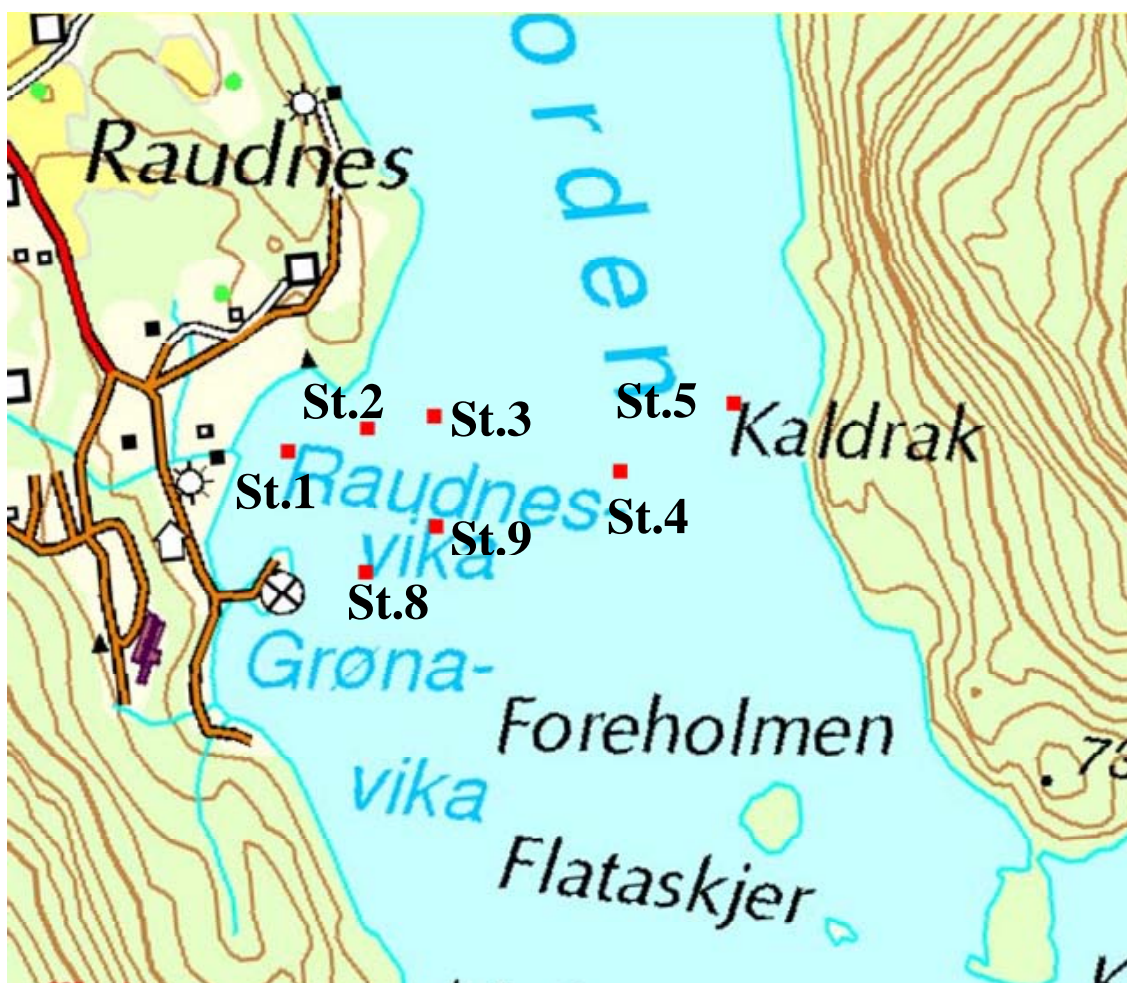


## Partikkel- forurensning i Vatsfjorden



**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**

Thormøhlensgt. 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

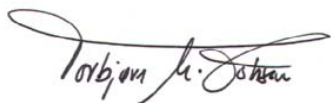
Tittel Partikkelforensning i Vatsfjorden	Løpenr. (for bestilling) 5823-2009	Dato 14.6.2009
	Prosjektnr. Undernr. 28432	Sider Pris 24
Forfatter(e) Torbjørn M. Johnsen og Trine Dale	Fagområde Overvåkning	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Rogaland	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) AF Decom Offshore, Vitaminveien 1A, 0485 Oslo	Oppdragsreferanse Kent Are Myhr
---	------------------------------------

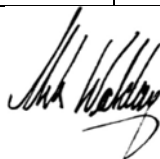
**Sammendrag**

I forbindelse med etablering av nytt kaiområde ved Raunes i Vatsfjorden i Rogaland har AF Decom Offshore fylt steinmasser i sjøen som har medført at små, skiveformede steinpartikler hovedsakelig fra glimmer har blitt spredd utover i vannmassene. Influensområdets størrelse er kartlagt gjennom turbiditetsmålinger i nærområdet. På grunnlag av de målte partikkelmengdene har det vært gjennomført en litteraturstudie for å avdekke om de målte partikkelkonsentrasjonene ville kunne ha negative effekter på akvatiske organismer i fjorden. Turbiditetsmålingene viste tidvis høye partikkelkonsentrasjoner nær utfyllingsområdet, men siltskjørtet utenfor dumpingsområdet reduserte partikkelspredningen til dels meget effektivt. Partikler oppkonsentrert i tynne, men godt synlige sjikt ble tidvis transportert innover i fjorden. Partikkeltransporten på tvers av fjorden var relativt liten. Litteraturgjennomgangen ga ikke eksempler på akutt dødelighet ved de målte partikkelkonsentrasjonene ved korttidseksposering verken for fisk eller skjell. Konsentrasjonene kan ikke utelukkes å ha ført til stress og redusert sykdomsresistens.

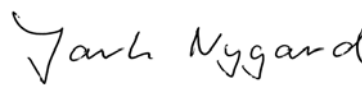
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. AF Decom Offshore</li> <li>2. Vatsfjorden</li> <li>3. Partikler</li> <li>4. Turbiditet</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>1. AF Decom Offshore</li> <li>2. Vatsfjord</li> <li>3. Particles</li> <li>4. Turbidity</li> </ol>
--	---



Torbjørn M. Johnsen  
Prosjektleder



Mats Walday  
Forskningsleder



Jarle Nygard  
Fag- og markedsdirektør

O-28432

**Partikkelforurensning i Vatsfjorden**

## Forord

Den foreliggende rapporten er utarbeidet på oppdrag fra AF Decom Offshore med Kent Are Myhr som kontaktperson. Under feltarbeidet stilte AF Decom Offshore velvillig med både båt og båtfører.

Hos NIVA har følgende personer vært involvert i prosjektet: Astri Kvassnes (feltarbeid), Andrew Sweetman (feltarbeid), Trine Dale (rapportering) og Torbjørn M. Johnsen (feltarbeid, rapportering og prosjektleder).

Bergen, 1. juli 2009

*Torbjørn M. Johnsen*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>6</b>
<b>2. Gjennomføring</b>	<b>7</b>
<b>3. Metoder</b>	<b>8</b>
<b>4. Resultater</b>	<b>9</b>
4.1 Saltholdighet og temperatur	9
4.2 Mikroskopisk analyse	9
4.3 Turbiditet	9
4.4 Oppsummering partikkelmåling	11
<b>5. Betragtninger om effekter av suspenderte partikler på akvatiske organismer.</b>	<b>12</b>
5.1 Bakgrunn for betraktningene	12
5.2 Fisk	12
5.2.1 Laksefisk	13
5.2.2 Marin fisk	16
5.3 Invertebrater representert ved blåskjell.	18
5.4 Oppsummering	19
<b>6. Referanser</b>	<b>20</b>
<b>Vedlegg A.</b>	<b>23</b>
<b>Vedlegg B.</b>	<b>29</b>

---

## Sammendrag

Ved Raunes i Vatsfjorden i Rogaland etablerer AF Decom Offshore nytt kaiområde og har under dette arbeidet sprengt ut store steinmasser som delvis er fylt ut i sjøen. Fylling av slike steinmasser i sjøen medfører at små steinpartikler spres ut i vannet slik at vannets turbiditet øker. For å undersøke hvor stort influensområdet var, ble det ved to anledninger gjennomført turbiditetsmålinger i nærområdet. For å vurdere om partikkelmengden i Vatsfjordområdet kunne ha negative effekter på det marine liv, ble det gjennomført en avgrenset litteraturstudie for å avdekke om de målte partikkelkonsentrasjonene ville kunne ha negative effekter på relevante akvatiske organismer i fjorden.

Partikkelmålingene viste at tidvis er de øvre 10 meterne av vannmassene i Vatsfjorden inndelt i flere atskilte vannlag med økende saltholdighet, mens til andre tider er det mer jevnt økende saltholdighet fra overflaten og ned til 10 m dyp. Partiklene var små (hovedandelen  $<1 \mu\text{m}$  lange) og stammet hovedsakelig fra glimmer som gir skiveformede, noe elastiske partikler. Partikkelkonsentrasjonen nær utfyllingsområdet i Raunesvika var tidvis høy, men det 10 m dype siltskjørtet reduserte partikkelspredningen til dels meget effektivt. I perioder med sjiktdannelse i fjorden ble partikler oppkonsentrert i tynne, men godt synlige sjikt. Partiklene ble tidvis fraktet innover i Vatsfjorden og en del synes å sedimentere inn i fjorden. Partikkeltransporten innover i Vatsfjorden synes imidlertid å være relativt liten. Partikkeltransporten på tvers av fjorden synes å være liten. Partikler som ble fraktet fra Raunesvika og ut i Yrkefjorden, ble raskt fortynnet og transportert bort.

Høyeste målte turbiditet tilsvarer en partikkelmengde på maks 0,081g/L, og i den gjennomførte litteraturen er det ingen eksempler på at så lave konsentrasjoner har ført til akutt dødelighet verken hos fisk eller skjell ved korttidseksponering. Konsentrasjonene kan ikke utelukkes å ha ført til stress og redusert sykdomsresistens. Mengden partikler i Vatsfjorden var tidvis på et nivå som teoretisk sett kunne påvirke fiskens vekst. Under perioder med mye partikler hadde imidlertid fisken muligheter til å rømme bort fra området. Partiklene i Vatsfjorden var generelt små, og dermed er det lite sannsynlig at partiklene ville filtreres ut av blåskjell. De målte partikkelkonsentrasjonene i fjorden var relativt sett lave og det ansees derfor ikke som sannsynlige at partikkelmengden i fjorden utgjør noen fare for blåskjell.

# 1. Innledning

AF Decom Offshore etablerer nytt kaiområde ved Raunesvika i Vatsfjorden ved å sprengne og fylle steinmasser i sjøen. Fylling av sprengt stein i vannmassene vil føre til at små steinpartikler tilføres vannet og dermed øker vannets turbiditet, og under fyllingsarbeidet har det tidvis blitt observert partikkelspredning i fjordområdet. AF Decom Offshore ønsket derfor å få foretatt målinger av partikkelmengden i utfyllingsområdet og en vurdering av partiklenes eventuelle effekter på marint liv. Prosjektet har dermed hatt følgende arbeidsoppgaver:

1. Måling av partikkelforurensning i fjorden
2. Vurdere resultatene
3. Gi en generell vurdering av partiklers påvirkning på marint liv, samt knytte resultater fra Vatsfjorden opp mot dette

## 2. Gjennomføring

Partikkelspredningens influensområde vil blant annet avhenge av partiklenes synkehastighet gjennom vannmassene som igjen er avhengig av partiklenes egenvekt, form og størrelse. Dessuten vil vannmassenes strømretning under fyllingsarbeidet styre hvilken vei partikkelstrømmen går, og dersom vannet i Vatsfjorden er lagdelt med godt definerte sprangsjikt, vil dette kunne føre til at steinpartikler til en viss grad oppkonsentreres i et sjikt og transporteres bort fra dumpingsområdet med strømmen før de synker til bunns. Steindumpingen vil sannsynligvis også medføre at bunnpartikler virvles opp i vannmassene slik at vi får en resuspensjon. Rundt dumpeplassen har det vært etablert siltskjørt for å få hovedandelen av partiklene til å sedimentere innenfor skjørtet og dermed redusere partikkeltransporten bort fra dumpingsområdet. Terskelen mellom ytre fjordområder og bassengene i indre Vatsfjord ligger på 30 meter dyp, og det vil være tidevannsstyrt transport av vannmasser innover fjorden grunnere enn terskeldyp. Partiklenes potensielle effekt på fisk og fauna i influensområdet vil være sterkt knyttet til deres form og størrelse.

