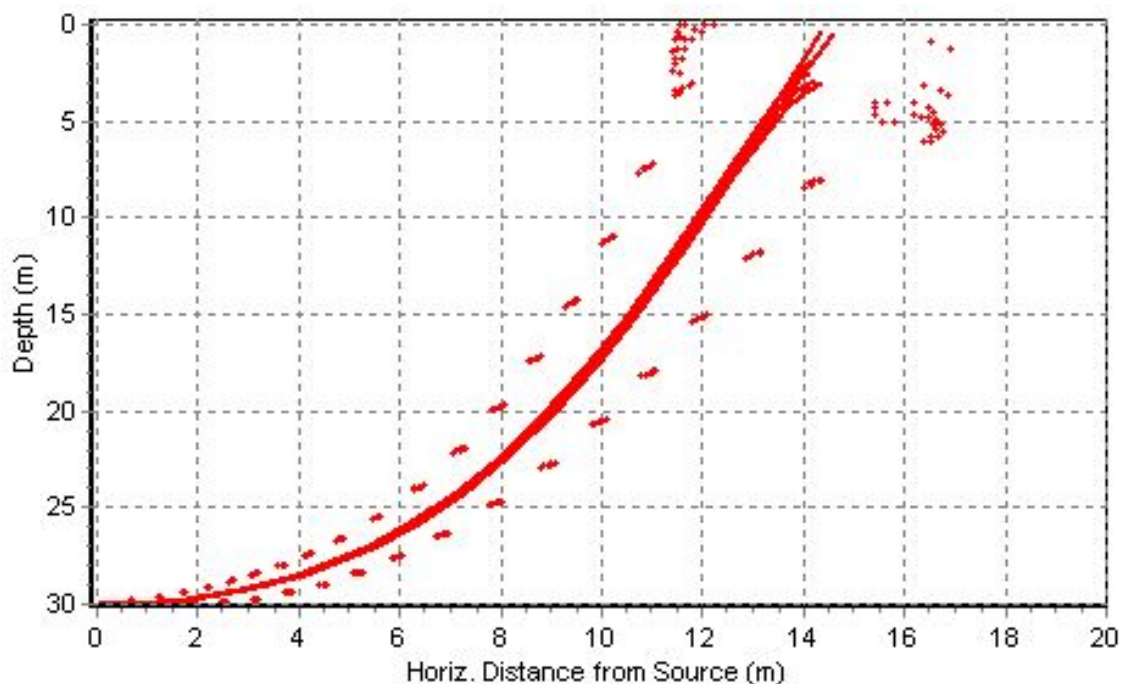
**Figur 7** illustrerer dette, hvor stigende avløpsvann når sitt innlagringsdyp, og siden spres horisontalt. Til venstre for skissen av avløpsskyen, vises to grafer som henholdsvis viser egenvekten til resipienten (blå linje) og avløpsvannet (rød stiplet linje). Innlagringsdypet vil være omtrent hvor 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. Vi kan også merke oss at avløpsskyen kommer et betydelig stykke forbi det punktet hvor de to kurvene krysser hverandre.



**Figur 7.** Prinsippskisse som viser hvordan et dyputslipp av avløpsvann fungerer i forhold til innlagring. En forutsetning for innlagring er at egenvekten for fjordvannet øker med dypet (vertikal sjiktning).

I denne rapporten har vi benyttet programmet Visual Plumes (Frick med fler, 2001) for å beregne innlagringsdyp og fortytning. Et utslipp med vannføring som beskrevet i **Tabell 3** er lagt inn på 30 m. Det er antatt at den midlere strømprofilen beskrevet tidligere fører utslippet vekk fra utslippsrøret. De seks profilene med saltholdighet som er vist i **Figur 4** har blitt benyttet for å beregne resipientens egenvekt.

