

NIVA



RAPPORT LNR 4492-2002

**Miljøgifter og  
næringssalter i sjøvann fra  
Malmøykalven,  
indre Oslofjord**

**Hovedkontor**

Postboks 173, Kjelsås  
0411 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internet: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 37 29 50 55  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 62 57 64 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Nordnesboder 5  
5005 Bergen  
Telefon (47) 55 30 22 50  
Telefax (47) 55 30 22 51

**Akvaplan-niva**

9296 Tromsø  
Telefon (47) 77 75 03 00  
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel <b>Miljøgifter og næringsalter i sjøvann fra Malmøykalven, indre Oslofjord</b>	Løpenr. (for bestilling) 4492-2002	Dato 26/02-02
	Prosjektnr. Undernr. O-21059	Sider Pris 32
Forfatter(e) John Arthur Berge Jan Magnusson	Fagområde Miljøgifter sjøvann	Distribusjon Fri
	Geografisk område Oslo	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Oslo havnevesen	Oppdragsreferanse Bestilling nr. 10486
-------------------------------------	---

**Sammen drag**

Oslo havnevesen har planer om deponering av forurensede masser fra Oslo havn i et basseng ved Malmøykalven i indre Oslofjord. Dersom forurenset vann skulle spres under gjennomføringen, vil dette kunne føre til en økning i konsentrasjonen av miljøgifter og næringsalter. Målsetningen for denne undersøkelsen har vært å dokumentere innholdet av miljøgifter og næringsalter i vann før en eventuell deponering finner sted. Vannprøver fra 4-11 dyp ble 3-6 ganger gjennom et år innsamlet og analysert for metaller, klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), næringsalter, klorofyll-a, oksygen, salt og temperatur. Resultatene viser at med unntak av bly nær overflaten var det lave miljøgift konsentrasjoner i vannsøylen i deponiområdet. De relativt lave nivåene av miljøgifter danner dermed et godt grunnlag for å overvåke og påvise om en spredning av miljøgifter finner sted. Dypvannet ved Malmøykalven var i perioden 1999-2001 tidvist oksisk blant annet som en konsekvens av en vannutskifting i vinter/vår 2001. Observerte næringsaltkonsentrasjoner varierte, blant annet pga. organismenes opptak av disse i vekstsesongen og pga utløsning av næringsalter ved nedbrytning av organisk materiale. Vannutskifting gjør at næringsaltkonsentrasjonene relativt plutselig kan endres. Dessuten betyr et nylig anlagt dypvannsutslipp fra renseanlegget på Bekkelaget også en usikkerhet med hensyn til eventuelle endringer i næringsaltkonsentrasjonen. Det anses derfor som mer vanskelig enn for miljøgifter å påvise om en spredning av næringsalter har funnet sted som en konsekvens av det planlagte tiltaket.

Fire norske emneord 1. Oslo havn 2. Mudring 3. Miljøgifter 4. Næringsalter	Fire engelske emneord 1. Oslo harbour 2. Dredging 3. Contaminants 4. Nutrients
--	--

*John Arthur Berge*  
Prosjektleder

*Kristoffer Næs*  
Forskningsleder  
ISBN 82-577-4142-6

*Jens Skei*  
Forskningsdirektør

**O-21059**

**Miljøgifter og næringsalter i sjøvann fra  
Malmøykalven, indre Oslofjord**

## Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ble bedt av Oslo havnevesen om å foreta analyser av miljøgifter og næringsalter i sjøvann fra et område ved Malmøykalven i indre Oslofjord hvor det er planer om kontrollert deponering av forurensede masser fra Oslo havn (bestilling nr. 10486)

Feltarbeidet ble gjennomført fra Universitetet i Oslo sitt forskningsfartøy Tryge Braarud. Vannprøvene ble innsamlet under ledelse av Jan Magnusson. De kjemiske analysene er utført ved NIVA.

Oslo, 26.02.02

John Arthur Berge

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>5</b>
<b>Summary</b>	<b>6</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>7</b>
<b>2. Materiale og metode</b>	<b>8</b>
2.1 Feltarbeidet	8
2.2 Analyser	9
<b>3. Resultater og diskusjon</b>	<b>10</b>
3.1 Metaller	10
3.2 PCB og andre klororganiske forbindelser	12
3.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	12
3.4 Næringsalter.	14
<b>4. Sammenfattende vurdering.</b>	<b>20</b>
<b>5. Referanser</b>	<b>21</b>
<b>Vedlegg A. En oversikt over analysemetodene</b>	<b>22</b>
<b>Vedlegg B. Analyser av klororganiske forbindelser</b>	<b>25</b>
<b>Vedlegg C. Analyser av PAH</b>	<b>27</b>
<b>Vedlegg D. Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner fra Bekkelagsbassenget (Cq1).</b>	<b>29</b>

---

## Sammendrag

Oslo havnevesen har planer om kontrollert deponering av forurensede masser (ca .780000 m<sup>3</sup>) fra Oslo havn i et antatt anoksisk basseng på ca 70 m dyp ved Malmøykalven i Bekkelagsbassenget i indre Oslofjord. Dersom forurenset vann skulle spres under gjennomføringen, vil dette kunne føre til en økning i konsentrasjonen av miljøgifter og næringsalter.

Målsetningen for denne undersøkelsen har vært å dokumentere innholdet av miljøgifter og næringsalter i vann før en eventuell deponering.

Vannprøver ble i løpet av 2001 innsamlet 6 ganger for næringssaltanalyser (11 dyp) og 3 ganger for miljøgiftanalyser (4 dyp). Vannprøver ble analysert for metaller, klororganiske forbindelse, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), næringsalter, klorofyll-a, oksygen, salt og temperatur.

Resultatene viser at med unntak av for bly nær overflaten var det lave miljøgift konsentrasjoner i vannsøylen ved Malmøykalven. Observasjonene antyder en svak kvikksølvpåvirkning ved bunnen, en motsatt tendens til det som ble observert for kadmium og bly. Det ble i alle dyp og på alle innsamlingstidspunktene observert lave konsentrasjoner av klororganiske forbindelser og PAH.

De relativt lave nivåene av miljøgifter danner et godt grunnlag for å overvåke og påvise om en spredning av miljøgifter skulle finne sted. Det må imidlertid presiseres at analysene ble foretatt i en periode med oksisk bunnvann etter en vannutskiftning. Under anoksiske forhold etter en stagnasjonsperiode kan forholdene være anderledes.

Observasjoner i perioden 1999-2001 viser at Bekkelagsbassenget tidvist er oksiskt. 2001 var et år med relativt stor dypvannsfornyelse i fjorden, hvilket ga oksygen i hele vannmassen. I september 2001 ble et nytt dypvannsutslipp til Bekkelagets renseanlegg satt i drift (utslipp av rensed avløpsvann på ca. 50 meters dyp). Dette utslippet vil tilføre dypvannet en del ferskvann og kan ha påvirket forholdene i Bassenget.

Observerte næringssaltkonsentrasjoner varierte, blant annet pga. organismenes opptak i vekstsesongen og pga utløsning av næringsalter ved nedbrytning av organisk materiale. Vannutskiftning gjør at næringssaltkonsentrasjonene relativt plutselig kan endres. Dessuten betyr dypvannsutslipp fra renseanlegget på Bekkelaget også en usikkerhet med hensyn til eventuelle endringer i næringssaltkonsentrasjonen, hovedsakelig i dyp fra 40-25m.

Det anses som mer vanskelig enn for miljøgifter å påvise om en spredning av næringsalter som en konsekvens av det planlagte tiltaket har funnet sted.

## Summary

Title: Contaminants and nutrients in sea water from an area in the inner Oslofjord for potential deposition of dredged material.

Year:2001

Author: John Arthur Berge

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: 82-577-4142-6

---

The Oslo Harbour Authorities plan to deposit polluted sediments from the Oslo Harbour in a periodically anoxic basin (70 m depth) near Malmøykalven in the inner Oslo Fjord. This can potentially lead to dispersion of contaminants and nutrients that can be accumulated or used by marine organisms.

The objective for this investigation was to document the concentration of selected contaminants and nutrients in the water column in the basin prior to the activity.

Water samples were collected six times for nutrient analyses (11 depths) and three times for analyses of contaminants (4 depths). The samples were analysed for metals (mercury, cadmium and lead), organochlorines, polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH), nutrients, chlorophyll-a, salinity and temperature.

With the exception of lead in surface water, the results indicate relatively low concentrations of metals in the whole water column. The observations indicate slightly higher concentrations of mercury near the bottom compared to the surface water. This tendency was opposite to observations for cadmium and lead. Low concentrations of organochlorines and PAH were observed throughout the year at all depths.

The relatively low concentrations of metals, organochlorines and PAH form a good basis for detecting a possible concentration increase caused by the dispersion of contaminants during the dredging and deposition operation.

Observations throughout 1999-2001 show that the basin water are intermittently anoxic. A relatively large deep-water renewal was observed in winter/spring 2001 and resulted in oxic water in the whole water column.

