



RAPPORT LNR 4751-2003

Utslipp fra Borregaard Industries Ltd til Glomma -

økotoksikologisk
karakterisering av avløpsvann
fra cellulosefabrikken og
innhold av kobber og
organiske halogenforbindelser
i Glomma og Hvalerområdet

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 Utslipp fra Borregaard Industries Ltd til Glomma - økotoxikologisk karakterisering av avløpsvann fra cellulosefabrikken og innhold av kobber og organiske halogenforbindelser i Glomma og Hvalerområdet.	Løpenr. (for bestilling) 4751-2003	Dato 14/11-03
	Prosjektnr. Undernr. O-23234	Sider Pris 79
Forfatter(e) John Arthur Berge Torsten Källqvist Randi Romstad August Tobiesen	Fagområde Miljøgifter marint	Distribusjon Fri
	Geografisk område Østfold	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Borregaard industries Limited	Oppdragsreferanse
---	-------------------

<p>Abstract:</p> <p>Denne undersøkelse ble gjennomført for å dekke identifiserte kunnskapshull avgjørende for å vurdere Borregaards bidrag til eventuelle miljøforstyrrelser i Glomma og Hvalerestuaret.</p> <p>Giftigheten på avløpsvannet fra Borregaards cellulosefabrikk reduseres betydelig etter behandling i renseanlegget. Sterk fortykning i Glomma gjør at akutte eller kroniske skadelige effekter fra avløpet ikke kan forventes i nedre del av Glomma og i Hvalerområdet. Analyser av kobber (Cu) i vannprøver tyder på høyere konsentrasjoner i Glomma nedenfor Borregaards anlegg ved Melløs enn ovenfor i Sarpsfossen Dette skyldes trolig i vesentlig grad utslipp av Cu fra Borregaard. Analyse av Cu i blæretang tyder imidlertid ikke på at utslipp av kobber til Glomma i vesentlig grad reduserer miljøkvaliteten i Glommas munningsområde og Hvaler. Analyse av ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCI) i sediment og blåskjell viser høyere konsentrasjoner nær Glommas munning enn lenger ut. Tilsvarende gradient ble ikke observert ved analyse av ekstraherbart organisk bundet klor (EOCI) i sediment, men ble observert for EOCl i blåskjell. Blåskjellresultatene tyder på en nåtidig transport av EPOCI og EOCl med Glomma, mest sannsynlig fra Borregaard, men andre kilder er også mulige. Ut fra SFTs klassifiseringssystem og de nivåer av EPOCI som ble observert kan sedimentet på 5 av i alt 6 stasjoner karakteriseres som sterkt forurenset, mens en mer fjern stasjon utenfor selve Hvalerområdet (Flatskjærene) kunne karakteriseres som markert forurenset. .</p>
--

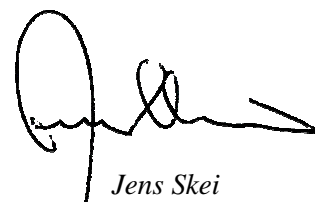
Fire norske emneord 1. Utslipp 2. Giftighet 3. Kobber 4. Klororganiske forbindelser	Fire engelske emneord 1. Effluent 2. Toxicity 3. Copper 4. Organochlorines
---	--



John Arthur Berge
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jens Skei
Forskningsdirektør

Utslipp fra Borregaard Industries Ltd til Glomma -
økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann fra
cellulosefabrikken og innhold av kobber og organiske
halogenforbindelser i Glomma og Hvalerområdet.

Forord

NIVA har identifisert kunnskapshull som anses som avgjørende for å vurdere Borregaard Industries Ltd. sitt bidrag til eventuelle miljøforstyrrelser i Glomma og Hvalerestuariet (Berge et al. 2003). Som respons på dette ble det avholdt et møte 21/5-03 i Oslo med Leif Ramberg og Jarle Wikeby fra Borregaard Industries Ltd. og John Arthur Berge (NIVA). På bakgrunn av diskusjonen på møtet utarbeidet NIVA et tilbud på undersøkelser (datert 17. juni 2003) som skulle dekke de identifiserte kunnskapshull og mottok senere en bestilling (bestillings nr. 4500131548, datert 07/07-03) fra Borregaard Industries Ltd. på oppdraget.

Feltinnsamling av blæretang, blåskjell og sediment ble foretatt av Aud Helland og John Arthur Berge. Innsamling av vannprøver for analyse av kobber og giftighetstesting ble foretatt av bedriften. Delundersøkelsen som omhandler økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann ble gjennomført av August Tobiesen og Randi Romstad. Analyser av AOX ble foretatt av Jordforsk og analyser av EPOCL, og EOCL av SINTEF. Kobberanalysen ble foretatt av NIVA.

I prosjektperioden har Leif Ramberg vært kontaktperson hos Borregaard Industries Ltd. Leder for prosjektet hos NIVA har vært John Arthur Berge.

Oslo, 14/11-03

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Innledning	10
2. Materiale og metode	11
2.1 Økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann	11
2.1.1 Testvann og slurry fra renseanlegg	11
2.1.2 Testmetoder	11
2.2 Feltinnsamling	12
2.2.1 Vannprøver	12
2.2.2 Blæretang	12
2.2.3 Sediment	13
2.2.4 Blåskjell	13
2.3 Analyser	14
3. Resultater og diskusjon	16
3.1 Økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann	16
3.1.1 Testvannets sammensetning	16
3.1.2 Resultater fra giftighetstester	17
3.2 Kobber i Glommavann	19
3.3 Kobber i blæretang	21
3.4 Sediment	22
3.4.1 EPOCl, EOCl i sediment	22
3.4.2 AOX i sediment	27
3.5 AOX, EPOCl og EOCl blåskjell	28

4. Konklusjoner	33
5. Referanser	35
6. Vedlegg	36
Vedlegg A. Stasjonsposisjoner	36
Vedlegg B. Analyserapport for analyser av AOX i sediment	37
Vedlegg C. Analyserapport for analyser av AOX i blåskjell	42
Vedlegg D. Analyserapport for analyser av AOX i vann og slurry fra renseanlegg	46
Vedlegg E. Analyserapport for analyser av EPOCl og EOCl i sediment og blåskjell	50
Vedlegg F. Analyserapport for analyser av EPOCl og EOCl i vann og slurry fra renseanlegg	54
Vedlegg G. Testrapporter Akutt toksisitet - fisk, vann i innløp til renseanlegg	58
Vedlegg H. Testrapporter Akutt toksisitet - fisk, vann i utløp fra renseanlegg	62
Vedlegg I. Testrapporter Akutt toksisitet - krepsdyr (<i>Daphnia magna</i>), vann i innløp til renseanlegg	66
Vedlegg J. Testrapporter Akutt toksisitet - krepsdyr (<i>Daphnia magna</i>), vann i utløp fra renseanlegg	69
Vedlegg K. Testrapport, veksthemmingstest på alge (<i>Selenastrum capricornutum</i>), vann i innløp til renseanlegg	72
Vedlegg L. Testrapport, veksthemmingstest på alge (<i>Selenastrum capricornutum</i>), vann i utløp fra renseanlegg	76

Sammendrag

I en tidligere rapport er det identifisert en del kunnskapshull som anses som avgjørende for å vurdere Borregaard Industries Ltd. sitt bidrag til eventuelle miljøforstyrrelser i Glomma og Hvalerestuaret. Hensikten med de undersøkelser som presenteres her har vært å dekke de viktigste av disse kunnskapshull.

Økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann fra cellulosefabrikken

Vann innsamlet fra innløpet til aerobt rensetrinn og utløpet fra renseanlegget ble analysert for adsorberbart organisk bundet halogen (AOX), ekstraherbart organisk bundet klor (EOCl) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl). Ved passering av renseanlegget ble konsentrasjonen av halogenholdige forbindelser redusert, EOCl 93% reduksjon, AOX 56% reduksjon og EPOCl 19% reduksjon.

Effekter av vann fra innløp og utløp fra renseanlegget ble testet på ørret (*Salmo trutta*), krepsdyr (*Daphnia magna*) og alger (*Selanastrum capricornutum*). Testresultatene viser at vannet som kommer inn i renseanlegget etter forutgående pH-nøytralisering er relativt giftig for fisk (96timers LC50=3,2 %) og noe mindre giftig for krepsdyr (48 timers EC50=6,3 %) og alger (72 timers EC50=13 %).

Giftigheten på avløpsvannet reduseres betydelig etter behandling i renseanlegget. For krepsdyr ses ingen restgiftighet i vannet etter behandling. En løsning på 56 % vil sannsynligvis ikke gi akutte effekter på fisk i løpet av 24 timer. I utløpet fra renseanlegget var laveste (96 timer) LC50-verdi 40% (ørret). Dette vil i følge veileder for Økotoksikologisk undersøkelse av industriavløp (SFT 2000) og under forutsetning av at testvannet er representativt for utslippet tilsi at en ved fortykning av avløpet til 2% vil unngå kroniske gifteffekter i resipienten. Ved full innblanding av vann fra renseanlegget med Glommavann ved middelvannføring (680 m³/s) og lav vannføring vinterstid (ca. 200 m³/s) fås konsentrasjoner som er langt under 2 %. Dette betyr at utslipp fra renseanlegget ikke kan forventes å gi hverken akutt eller kroniske skadelige effekter i nedre del av Glomma og i Hvalerområdet. Nær utslippspunktet i Glomma hvor konsentrasjonen av avløpsvann er høyere enn 2% kan man imidlertid forvente kroniske gifteffekter på organismer som oppholder seg fast i området.

Kobber (Cu) i Glommavann.

Vannprøver for analyse av Cu ble innsamlet fem ganger i Glomma ovenfor (ved inntak til kraftstasjonen) og nedenfor (Melløs) Borregaards anlegg i Sarpsborg. Analyseresultatene tyder på høyere Cu-konsentrasjoner i Glomma nedenfor Borregaards anlegg ved Melløs enn ovenfor i Sarpsfossen.

Konsentrasjonsøkningen viser at vannet tilføres kobber på elvestrekningen og gjør at vannet ved Melløs på to av fem tidspunkt kunne klassifisert i en dårligere tilstandsklasse enn i Sarpsfossen. Borregaards egne beregninger av kobber i utslippet på samme dag som vannprøvene ble tatt viser lavere tilførsler enn det beregninger basert på analyser av Glommavannet tilsier. Mulige forklaringer er forekomst av andre kobber kilder enn Borregaard, eller at utslippet fra Borregaard ikke har oppnådd full innblanding i Glommavann ved prøvetakingspunktet ved Melløs. Sistnevnte medfører at det måles høyere konsentrasjon av kobber enn ved full innblanding lenger ned i elven.

Kobber i blæretang.

Blæretang (*Fucus visiculosus*) til analysene ble innsamlet fra 8 stasjoner i ulik avstand fra Glommas munning. Det er ingen klare tegn til økende kobberkonsentrasjoner innover mot Glommas munning. Tidligere observasjoner i Glommas munningsområdet tyder på at en på slutten av 80-tallet og første halvdel av 90-tallet hadde klart høyere konsentrasjoner av kobber i blæretang enn det som ble

observert i 2003. Analysene av blæretang tyder på at Borregaards utslipp av kobber til Glomma ikke i vesentlig grad reduserer miljøkvaliteten i Glommas munningsområde og Hvaler.

Halogenorganiske forbindelser i sediment.

For både EOCl og EPOCl ble den høyeste konsentrasjonen observert i sediment fra Singløykvalven og den laveste ved Flatskjærene. Ut fra de nivåer av EPOCl som ble observert kunne sedimentet på 5 av i alt 6 stasjoner karakteriseres som sterkt forurenset, mens en relativt fjern stasjon utenfor Hvalerområdet (Flatskjærene) var noe mindre forurenset (markert forurenset).

EOCl inngår ikke i SFT's miljøkvalitets kriterier. Ut fra innholdet av EOCl i sediment og beregnede kriterier (basert på litteraturdata for bakgrunnsverdi og faktor benyttet for klassifisering av EPOCl) kunne alle stasjoner karakteriseres som moderat forurenset med EOCl.

De noe høyere konsentrasjonen av EPOCl og EOCl observert i sediment fra stasjonen ved Singløykvalven skyldes trolig en påvirkning fra tidligere utslipp i Halden til Iddefjorden/Ringdalsfjorden. Tas resultatene fra Singløykvalven ut av analysene ses en økende EPOCl konsentrasjon i sediment dess nærmere en kommer Glommas utløp. Dette tyder på en transport av EPOCl med Glomma. Tilsvarende klar sammenheng mellom avstand og konsentrasjon ble ikke imidlertid ikke observert for EOCl.

Analyse av AOX i sediment tyder ikke på høyere konsentrasjoner i sediment i Glommas munningsområde enn lenger ut. Ut fra dagens kunnskap om AOX anses det i miljøsammenheng lite formålstjenlig å benytte AOX for å kartlegge graden av spredning av et industriutslipp i en resipient.

Halogenorganiske forbindelser i blåskjell.

Blåskjellen ble fanget på grunt vann (0.5-1 m) på 6 stasjoner i ulik avstand fra Glommas munning. Resultater fra analyse av skjell representerer i langt større grad enn sediment tilførsler av nyere dato. For både EPOCl og EOCl ble den høyeste konsentrasjonen observert i skjell fra Kjøkkø og den laveste ved Flatskjærene. Det var en tendens til økende konsentrasjoner av både EPOCl og EOCl inn mot Glommas munningsområde. Det var ingen sammenheng mellom avstand fra Glommas munning og nivåer av AOX i skjellene.

Summary

Title: Effluents from Borregaard Industries Ltd. to the river Glomma - ecotoxicological characterization of effluents from the cellulose plant and copper and haloorganic compounds in Glomma and the Hvaler estuary.

Year: 2003

Author: John Arthur Berge, Torsten Källqvist, Randi Romstad, August Tobiesen

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4424-7

In a previous report gaps in knowledge necessary for the evaluation of possible environmental effects of discharges from Borregaard Industries Ltd to the River Glomma were identified. The aim of this report is to fill the most important of these gaps.

Ecotoxicological characterisation of effluents from the cellulose plant.

Water from the inlet and outlet of the treatment plant was analysed for adsorbable organic halogen (AOX), extractable organic chlorine (EOCl) and extractable persistent organic chlorine (EOPCl). Treatment of the effluents in the plant reduced the concentrations of halogenorganic compounds, EOCl 93 % reduction, AOX 56% reduction and EOPCl 19% reduction.

Acute toxicity tests of the water from the inlet (after neutralising the acid) and outlet of the treatment plant were performed on trout (*Salmo trutta*), crustaceans (*Daphnia magna*) and algae (*Selenastrum capricornutum*). The test results show that the inlet water is relatively toxic to fish (96 hour LC50=3,2 %) and somewhat less toxic to crustaceans (48 hour EC50=6,3 %) and algae (72 hour EC50=13 %). The toxicity of the discharged water was considerably reduced through the passage of the treatment plant. No acute toxicity was observed for crustaceans and a 56% solution of the effluent did not give mortality for fish after 24 hours.

Harmful chronic effects in the river mouth and the Hvaler estuary are not expected due to the high flow of water in the river Glomma (mean flow: 680 m³/s, low flow during winter period: 57 m³/s) and resulting large dilution. Harmful chronic effects are however expected near the discharge point where the effluents (approximately 0,24m³/s) are found in a concentration larger than 2 %.

Copper (Cu) in water from the river Glomma

Water samples for the analysis of Cu were collected 5 times in the river above and below Borregaard Industries Ltd. The analytic results show higher concentrations below Borregaard Industries Ltd. at Melløs than above at Sarpsfossen. The increase in concentration resulted in a lower environmental status of the water below Borregaard than above on two of a total five occasions. The amount of discharged copper calculated from the Cu analysis of the river water was considerably higher than the amounts reported by Borregaard Industries Ltd. themselves for the same days, possible because of incomplete mixing at Melløs.

Copper in bladder wrack

Bladder wrack (*Fucus vesiculosus*) for analysis of copper was collected at 8 stations with different distances from the river mouth. The results indicate no clear sign of increasing copper concentrations towards the river mouth. Previous observations show that the concentration of copper in bladder wrack was higher in the area in the late 80-ies and early 90-ies. The results from 2003 do not indicate any appreciable reduction in environmental quality caused by discharges of copper to the river Glomma.

