

Utslipp til sjø fra gjenvinningsanlegg for PEG og SiC¹



¹ Polyetylenglykol og silisiumkarbid

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Postboks 2026
5817 Bergen
Telefon (47) 2218 51 00
Telefax (47) 55 23 24 95

NIVA Midt-Norge

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

Tittel Utslipp til sjø fra gjenvinningsanlegg for polyetylenglykol (PEG) og silisiumkarbid (SiC)	Løpenr. (for bestilling) 5520-2007	Dato 2008.01.04
	Prosjektnr. Undernr. O-27362	Sider Pris 45
Forfatter(e) Bakke, Torgeir Jarle Molvær Hans C. Nilsson André Staalstrøm	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Aust-Agder	Trykket CopyCat, CIENS

Oppdragsgiver(e) Saint-Gobain Ceramic Materials AS, Arendal	Oppdragsreferanse 50004611
--	-------------------------------

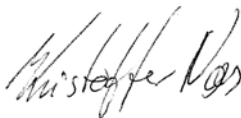
Sammendrag

NIVA har gjennomført en resipientundersøkelse og miljørisikovurdering knyttet til Saint-Gobains prosessavløp til Frisøysundet. Modellering viser at avløpsvannet lagres inn i 7-13 m dyp etter 200-300x fortykning. Strømhastighet ved utslippet var i snitt 3-3,5 cm/s. En betydelig del av utslippet vil bli transportert til Tromøysund ved sørgående strøm. Det synes å være liten risiko for at utslippet forbruk av oksygen vil medføre negative effekter på økosystemet. Metallinnhold i selve avløpsvannet tilsvarte stort sett SFT klasse V, og målinger av sjøvannet viste Cu i klasse V, Zn i klasse III og Hg i klasse I. I avstand ca 100 m nord og sør for utslippet var forholdene for bløtbunnsfauna klart bedre enn ved selve utslippet. Det var ingen tegn til avsetning av avgangsmateriale innenfor terskelen til Neskilen, men sedimentene her var anoksiske og uten tegn til liv. Sedimentene nær utslippet hadde høyt organisk innhold sannsynligvis fra utslippspartiklene. Det var ikke lukt eller andre tegn til oksygensvikt i disse sedimentene. Metallnivåene i de øvre 40 cm av sedimentene lå stort sett i SFT Klasse I-II.

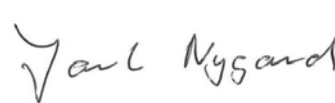
Fire norske emneord 1. Polyetylenglykol 2. Tungmetaller 3. Oksygensvikt 4. Konsekvensvurdering	Fire engelske emneord 1. Polyethylene glycol 2. Trace metals 3. Oxygen deficiency 4. Environmental impact assessment
--	--



Torgeir Bakke
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Utslipp til sjø fra gjenvinningsanlegg for
polyetylenglykol (PEG) og silisiumkarbid (SiC)**

Forord

Denne vurderingen er gjennomført av NIVA for Saint-Gobain Ceramic Materials AS, Eydehavn, Arendal kommune etter bestilling datert 06.09.2007. Forsker André Staalstrøm har vært ansvarlig for fysisk-oseanografiske feltmålinger, forsker Hans C Nilsson for undersøkelser ved bruk av sedimentprofilkamera, seniorforsker Jarle Molvær for vurdering av sprednings- og fortynningsforhold i sjø og for konsekvensvurderinger mht risiko for oksygenvikt. Instrumentingeniør Arne Veidel og instrumentingeniør Theodor Norendal har hatt ansvar for etablering av rigg for stømmålinger og tilrettelegging av loggedata for rapportering. Seniorforsker Torgeir Bakke har vært prosjektleder og har hatt ansvar for sedimentkjemiske undersøkelser og for endelig utforming av rapporten. Analyser av vann og sedimenter er utført av NIVAs laboratorier. Vi takker besetningen på MS "Tor III" ved kaptein Oddvar M. Karlsen for god hjelp underfeltarbeidet 12.11.2007. Kontaktperson hos Saint-Gobain har vært HMS-sjef Åge Hellehaven.

Oslo, 4. januar 2008

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	5
Summary	7
1. Bakgrunn	9
2. Målsetning	11
3. Teknisk gjennomføring	13
3.1 Måling av hydrografi, oksygenkonsentrasjoner, turbiditet og strøm	13
3.1.1 Vertikalprofiler av turbiditet, temperatur, saltholdighet og oksygen	13
3.1.2 Kontinuerlig måling av strømforhold og av turbiditet	13
3.2 Målinger knyttet til utslipp av tungmetaller til sjø	15
3.3 Resipientundersøkelser for kartlegging av effekter av utslippet	15
3.3.1 Analyser av metaller i sjøvannsprøver	15
3.3.2 Kartlegging av bunnforhold med sedimentprofilkamera (SPI-kamera) og kjerneprøver	15
3.4 Vurdering av risiko for oksygenmangel i resipienten	17
4. Resultater	19
4.1 Utslippsbeskrivelse	19
4.1.1 Utslippskonfigurasjon	19
4.1.2 Generelt spredningsmønster for avløpsvannet	19
4.1.3 Fortynning og innlagring	20
4.2 Strøm, hydrografi og oksygenforhold	22
4.2.1 Hydrografi	22
4.2.2 Strømforhold	23
4.3 Risiko for oksygenmangel i bunnvann og sedimenter	29
4.4 Metallinnhold i avløpsvannet	29
4.5 Tungmetaller i sjøvannet	30
4.6 Utbredelse og omfang av nedslamming, bunnfaunatilstand	31
4.7 Forurensning i sedimentene	33
4.7.1 Generelle sedimentforhold	33
4.7.2 Forurensning av tungmetaller	34
5. Konklusjoner	39
6. Referanser	41
Vedlegg A. Rådata-tabeller	43
Vedlegg B. SPI felldata	45

Sammendrag

Saint-Gobain Ceramic Materials AS, Arendal har et prosessavløp som fører silisiumkarbid (SiC) og polyetylenglykol (PEG) til et sidesund av Tromøysundet. I tilknytning til permanent tillatelse til utslipp av PEG har SFT satt krav til målinger og beregninger angående utslipp til vann. Målsetning for undersøkelsen er å oppfylle SFTs undersøkelseskrav.

Undersøkelsen omfatter målinger av hydrografi, oksygenforhold, tungmetaller, turbiditet og strøm i vannmassene i resipienten, visuell kartlegging av fysiske og biologiske forhold i bunnsedimentene, analyse av tungmetaller i bunnsedimentene, og vurdering av risiko for oksygensvikt i vannmassene som følge av utslippet av PEG.

Man kan forvente at avløpsvannet lagres inn i ca. 7-13 m dyp og etter en fortykning på 200-300x.

De hydrografiske forholdene er i stor grad bestemt av tilstanden i Tromøysundet. Strømretning er i stor grad styrt av den lokale topografien. Vannmassene beveger seg i retning nordvest og sørøst styrt av tidevann og variasjoner i Tromøysund og kystvannet. Strømhastigheten var i gjennomsnitt 3-3,5 cm/s. Vannmassene strømmer sørover til Tromøysundet omtrent halvparten av tiden og slik sørgående strøm var ledsaget av forhøyet turbiditet.

En betydelig del av utslippet vil bli transportert til Tromøysund ved sørgående strøm og vil ikke medføre oksygenproblemer ved Eydehamn. Oksygenmengden som tilføres resipienten gjennom den generelle vannutskiftingen er langt høyere enn det oksygenforbruket som er beregnet å skje på grunn av utslippet. Samlet sett synes det å være liten risiko for at utslippets forbruk av oksygen i resipienten vil medføre negative effekter på økosystemet. Et lite forbehold bør gjøres mht. virkninger i bukta nordvest for selve Eydehamn der vannutskiftingen kan være mindre, men sedimentforholdene tyder på at transporten av avløpsvann denne vegen er liten.

Metallinnhold i avløpsvannet tilsvarte med unntak av As og Hg, SFTs miljøkvalitetsklasse V for metaller i sjøvann. Analyser av utvalgte sjøvannsprøver i avstand inntil 400 m fra utslippet viste Cu-nivåer i SFT klasse V, Zn-nivåer i SFT klasse III og Hg nivåer i SFT klasse I. Øvrige metaller lot seg ikke kvantifisere (under deteksjonsgrensen).

Bunnforholdene i sundet varierte mellom svært bløte sedimenter innenfor terskelen til Neskilen, fjellbunn og skjellsand på selve terskelen og nærmest rent utslippsmateriale med kornstørrelse som silt og leire rundt utslippspunktet. I avstand ca 100 m nord og sør for utslippet var forholdene for bløtbunnsfauna klart bedre enn ved selve utslippet. Innenfor terskelen til Neskilen var det ikke visuelle tegn til avsetning av avgangsmateriale, men sedimentene var anoksiske og uten tegn til liv.

Sedimentene nær utslippet hadde klart høyere organisk innhold enn sedimentene lenger unna spesielt i de dypere lagene. Mønsteret tyder på at organisk materiale sedimenterer sammen med avgangspartiklene, men at denne avsetningen har vært høyest før utslippet av PEG tok til. Mangel på H₂S-lukt og andre tegn til oksygensvikt i disse sedimentene tyder på at materialet brytes ned langsomt.

Metallkonsentrasjonene i øvre 0-40 cm av sedimentene lå stort sett i SFT Klasse I-II (lite til moderat forurenset). Høyeste nivå var for Ni (Klasse IV) i en prøve fra 35-40 cm sedimentdyp ca 150 m sørvest for utslippet. Dette er etter all sannsynlighet en eldre avsetning.

Summary

Title: Environmental Survey. Discharge from a recovery plant for polyethylene glycol (PEG) and silicon carbide (SiC) to the sea.

Year: 2007

Author: Torgeir Bakke, Jarle Molvær, Hans C. Nilsson, André Staalstrøm

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5255-2

Saint-Gobain Ceramic Materials AS, Arendal, runs a process water outlet that discharges silicon carbide (SiC) and polyethylene glycol (PEG) to a side branch of Tromøysundet. The Norwegian Pollution Control Authorities (SFT) has, in connection to their discharge approval, requested certain measurements and analyses to be made for this discharge. The purpose of this survey is to fulfil SFT's requirements.

The survey comprises measurements of temperature, salinity, oxygen conditions, turbidity, current patterns, and heavy metal content in the receiving seawater, visual mapping of physical and biological conditions in the bottom sediments, analysis of heavy metal content of the sediments, as well as theoretical evaluation of the risk for oxygen deficiency due to the discharge of PEG.

Numerical modelling indicates that the discharge water plume reaches neutral buoyancy at about 7-13 m water depth and after an initial dilution of 200-300x.

The hydrographical conditions are to a large degree regulated by the conditions in Tromøysundet. Current direction is strongly influenced by local topography. The water movement is predominantly towards NNW and SSE driven by tidal fluctuation as well as variations in Tromøysundet and the coastal water outside. Current velocity was on average 3- 3,5 cm/s. Water flows southwards to Tromøysundet about half of the time, and this southbound current is accompanied by high water turbidity.

A major fraction of the discharge will be transported to Tromøysundet with the SSE-bound current and will not cause oxygen deficiency at Eydehavn. The supply of dissolved oxygen to the recipient due to the general water exchange pattern is much larger than the estimated oxygen consumption caused by the discharge. As a whole there is little risk that the oxygen consumption from the effluent will cause any negative effects on the receiving ecosystem. Some reservation should be made for the enclosed bay NW of Eydehavn where the water exchange may be low, but the sediment conditions suggest that any transport of discharge water to this site is low.

The content of heavy metals in the discharge water corresponded mostly to SFT Environmental Quality Class V (extremely polluted) for seawater conditions. Analysis of selected seawater samples at distance up to 400 m from the process water outlet gave Cu levels in SFT Class V, Zn levels in Class III (markedly polluted), and Hg levels in Class I (insignificantly polluted). Other heavy metals analysed could not be quantified (below analytical detection limit)

The bottom conditions varied between very soft sediments inside the sill to Neskilen, hard bottom and shell gravel at the sill, and apparently pure discharge material in the silt-clay grain size interval around the outlet. Beyond 100 m N and S of the outlet the benthic fauna conditions were far better than around the outlet itself. Inside the sill to Neskilen there were no visible signs of discharge deposits, but the sediments were black, strongly anoxic, and devoid of any fauna.

The sediments close to the outlet had higher content of organic carbon than the sediments further away. The pattern indicates that organic material is settling with the discharge particles, but also that the organic sedimentation was highest before the onset of the PEG discharge. Lack of H₂S smell or other signs of oxygen deficiency suggested that this organic material degrades slowly.

The metal levels in the upper 40 cm of the sediments corresponded in general to SFT Class I-II. Highest classification (Class IV) was found for Ni in one single sample from 35-40 cm sediment depth about 150 m SE of the outlet. This is most likely due to an earlier deposition.

1. Bakgrunn

Saint-Gobain har en utslippsledning for prosessavløp i et sidesund av Tromøysundet, Arendal kommune. Sundet (heretter kalt Frisøysundet) skiller Frisøya fra Eydehavn. Utslippsledningen ender ca 150 m fra land på 15 m dyp NØ for Frisøya (Figur 1). Ledningen ble anlagt før 1987 og fører silisiumkarbid (SiC) og polyetylenglykol (PEG) sammen med annet prosessavløpsvann. PEG benyttes som skjæreveske for saging av silisiumskiver til solceller.

Bedriften har en midlertidig utslippstillatelse for utprøving av gjenvinningsprosessen av disse stoffene. I 2004 søkte bedriften SFT om permanent utslippstillatelse for inntil 200 tonn PEG /år. Statens forurensningstilsyn (SFT) ga i skriv av 14. august 2006² bedriften tillatelse til utslippet av PEG og satte samtidig krav til målinger og beregninger angående støy og utslipp til luft og vann. Rapporten beskriver gjennomføring av de undersøkelser og utredninger som SFT kreves for utslippet til sjø. Undersøkelsen er gjennomført i henhold til tilbud fra NIVA av 17.04.2007, med senere oppdateringer.