**Figur 8** viser resultatet av beregning av innlagringsdyp. På grunn av den høye vannmengden i utslippet og den relative svake sjiktningen i utslippsdypet, så vil utslippet trenge gjennom til overflata i en avstand av omtrent 14 m fra utslippspunktet. Fortynningen vil da være 16-18 ganger i følge beregningene. Med en midlere konsentrasjon av cyanid i utslippet på 135 µg/L så vil dette gi en konsentrasjon i overflata på 8-9 µg/L. Dette vannet vil fraktes utover i fjorden med overflatestrømmen.

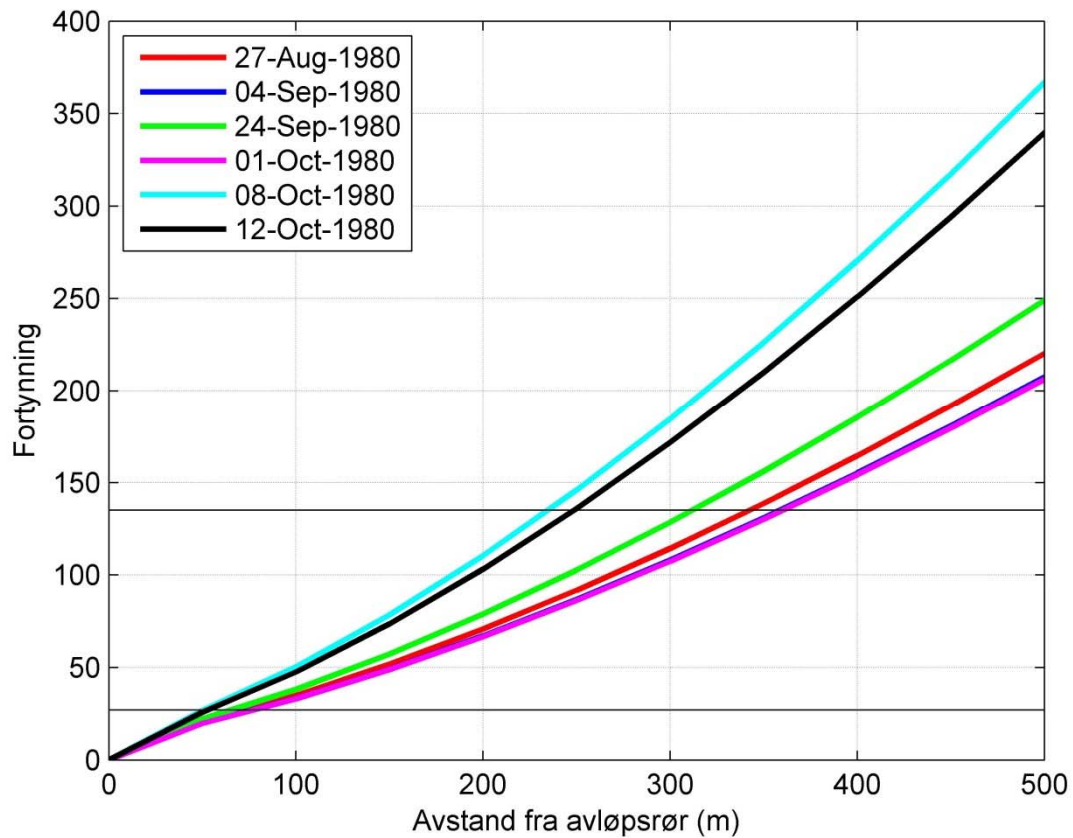


**Figur 8.** Beregning av innlagringsdyp med programmet Visual Plumes basert på profilene som er vist i Figur 3. På grunn av den store vannmengden i utslippet og den lave sjiktningen i utslippsdypet, så vil utslippet trenge gjennom til overflata.