Organic halogen in sediments

Sediments from five stations could according to the classification system established by the Norwegian State Pollution Control Authority be classified as severely polluted by EPOCl. The most distant station was somewhat less polluted and could be classified as markedly polluted. All stations could be classified as moderately polluted based on EOCL concentrations in the sediment. The highest concentration of both EOCl and EPOCl was observed at Singløykalven (a station relatively distant to the river mouth) and is probably an effect of the sediment at this station being influenced by effluents to a neighbouring fjord (Iddefjorden/Ringdalsfjorden). An increase in the sediment EPOCL concentration was observed towards the river mouth if the results from Singløykalven were excluded, and indicates a transport of EPOCL by Glomma to the river mouth. A similar transport of EOCl was not indicated based on sediment EOCl concentrations.

Analysis of AOX in the sediment did not indicate higher concentrations near the river mouth. Recent information do however indicate that the use of the AOX sum parameter has limited value in environmental studies for mapping the spreading of industrial effluents in a recipient.

Organic halogen in blue mussels

Mussels were collected in shallow water from six stations in the Glomma Estuary. The stations were located 5-15 km from the river mouth. Analytical results from mussels do reflect recent exposure to a much larger extent than results from sediments. The concentration of both EPOCL and EOCL was highest at the station Kjøkø nearest to the river mouth. The lowest concentration was observed at a station outside the estuary (Flatskjærene). Stations near the river mouth tended to have higher concentrations of both parameters than more distant stations. There was no clear relation between distance from river mouth and the concentration of AOX in mussel. Based on the observed gradients, it seems that EOCl and EPOCl are transported into the estuary by the river Glomma.

1. Innledning

Som ledd i en prosess for å samle alle sine utslippskonsesjoner til vann i en felles konsesjon for å tilfredsstille EUs IPPC-direktiv har NIVA utarbeidet en rapport for Borregaard Industries Ltd. der dagens utslipp fra bedriften vurderes opp mot andre tilførsler, tilstanden i Glomma og Hvalerestuaret og fremtidsprognoser for miljøtilstanden i Hvalerområdet (Berge et al. 2003). I rapporten identifiseres kunnskapshull som NIVA anså for avgjørende for å vurdere Borregaaards bidrag til eventuelle miljøforstyrrelser i Glomma og Hvalerestuaret.

Rapporten skisserte også undersøkelser som skulle dekke disse kunnskapshull:

- Økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann (delstrøm med AOX)
- Kobberanalyser av vannprøver fra Glomma
- Analyse av halogenholdige forbindelser i blåskjell fra Hvalerområdet
- Kobberinnhold i blæretang fra Hvalerområdet
- Halogenholdige forbindelser i sediment

Målsettingen for undersøkelsen har vært:

Avklare i hvilken grad avløpsvann fra Borregaards blekeri er giftig. Ved målinger finne ut om det opptrer høyere konsentrasjoner av kobber i Glommavann nedenfor Borregard enn ovenfor og avklare om det opptrer overkonsentrasjoner med kobber, AOX og AOX-relaterte grupper av forbindelser i Glommas munningsområde og Hvaler.

2. Materiale og metode

2.1 Økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann

2.1.1 Testvann og slurry fra renseanlegg

Testene ble gjennomført på avløpsvann fra biologisk renseanlegg knyttet til cellulosefabrikken. Vann ble innsamlet fra innløpet til aerobt rensetrinn og utløpet fra renseanlegget den 29/9-2003.

Avløpsmengden fra det biologisk renseanlegget til Glomma oppgis av Borregaard til å være ca 21000 m³/døgn.

Bedriften oppgir at fabrikken og renseanlegget var under ordinær drift under innsamlingen av vannprøvene. Vannet ble innsamlet av bedriften og sendt på plastkanner til NIVA for kjemisk karakterisering (analyse av EPOCl, EOCL, AOX) og for testing av giftighet.

En slurry prøve fra renseanlegget ble også tatt og analysert for EPOCl, EOCL og AOX. Slurryprøven ble tatt ut av luftebasseng i aerobt rensetrinn (aktivt slamlegg).

2.1.2 Testmetoder

Effekter av vann fra innløp til og utløp fra renseanlegget ble testet på fisk (*Salmo trutta*), krepsdyr (*Daphnia magna*) og alger (*Selanastrum capricornutum*). Her gis kun en kort oversikt over testmetodene. Testrapporter er gitt som vedlegg til rapporten.

Fisketest: Forsøksfisk plasseres i kar med ulik fortykning av avløpsvannet. Forsøket ble utført i glassakvarier med 15 l vann og 7 fisk i hver konsentrasjon av avløpsvann. Dødligheten til fisken i hvert kar registreres over en periode på 4 dager. Ut fra registreringene kan en for hver dag beregne den konsentrasjonen (fortynning) som gir 50% dødelighet (LC₅₀) og en kan også komme frem til den høyeste konsentrasjon som ikke gir dødelighet (no effect concentration=NOEC).

Innløpsvannet som skulle testes hadde meget lav pH (ca 2,5). For å gi fisken en levelig pH ble det derfor besluttet å nøytralisere prosessvannet før testen siden dette også skjer i forbindelse med renseprosessen på anlegget. Prøvevannet fra innløpet til renseanlegget ble derfor tilsatt en NaOH løsning inntil pH var økt til 7.1. Se Vedlegg G. og Vedlegg H. for referanser til de benyttede testmetoder og testbetingelser.

Krepsdyrtest: Forsøksdyr plasseres i begre med ulik fortykning av avløpsvann (4 begre med 5-7 individer pr kar for hver konsentrasjon). Antall individer som immobiliseres/dør i hver konsentrasjon registreres over en periode på 2 dager. Ut fra registreringene kan en for hver dag beregne den konsentrasjonen (fortynning) som forårsaker at 50% og 10% av individene immobiliseres/dør (EC₅₀, EC₁₀). Pga. lav pH ble pH-justert før testen ble gjennomført på innløpsvannet til renseanlegget. Se Vedlegg I. og Vedlegg J. for referanser til de benyttede testmetoder og testbetingelser.

Algetest: Algen dyrkes i kolber med ulike fortykninger med avløpsvann over en periode på 3 dager. Algenes vekst registreres ved daglig tellinger av antall alger. Veksthemming i de ulike fortykninger beregnes i forhold til veksten i et kontrollmedium uten avløpsvann. Ut fra tellingene kan en beregne den konsentrasjonen (fortynning) som gir 50%, 25% og 10% veksthemming i forhold til kontrollen (EC₅₀, EC₂₅, EC₁₀) over en periode på 3 døgn. Pga. lav pH ble pH-justert før testen ble gjennomført på innløpsvannet til renseanlegget. Se Vedlegg K. og Vedlegg L. for referanser til de benyttede testmetoder og testbetingelser.

2.2 Feltinnsamling

Innsamling av blåskjell, blæretang og sediment for kjemiske analyser ble foretatt 13-15/08 august 2003. Det ble samlet inn blåskjell og sediment fra 6 stasjoner og blæretang fra 8 stasjoner (**Figur 1**).

Stasjonene ble valgt for å dekke Glommas munningsområde (Kjøkø, Belgen, Fugleskjær, Ramsøy) og hovedløpet til Glomma ut Løperen (Brattholmen, Kvernskjær, Tisler). I tillegg ønsket en stasjoner (Singløykalven, Knubben og Flatskjærene) som antas ikke å være så sterk påvirket av Glomma som de nærmere munningsområdet. Stasjonen ved Singløykalven må imidlertid antas å kunne være påvirket av tidligere utslipp fra Saugbrugsforeningen til Iddefjorden/Ringdalsfjorden.



Figur 1. Stasjoner for innsamling av blåskjell, blæretang og sediment.

2.2.1 Vannprøver

Vannprøver for analyse av kobber ble innsamlet ovenfor (inntak til kraftstasjon ved Sarpsfossen) og nedenfor (Melløs) Borregaards anlegg i Sarpsborg. Denne prøvetakingen ble foretatt av bedriften selv. Inntaksvannet ved kraftstasjonen antas å være godt blandet. Vannprøven ved Melløs ble tatt med kastebøtte på 0-0,5 m dyp. Ved hver prøvetaking ble ca. 60 ml vann overført til en 60 ml plastflaske som på forhånd var spesialvasket for formålet og skylt to ganger med vann fra resipienten.

Det ble lagt vekt på å unngå innsamling av vann under perioder med høy vannføring i Glomma. Vannføringen ved prøveinnsamling lå mellom 350 og 750 m³/s.

2.2.2 Blæretang

Blæretang (*Fucus vesiculosus*) for analyse av metaller ble innsamlet ved å vasse eller ved svømmedykking i grunnområdene på den aktuelle lokalitet. Fra hvert område ble det innsamlet 20

individer av blæretang. En blandprøve bestående av den øvre del (5-10 cm) av disse individer ble analysert.

2.2.3 Sediment

Partikler som tilføres et sjøområde/havneområde tenderer til å akkumulere i områder med lite strøm, og vil over tid gi grunnlaget for dannelse av bunnsedimenter. Disse sedimenter inneholder også de forurensningskomponenter som fester seg til partiklene. Mange av de miljøgiftene som en er opptatt av i miljøsammenheng har evnen til å feste seg til slike partikler. Bunnsedimentene er derfor spesielt godt egnet til å overvåke spredning av miljøgifter i et område.

Utgangspunktet for valg av stasjoner var at en ønsket å dekke områder i Løperen relativt nær Glommas munning (Kjøkkø, Fugleskjær, Brattholmene) og noen mer fjerntliggende stasjoner utenfor selve Løperen (Singløykalven, Knubben, Flatskjærene). Prøvetaking ble foretatt med en liten van Veen grabb med to inspeksjonsluker. Posisjonene der prøven ble tatt ses **Figur 1** og i Vedlegg A.

På hver lokalitet ble det tatt sedimentprøver fra 2 grabbhugg. Fra hvert grabbhugg bl det tatt ut sediment (topplaget, ca. 0-2 cm) fra begge luker. Topplaget ble slått sammen til en blandprøve for kjemiske analyser.

2.2.4 Blåskjell

Blåskjell (*Mytilus edulis*) lever i de øvre vannlag og filtrerer ut partikler fra vannet. Blåskjell er derfor godt egnet og mye brukt til å overvåke tilstanden i overflatelaget med hensyn til forekomst av miljøgifter.

Blåskjell ble innsamlet på 6 stasjoner (**Figur 1**) ved å vasse eller svømmedykke i grunnområdene på den aktuelle lokalitet. Med tanke på standardisering ønsket en i utgangspunktet å samle inn 50 skjell med en størrelse på 3-5 cm fra hver lokalitet. På lokalitetene nærmest Glommas munning var det imidlertid ikke mulig å finne nok skjell som tilfredsstilte disse kriterier slik at en der måtte benytte noe større skjell (**Tabell 1**). En blandprøve bestående av 28-50 skjell fra hver lokalitet ble analysert.

Tabell 1. Blåskjell brukt til analyse av miljøgifter.

Stasjon	Antall skjell	Min. lengde (mm)	Max. lengde (mm)	Midlere skall-lengde i mm	Midlere bløtdelsvekt (g)
Kjøkkø	42	4,0	6,2	51,7	3,5
Fugleskjær	28	5,4	8,1	66,4	7,0
Ramsøy	49	3,4	5,6	45,3	2,6
Singløykalven	50	3,3	5,0	42,5	1,9
Knubben	50	3,5	5,0	43,1	2,0
Flatskjærene	50	3,0	4,9	41,6	2,0

2.3 Analyser

En kort oversikt over benyttede analysemetodene ses i **Tabell 2** og Tabell 3 og i vedlegg.

Tabell 2. Benyttede analysemetoder for bestemmelse av AOX, EOC1 og EPOC1.

Parameter	Analysemetode	Utførende institusjon/
EOC1 i vann, slurry, sediment, blåskjell	Ekstraksjon med organisk løsningsmiddel, fjerning av uorganisk klor nøytronaktiveringsanalyse	SINTEF/ IFE (se Vedlegg E. og Vedlegg F.)
EPOC1 i sediment og blåskjell	Ekstraksjon med organisk løsningsmiddel, fjerning av uorganisk klor, behandling med konsentrert svovelsyre, nøytronaktiverings analyse	SINTEF/ IFE (se Vedlegg E. og Vedlegg F.)
Partikkelstørrelsesfordeling g(fraksjon <64µm)	Frysetørring, tørrsiktning og gravimetri	NIVA
% tørrstoff	Frysetørring, gravimetri	
AOX i sediment og blåskjell	Tørring, stabilisering, fjerning av uorganisk klor, adsorpsjon på aktivt kull, forbrenning av aktivt kull med adsorbent organisk bundet halogen, oppfanget halogen i forbrenningsgassen titreres og konsentrasjonen i prøven bestemmes.	Jordforsk (se Vedlegg B. og Vedlegg C.)
AOX i vann og slurry	AOX analysen er utført som AOX i vann etter DIN EN 1485-H14 dvs på følgende måte: 1. Preparering av homogen utgangsprøve fra tilsendte flaske(r). 2. Etter henstand: Dekantering av analyseprøven gjennom papirfilter 3. AOX bestemmelse i en 1:10 fortykning av prøven etter DOC-bestemmelse. De fleste av eventuelle partikler i prøven vil ikke inngå i analysen.	Jordforsk (se Vedlegg D.)

Tabell 3. Benyttede analysemetoder for bestemmelse av kobber (Cu).

Forbindelse	Forbehandling/oppslutningsmetode etc.	Analysemetode
Cu i vannprøve og blæretang	Surgjøring/oppslutning med salpetersyre.	<p><u>ICP-MS</u></p> <p>Følgende instrumentering er benyttet: Perkin-Elmer Sciex ELAN 6000 ICP-MS, utstyrt med P-E autosampler AS-90, AS-90b prøvebrett og P-E Rinsing Port Kit.</p> <p>Prøver konservert/oppsluttet med salpetersyre introduseres med en peristaltisk pumpe og overføres til en aerosol i forstøveren. Denne blir ført til argonplasmaet som atomiserer og ioniserer prøven. Etter plasmaet passerer prøven to seriekoblede koner i et område med redusert trykk hvor plasmagassen fjernes. Ionestrømmen fokuseres med en elektrisk ionelinse før den introduseres til det kvadruple massespektrometeret for separasjon basert på masse/ladningsforholdet. Ionene måles med en pulstellingsdetektor basert på en diskret dynode multiplikator. (NIVA interne analysemetode E 8-3).</p>

3. Resultater og diskusjon

3.1 Økotoksikologisk karakterisering av avløpsvann

3.1.1 Testvannets sammensetning

Innholdet av AOX, EOCL og EPOCl i testvannet ses i **Tabell 4**. Ved passering av rensanlegget ble konsentrasjonen av halogenholdige forbindelser redusert. Dette gjaldt særlig for EOCL og AOX og i mindre grad for EPOCl. Ut fra konsentrasjonen av AOX, EOCl og EPOCl og volumstrømmen gjennom anlegget til Glomma kan det gis et anslag for årlige utslipp fra rensanlegget til resipienten. Bedriften angir en gjennomsnittlig volumstrøm til ca 21000 m³/døgn. En slik overslagsberegning gir et årlig utslipp av 314 kg EOCl og 163 kg EPOCl. De beregnede årlige utslippet av AOX (ca 11 tonn) er langt mindre enn det bedriften oppgir å ha sluppet ut de siste år (132tonn i 2002). Dette skyldes trolig at AOX analysene slik de er foretatt i hovedsak ikke fanger opp AOX bundet i partiklene. Analysene av EOCl og EPOCl slik de er gjennomført fanger imidlertid opp både løst og partikulært bundne forbindelser.

Ved passering av rensanlegget reduseres sannsynligvis AOX mengden mer enn det **Tabell 4** tilsier fordi en betydelig mengde slam blir holdt tilbake i anlegget. Effekten av dette antas imidlertid ikke å fanges fullt ut opp slik analysene på avløpsvannet er gjennomført.

Tabell 4. Konsentrasjonen av adsorberbart organisk bundet halogen (AOX), ekstraherbart organisk bundet klor (EOCl) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) i vann fra innløp til og avløp fra rensanlegget knyttet til cellulosefabrikken til Borregaard. NB: Resultatene fra AOX analysene knytter seg i hovedsak til innholdet i vannfasen og ikke i det som måtte være bundet i partikler.