² anleggsnummer A33071 knyttet til anlegg for raffinering av silisiumkarbid (SiC) og anlegg for gjenvinning av polyetylenglycol (PEG) og SiC fra slurry

2. Målsetning

Målsetning for undersøkelser er å oppfulle de undersøkelseskrav som er satt i SFTs utslippstillatelse:

- Måling av oksygenkonsentrasjon i Tromøysund (underforstått Frisøysundet) over en periode under full drift i den tiden av året da sannsynligheten for oksygenmangel i farvannet er størst.
- Gjennomføre representative målinger som kartlegger utslippets omfang, herunder analyse av tungmetaller til vann som følge av raffinering av silisiumkarbid.
- Gjennomføre resipientundersøkelse i Tromøysundet (underforstått Frisøysundet) for å kartlegge utslippets effekt på resipienten.

Undersøkelsen omfatter også en vurdering av sannsynlighet og omfang av en eventuell oksygensvikt som følge av nedbrytning av PEG i resipienten.

3. Teknisk gjennomføring

3.1 Måling av hydrografi, oksygenkonsentrasjoner, turbiditet og strøm

3.1.1 Vertikalprofiler av turbiditet, temperatur, saltholdighet og oksygen

Det ble foretatt hydrografiske målinger ved tre anledninger. Målingene ble gjort ved bruk av sonde om ble senket manuelt til bunns og halt opp igjen.

Den 20. september 2007 ble det utplassert en strømmåler som er beskrevet i neste delkapittel. I den forbindelse ble det målt vertikale profiler av turbiditet, temperatur og saltholdighet med et instrument av typen YSI 6136. Det ble da gjort målinger i seks posisjoner som er markert i Figur 1. Det ble tatt vannprøver ved fire av disse posisjonene.

Den 15. oktober ble strømmåleren kontrollert og det ble byttet batteri. Det ble da fortatt målinger i seks posisjoner med samme type instrument. Det ble tatt vannprøver ved fire av disse posisjonene.

Ved opptak av strømmåleren ble det tatt en vertikal profil ved posisjonen til strømmåleren. Det ble da brukt et instrument av typen SD 204 som måler temperatur og saltholdighet. Tabell 1 og Tabell 2 viser instrumentenes målenøyaktighet.

Tabell 1. YSI 6136-sonden. Parametre og presisjon.

Parameter	Usikkerhet
Temperatur	$\pm 0,15$ °C
Saltholdighet	$\pm 0,1$ ppt
Turbiditet	± 5 % av målt verdi

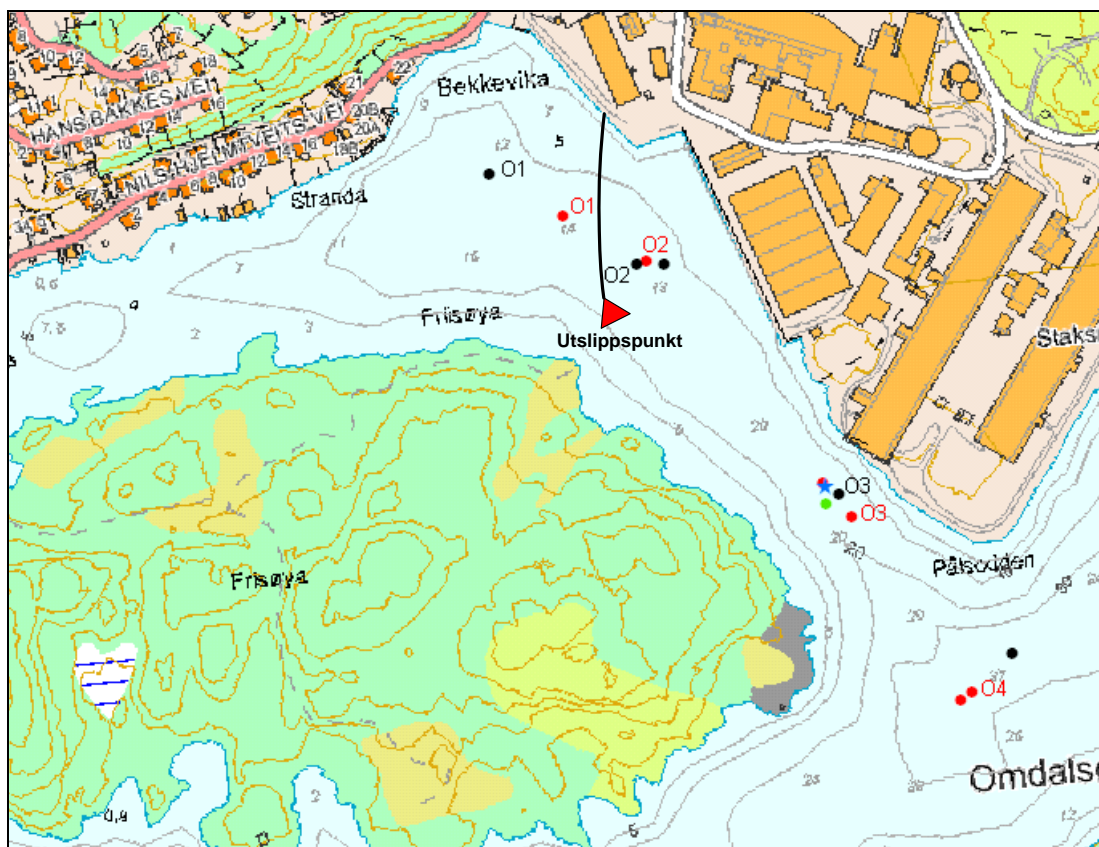
Tabell 2. SD 204-sonden. Parametre og presisjon.

Parameter	Usikkerhet
Temperatur	$\pm 0,1$ °C
Saltholdighet	$\pm 0,1$ ppt

3.1.2 Kontinuerlig måling av strømforhold og av turbiditet

Det ble benyttet en automatisk registrerende strømmåler av type Aanderaa RMC9. Denne registrerer strømrøtning, strømhastighet og turbiditet, samt temperatur og saltholdighet. Måleren har intern klokke. Tekniske data for RCM9-måleren er gitt i Tabell 3.

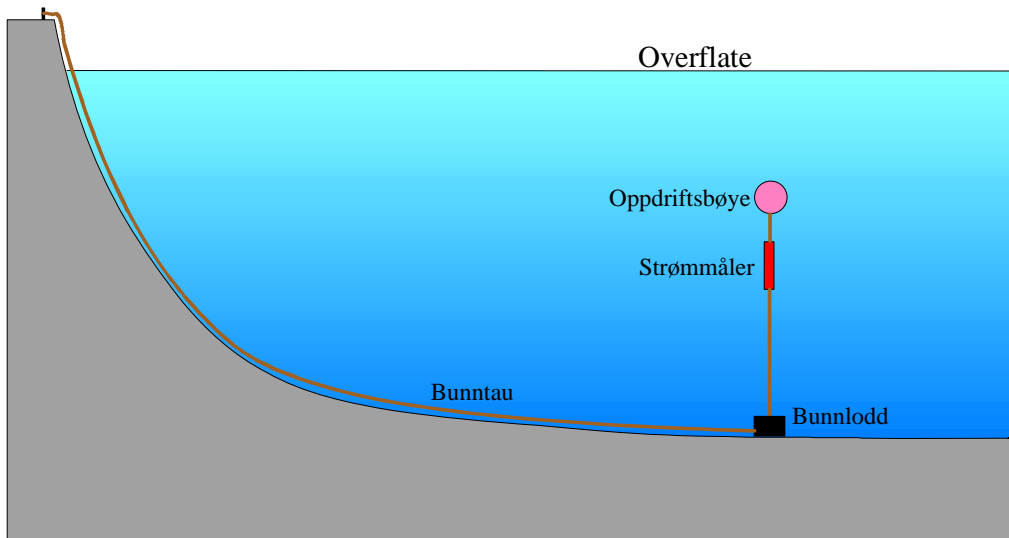
Strømmåleren ble senket ned hengende i en oppdriftsbøye og med et bunnlodd hengende under der igjen. Til bunnloddet var det festet et tau som ble trukket inn til land. Figur 2 viser en skisse av forankringssystemet. Oppdriftsbøyen hang i 8 meters dyp og måleren i 10 meters dyp. Måleperioden gikk fra instrumentet ble utplassert 20. september 2007 til den ble tatt opp 12. november. Måleren ble tatt opp for bytte av batteri og tømning av data den 15. oktober.



Figur 1. Posisjoner for hydrografiprofiler. Profilene fra 20. september 2007 er markert med røde punkter. Profilene fra 15. oktober 2007 er markert med svarte punkter. Den fjerde posisjonen for vannprøver 15. oktober ble foretatt lenger inn i sundet og er ikke vist her. Profilen fra 12. november er markert med et grønt punkt. Strømmåleren er markert med en blå stjerne. Utslippspunktet er angitt med rød trekant.

Tabell 3. Spesifikasjoner for Aanderaa RCM9 Mk II.

Parameter	Nøyaktighet
Temperatur	0,05 °C
Konduktivitet	0,05mS/cm
Retning	$\pm 5^{\circ}$
Hastighet	$\pm 1\%$ av avlest verdi
Turbiditet	2% av full skala



Figur 2. Skisse av forankringssystem for strømmåler.

3.2 Målinger knyttet til utslipp av tungmetaller til sjø

Bedriften gjennomfører årlige analyser av tungmetaller i avløpsvannet. Analysene de senere årene er gjennomført av firma AnalyCen. Resultater fra analyser utført i 2000 (2 prøver fra 31.10.2000), 2002 (1 prøve fra 05.03.2002), 2005 (1 prøve), 2006 (1 prøve fra 04.09.2006) og 2007 (1 prøve fra uke 21) er mottatt fra bedriften.

3.3 Resipientundersøkelser for kartlegging av effekter av utslippet

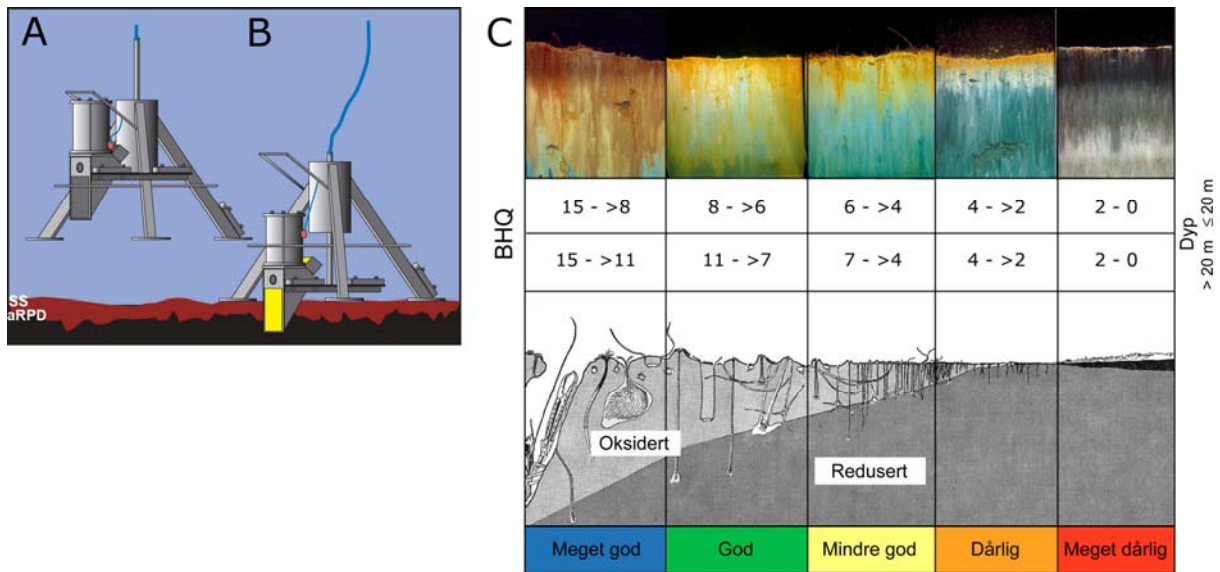
3.3.1 Analyser av metaller i sjøvannsprøver

Prøver for analyse av tungmetallene Hg, Mn, Pb, Cd, Zn, Cu, Ni, As og Cr ble samlet inn under hydrografitoktet 15.10.2007 fra 4 posisjoner der det ble påvist forhøyet turbiditet (Figur 1). Prøvene ble tatt i 5-10 m dyp (Tabell 5). Prøvene ble overført direkte til spesialvaskede flasker av glass for Hg-analyse og av polyetylen for de øvrige elementene. Flaskene ble oppbevart kjølig til før analyse.

3.3.2 Kartlegging av bunnforhold med sedimentprofilkamera (SPI-kamera) og kjerneprøver

Sedimentprofilfotografering (SPI)

NIVA har tatt i bruk en ny metode for kartlegging og klassifisering av marin bløtbunn ved hjelp av sedimentprofilkamera (Sediment Profile Imaging; SPI). Teknikken kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de øverste dm av sedimentet. Bildet, som blir 17,3 cm bredt og 26 cm høyt, tas nede i sedimentet uten å forstyrre strukturer i sedimentet. Et digitalt kamera med blits er montert i et vannrett hus på en rigg med tre ben (Figur 3). Denne senkes ned til sedimentoverflaten slik at en vertikal glassplate presses ca. 20 cm ned i sedimentet. Bildet tas gjennom glassplaten via et skråstilt speil hvilket til sammen utgjør prismet. Resultatet er digitale fotografier med detaljer både av strukturer og farger av overflatesedimentet.