A new deep-water (50 m) discharge of treated sewage from Bekkelaget treatment plant was started in September 2001. This discharge may also effect the conditions in the basin.

The concentration of nutrients varied, partly as a consequence of natural processes. Deep-water renewal may cause nutrient concentrations to changes quite abruptly. In addition, the discharges of sewage from Bekkelaget treatment plant introduce an additional uncertainty related to nutrient concentrations in the basin water at 40-25 m depth at Malmøykalven.

Compared to contaminants, it is considered more difficult to detect possible increases in nutrient concentrations caused by the dredging and deposition operation.

# 1. Innledning

Oslo havnevesen har planer om kontrollert deponering av forurensede masser (ca 780000 m<sup>3</sup>) fra Oslo havn i et antatt anoksisk basseng på ca 70 m dyp ved Malmøykalven i Bekkelagsbassenget i indre Oslofjord. Operasjonen innebærer en viss risiko for spredning av miljøgifter og næringssalter under arbeidets ulike faser. I konsekvensutredning for det planlagte tiltaket (Oslo Havnevesen, 2001) er de ulike risikofaktorer utredet nærmere. Beregninger tyder på at en økning i partikkelkonsentrasjonen i hovedsak vil være avgrenset til intermediære vannlag og det er lite sannsynlig at vesentlige mengder partikler fra deponeringen vil nå vanddyb grunnere enn 30-40 m (Schaanning og Bjerkeng, 2001). I tillegg vil spredning blant annet også kunne skje i forbindelse med mudring, transport, utpumping, og uhell.

For å si noe om en eventuell forringelse av vannkvaliteten ved operasjonen må en ha informasjon om "normaltilstanden" før tiltaket.

Målsetningen for denne undersøkelse har vært å beskrive "normalsituasjonen" når det gjelder forekomst av miljøgifter og næringssalter i sjøvann fra bassenget ved Malmøykalven før en eventuell deponering av masser finner sted.

Innholdet av miljøgifter i blåskjell fra området omkring deponiområdet er beskrevet i en separat rapport (Berge 2002).



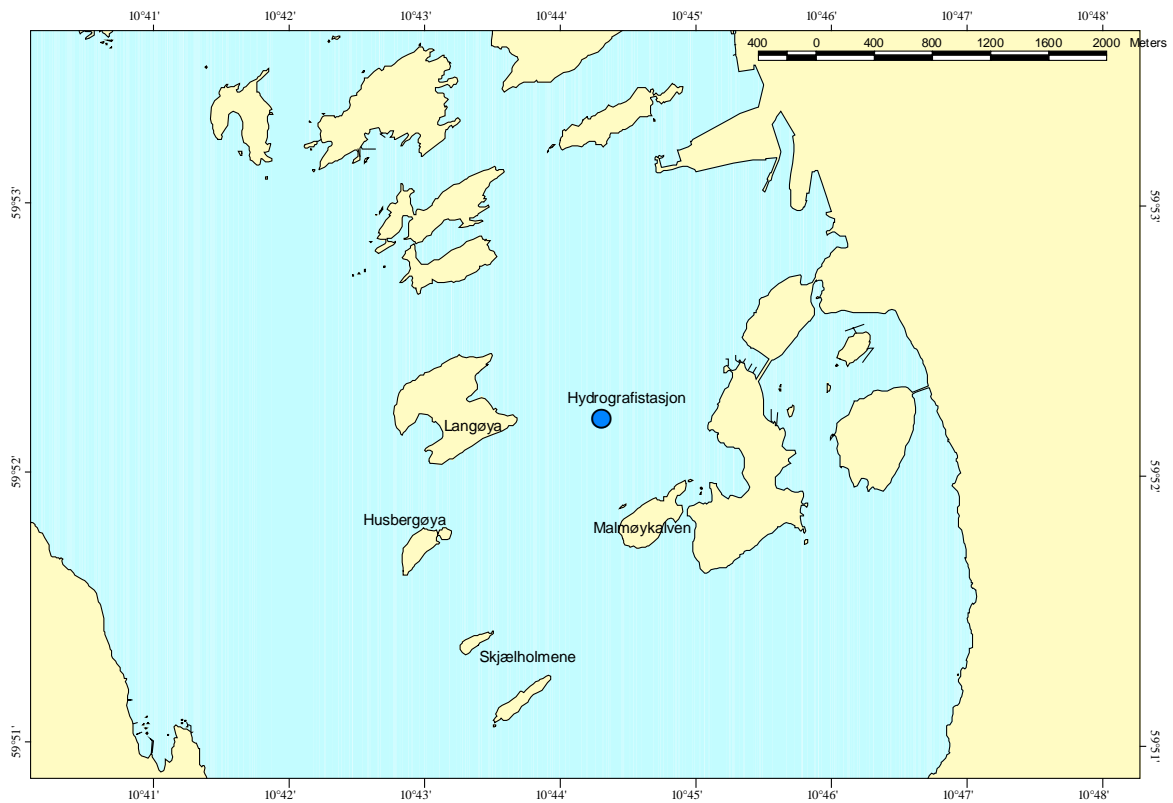
## 2. Materiale og metode

### 2.1 Feltarbeidet

Innsamling av vannprøver ble foretatt på 1 stasjon i det planlagte deponiområdet ved Malmøykalven (Figur 1). Vannprøver ble i løpet av 2001 innsamlet 6 ganger for næringssaltanalyser og 3 ganger for miljøgiftanalyser. Prøven ble innsamlet på overvåkingstokt for det kommunale samarbeidsorganet Fagrådet for vann og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord med forskningsfartøyet Trygve Braaarud (UiO). Tidspunkt for de ulike innsamlinger ses i Tabell 1. Vannprøver for næringssaltanalyser ble tatt på 11 dyp fra overflate til bunnen (0,5, 4, 8, 12, 16, 20, 30, 40, 50, 60, 70 m) mens prøver for miljøgiftanalyser ble tatt fra 4 dyp (0,5, 50, 60, ca 70 m). Analyse av miljøgifter ble foretatt med utgangspunkt i vannprøver på 5 liter (PCB og PAH) og 1 liter (metaller). Temperatur og saltholdighet ble observert med CTD (Neil Brown Mark III). Oksygen ble analysert etter en modifisert Winkler metode, som regel ombord på fartøyet.

**Tabell 1.** Dato for innsamling av vannprøver i bassenget ved Malmøykalven.

Dato	Miljøgifter	Næringssalter
19.02.2001	X	X
18.04.2001		X
21.05.2001	X	X
20.08.2001		X
22.10.2001	X	X
19.12.2001		X



Figur 1. Stasjon for innsamling av sjøvannsprøver.

## 2.2 Analyser

Følgende næringsalter ble analysert:

- Total nitrogen (Tot-N)
- Nitrat og nitritt ( $\text{NO}_3 + \text{NO}_2\text{-N}$ )
- Ammonium ( $\text{NH}_4\text{-N}$ )
- Total fosfor (Tot-P)
- Fosfat ( $\text{PO}_4$ )
- Silikat ( $\text{SiO}_3$ )
- Klorofyll-a

Følgende miljøgifter ble analysert:

- Kvikksølv (Hg)
- Kadmium (Cd),
- Bly (Pb)
- Polyklorerte bifenyler (PCB) (og andre utvalgte industri- og landbruksrelaterte klororganiske forbindelser)
- Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Alle analyser ble foretatt på NIVA. En oversikt over analysemetodene ses i vedlegg A.

## 3. Resultater og diskusjon

### 3.1 Metaller






Resultatene av metallanalysene ses i Tabell 2. Det ble observert relativt lave kadmiumkonsentrasjoner og vannet kunne med unntak av på 0,5 m dyp i oktober karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset med dette metallet (Tabell 2). Det var imidlertid en tendens til noe høyere konsentrasjoner nær overflaten (0,5 m) enn lenger ned mot bunnen.

Den høyeste blykonsentrasjonen ble observert nær overflaten i februar og vannet kunne karakteriseres som markert forurenset med dette metallet (Tabell 2). Konsentrasjonen av bly ved overflaten varierte imidlertid betydelig over de tre innsamlingstidpunktene og kunne i oktober karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset. Nærmer bunnen (50-70 m dyp) ble det i hovedsak observert lave blykonsentrasjoner i vannet.

Det ble observert lave konsentrasjoner av kvikksølv i vann nær overflaten (ubetydelig til lite forurenset) (Tabell 2). Nærmer bunnen ble det også i hovedsak målt lave konsentrasjoner (ubetydelig til lite forurenset) men enkelte observasjoner tyder på en viss kvikksølv påvirkning (moderat forurenset). Observasjonene antyder at kvikksølvpåvirkningen var marginalt større ved bunnen (50-70 m) enn i overflaten (0,5 m) dvs. motsatte tendens til det som ble observert for kadmium og bly (Tabell 2).