Prøve	AOX (µg/L)	EOCl (µg/L)	EPOCl (µg/L)
Vann i innløp til rensanlegget til Borregaard	3200	590	26,3
Vann i utløp fra rensanlegget til Borregaard	1400	41	21,3
% Reduksjon	56	93	19

Innholdet av AOX, EOCL og EPOCl i slurry fra rensanlegget ses i **Tabell 5**.

Konsentrasjonen av AOX i slurryen synes meget lav i forhold til konsentrasjonen av EOCl og EPOCl og skyldes sannsynligvis at analysene i liten grad fanger opp AOX knyttet til partikkelene i slurryen. I utgangspunktet burde en forvente AOX>EOCl>EPOCl.

Tabell 5. Konsentrasjonen av adsorberbart organisk bundet halogen (AOX), ekstraherbart organisk bundet klor (EOCI) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCI) i slurry fra renseanlegget knyttet til cellulosefabrikken til Borregaard. NB: Resultatene fra AOX analysene knytter seg i hovedsak til innholdet i vannfasen og ikke i det som måtte være bundet i partikler.

Prøve	Tørrestoff innhold (%)	AOX (mg/L)	EOCI (µg/g t.v.)	EPOCI (µg/g t.v.)
Slurry fra renseanlegget til Borregaard	7 (Jordforsk) 10,57(NIVA)	1 (tilsvarer ca 10 µg/g t.v.)	629	131

3.1.2 Resultater fra giftighetstester

Giftighetstestene viser at vannet som kommer inn til renseanlegget etter pH justering er relativt giftig for fisk (48timers $LC_{50}=3,2\%$) og noe mindre giftig for krepsdyr (48timers $EC_{50}=6,3\%$) og alger (72 timers $EC_{50}=13\%$). Giftigheten på avløpsvannet reduseres imidlertid betydelig gjennom renseanlegget () og for krepsdyr ses ingen restgiftighet i vannet som har passert renseanlegget (**Tabell 6**). Utslippet fra renseanlegget fortynnes relativt fort i Glomma. Resultatene fra fisketesten etter 24 timer er derfor mest meningsfylt når en skal vurdere konsekvenser av utslippet. Etter 24 timer vil selv en løsning på 56 % sannsynligvis ikke gi effekter på fisk. Også for algeproduksjon skal det et relativt stort innslag av avløpsvann fra cellulosefabrikken til før effekter kan påregnes (72 timers $EC_{10}=18\%$). Testresultatene viser at det er en moderat til liten restgiftighet i vannet som har passert renseanlegget.

I følge veileder for Økotoksikologisk undersøkelse av industriavløp (SFT 2000) kan forynningsbehovet for å unngå langtidseffekter (kroniske gifteffekter) av avløpsvann beregnes ut fra resultat av toksisitetstester ved hjelp av applikasjonsfaktorer. Når det fins data for akutt toksisitet for minst tre organismegrupper (alger, krepsdyr og fisk) antas det ikke være fare for kroniske gifteffekter ved konsentrasjoner av avløpsvann 20 ganger lavere enn laveste EC_{50} eller LC_{50} -verdi. I utløpet fra renseanlegget var laveste LC_{50} -verdi 40% (ørret). Avløpsvannet bør altså fortynnes ned til 2% konsentrasjon (dvs. 50 ganger) for at man skal unngå kroniske gifteffekter. I det området i resipienten hvor konsentrasjonen av avløpsvann er høyere enn 2% kan man følgelig forvente gifteffekter på organismer som oppholder seg fast i området. Siden utslippet går til en elv vil dette i tilfelle bare gjelde for bunnlevende organismer som bunndyr og fastsittende alger. Organismer som lever fritt i vannsøylen og som driver fritt med vannstrømmen (plankton) vil bare få en kortvarig eksponering for avløpsvannet og dermed ikke utsettes for kroniske gifteffekter. Fisk vil bare være utsatt for slike effekter dersom de aktivt oppholder seg i utslippsområdet.

Gjennomsnittlig volumstrøm ut av renseanlegget til Glomma er på ca 21000 m³/døgn (tall oppgitt av bedriften). Middelvannføringen i Glomma er på ca 680 m³/s og minimumsvannføring vinterstid kan komme ned på ca 200 m³/s. Ved full innblanding av vann fra renseanlegget med Glommavann med middelvannføring og lav vannføring vinterstid fås konsentrasjoner som er henholdsvis 0,035 og 0,12 % av det en har i avløpet fra renseanlegget, dvs langt under de 2 % der en kan forvente kroniske effekter.

Tar en hensyn til at primærutslippet fra renseanlegget til Glomma fortynnes relativt raskt og mye med Glommavann er det lite trolig at akutte gifteffekter fra utslippet kan påregnes annet enn helt lokalt nær utslippspunktet. Den lave giftigheten og den store fortynningen i Glomma gjør at utslipp fra renseanlegget ikke kan forventes å gi hverken akutt eller kroniske skadelige effekter i nedre del av Glomma og i Hvalerområdet.

Tabell 6. Oppsummering av resultater fra biologisk testing av avløpsvann inn og ut av rensanlegget knyttet til Borregaards cellulosefabrikk.

LC₅₀= den konsentrasjonen som gir 50% dødelighet.

NOEC= den høyeste konsentrasjon (fortynning) som ikke gir dødelighet (no observed effect concentration).

EC₅₀= For algetesten er dette den konsentrasjon som gir 50% reduksjon av veksthastighet i forhold til kontroll. For krepsdyrtesten er dette den konsentrasjon som gjør at 50 % av individene immobiliseres/dør

EC₂₅= Den konsentrasjon som gir 50% reduksjon av veksthastighet i forhold til kontroll i algetesten

EC₁₀= For algetesten er dette den konsentrasjon som gir 10% reduksjon av i veksthastighet i forhold til kontroll. For krepsdyrtesten er dette den konsentrasjon som gjør at 10 % av individene immobiliseres/dør.

Testorganisme	Test-vann	Test parameter	Eksponeringstid (timer)			
			24	48	72	96
Fisk (<i>Salmo trutta</i>)	Innløp	LC ₅₀ (%)	3,2	3,2	3,2	3,2
	Utløp	LC ₅₀ (%)	75	42	42	40
	Innløp	NOEC (%)	1	1	1	1
	Utløp	NOEC (%)	56	32	32	18
Krepsdyr (<i>Daphnia magna</i>),	Innløp	EC ₅₀ (%)	13	6,3	-	-
	Utløp	EC ₅₀ (%)	>100	>100	-	-
	Innløp	EC ₁₀ (%)	1,2			
	Utløp	EC ₁₀ (%)	>100	>100		
Alge, (<i>Selenastrum capricornutum</i>)	Innløp	EC ₅₀			13	
	Innløp	EC ₂₅ (%)			3,8	
	Utløp	EC ₂₅ (%)			36	
	Innløp	EC ₁₀ (%)			1,1	
	Utløp	EC ₁₀ (%)			18	

3.2 Kobber i Glommavann

Analyser av kobber i Glommavann tyder på høyere konsentrasjoner nedenfor Borregaards anlegg enn ovenfor (**Tabell 7**). På basis av observasjoner av kjente tilførsler av kobber til Glomma er konsentrasjonen av kobber i Glommavann beregnet til ca 2 µg/l (Berge et al.2003). Midlere observerte konsentrasjon ved Melløs var ca 0.6 µg/L høyere enn den beregnede konsentrasjon, mens konsentrasjonen ved Sarpsfossen er ca 0.3 µg lavere enn denne verdi. Konsentrasjonsøkningen gjør at vannet nedenfor Borregaard på to av fem tidspunkt kunne klassifisert i en dårligere tilstandsklasse enn ovenfor ved Sarpsfossen.

Kobberkonsentrasjonen ved Sarpsfossen var relativt lik ved alle innsamlinger og det var ingen sammenheng mellom vannføring og kobberkonsentrasjon. Konsentrasjonen ved Melløs varierte mer enn i Sarpsfossen. Særlig høy var konsentrasjonen 29/08-03 (**Tabell 7**) dvs. på et tidspunkt hvor vannføringen også var relativt høy. Den relativt høye konsentrasjonen som ble observert ved Melløs 29/8-03 kan muligens ha andre årsaker enn utslipp fra Borregaard.

Resultatene tyder på at vannet tilføres en del kobber på elvestrekningen fra Sarpsfossen og Melløs (**Tabell 7**). Ut fra analysene tilføres vannet i gjennomsnitt 0,88 µg/L på strekningen. Dette tilsvarer ca. 44,3 kg/døgn (16 tonn/år) og 22, 2 kg/døgn (8,1 tonn/år) dersom data fra 28/9-03 tas ut av beregningene. Til sammenligning oppgir Borregaard at de i perioden 1995-2001 hadde en tilførsel på 4.7-8.5 tonn pr år til Glomma (Berge et al. 2003). Borregaards beregninger av kobber i utslippet på samme tidspunkt som vannprøvene ble tatt viser lavere tilførsler enn det analyser av Glommavann tilsier (**Tabell 8**). Dette kan tyde på at det på elvestrekningen tilføres mer kobber til vannet enn det målinger i utslippet og de historiske tilførselstall fra Borregaard tilsier. Dette kan skyldes eventuelle andre kobberkilder på strekningen. En annen mulighet er at utslippet fra Borregaard ikke har oppnådd full innblanding i Glommavann ved prøvetakingspunktet ved Melløs. Dermed måles høyere konsentrasjon av kobber enn ved full innblanding. I Gommas munningsområde er det observert en Cu-konsentrasjon på ca. 1,6 µg/l (Aud Helland, upubliserte data) dvs. omtrent det som ble observert ved Sarpsfossen. Ut fra disse analyser kan det se ut til at analysene foretatt på Glommavann ved Melløs er noe for høye. De observerte verdier ved Melløs var imidlertid av samme størrelse som nederst i Tista ved Halden (Berge, 2003).

Tabell 7. Konsentrasjonen av kobber i Glommavann ovenfor (Sarpsfossen) og nedenfor (Melløs) Borregaards anlegg ved Sarpsborg. Vannføring i Glomma på det aktuelle tidspunkt, økning i konsentrasjon ($\mu\text{g/L}$ og %) i vann på strekningen Sarpsfossen- Melløs er også vist. I tillegg har en for hver innsamlingsdato beregnet hvor mye kobber som tilføres på elvestrekningen ut fra de observerte konsentrasjoner og vannføringer.

De observerte kobberkonsentrasjonene er klassifisert i følge SFTs klassifiseringssystem for ferskvann (Andersen et al., 1997)

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen (grenseverdier er oppgitt i μg kobber/L):

<0,6	I. Ubetydelig forurenset	0,6-1,5	II. Moderat forurenset	1,5-3	III. Markert forurenset	3-6	IV. Sterkt forurenset
>6	V. Meget sterkt forurenset	Ikke i klassifiseringssystem/ kan ikke klassifiseres					

Dato for prøvetaking	Vannføring (m^3/s)	Kobber kons. i vann fra Sarpsfossen ($\mu\text{g/L}$)	Kobber kons. i vann fra Melløs ($\mu\text{g/L}$)	Økning ($\mu\text{g/L}$)	% økning i kons.
05/08-03	475	1,55	2,38	0,83	54
11/08-03	425	1,45	1,95	0,50	34
29/08-03	750	1,69	3,74	2,05	121
08/09-03	375	1,82	2,47	0,65	36
15/09-03	450	1,92	2,31	0,39	20
Middel	495 (431) ¹	1,69 (169) ¹	2,57 (2,28) ¹	0,88 (0,59) ¹	52 (35) ¹

¹Data fra 29/08-03 er ekskludert fra beregningen av middelveidi

Tabell 8. Tilførsler av kobber på elvestrekningen fra Sarpsfossen til Melløs basert på analyse av Glommavann og tilførsler til Glomma basert på målinger i utslippet.

Dato for prøvetaking	Beregnet tilførsel av Cu på elvestrekningen Sarpsfossen - Melløs (kg/døgn)	Tilførsler av Cu basert på analyser foretatt av bedriftens avløp (kg/døgn)	Tilførsler oppgitt av bedriften som prosent av beregnede tilførsler på elvestrekningen Sarpsfossen-Melløs %
05/08-03	34,1	10,1	29,6
11/08-03	18,4	2,4	13,1
29/08-03	132,8	16,6	12,5
08/09-03	21,1	8,9	42,2
15/09-03	15,2	8,6	57,0
Middel	37,8 (22,2) ¹	9,3	30,9

¹Data fra 29/08-03 er ekskludert fra beregningen av middelveidi







3.3 Kobber i blæretang

Konsentrasjonen av kobber i blæretang lå i 2003 innen intervallet 3,6-6,8 µg/g t.v. (**Tabell 9**) og stasjonene kunne klassifiseres som ubetydelig til moderat forurenset. De høyeste konsentrasjoner ble funnet på N-Asmaløy og Belgen relativt nær Glommas munning. Tilnærmet like høye konsentrasjoner ble imidlertid også observert så langt ut som ved Tisler. Det er derfor ingen klare tegn til økende kobberkonsentrasjoner innover mot Glommas munning. Tidligere observasjoner i Glommas munningsområdet tyder på at en på slutten av 80-tallet og første halvdel av 90-tallet har hatt klart høyere konsentrasjoner av kobber i blæretang (**Tabell 9**) enn det som ble observert i 2003.

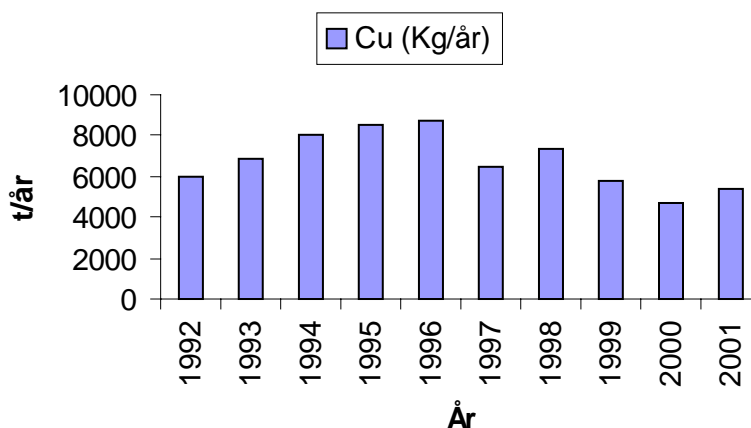
Resultatene tyder på en nedgang i den totale kobber belastningen i Glommas munningsområde. De kobberkonsentrasjoner som ble observert i 2003 var i forurensningssammenheng lave-moderate. Ut fra kobber analyser på blæretang er det derfor lite som tyder på at Borregaards utslipp av kobber til Glomma (kapitel 3.2) i vesentlig grad reduserer miljøkvaliteten i Glommas munningsområde og Hvaler.

Tabell 9. Konsentrasjonen (µg/g t.v.) av kobber (Cu) i blæretang innsamlet i Hvalerområdet i 2003 (denne undersøkelse), 1995 (Berge, 1997), 1994 (Berge et al. 1996) og 1989 (Berge 1991). Stasjonene er klassifisert i tilstandklasser ifølge SFT's miljøkvalitetskriterier
A = Avstand fra Glommas munning (Kallera lykt).

Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	I. Ubetydelig- lite forurenset		II. Moderat forurenset		III. Markert forurenset		IV. Sterkt forurenset
	V. Meget sterkt forurenset		Ikke i klassifiseringssystem/ kan ikke klassifiseres				

Stasjoner-	Avstand fra Glommas munning (km)	Kobber i blæretang (µg/g t.v.)			
		1989	1994	1995	2003
Belgen	5,0	i.a.	13	15,9	6,4
Kjøkkø	5,3	33	14	16,9	4,5
Fugleskjær	7,5	i.a.	i.a.	i.a.	4,9
N-Asmaløy	11,3	21	15	14	6,8
Flatskjærene	13,5	i.a.	i.a.	i.a.	3,6
Singløskalven	14,5	9	4	i.a.	5,6
Kvernskjær	16,3	15	6	11	3,7
Missingen	18,5	5,9	i.a.	4,5	i.a.
Tisler	21,7	6	3	6,8	6,2
Nord-Hällsö		6,8	i.a.	i.a.	i.a.
Nord Koster		4,3	i.a.	i.a.	i.a.
Ovre grense for klasse I		5 µg/g			



Figur 2. Samlede utslipp av kobber fra Borregaard Industries Ltd. i perioden 1992-2001.