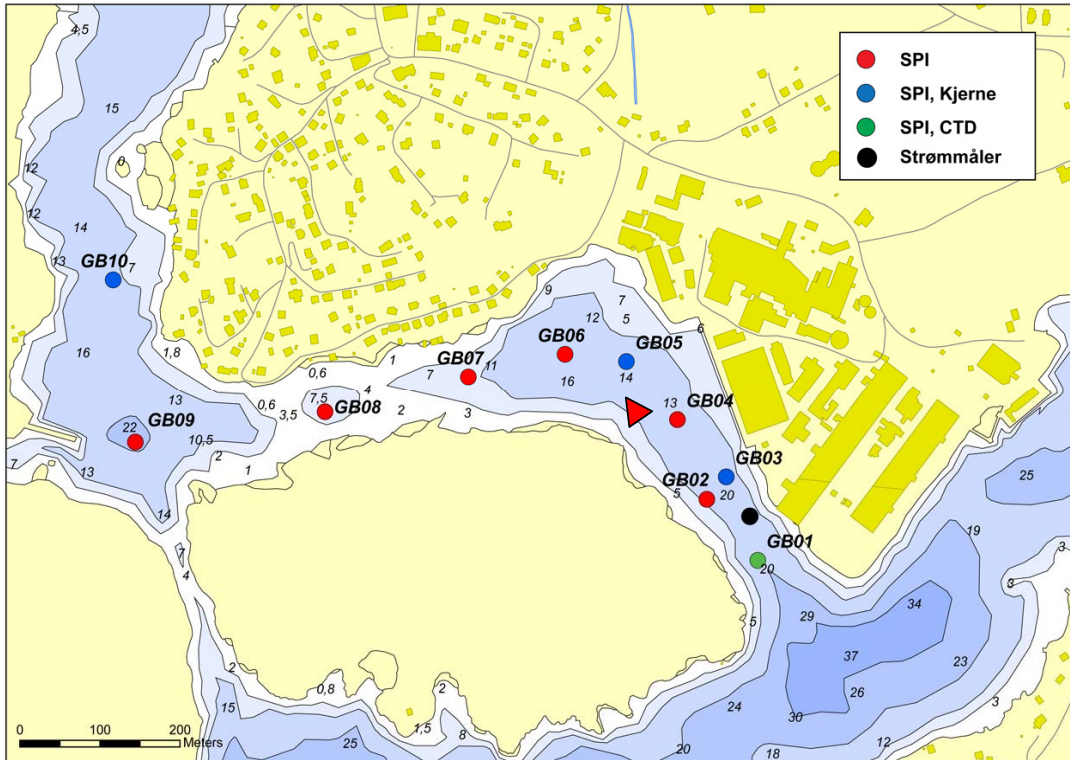
Figur 3. Prinsippskisse for SPI-kamera og bilde analyse. (A) Kamera og rigg over bunnen (SS = sediment overflate og aRPD = grense mellom det bioturberte oksiderte sediment lagret og redusert sediment [apparent redox potential discontinuity]). (B) Kamera med prismet som har trengt ned i sedimentet og bildet eksponeres. (C) Figuren over viser en modell av endringer i faunatype fra upåvirkede bunnsedimenter med en rik, dypt gravende fauna (Meget god) til en grunt levende, fattig fauna i påvirkede områder (Meget dårlig). Sedimentprofilbilde er vist i toppen av figuren, der brunt farget sediment indikerer oksidert bioturberte sediment og sorte reduserte forhold. BHQ-miljøkvalitet indeks for vanddyb ≤ 20 meter og > 20 m er i henhold til EUs vanndirektiv for marine sedimenter (Pearson og Rosenberg 1978, Nilsson og Rosenberg 1997, Rosenberg m. fl. 2004, Nilsson og Rosenberg 2006).

Fra bildene kan en beregne en miljøindeks (Benthic Habitat Quality index; BHQ-indeks) ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegrop og ekskrementhaug) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnsfauna, faunagang og oksiderte tomrom i sedimentet) samt redox-forhold i sedimentet. Indeksen, varierer på en skala mellom 0 og 15. Denne indeksen kan siden sammenlignes med Pearson og Rosenbergs klassiske modell for faunaens suksessjon. Fra denne modellen klassifiseres bunnmiljøet i henhold til retningslinjer i EUs vannrammedirektiv (Rosenberg m. fl. 2004).

Feltarbeidet for SPI-undersøkelser og innsamling av kjerneprøver av sedimentet for kjemiske analyser ble gjennomført 12. november 2007 fra MF 'Tor 3'. Stasjonsplasseringen er vist i Figur 4. Posisjoner, vanddyb, beskrivelse av sedimentene fra SPI-bilder for alle stasjoner er gitt i Vedlegg B. Valg av stasjoner for kjerneprøvetaking ble gjort etter inspeksjon av SPI-bildene.

Sedimentkjerner med diameter 6 cm ble tatt med en Niemistö kjerneprøvetaker. Fra de øverst 10 cm av kjerneprøvene ble det tatt ut delprøver fra 0-2 cm, 2-4 cm, 4-6 cm og 6-10 cm. Resten av kjernen ble snittet i 5 cm tykke skiver. Delprøvene ble frosset på rene polyetylenbokser før analyse.

Et utvalg av kjerneprøvene ble analysert for metaller (Mn, Pb, Cd, Hg, Zn, Cu, Ni, As og Cr), vanninnhold, TOC og % $< 63\mu\text{m}$.



Figur 4. Stasjonsplassering, type av prøvetak (SPI bilde, prøvetak av sediment [Kjerne], CTD profil, strømmåler). Analyse av de øvre 0-2 cm av sedimentet fra GB01 er også gjort. Rød trekant angir utslippspunkt.

3.4 Vurdering av risiko for oksygenmangel i resipienten

"Technical Guidance Document" (TGD) for risikovurdering av kjemikalier i henhold til EU direktiv 1488/94 gir veiledning i beregning av nedbrytning av kjemikalier i miljøet. Kjemikalienes nedbrytbarhet karakteriseres ved laborietester i henhold til OECD Guidelines og på grunnlag av resultatene klassifiseres de som lett nedbrytbare "ready biodegradable", "inherent biodegradable" eller "persistente". Polyetylenglykol (CAS nr. 25322-68-3) er nedbrytbart, men nedbrytningen er ikke rask nok til å oppfylle kriteriet for lett nedbrytbarhet. Den kommer derfor i kategorien "inherent biodegradable". For stoffer i denne kategorien er det anbefalt å anta en halveringstid på 150 døgn ved utslipp til overflatevann. For stoffer som er nær å oppfylle kriteriene for lett nedbrytbarhet anbefales halveringstiden 50 døgn. Det kan derfor antas at halveringstiden for PEG er i området 50-150 døgn (hastighetskonstanter $-0,01386$ til $-0,00465$ /døgn). Oksygenforbruket ved nedbrytning av PEG er 1.68 mg/mg. Det betyr f.eks. at utslipp av 1 g PEG gir et oksygenforbruk på 99 mg O₂ det første døgnet dersom halveringstiden er 50 døgn og 33 mg O₂ dersom halveringstiden er 150 døgn.

4. Resultater

4.1 Utslippsbeskrivelse

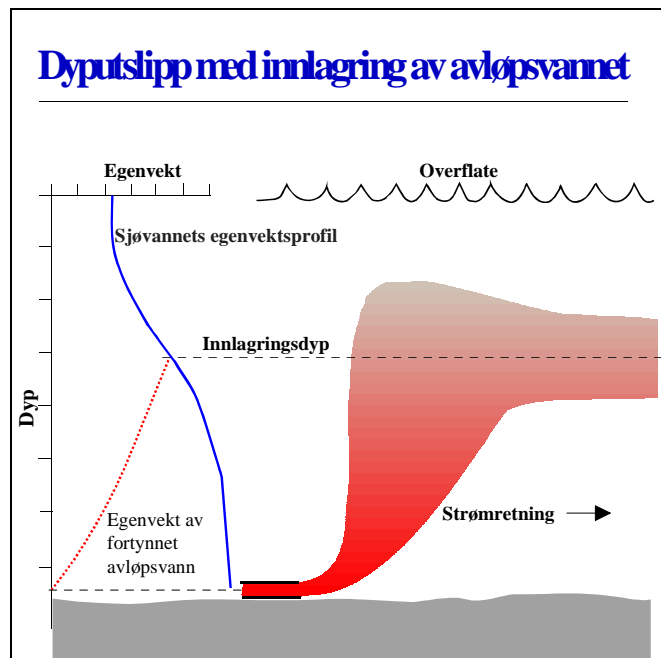
4.1.1 Utslippskonfigurasjon

Avløpsvannet fra gjenvinningsbassenget ledes sammen med øvrig prosessvann til et utslipp på ca 15 m dyp i sundet NØ for Frisøya (Figur 1). I enden på utslippsledningen er montert en diffusor med 8 åpninger som åpner alternerende til hver side og med innbyrdes avstand 2-3 m. Hulldiameteren er 8 cm. Diameter på avløpsledningen er 355 mm og trapper av til 92 mm i enden av diffusoren.

4.1.2 Generelt spredningsmønster for avløpsvannet

Avløpsvannet har i praksis samme egenvekt som ferskvann og er dermed lettere enn sjøvann. Det vil derfor begynne å stige mot overflata samtidig som det fortynnes raskt med omkringliggende sjøvann. Hvis sjøvannet har en stabil sjiktning (egenvekten øker mot dypet) fører dette til at egenvekten til blandingen av avløpsvann+sjøvann øker samtidig som egenvekten til det omkringliggende sjøvannet avtar og i et gitt dyp kan dermed blandingsvannmassen få samme egenvekt som sjøvannet omkring (se Figur 5). Da har ikke lenger blandingsvannmassen noen positiv oppdrift, men har fortsatt vertikal bevegelsesenergi og vil vanligvis stige noe forbi dette "likevektsdypet" for så å synke tilbake og innlagres.

Dette innlagringsdypet kan beregnes og vi bruker da den numeriske modellen Visual PLUMES utviklet av U.S. EPA (Frick et al., 2001). Nødvendige opplysninger for modellsimuleringene er vannmengde, dyp og diameter for utslippsrøret samt strømhastigheten i resipienten. Ved å inkludere disse i modellsimuleringene kan konsentrasjon av de ulike komponentene i gitte avstander fra utslippspunktet beregnes og influensområdet kan kvantifiseres.



Figur 5. 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 en fjord er der vanligvis en vertikal sjiktning i sjøvannet og det fortynnede avløpsvannet kan innlagres uten å nå overflaten. Etter innlagringen vil avløpsvannet spres med strømmen samtidig som det fortynnes videre. For beregningene av innlagringsdyp og spredning behøves opplysninger om

1. ledningsdiameter
2. vannmengde
3. vertikale profiler av temperatur og saltholdighet
4. strømforhold i innlagringsdypet

Strømhastigheten er av betydning for innlagringsdypet. Med grunnlag i strømmålingene er beregningene utført for gjennomsnittshastigheten 3 cm/s (se kap. 4.2.2).

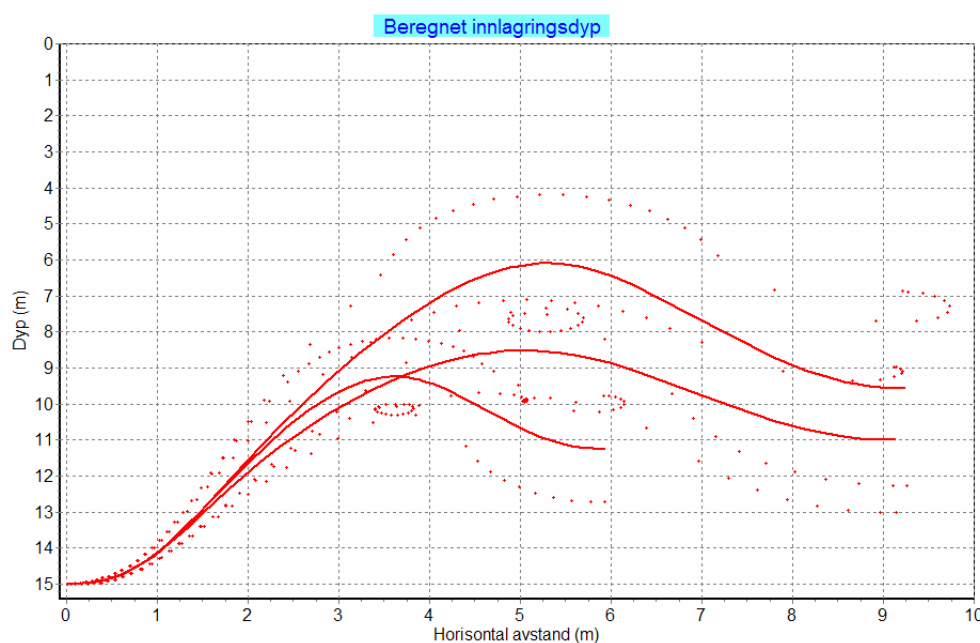
4.1.3 Fortynning og innlagring

Ved de tre tidspunktene som det er gjort beregninger for vil man forvente å finne avløpsvannet (høy turbiditet) lagret inn i intervallet ca. 7-13 m dyp (Figur 6).

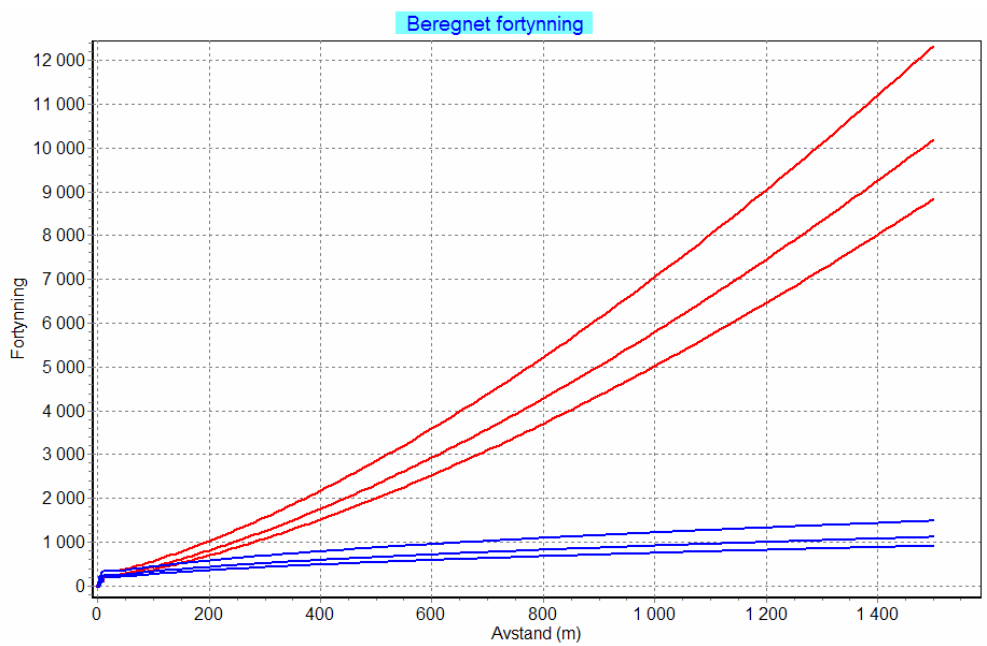
Fram til det innlagres blir avløpsvannet fortynnet 200-300x (Figur 7). Den videre fortynningen er vanskelig å bedømme uten målinger av koeffisienten for turbulent blanding. Vi har derfor gjort beregninger med

1. en konstant (og lav) koeffisient og
2. med den samme koeffisienten latt den øke med tiden (øke med størrelsen av skyen med fortynnet avløpsvann).