Arbeidet har vært inndelt i tre trinn:

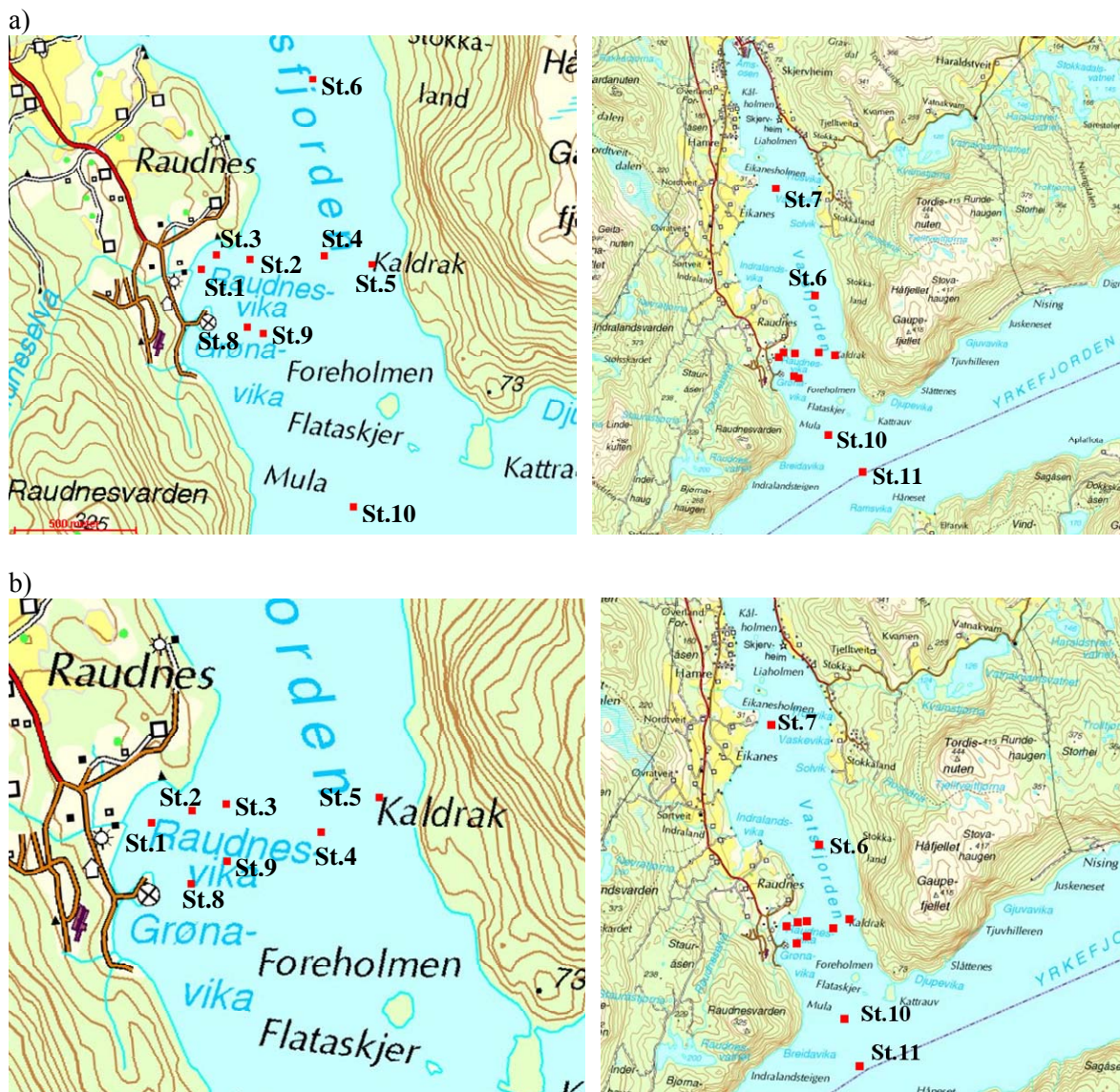
1. Prøvetaking av vann med partikler og målinger av partikkelmengde i vannmassene for å kartlegge influensområdet under utfyllingsarbeidet både ved fløende og fjærende sjø.
2. Sammenstilling av resultater fra partikkelmålingene og vurderinger av måleresultatene.
3. Vurdering av partiklers påvirkning på marint liv, og da spesielt hvilken påvirkning partiklene fra utfyllingsarbeidet ved Raunes vil antas å ha på det marine livet i Vatsfjorden.



### 3. Metoder

For å måle partikkelmengden i vannmassene har vannets turbiditet (FTU (Formazin Turbidity Units)) blitt målt ved bruk av profilerende sonde (SAIV STD, Model SD204). Turbiditet gir et mål på vannets klarhet, dvs. hvor godt lyset trenger gjennom vannet, og dess høyere verdier for FTU, dess mer partikler er det i vannet. Målingene er blitt utført både innenfor og utenfor siltskjørt ved fjærende sjø (26.11.08) og overgang fra fløende til fjærende sjø (02.12.08). Målingene er foretatt fra innerst i Vatsfjorden til ut i Yrkefjorden (Figur 1a og b). Samtidig med målinger av vertikalprofiler av turbiditet er det gjort målinger av saltholdighet og temperatur.

For nærmere undersøkelse av partikler er det tatt vannprøver hvor partiklene er oppkonsentrert ved sedimentering og videre analysert i mikroskop.

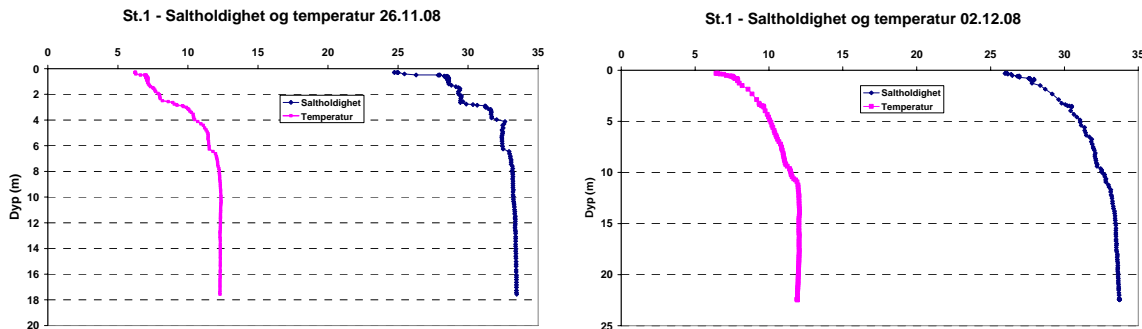


Figur 1. Målestasjoner a) 26.11.08 og b) 02.12.08.

## 4. Resultater

### 4.1 Saltholdighet og temperatur

Figur 2 viser saltholdighets- og temperaturprofiler for de øvre 20 meter fra 26.11.08 og 02.12.08 tatt på St.1.



Figur 2. Saltholdighets- og temperaturprofiler 26.11.08 og 02.12.08 på St.1.

Målingene fra 26.11.08 viser en vannmasse med flere ulike lag. Øverst ligger det et tynt litt kaldere og mindre salt overflatelag (ca. 0,5 meter). Under dette kan tre ulike vannlag skilles ut hvor temperaturen og saltholdigheten øker litt for hvert lag en beveger seg nedover i. Dypere enn 6,5 meter og ned til dypeste målepunkt (ca. 18 meter) er det kun en svak økning i saltholdighet og temperatur mot dypet.

02.12.08 er situasjonen annerledes ved at de øvre 10 meterne ikke er inndelt i klare ulike lag. Fra 11 meter og ned til dypeste målepunkt på 22 meter er temperaturen relativt jevn, mens saltholdigheten øker svakt.

### 4.2 Mikroskopisk analyse

En 1L prøve med sjøvann fra innenfor siltgardinen i Raunesvika ble filtrert ned på 0,45  $\mu\text{m}$  filterpapir og vasket med destillert vann for å fjerne salt. De filtrerte partiklene ble observert i destillert vann under mikroskop. Partiklene er stort sett glimmer, det vil si at de forekommer som tynne skiveformede lag. Hovedandelen av partiklene var opp til 1 $\mu\text{m}$  langs den lengste akse, mens noen svært få partikler hadde maksimal lengde på 2,5 $\mu\text{m}$ . Det ble ikke observert nåleformede partikler.

### 4.3 Turbiditet

Vertikalprofiler fra turbiditetsmålingene 26.11.08 og 02.12.08 er presentert henholdsvis i Vedlegg A og Vedlegg B.

Målingene fra første måleperiode ble gjort under fløende sjø og viser at høye partikkelkonsentrasjoner hovedsaklig ble funnet i tynne sjikt og at sjiktene for det meste var knyttet til overgangene fra en vannmasse til en annen. De høyeste partikkelkonsentrasjonene ble målt nær utfyllingsområdet (St.1, 2, 3, 8 og 9). Tynne sjikt med høye partikkelkonsentrasjoner nær overflaten vil redusere vannets gjennomsjinnelighet betydelig, og er lett observerbare. Dette kan imidlertid mistolkes som om vannets partikkelkonsentrasjon er svært høy også videre nedover i vannmassene selv om partikkelmengden kun er stor i et begrenset, relativt tynt vannsjikt.

Siltskjørtets effektivitet framkommer godt gjennom resultatene fra målingene på St.8 og 9. St.8 ligger innenfor siltskjørtet, mens St.9 ligger utenfor. Innenfor siltskjørtet var høyeste målte turbiditet over 10 FTU på 32 meters dyp, mens tilsvarende måling utenfor siltskjørtet viste under 2 FTU. Målingene på de to stasjonene viser at den totale partikkelmengden i vannmassene innenfor siltskjørtet var mye større enn utenfor.

Stasjonene 1-5 ligger på tvers av Vatsfjorden ved Raunesvika. Måleresultatene fra disse stasjonene viste 31.11.08 at partikkelmengden i de øvre 20 meterne på fjordens vestsida nær utslippsstedet (St.1, 2 og 3) var mye høyere enn på de to andre stasjonene. Midtfjords (St.4) var partikkelmengden lavere, men turbiditetsmålingene viste tynne sjikt med forhøyet partikkelkonsentrasjon og fra 20 til 30 m ble det funnet økende partikkelkonsentrasjoner (min. 0,4 FTU, maks. 2,0 FTU). På fjordens østside rett øst for Raunesvika (St.5) var påvirkningen fra steindumping og sprengingen på utfyllingsområdet svært begrenset.

Innover i Vatsfjorden ble det både på St. 6 og 7 målt økende partikkelkonsentrasjoner i de dypere delene av vannsøylen og med høyest partikkelmengde nær bunnen. Dette kan skyldes at partikler fra utfyllingsområdet er blitt ført inn over terskelen og at de er i ferd med å synke ut i de indre bassengområdene. En annen forklaring kan være at partikler tilføres de indre delene av Vatsfjorden via ferskvann som tilføres fjordområdet og at målingene viser slike partikler som er i ferd med å sedimentere. Mye partikler i det innstrømmende vannet over terskelen i området ved Raunesvika synes imidlertid å være den mest sannsynlige forklaringen på de målte partikkelmengdene i dypvannet innenfor den ytre terskelen i Vatsfjorden.

I munningen av Vatsfjorden ut mot Yrkefjorden (St.10) var partikkelmengden i de øvre 10 meterne høyere enn i de dypere vannlagene. Høyere partikkelmengde i det øvre 10 meters sjiktet er med stor sannsynlighet forårsaket av utfyllingen i Raunesvika. Også midtfjords i Yrkefjorden utenfor munningen av Vatsfjorden ble det målt noe forhøyet partikkelkonsentrasjon i de øvre 10 meterne, men konsentrasjonen var betydelig lavere enn på St.10.

Målingene foretatt 02.12.08, i overgangen fra fløende til fjærende sjø, viste det samme overordnede bildet som en uke tidligere. Det var store partikkelkonsentrasjoner nær utfyllingsområdet, og det var inne i selve Raunesvika at det var mest partikler. I de øvre 3-5 meterne ble det målt maksimal turbiditet, mellom ca. 7 og 11 FTU. Målingene innenfor og utenfor siltskjørtet (henholdsvis St.8 og 9) viste totalt sett lavere konsentrasjoner av partikler utenfor skjørtet. Utenfor skjørtet på 10 meters dyp, som tilsvarer siltskjørtets dybde, ble det imidlertid registrert et tynt, men konsentrert partikkelsjikt (ca. 8 FTU). Partikkelansamlingen her kan kanskje settes i sammenheng med et svakt sprangsjikt på dette dypet (jfr. Figur 2) og at en økning endringer i vannets tetthet her på grunn av økt saltholdighet har ført til at steinpartiklene er blitt oppkonsentrert i dette sjiktet.

Målingene på tvers av fjorden ved Raunesvika bekreftet måleresultatene fra uken før med stor partikkelkonsentrasjon på vestsiden av fjorden og til dels meget lave konsentrasjoner på fjordens østside (jfr. vertikalprofiler for St.1-5).

Målingen på St.6 innenfor terskelen viste at det på dette tidspunktet var et tynt (ca. 1 m) overflatesjikt med relativt høy turbiditet som sannsynligvis stammet fra utfyllingsområdet i Raunesvika. Partiklene i dypområdet i bassenget innenfor Raunesvika syntes å være i ferd med å synke helt til bunns, men et partikkellag like over bunnen kunne fremdeles registreres. Det samme gjaldt ved Eikanesholmen (St.7).

Målingene ved utløpet av Vatsfjorden er tatt på fallende sjø, og måleresultatene viser at det strømmer ut vann med partikler fra utfyllingsområdet til Yrkefjorden både nær overflaten og i to sjikt mellom 10 og 20 meters dyp. På St.11 midtfjords i Yrkefjorden utenfor utløpet av Vatsfjorden (ca. 1,5 km fra anleggsområdet) viser turbiditetsmålingene ingen tegn til påvirkning fra utfyllingen i Vatsfjord.

#### 4.4 Oppsummering partikkelmåling

Resultatene fra partikkelmålingene i forbindelse med utfyllingsarbeidet ved Raunesvika kan oppsummeres som følgende:

1. Hydrografimålingene 26.november 2008 viste at vannmassene i Vatsfjorden var inndelt i flere ulike atskilte lag, mens det 2. desember var økende saltholdighet fra overflaten og ned til 10 m dyp.
2. Partiklene fra utfyllingen er hovedsakelig glimmer, dvs. partiklene er skiveformede, noe elastiske og har ikke nåleform. Hovedandelen av partiklene var mindre enn 1µm lange.
3. Partikkelkonsentrasjonen var høy nær utfyllingsområdet i Raunesvika, men det etablerte siltskjørtet reduserte partikkelspredningen til dels meget effektivt.
4. Partiklene oppkonsentreres i tynne sjikt, spesielt i perioder med tydelig lagdannelse i vannmassene.
5. Tynne, men godt synlige sjikt med partikler fraktes tidvis innover i Vatsfjorden, og økt turbiditet i dypvannet innenfor ytre terskel tyder på at en del av partiklene sedimenterer inne i fjorden. Partikkeltransporten innover i Vatsfjorden synes imidlertid å være relativt liten.
6. Partikkeltransporten på tvers av fjorden synes å være liten.
7. Partikler fra utfyllingsstedet i Raunesvika blir raskt fortynnet og transportert bort når de kommer ut i Yrkefjorden.