3.4 Sediment

Avstanden fra Glommas munning til de ulike sedimentstasjonene varierte fra 4 km (stasjonen ved Kjøkø) til 16,3 km (Singløykalven) (**Tabell 11**). Sedimentene på alle stasjoner var hovedsakelig relativt finkornig. Sedimentet fra Flatskjærene hadde likevel et noe større innslag av grove partikler enn de øvrige stasjoner. Tørrestoff innholdet i sedimentet fra alle stasjoner var relativt likt.

3.4.1 EPOCl, EOCl i sedimen t

Konsentrasjonen av EPOCl og EOCl ses i **Tabell 11**. For begge parametere ble den høyeste konsentrasjonen observert ved Singløykalven og den laveste ved Flatskjærene. Den høye konsentrasjonen av EPOCl på den relativt fjerntliggende stasjonen ved Singløykalven bidrar vesentlig til at det ikke kan påvises noen klar avstandsgradient ut fra Glommas munningsområde (**Figur 3**, øverst). Dette skyldes trolig at sedimentet på denne stasjonen i betydelig grad er påvirket av utslipp fra Iddefjorden/Ringdalsfjorden. Dette støttes blant annet av at konsentrasjonene av EOCl og EPOCl i sediment på 72 m dyp utenfor munningen av Iddefjorden/Ringdalsfjorden er klart høyere enn på alle de stasjoner som her er undersøkt (Berge et al. 1997). Dermed er det rimelig å anta at den observerte konsentrasjonen i sedimentet ved Singløykalven er en forstyrrende faktor for å påvise en eventuell påvirkning som kommer med Glomma. Tas resultatene fra Singløykalven ut av analysene ses en økende EPOCl konsentrasjon i sediment dess nærmere en kommer Glommas munning (**Figur 3**, nederst). Tilsvarende klar sammenheng mellom avstand og konsentrasjon ble ikke observert for EOCl (**Figur 4**).

Ut fra de nivåer av EPOCl som ble observert kan sedimentet på 5 av i alt 6 stasjoner karakteriseres som sterkt forurensset, mens en relativt fjern stasjon utenfor selve Hvalerområdet (Flatskjærene) kunne karakteriseres som markert forurensset (**Tabell 10** og **Tabell 11**).

EOCl inngår ikke i SFT's miljøkvalitets kriterier. I denne rapporten har en benyttet høyeste bakrunnsverdi oppgitt i tabell 10 i Håkanson et al. 1988 (omregnet til tørrvektbasis) som utgangspunkt for klasse I og i tillegg bruk av samme faktor som for EPOCl (Molvær et al. 1997) for beregning av grenseverdier for de øvrige tilstandsklasser (se **Tabell 10**). Med dette utgangspunkt og ut fra innholdet av EOCl i sediment kunne alle stasjoner karakteriseres som moderat forurensset med EOCl (**Tabell 11**).

EPOCl og EOCl er målt i sediment på 25 stasjoner) i Göteborg og Bohus läns kystvann i 1995 (Helland et al, 1996). Middel konsentrasjonen i disse undersøkelser lå på ca 2,8 (0,8-9,6) og 4,7 (1,9-12,9) mg/kg (en stasjon med en ekstrem verdi og stasjoner med konsentrasjoner under deteksjonsgrensen ble ikke inkludert i analysen) for henholdsvis EPOCl og EOCl mens middelkonsentrasjoner i de 6 stasjonene som her er undersøkt lå på 3,0 og 10,3. En statistisk sammenligning (t-test) viser at det ikke er noen signifikant forskjell ($p=0.05$) mellom EPOCl verdier på svenskekysten og verdiene funnet i denne undersøkelse. Imidlertid var det en signifikant forskjell mellom konsentrasjonene av EOCl i de to områder.

Denne undersøkelse tyder på en øket EPOCl konsentrasjon nær Glommas munning (**Figur 3** nederst). Glomma er imidlertid sannsynligvis ikke eneste store kilde til slike forbindelser i området. Trolig påvirkes sedimentene i den østlige del av undersøkelsesområde (Singløykalven) av forbindelser som tidligere er transportert med overflatevannet ut fra Iddefjorden/Ringdalsfjorden. Selv om resultatene kan tolkes som en tilførsel av EPOCl via Glomma så er de observerte konsentrasjoner ikke signifikant forskjellig fra det som tidligere er observert langs svenskekysten (Helland et al. 1996). Konsentrasjonen av EOCL i undersøkelsesområdet er imidlertid signifikant høyere enn det som er observert langs svenskekysten. For denne parameteren ble det imidlertid ikke observert noen spesielt høyere konsentrasjoner nær Glommas munningsområde.

I miljøsammenheng er en mest opptatt av de persistente forbindelsene. Den antydde tilførselen av persistente forbindelser (EPOCl) med Glomma er derfor i utgangspunktet bekymringsfull. Heldigvis ser det imidlertid ut til at utslippene av AOX til Glomma gjennom mange år ikke har bidratt til noe høyere konsentrasjoner av EPOCL i sedimentene i undersøkelsesområdet i forhold til det en generelt har langs den svenske vestkysten. Konsentrasjonen av ekstraherbart organisk bundet klor (EOCl) er imidlertid signifikant høyere i undersøkelsesområdet enn langs den svenske vestkysten uten at dette egentlig kan knyttes til utslipp via Glomma. I svenske undersøkelser har en funnet sterke gradienter i konsentrasjonen av EOCl i sediment ut fra treforedlingsindustri (Håkanson et al. 1988). Eksempelvis ble det ca 15 km fra treforedlingsindustri i Iggesund observert EOCL konsentrasjoner på ca 60 mg/kg t.s. dvs klart høyere enn den høyeste verdien som er observert i denne undersøkelse.

Den høyeste konsentrasjonen av EOCl og EPOCl som ble observert i sedimentet (**Tabell 11**) var henholdsvis 2,4 og 1,5 % av det som ble observert i det partikulære materialet i slurrien fra renseanlegget (**Tabell 5**).

Tabell 10. Benyttet system for klassifisering av sedimentenes tilstand etter innholdet av de ulike forbindelser i sedimentet.

Cu i blæretang og EPOCI i sediment er klassifisert i følge SFT's miljøkvalitets kriterier (Molvær et al. 1997). EOCl inngår ikke i SFT's miljøkvalitets kriterier. Her er benyttet høyeste bakrunnsverdi oppgitt i tabell 10) i Håkanson et al. 1988 (omregnet til tørrvektbasis) som utgangspunkt for klasse I og i tillegg bruk av samme faktor som for EPOCI (Molvær et al. 1997) for beregning av grenseverdier for de øvrige tilstandsklasser.

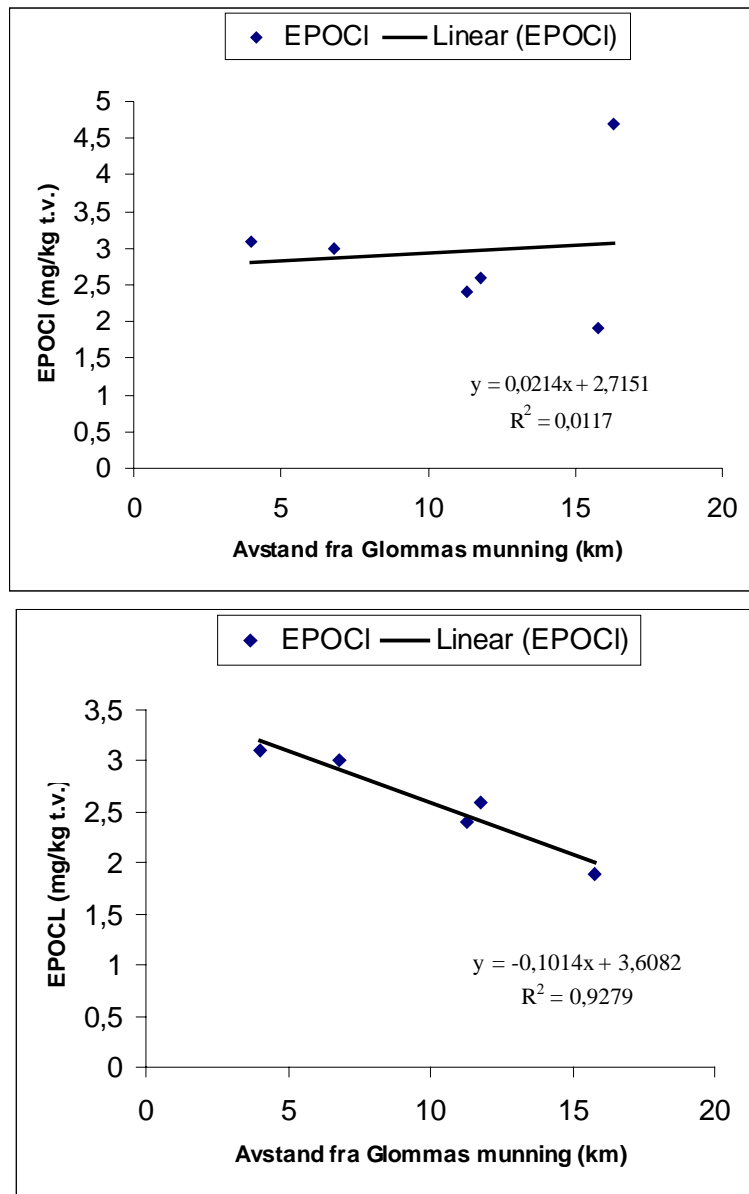
Fargekode brukt på ulike tilstandsklasser er angitt:

Tilstandsklasse	EPOCI i sediment (µg/g t.v.)	EOCI i sediment (µg/g t.v.)
Klasse I Ubetydelig-Lite forurenset	<0,1	<6
Klasse II Moderat forurenset	0,1-0,5	6-30
Klasse III Markert forurenset	0,5-2	30-120
Klasse IV Sterkt forurenset	2-15	120-900
Klasse V Meget sterkt forurenset	>15	>900

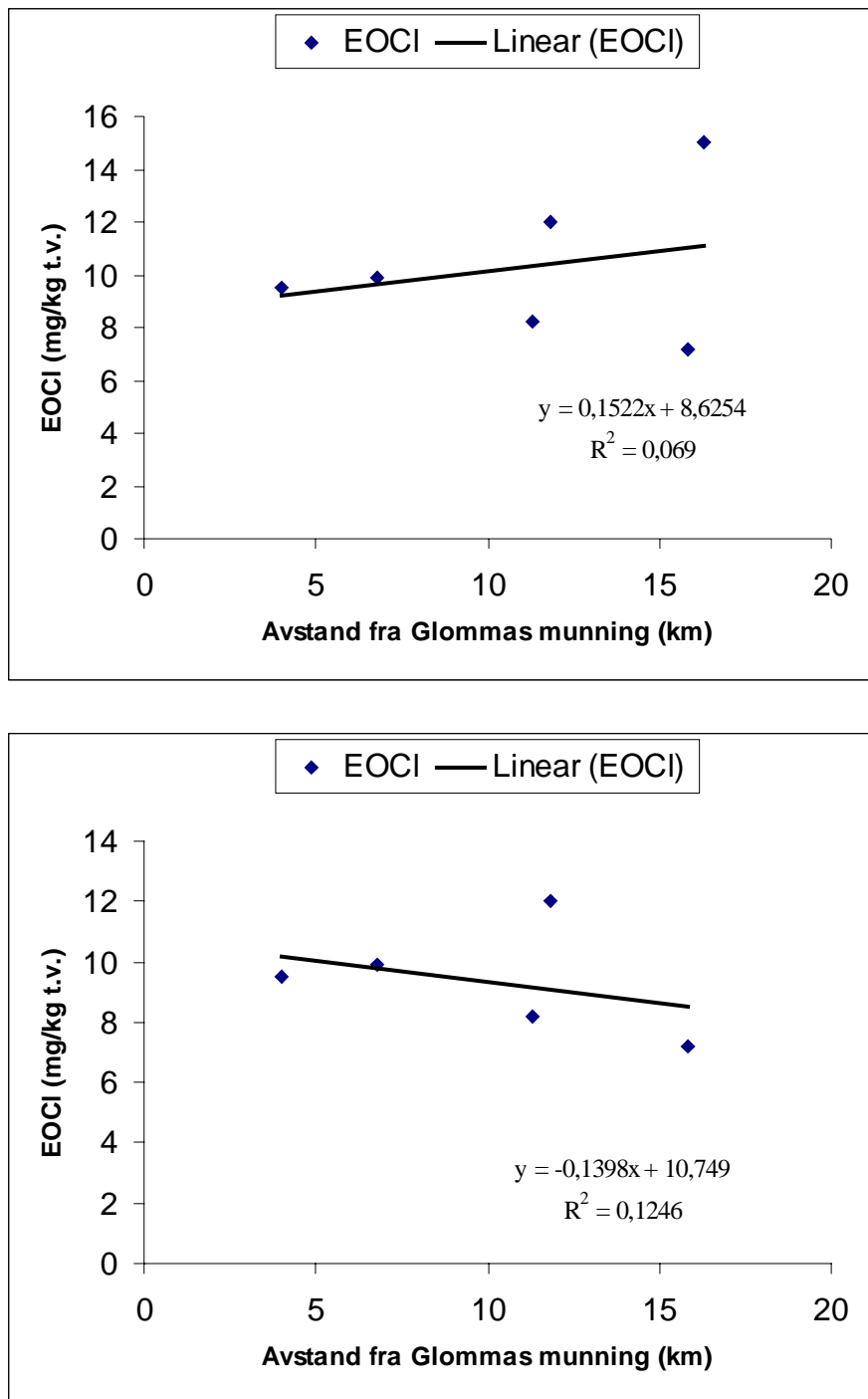
Tabell 11. Sedimentstasjoner med angivelse av avstand fra Glommias munning, dyp, andel av sediment med en partikkelstørrelse på mindre enn 63 µm, tørrstoffinnhold og innhold av ekstraherbart organisk bundet klor (EOCI) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCI). Se **Tabell 10** for fargekoder brukt til klassifisering. NB: EOCL inngår ikke i SFT's miljøkvalitets kriterier.

Stasjoner	Avstand ¹⁾ fra Glomma s munning (km)	Dyp (m)	<63 µm fraksjon (% t.v.)	Tørrstoff (%)	EOCI (mg/kg t.v.)	EPOCI (mg/kg t.v.)
Kjøkkø (G8)	4	50	93	39	9,5	3,1
Fugleskjær (G10)	6,8	60-62	93	37	9,9	3,0
Knubben	11,3	38	96	34	8,2	2,4
Brattholmene	11,8	65	99	39	12	2,6
Flatskjærene	15,8	38-39	80	39	7,2	1,9
Singløykalven	16,3	55	97	36	15	4,7

¹⁾ Korteste avstand over vann er beregnet



Figur 3. Konsentrasjonen av ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCI) i sediment i ulike avstand fra Glommas munning (Kallera lykt). Øverst: Alle stasjoner. Nederst: stasjonen ved Singløykalven er tatt ut.



Figur 4. Konsentrasjonen av ekstraherbart organisk bundet klor (EOCI) i sediment i ulike avstander fra Glommas munning (Kallera lykt). Øverst: Alle stasjoner. Nederst: stasjonen ved Singløykalven er tatt ut.

3.4.2 AOX i sediment

Det var en tendens til økende AOX konsentrasjoner i sediment med økende avstand fra Glommas munning (**Tabell 12, Figur 5**). Det er dermed ingen ting som tyder på at en har mer AOX i Glommas munningsområde enn lenger ut som en konsekvens av utslipp fra eksempelvis Borregaard.