Den sistnevnte metoden regnes som mest realistisk, men den trange topografien i området kan være en begrensning.



Figur 6. Beregnet innlagringsdyp for avløpsvannet den 20.9, 15.10 og 12.11.2007. De stiplede linjene antyder yttergrensene for avløpsvannet.

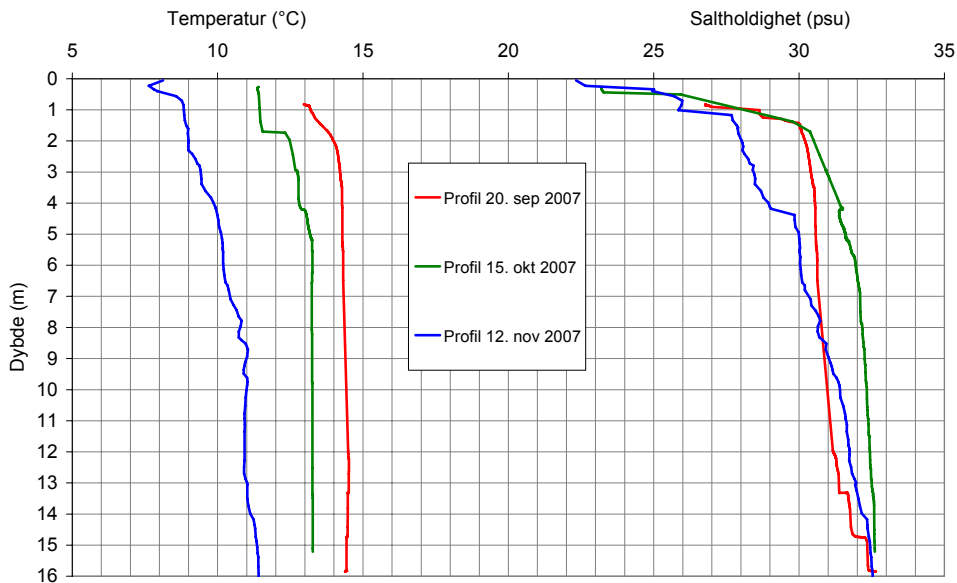


Figur 7. Beregnet fortynning for avløpsvannet den 20.9, 15.10 og 12.11.2007. Fortynningen er beregnet ved to metoder: konstant turbulent blandingskoeffisient (blå linjer) og en koeffisient som øker med tiden, dvs. med størrelsen av skyen med fortynnet avløpsvann (røde linjer).

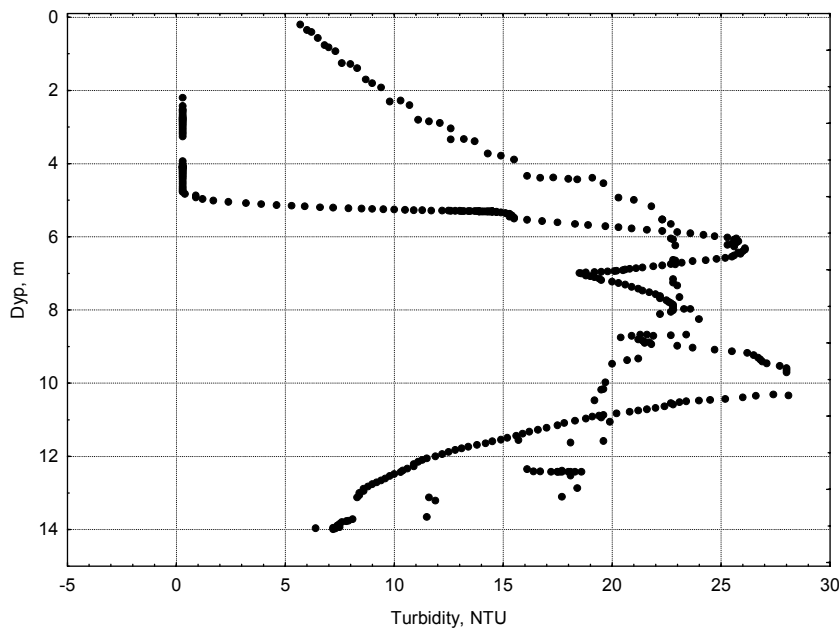
4.2 Strøm, hydrografi og oksygenforhold

4.2.1 Hydrografi

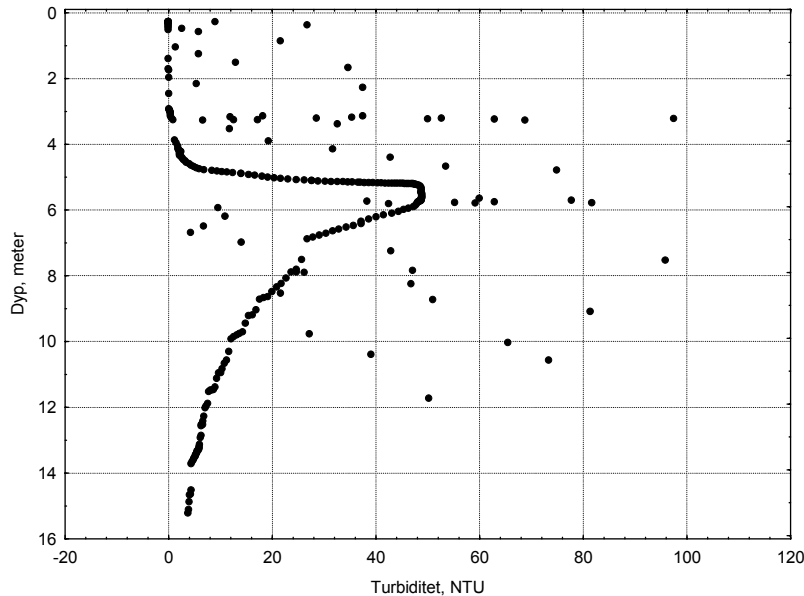
Der er ingen større lokal ferskvannstilførsel i området og de hydrografiske forholdene er dermed i stor grad bestemt av tilstanden i Tromøysundet. Temperatur og saltholdighet ble målt ved tre anledninger og det var en markert vertikal sjiktning (sees best på saltholdigheten) ned til 14-16 m dyp (Figur 8).



Figur 8. Vertikalprofiler for temperatur og saltholdighet målt i sundet nær utslippspunkt og strømmåler.



Figur 9. Vertikalprofil for turbiditet målt ved utslippet den 20.9.2007. Figuren viser målinger under nedfiring og deretter under opphaling av måleren. I mellomtiden hadde båten forflyttet seg litt og dette forklarer spredningen av resultater.



Figur 10. Vertikalprofil for turbiditet målt ved utslippet den 15.10.2007. Figuren viser målinger både under nedfiring og opphaling av måleren.

4.2.2 Strømforhold

Registreringene av strømforhold foregikk i to intervall: 20.9-15.10.2007 og 15.10-12.11.2007. Vi presenterer dataene fra disse to tidsrommene i Figur 11 - Figur 20 og oppsummerer.

Strømmens retning er som ventet i stor grad styrt av den lokale topografien og vannmassene beveger seg dermed i retning nord-nordvest og sør-sørøst. Bevegelsene er styrt av flere ”mekanismer”:

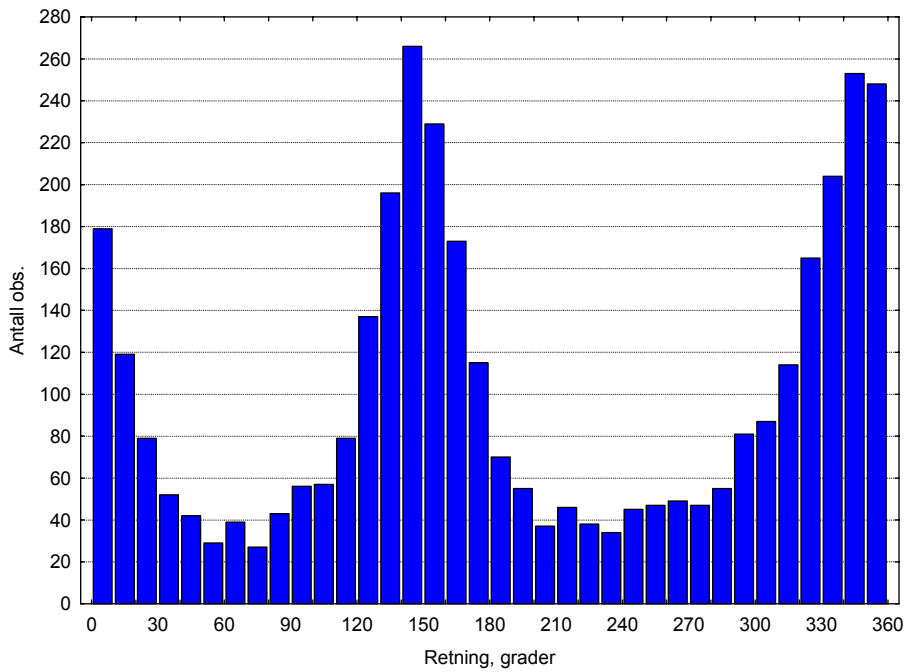
- Det halvdaglige tidevannet (periode ca. 12,4 timer)
- Mer langperiodiske variasjoner som skyldes varierende meteorologiske forhold og variasjoner i vannmassene i Tromøysund og i kystvannet. Dette sees tydelig i figurene som viser saltholdighet, og som viser 6-7 større vannfornyelser pr. måned.

Strømmens hastighet er svært varierende, men i gjennomsnitt 3-3,5 cm/s. Når en ser på middelveidien av ”nord-sør” komponenten finner en svak overvekt av nordlig strøm.

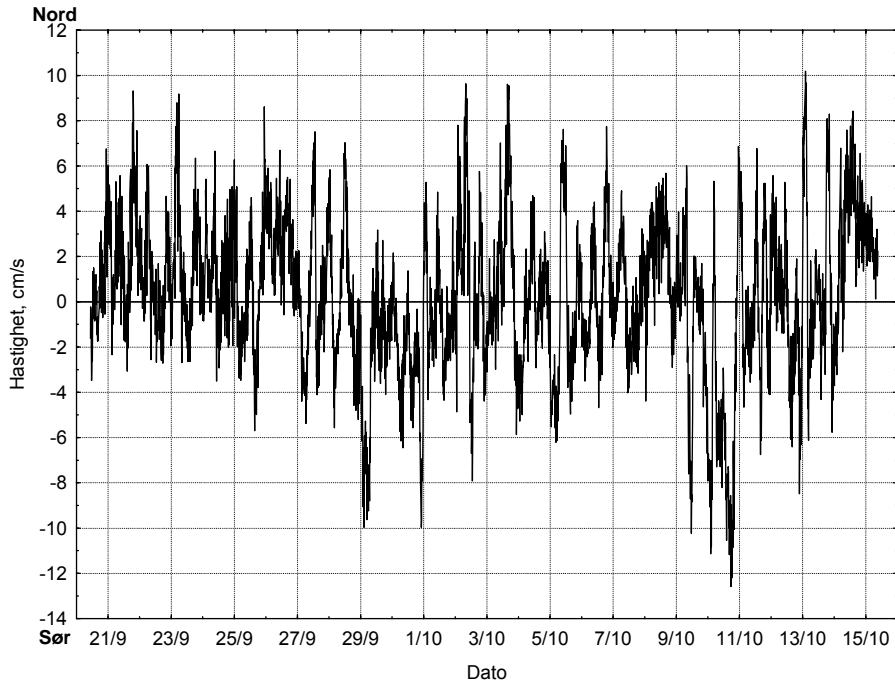
Turbiditeten er svært varierende og det har en naturlig forklaring:

1. For det første vil ”skyen” med partikler fra utslippet bevege seg fram og tilbake i sundet, slik som strømmålingene viser. Dette vil føre vann med varierende turbiditet forbi måleren.
2. For det andre var måleren plassert i et fast dyp mens skyen med partikler vil kunne bevege seg i vertikalen.
3. For det tredje vil skyen med partikler helt eller delvis kunne passere ved siden av strømmåleren, som var plassert midt i sundet.

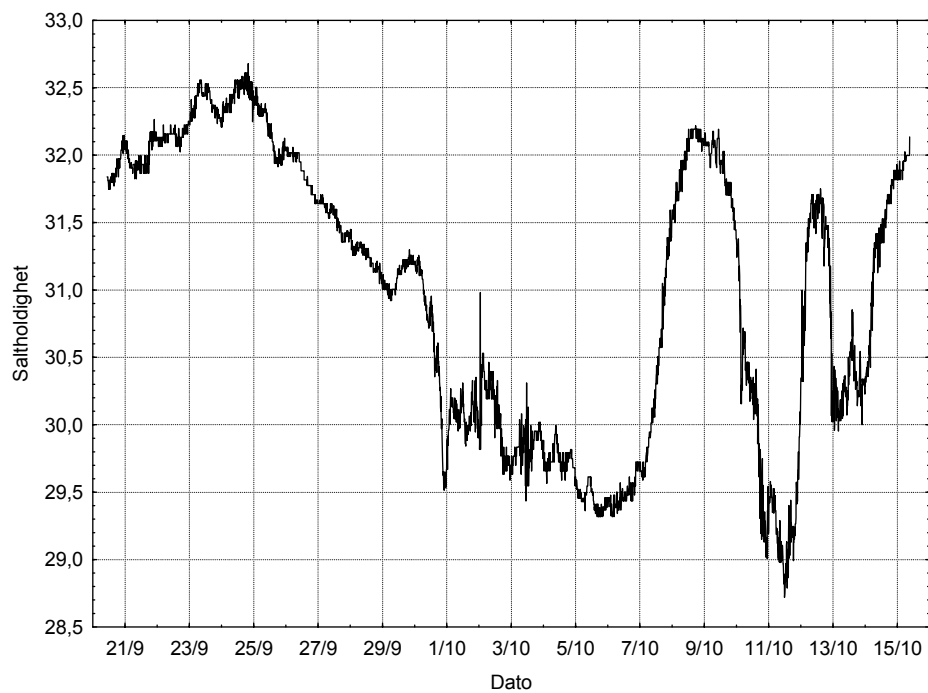
Når man plotter turbiditet mot strømretning kan man imidlertid se en tydelig overvekt av høy turbiditet når vannmassene strømmer sørover mot måleren. Dette er som ventet.