## 5. Betraktninger om effekter av suspenderte partikler på akvatiske organismer.

### 5.1 Bakgrunn for betraktningene

Det er ikke mulig å gjøre en fullstendig oppsummering av effekter av suspenderte partikler på akvatiske organismer innenfor rammene av dette oppdraget. NIVA har imidlertid nylig gjort en grundig gjennomgang av litteraturen for fisk (primært laksefisk) og blåskjell i en annen sammenheng og vil bruke dette som et utgangspunkt. Eventuelle effekter på bunnen og bunndyr vil ikke bli behandlet her.

For å måle partikkelkonsentrasjonen i vannmassene har vi målt turbiditet (FTU). I litteraturen brukes ofte partikkelkonsentrasjon i studier som undersøker effekter av partikler på akvatiske organismer. Forholdet mellom turbiditet og partikkelkonsentrasjon avhenger av hvilken type partikkel man har med å gjøre og er dermed ikke generell. Det finnes flere omregningsformler. I denne sammenstillingen har vi valgt å bruke en omregning som er publisert i Servizi & Martens (1992):

$$\text{Turbiditet (T)} = 113 (\text{SS})^{0,916} \quad (1)$$

Her er SS, suspenderte partikler, oppgitt i gram per liter.

I tillegg til konsentrasjon er også eksponeringstid viktig for hvorvidt man finner negative effekter av et stoff. Dette betyr f. eks at en organisme kan tåle en høy konsentrasjon av et gitt stoff over kort tid, men vil ta skade av en betydelig lavere konsentrasjon av det samme stoffet dersom de eksponeres over tid. Newcombe & MacDonald (1991) viste at produktet av partikkelkonsentrasjon (mg/L) og varigheten av eksponeringen (timer) er en rimelig god indikator (forklarer 60 % av variasjon i effekter) på hvor alvorlige effekter man kan forvente når akvatiske organismer utsettes for suspenderte partikler. Dette arbeidet oppsummerte data for både fisk og evertrebrater, samt arter både fra marint miljø og fra ferskvann.

I teksten under er det ofte referert til LC<sub>50</sub> verdier. LC betyr ”lethal dose” eller ”dødelig dose” og LC<sub>50</sub> refererer til den konsentrasjonen hvor 50 % av forsøksdyrene dør. For at resultater skal kunne sammenliknes, trenger man som nevnt også å vite eksponeringstiden, og dette er som regel oppgitt. Dersom det står 96 timers LC<sub>50</sub>, betyr dette ”den konsentrasjonen hvor 50 % av dyrene var døde etter å ha blitt eksponert i 96 timer”.

Turbiditetsmålingene fra Vatsfjorden viste på de to målingsdagene aldri over 11,3 FTU (jfr. Vedlegg A og B). I henhold til formel (1) tilsvarer dette en konsentrasjon på 81 mg/L eller 0.081 g/L. En mikroskopisk undersøkelse av partiklene i vannet under målingene i november og desember viste at partiklene i Vatsfjorden stort sett var glimmer (tenk en stabel matpapir, altså tynne lag eller sjikt, ikke nåleformede). Partiklene hadde overveiende en størrelse på 1 µm, mens noen veldig få var opptil 2,5 µm (jfr. pkt. 4.2).

### 5.2 Fisk

Fisk kan påvirkes av suspenderte uorganiske partikler både direkte og indirekte, og litteraturen beskriver letale (dødelige), subletale (ikke dødelige) og adferdsmessige effekter (jfr. Tabell 1). Klogging og irritasjon på gjeller kan gi subletale effekter som svekker immunsystem (Herbert & Merckens 1961, Redding et al. 1987) og problemer med osmoregulering. Av adferdsmessige effekter er det vist at suspenderte uorganiske partikler kan påvirke fiskens bevegelsesmønster (Robertson et al.

2007), vandringsmønster (Bisson & Bilby 1982, Whitman et al. 1982), reproduksjonsevne (gir ugunstige forhold på gytegrunner) (Walling et al. 2003, Greig et al. 2005), næringstilbud (Shaw & Richardson 2001) og evnen til å finne næring (Robertson et al. 2007).

### 5.2.1 Laksefisk

Mesteparten av litteraturen om effekter av partikler på fisk omhandler laksefisk i ferskvann. Litteraturen gir ikke mange eksempler på akutt dødelighet forårsaket av forhøyede konsentrasjoner av uorganiske partikler, og de LC<sub>50</sub> verdiene som oppgis, varierer svært mye (jfr. Tabell 1). Ytterpunktet er studien til Lake & Hinch fra 1999. De observerte LC<sub>50</sub> (96 timers eksponering) på hele 164.500 mg/L for juvenil Coho laks, en konsentrasjon som i følge forfatterne langt overstiger det som forekommer i naturlige systemer. Oppsummert viser andre studier med et noenlunde likt forsøksoppsett 96 timers LC<sub>50</sub> fra rundt 10.000 - 30.000 mg/L (Herbert & Merckens 1961, Servizi & Gordon 1990, Servizi & Martens 1991). ***De høyeste målingene fra Vatsfjorden (<100 mg/L) var under 1% av de konsentrasjoner som tidligere er oppgitt som akutt dødelige for fisk og vi kan ikke se at det er noen fare for akutt dødelighet hos laksefisk i fjorden.***

Newcombe & Jensen (1996) gjennomførte en metaanalyse over 80 "published and adequately documented reports" på effekter av suspendert sediment på fisk i elver og estuarier. Basert på data fra disse arbeidene laget de modeller (likninger) som forsøkte å gi sammenhengen mellom biologisk respons, partikkelkonsentrasjon og varighet på eksponeringen. Summert opp gir modellen følgende grenseverdier for letale effekter (dødelighet) hos voksen laksefisk:

Eksponeringstid 1-7 timer, letal dødelighet kan oppstå ved henholdsvis >22.000 og >3.000 mg/L

Eksponeringstid 1-6 dager, dødelighet kan oppstå ved henholdsvis >3.000 og >400 mg/L

Eksponeringstid 2-7 uker, dødelighet kan oppstå ved henholdsvis >400 og >55 mg/L

Juvenil laksefisk kom ut med omtrent samme grenseverdier. ***Målingene fra Vatsfjorden viser at det i tynne sjikt av vannsøylen er partikkelkonsentrasjoner på et nivå hvor man i litteraturen har observert dødelighet hos laksefisk, gitt at eksponeringen foregår over mange uker. Mye av litteraturen stammer fra eksperimenter hvor fisken ikke har kunnet unngå vannet med mye partikler i. I en fjord vil fisken ha en betydelig grad av bevegelsesfrihet både vertikalt og horisontalt.***

Subletale effekter skader vev og forstyrrer fysiologien til organismen, men skadene er ikke alvorlige nok til å forårsake død. Dette kan gi seg utslag direkte ved eksempelvis gjelleskader og stress, indirekte ved redusert vekst og endret atferd. I litteraturen er det også et stort spenn i hvilke konsentrasjoner som kan forårsake subletale skader. Når det gjelder gjelleskader rapportert i litteraturen, er det igjen studiet til Lake & Hinch (1999) som utgjør et ytterpunkt. De observerte mekaniske skader på gjellene ved konsentrasjoner > 41.000 mg/L (coho laks) (96 timers eksponering). Oppsummert viser studier med et noenlunde likt forsøksoppsett gjelleskader (f. eks hyperplasi, hypertrofi og gjelleløsning) ved partikkelkonsentrasjoner fra 270 -10.000 mg/L (Herbert & Merckens 1961, Servizi & Martens 1987, Goldes et al. 1988).

Fysiologisk stress er en subletal effekt og kan måles på flere måter. Hos årsyngel av coho laks ble det påvist et lineært forhold mellom blodsukker, en sekundær stress indikator, og partikkel konsentrasjon (Servizi & Martens 1992). Forhøyede nivåer av blodsukker ble målt ved konsentrasjoner over 1.360 mg/L. En annen studie på coho laks viste sammenfallende resultater med forhøyede plasma kortisol verdier ved 2-3.000 mg/L (både ved 24 og 192 timers eksponering). Denne typen stressrespons ble ikke målt ved konsentrasjoner på 4-600 mg/L (Redding et al. 1987).

Modellene til Newcombe & Jensen (1996) (beskrevet over) foreslår også grenseverdier for subletale effekter hos laksefisk. Summert opp gir modellen følgende grenseverdier for voksen laksefisk:

Eksposeringstid 1-7 timer, effekter ved henholdsvis >403 og >55 mg/L.

Eksposeringstid 1-6 dager, effekter ved henholdsvis >55 og > 7 mg/L.

Eksposeringstid 2-7 uker, effekter ved henholdsvis >7 og > 3 mg/L.

Juvenil laksefisk kom ut med omtrent samme grenseverdier. *Vi vil ikke forvente at de konsentrasjonene vi har målt i Vatsfjorden, skulle gi gjelleskader på kort sikt, men få studier har undersøkt gjelleskader på lang sikt. Når det gjelder subletale effekter som på en annen måte reduserer fiskens velferd og sykdomsresistens (stress,) så viser grenseverdiene over at vi ikke kan utelukke at konsentrasjonene som ble målt i Vatsfjorden kan redusere fiskens velferd.*

En godt dokumentert indirekte subletal effekt er redusert vekst. Det kan se ut til at redusert vekst inntreffer ved relativt lave konsentrasjoner hos enkelte arter; eksempelvis 50 mg/L for ørret (Herbert & Richards 1963, Sykora et al. 1972), 84 mg/L for Coho laks (Sigler et al. 1984) og 100 mg/L hos harr (McLeay et al. 1987). Redusert vekst kan være et resultat av redusert fødeinntak og/eller økte metabolske kostnader (McLeay et al. 1987). Hos Atlantisk laks er det vist at fødeinntaket øker opp til konsentrasjoner på 180 mg/L, for så å gå ned ved en ytterligere økning i partikkelkonsentrasjon (Robertson et al. 2007). Tilsvarende effekter er også vist hos stillehavslaks (Gregory 1994, Gregory & Northcote 1993). En moderat økning i partikkelkonsentrasjon (og dermed turbiditet) gir fisken en oppfatning av redusert predasjonsrisiko, dvs at fisken oppfatter at faren for å bli spist av andre er redusert. Over et spesifikt nivå blir imidlertid denne effekten utjevnet ved at fisken selv får økende problemer med å se (reduisert reaktiv distanse) sitt eget bytte (gjelder for en visuell predator) (se Shaw & Richardson 2001).

En siste type indirekte subletal effekt er adferdsrespons. Hos atlantisk laks er det vist at sammenbrudd i dominanshierarki og reduksjon i territoriell atferd inntreffer ved konsentrasjoner >60 mg/L (Robertson et al. 2007). Tilsvarende effekt er også vist for coho laks, men effekten inntreffer først ved konsentrasjoner rundt 130 mg/L (Berg & Northcote 1985). Unnvikelses-/flukt- respons (fisken prøver å komme unna vannet med høy turbiditet) ser også ut til å inntreffe i spennet 60-180 mg/L hos atlantisk laks (Robertson et al. 2007), lavere enn hos eksempelvis coho laks (respons inntreffer rundt 180 mg/L) (Bisson & Bilby 1982, Berg & Northcote 1985, Servizi & Martens 1992). Det er også eksempler på andre typer adferdsmessig respons som kan endre predasjonsrisiko, konkurranse med andre arter etc. Utfallet av denne type respons er umulig å forutse uten å se på andre elementer i økosystemet og blir ikke gått nærmere inn på her. *Målingene gjort i Vatsfjorden er på et nivå hvor man i teorien kunne fått effekter på vekst. Betydningen av forhøyet partikkelkonsentrasjon på vekst er imidlertid også avhengig av andre faktorer og ikke utelukkende negativ. Hvis vi i tillegg tar i betraktning at fisken kan bevege seg rundt i systemet og at laksefisk hovedsakelig er på "gjennomreise" i fjordene, antar vi at dette ikke har noen særlig stor betydning for vekst hos fisk i Vatsfjorden.*

Det er flere faktorer som kan forklare det store spennet i konsentrasjoner som gir direkte effekter (både letale og subletale) hos laksefisk, og som gjør det vanskelig å sammenlikne studier. Noe av variasjonen er selvsagt reelle forskjeller mellom arter, som igjen skyldes at ulike arter er tilpasset habitat med forskjeller i naturlig turbiditet. Ulik eksponeringstid i studiene forklarer trolig en god del (som nevnt i bakgrunn). Selv ved lik eksponeringstid kan det hos en spesifikk art være stort sprik i toleranse (se over for coho laks). Disse forskjellene kan knyttes til egenskaper ved selve partikkelen, slik som størrelse og form: små partikler ser ut til å gjøre mindre skade enn store (Servizi & Martens 1987) og avrundede partikler gjør mindre skade enn kantede (Lake & Hinch 1999). *Her er det viktig å merke seg at partiklene i Vatsfjorden er svært små, noe elastiske skiver og ikke nåleformede.*

Det ser videre ut til at toleransen er lavere i studier hvor man har brukt naturlig sediment sammenliknet med studier hvor man har brukt "kunstig" menneskeskapt sediment (Lake & Hinch 1999). Naturlig sediment er ofte ladet og tiltrekker seg tungmetaller og store organiske partikler. Konsentrasjonene av disse forbindelsene kan være høy i sediment selv om konsentrasjonen i vannet er

lav (Giesy & Hoke 1991). Forskjeller innenfor samme art kan også knyttes til egenskaper ved dyret slik som livsstadium hvor tidlige livsstadier tenderer til å være mer følsomme (Servizi & Martens 1991). Forsøksbetingelser som eksempelvis årstid (Robertson et al. 2007) og temperatur (Servizi & Martens 1991) spiller også inn.