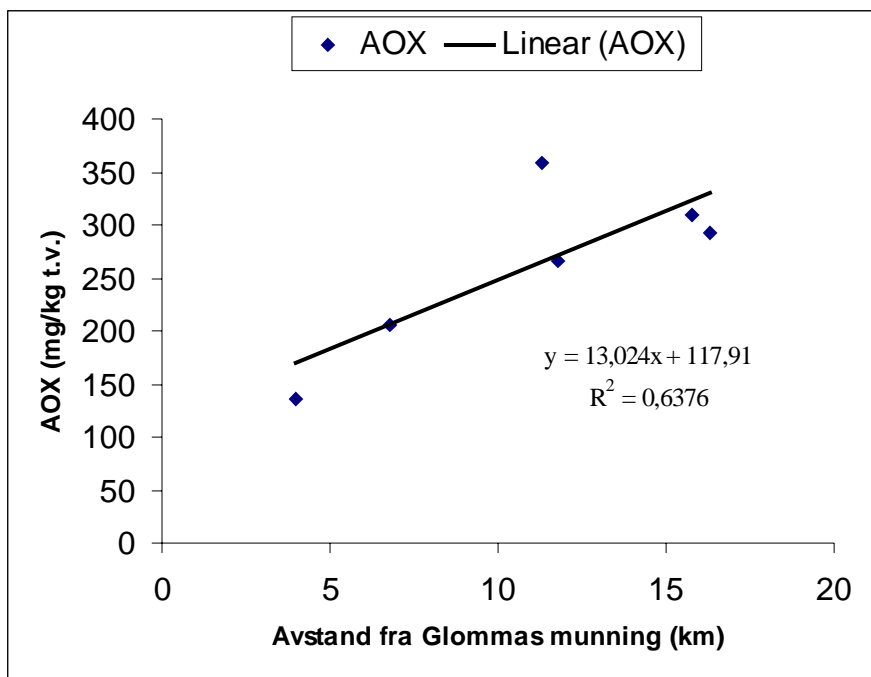
Analyse av AOX ble tatt med fordi det i konsesjonen til Borregaard ligger begrensninger i utslipp av forbindelser som fanges opp av denne sumparameter og i perioden 1995-2001 hadde Borregaard et årlig AOX utslipp til Glomma på ca 130-140 tonn. Nyere undersøkelser viser imidlertid at parameteren AOX er lite meningsfull (Müller 2003). Dette begrunnes blant annet med at adsorberbare halogenerte forbindelser ikke kan karakteriseres som naturlige/antropogene, biotiske/abiotiske, skadelige/ufarlige. Når AOX analyseres i sediment står en også i fare for å få med mineralogent bundet halogen som hverken er organisk eller adsorberbar og dermed per definisjon ikke er AOX (Müller 2003), dessuten finnes det mange naturlig produserte halogenforbindelser som kan fanges opp i AOX analysen.

Ut fra dagens kunnskap om AOX anses det derfor i miljørammenheng lite formålstjenlig å benytte AOX for å vurdere mulige effekter og kartlegge graden av spredning av et industriutslipp i en resipient. Av dette følger det også at grenseverdier for utslipp av AOX i seg selv har begrenset verdi.

Tabell 12. Sedimentstasjoner med angivelse av avstand fra Glommas munning og innhold av adsorberbart organisk bundet klor (AOX)

Stasjoner	Avstand ¹⁾ fra Glommas munning (km)	AOX (mg/kg t.v.)
Kjøkkø (G8)	4	136
Fugleskjær (G10)	6,8	205
Brattholmene	11,8	266
Singløykvalven	16,3	293
Knubben	11,3	358
Flatskjærene	15,8	309

¹⁾ Korteste avstand over vann er beregnet



Figur 5. AOX i sediment på stasjoner i ulik avstand fra Glommas munning.

3.5 AOX, EPOCl og EOCl blåskjell

Blåskjellene ble fanget på grunt vann (0.5-1 m). Resultater fra analyse av skjell representerer i langt større grad enn sediment tilførsler av nyere dato. Konsentrasjonen av EPOCl og EOCl ses i **Tabell 13**. EOCl og EPOCl i blåskjell inngår ikke i SFT's miljøkvalitets kriterier. For begge parametere ble den høyeste konsentrasjonen observert ved Kjøkkø og den laveste ved Flatskjærene. Det var en tendens til økende konsentrasjoner av EPOCl inn mot Glommas muningsområde (**Figur 6**). Tilsvarende ble også observert for EOCl (**Figur 7**). Tendensen til en økende konsentrasjon av EPOCl og EOCL inn mot Glommas munning ble klarere dersom en tok ut resultatene fra Singløykcalven fra analysen (lineær regresjon). Dette kan forsvares fordi denne stasjonen kan være påvirket også av tilførsler fra Iddefjorden/Ringdalsfjorden (se kapittel 3.4.1).

Det var ingen sammenheng mellom avstand fra Glommas munning og nivåer av AOX i skjellene (**Figur 8**).

De konsentrasjoner av EPOCl og EOCl som ble observert i denne undersøkelse (**Tabell 13**) var klart høye enn det som tidligere er observert i skjell fra Bohuskysten i Sverige (**Tabell 14**).

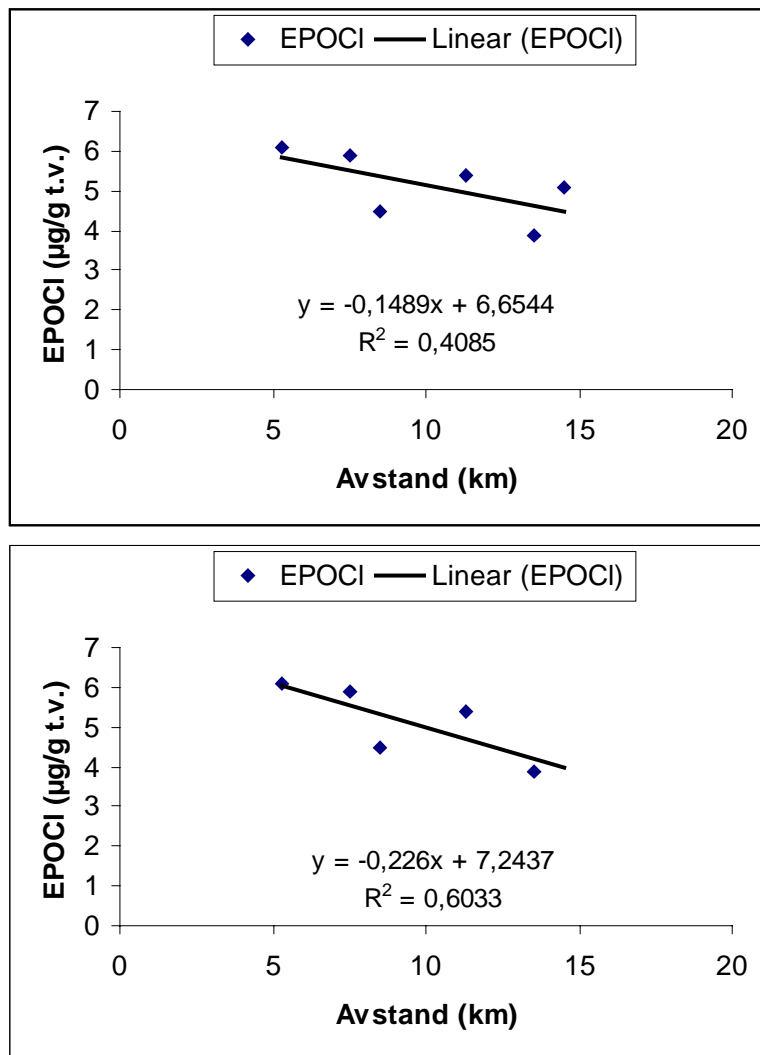
Totalt ser det derfor ut til at det er en viss nåtidig tilførsel av klororganiskeforbindelser med Glomma som fanges opp ved analyse av EPOCL og EOCl i blåskjell fra Hvalerområdet.

Tabell 13. Blåskjellstasjoner med angivelse av avstand fra Glommas munning og innhold av ekstraherbart organisk bundet klor (EOCI) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCI) i innmat av skjell.

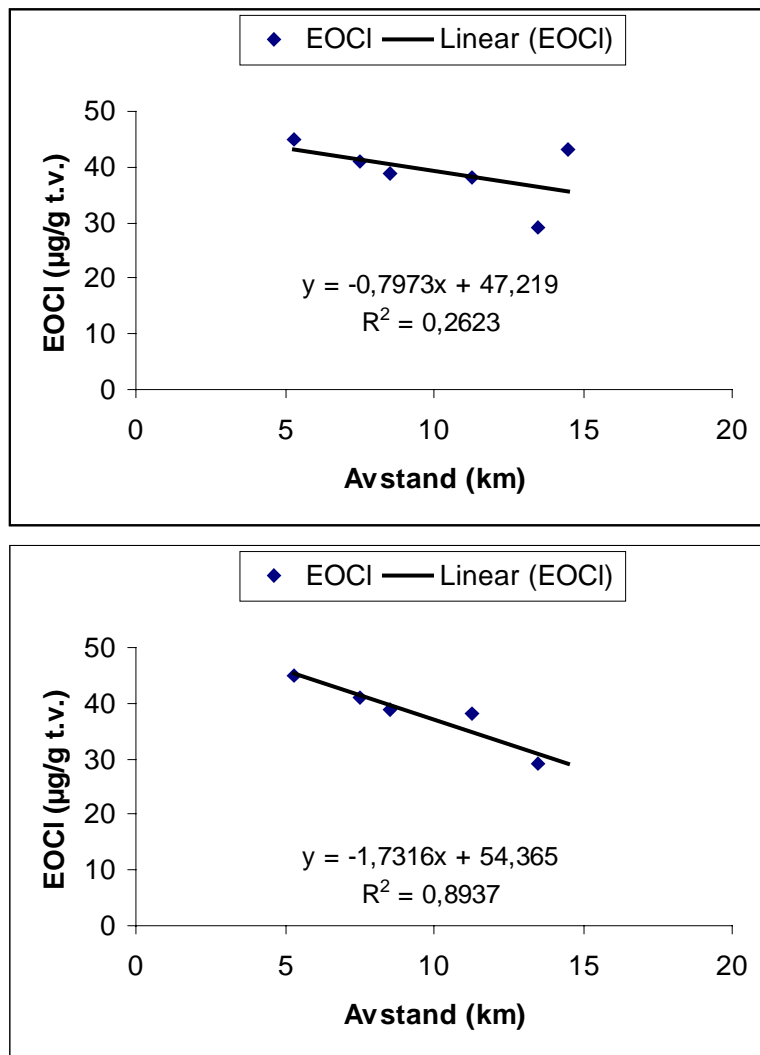
Stasjoner	Avstand fra Glommas munning (km)	Tørrstoff (%)	AOX (mg/kg t.v.)	EOCI (µg/g t.v.)	EPOCI (µg/g t.v.)
Kjøkø	5,3	12	136	45	6,1
Fugleskjær	7,5	11	149	41	5,9
Ramsøy	8,5	12	145	39	4,5
Singløykalven	14,5	13	159	43	5,1
Knubben	11,3	15	112	38	5,4
Flatskjærene	13,5	16	133	29	3,9

Tabell 14. Konsentrasjonen av ekstraherbart organisk bundet klor (EOCI) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCI) og ekstraherbart organisk bundet halgen (EOX) observert i innmat av skjell tatt langs Bohuskysten i Sverige i 1992 (Cato, 2000). Alle konsentrasjoner er oppgitt i µg/g t.v. (Kilde: Cato 2000).

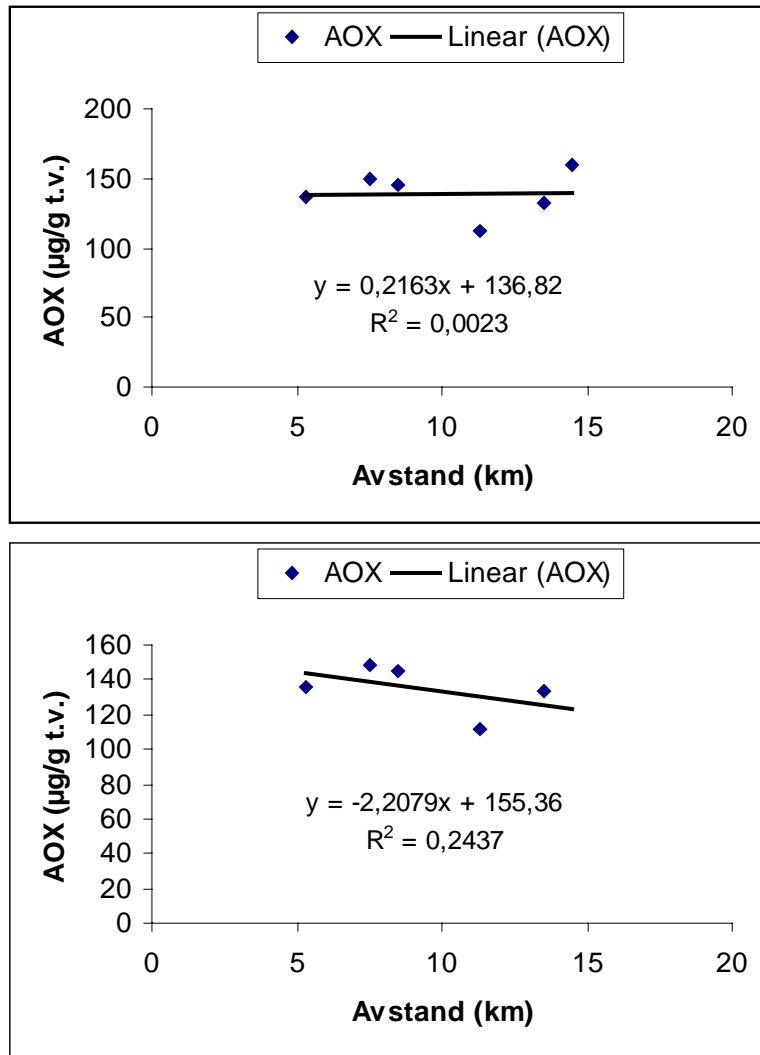
Område	EOX (min.-max.)	EOCI (min.-max.)	EPOCI (min.-max.)
Bohuskysten i Sverige	19 (5,4-33)	18 (11-24)	1,4 (0,28-3,3)



Figur 6. EPOCI i blåskjell på stasjoner i ulik avstand fra Glommas munning. Øverst: alle stasjoner. Nederst: Singløykalven er tatt ut.



Figur 7. EOCi i blåskjell på stasjoner i ulik avstand fra Glommans munning. Øverst: alle stasjoner. Nederst: Singløykalven er tatt ut.



Figur 8. AOX i blåskjell på stasjoner i ulik avstand fra Glommas munning. Øverst: alle stasjoner. Nederst: Singløykalven er tatt ut.

4. Konklusjoner

- Behandling av avløpsvann fra cellulosefabrikken i biologisk renseanlegg reduserer mengden av halogenholdige forbindelser som går ut til Glomma. Reduksjonen er størst for EOCL og AOX men noe mindre for EPOCl.
- Akutte giftighetstester med fisk, krepsdyr og alger viser at vannet som kommer inn til renseanlegget er relativt giftig for fisk og noe mindre giftig for krepsdyr og alger. Akutt giftighet på avløpsvannet reduseres betydelig etter at det har passert det biologiske renseanlegget.
- Overslagsberegninger på grunnlag av analyse av vann fra renseanlegget tyder på at AOX utslippet fra renseanlegget er langt mindre enn det historiske tall fra bedriften tilsier.
- I utløpsvannet fra renseanlegget ble den høyeste giftigheten observert for fisk (etter 96 times eksponering døde 50% av fisken ved en fortykning av avløpet til 40%). På basis av resultatene fra de gjennomførte akutte giftighetstestene og under forutsetning av at vannet som er testet er representativt for det som slippes ut og retningslinjer gitt i veileder for Økotoksikologisk undersøkelse av industriavløp, vil en fortykning av avløpet til 2% bidra til å unngå kroniske gifteffekter i resipienten. I det området i resipienten hvor konsentrasjonen av avløpsvann er høyere enn 2% kan man følgelig forvente kroniske gifteffekter på organismer som oppholder seg fast i området.
- Ved full innblanding av vann fra renseanlegget med Glommavann ved middelvannføring (680 m³/s) og lav vannføring vinterstid (ca. 200 m³/s) fås konsentrasjoner som er henholdsvis 0,035 og 0,12 % av det en har i avløpet fra renseanlegget, dvs langt under de 2 % der en kan forvente kroniske effekter. Den lave giftigheten og den store fortykningen i Glomma gjør at utslipp fra renseanlegget ikke kan forventes å gi hverken akutt eller kroniske skadelige effekter i nedre del av Glomma og i Hvalerområdet.
- Analyser av kobber i Glommavann tyder på høyere konsentrasjoner nedenfor Borregaards anlegg ved Melløs enn ovenfor i Sarpsfossen. Dette antyder at vannet tilføres en del kobber på denne elvestrekningen. Konsentrasjonsøkningen gjør at vannet ved Melløs på to av fem tidspunkt kunne klassifisert i en dårligere tilstandsklasse enn i Sarpsfossen.
- Borregaards beregninger av kobber i utslippet på samme tidspunkt som vannprøvene ble tatt viser lavere tilførsler enn det analyser av Glommavann tilsier. Dette kan tyde på andre kilder enn Borregaard, feilberegninger eller at utslippet fra Borregaard ikke har oppnådd full innblanding i Glommavann ved prøvetakingspunktet ved Melløs. Dermed måles høyere konsentrasjon av kobber enn ved full innblanding.
- Det er var ingen klare tegn til økende kobberkonsentrasjoner i blæretang innover mot Glommas munning. De kobberkonsentrasjoner som ble observert i 2003 var i forurensningssammenheng lave-moderate. Tidligere observasjoner i Glommas munningsområdet tyder på at en på slutten av 80-tallet og første halvdel av 90-tallet har hatt høyere konsentrasjoner av kobber i blæretang enn det som ble observert i 2003. Den observerte nedgangen i kobberkonsentrasjon over tid har funnet sted i en periode der Borregaard har hatt betydelige utslipp av kobber. Ut fra kobberanalyser av blæretang er det lite som tyder på at Borregaards utslipp av kobber til Glomma i vesentlig grad reduserer miljøkvaliteten i Glommas munningsområde og Hvaler.
- For både EOCl og EPOCl ble den høyeste konsentrasjonen i sediment observert ved Singløykalven og den laveste ved Flatskjærene. Ut fra de nivåer av EPOCL som ble observert kan sedimentet på 5 av i alt 6 stasjoner karakteriseres som sterkt forurenset, mens en relativt fjern stasjon utenfor selve Hvalerområdet (Flatskjærene) kunne karakteriseres som markert forurenset. Ut fra innholdet av EOCl i sediment kunne alle stasjoner karakteriseres som moderat forurenset med EOCl.
- Den noe høyere konsentrasjonen av EOCl og EPOCl observert i sediment ved Singløykalven skyldes trolig en betydelig grad av påvirkning av utslipp fra Iddefjorden/Ringdalsfjorden. Tar en hensyn til dette kunne en observere en økende EPOCL konsentrasjon i sediment dess nærmere en kommer Glommas munning og resultatene kan tolkes som en tilførsel av EPOCl via Glomma.