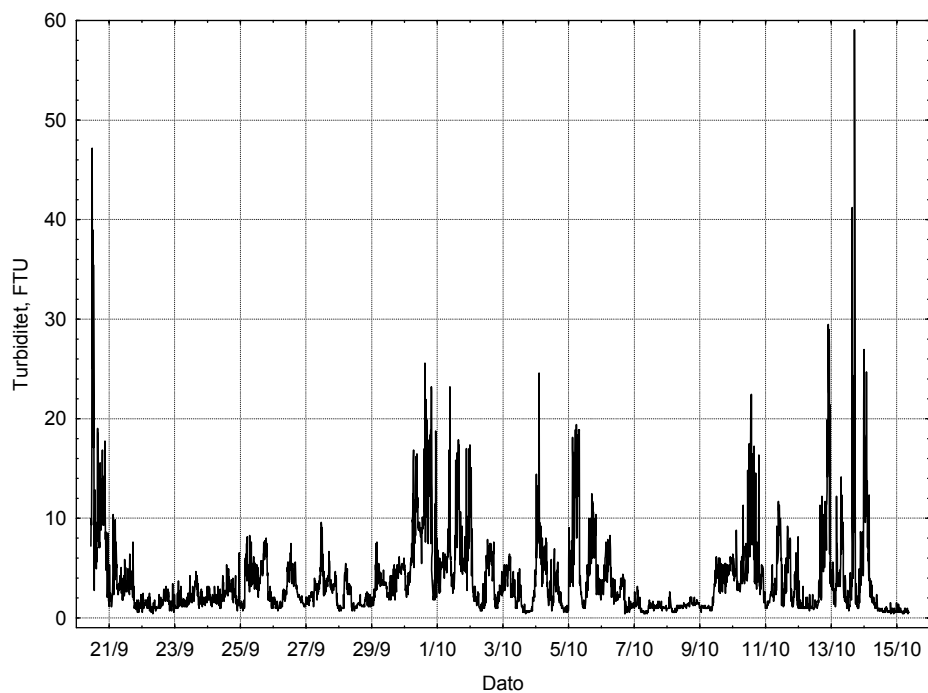
Figur 11. September-oktober: Observasjon av strømretning fordel i 10 graders intervaller. To hovedretninger framstår: sørlig strøm (retning 120-170 grader) og nordlig strøm (330-010 grader).



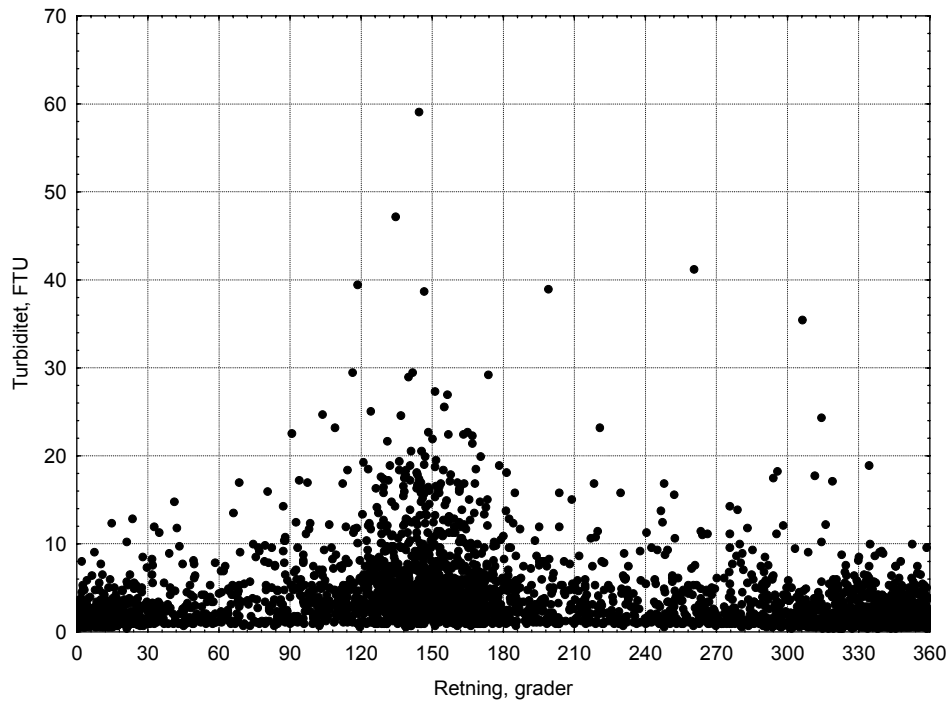
Figur 12. September-oktober: Strømhastighet dekomponert langs aksen 150-330°. Vi ser det halvdaglige tidevannet samt mer langperiodiske variasjoner.



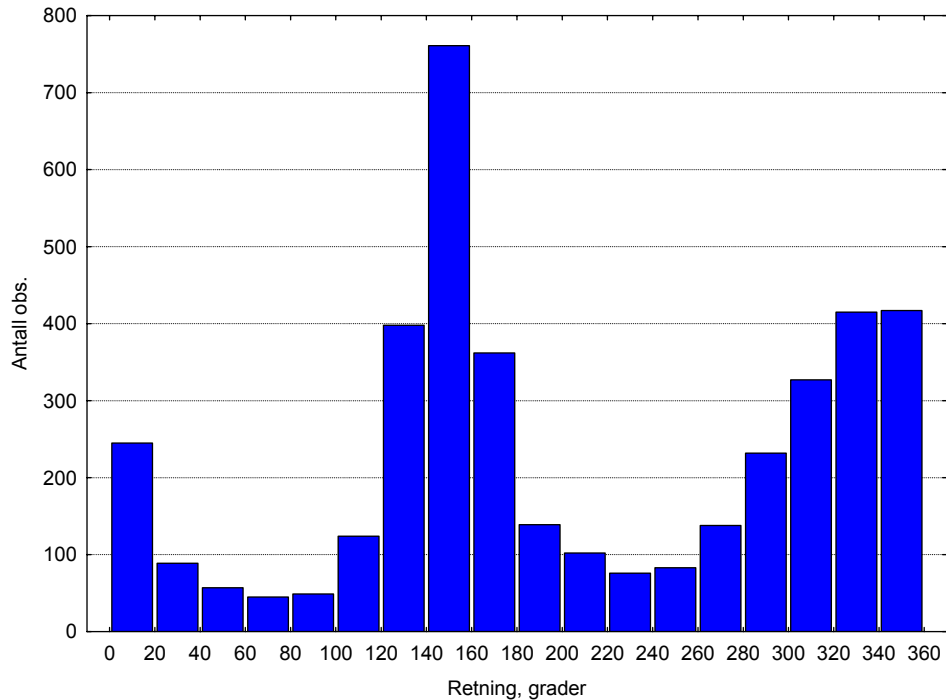
Figur 13. September-oktober: Variasjoner i saltholdighet viser skiftende vannmasser. Figuren viser 6 større fornyelser av vannmassene i området.



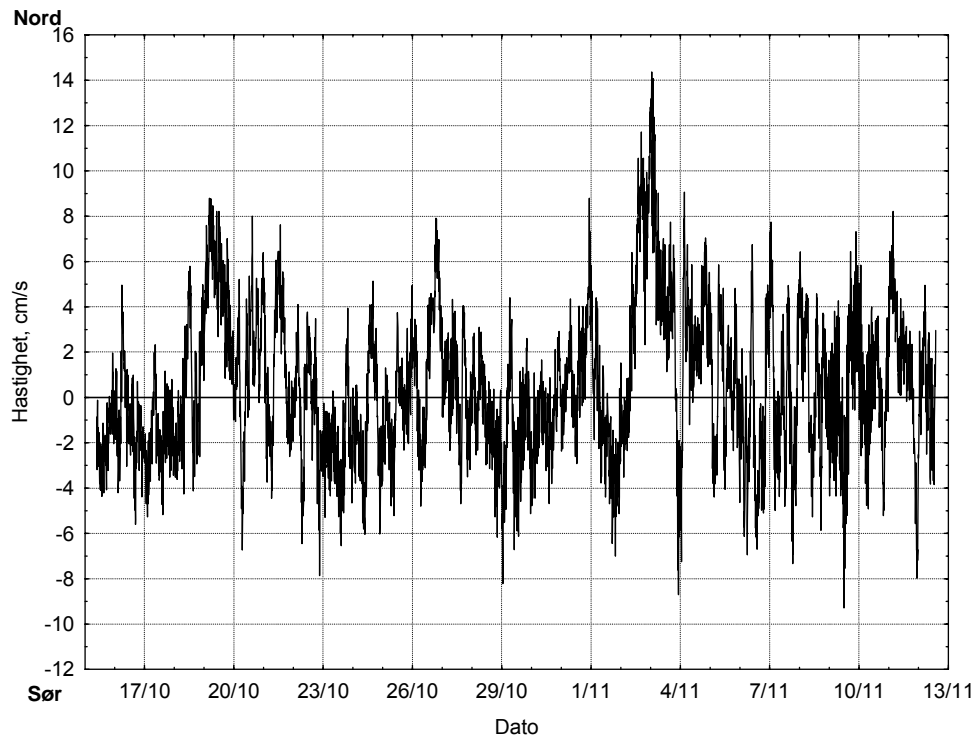
Figur 14. September-oktober: målinger av turbiditet. Store variasjoner med enkelte ekstremverdier.



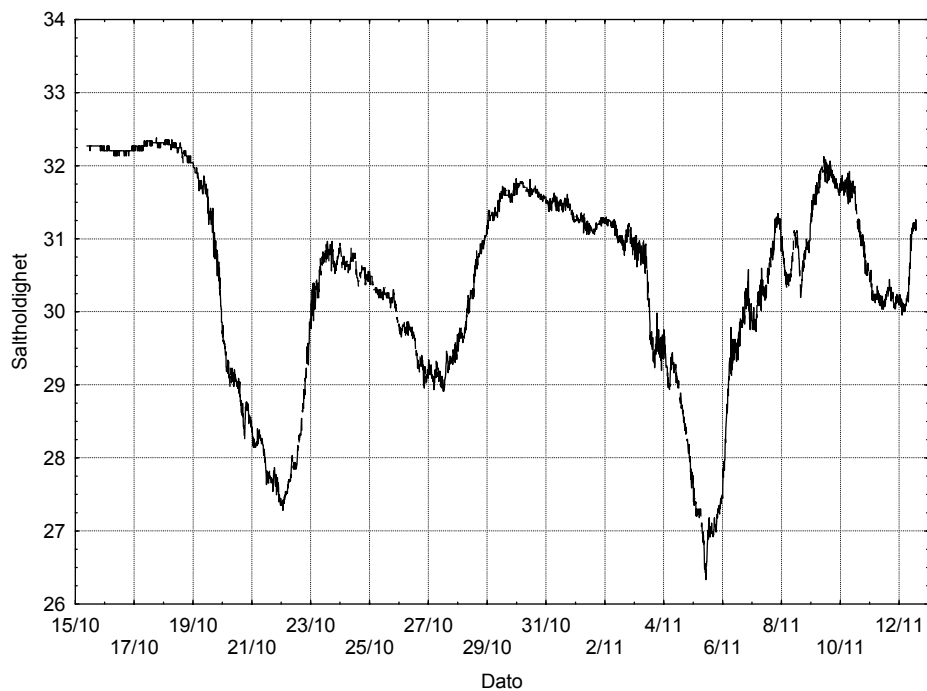
Figur 15. September-oktober: turbiditet plottet mot strømmens retning. Høye verdier forekommer ved de fleste strømrørninger, men med en overvekt av høye verdier ved strøm fra nordvest (vannmassen strømmer sørøstover i retning ca. 150 grader).



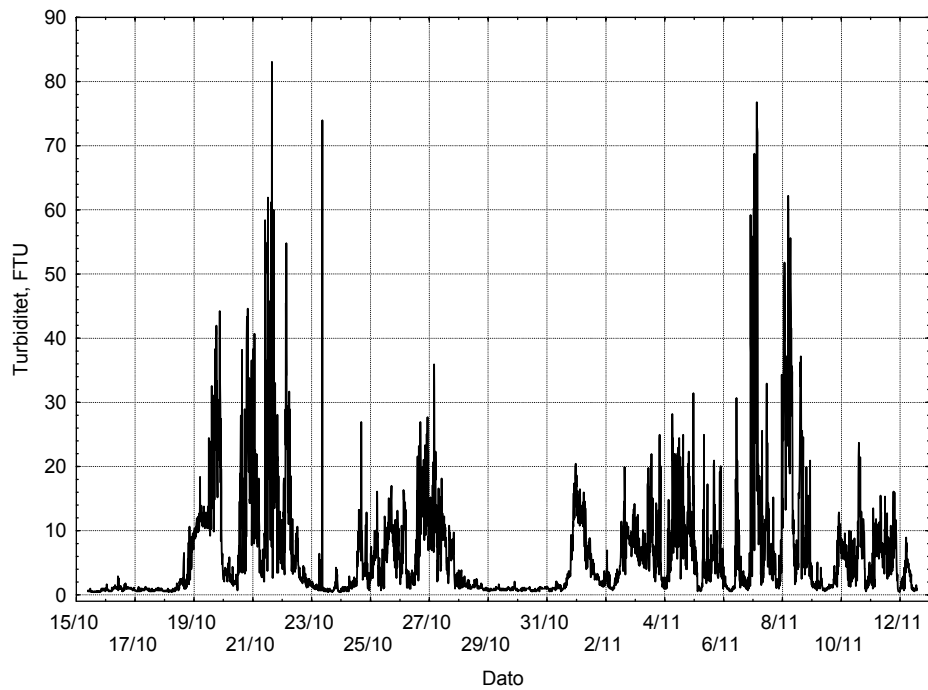
Figur 16. Oktober-november: Observasjon av strømrørning fordel i 10 graders intervaller. To hovedretninger framstår: sørlig strøm (retning 120-170 grader) og nordlig strøm (330-010 grader).