Tabell 2. Metaller i sjøvann innsamlet ved Malmøykalven. Data fra de enkelte stasjonene er klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al., 1997). Kadmium=Cd, kvikksølv=Hg, bly=Pb.

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	I. Ubetydelig- lite forurenset		II. Moderat forurenset		III. Markert forurenset		IV. Sterkt forurenset
	V. Meget sterkt forurenset						

Dyp (m)	Dato	Cd/ ( $\mu\text{g/l}$ )	Hg (ng/l)	Pb ( $\mu\text{g/l}$ )
0,5	19.02.2001	0,028	<1,0	0,28
0,5	21.05.2001	0,025	<1,0	0,12
0,5	22.10.2001	0,052	<1,0	0,032
50	19.02.2001	0,018	1	0,051
50	21.05.2001	0,014	<1,0	0,025
50	22.10.2001	0,017	<1,0	0,024
60	19.02.2001	0,014	1,5	0,026
60	21.05.2001	0,015	<1,0	<0,025
60	22.10.2001	0,012	<1,0	0,017
70	19.02.2001	0,015	2	0,03
70	21.05.2001	0,014	<1,0	0,026
69	22.10.2001	0,010	1	0,009
Øvre grense for klasse I		0,03 ( $\mu\text{g/l}$ )	1 (ng/l)	0,05 ( $\mu\text{g/l}$ )

### 3.2 PCB og andre klororganiske forbindelser

Det ble i alle dyp og på alle innsamlingstidspunktene observert meget lave konsentrasjoner av PCB (Tabell 3). Konsentrasjonen av alle enkeltforbindelser av PCB lå under deteksjonsgrensen (0.2 ng/L) (se vedlegg B for rådata). Norge har ikke etablert miljøkvalitetskriterier på bakgrunn av konsentrasjonen av PCB i vann. EPA opererer imidlertid med en grense på 30 ng/l for kronisk giftighet for marine organismer. PCB-nivåene som er observert ved Malmøykalven ligger langt lavere enn dette.

Også for de øvrige analyserte klororganiske forbindelsene var konsentrasjonene i vannet svært lave. Den eneste forbindelsen som ble observert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen var plantevernmiddelet gamma-HCH (lindan). Også for denne forbindelsen må imidlertid de observerte konsentrasjonene anses som svært lave (høyeste konsentrasjon var 0,52 ng/L). Norge har heller ikke for lindan etablert noen miljøkvalitetskriterier på bakgrunn av konsentrasjonen i sjøvann, men opererer med en grense på 100 ng/L for innhold i drikkevann (gjelder alle pestisider). EPA opererer med en grense på 30 ng/l for akutt giftighet av lindan for marine organismer.

En kan derfor slå fast at vannet ved Malmøykalven inneholder meget lite klororganiske forbindelser i alle dyp. Skulle slike forbindelser bli transportert opp i vannsøylen under den planlagte deponeringen skulle det være god anledning til å kunne detektere disse.

**Tabell 3.** Konsentrasjonen av polyklorerte bifenyler ( $\Sigma\text{PCB}_7$ ) og gamma-heksaklorsykloheksan i sjøvann fra området ved Malmøykalven.

Dyp (m)	Dato	$\Sigma\text{PCB}_7^{1)}$ (ng/L)	gamma-HCH (ng/L)
0,5	19.02.2001	<1,4	<0,3
0,5	21.05.2001	<1,4	0,45
0,5	22.10.2001	<1,4	0,52
50	19.02.2001	<1,4	<0,3
50	21.05.2001	<1,4	0,30
50	22.10.2001	<1,4	0,41
60	19.02.2001	<1,4	<0,3
60	21.05.2001	<1,4	<0,30
60	22.10.2001	<1,4	0,43
70	19.02.2001	<1,4	<0,3
70	21.05.2001	<1,4	<0,30
69	22.10.2001	<1,4	0,37

<sup>1)</sup>  $\Sigma\text{PCB}_7$  =summen av 7 enkeltforbindelser (nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180)

### 3.3 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Det ble i alle dyp og på alle innsamlingstidspunktene observert lave konsentrasjoner av naftalener og PAH (Tabell 4. ). Konsentrasjonen av flertallet av enkeltforbindelsene lå under deteksjonsgrensen (1-2 ng/L) (se vedlegg C for rådata). Konsentrasjonen av naftalener og PAH varierte imidlertid betydelig i alle dyp over de tre innsamlingstidpunktene. De laveste nivåer ble observert i februar og de høyeste i

oktober. Konsentrasjonen av PAH-forbindelser var lavt i bunnvannet i februar 2001 dvs rett etter at en hadde påbegynt en vannutskiftning som hadde sitt høydepunkt i april (se kapitel 3.4). Observasjonen av noe høyere naftalen- og pyrenkonsentrasjoner nær bunnen i oktober (for PAH også i mai) kan ha sammenheng med oppholdstiden til bunnvannet nær PAH-forurensede sedimenter.

Norge har ikke etablert miljøkvalitetskriterier på bakgrunn av konsentrasjonen av PAH i sjøvann. EPA antyder imidlertid en grense på 100 ng/l for akutt giftighet for marine organismer. PAH-nivåene som er observert ved Malmøykalven ligger klart lavere enn dette. For å illustrere betydningen av de observerte nivåer kan det nevnes at EUs og Norges drikkevanns kriterier opererer med en grense for drikkevann på 100 ng/L for summen av utvalgte PAH komponenter. Summen av disse forbindelser i vannprøvene fra Malmøykalven ses i siste kolonne i Tabell 4 og ligger altså langt lavere en kravet til drikkevann.

Det knytter seg spesiell interesse til konsentrasjonen av pyren fordi dette er en forbindelse som mer enn andre har vist seg å utløses i vann når PAH forurenset sediment oppvirvles (Schaanning og Bjerkeng, 2001). Konsentrasjonen av pyren var høyest i overflaten og ved bunnen. Observerte konsentrasjonsnivå av pyren lå i området <1-3,8 ng/L og er betydelig lavere enn det som er observert i forsøk med oppvirvling av forurensede sedimenter (Schaanning og Bjerkeng, 2001)

En kan konkludere med at vannet ved Malmøykalven inneholder detekterbare, men lave konsentrasjoner av PAH. Skulle slike forbindelser bli transportert opp i vannsøylen i vesentlig grad under den planlagte deponeringen skulle det være god anledning til å kunne detektere dette selv om observerte konsentrasjoner under en "normalsituasjon" (Tabell 4) varierte betydelig.

Tabell 4. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (ng/L ) i sjøvann fra området ved Malmøykalven.  $\Sigma$ PAH= summen av 24 enkeltforbindelser.

Dyp (m)	Dato	Naftalener <sup>2)</sup> (ng/L)	$\Sigma$ PAH <sup>1)</sup> (ng/L)	Pyren (ng/L)	$\Sigma$ av utvalgte forbindelser <sup>3)</sup> (ng/L)
0,5	19.02.2001	0	4,6	2,4	<3
0,5	21.05.2001	18	7,1	1,2	<3
0,5	22.10.2001	0	12,7	3,8	<6
50	19.02.2001	1	1	<1	<3
50	21.05.2001	1,7	0	<1	<3
50	22.10.2001	11,9	3	<2	<6
60	19.02.2001	1,2	0	<1	<3
60	21.05.2001	1,5	1,1	<1	<3
60	22.10.2001	16,6	0	<2	<6
70	19.02.2001	1,2	0	<1	<3
70	21.05.2001	1,2	13,3	1,7	1,2-3,2
69	22.10.2001	22,5	11,3	2,2	<6

1) Innbefatter her analyse av følgende komponenter: Acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, 1-metylfenantren, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, trifenylene, benzo(b+j,k)fluoranten, benzo(e)pyren, benzo(a)pyren, perylen, indeno(1,2,3cd)pyren, dibenz(a,c/a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

2) Innbefatter her analyse av følgende komponenter: Naftalen, 2-metylnaftalen, 1-metylnaftalen, 2,6-dimetylnaftalen