**Tabell 1.** Tabellen oppsummerer data på effekter på laksefisk eksponert for ulike konsentrasjoner av uorganiske partikler over ulike tidsrom. J=juvenile, V=voksne, ÅY=årets yngel

Art	Livs stadium	Konsentrasjon uorganiske partikler (mg/L)	Ekspone- rings- tid (timer)	Effekt på organismen	Referanse
Atlantisk laks	J	0-460	2.5	<180 mg/L – økt fødeinntak >180 mg/L-reduisert fødeinntak >60 mg/L-hurtig reduksjon i territoriell atferd 60-180 mg/L flukt respons	Robertson et al. 2007
Coho laks	J	40000	96	Nedbrytning av gjellefilamenter og stress respons (økt hematokritt redusert leucokritt)	Lake & Hinch 1999
Coho laks	J	100000	96	Observerte dødelighet. (LC <sub>50</sub> var på 164500 mg/L)	Lake & Hinch 1999
Coho laks	J	2-3000	192	Mindre effektivt fødeopptak	Redding et al. 1987
Coho laks	V	84	336	Redusert vekst	Sigler et al. 1984
Coho laks	ÅY	240	24	5 dobling i hoste frekvens	Servizi & Martens 1992
Coho laks	J	130	36	Sammenbrudd av sosialt hierarki, ingen territoriell adferd	Berg & Northcote 1985
Coho laks	J	180	96	Flukt respons	Servizi & Martens 1992
Coho laks	J	310	0,5	Unnvikelsesrespons	Bisson & Bilby 1982



Tabell 1. (forts.)

Harr	ÅY	20000	96	10 % dødelighet	McLeay et al. 1987
Harr	ÅY	100000	96	20 % dødelighet	McLeay et al. 1987
Harr	ÅY	100 300 1000	1008 1008 1008	Vekstreduksjon, 6% relativ til kontroll Vekstreduksjon, 10 % relativ til kontroll. Redusert toleranse for hypoksi, redusert toleranse for pentachlorophenol. Vekstreduksjon, 33 % relativ til kontroll. Redusert toleranse for hypoksi, redusert toleranse for pentachlorophenol.	McLeay et al. 1987
Sokeye laks	ÅY	9850	96	Gjelle hyperplasi, hypertrofi, gjelleløsning og nekrose	Servizi & Martens 1987
Chinook laks	J	207000	1	100% dødelighet	Newcomb & Flagg 1983
Chinook laks	J	1400 9400 39400	36 36 36	10 % dødelighet 50% dødelighet 90 % dødelighet	Newcomb & Flagg 1983
Regnbue ørret	J	90	456	5 % dødelighet	Herbert & Merkens 1961
Regnbue ørret	J	2-3000	192	Redusert fødeopptak, redusert motstand mot <i>Vibrio anguillarum</i> infeksjon.	Redding et al. 1987
Regnbue ørret	J	2-3000	192	Økt plasma cortisol og økt hematocrit.	Redding et al. 1987
Regnbue ørret	ÅY	Pulser på 700	456	Redusert vekst	Shaw & Richardson 2001
Regnbue ørret	V	50	336	Redusert vekst	Herbert & Richards 1963

### 5.2.2 Marin fisk

Brorparten av vår nåværende kunnskap om effekter av uorganiske partikler på fisk kommer fra studier på laksefisk i ferskvann (Au et al. 2004), og antallet studier på estuarin/marin fisk er lavt (jfr. Tabell 2). Av arter som er kjent i våre farvann har vi funnet én studie på torsk. I denne studien ble torsk utsatt for en partikkelkonsentrasjon på 550 mg/L over periode på 10 dager uten at det ble observert dødelighet (Humborstad et al. 1996). Hos Atlantic silverside (*Menidia menidia*) ble det observert dødelighet ved bare 580 mg/L ved 24 timers eksponering, mens en tannkarpeart (mummichog; *Fundulus heteroclitus*) overlevde 300.000 mg/L under samme eksponeringstid (Newcombe & Jensen 1996). I en eldre studie er det utarbeidet dødelighetskurver for seks arter. Disse artene ble klassifisert i henhold til sin LC<sub>10</sub> konsentrasjon (Sherk et al. 1975) hvor arter med 24 t LC<sub>10</sub> >10.000 mg/L ble klassifisert som tolerante, arter med 24 t LC<sub>10</sub> fra 1.000 til 10.000 mg/L som sensitive og arter med

**Tabell 2.** Tabellen oppsummerer data på effekter fisk (ikke laksefisk) eksponert for ulike konsentrasjoner av uorganiske partikler over ulike tidsrom. F= ferskvannsfisk, M = marin fisk, J = juvenil, V = voksen og ÅY = årsyngel.

Art	Livs-stadium	Konsentrasjon uorganiske partikler (mg/L)	Ekspone- ringstid (timer)	Effekt på organismen	Referanse
Green grouper (M) ( <i>Epinephelus coioides</i> )	J	50	1.008	> 20 % dødelighet. (LC <sub>50</sub> var på 1400 mg/L)	Au et al. 2004
Torsk (M) ( <i>Gadus morhua</i> )	V	550	24	Skader på 30% av gjellene: oppsvulming, ødem.	Humborstad et al. 2006
Torsk (M) ( <i>Gadus morhua</i> )	V	550	120	Skader på 70% av gjellene: oppsvulming, ødem, hypertrofi, og økt antall slimceller	Humborstad et al. 2006
Torsk (M) ( <i>Gadus morhua</i> )	V	550	240	Oppsvulming, ødem, hypertrofi og økt antall slimceller.	Humborstad et al. 2006
Ørekyt (F) ( <i>Phoxinus phoxinus</i> )	ÅY	25 100  500	504 504  504	Vekst reduksjon Moderat fjellhyperplasi, sammenvoksing av gjellefilamenter og økt slimproduksjon.  15 ganger lavere vekst enn kontroll	Sutherland & Meyer 2007
Green grouper (M) ( <i>Epinephelus coioides</i> )		2.000 2.000 >50 > 200	1.008 1.008 1.008 1.008	Redusert ATPase aktivitet Økt antall klorid celler Hyperplasi Løsning av epitel	Au et al. 2004
Abbor (F) ( <i>Amploplites rupestris</i> ). Elvepopulasjon	V	0-3.600	2,5	>13 mg/L økning i hjertets slagvolum og slagfrekvens.	Bunt et al. 2004
Abbor (F) ( <i>Amploplites rupestris</i> ). Innsjø populasjon	V	0-3.600	2,5	>13 mg/L økning i hjertets slagvolum og slagfrekvens.	Bunt et al. 2004

24 t LC<sub>10</sub> < 1.000 mg/L som svært sensitive. Av de artene som hadde høy toleranse, var alle bunnfisk eller arter med sterk tilknytting til bunn (se review Wilber & Clark 2001).

Humborstad et al. (2006) observerte sub-letale effekter hos torsk ved en partikkelkonsentrasjon på 550 mg/L. Histologiske undersøkelser viste skader på gjellene allerede ved 24 timers eksponering.

Skadene på gjellene var blant annet hyperplasi, hypertrofi og økt antall slimceller, og skadeomfanget økte med økt eksponeringstid (Humborstad et al. 2006). Forfatterne antok likevel at skadene ikke ville hatt signifikant betydning for respirasjon, ekskresjon og osmoregulering, og at de trolig var reparerbare. Humborstad et al. (2006) påpekte videre at torsk har stor mulighet til å unngå ”skyer” av vann med høy turbiditet. Hos green grouper (*Epinephelus coioides*) ble det observert gjelleskader allerede ved 50 mg/L, men skadene var svært begrensede. Mer omfattende skader ble først observert ved konsentrasjoner over 200 mg/L. I den tidligere refererte sammenlikningen av seks ulike arter (Sherk et al. 1975), ble det ikke hos noen av artene observert subletale effekter under 650 mg/L. **Selv om det finnes få studier og sammenlikningsgrunnlaget er spinkelt, ser det ikke ut til at det kan dokumenteres vesentlige effekter på marin fisk ved de partikkelnivåene som er målt i Vatsfjorden.**

### 5.3 Invertebrater representert ved blåskjell.

Blåskjell (*Mytilus edulis*) trekker inn vann ved skallets bakkant. Vannet passerer over gjellene som fungerer både som åndningsorgan og som fødeopptaksorgan. Høye konsentrasjoner av partikler kan dermed i teorien påvirke både respirasjon og fødeopptak. Blåskjellets gjeller filtrerer ut partikler i størrelsespennet 3-200 µm, med en optimalstørrelse rundt 20 µm hos voksne skjell. Partikler som er større eller mindre enn dette, sendes med vannstrømmen ut av skjellet. Blåskjell har ingen muligheter til å ”stenge ute” partikler dersom konsentrasjonen i vannet blir for høy. Mekanismene bivalver bruker for å håndtere høye konsentrasjoner av partikler, er å redusere pumpning/filtreringsraten (f. eks Foster-Smith 1976, Bacon et al. 1998, Maire 2007) og å avvise overflødig filtrert materiale som såkalte pseudofaeces (Robinson et al. 1984, Turner & Miller 1991, Hawkins et al 1996, Wilber & Clark 2001). Pseudofaeces er ”pakker” med partikler som filtreringsapparatet har klargjort for spising, men som sendes ut av skjellet før den har passert munnen. Pseudofaeces er dermed ufordøyde partikler som skjellet ikke har benyttet seg av. Vi har ingen informasjon om blåskjells tålegrenser med hensyn til partikkelkonsentrasjoner.

Grønnskjell (*Perna viridis*), en art som er nært beslektet med blåskjell, kan overleve høye konsentrasjoner av uorganiske partikler. Det ble ikke observert dødelighet hos grønnskjellet ved eksponering for konsentrasjoner opp mot 1.200 mg/L over et tidsrom på 96 timer (Shin et al. 2002). Senere studier har vist at grønnskjell også tåler høye konsentrasjoner av uorganiske partikler over lengre tidsrom, hvor 87% av skjellene overlevde en eksponering for konsentrasjoner opp til 1.000 mg/L i 14 dager (Cheung & Shin 2005). Langtidseksponeringen resulterte imidlertid i ureparerbare skader på gjellene, og skadenes omfang var i tillegg til partikkelkonsentrasjon også avhengig av partikkelstørrelse (Cheung & Shin 2005). De minste partiklene (< 63 µm) i forsøket forårsaket minst skade, mens partikler i spennet 125-500 µm forårsaket størst skade (Cheung & Shin 2005).

Man kan tenke seg at høye konsentrasjoner av uorganiske partikler ”tvinger” blåskjellet til å prosessere store mengder næringsfattig materiale, noe som igjen kan resultere i redusert vekst. Det er imidlertid godt dokumentert at bivalver i varierende grad kan selektere hvilke partikler som spises (f.eks Newell & Jordan 1983, Hawkins et al. 1996, Defossez & Hawkins 1997, Bacon et al. 1998, Safi et al. 2007). Man antar at partikkelutvelgelsen består av en eller flere av de følgende prosesser: 1) selektiv tilbakeholding av enkelte partikler i gjellefilter, 2) selektiv utskillelse av filtrert materiale gjennom pseudofaeces, og 3) selektiv fordøyelse av spist materiale (summert opp i Defossez & Hawkins 1997). Mekanismen varierer mellom arter og seleksjonskriterier omfatter partikkelstørrelse, konsentrasjon og kvalitet (se referanser oppsummert i Safi et al. 2007). Resultatet av seleksjonen er at partikkelpakken som tilslutt fordøyes er en anriket variant av tilbudet i vannet mhp næringsinnhold. Det er grunn til å tro at denne seleksjonsmekanismen fungerer for de fleste arter innenfor de konsentrasjoner av partikler som naturlig forekommer i marine økosystem. For hesteskjellet *Atrina zelandica* er det imidlertid nylig vist at høyt innhold av uorganiske partikler svekker skjelllets evne til seleksjon (Safi et al 2007). Vi har ikke funnet noen studier som har gjort tilsvarende forsøk med

blåskjell. *Partiklene i Vatsfjorden er svært små, og vil i begrenset grad filtreres ut av blåskjellet. Konsentrasjonene er også lavere enn det som litteraturen kan dokumentere som skadelig for skjell. Vi tror dermed ikke at partikkelmengden i fjorden generelt utgjør noen fare for filtrerende organismer som blåskjell.*

## 5.4 Oppsummering

1. Den høyeste turbiditeten som ble målt i Vatsfjorden tilsvarer partikkelkonsentrasjoner på maks 81 mg/L eller 0.081 g/L. Litteraturen gir ingen eksempel på at så lave konsentrasjoner har ført til akutt dødelighet verken hos fisk eller skjell.
2. Det finnes eksempel i litteraturen hvor fisk har dødd ved tilsvarende konsentrasjoner som det som ble målt i Vatsfjorden. Dette gjelder imidlertid i forsøk som har vart over en tidsperiode på mange uker. Det er verdt å merke seg at under eksperimentelle betingelser har fisken som regel ingen mulighet til å rømme unna vannet med mye partikler.
3. Vi kan ikke utelukke at konsentrasjonene som ble målt i Vatsfjorden, kan redusere fiskens velferd da stress og redusert sykdomsresistens har vært observert ved tilsvarende konsentrasjoner som ble målt i Vatsfjorden. Kommentaren over om fiskens mulighet til å rømme er også relevant for dette punktet.
4. Konsentrasjonene i Vatsfjorden er på et nivå hvor man i teorien kunne fått effekter på vekst hos fisk. Kommentaren over om fiskens mulighet til å rømme er også relevant for dette punktet.
5. Partiklene i Vatsfjorden er svært små og vil i begrenset grad filtreres ut av blåskjell. Konsentrasjonene er også lavere enn det som litteraturen kan dokumenteres som skadelig for skjell. Vi tror dermed ikke at partikkelmengden i fjorden generelt utgjør noen fare for blåskjell.