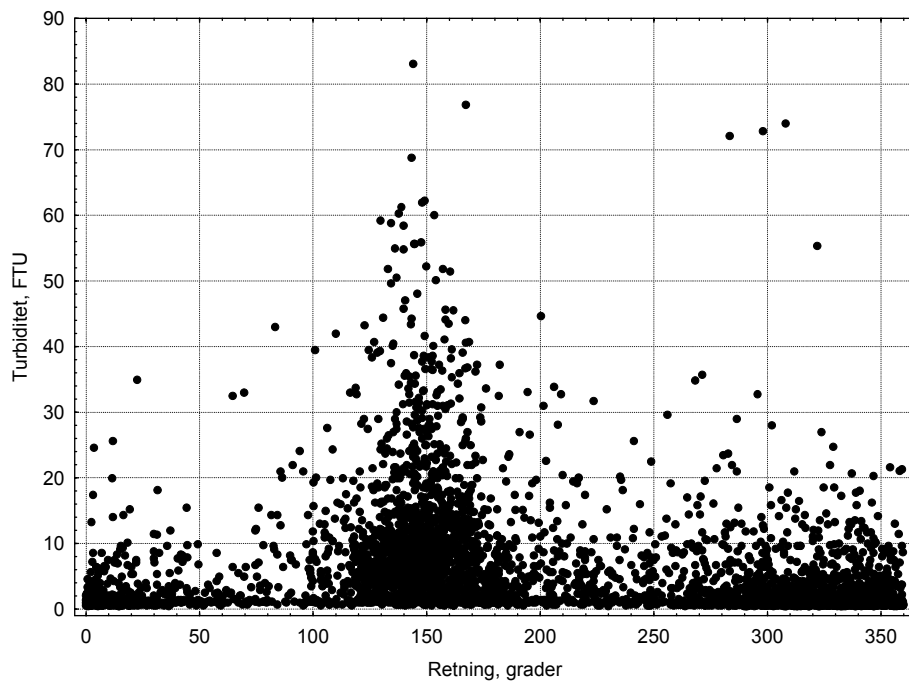
Figur 17. Oktober-november: Strømhastighet dekomponert langs aksen 150-330°. Vi ser det halvdaglige tidevannet samt mer langperiodiske variasjoner.



Figur 18. Oktober-november. Variasjoner i saltholdighet viser skiftende vannmasser. Figuren viser 7 større fornyelser av vannmassene i området.



Figur 19. Oktober-november: målinger av turbiditet. Store variasjoner med enkelte ekstremverdier.



Figur 20. Oktober-november: turbiditet plottet mot strømmens retning. Høye verdier forekommer ved alle strømretninger, men med en overvekt av høye verdier ved strøm fra nordvest (vanmassen strømmer sørøstover i retning ca. 150 grader).

4.3 Risiko for oksygenmangel i bunnvann og sedimenter

Risikoen for at utslippet av PEG vil medføre oksygenproblemer i vannmassene kan vurderes gjennom beregninger der en sammenligner oksygenforbruket med mengden oksygen som tilføres gjennom vannutskiftningen.

Et utslipp av 200 tonn/år tilsvarer 248 kg/døgn og vil etter opplysningene foran (Kapittel 3.4) medføre et oksygenforbruk på 18000-55000 gO₂ i løpet av første døgn. Strømmålinger viste at vannmassene strømmer sørover til Tromøysund omtrent halvparten av tiden. Distansen fra utslippspunktet og til Tromøysund er bare 350-400 m og en betydelig del av utslippet vil dermed bli transportert til Tromøysund ved sørgående strøm – og ikke kunne medføre oksygenproblem i selve Eydehamn.

Vannarealet i Eydehamn er ca. 400.000 m². Antas en tidevannsvariasjon på 0,2 m betyr det en vannutskiftning av ca. 150.000 m³/døgn. Oksygenkonsentrasjonen i vannet som tilføres vil typisk være 7-9 gO₂/m³, som tilsvarer en oksygentilførsel av 1.000.000-1.350.000 gO₂/døgn med tidevannet alene. Dette er langt mer enn det oksygenforbruket som kan forventes.

I tillegg kommer oksygentilførsel gjennom mer uregelmessige vannutskiftninger som skyldes skiftende meteorologiske forhold (vind og lufttrykk) og variasjoner i kystvannets tetthetsfelt (jfr. Fig. 13 og Fig. 18). Målinger over to måneder viser at slike skjer 6-7 ganger i måneden, eller med 3-6 dagers mellomrom.

Beregningene av fortykning (Figur 7) tyder også på en så stor innblanding av oksygen at problemer unngås.

Samlet sett synes det å være liten risiko for at utslippets forbruk av oksygen i resipienten vil medføre negative effekter på økosystemet. Et lite forbehold bør gjøres mht. virkninger i bukta nordvest for selve Eydehamn der vannutskiftningen kan være mindre, men sedimentforholdene tyder på at transporten av avløpsvann denne vegen er liten.

4.4 Metallinnhold i avløpsvannet

Resultatene fra årlige analyser av metallinnhold i avløpsvannet er mottatt fra bedriften. Tabell 4 viser analyserte nivåer i 2006 og 2007. For alle metallene unntatt As og Hg tilsvarer nivåene for 2007 SFT klasse V (meget sterkt forurenset) for metaller i sjøvann.

Tabell 4. Konsentrasjon av tungmetaller (µg/liter) i årlig prøve av avløpsvannet 2006 og 2007. Tabellen angir også hvilken klassifisering dette tilsvarer for metaller i sjøvann.

Element	2006	SFT klasse	2007	SFT klasse
As	5	II	2,4	II
Cd	<2	Kan være V	2	V
Cr	161	V	255	V
Cu	105	V	315	V
Hg	0,014	III	0,011	III
Mn	526	-	1260	-
Ni	937	V	1700	V
Pb	<10	Kan være V	10	V
Zn	163	V	204	V

4.5 Tungmetaller i sjøvannet

Totalinnhold av tungmetaller i de 4 utvalgte vannprøvene samlet 15.10.2007 lå under analysemetodens deteksjonsgrenser for alle elementer unntatt Cu, Mn og Zn (Tabell 5A). Det var liten forskjell mellom prøvene. De kvantifiserbare Cu-nivåene lå alle i SFT klasse V (meget sterkt forurenset) for metaller i sjøvann. De kvantifiserbare Zn-nivåene lå i SFT klasse III (markert forurenset). Deteksjonsgrense for Hg var såvidt lav at man likevel kan fastslå at konsentrasjonene lå i SFT klasse I (lite- ikke forurenset). De øvrige deteksjonsgrensene er imidlertid, relativt høye. Metoden ble valgt for iallfall å kunne avdekke mulig høye totalnivåer der det var vann med høyt innhold av partikler fra utslippet, men den har i de fleste tilfeller ikke vært følsom nok til å detektere de reelle konsentrasjonene.

Siden vannanalysene bare i begrenset grad har gitt konkrete tall for metallkonsentrasjonene (deteksjonsgrensen gir bare en øvre grense for konsentrasjonen) har vi forsøkt å beregne teoretiske konsentrasjoner. Hvis vi antar at metallkonsentrasjonene i overflatesedimentene på stasjon GB03 og GB05 er representative for partiklene i utslippet, at suspenderte partikler vannmassene i hovedsak stammer fra utslippet og at mesteparten av metallene er knyttet til partiklene, har vi på basis av TSM-innholdet i vannprøvene beregnet konsentrasjonene gitt i Tabell 5B. For Hg stemmer teoretisk og målt konsentrasjon rimelig bra. For Mn, Cu og Zn synes de reelt målte nivåene å ligge 10-20x høyere enn de beregnede. Dette kan indikere at en stor andel av disse metallene forekommer i løst form i vannmassene.

På basis av Tabell 4 (2007-data) og Tabell 5A har vi for de metallene der det finnes reelle analyseresultater fra sjøvannprøvene, beregnet teoretisk fortykning som har foregått fra utslippet til det punkt der sjøvannsprøvene ble tatt. Følgende fortykninger ble funnet: Cu: 63-105 x, Hg: 11 x, Mn: 170-573 x og Zn: 26-34 x. Det var ikke noen god sammenheng mellom fortykning og avstand fra utslippet. Denne fortykningen er også, med unntak for Mn, omtrent en størrelsesorden lavere enn den modellerte (kapittel 4.1.3). Begge disse momentene indikerer at metallene i vannet stammer fra andre kilder i tillegg til bedriftens utslipp.

Tabell 5. Målte (A) og teoretisk beregnede (B) totalkonsentrasjoner ($\mu\text{g/liter}$) av metaller i vannprøver tatt 15.10.2007. Stasjonene 1-4 representerer gradvis økende avstand fra utslippet (se Figur 1).

A

Stasjon	Dyp (m)	TSM mg/l	As $\mu\text{g/l}$	Cd $\mu\text{g/l}$	Cr $\mu\text{g/l}$	Cu $\mu\text{g/l}$	Hg $\mu\text{g/l}$	Mn $\mu\text{g/l}$	Ni $\mu\text{g/l}$	Pb $\mu\text{g/l}$	Zn $\mu\text{g/l}$
1	5	3,52	<30	<2	<3	5	<0,001	7,4	<10	<20	8
2	5	1,02	<30	<2	<3	3	<0,001	4,4	<10	<20	6
3	10	0,49	<30	<2	<3	<2	<0,001	2,2	<10	<20	6
4	7	2,36	<30	<2	<3	3	<0,001	6,2	<10	<20	8

B

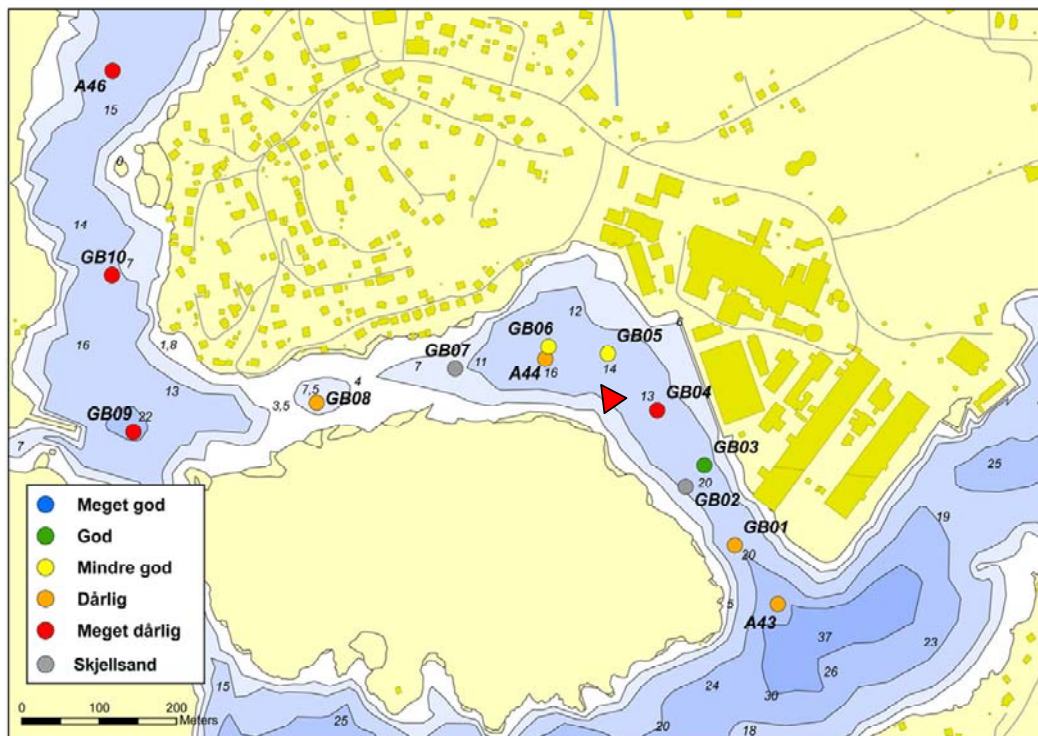
Stasjon	Dyp (m)	TSM mg/l	As $\mu\text{g/l}$	Cd $\mu\text{g/l}$	Cr $\mu\text{g/l}$	Cu $\mu\text{g/l}$	Hg $\mu\text{g/l}$	Mn $\mu\text{g/l}$	Ni $\mu\text{g/l}$	Pb $\mu\text{g/l}$	Zn $\mu\text{g/l}$
1	5	3,52	0,130	0,0008	0,868	0,359	0,0005	0,539	0,333	0,136	0,546
2	5	1,02	0,038	0,0002	0,251	0,104	0,0001	0,156	0,097	0,039	0,158
3	10	0,49	0,018	0,0001	0,121	0,050	0,0001	0,075	0,046	0,019	0,076
4	7	2,36	0,087	0,0005	0,582	0,241	0,0003	0,361	0,223	0,091	0,366

For elementer der SFT har utarbeidet miljøkvalitetskriterier er klassifisering etter disse angitt med farger på følgende måte:

Klasse I	Ubetydelig – lite forurenset	Klasse IV	Sterkt forurenset
Klasse II	Moderat forurenset	Klasse V	Meget sterkt forurenset
Klasse III	Markert forurenset		