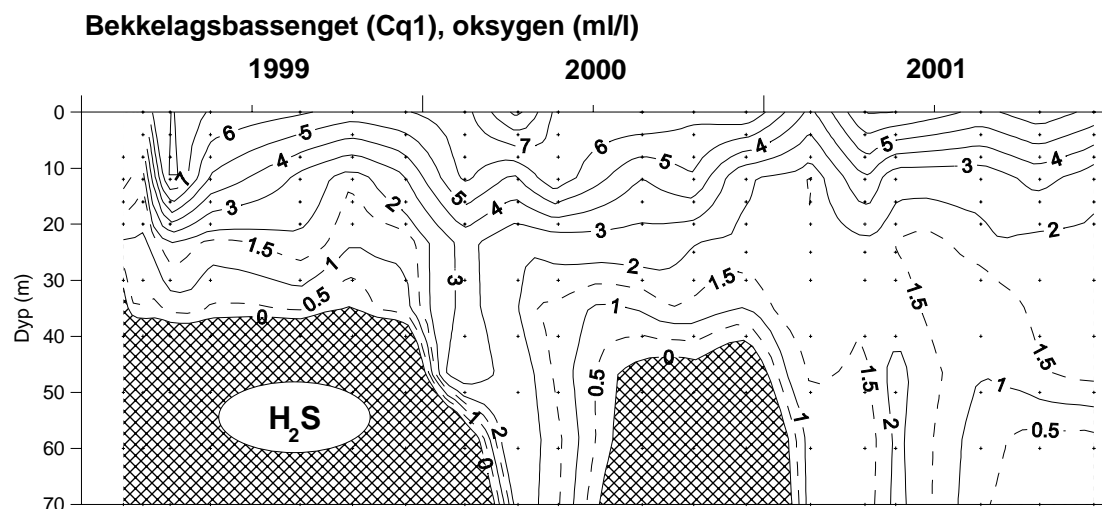
3) Innbefatter her benzo(b+j,k)fluoranten, indeno(1,2,3cd)pyren, Benzo(ghi)perylene

### 3.4 Næringsalter.

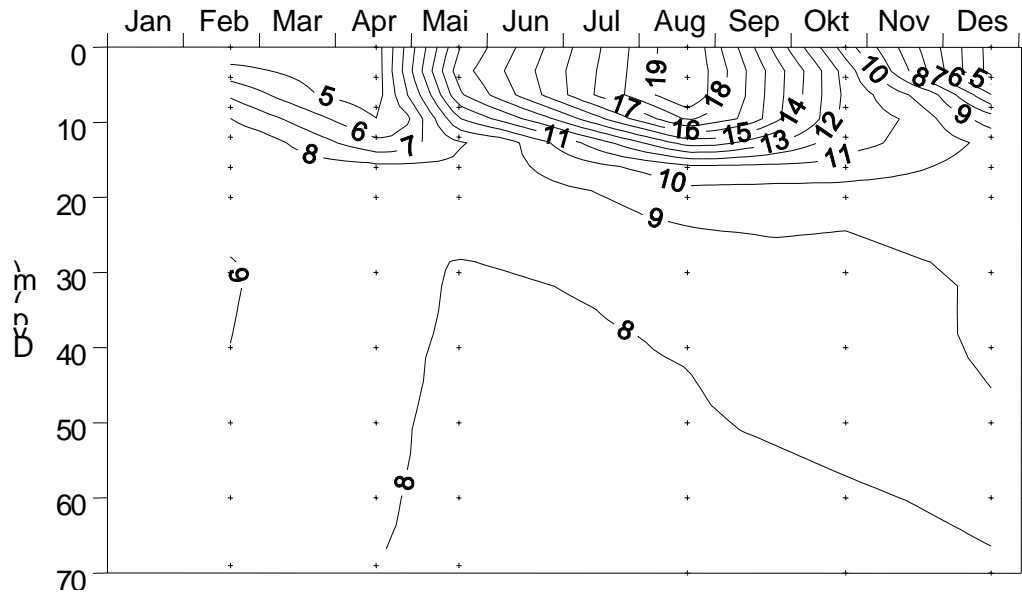
Observasjoner av næringsalter, klorofyll, temperatur, saltholdighet og oksygen ble gjort seks ganger (3 ganger samtidig med vannprøver for miljøgiftanalyser) (Tabell 1). Observasjonene er presentert i Vedlegg D.

Observasjoner i perioden 1999-2001 viser at Bekkelagsbassenget tidvis er anoksisk, med hydrogensulfidholdige vannmasser fra bunnen til ca. 40 meters dyp (Figur 2). Imidlertid var 2001 et godt år med relativt god dypvannsfornyelse i fjorden, hvilket ga oksygen i hele vannmassen i Bekkelagsbassenget. Dypvannsfornyelsen fant sted vinter/vår 2001 og førte til at det fortsatt var oksygen i dypvannet i desember 2001. I september 2001 ble også det nye dypvannsutslippet til Bekkelagets renseanlegg satt i drift med utslipp av rensed avløpsvann på ca. 50 meters dyp i et punkt ca 200 m fra renseanlegget. Dette utslippet vil tilføre dypvannet en del ferskvann og kunne påvirke forholdene i midlere dyp (hovedsakelig 40-25 m) også i bassenget ved Malmøykalven. Sannsynligvis er økningen av oksygen i perioden august-oktober 2001 på dyp mellom 30-50 m en effekt av det nye dypvannsutslippet.

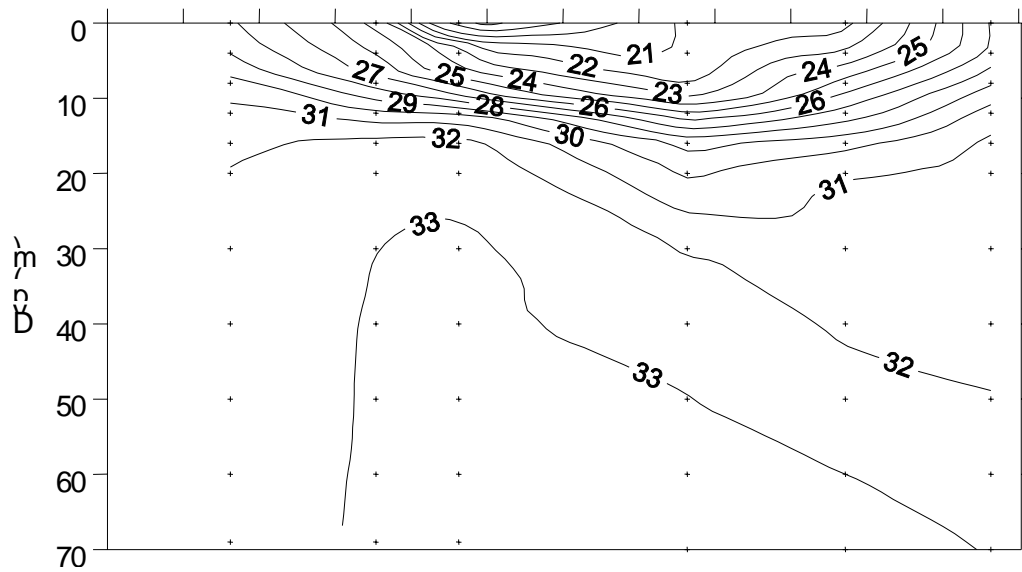
I overflaten varierte klorofyll-a innholdet fra 0,3 µg/L vinterstid til 5,4 µg/L senhøstes. Tidsisopleter av tempertur, saltholdighet og de ulike næringssaltene er vist i Figur 2 - Figur 10. Dataene er også presentert i Vedlegg D. Dypvannsfornyelsen startet i vinter/vår 2001 og var ferdig i mai. Saltholdigheten og oksygeninnholdet økte og næringssaltkonsentrasjonene avtok. Etter mai økte næringssaltkonsentrasjonene, mens oksygenkonsentrasjonen avtok. I oktober øker konsentrasjonen nær bunn (60-70 meters dyp), mens vannmassene mellom 50 til ca. 30 meters dyp for enkelte parametere ser ut til å bli mer homogene sannsynligvis som følge av det nye utslippet til Bekkelagets renseanlegg.



**Figur 2.** Oksygen (ml/l) fra Bekkelagsbassenget 1999-2001. Data fra Fagrådets overvåkingsprogram.

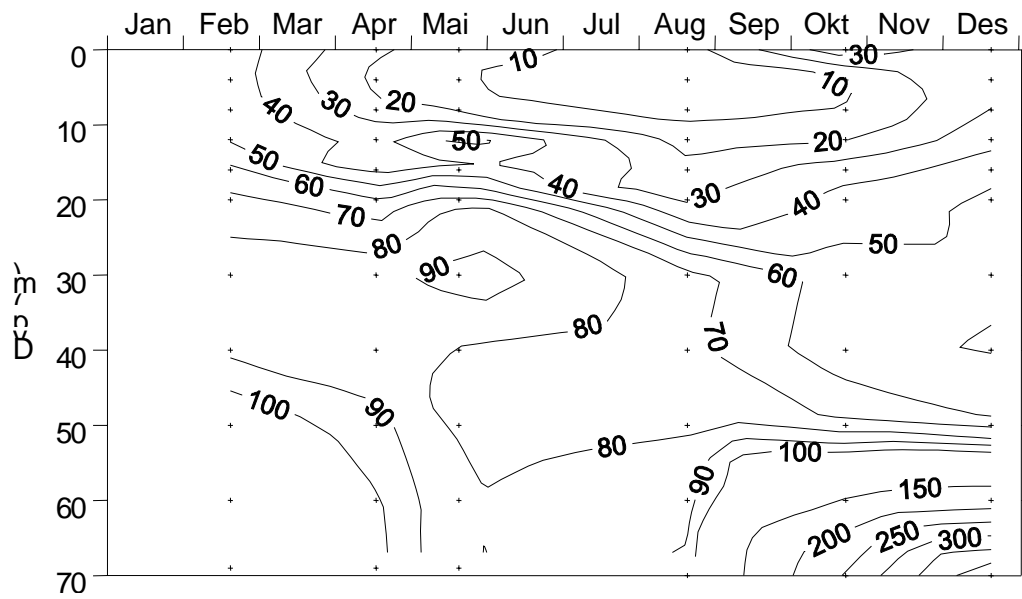


Figur 3. Temperatur i Bekkelagsbassenget 2001.