- Observerte EPOCl konsentrasjoner i sediment er ikke signifikant forskjellig fra det som tidligere er observert langs den svenske vestkysten. Konsentrasjonen av ekstraherbart organisk bundet klor (EOCl) er imidlertid signifikant høyere i undersøkelsesområdet enn langs den svenske vestkysten uten at dette direkte kan knyttes til utslipp via Glomma.
- Analyse av AOX i sediment tyder ikke på høyere konsentrasjoner i sediment i Glommas munningsområde enn lenger ut. Analyse av AOX ble tatt med i denne undersøkelse fordi det i konsesjonen til Borregaard ligger begrensninger i utslipp av forbindelser som fanges opp av denne sum parameter. Ut fra dagens kunnskap om AOX anses det i miljøsammenheng lite formålstjenlig å benytte AOX for å kartlegge graden av spredning av et industriutslipp i en resipient. Av dette følger det også at grenseverdier for utslipp av AOX i seg selv har begrenset verdi.
- Den høyeste konsentrasjonen av EOCl og EPOCl ble observert i skjell fra Kjøkø og den laveste i skjell fra Flatskjærene. Det var en tendens til økende konsentrasjoner av EPOCl og EOCL inn mot Glommas munningsområde.
- Analyse av EPOCl i sediment og blåskjell viser økende konsentrasjoner inn mot Glommas munningsområde. Dette kan tyde på en viss tilførsel av klororganiske forbindelser med Glomma til munningsområdet, sannsynligvis i dag i hovedsak fra Borregaard. For EOCl ble en tilsvarende transport kun antydnet på bakgrunn av blåskjellresultater. Det var imidlertid ingen sammenheng mellom avstand fra Glommas munning og nivåer av AOX i skjellene.

5. Referanser

- Andersen, J.R., Bratli, J.L., Fjeld, E., Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krog, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B., Aanes, K.J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Statens forurensningstilsyn, TA 1468/1997, 31s.
- Berge, J.A. 2003. Undersøkelser av mulig utlekking av miljøgifter til sjø/elv fra arealer ved Tistas munning der det tidligere har vært impregneringsverk. NIVA-rapport nr. 4639, 27s.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler-/Kosterområdet. NIVA-rapport nr. 2669 (feilaktig påført rapport nr. 2560), 192s.
- Berge, J.A., 1997. Undersøkelser av miljøgifter i blæretang, blåskjell og torsk fra Hvalerområdet i forbindelse med storflommen i Glomma i 1995. NIVA-rapport nr. 3659, 45s.
- Berge, J.A., Brevik, E.M., Godal, A. og Berglund, L., 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport nr. 3443, 146s.
- Berge, J.A., Bjerkgang, B., Magnusson, J. Rygg, B., Stigebrandt, A. and Walday, M. 1997. Miljøundersøkelser i forbindelse med en mulig utdypning av tersklene i Iddefjorden/Ringdalsfjorden. NIVA-rapport nr. 3695-97, 134s.
- Berge, J.A. Helland, A. Bokn, T. Magnusson, J. Rygg, B. Tjomsland, T. Walday, M., 2003. Utslipp til Glomma fra Borregaard Industries Ltd. - betydning for nedre Glomma og Hvalerområdet. Niva-rapport nr. 4637, 84s.
- Cato, I. 2000. Miljøgifter och miljökvalitet längs Bohuskusten 1990-1998 - förändringar, belastning och samband. Rapport nr. 103 fra Sveriges Geologiska Undersökning, 135s.
- Helland, A., Brevik, E.M. og Godal, A. 1996. Sedimentundersøkelser i Göteborgs og Bohus läns kystvann 1995. NIVA-rapport nr. 3499, 64 s + vedlegg.
- Håkansson, H., Jonsson, B, Jonsson, P. og Martinsen, K. 1988. Påverkningsområden för klorerat organisk material från massablekerien, Rapport nr. 3522 från Naturvårdsverket.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. & Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-veiledning nr. 97:03, TA-1467/1997. 36 pp. (In Norwegian).
- Müller, G., 2003. Sense or no-sense of the sum parameter for water soluble "adsorbable organic halogens" (AOX) and "absorbed organic halogens" (AOX-S18) for the assessment of organohalogenes in sludged and sediments. Chemosphere 52, 371-379.
- SFT 2000. Økotoksikologisk risikovurdering, Del I: Økotoksikologisk undersøkelse av industriavløp, SFT-rapport 1750/2000

6. Vedlegg

Vedlegg A. Stasjonsposisjoner

Stasjoner-Blæretang	N			E			Dyp (m)
	Grader	Minutter	Sekunder	Grader	Minutter	Sekunder	
Belgen	59	8	11,4	10	57	51,6	
Kjøkkø	59	7	49,4	10	57	5,5	
Fugleskjær	59	6	56,1	10	58	56,2	
N-Asmaløy	59	4	47,5	10	57	24,5	
Kvernskjær	59	2	5,2	10	58	30,8	
Tisler	58	59	7,2	10	58	14,6	
Singløykvalven	59	5	46	11	8	15,5	
Flatskjærene	59	9	24,2	10	48	28,2	
Stasjoner-Blåskjell							
Kjøkkø	59	7	49,4	10	57	5,5	
Fugleskjær	59	6	51	10	59	9,5	
Ramsøy	59	6	50,1	11	0	54,1	
Singløykvalven	59	5	46	11	8	15,5	
Knubben	59	7	30,6	10	51	4,9	
Flatskjærene	59	9	24,2	10	48	28,2	
Stasjoner-sediment							
Kjøkkø (G8)	59	8	51,7	10	57	34,2	50
Fugleskjær (G10)	59	7	17,2	10	58	10,4	60-62
Brattholmene	59	4	33,2	10	58	21,1	65
Singløykvalven	59	6	2,6	11	8	43,5	55
Knubben	59	7	40,6	10	50	34,1	38
Flatskjærene	59	9	12,3	10	48	30,3	38-39

Vedlegg B. Analyserapport for analyser av AOX i sediment



Frederik A. Dahls vei 12
1432 ÅS
Telefon: 64948100 Telefax: 64948120

NIVA
Karin Lang Ree
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

Side: 1 (2)

Telefon: 22185100 Telefax: 22185200

Rapportnr: M003-2-01114

Analyserapport

Prøvetype: Sediment

Antall prøver: 6

Oppdragsgiver: NIVA, Karin Lang Ree

Ankomstdato: 05.09.03

Utsendelsesdato: 25.09.03

Ansvarshavendes signatur: _____

Utdrag av denne rapporten kan ikke gjengis uten etter skriftlig godkjenning fra Jordforsk Lab.
Analyseresultatene gjelder kun for de tilsendte prøver.
Dersom ytterligere metodebeskrivelse ønskes, kontakt laboratoriet.

Oppdragsgiver:
NIVA
Karin Lang Ree



Frederik A. Dahls vei 12
1432 AS
Telefon: 64948100 Telefax: 64948120

Analyserapport
Rapportnr: M003-2-01114

Prøvetype: Sediment

Side: 2 (2)

Prøvenummer				M003-01114-1	M003-01114-2	M003-01114-3	M003-01114-4	M003-01114-5	M003-01114-6
Merking				2003-01879-1	2003-01879-2	2003-01879-3	2003-01879-4	2003-01879-5	2003-01879-6
Parameter	Metode	Enhet	Dato						
Absorberbart org. Cl	AOX-S	mg/kg TS	250903	136	205	266	293	358	309

- Resultatet refererer seg til prøve etter tørking ved 40°C
- * Bestemmelsen er akkreditert
- # Bestemmelse hvor det er blitt benyttet underleverandør

Oppdragsgiver:
NIVA
Karin Lang Ree



Frederik A. Dahls vei 12
1432 AS
Telefon: 64948100 Telefax: 64948120

Vedlegg til Rapportnr: M003-2-01114

Usikkerheten er oppgitt som to ganger relativt standard avvik
Dette tilsvarer et konfidensnivå på 95 %.

Parameter	Metode	Usikkerhet	Best. grense	Beskrivelse
AOX-S				Absorberbart organisk klor i slam

- * Bestemmelsen er akkreditert
- # Bestemmelse hvor det er blitt benyttet underleverandør



NIVA
Norsk institutt for vannforskning
Postboks 173, Kjelsås
0411 OSLO
Att: John Arthur Berge

Deres ref:

Vår ref:

Dato:

25. september 2003

Analysemetodikk AOX i fast materiale

Under følger en tilpasset beskrivelse av hvordan vi utfører bestemmelsen av AOX i fast materiale.

” Den tørre prøven veies inn nøyaktig og tilsettes vann, stabiliseres med en NaNO_3 / salpetersyreløsning for å fjerne tilstedeværende uorganisk klor. Blandingens pH reguleres evt. Surgjøres. Deretter tilsettes aktivt kull, hvorpå de organiske forbindelser i prøven adsorberes. Etter 1 times resting filtreres prøveløsningen gjennom et kvartfilter og vaskes med natriumnitratløsning og vann. Det nesten tørre filteret plasseres på et prøveskip av kvarts. Dette skyves til forbrenningsrøret og oppvarmes av en flersoneovn. Det aktive kullet forbrennes ved $950\text{ }^\circ\text{C}$ i en strøm av oksygen. Forbrenningsgassene HCl og i mindre grad HBr, HF og HI - ledes fra ovnen gjennom en svovelsyrevask inn i en mikrocoulometrisk celle, hvor halogenionene absorberes i en elektrolyttløsning. Halogenionene titreres og konsentrasjonen i prøven bestemmes.”

Metoden baserer seg på praksis fra Europa generelt og flere europeiske standarder eller guider.

M.v.h.

Jan M. Edh

JORDFORSK, Senter for jordfaglig miljøforskning

Jordforsk Lab
Adr.: 1432 Ås
Tlf.: 64 94 81 18
Fax: 64 94 81 20

Hovedkontor
JORDFORSK
Tlf.: 64 94 81 00
Fax: 64 94 81 10
FNR 4624559

Bankgiro:
8120.05.10097
Postgiro:
0804 4999413

Distriktskontorer
8000 Bodø,
Tlf.: 75 58 32 22
Fax: 75 58 16 69
6400 Molde
Tlf.: 71 25 80 00
Fax: 71 25 81 57

Besøksadresse: Jordinstitutt-bygningen, Norges Landbrukskøleskole

Vedlegg C. Analyserapport for analyser av AOX i blåskjell



Frederik A. Dahls vei 12
1432 ÅS
Telefon: 64948100 Telefax: 64948120

NIVA
Karin Lang Ree
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

Side: 1 (2)

Telefon: 22185100 Telefax: 22185200

Rapportnr: M003-2-01113

Analyserapport

Prøvetype: Blåskjell

Antall prøver: 6

Oppdragsgiver: NIVA, Karin Lang Ree

Ankomstdato: 01.09.03

Utsendelsesdato: 25.09.03

Ansvarshavendes signatur: _____

Utdrag av denne rapporten kan ikke gjengis uten etter skriftlig godkjenning fra Jordforsk Lab.
Analyseresultatene gjelder kun for de tilsendte prøver.
Dersom ytterligere metodebeskrivelse ønskes, kontakt laboratoriet.

Oppdragsgiver:
NIVA
Karin Lang Ree



Frederik A. Dahls vei 12
1432 AS
Telefon: 64948100 Telefax: 64948120

Analyserapport
Rapportnr: M003-2-01113

Prøvetype: Blåskjell

Side: 2 (2)

Prøvenummer				M003-01113-1	M003-01113-2	M003-01113-3	M003-01113-4	M003-01113-5	M003-01113-6
Merkning				2003-01880-1	2003-01880-2	2003-01880-3	2003-01880-4	2003-01880-5	2003-01880-6
Parameter	Metode	Enhet	Dato						
Absorberbart org. Cl	AOX-S	mg/kg TS	250903	136	149	145	159	112	133

- Resultatet refererer seg til prøve etter tørking ved 40°C
- * Bestemmelsen er akkreditert
- # Bestemmelse hvor det er blitt benyttet underleverandør

Oppdragsgiver:
NIVA
Karin Lang Ree



Frederik A. Dahls vei 12
1432 ÅS
Telefon: 64948100 Telefax: 64948120

Vedlegg til Rapportnr: M003-2-01113

Usikkerheten er oppgitt som to ganger relativt standard avvik
Dette tilsvarer et konfidensnivå på 95 %.

Parameter	Metode	Usikkerhet	Best. grense	Beskrivelse
AOX-S				Absorberbart organisk klor i slam

- * Bestemmelsen er akkreditert
- # Bestemmelse hvor det er blitt benyttet underleverandør

Vedlegg D. Analyserapport for analyser av AOX i vann og slurry fra renseanlegg

Prinsipp for analysen

AOX analysen er utført som AOX i vann etter DIN EN 1485-H14 dvs på følgende måte:

1. Preparering av homogen utgangsprøve fra tilsendte flaske(r).
2. Etter henstand: Dekantering av analyseprøven gjennom papirfilter
3. AOX bestemmelse i en 1:10 fortykning av prøven etter DOC-bestemmelse

Som det fremgår av metodebeskrivelsen vil de fleste av eventuelle partikler i prøven ikke inngå i analysen. Organiske stoffer vil ha en affinitet til partikler og derfor finnes i større konsentrasjoner på partiklene enn "løst" i vannfasen.



Frederik A. Dahls vei 12
1432 ÅS
Telefon: 64948100 Telefax: 64948120

NIVA
John A. Berge
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

Side: 1 (2)

Telefon: 22185100 Telefax: 22185200

Rapportnr: M003-2-01334

Analyserapport

Prøvetype: Vann

Antall prøver: 3

Oppdragsgiver: NIVA, John A. Berge

Ankomstdato: 01.10.03

Utsendelsesdato: 23.10.03

Ansvarshavendes signatur: _____

B. Dalby

Utdrag av denne rapporten kan ikke gjengis uten etter skriftlig godkjenning fra Jordforsk Lab.
Analyseresultatene gjelder kun for de tilsendte prøver.
Dersom ytterligere metodebeskrivelse ønskes, kontakt laboratoriet.