## 6. Referanser

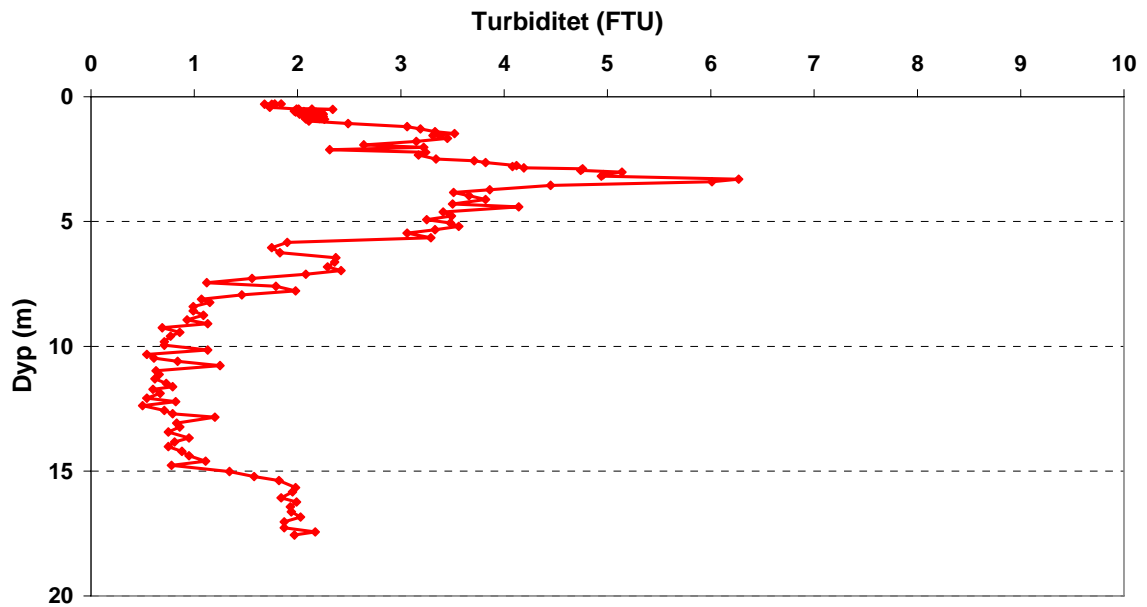
- Au, D., Pollino, C., Wu, R., Shin, P., Lau, S., Tang, J., 2004. Chronic effects of suspended solids on gill structure, osmoregulation, growth, and triiodothyronine in juvenile green grouper *Epinephelus coioides*. MAR ECOL-PROG SER 266, 255-264.
- Bacon, G., MacDonald, B., Ward, J., 1998. Physiological responses of infaunal (*Mya arenaria*) and epifaunal (*Placopecten magellanicus*) bivalves to variations in the concentration and quality of suspended particles I. Feeding activity and selection. J EXP MAR BIOL ECOL 219, 105-125.
- Berg, L., Northcote, T., 1985. Changes in territorial gill-flaring, and feeding behaviour in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) following short-term pulses of suspended sediment. CAN J FISH AQUAT SCI 42, 1410-1417.
- Bisson, P., Bilby, R., 1982. Avoidance of Suspended sediment by juvenile Coho salmon. North American Journal of Fisheries Management 4, 371-374.
- Bunt, C., Cook, S., Schreer, J., Philipp, D., 2004. Effects of incremental increases in silt load on the cardiovascular performance of riverine and lacustrine rock bass, *Ambloplites rupestris*. ENVIRON POLLUT 128, 437-444.
- Cheung, S., Shin, P., 2005. size effects of suspended particles on gill damage in green-lipped mussel *Perna viridis*. MAR POLLUT BULL 51, 801-810.
- Defossez, J., Hawkins, A., 1997. Selective feeding in shellfish: size-dependent rejection of large particles within pseudofaeces from *Mytilus edulis*, *Ruditapes philippinarum* and *Tapes decussatus*. MAR BIOL 129, 139-147.
- Foster-Smith, R., 1976. Some mechanisms for the control of pumping activity in bivalves. MARINE BEHAVIOURAL PHYSIOLOGY 4, 41-60.
- Goldes, S., Ferguson, H., Moccia, R., Daoust, P., 1988. Histological effects of the inert suspended clay kaolin on the gills of juvenile rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. J FISH DIS 11, 23-33.
- Gregory, R., 1994. The influence of ontogeny, perceived risk of predation and visual ability on the foraging behaviour of juvenile Chinook salmon. In: Stouder, D., Fresh, K., Feller, R. (Eds.), Theory and application in fish feeding ecology. University of South Carolina Press, Columbia, pp. 271-284.
- Gregory, R., Northcote, T., 1993. Surface, Planktonic, and benthic foraging by juvenile chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*) in turbid laboratory conditions. CAN J FISH AQUAT SCI 50, 233-240.
- Greig, S., Sear, D., Carling, P., 2005. The impact of fine sediment accumulation on the survival of incubating salmon progeny: Implications for sediment management. SCI TOTAL ENVIRON 344, 241-258.
- Hawkins, A., Smith, R., Bayne, B., Heral, M., 1996. Novel observations underlying the fast growth of suspension-feeding shellfish in turbid environments: *Mytilus edulis*. MAR ECOL-PROG SER 131, 179-190.
- Herbert, D., Merckens, J., 1961. The effect of suspended mineral solids on the survival of trout. International Journal of Air and Water Pollution 5, 46-55.
- Herbert, D., Richards, J., 1963. The growth and survival of fish in some suspensions of solids of industrial origin. International Journal of Air and Water Pollution 7, 297-302.
- His, E., Beiras, R., Seaman, M., 1999. The assessment of marine pollution-bioassays with bivalve embryos and larvae. In: Tyler, A.I., Young, C.M. (Eds.), Advances in marine Biology, vol 37. Academic Press, London, pp. 1-178.
- Humborstad, O., Jorgensen, T., Grotmol, S., 2006. Exposure of cod *Gadus morhua* to resuspended sediment: an experimental study of the impact of bottom trawling. MAR ECOL-PROG SER 309, 247-254.

- Lake, R., Hinch, S., 1999. Acute effects of suspended sediment angularity on juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). CAN J FISH AQUAT SCI 56, 862-867.
- Maire, O., Amouroux, J., Duchene, J., Gremare, A., 2007. Relationship between filtration activity and food availability in the Mediterranean mussel *Mytilus galloprovincialis*. MAR BIOL 152, 1293-1307.
- McLeay, D., Birtwell, I., Hartman, G., Ennis, G., 1987. Responses of arctic grayling (*Thymallus arcticus*) to acute and prolonged exposure to Yukon placer mining sediment. CAN J FISH AQUAT SCI 44, 658-673.
- Newcombe, C., Flagg, T., 1983. Some effects of Mt. St. Helen's volcanic ash on juvenile salmonid smolts. MAR FISH REV 45, 8-12.
- Newcombe, C., MacDonald, B., 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. N AM J FISH MANAGE 11, 72-82.
- Newcombe, C., Jensen, J., 1996. Impact assessment model for clear water fishes exposed to excessively cloudy water. N AM J FISH MANAGE 39, 529-544.
- Newell, R., Jordan, S., 1983. Preferential ingestion of organic material by the american oyster *Crassostrea virginica*. MAR ECOL-PROG SER 13, 47-53.
- Redding, J., Schreck, C., Everest, F., 1987. Physiological effects on Coho salmon and steelhead of exposure to suspended solids. T AM FISH SOC 116, 737-744.
- Robertson, M., Scruton, D., Clarke, K., 2007. Seasonal effects of suspended sediment on the behavior of juvenile Atlantic salmon. T AM FISH SOC 136, 822-828.
- Robinson, W., Wehling, W., Morse, M., 1984. The effect of suspended clay on feeding and digestive efficiency of the surf clam, *Spisula solidissima* (Dillwyn). J EXP MAR BIOL ECOL 74, 1-12.
- Safi, K., Hewitt, J., Talman, S., 2007. The effect of high inorganic seston loads on prey selection by the suspension-feeding bivalve, *Atrina zelandica*. J EXP MAR BIOL ECOL 344, 136-148.
- Servizi, J., Martens, D., 1987. Some effects of suspended Fraser River sediments on sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*. In: Smith, H., Margolis, L., Wood, C. (Eds.), Sockeye salmon, *Oncorhynchus nerka*, population biology and future management., pp. 254-264.
- Servizi, J., Gordon, R., 1990. Acute lethal toxicity of ammonia and suspended sediment mixtures to chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). B ENVIRON CONTAM TOX 44, 650-656.
- Servizi, J., Martens, D., 1991. Effect of temperature, season, and fish size on acute lethality of suspended sediments to coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*). CAN J FISH AQUAT SCI 48, 493-497.
- Servizi, J., Martens, D., 1992. Sublethal responses of coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) to suspended sediments. CAN J FISH AQUAT SCI 49, 1389-1395.
- Shaw, E., Richardson, J., 2001. Direct and indirect effects of sediment pulse duration on stream invertebrate assemblages and rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) growth and survival. CAN J FISH AQUAT SCI 58, 2213-2221.
- Sherk, J., O'Connor, J., Neumann, D., 1975. Effects of suspended and deposited sediments on estuarine environments. In: Cronin, L. (Ed.), Estuarine research 2. Academic Press, New York, pp. 541-558.
- Shin, P., Yau, F., Chow, S., Tai, K., Cheung, S., 2002. Responses of the green-lipped mussel *Perna viridis* (L.) to suspended solids. MAR POLLUT BULL 45, 157-162.
- Sigler, J., Bjørn, T., Everest, F., 1984. Effect of chronic turbidity on density and growth of steelheads and coho salmon. T AM FISH SOC 113, 142-150.
- Sutherland, A., Meyer, J., 2007. Effects of increased suspended sediment on growth rate and gill condition of two southern Appalachian minnows. ENVIRON BIOL FISH 80, 389-403.
- Sykora, J., Synak, M., Smith, E., 1972. Effect of lime neutralized iron hydroxide suspensions on juvenile brook trout (*Salvelinus fontinalis*, Mitchill). WATER RES 6, 935-&.
- Turner, E., Miller, D., 1991. Behavior and growth of *Mercenaria mercenaria* during simulated storm events. MAR BIOL 111, 55-64.
- Walling, D., Collins, A., McMellin, G., 2003. A reconnaissance survey of the source of interstitial fine sediment recovered from salmonid spawning gravels in England and Wales. HYDROBIOLOGIA 497, 91-108.

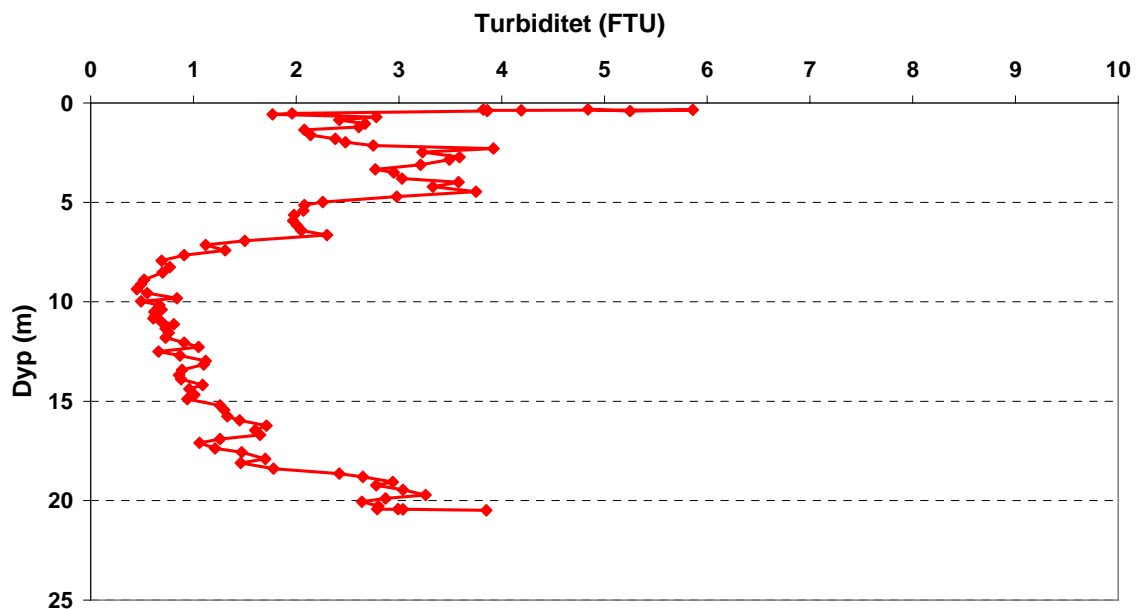
- Whitman, R., Quinn, T., Brannon, E., 1982. Influence of suspended volcanic ash on homing behaviour of adult Chinook Salmon. *T AM FISH SOC* 111, 63-69.
- Wilber, D., Clarke, D., 2001. Biological effects of suspended sediments: A review of suspended sediment impacts on fish and shellfish with relation to dredging activities in estuaries. *N AM J FISH MAN* 21, 855-875.