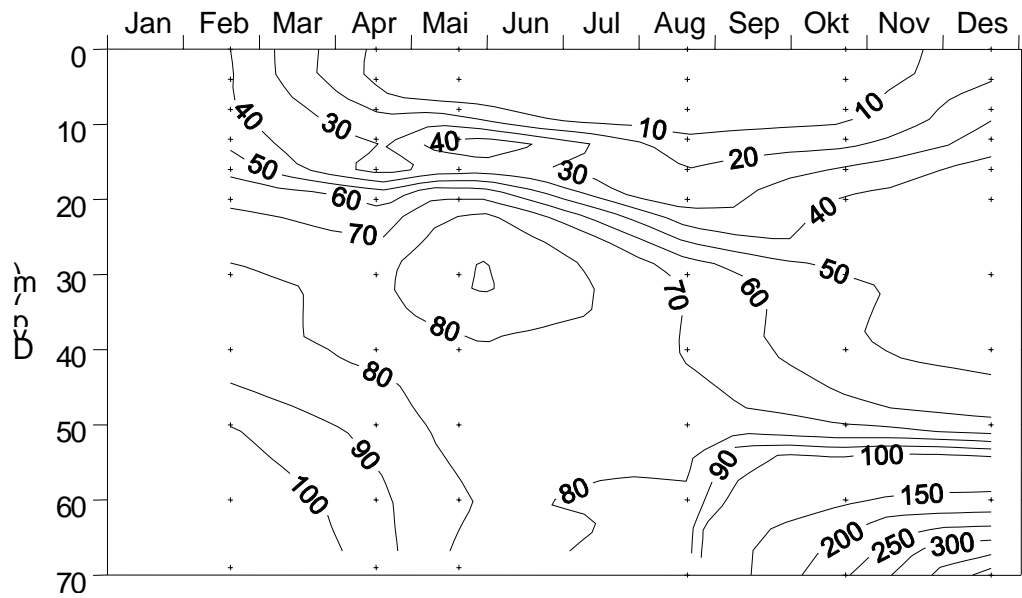


Figur 4. Saltholdighet i Bekkelagsbassenget 2001.

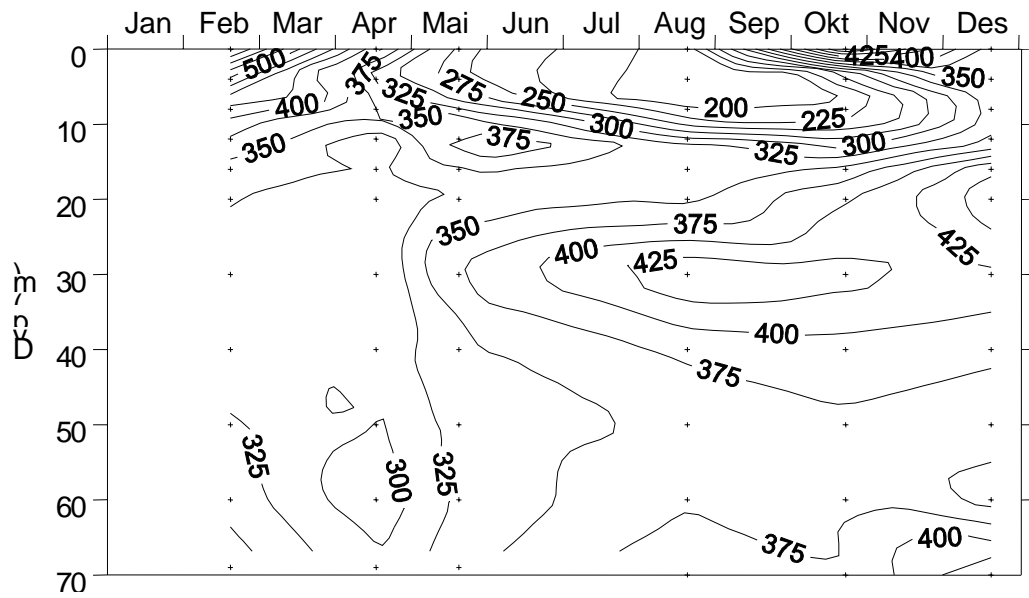




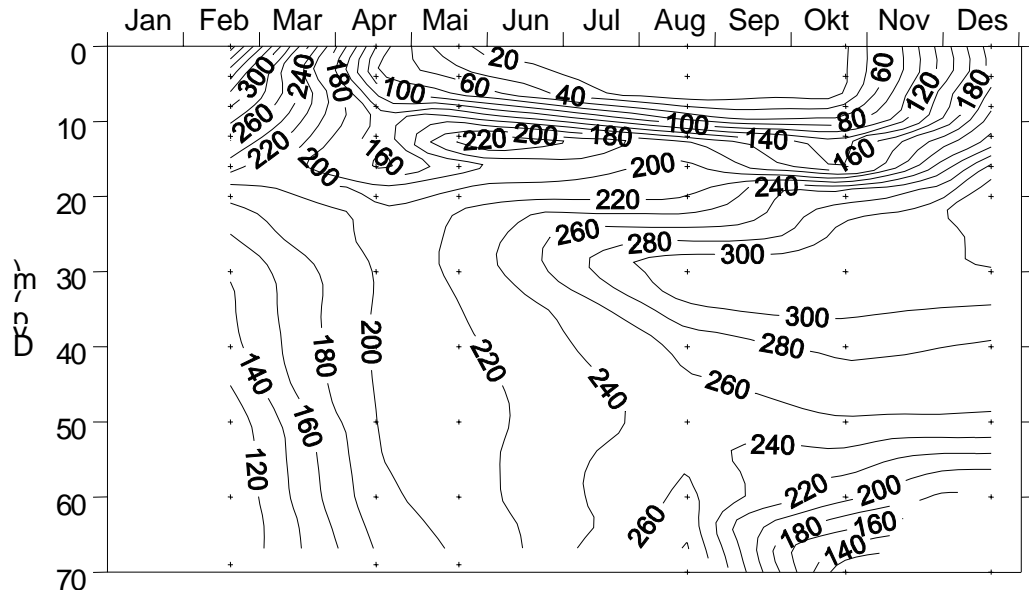
Figur 5. Tot-P ( $\mu\text{g/l}$ ) i Bekklagsbassenget 2001.



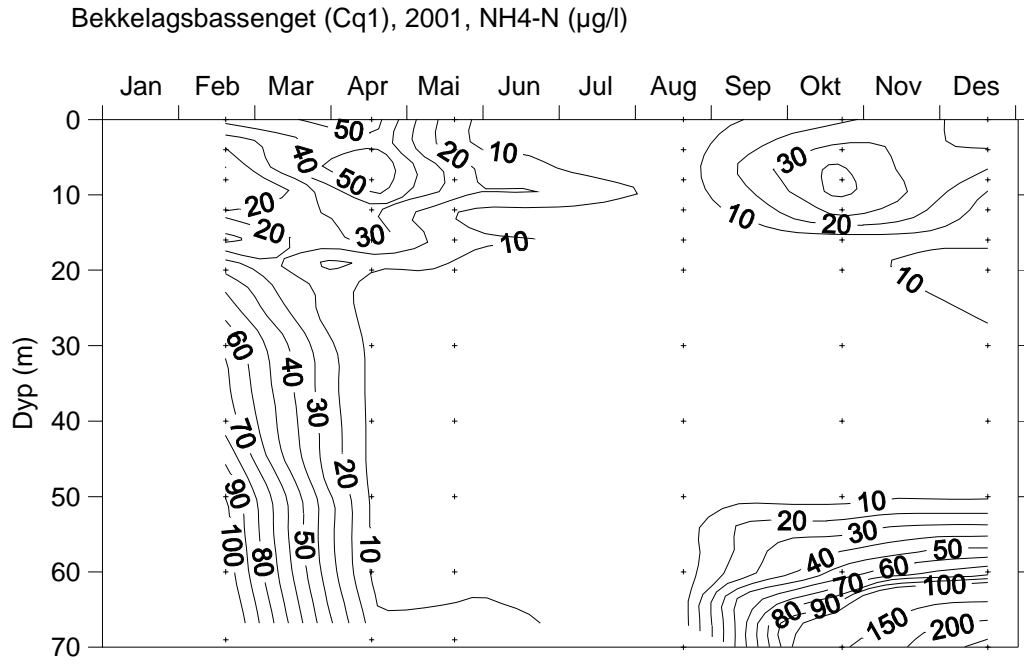
Figur 6.  $\text{PO}_4\text{-P}$  ( $\mu\text{g/l}$ ) i Bekklagsbassenget 2001.