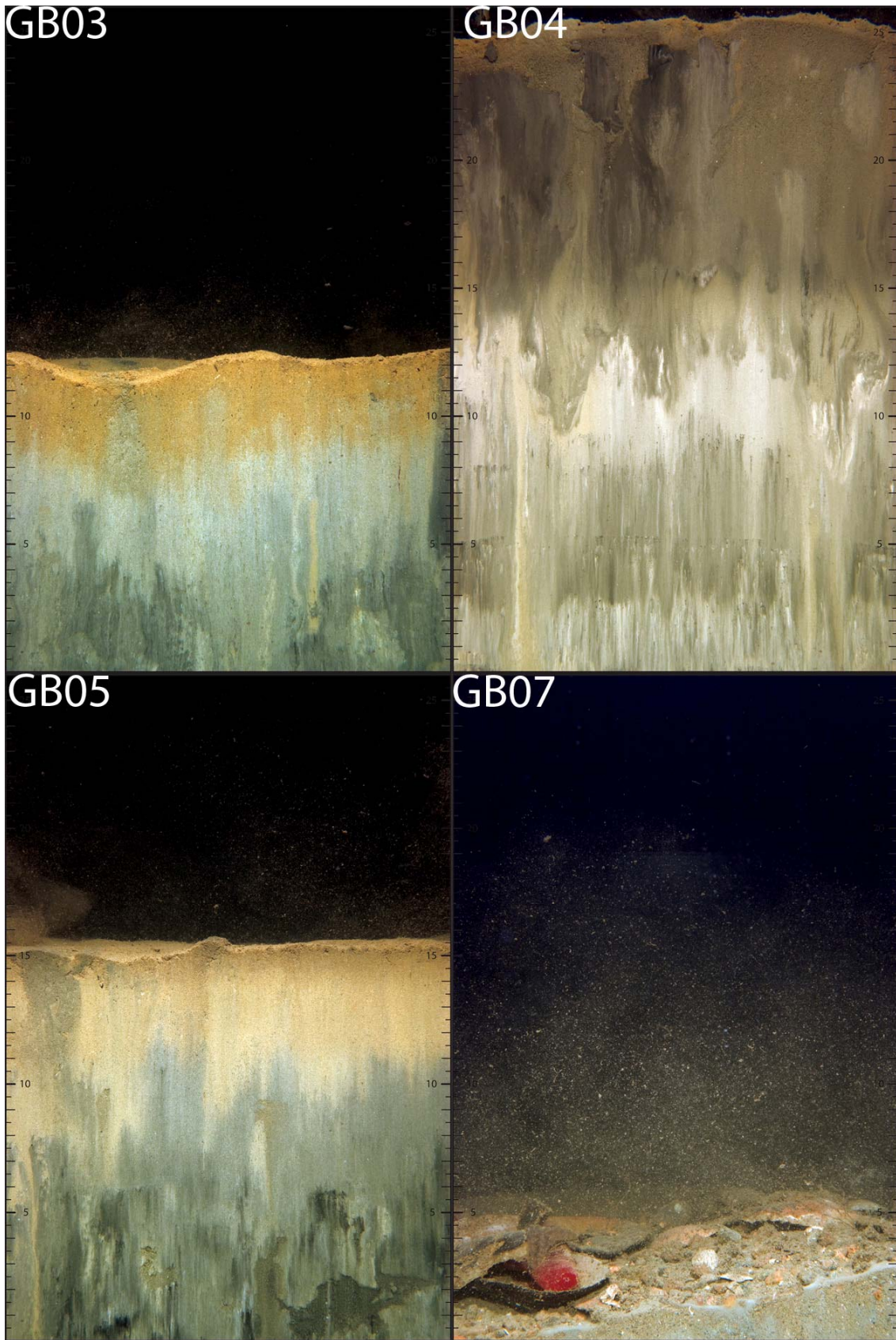
4.6 Utbredelse og omfang av nedslamming, bunnfaunatilstand

Ved totalt 10 stasjoner ble SPI-bildene analysert for BHQ-indeks i denne studien (Figur 21). Bunnforhold varierte mellom mye bløte organiske sedimenter innenfor terskelen til Neskilen (stasjon GB09 og GB10) til fjellbunn og skjellsand på selve terskelen (stasjon GB08). Bunnforholdene innenfor terskelen var meget dårlige. Sedimentene ved utslippspunktet (GB04) var også mye bløtere enn på nærliggende stasjoner (GB03 og GB05). Bunnforholdene i dette området sør for Bekkevika varierte fra meget dårlig til god innenfor en avstand på ca. 200 m, noe som mest sannsynlig kan forklares ved høy sedimentasjon av partikler fra utslippet. Dette støttes også av det visuelle inntrykket av sedimentet (homogen, lys grå, plastisk leire uten lukt).



Figur 21. Tilstandsklasser av bløtbunnfauna i henhold til BHQ-indeksen (cf Figur 3). Stasjonene GB01 til GB10 ble innsamlet i denne undersøkelsen, stasjonene A43 til A46 ble innsamlet 2005 i forbindelse med sedimentundersøkelser knyttet til tiltaksplan for forurensede sedimenter i Arendal: fase 2 (Nilsson og Næs, 2005). Utslippspunktet er angitt med rød trekant.

Figur 22 viser SPI-bilder tatt langs en linje som krysser utslippspunktet. Stasjon GB03 viser ikke noe direkte negative effekter av utslippet på bunnforholdene. Mengden partikler som tilføres bunnen i dette området er sannsynligvis ikke større enn hva bløtbunnfaunaen klarer å blande ned (bioturbere) i det øvrige sedimentet. SPI-bildene fra stasjon GB04 viser en tydelig sjiktning av sedimentprofilen. Dette tyder på at sedimentet ikke er bioturbert og at bløtbunnfaunen blir begravd under sedimentert materiale fra utslippet. Her er altså sedimentasjonen høyere enn det faunaen klarer å håndtere gjennom bioturbasjon og rekolonisering. Litt lengre inne i vika ved stasjon GB05 er forholdene for bløtbunnfaunaen igjen bedre. Forholdene på bløtbunn er likevel påvirket i de indre delene av vika (Stasjonene GB05, GB06, A44).



Figur 22. Fire SPI bilder fra et transekt over utslippspunktet.

Kjerneprøvene ga et supplerende inntrykk av sedimentprofilene. På stasjon GB01 lyktes det ikke å få opp kjerner på lengde mer enn ca 15 cm hvorav de øvre 10 cm var lysgrå leire av samme type som i hele kjernen ved utslippet. Under dette var det grov sand og skallgrus som stoppet prøvetakeren fra å trenge dypere ned. Dette viser at noe av avgangen også avsettes på denne stasjonen, men i langt mindre grad enn lenger inne i sundet. På stasjon GB03 og GB05 besto kjerneprøvene av homogent sediment, etter alt å dømme avgangsmateriale, ned til hhv 40 og 60 cm sedimentdyp. Likevel tyder altså SPI-registreringene at sedimentasjonen ikke er større enn at en bunnfauna kan overleve på toppen av avgangen. På stasjon GB10 innenfor terskelen til Neskilen var det ikke visuelle tegn til avsetning av avgangsmateriale.

4.7 Forurensning i sedimentene

4.7.1 Generelle sedimentforhold

Visuell beskrivelse av bunnsedimentene er gitt i Vedlegg B. Vanninnholdet i overflatesedimentet (Tabell 6) var lavest på stasjon GB01 (54 %) og høyest på GB10 (93 %). Profilene viste gradvis avtagende vanninnhold nedover i sedimentet, noe som er typisk. Avgangssedimentene (stasjon GB03 og GB05) hadde typisk vanninnhold 63 – 79 %. Mindre vanninnhold på stasjon GB01 kan være et utslag av at den korte prøven måtte håndteres litt annerledes enn de øvrige kjernene og at noe av porevannet kan ha rent av.

Tabell 6. Prosent vanninnhold i sedimentet. – betyr at sjiktet ikke er analysert.

Sjikt (cm)	Stasjon			
	GB01	GB03	GB05	GB10
0-2	53,7	75,2	78,9	92,8
2-4	-	-	-	-
4-6	-	72,7	75	91,6
6-10	-	-	-	-
10-15	-	67,2	75,2	-
15-20	-	-	-	-
20-25	-	69,7	71,7	86,1
25-30	-	-	-	-
30-35	-	-	-	-
35-40	-	66,4	68,3	-
40-45	-	-	-	72,9
45-50	-	-	63	-

Andel fint sediment (silt og leire) var også lavest på stasjon GB01 og høyest på stasjon GB10 (Tabell 7). På sistnevnte ble sedimentet gradvis grovere nedover, men det motsatte til dels ble funnet på stasjon GB03 og GB05. Resultatene tyder på at overflatesedimentet på stasjon GB01 kan være en blanding av avgang og annen, noe grovere tilførsel.

Innholdet av organisk karbon (TOC, Tabell 8) varierte fra 67,6 g/kg (6,8 %) i overflaten på stasjon GB10 til 290 g/kg (29 %) i 35-40 cm sedimentdyp på stasjon GB03. Marine sedimenter inneholder normalt fra 1 til 10 % TOC. Det høye TOC-innholdet på stasjon GB03 og GB05 tyder på at partiklene som sedimenterer her har et organisk vedheng som havner på bunnen. Profilene indikerer at denne tilførselen til bunnen har vært høyere før enn nå (15-17 % TOC i sedimentoverflata og over 20 % dypere nede). Hvorvidt dette er PEG eller ikke er usikkert, men siden de høyeste TOC-nivåene finnes i de dypere delene av sedimentet og PEG-utslippet kun har foregått de siste 2 årene (ca 46 tonn i 2006 og ca 100 tonn i 2007) er det sannsynlig at det organiske materialet har en annen opprinnelse. Det var ikke lukt, svartfarge eller andre tegn til oksygensvikt i sedimentene på grunn av det høye organiske innholdet, noe som tyder på at det er lite nedbrytbart. Lavere organisk innhold på stasjon GB01 støtter

antakelsen om at sedimentet her også tilføres annet materiale og dette har lavere organisk innhold enn avgangen.

Tabell 7. Prosent silt og leire i sedimentene. – betyr at sjiktet ikke er analysert.

Sjikt (cm)	Stasjon			
	GB01	GB03	GB05	GB10
0-2	49	68	87	98
2-4	-	-	-	-
4-6	-	78	91	96
6-10	-	-	-	-
10-15	-	93	94	-
15-20	-	-	-	-
20-25	-	90	93	85
25-30	-	-	-	-
30-35	-	-	-	-
35-40	-	92	87	-
40-45	-	-	-	56
45-50	-	-	88	-

Tabell 8. Innholdet av organisk karbon (TOC, g/kg). – betyr at sjiktet ikke er analysert.

Sjikt (cm)	Stasjon			
	GB01	GB03	GB05	GB10
0-2	80	151	172	67,6
2-4	-	-	-	-
4-6	-	152	168	78,3
6-10	-	-	-	-
10-15	-	224	226	-
15-20	-	-	-	-
20-25	-	156	222	147
25-30	-	-	-	-
30-35	-	-	-	-
35-40	-	290	214	-
40-45	-	-	-	37,9
45-50	-	-	232	-

4.7.2 Forurensning av tungmetaller

Tabell 9- Tabell 15 viser sedimentenes innhold av tungmetaller. For elementer der SFT har utarbeidet miljøkvalitetskriterier er klassifisering etter disse angitt med farger som vist under Tabell 5. Med få unntak tilsvarte metallkonsentrasjonene SFT Klasse I-II (lite til moderat forurenset). Det var bare nikkell som hadde nivå høyere enn SFT klasse III og kun i én dypereliggende prøve (Tabell 15).

Kadmium

Sedimentene var stort sett lite forurenset av Cd (Tabell 9) Med unntak av stasjon GB10 lå de fleste konsentrasjonene under analysens deteksjonsgrense og derved i klasse II-II. Sedimentet i 20-25 cm sjiktet var eneste prøve i SFT klasse III. Cd ansees ikke som noe problem i forbindelse med utslippet.

Kobber

Alle prøvene var lite til moderat forurenset av Cu (SFT klasse I - II). Laveste konsentrasjonene fantes litt nede i sedimentet på stasjon GB05 (Tabell 10). Cu ansees ikke som noe problem i forbindelse med utslippet.

Kvikksølv

Med unntak av 20-25 cm sjiktet på stasjon GB10 (SFT klasse III) var alle prøvene lite til moderat forurenset av Hg (Tabell 11). Hg ansees ikke som noe problem i forbindelse med utslippet.

Bly

Med unntak av 20-25 cm sjiktet på stasjon GB10 (SFT klasse III) var alle prøvene lite til moderat forurenset av Pb (Tabell 12). Pb ansees ikke som noe problem i forbindelse med utslippet.

Arsen

Alle prøvene lite til moderat forurenset av As (Tabell 13).

Krom

Prøvene fra 4-6 cm sjiktet på stasjon GB03 og GB05 var markert forurenset av Cr (SFT klasse III) (Tabell 14). Toppsjiktet på stasjon GB5 lå også like oppunder Klasse III. Resten av prøvene var ubetydelig til moderat forurenset av Cr. Dette kan indikere en svak tilførsel av krom med avgangen.

Nikkel

Alle overflateprøvene var moderat forurenset av Ni (SFT klasse II) (Tabell 15). Prøvene litt dypere i sedimentet var markert forurenset og prøven fra 35-40 cm dyp på stasjon GB03 var sterkt forurenset av Ni. Dette skyldes tidligere utslipp og den gradvis synkende konsentrasjonen mot sedimentoverflaten viser at Ni-tilførselen til sedimentene har gått betydelig ned de senere årene.

Tabell 9. Innhold av kadmium (mg/kg tørrvekt) i sedimentet. Fargene samsvarer med SFTs miljøkvalitetsklassifisering. – betyr at sjiktet ikke er analysert. < betyr at nivået er under angitt verdi som er metodens deteksjonsgrense.

% TTS Sjikt (cm)	Stasjon			
	GB01	GB03	GB05	GB10
0-2	<0,2	<0,5	<0,4	0,5
2-4	-	-	-	-
4-6	-	0,4	<0,3	0,8
6-10	-	-	-	-
10-15	-	<0,4	<0,2	-
15-20	-	-	-	-
20-25	-	<0,3	<0,2	1,9
25-30	-	-	-	-
30-35	-	-	-	-
35-40	-	<0,3	<0,2	-
40-45	-	-	-	0,72
45-50	-	-	<0,2	-

Tabell 10. Innhold av kobber (mg/kg tørrvekt) i sedimentet. Fargene samsvarer med SFTs miljøkvalitetsklassifisering. – betyr at sjiktet ikke er analysert.