# Vedlegg A.

## St. 1 - 26.11.08

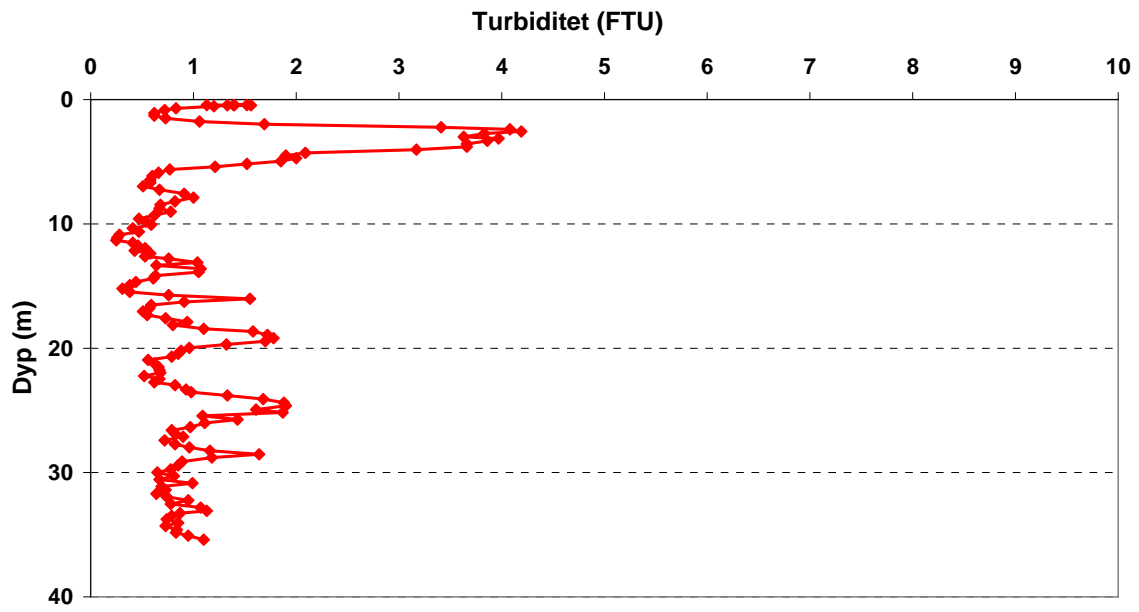


## St. 2 - 26.11.08

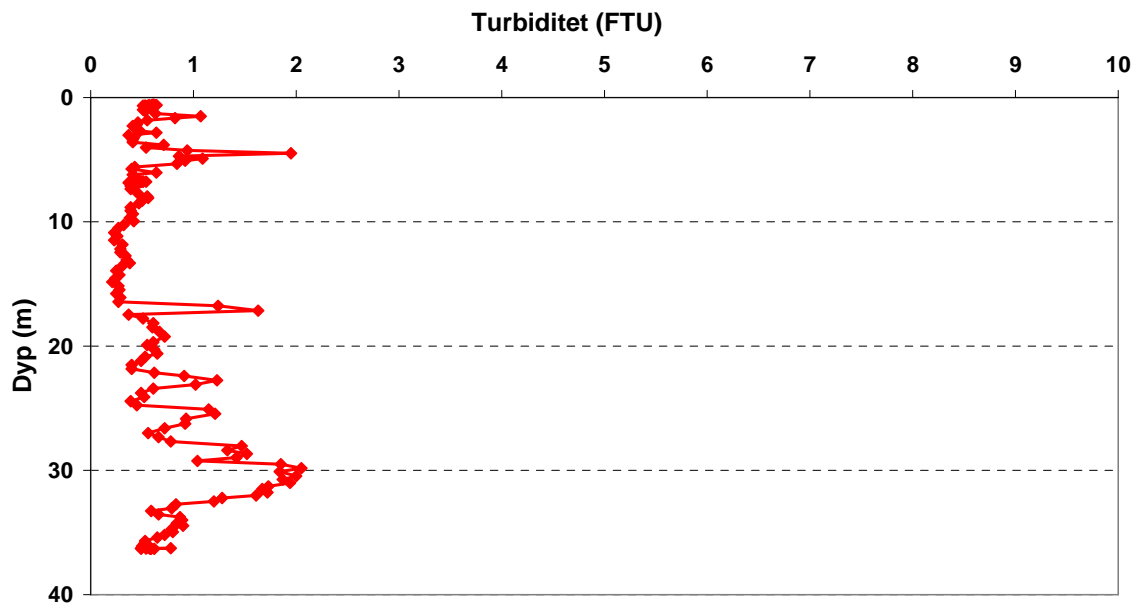




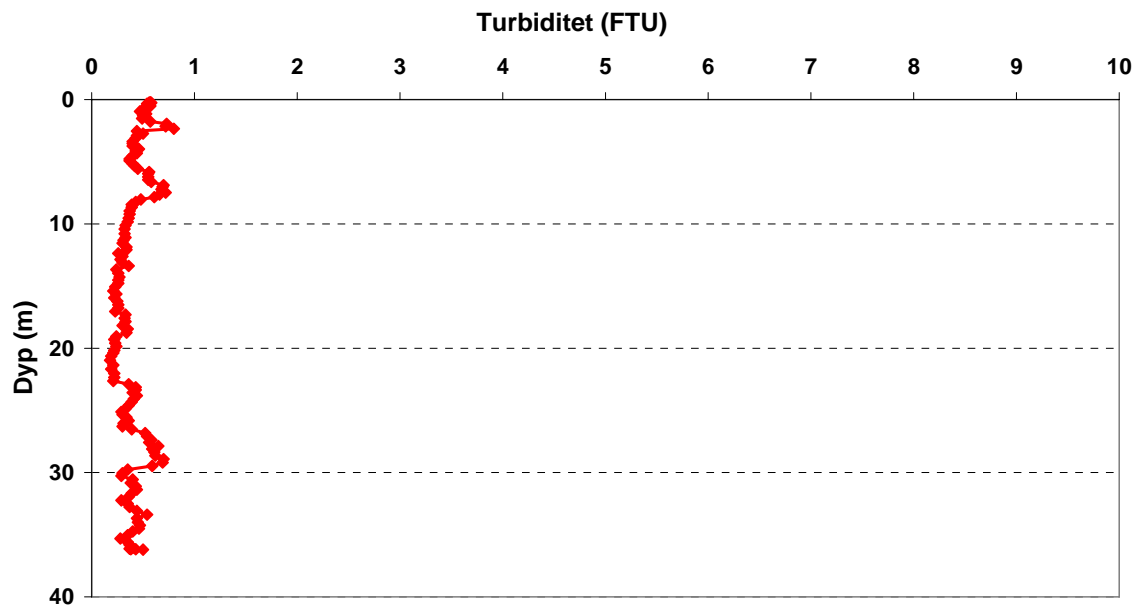
**St. 3 - 26.11.08**



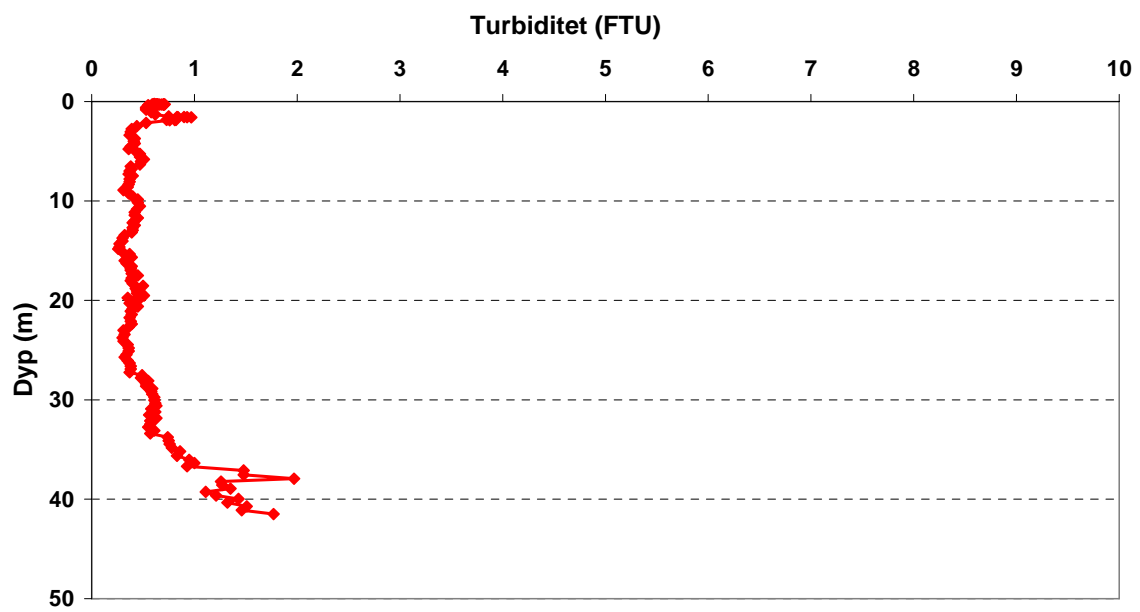
**St. 4 - 26.11.08**



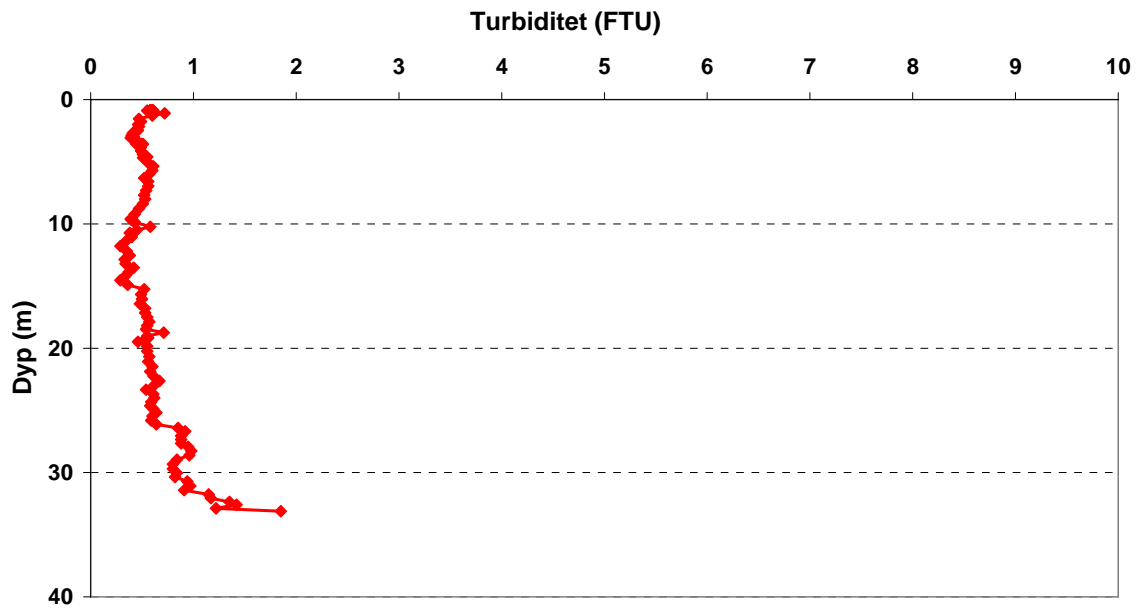
**St. 5 - 26.11.08**



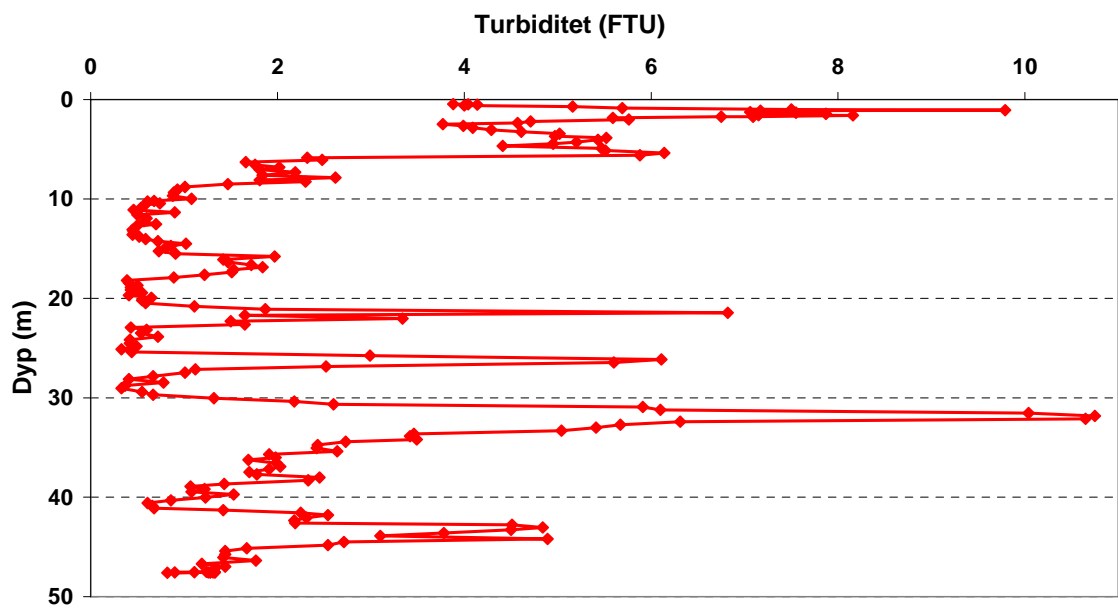
**St. 6 - 26.11.08**



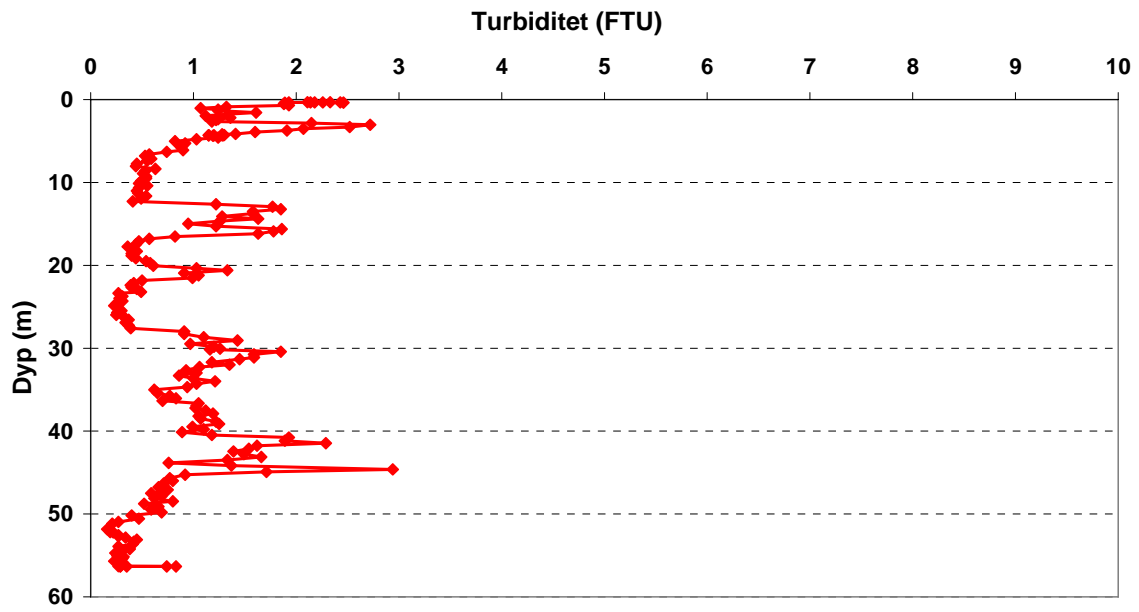