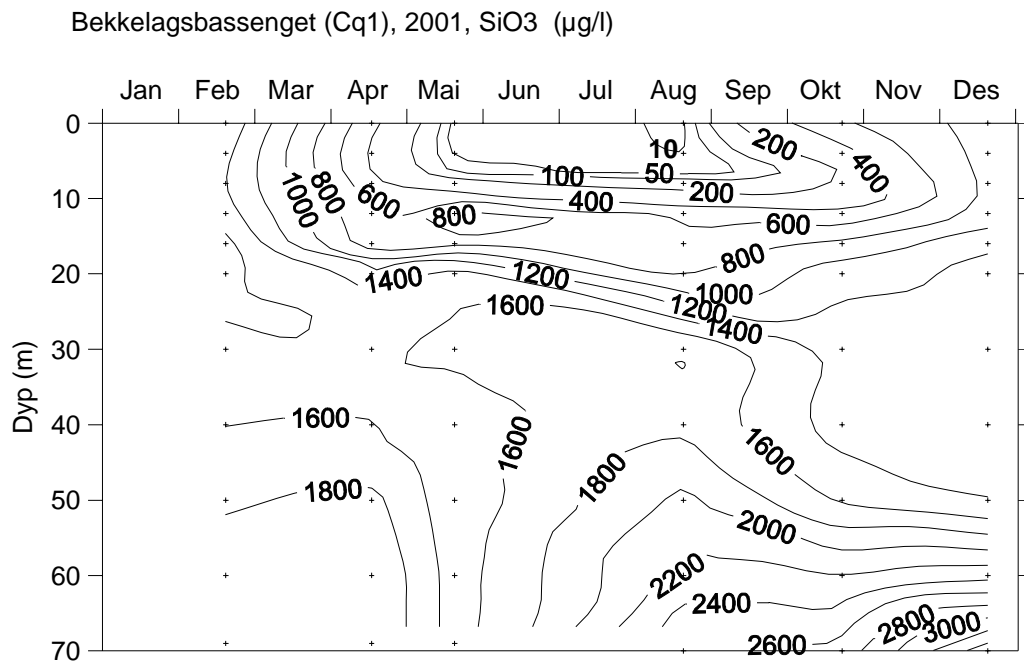
Figur 7. Tot-N ( $\mu\text{g/l}$ ) i Bekkelagsbassenget 2001.



Figur 8.  $\text{NO}_2 + \text{NO}_3\text{-N}$  ( $\mu\text{g/l}$ ) i Bekkelagsbassenget 2001.



Figur 9. NH<sub>4</sub>-N (µg/l) i Bekkelagsbassenget 2001.



Figur 10. SiO<sub>3</sub> (µg/l) i Bekkelagsbassenget 2001.

Vannkvaliteten bedømt etter Statens Forurensningstilsyns klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder (Molvær et al., 1997) viser at vannkvaliteten i Bekkelagsbassenget har variert (Tabell 5). Sommeren 2001 var noe bedre enn tidligere somrer (1999 og 2000). Dårligst vannkvalitet gir siktedypet, mens både næringssalter og klorofyll-a er i de to beste tilstandsklassene. Observasjonene her er fra overvåkingsprogrammet for indre Oslofjord (Magnusson et al., 2001).

**Tabell 5.** Overflatevannets tilstand i indre Oslofjord 1993-99 etter SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder (Molvær m.fl., 1997). Klassifiseringen er basert på observasjoner i juni - august (ca. 13 st). Det finnes totalt 5 klasser: I = meget god, II = god, III = mindre god, IV = dårlig, V = meget dårlig

Stasjon	Område	År	Sikte-dyp	Kl-a	Tot-P	PO <sub>4</sub> -P	Tot-N	NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub> -N	NH <sub>4</sub> -N
Cq1	Bekkelagsbassenget	1993	IV	III	II	I	II	I	III
Cq1	Bekkelagsbassenget	1994	IV	III	III	I	III	III	III
Cq1	Bekkelagsbassenget	1995	V	IV	III	I	III	I	I
Cq1	Bekkelagsbassenget	1996	III	II	II	I	I	I	I
Cq1	Bekkelagsbassenget	1997	IV	II	I	I	I	I	I
Cq1	Bekkelagsbassenget	1998	IV	III	I	I	I	I	I
Cq1	Bekkelagsbassenget	1999	III	III	I	I	II	III	I
Cq1	Bekkelagsbassenget	2000	IV	III	I	I	II	I	I
Cq1	Bekkelagsbassenget	2001	IV	II	I	I	I	I	I

## 4. Sammenfattende vurdering

Den planlagte opprydding av forurensede sedimenter i Oslo Havn med påfølgende deponering kan potensielt føre til oppvirvling og spredning av partikler og utløsning av næringsalter og miljøgifter som igjen kan igjen tas opp av organismer.

Det er ønskelig at eventuelle mobiliserte miljøgifter og næringsalter ikke transporteres ut av området eller til overflatelaget under gjennomføringen av tiltaket.

Vannskiftningen som fant sted i vinter/vår, førte til at bunnvannet ble løftet opp til ca 30 m dyp. Vannskiftningen illustrerer at bunnvann under gitte forhold kan transporteres til dyp over terskelnivå og dermed lettere kan transporteres ut av området.

Denne undersøkelsen har vist at en med unntak av bly nær overflaten har lave miljøgift konsentrasjoner i vannsøylen ved Malmøykalven. De relativt lave nivåene av miljøgifter danner dermed et godt utgangspunkt for å overvåke og eventuelt påvise om en spredning av miljøgifter skulle finne sted. Det må imidlertid presiseres at vannanalysene ble foretatt i en periode med oksisk bunnvann etter en vannskiftning. Under anoksiske forhold etter en stagnasjonsperiode kan forholdene være anderledes.

Næringssaltkonsentrasjonene variert betydelig over året både pga. organismenes opptak i vekstsesongen og pga påfølgende utløsning av næringsalter ved nedbrytning av organisk materiale. Vannskiftning gjør også at næringssaltkonsentrasjonene relativt plutselig kan endres. Dypvannsutslippet fra renseanlegget på Bekkelaget (50 m dyp) er også en usikkerhet med hensyn til næringssaltkonsentrasjonen i midlere dyp (40-25m).

Disse forhold betyr sannsynligvis at det blir mer vanskelig å påvise om en spredning av næringsalter har funnet sted som en konsekvens av det planlagte tiltaket enn for miljøgifter.

(utslipp av rensed avløpsvann på ca. 50 meters dyp). Dette utslippet vil tilføre dypvannet en del ferskvann

## 5. Referanser

Berge, J. A., 2002, Miljøgifter i blåskjell (*Mytilus edulis*) rundt et planlagt dypvannsdeponi ved Malmøykalven, Niva-rapport nr. 4463-2001, 21s.

Magnusson, J., Berge, J.A., Bjerkeng, B., Bokn, T., Gjøsæter, J., Johnsen, T., Lømsland, E.R., Schram, T., og Solli, A., 2001. Overvåkings av forurensnings situasjonen i indre Oslofjord 2000. Norsk institutt for vannforskning. Rapport nr. 4378.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, K. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT, TA1467/1997, 36 s.

Oslo Havnevesen, 2001. Konsekvensutredning. Dypvannsdeponi for forurenset bunnsediment ved Malmøykalven, Oslo havnedistrikt, 68s.

Schaanning og Bjerkeng, 2001. Opprydding av forurensete sedimenter i Oslo Havn. Etablering av dypvannsdeponi ved Malmøykaven. Modell og estimater for spredning av miljøgifter. NIVA rapport nr. 4438-2001, 49.