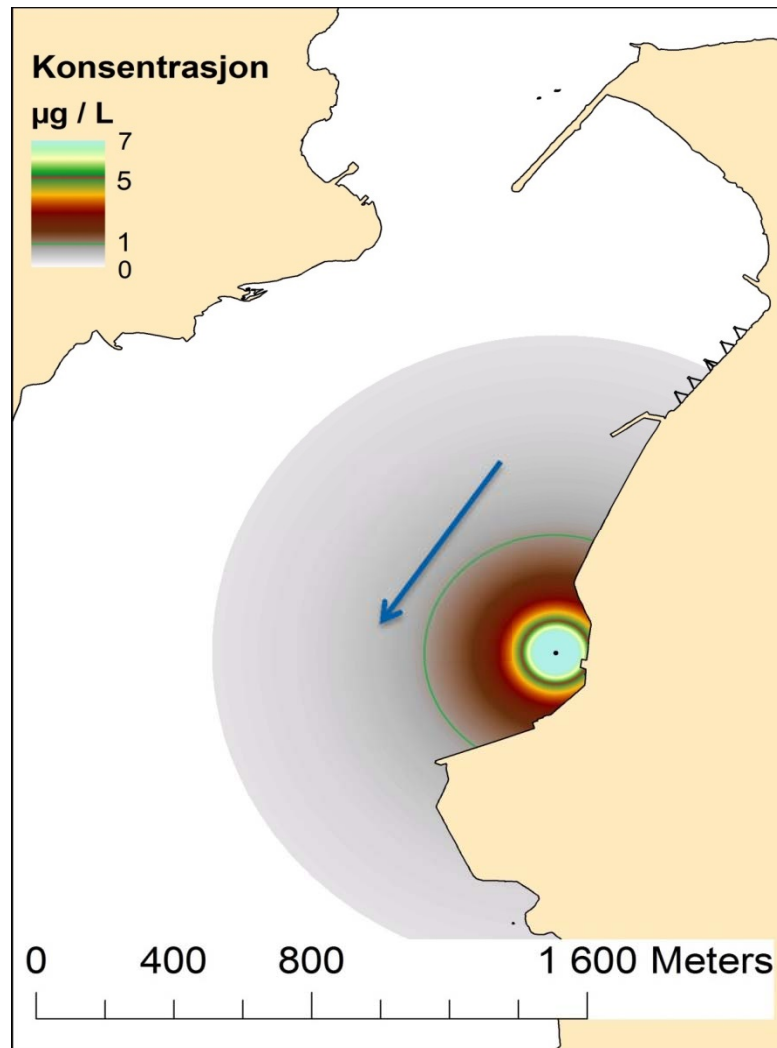
Etter at utslippsskyen når overflata beregner programmet Visual Plumes den videre fortytningen i utslippet. Resultatet av dette er vist i **Figur 9**. Avhengig av om sjiktningen er sterk eller svak, gir dette en fortytning på mellom 200-370 omtrent 500 m fra utslippspunktet.

For å få en konsentrasjon av cyanid i overflatevannet på 5 µg/L så kreves det ved en gjennomsnittlig konsentrasjon i utslippet på 135 µg/L, en fortytning på 27 ganger. For å få en konsentrasjon på 1 µg/L i overflatevannet, så må utslippsvannet fortynnes 135 ganger. I **Figur 9** er det lagt inn to horisontale linjer som angir disse to verdiene av fortytning. Dette oppnås henholdsvis 50-80 m fra og 240-360 m fra utslippspunktet. Hvordan den modellerte fortytningen kan opptre i overflaten i Ranfjorden er illustrert i **Figur 9**. **Figur 9** Gjengir kun fortytning som en funksjon av avstand til utslippet og tar ikke hensyn til at strømretningen er utover slik pilen på figuren angir. Midlere strømhastighet i overflaten er 18 cm/sec. Det betyr at varigheten av vann med en Cyanid konsentrasjon på >5 µg/l er i størrelses orden 5-8 minutter, mens varigheten av vannvolum med > 1 µg/l er på 22-33 minutter. **Figur 10** viser at overflatevann med konsentrasjon >1 µg/l vil berøre land i en strekning på opptil 360 m og dermed eksponere organismer i strandsonen for konsentrasjoner > PNEC i lange perioder.