Oppdragsgiver:
NIVA
John A. Berge



Frederik A. Dahls vei 12
1432 AS
Telefon: 64948100 Telefax: 64948120

Analyserapport
Rapportnr: M003-2-01334

Prøvetype: Vann

Side: 2 (2)

Prøvenummer				M003-01334-1	M003-01334-2	M003-01334-3			
Merking				Innløp	Utløp	Slurry			
Parameter	Metode	Enhet	Dato						
# Absorb org halogener*	AOX-VU	mg/l	231003	3.2	1.4	1.0			

- Resultatet refererer seg til prøve etter tørking ved 40°C
- * Bestemmelsen er akkreditert
- # Bestemmelse hvor det er blitt benyttet underleverandør

Oppdragsgiver:
NIVA
John A. Berge



Frederik A. Dahls vei 12
1432 ÅS
Telefon: 64948100 Telefax: 64948120

Vedlegg til Rapportnr: M003-2-01334

Usikkerheten er oppgitt som to ganger relativt standard avvik
Dette tilsvarer et konfidensnivå på 95 %.

Parameter	Metode	Usikkerhet	Best. grense	Beskrivelse
# *	AOX-VU			Absorberbart organisk halogen i vann

- * Bestemmelsen er akkreditert
- # Bestemmelse hvor det er blitt benyttet underleverandør

**Vedlegg E. Analyserapport for analyser av EPOCl
og EOCl i sediment og blåskjell**

NIVA
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

Att.: Karin Lang Ree

SINTEF Kjemi

Adresse/Address:
Postboks 124 Blindern
N-0314 Oslo 3, NORWAY

Besøksadresse/Location:
Forskningsveien 1

Telefon/Telephone:
+47 22 06 73 00

Telefax:
+47 22 06 73 50

Telex:
71 536 SI N

Foretaksregisteret:
NO 948 007 029 MVA

Rapport

Deres ref.:
JAB/
J.nr.1134/03
S.nr.O-23234

Vår ref.:
G.Tveten

Direkte innvalg:
22067981

Oslo,
2003-11-18

Oppdrag nr.:
664283.63

Oppdragets tittel:
Bestemmelse av EOCL / EPOCl i blåskjell- og sedimentprøver.

Prøveserie:
2003-291

Sammendrag

Det ble påvist EOCl og EPOCl i alle prøvene.

Innledning

Prøvene ble mottatt 270803 for analyse av ekstraherbart organisk bundet klor, EOCl, og persistent organisk bundet klor, EPOCl.

Prøveoversikt

Blåskjell prøver	Prøve merket: Lab.kode	Serie nr.: 2003-291	Sediment prøver	Prøve merket: Lab.kode	Serie nr.: 2003-291
Kjøkkø	2003-01880-1	1	Kjøkkø(G8)	2003-01879-1	7
Fugleskjær	2003-01880-2	2	Fugleskjær (G10)	2003-01879-2	8
Ramsøy	2003-01880-3	3	Brattholmene	2003-01879-3	9
Singløykcalven	2003-01880-4	4	Singløykcalven	2003-01879-4	10
Knubben	2003-01880-5	5	Knubben	2003-01879-5	11
Flatskjærene	2003-01880-6	6	Flatskjærene	2003-01879-6	12

Ekspérimentelt

Prøvene ble oppbevart i fryseskap til analysen ble utført.

Det ble veid ut en del av prøvene (7-15 g) til analyse, og en del til tørrstoffbetsmelse.

Prøvene ble ekstrahert med sykloheksan/isopropanol. Sykloheksanen ble isolert med tilsetning av vann.

Uorganisk klorid ble fjernet med vasking med vann og ammoniumnitrat.

En del av ekstraktene ble tatt ut til kloranalyse.

En del av ekstraktene ble behandlet med kons. svovelsyre for å bryte ned ikke-persistente klorforbindelser.

EOCl og EOPOCl ble bestemt med nøytronaktiveringsanalyse.

Nøytronaktiveringsanalysen ble utført på Institutt for Energiteknikk (IFE)

Resultat

Blåskjell prøver	Prøve merket: Lab.kode	Serie nr.: 2003- 291	Tørr- stoff %	EOCl	EPOCl
				µg/g tørt materiale	
Kjøkkø	2003-01880-1	1	12	45	6,1
Fugleskjær	2003-01880-2	2	11	41	5,9
Ramsøy	2003-01880-3	3	12	39	4,5
Singløykcalven	2003-01880-4	4	13	43	5,1
Knubben	2003-01880-5	5	15	38	5,4
Flatskjærene	2003-01880-6	6	16	29	3,9

Sediment prøver	Prøve merket: Lab.kode	Serie nr.: 2003- 291	Tørr- stoff %	EOCl	EPOCl
				µg/g tørt materiale	
Kjøkkø(G8)	2003-01879-1	7	39	9,5	3,1
Fugleskjær (G10)	2003-01879-2	8	37	9,9	3,0
Brattholmene	2003-01879-3	9	39	12	2,6
Singløykcalven	2003-01879-4	10	36	15	4,7
Knubben	2003-01879-5	11	34	8,2	2,4
Flatskjærene	2003-01879-6	12	39	7,2	1,9

Med hilsen
SINTEF Kjemi

Nina Gjøs
Laboratorieleder
Miljøteknologi og analyse

Grete Tveten
Prosjektleder

Kopi:
NIVA
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO
Att.: J.A.Berge

Spesielle betingelser

Resterende prøvemateriale oppbevares på SINTEF Kjemi i 6 måneder etter at oppdraget er utført om ikke annet avtales med oppdragsgiver. Analyseresultater rapportert i dette dokument er frembragt ved analyse av de anførte prøver i den stand de ble mottatt. SINTEF Kjemi tar intet ansvar for oppdragsgivers bruk av resultatene eller for konsekvenser av slik bruk. *Delvis* kopiering av denne rapport er ikke tillatt uten skriftlig samtykke fra SINTEF Kjemi. Opplysninger om måleusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet.

Vedlegg F. Analyserapport for analyser av EPOCl og EOCl i vann og slurry fra renseanlegg

NIVA
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

Att.: John Arthur Berge

SINTEF Kjemi

Adresse/Address:
Postboks 124 Blindern
N-0314 Oslo 3, NORWAY

Besøksadresse/Location:
Forskningsveien 1

Telefon/Telephone:
+47 22 06 73 00

Telefax:
+47 22 06 73 50

Telex:
71 536 SI N

Foretaksregisteret:
NO 948 007 029 MVA

Rapport

Deres ref.:
JAB/
J.nr.1313/03
S.nr.O-23234

Vår ref.:
G.Tveten

Direkte innvalg:
22067981

Oslo,
2003-11-18

Oppdrag nr.:
664283.91

Oppdragets tittel:

**Bestemmelse av EOCl / EPOCl i vann- og slurryprøver fra
renseanlegget til Borregaard**

Prøveserie:
2003-347

Sammendrag

Det ble påvist EOCl og EPOCl i alle prøvene.

Innledning

Prøvene ble mottatt 011003 for analyse av ekstraherbart organisk bundet klor, EOCl, og persistent organisk bundet klor, EPOCl.

Prøveoversikt

Vann/slurry	Prøve merket:	Serie nr.:
		2003-347
Innløp til renseanlegget til Borregaard	0-23234	1
Utløp til renseanlegget til Borregaard	0-23234	2
Slurry fra renseanlegget til Borregaard	0-23234	3

Slurryprøven var fordelt i 3 glass, disse ble slått sammen.

Ekspérimentelt

Prøvene ble oppbevart i kjølesakp til analysen ble utført.

Vannprøvene

Prøvene ble surgjort til pH ca.2 og ekstrahert 2 ganger med sykloheksan.

Slurryprøve

Prøven ble sentrifugert, og det meste av vannet ble fjernet, før uttak av prøve.

Det ble veid ut en del av prøven (20 g) til analyse, og en del til tørrstoffbetømmelse.

Prøven ble ekstrahert med sykloheksan/isopropanol. Sykloheksanen ble isolert med tilsetning av vann.

Prøveekstraktene

Uorganisk klorid ble fjernet med vasking med vann og ammoniumnitrat.

En del av ekstraktene ble tatt ut til kloranalyse.

En del av ekstraktene ble behandlet med kons. svovelsyre for å bryte ned ikke-persistente klorforbindelser.

EOCl og EOPCl ble bestemt med nøytronaktiveringsanalyse.

Nøytronaktiveringsanalysen ble utført på Institutt for Energiteknikk (IFE)

Resultat

Prøver	Prøve merket: Lab.kode	Serie nr.: 2003- 347	Tørr- stoff %	EOCl	EOPCl
Vann				µg/L	
Innløp til renseanlegget til Borregaard	0-23234	1	-	590	26,3
Utløp til renseanlegget til Borregaard	0-23234	2	-	41	21,3
Slurry				µg/g tørt materiale	
Slurry fra renseanlegget til Borregaard	0-23234	3	7	629	131

Med hilsen
SINTEF Kjemi

Nina Gjøs
Laboratorieleder
Miljøteknologi og analyse

Grete Tveten
Prosjektleder

Spesielle betingelser

Resterende prøvemateriale oppbevares på SINTEF Kjemi i 6 måneder etter at oppdraget er utført om ikke annet avtales med oppdragsgiver. Analyseresultater rapportert i dette dokument er frembragt ved analyse av de anførte prøver i den stand de ble mottatt. SINTEF Kjemi tar intet ansvar for oppdragsgivers bruk av resultatene eller for konsekvenser av slik bruk. *Delvis* kopiering av denne rapport er ikke tillatt uten skriftlig samtykke fra SINTEF Kjemi. Opplysninger om måleusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet.

**Vedlegg G. Testrapporter Akutt toksisitet - fisk,
vann i innløp til renseanleg**

TESTRAPPORT

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

Akutt toksisitet - fisk

Salmo trutta

NIVA metode K15

Teststoff: Innløp renseanlegg Borregaard
Kunde: Borregaard

Lab. kode: B421/1
Mottatt: 29.09.03

Testmetode

Testen er utført i overensstemmelse med "OECD Guidelines for testing of chemicals" (No. 203; Fish, acute toxicity test) og en noe modifisert Norsk Standard, NS 4717; "Bestemmelse av kjemiske produkters og avløpsvanns akutte toksisitet for ferskvannsfisk - semistatisk metode". Forholdet fiskevekt/vannvolum var (2,1 g/l) og er altså høyere en den foreslåtte fiskebelastning på <1.0 g/l anbefalt i OECD 203. Da denne anbefaling skal sikre at oksygenmetning ikke skal gå under 60 % metning blir dette kompensert i dette tilfelle med lufting av mediet.

Testorganisme

Årsyngel (0+) av ørret (*Salmo trutta*), med middelvekt 4,4 g og middellengde 7,3 cm. Fisken var hentet fra OFAs oppdrettsanlegg i Sørkedalen. Mortalitet hos fisk i en periode på 7 dager før teststart var <1 %. Testen ble utført ved 2 konsentrasjoner 1 og 10 % av prosessvannet etter først å ha justert pH fra 2,5 til 7,1. Lufting ble benyttet i alle testløsninger.

Test detaljer

Test organisme: Bekkeørret (*Salmo trutta*)
Test parameter: Mortalitet observert hver dag i 4 dager.
Opprinnelse av fisk: Oslo Fiskeadministrasjon Oppdrettsanlegg i Sørkedalen
Inntak av fisk: Fisk ankom Solbergstrand 29 September 2003
Dato for oppstart: 29 September 2003
Test konsentrasjoner: 1 og 10 % innløpsvann renseanlegg
Tillagning av løsninger: Test vannet først nøytralisert med NaOH fra pH 2,5 til pH 7,1. Denne løsningen ble målt opp i målesylinder og fortynnet med ubehandlet vann fra Maridalsvannet.
Test Medium: Maridalsvann, ubehandlet
Test system: 36 l glass akvarier fylt med 15 l testløsning

Test betingelser

Lys: 16 timer lys 8 timer mørke
Temperatur: Målt daglig i kontroll akvariet. Maksimum temperatur var 12,4 °C og minimum var 11,7 °C.
pH: Målt før og etter vannskift hver dag. Høyeste test konsentrasjon start 6,9 slutt 7,1. Kontroll hadde på dag 3; 6,8 før og 7,0 etter.
Oksygen: Målt til å være >89 % fordi alle kar ble luftet kontinuerlig.
Beregning av LC50: Kumulativ prosent mortalitet er plottet mot logaritmen til konsentrasjonen. LC50 er grafisk bestemt.
NOEC: Høyeste konsentrasjon uten toksiske effekter.

Utførelse

Fordi "Innløp renseanlegg Borregaard" hadde en meget lav pH, som krevde store mengder fortynning for å gi fisken en levlige pH, ble det besluttet å nøytralisere prosessvannet siden dette også skjer i forbindelse med renseprosessen på anlegget. Prøvevannet ble derfor tilsatt en NaOH-løsning inntil pH var økt til 7.1. Forsøket ble utført i glassakvarier med 15 l vann og 7 fisk i hver konsentrasjon av avløpsvann. Konsentrasjoner testet var 1 og 10 % av avløpsvannet som hadde et grumset sort utseende, med karakteristisk treforedlings lukt. Det var mye partikler i vannet. Avløpsvannet ble målt opp i målesylinder og fortynnet med Maridalsvann til ønsket konsentrasjon. Testfiskene ble overført til ny løsning hvert døgn (semistatisk metode) og forsøket pågikk i 4 døgn. Fisken ble observert hvert døgn med hensyn til toksiske symptomer og død fisk ble notert og fjernet. Temperaturen under forsøkene var 11,7-12,4 °C.

Resultater

I tabell 1 er oppført dødeligheten i hver konsentrasjon av avløpsvann. All fisk døde etter 24 ved 10 %, ingen døde ved 1 %. NOEC er basert på høyeste konsentrasjon uten observerbare toksiske effekter. NOEC i denne testen er derfor 1 %. Beregnet LC50 er 3,2 %. Et sammendrag av resultatene er gjengitt i tabell 2.

Avvik fra protokoll

Det var ingen avvik fra protokollen.

Tabell 1. Kumulativt antall døde fisk (% i parentes) ved forskjellig eksponeringstid og konsentrasjon av "Innløp renseanlegg Borregaard". LC50 og NOEC ved ulike tidspunkt er angitt nederst i tabellen.

Konsentrasjon %	Timer			
	24	48	72	96
1	0	0	0	0
10	7 (100 %)	7 (100 %)	7 (100 %)	7 (100 %)
LC50	3,2 %	3,2 %	3,2 %	3,2 %
NOEC	1 %	1 %	1 %	1 %

Konklusjon

Testresultatene for "Innløp renseanlegg Borregaard " er summert opp i tabell 2.

Tabell 2. Sammendrag av resultater for toksisitetstest med "Innløp renseanlegg Borregaard" på fisk (*Salmo trutta*).

	Observasjons tidspunkt			
	24 timer	48 timer	72 timer	96 timer
LC50 (%)	3,2 %	3,2 %	3,2 %	3,2 %
NOEC (%)	1 %	1 %	1 %	1 %

Testen utført av: August Tobiesen

**Vedlegg H. Testrapporter Akutt toksisitet - fisk,
vann i utløp fra renseanlegg**

TESTRAPPORT

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

Akutt toksisitet - fisk

Salmo trutta

NIVA metode K15

Teststoff: Utløp renseanlegg Borregaard
Kunde: Borregaard

Lab. kode: B421/2
Mottatt: 29.09.03

Testmetode

Testen er utført i overensstemmelse med "OECD Guidelines for testing of chemicals" (No. 203; Fish, acute toxicity test) og en noe modifisert Norsk Standard, NS 4717; "Bestemmelse av kjemiske produkters og avløpsvanns akutte toksisitet for ferskvannsfisk - semistatisk metode". Forholdet fiskevekt/vannvolum var (2,1 g/l) og er altså høyere en den foreslåtte fiskebelastning på <1.0 g/l anbefalt i OECD 203. Da denne anbefaling skal sikre at oksygenmetning ikke skal gå under 60 % metning blir dette kompensert i dette tilfelle med lufting av mediet.

Testorganisme

Årsyngel (0+) av ørret (*Salmo trutta*), med middelvekt 4,4 g og middellengde 7,3 cm. Fisken var hentet fra OFAs oppdrettsanlegg i Sørkedalen. Mortalitet hos fisk i en periode på 7 dager før teststart var <1 %. Testen ble utført ved 5 konsentrasjoner 5,6, 10, 18, 32 og 100 % av avløpsvannet. Lufting ble benyttet i alle testløsninger.