## Vedlegg A. En oversikt over analysemetodene

### A: Miljøgifter

Parameter	Analyseprinsipp, stikkordsmessig	NIVA kode for analysemetode
Cd, Pb	Ekstraksjon med freon, bestemmelsen utføres med atomabsorpsjon på grafittovn	E 11
Hg	Kvikksølvet oppkonsentreres i et amalgameringsystem, bestemmelsen utføres med atomabsorpsjon	E 4-3
PCB etc.	Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klor-organiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.	H 3-2
PAH	Prøvene tilsettes indre standarder og ekstraheres med cyklohexan. Ekstraktet gjennomgår ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/MSD. PAH identifiseres med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.	H 2-2

## B. Næringssalter

Parameter	Analyseprinsipp	NIVA kode for metoden
Tot-P	Komplekse, uorganiske fosfater og organisk bundet fosfor omdannes til ortofosfat ved oppslutning med peroksoedisulfat i surt miljø. Oppslutningen skjer ved koking i lukket teflon-beholder i autoklav. I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca. 0.1 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdig antimon til en gul farget molybdofosforsyre. Denne reduseres av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (molybdenblått). Absorbansen til komplekset måles ved 880 nm. Interferens fra fritt klor elimineres av askorbinsyren under den fargefrem-kallende reaksjon. Skalar San Plus Autoanalysator blir benyttet.	D 2-1
PO <sub>4</sub> -P	I en løsning med svovelsyrekonsentrasjon ca. 0,1 mol/l reagerer ortofosfat med molybdat og treverdig antimon til en gul farget molybdofosforsyre. Denne reduseres av askorbinsyre til et blåfarget heteropolykompleks (molybdenblått). Absorbansen til komplekset måles ved 880 nm. Metoden utføres automatisert med autoanalysator.	D 1-1
Tot-N	Organiske og uorganiske nitrogenforbindelser oksideres til nitrat ved oppslutning med kaliumperoksoedisulfat i alkalisk miljø. Nitrat bestemmes som nitritt etter reduksjon i en kobberbelagt kadmiumkolonne i en bufret løsning med pH = 8.0 - 8.5. Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2.0) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølgelengden 540 nm. Instrument:Skalar San Plus Autoanalysator,	D 6-1
NH <sub>4</sub> -N	Ammonium reagerer i svakt alkalisk løsning (pH 10.8 til 11.4) med hypokloritt under dannelse av monokloramin, som i nærvær av fenol og overskudd av hypokloritt gir en blåfarget forbindelse, indofenolblått. Absorbansen til denne forbindelsen måles ved bølgelengden 630 nm. Reaksjonen blir katalysert av pentacyanonitrosylferrat (nitroprussid). Instrument(er):Technicon Autoanalysator II med ammoniumkasett	D 5-1



## Næringsalter (fortsettelse)

Parameter	Analyseprinsipp	NIVA kode for metoden
NO <sub>3</sub> +NO <sub>2</sub>	Metoden gjelder for bestemmelse av summen av nitrat- og nitritt-nitrogen. Nitrat reduseres av kobberbelagt kadmium til nitritt i en bufret løsning der pH = 8.0 - 8.5. Nitritt reagerer i sur løsning (pH = 1.5 - 2) med sulfanilamid til en diazoforbindelse, som kobles med N-(1-naftyl)-etylendiamin til et azofargestoff. Absorbansen til dette måles spektrofotometrisk ved bølgelengden 540 nm. Instrument(er):Skalar San Plus Autoanalysator,	D 3
SiO <sub>2</sub>	I en løsning med saltsyrekonsentrasjon ca. 0.07 mol/l reagerer silikat med molybdat til molybdokiselsyre. Denne reduseres av ascorbinsyre til et blåfarvet heteropolykompleks ("molybdenblått"). Kompleksets absorbans, som måles ved bølgelengden 830 nm, er proporsjonal med konsentrasjonen av "molybdatreaktivt" silikat. Instrument(er):Bestemmelsen utføres med en Technicon II autoanalysator	C 7-2
Klorofyll-a	En spektrofotometrisk metode for bestemmelse av klorofyll-a i 100 % metanol Det korrigeres ikke for klorofyll b, c og nedbrytningsprodukter (phaeopigmenter). Denne metoden avviker noe fra Norsk Standard (NS 4767) idet tørkingen av filterne etter filtrering er sløffet i denne metoden. Klorofyllet ekstraheres med metanol, og ekstraktets absorbans måles ved absorpsjonsmaksimum, som normalt (ikke nedbrutt) er ved bølgelengden 665 ± 1 nm. Korreksjon for turbiditet i ekstraktet gjøres ved å trekke fra absorbansen ved 750 nm hvor klorofyll har lav absorbans. Instrument(er):Perkin-Elmer Lambda 40 spektrofotometer med 50 mm kvetter av optisk spesialglass.	H 1-1

## Vedlegg B. Analyser av klororganiske forbindelser

Innhold av klororganiske forbindelser i sjøvann fra området ved Malmøykalven 2001.

Enhet ng/L

Dyp (m)	0,5	0,5	0,5	50	50	50
Dato/ forbindelse	19.02- 2001	21.05- 2001	22.10- 2001	19.02- 2001	21.05- 2001	22.10- 2001
PCB28*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB52*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB101*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB118*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB105	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB153*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB138*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB156	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB180*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB209	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
Sum PCB	0	0	0	0	0	0
∑ PCB <sub>7</sub>	0	0	0	0	0	0
Penta-klorbenzen	<0,1	<0,10	<0,10	<0,1	<0,10	<0,10
Alfa-hexakl.cyclohex	<0,3	<0,30	<0,20	<0,3	<0,30	<0,20
Hexa-klorbenzen	<0,1	<0,10	<0,10	<0,1	<0,10	<0,10
Gamma-hexakl.cyclohex	<0,3	0,45	0,52	<0,3	0,3	0,41
Oktaklorstyren	<0,1	<0,30	<0,20	<0,1	<0,30	<0,20
4,4-DDE	<0,2	<0,30	<0,20	<0,2	<0,30	<0,20
4,4-DDD	<0,3	<0,40	<0,20	<0,3	<0,40	<0,20

## Analyser av klororganiske forbindelser (fortsettelse)

Dyp (m)	60	60	60	70	70	69
Dato/ forbindelse	19.02- 2001	21.05- 2001	22.10- 2001	19.02- 2001	21.05- 2001	22.10- 2001
PCB28*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB52*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB101*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB118*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB105	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB153*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB138*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB156	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB180*	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
PCB209	<0,2	<0,20	<0,20	<0,2	<0,20	<0,20
Sum PCB	0	0	0	0	0	0
Σ PCB <sub>7</sub>	0	0	0	0	0	0
Penta-klorbenzen	<0,1	<0,10	<0,10	<0,1	<0,10	<0,10
Alfa-hexakl.cyclohex	<0,3	<0,30	<0,20	<0,3	<0,30	<0,20
Hexa-klorbenzen	<0,1	<0,10	<0,10	<0,1	<0,10	<0,10
Gamma-hexakl.cyclohex	<0,3	<0,30	0,43	<0,3	<0,30	0,37
Oktaklorstyren	<0,1	<0,30	<0,20	<0,1	<0,30	<0,20
4,4-DDE	<0,2	<0,30	<0,20	<0,2	<0,30	<0,20
4,4-DDD	<0,3	<0,40	<0,20	<0,3	<0,40	<0,20

\*Komponenter som inngår i beregning av PCB<sub>7</sub>.

## Vedlegg C. Analyser av PAH

Innhold av PAH-forbindelser i sjøvann fra området ved Malmøykalven 2001.

Enhet ng/L

Dyp (m)	0,5	0,5	0,5	50	50	50
Dato/ forbindelse	19.02- 2001	21.05- 2001	22.10- 2001	19.02- 2001	21.05- 2001	22.10- 2001
Naftalen	<1	11	m	1	1,7	9,8
2-Metylnaftalen	<1	3,4	m	<1	<1	2,1
1-Metylnaftalen	<1	2,6	m	<1	<1	<2
Bifenyl	<1	1,1	<2	1	<1	4
2,6-Dimetylnaftalen	<1	1	<2	<1	<1	<2
Acenaftalen*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Acenaften*	<1	<1	<2	<1	<1	m
2,3,5-Trimetylnaftalen	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Fluoren*	<1	1,1	<2	<1	<1	<2
Fenantren*	<1	3,1	4,5	1	<1	<2
Antracen*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
1-Metylfenantren*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Fluoranten*	2,2	1,7	4,4	<1	<1	<2
Pyren*	2,4	1,2	3,8	<1	<1	<2
Benz(a)antracen*#	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Chrysen+trifenylen*	<1	<1	<2	<1	<1	3
Benzo(b+j,k)fluoranten*#	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Benzo(e)pyren*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Benzo(a)pyren*#	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Perylen*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Indeno(1,2,3cd)pyren*#	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Dibenz(a,c/a,h)antracen*#	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Benzo(ghi)perylene*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Sum PAH	4,6	26,2	12,7	3	1,7	18,9
Sum KPAH	0	0	0	0	0	0
Sum NPD	0	21,1	4,5	2	1,7	11,9

## Analyser av PAH (fortsettelse)

<b>Dyp (m)</b>	<b>60</b>	<b>60</b>	<b>60</b>	<b>70</b>	<b>70</b>	<b>69</b>
<b>Dato/ forbindelse</b>	<b>19.02- 2001</b>	<b>21.05- 2001</b>	<b>22.10- 2001</b>	<b>19.02- 2001</b>	<b>21.05- 2001</b>	<b>22.10- 2001</b>
Naftalen	1,2	1,5	10	1,2	1,2	20
2-Metylnaftalen	<1	<1	2,3	<1	<1	2,5
1-Metylnaftalen	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Bifenyl	2,3	<1	4,3	<1	<1	4,1
2,6-Dimetylnaftalen	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Acenaftylen*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Acenaften*	<1	<1	m	<1	<1	m
2,3,5-Trimetylnaftalen	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Fluoren*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Fenantren*	<1	<1	<2	<1	7,2	<2
Antracen*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
1-Metylfenantren*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Fluoranten*	<1	<1	<2	<1	2,1	<2
Pyren*	<1	<1	<2	<1	1,7	2,2
Benz(a)antracen*#	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Chrysen+trifenylene*	<1	1,1	<2	<1	1,1	2,4
Benzo(b+j,k)fluoranten*#	<1	<1	<2	<1	1,2	<2
Benzo(e)pyren*	<1	<1	<2	<1	<1	2,7
Benzo(a)pyren*#	<1	<1	<2	<1	<1	4
Perylen*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Indeno(1,2,3cd)pyren*#	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Dibenz(a,c/a,h)antracen*#	<1	<1	m	<1	<1	m
Benzo(ghi)perylene*	<1	<1	<2	<1	<1	<2
Sum PAH	3,5	2,6	16,6	1,2	14,5	37,9
Sum KPAH	0	0	0	0	1,2	4
Sum NPD	1,2	1,5	12,3	1,2	8,4	22,5