**St. 7 - 26.11.08**



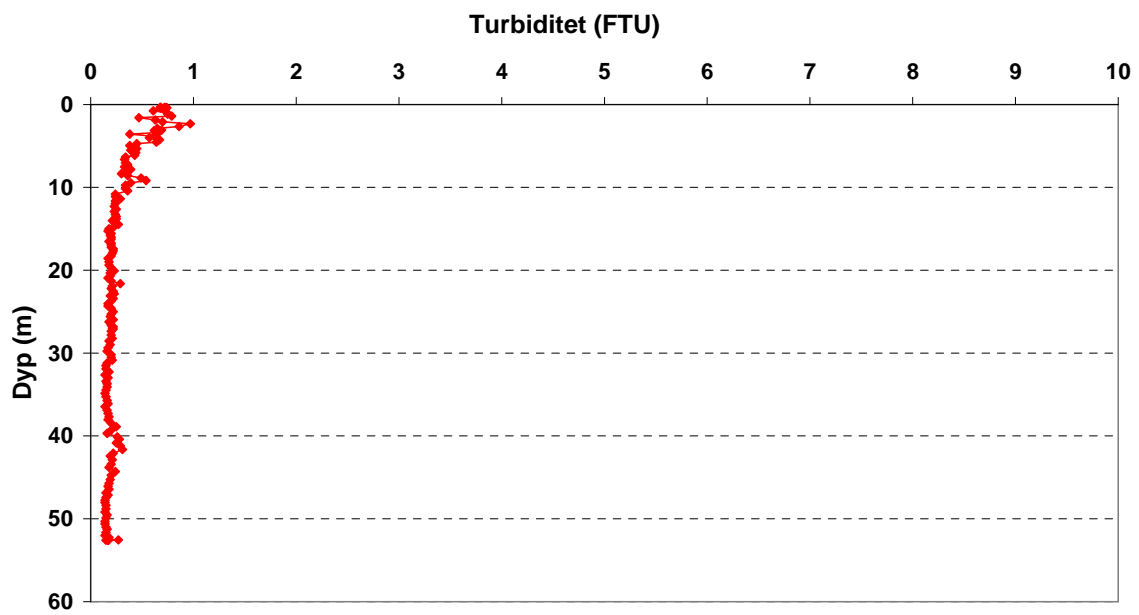
**St. 8 - 26.11.08**



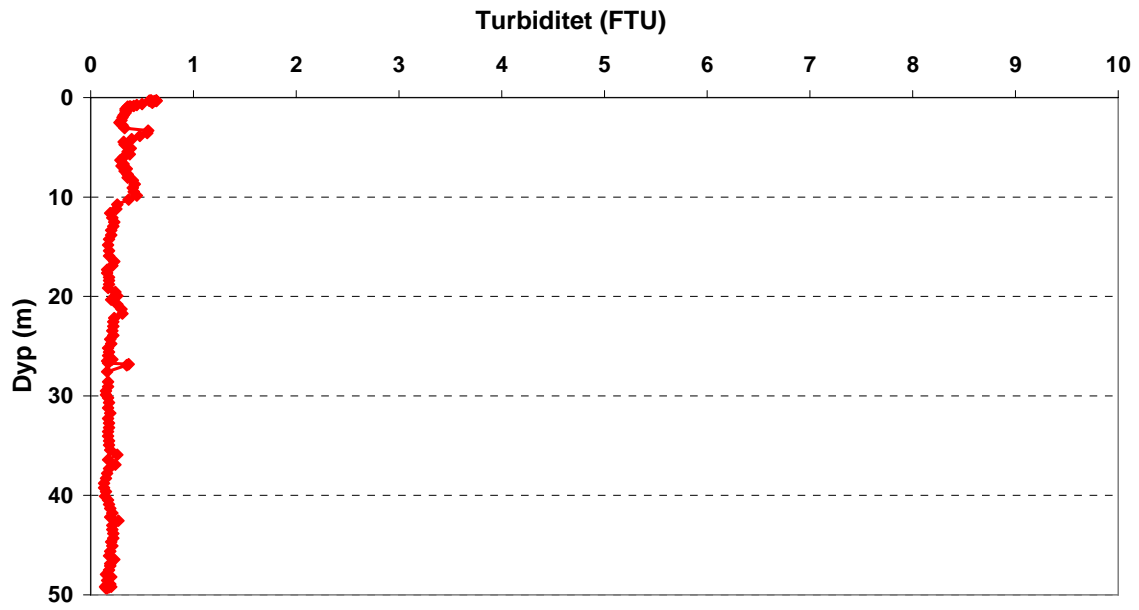
**St. 9 - 26.11.08**



**St. 10 - 26.11.08**

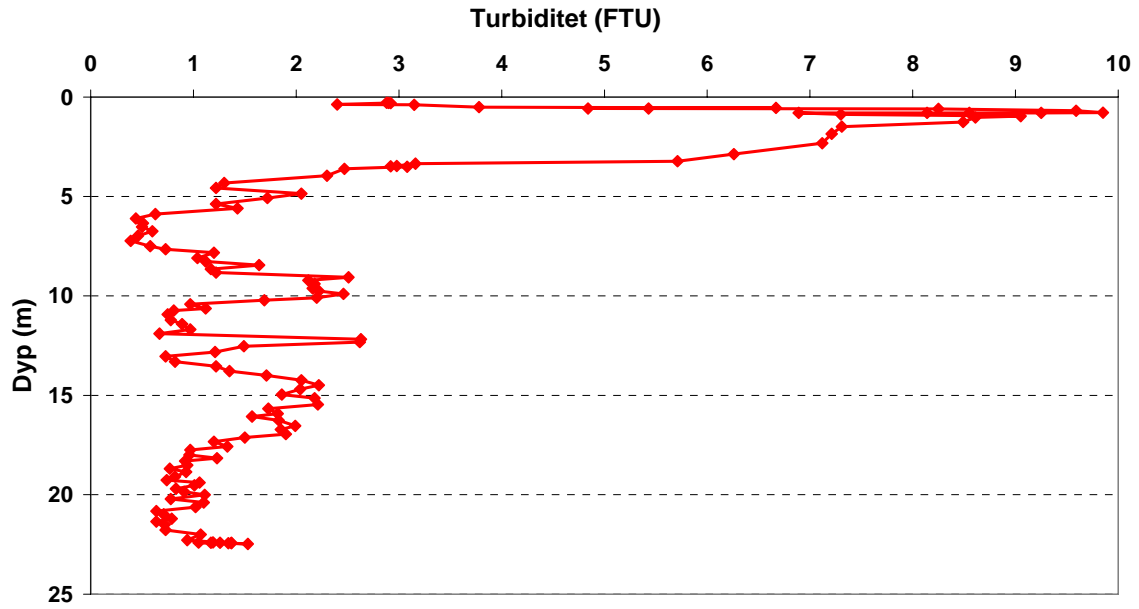


**St. 11 - 26.11.08**

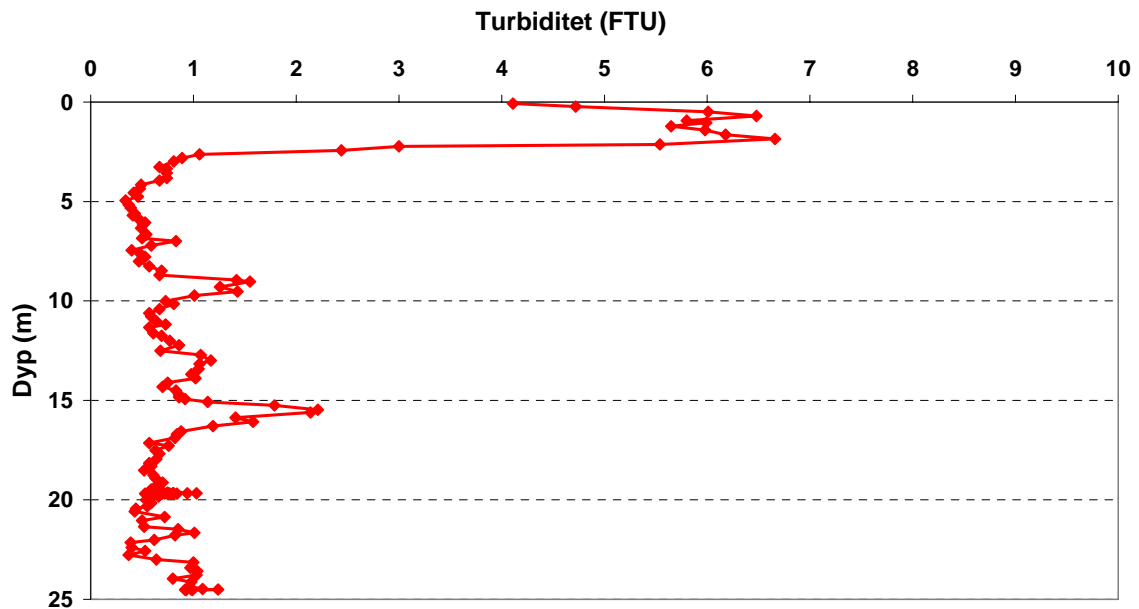


# Vedlegg B.

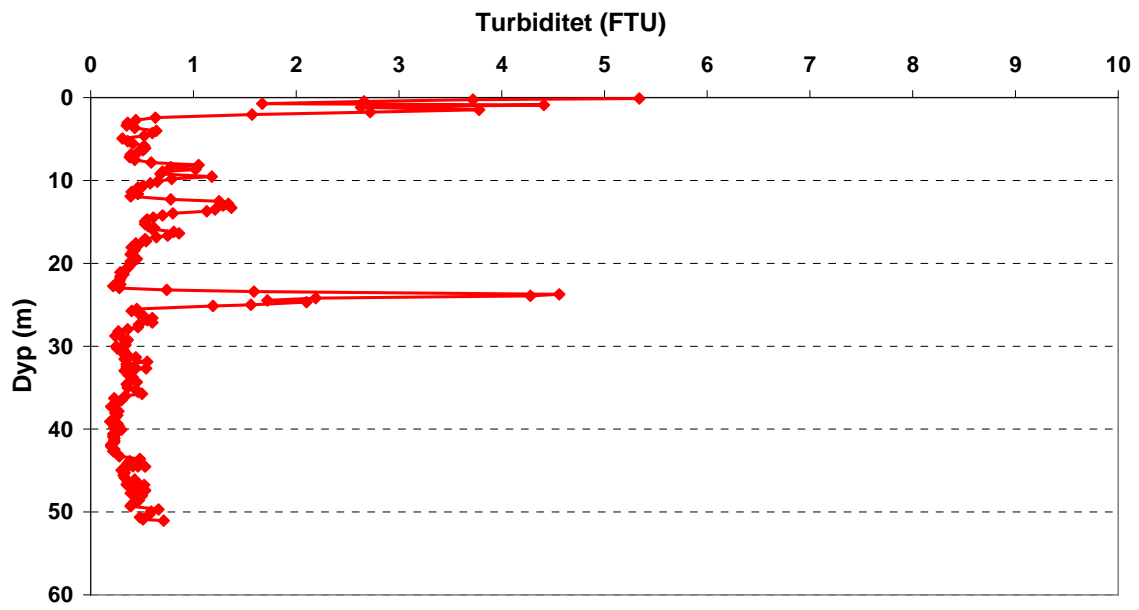
St. 1 - 02.12.08



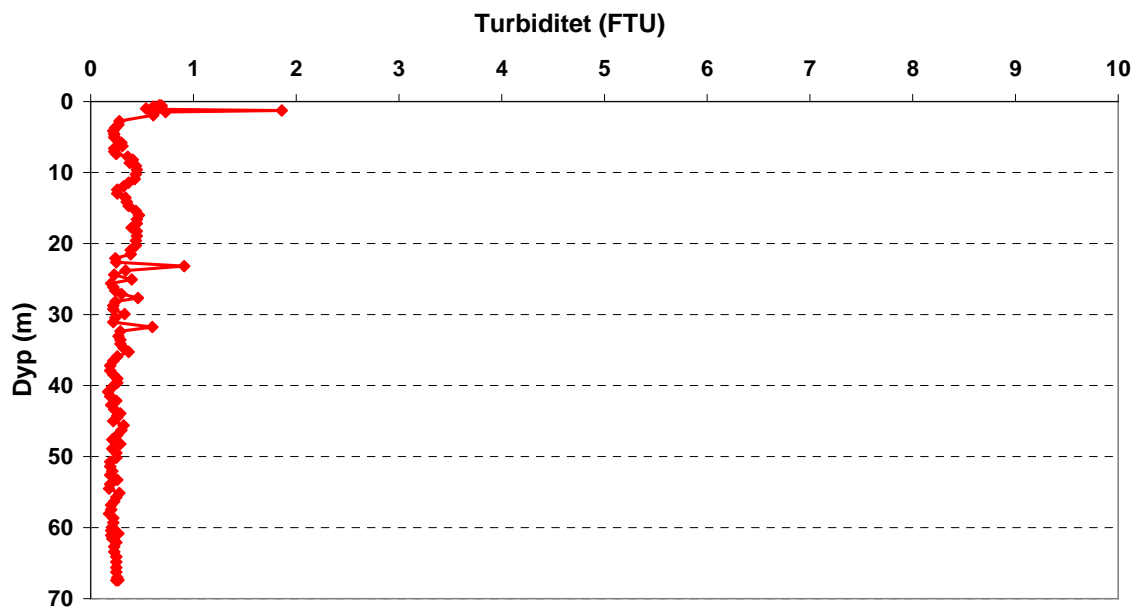
St. 2 - 02.12.08