% TTS Sjikt (cm)	Stasjon			
	GB01	GB03	GB05	GB10
0-2	87,7	115	88,9	76,7
2-4	-	-	-	-
4-6	-	78,3	81,2	72,8
6-10	-	-	-	-
10-15	-	51,8	30,2	-
15-20	-	-	-	-
20-25	-	54,3	41,5	103
25-30	-	-	-	-
30-35	-	-	-	-
35-40	-	55	23,7	-
40-45	-	-	-	13,2
45-50	-	-	66,6	-

Tabell 11. Innhold av kvikksølv (mg/kg tørrvekt) i sedimentet. Fargene samsvarer med SFTs miljøkvalitetsklassifisering. – betyr at sjiktet ikke er analysert.

% TTS Sjikt (cm)	Stasjon			
	GB01	GB03	GB05	GB10
0-2	0,093	0,14	0,14	0,12
2-4	-	-	-	-
4-6	-	0,15	0,12	0,17
6-10	-	-	-	-
10-15	-	0,12	0,033	-
15-20	-	-	-	-
20-25	-	0,13	0,049	1,3
25-30	-	-	-	-
30-35	-	-	-	-
35-40	-	0,25	0,067	-
40-45	-	-	-	0,046
45-50	-	-	0,033	-

Tabell 12. Innhold av bly (mg/kg tørrvekt) i sedimentet. Fargene samsvarer med SFTs miljøkvalitetsklassifisering. – betyr at sjiktet ikke er analysert.

% TTS Sjikt (cm)	Stasjon			
	GB01	GB03	GB05	GB10
0-2	30	40	37	30
2-4	-	-	-	-
4-6	-	47	42	43
6-10	-	-	-	-
10-15	-	31	8,9	-
15-20	-	-	-	-
20-25	-	29	15	140
25-30	-	-	-	-
30-35	-	-	-	-
35-40	-	40	11	-
40-45	-	-	-	12
45-50	-	-	10	-

Tabell 13. Innhold av arsen (mg/kg tørrvekt) i sedimentet. Fargene samsvarer med SFTs miljøkvalitetsklassifisering. – betyr at sjiktet ikke er analysert.

% TTS Sjikt (cm)	Stasjon			
	GB01	GB03	GB05	GB10
0-2	19	36	38	14
2-4	-	-	-	-
4-6	-	36	30	17
6-10	-	-	-	-
10-15	-	23	14	-
15-20	-	-	-	-
20-25	-	18	13	26
25-30	-	-	-	-
30-35	-	-	-	-
35-40	-	23	5	-
40-45	-	-	-	7,1
45-50	-	-	4	-

Tabell 14. Innhold av krom (mg/kg tørrvekt) i sedimentet. Fargene samsvarer med SFTs miljøkvalitetsklassifisering. – betyr at sjiktet ikke er analysert.

% TTS Sjikt (cm)	Stasjon			
	GB01	GB03	GB05	GB10
0-2	76,2	195	298	78,9
2-4	-	-	-	-
4-6	-	304	333	174
6-10	-	-	-	-
10-15	-	158	94,7	-
15-20	-	-	-	-
20-25	-	147	99,1	140
25-30	-	-	-	-
30-35	-	-	-	-
35-40	-	185	48,5	-
40-45	-	-	-	19,3
45-50	-	-	36,6	-

Tabell 15. Innhold av nikkel (mg/kg tørrvekt) i sedimentet. Fargene samsvarer med SFTs miljøkvalitetsklassifisering. – betyr at sjiktet ikke er analysert.

% TTS Sjikt (cm)	Stasjon			
	GB01	GB03	GB05	GB10
0-2	45	86,4	103	41,4
2-4	-	-	-	-
4-6	-	124	168	68,5
6-10	-	-	-	-
10-15	-	204	246	-
15-20	-	-	-	-
20-25	-	546	333	172
25-30	-	-	-	-
30-35	-	-	-	-
35-40	-	783	249	-
40-45	-	-	-	13
45-50	-	-	235	-

Samvariasjon mellom metallene

Det var statistisk signifikant positiv korrelasjon mellom flere av metallene over alle prøvene av avgangsmateriale (prøvene fra stasjon GB03 og GB05). Sterkest korrelasjon ble funnet mellom As, Pb, Cr og Zn. Cu korrelerte også rimelig bra med disse, Hg noe mindre men fortsatt signifikant. Dersom prøvene fra stasjon GB10 og GB01 ble trukket inn i analysen, korrelerte Pb, Hg og Zn dårligere med de øvrige. Dette viser også at metallsammensetningen var en annen på disse to stasjonene enn i de utpregede avgangssedimentene, og støtter helhetsinntrykket av at innflytelsen av partikler fra utslippet er mindre her.

5. Konklusjoner

Under de hydrografiske forhold som ble funnet kan man forvente at avløpsvannet raskt lagres inn i ca. 7-13 m dyp og etter en fortykning på 200-300 ganger.

De hydrografiske forholdene er i stor grad bestemt av tilstanden i Tromøysundet. Strømretning er i stor grad styrt av den lokale topografien. Vannmassene beveger seg i retning nord-nordvest og sør-sørøst styrt av tidevann og mer langperiodiske variasjoner som skyldes varierende meteorologiske forhold og variasjoner i Tromøysund og i kystvannet. Strømhastigheten var i gjennomsnitt 3-3,5 cm/s. Vannmassene strømmer sørover til Tromøysundet omtrent halvparten av tiden og slik sørgående strøm var ledsaget av forhøyet turbiditet.

En betydelig del av utslippet vil bli transportert til Tromøysund ved sørgående strøm – og ikke kunne medføre oksygenproblem i selve Eydehamn. Et utslipp av 200 tonn/år tilsvarer 248 kg/døgn og vil medføre et oksygenforbruk på 18.000-55.000 g i løpet av første døgn. Ved en tidevannsvariasjon på 0,2 m vil det foregå en vannutskiftning på ca. 150.000 m³/døgn. Oksygenkonsentrasjonen i vannet som tilføres vil typisk være 7-9 gO₂/m³, som tilsvarer en total oksygentilførsel på 1.000.000-1.350.000 gO₂/døgn med tidevannet alene. Dette er langt mer enn det oksygenforbruket som kan forventes.

Analyser av utvalgte sjøvannsprøver i avstand inntil 400 m fra utslippet viste Cu-nivåer i SFT klasse V, Zn-nivåer i SFT klasse III og Hg-nivåer i SFT klasse I. Øvrige metaller lot seg ikke kvantifisere (under deteksjonsgrensen). Teoretiske beregninger indikerer at en stor andel av metallene i vannmassene forekommer i løst form. Resultatene indikerer videre at spesielt Cu og Zn også stammer fra andre kilder enn bedriftens utslipp.

Bunnforholdene i sundet varierte mellom svært bløte organiske sedimenter innenfor terskelen til Neskilen via fjellbunn og skjellsand på selve terskelen til nærmest rent utslippsmateriale rundt utslippspunktet. På terskelen til Tromøysundet var det et lite lag utslippsmateriale oppå grov sand og skallgrus. Sedimentene ved utslippspunktet var mye bløtere enn på nærliggende stasjoner. I avstand ca 100 m nord og sør for utslippet var forholdene for bløtbunnsfauna klart bedre enn ved selve utslippet. Mengden partikler som tilføres bunnen i dette området er tydeligvis ikke større enn at en bunnfauna kan overleve på toppen av avgangen.

Innenfor terskelen til Neskilen var det ikke visuelle tegn til avsetning av avgangsmateriale, men sedimentene her var klart anoksiske og uten tegn til liv.

Sedimentene nær utslippet hadde klart høyere innhold av organisk karbon enn områdene lenger unna, spesielt i de dypere sedimentlagene. Sammensetningen av det organiske materialet er ukjent, men siden PEG-utslippene bare har foregått de siste 2 årene og også er sterkt vannløselig, tyder resultatene på en annen organisk tilførsel enn PEG adsorbent til sedimenterende partikler. Det var ikke lukt eller andre tegn til oksygensvikt i disse sedimentene, noe som tyder på at det organiske materialet bare langsomt brytes ned.

Med få unntak lå metallkonsentrasjonene i sedimentprøvene i SFT Klasse I-II. Dette gjaldt også prøver tatt inntil 40-50 cm nede i sedimentet. Det var bare nikkelt som overskred SFT klasse III og kun i en prøve i 35-40 cm dyp (stasjon GB03 sørøst for utslippet). Dette skyldes tidligere utslipp.

Samlet sett synes det å være liten risiko for at utslippets forbruk av oksygen i resipienten vil medføre negative effekter på økosystemet. Et lite forbehold bør gjøres mht. virkninger i bukta nordvest for selve Eydehavn der vannutskiftningen kan være mindre, men sedimentforholdene tyder på at transporten av avløpsvann denne vegen er liten.

6. Referanser

Frick, W.E., Roberts, P.J.W., Davis, L.R., Keyes, J, Baumgartner, D.J. and George, K.P., 2001. Dilution Models for Effluent Discharges, 4th Edition (Visual Plumes). Environmental Research Division, U.S. Environmental Protection Agency, Athens Georgia, USA.

Nilsson HC, Næs K (2006) Sedimentundersøkelser i forbindelse med tiltaksplan for forurensede sedimenter i Arendal: fase 2. NIVA Report No. 5118-2005, Sidor 45

Nilsson HC, Rosenberg R (1997) Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *Journal of Marine Systems* 11:249-264

Nilsson HC, Rosenberg R (2006) Collection and interpretation of Sediment Profile Images (SPI) using the Benthic Habitat Quality (BHQ) index and successional models. NIVA Report No. 5200-2006, Sidor 26

Pearson TH, Rosenberg R (1978) Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr Mar Biol Ann Rev* 16:229-311

Rosenberg R, Blomqvist M, Nilsson HC, Cederwall H, Dimming A (2004) Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 49:728-739

Vedlegg A. Rådata-tabeller

Rådata sjøvannsprøver

Prøveid.	TSM	O2	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
	mg/l	ml/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ng/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
01 Eydehavn 5m	3,52	5,21	<0,03	<0,002	<0,003	0,005	<1,0	0,0074	<0,01	<0,02	0,008
02 Eydehavn 5m	1,02	5,41	<0,03	<0,002	<0,003	0,003	<1,0	0,0044	<0,01	<0,02	0,006
03 Eydehavn 10m	0,49	5,25	<0,03	<0,002	<0,003	<0,002	<1,0	0,0022	<0,01	<0,02	0,006
04 Eydehavn 7m	2,36	5,03	<0,03	<0,002	<0,003	0,003	<1,0	0,0062	<0,01	<0,02	0,008

Rådata sedimenter

Stasj	Sjikt	TTS	<63µm	TOC	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
	cm	%	%	µg/mg	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g	µg/g
GB03	0-2	24,8	68	151	36	<0,5	195	115	0,14	201	86,4	40	168
GB03	4-6	27,3	78	152	36	0,4	304	78,3	0,15	127	124	47	168
GB03	10-15	32,8	93	224	23	<0,4	158	51,8	0,12	101	204	31	98,1
GB03	20-25	30,3	90	156	18	<0,3	147	54,3	0,13	191	546	29	92,5
GB03	35-40	33,6	92	290	23	<0,3	185	55	0,25	208	783	40	115
GB05	0-2	21,1	87	172	38	<0,4	298	88,9	0,14	105	103	37	142
GB05	4-6	25	91	168	30	<0,3	333	81,2	0,12	127	168	42	147
GB05	10-15	24,8	94	226	14	<0,2	94,7	30,2	0,033	166	246	8,9	35
GB05	20-25	28,3	93	222	13	<0,2	99,1	41,5	0,049	189	333	15	48,2
GB05	35-40	31,7	87	214	5	<0,2	48,5	23,7	0,067	110	249	11	21
GB05	45-50	37	88	232	4	<0,2	36,6	66,6	0,033	71,3	235	10	56
GB10	0-2	7,2	98	67,6	14	0,5	78,9	76,7	0,12	94,7	41,4	30	118
GB10	4-6	8,4	96	78,3	17	0,8	174	72,8	0,17	141	68,5	42,8	168
GB10	20-25	13,9	85	147	26	1,9	140	103	1,3	223	172	140	403
GB10	40-45	27,1	56	37,9	7,1	0,72	19,3	13,2	0,046	114	13	12	39,2
GB 01	0-2	46,3	49	80	19	<0,2	76,2	87,7	0,093	251	45	30	121

Vedlegg B. SPI feltdata

Stasjon	Latitud	Longitud	Dyp	Prøvetak	RPD	BHQ indeks	TK SPI	Substrat	SPInot
GB01	58,49463	8,87325	22,0	SPI 16,8 kg, Kjerne Nimistø, CTD	1,7	7,0	3	Sandig, siltig leire	
GB02	58,49525	8,87205	16,0	SPI 16,8 kg				Skjellsand, grus	
GB03	58,49552	8,87242	19,0	SPI 16,8 kg, Kjerne Nimistø	2,2	7,0	2	Siltig leire	
GB04	58,49610	8,87127	16,0	SPI 16,8 kg	0,3	2,0	5	Mudder, fin leire	Overpenet.
GB05	58,49670	8,87007	16,5	SPI 16,8 kg, Kjerne Nimistø	2,1	7,0	2	Leire	
GB06	58,49672	8,86875	17,0	SPI 16,8 kg	2,3	7,0	2	Siltig leire	
GB07	58,49637	8,86673	10,5	SPI 16,8 kg				Skjellgrus	
GB08	58,49583	8,86375	8,0	SPI 16,8 kg	1,3	6,0	3	Sandig, siltig leire	
GB09	58,49530	8,85977	21,0	SPI 5,6 kg			5	Mudder, fin leire	Overpenet.
GB10	58,49708	8,85898	14,0	SPI 5,6 kg, Kjerne Nimistø			5	Mudder, fin leire	Overpenet.