\* Forbindelser som inngår i Sum PAH

# Forbindelser som inngår i Sum KPAH

## **Vedlegg D. Hydrografiske og hydrokjemiske observasjoner fra Bekkelagsbassenget (Cq1).**

Station: Cq1 Date: 19.02.01 Time(UTC): 8:10 Position: 59°52.25'N 10°44.30'E Echodepth: 70 m

Ship: T.Braarud Institute: NIVA Secchi depth: 8.7 m Secch colour: green

Depth (m)	Temp. (°C)	Sal	Oxygen (ml/l)	Tot-P (µg/l)	PO4-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	NO3+NO2-N (µg/l)	NH4-N (µg/l)	SiO3 (µg/l)	Chl-a (µg/l)
0	4.07	28.156	3.69	45	40	605	410	44	1550	.3
4	5.70	28.834	2.32	45	41	490	340	17	1453	
8	7.61	30.363	1.73	44	40	410	300	< 5	1385	
12	8.65	31.374	1.34	49	46	370	265	25	1481	
16	8.66	31.779	1.19	62	57	340	230	6	1661	
20	8.73	32.060	1.48	73	69	325	180	42	1640	
30	9.07	32.505	1.79	87	82	315	140	69	1577	
40	9.00	32.578	1.82	87	82	300	135	75	1584	
50	8.86	32.563	1.44	111	100	330	106	101	1768	
60	8.76	32.618	1.27	120	112	340	102	106	1928	
69	8.70	32.632	1.31	137	125	365	102	116	1928	

Station: Cq1 Date: 18.04.01 Time(UTC): 7:50 Position: 59°52.25'N 10°44.30'E Echodepth: 70 m

Ship: T.Braarud Institute: NIVA Secchi depth: 6.0 m Secch colour: green

Depth (m)	Temp. (°C)	Sal	Oxygen (ml/l)	Tot-P (µg/l)	PO4-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	NO3+NO2-N (µg/l)	NH4-N (µg/l)	SiO3 (µg/l)	Chl-a (µg/l)
0	4.47	25.051	7.08	22	7	385	94	56	444	1.5
4	4.36	25.945	7.04	16	6	295	70	49	335	
8	4.52	27.181	6.08	22	16	370	143	70	396	
12	5.78	30.353	3.96	37	30	295	143	31	594	
16	8.27	32.347	5.15	31	23	320	131	36	635	
20	8.64	32.712	1.92	63	59	305	205	< 5	1305	
30	8.44	33.011	1.60	85	78	295	202	< 5	1600	
40	8.25	33.066	1.50	85	78	310	205	< 5	1600	
50	8.16	33.082	1.30	94	87	295	202	< 5	1870	
60	8.09	33.097	1.06	102	93	280	195	< 5	2010	
69	8.01	33.118	1.17	104	96	305	180	15	2010	

Station: Cq1 Date: 21.05.01 Time(UTC): 8:30 Position: 59°52.25'N 10°44.30'E Echodepth: 70 m

Ship: T.Braarud Institute: NIVA Secchi depth: 4.0 m Secch colour: green

Depth (m)	Temp. (°C)	Sal	Oxygen (ml/l)	Tot-P (µg/l)	PO4-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	NO3+NO2-N (µg/l)	NH4-N (µg/l)	SiO3 (µg/l)	Chl-a (µg/l)
0	11.98	17.239	7.01	13	3	255	15	8	34	4.1

NIVA 4492-2002

4	12.67	23.312	6.94	9	3	245	42	8	27
8	11.24	24.645	5.89	13	8	325	106	30	134
12	7.85	30.353	1.96	56	52	410	250	< 5	956
16	8.22	32.435	4.08	39	36	355	175	13	723
20	8.46	32.886	1.46	83	82	325	215	< 5	1554
30	7.90	33.172	1.47	97	95	385	225	< 5	1642
40	7.84	33.202	2.16	79	79	345	215	< 5	1496
50	7.80	33.218	2.22	76	76	335	210	< 5	1467
60	7.78	33.229	2.13	80	79	335	210	9	1510
69	7.76	33.235	2.20	79	76	345	200	13	1510

Station: Cq1 Date: 20.08.01 Time(UTC): 8:30 Position: 59°52.25'N 10°44.30'E Echodepth: 70 m

Ship: T.Braarud Institute: NIVA Secchi depth: 6.0 m Secch colour: green

Depth (m)	Temp. (°C)	Sal	Oxygen (ml/l)	Tot-P (µg/l)	PO4-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	NO3+NO2-N (µg/l)	NH4-N (µg/l)	SiO3 (µg/l)	Chl-a (µg/l)
0	20.05	21.218	5.69	6	< 1	185	4	< 5	< 5	1.7
4	20.10	21.232	5.53	6	< 1	180	< 1	< 5	8	
8	20.01	21.296	5.08	6	< 1	175	8	< 5	39	
12	15.28	25.171	2.05	16	12	325	175	6	565	
16	10.75	28.730	2.19	23	20	330	205	< 5	658	
20	9.50	29.903	2.18	26	23	340	215	< 5	738	
30	8.22	32.005	.91	74	70	450	325	< 5	1820	
40	8.03	32.547	1.08	72	69	380	265	< 5	1745	
50	7.91	33.045	.95	79	74	355	250	< 5	2045	
60	7.75	33.235	.66	86	82	370	265	< 5	2270	
70	7.74	33.241	.56	93	87	400	290	< 5	2605	

Station: Cq1 Date: 22.10.01 Time(UTC): 9:15 Position: 59°52.25'N 10°44.30'E Echodepth: 71 m

Ship: T.Braarud Institute: NIVA Secchi depth: 2.0 m Secch colour: brown

Depth (m)	Temp. (°C)	Sal	Oxygen (ml/l)	Tot-P (µg/l)	PO4-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	NO3+NO2-N (µg/l)	NH4-N (µg/l)	SiO3 (µg/l)	Chl-a (µg/l)
0	10.47	21.540	6.66	37	2	510	10	18	581	5.4
4	11.82	23.002	5.32	7	3	205	12	33	323	
8	11.72	25.410	5.08	9	5	195	22	50	111	
12	11.49	27.370	3.20	19	15	275	125	37	432	
16	10.62	29.667	1.97	35	31	355	135	5	837	
20	9.34	31.075	1.78	45	42	400	290	< 5	1124	
30	8.58	31.621	1.57	55	51	435	325	< 5	1354	
40	8.52	31.884	1.77	53	50	390	285	< 5	1298	
50	8.30	32.259	1.26	70	66	370	260	< 5	1549	



NIVA 4492-2002

60	7.88	33.036	.20	151	144	375	205	52	2205
70	7.82	33.139	.18	253	243	375	102	143	2660

Station: Cq1 Date: 19.12.01 Time(UTC): 8:50 Position: 59°52.25'N 10°44.30'E Echodepth: 71 m

Ship: T.Braarud Institute: NIVA Secchi depth: 11.5 m Secch colour: light green

Depth (m)	Temp. (°C)	Sal	Oxygen (ml/l)	Tot-P (µg/l)	PO4-P (µg/l)	Tot-N (µg/l)	NO3+NO2-N (µg/l)	NH4-N (µg/l)	SiO3 (µg/l)	Chl-a (µg/l)
0	3.61	27.081	5.69	22	17	365	190	35	883	< .3
4	3.66	27.103	5.49	22	18	350	185	32	876	
8	7.66	28.895	2.69	31	28	335	220	13	849	
12	9.79	30.540	2.31	36	33	340	235	< 5	856	
16	9.55	31.174	1.53	47	45	445	305	< 5	1150	
20	9.26	31.470	1.79	52	48	470	340	22	1297	
30	9.12	31.610	1.59	52	48	420	320	< 5	1271	
40	9.13	31.795	1.85	49	46	380	275	< 5	1204	
50	8.89	32.018	1.55	61	58	360	260	< 5	1364	
60	8.20	32.462	.13	169	157	340	165	71	2320	
70	7.89	32.985	.12	446	423	450		270	3520	