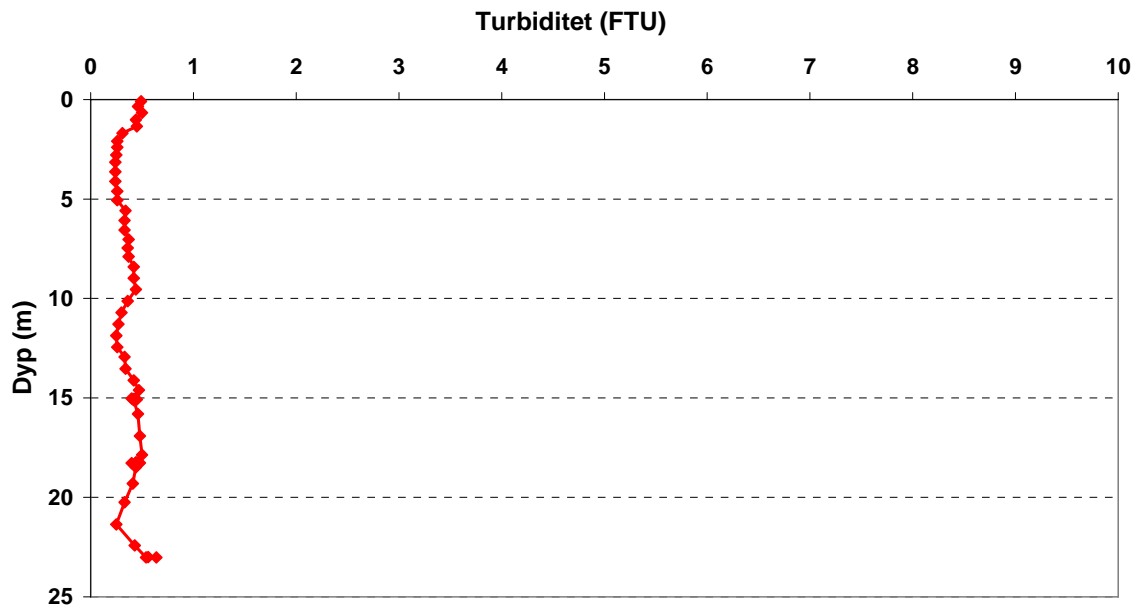
**St. 3 - 02.12.08**



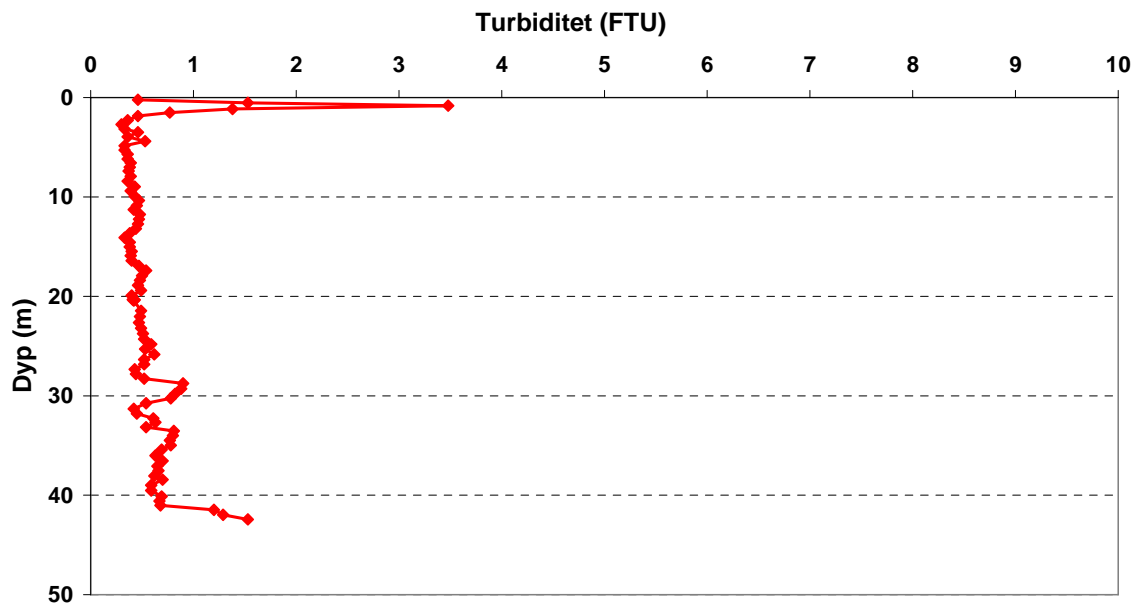
**St. 4 - 02.12.08**



**St. 5 - 02.12.08**

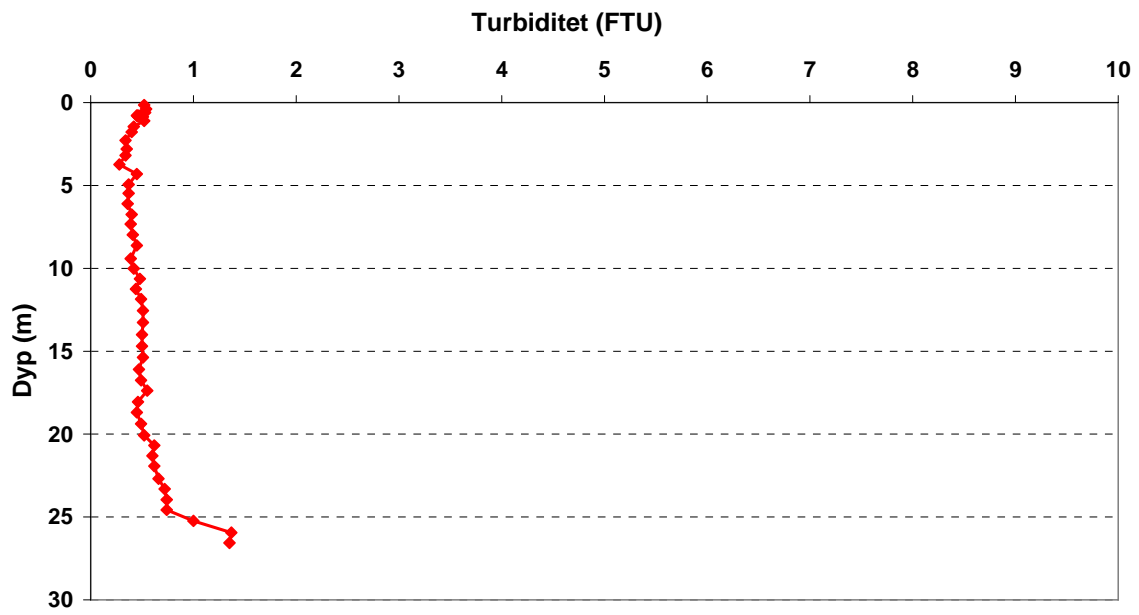


**St. 6 - 02.12.08**

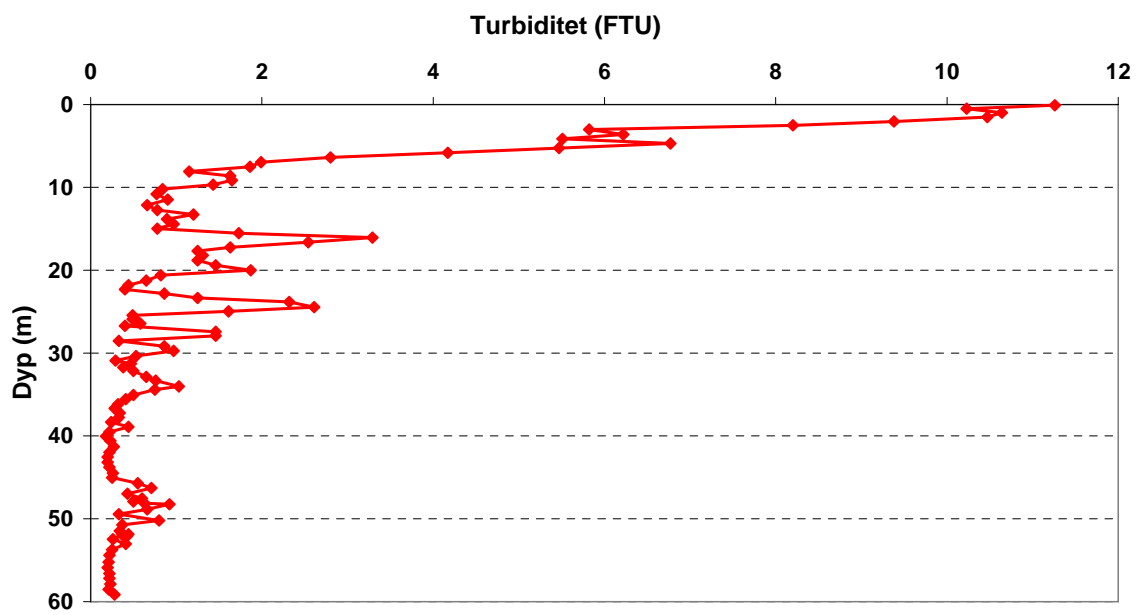




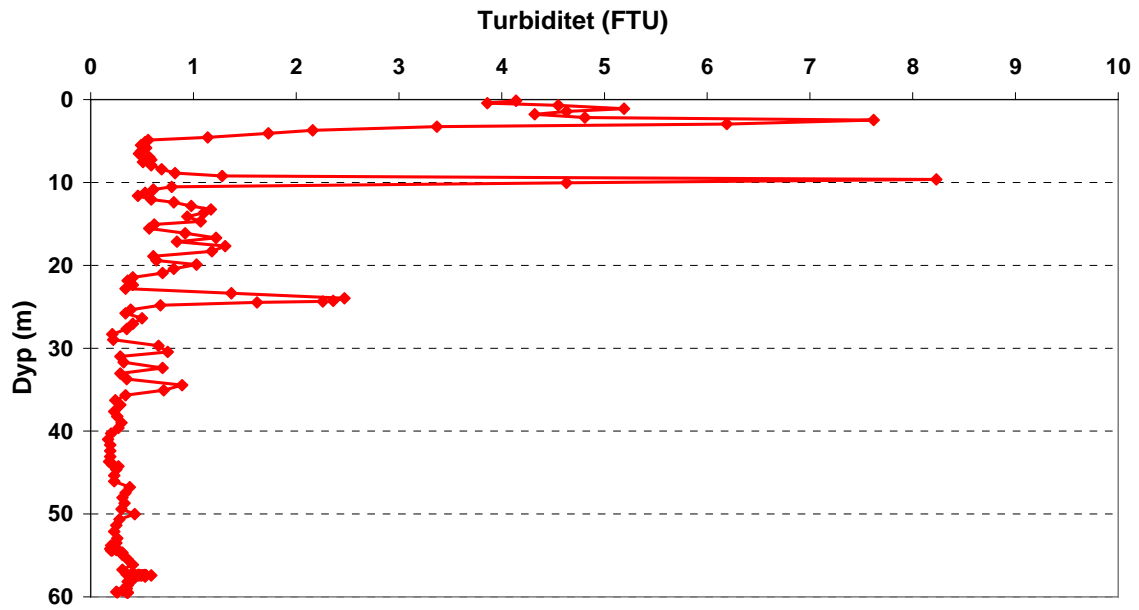
**St. 7 - 02.12.08**



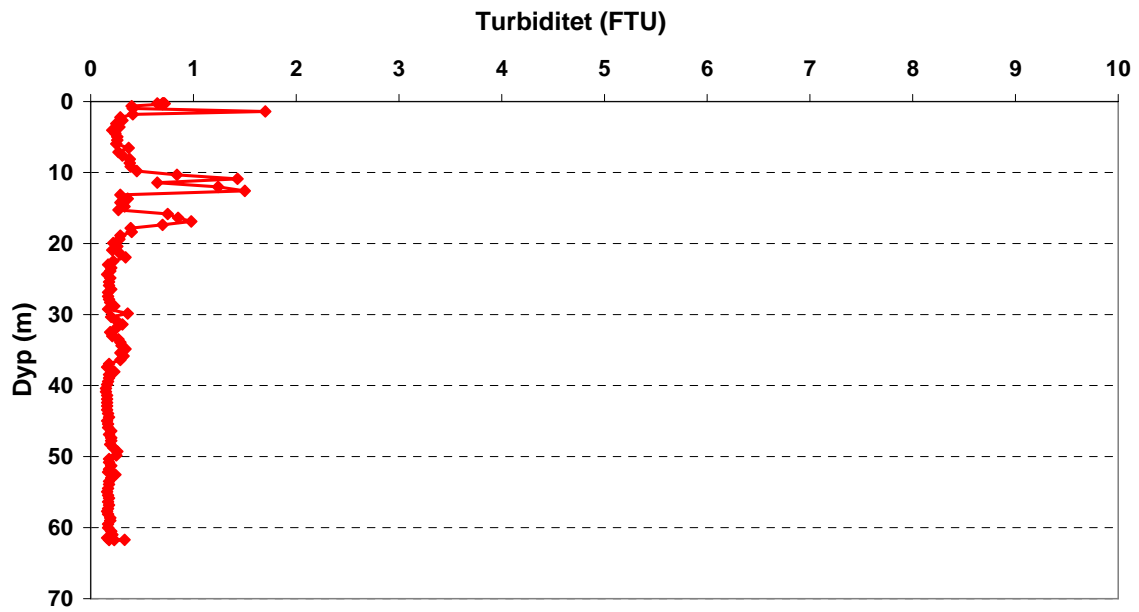
**St. 8 - 02.12.08**



**St. 9 - 02.12.08**



**St. 10 - 02.12.08**



**St. 11 - 02.12.08**