**Figur 9.** Beregning av fortynning som funksjon av avstanden fra utslippspunktet. Beregningene er basert på midlere strømstyrke i resipienten. Den to svarte horisontale linjene indikerer en fortynning på 27 og 135 ganger, som i middel vil gi en konsentrasjon av cyanid på henholdsvis 5 og 1  $\mu\text{g/L}$ .



**Figur 10.** Konsentrasjon av Cyanid i overflatelaget basert på den laveste fortynningen i Figur 5. Det er tatt utgangspunkt i at konsentrasjonen i utslippet er 167 µg/L.

## 5. Miljørisikovurdering av cyanid i Ranfjorden

Cyanid er et biologisk aktivt kjemikalie med generell effekt på organismer ved at det hemmer produksjon av energi i mitokondrier ved å hemme enzymet cytochrome C oxidase.

Cyanid konsentrasjonen i avløpsvannet varierer mellom 30 og 400 µg/l i 2013. PNEC (Predicted No Effect Concentration) er av EU (<http://echa.europa.eu>) vurdert til 1 µg/l. Det er derfor behov for at avløpet fortynnes 30-400 ganger for å oppnå nivåer mindre enn PNEC.

Modellering av innlagringsdyp, viser at utslippet hovedsakelig trenger gjennom til overflata. Dette skyldes den store vannmengden, den svake sjiktningen i utslippsdypet og det at utslippet går ut i et endehull uten diffusor. Det hadde vært mer heldig om utslippet ble innlagret dypere ned i vannsøylen, siden biologisk liv i strandsonen ansees som mer verdifull. Dette utslippet vil hovedsakelig spres horisontalt i overflatelaget.

Modellering av hvordan utslippet fortynnes i resipienten viser at tilstrekkelig fortykning oppnås innen maksimalt 360 m fra utslippspunktet. Beregningene viser også at utslippsvannet i hovedsak vil trenge gjennom til overflaten. Vannvolumer med konsentrasjoner >PNEC verdien vil ha en oppholdstid på maksimalt 33 minutter. Varigheten av eksponeringen er så vidt kort at man ikke forventer noen akutte effekter på plankton organismer som eksponeres. I strandsonen nær utslippet (maksimalt 360 m fra utslippspunktet) vil fastsittende organismer kunne være permanent utsatt for konsentrasjoner >PNEC verdien.

Fri cyanid vil i sjøvann hovedsakelig opptre som HCN som har et høyt fordampnings trykk. Avdampning til luft (halveringstid 55 timer) vil derfor være viktigste tapsvei for cyanid i Ranfjorden.

## 6. Referanser

- Dash, Rajesh Roshan, Gaur, Abhinav, Balomajumder, Chandrajit (2009) Cyanide in industrial wastewaters and its removal: A review on biotreatment. *Journal of Hazardous Materials* 163:1-11
- Deepak Bhakta, Shyam S. Shukla, M. S. Chandrasekharaiah, and John L. Margrave (1992) A novel photocatalytic method for detoxification of cyanide wastes. *Environmental Science & Technology* 1992 26 (3), 625-626
- EPA, 2008. Syracuse Research Corporation and US EPA (<http://www.epa.gov/oppt/exposure/pubs/episutedl.htm>)
- Gensemer Robert W., David K. DeForest, Rick D. Cardwell, David Dzombak, Robert Santore (2007) Scientific Review of Cyanide Ecotoxicology and Evaluation of Ambient Water Quality Criteria. Water Intelligence Online / UNIQUE ID: wio200712WF01ECO1
- Frick, W. E., Roberts, P. J., Davis, L. R., Keyes, J., Baumgartner, D. J., & George, K. P. (2001). *Dilution Models for Effluent Discharges*, 4. edition (Visual Plumes). Athens Georgia, USA.: Environmental Research Division, U. S. Environmental Protection Agency.

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](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)