Test detaljer

Test organisme: Bekkeørret (*Salmo trutta*)
Test parameter: Mortalitet observert hver dag i 4 dager.
Opprinnelse av fisk: Oslo Fiskeadministrasjon Oppdrettsanlegg i Sørkedalen
Inntak av fisk: Fisk ankom Solbergstrand 29 September 2003
Dato for oppstart: 29 September 2003
Test konsentrasjoner: 5,6,10, 30 og 100 % avløpsvann
Tillagning av løsninger: Test utløpsvannet ble målt opp i målesylinder og fortynnet med ubehandlet vann fra Maridalsvannet.
Test Medium: Maridalsvann, ubehandlet
Test system: 36 l glass akvarier fylt med 10 eller 15 l testløsning

Test betingelser

Lys: 16 timer lys 8 timer mørke
Temperatur: Målt daglig i kontroll akvariet. Maksimum temperatur var 12,4 °C og minimum var 11,7 °C.
pH: Målt før og etter vannskift hver dag. Høyeste test konsentrasjon start 8,1 slutt 8,6. Kontroll hadde på dag 3; 6,8 før og 7,0 etter.
Oksygen: Målt til å være >86 % fordi alle kar ble luftet kontinuerlig.
Beregning av LC50: Kumulativ prosent mortalitet er plottet mot logaritmen til konsentrasjonen. LC50 er grafisk bestemt.
NOEC: Høyeste konsentrasjon uten toksiske effekter.

Utførelse

Forsøket ble utført i glassakvarier med 10 eller 15 l vann og 7 fisk i hver konsentrasjon av utløpsvann. Konsentrasjoner testet var 5,6, 10, 18, 32 og 100 % av utløpsvannet som hadde et grumset sort utseende, med karakteristisk treforedlings lukt. Det var mye partikler i vannet. Utløpsvannet ble målt opp i målesylinder og fortynnet med Maridalsvann til ønsket konsentrasjon. Testfiskene ble overført til ny løsning hvert døgn (semistatisk metode) og forsøket pågikk i 4 døgn. Fisken ble observert hvert døgn med hensyn til toksiske symptomer og død fisk ble notert og fjernet. Temperaturen under forsøkene var 11,7-12,4 °C.

Resultater

I tabell 1 er oppført dødeligheten i hver konsentrasjon av utløpsvann. Dødelighet ble observert i testløsninger ned til 32 %. Overlevende fisk ved 32 % ble gradevis nesten sorte og var mindre aktive enn kontroll fisken. Det ble ikke observert død fisk eller toksiske symptomer ved 18 % eller lavere. NOEC er basert på høyeste konsentrasjon utenobserverbare toksiske effekter og var i denne testen 18 %. LC50 er 40 % i denne testen. Et sammendrag av resultatene er gjengitt i tabell 3.

Avvik fra protokoll

Det var ingen avvik fra protokollen.

Tabell 1. Kumulativt antall døde fisk (% i parentes) ved forskjellig eksponeringstid og konsentrasjon av "Innløp renseanlegg Borregaard". LC50 og NOEC ved ulike tidspunkt er angitt nederst i tabellen.

Konsentrasjon %	Timer			
	24	48	72	96
5,6	0	0	0	0
10	0	0	0	0
18	0	0	0	0
32	0	0	0	1 (14 %)
56	0	7 (100 %)	7 (100 %)	7 (100 %)
100	7 (100 %)	7 (100 %)	7 (100 %)	7 (100 %)
LC50	75 %	42 %	42 %	40 %
NOEC	56 %	32 %	32 %	18 %

Konklusjon

Testresultatene for "Utløp renseanlegg Borregaard" er summert opp i tabell 2.

Tabell 2. Sammendrag av resultater for toksisitetstest med "Utløp renseanlegg Borregaard" på fisk (*Salmo trutta*).

	Observasjons tidspunkt			
	24 timer	48 timer	72 timer	96 timer
LC50 (%)	75 %	42 %	42 %	40 %
NOEC (%)	56 %	32 %	32 %	18 %

Testen utført av: August Tobiesen

Testansvarlig:

August Tobiesen

**Vedlegg I. Testrapporter Akutt toksisitet - krepsdyr
(*Daphnia magna*), vann i innløp til renseanlegg**

Teststoff: Avløpsvann inn **Lab. kode:** B421/1
Kunde: Borregaard **Prøve mottatt:** 29.09.03

Testmetode ISO 6341, "Water Quality - Determination of the inhibition of the motility of *Daphnia magna*" Metoden er i samsvar med OECD Guideline 202; "Daphnia sp. acute immobilization test"

Testorganisme *Daphnia magna*, stamme A. Vedlikeholdt i Elendt M7 og foret med *Selenastrum capricornutum* som er dyrket i 10% Z8 næringssaltløsning. Alder ved teststart < 24 timer.

Testperiode 30.09 – 02.10.2003

Forbehandling av prøve Tilsatt ISO løsninger, pH justert fra 2,78 – 7,9.

Fortynningsmedium ISO

Testkonsentrasjoner 3.2, 5.6, 10, 18, 32, 56%

Antall enheter 4 kar for hver konsentrasjon, med 5-7 dyr pr. kar.

Testbeholdere 50 ml polystyren begere med ca. 40 ml medium

Temperatur 19.0 – 19.8°C

pH i kontroll Start: 7.8 Slutt: 7.8

pH i høyeste kons. Start: 7.6 Slutt: 7.4

Oksygenmetning, 48 t Kontroll: 100% Høyeste konsentrasjon 56 %: 77%

Beregning av EC₅₀ * 24t Probit-analyse (SNV-probit) 48t manuell beregning

Resultater:

		24 timer			48 timer		
Parameter	Enhet	EC ₅₀	95% konf. int.	EC ₁₀	EC ₅₀	95% konf. int.	EC ₁₀
Immobilisering	%	13	-	1,2	6,3	-	

*EC₅₀ = Den konsentrasjon som gir 50% immobilisering av forsøksdyrene.

Konsentrasjon	Antall dyr	Immobiliserte 24 tim.	Immobiliserte 48 tim.
3,2 %	20	0	0
5,6 %	21	2	7
10 %	21	16	21
18 %	20	17	20
32%	21	18	21
56 %	20	20	20
Kontroll	22	0	0

Observerte immobiliserte *Daphnia magna* etter 24 og 48 timer i kontroller og ulike konsentrasjoner av avløpsvann inn.

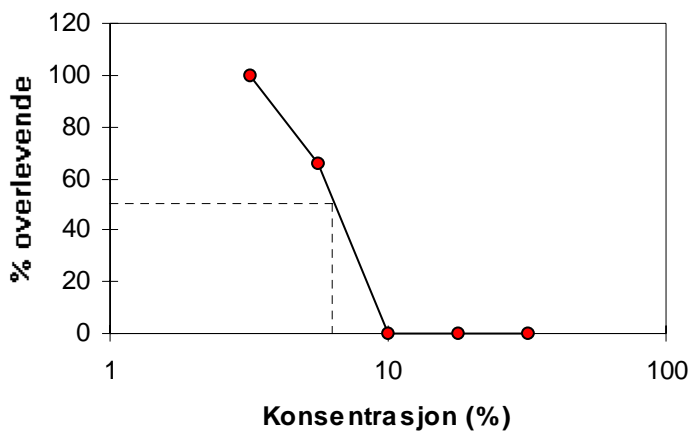


Fig. 1. Effekt av avløpsvann inn på overlevelse av *Daphnia magna* etter 48 timer.

Oslo, 13.10.03

Utført av: Randi Romstad

Baird, D. J. et al, 1991, *A Comparative Study of Genotype Sensitivity to Acute Toxic Stress Using Clones of Daphnia magna Strauss*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 21, 257 - 265.

Staub, R., 1961, *Ernährungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge Oscillatoria rubescens*, D. C., Schweiz, Z., *Hydrobiol*, 23, 82-198.

Elendt, B.-P. 1990, *Selenium deficiency in Crustacea; An ultrastructural approach to antennal damage in Daphnia magna Strauss*. *Protoplasma*, 154, 25-33.

**Vedlegg J. Testrapporter Akutt toksisitet - krepsdyr
(*Daphnia magna*), vann i utløp fra renseanlegg**

Teststoff: Avløpsvann ut
Kunde: Borregaard

Lab. kode: B421/2
Prøve mottatt: 29.09.03

Testmetode ISO 6341, "Water Quality - Determination of the inhibition of the motility of *Daphnia magna*" Metoden er i samsvar med OECD Guideline 202; "Daphnia sp. acute immobilization test"

Testorganisme *Daphnia magna*, stamme A. Vedlikeholdt i Elendt M7 og foret med *Selenastrum capricornutum* som er dyrket i 10% Z8 næringssaltløsning. Alder ved teststart < 24 timer.

Testperiode 30.09 – 02.10.2003

Forbehandling av prøve Tilsatt ISO løsninger.

Fortynningsmedium ISO

Testkonsentrasjoner 5,6, 10, 18, 32, 56%

Antall enheter 4 kar for hver konsentrasjon, med 5-7 dyr pr. kar.

Testbeholdere 50 ml polystyren begere med ca. 40 ml medium

Temperatur 19.0 – 19.8°C

pH i kontroll Start: 7.8 Slutt: 7.8

pH i høyeste kons. Start: 8,0 Slutt: 8,6

Oksygenmetning, 48 t Kontroll: 100% Høyeste konsentrasjon 100 %: 85%

Beregning av EC₅₀ * Probit-analyse (SNV-probit)

Resultater:

Parameter	Enhet	24 timer			48 timer		
		EC ₅₀	95% konf. int.	EC ₁₀	EC ₅₀	95% konf. int.	EC ₁₀
Immobilisering	%	>100	-	>100	>100	-	>100

*EC₅₀ = Den konsentrasjon som gir 50% immobilisering av forsøksdyrene.

Konsentrasjon	Antall dyr	Immobiliserte 24 tim.	Immobiliserte 48 tim.
5,6 %	20	0	0
10 %	21	0	0
18 %	20	0	0
32%	20	0	0
56 %	20	0	0
100 %	22	0	0
Kontroll	22	0	0

Observert immobiliserte *Daphnia magna* etter 24 og 48 timer i kontroller og ulike konsentrasjoner av avløpsvann ut.

Oslo, 13.10.03

Utført av: Randi Romstad

Baird, D. J. et al, 1991, *A Comparative Study of Genotype Sensitivity to Acute Toxic Stress Using Clones of Daphnia magna Strauss*, *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 21, 257 - 265.
Staub, R., 1961, *Ernährungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge Oscillatoria rubescens*, *D. C., Schweiz, Z., Hydrol*, 23, 82-198.
Elendt, B.-P. 1990, *Selenium deficiency in Crustacea; An ultrastructural approach to antennal damage in Daphnia magna Strauss*. *Protoplasma*, 154, 25-33.

**Vedlegg K. Testrapport, veksthemmingstest på alge
(*Selenastrum capricornutum*), vann i innløp til
renseanlegg**

TESTRAPPORT

Alger, veksthemmingstest *Selenastrum capricornutum*

NIVA metode K4



Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

Teststoff: Avløp inn
Kunde: Borregaard

Lab. kode: B421/1
Prøve mottatt: 29.09.2003

Testmetode: ISO 8692: Alga growth inhibition test
Organisme: *Selenastrum capricornutum* NIVA CHL1
Testparameter: Veksthastighet fra start til 72 timer
Stamkultur: Semi-kontinuerlig i 10% Z8 vekstmedium (Staub 1961)
Start dato: 30.09.2003
Konsentrasjoner: 3,2, 5,6, 10, 18, 32, 56%
Test medium: ISO 8692
Inkuberingsutstyr: Gyngbord
Dyrkingsflasker: 100 ml ståkolber med 50 ml medium
Lys: Ca. 75 mE m² s⁻¹, kontinuerlig fra dagslys-type lysstoffør
Temperatur: 20,5 – 22,1°C
pH i kontroll Start : 7,8 Slutt: 7,9
pH i høyeste konsentrasjon Start : 7,3 Slutt: 7,6
Vekstmåling: Partikkeltelling med Coulter Multisizer og fluoresens-telling med Cytofluor 2300
Beregning av EC₅₀ * Probit transformering og lineær regresjon av probit verdier mot log. konsentrasjon

Resultater: Celletetthet på hvert målepunkt, det beregnede areal under vekstkurve og veksthastighet i hver kolbe er vist på vedlagt skjema. Middelveier for kontroller og ulike konsentrasjoner av teststoff er listet lengst ned på skjemaet. Vekstkurver for hver konsentrasjon av teststoffet er vist i figur 1.

Parameter	Enhet	EC ₅₀	95% konf. int.	EC ₂₅	95% konf. int.	EC ₁₀	95% konf. int.
Veksthastighet	%	13	11 - 15	3,8	2,8 – 4,5	1,1	0,6 – 1,6

* EC₅₀ = Den konsentrasjon som gir 50% reduksjon av testparameteren i forhold til kontrollkulturer

Oslo, 14.09.2003

Utført av: Randi Romstad

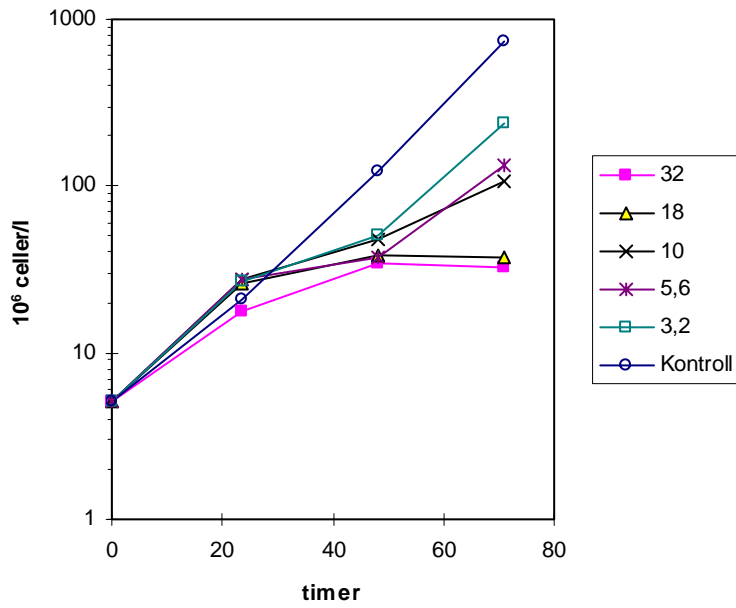


Fig. 1. Vekstkurver for *Selenastrum capricornutum* i ulike konsentrasjoner av avløp inn.

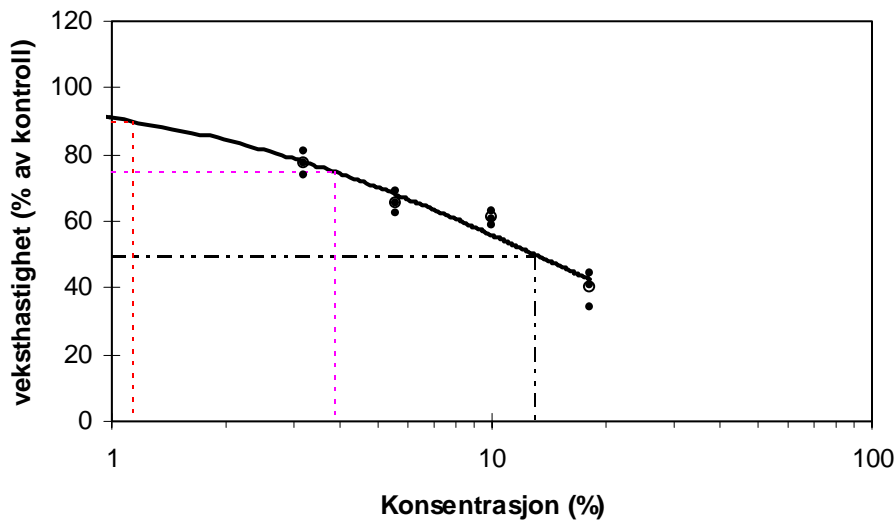


Fig.:2 Effekt av avløpsvann inn på veksthastigheten til *Selenastrum capricornutum*. Stiplede linjer viser (fra venstre) EC₁₀, EC₂₅ og EC₅₀.

Referanser:

ISO/DIS 8692 : Water quality - Algal growth inhibition test

OECD 1984: Guidelines for testing of chemicals, no. 201; Alga, growth inhibition test. OECD, Paris

Staub. R. (1961): Ernährungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 82-198.

TEST: K4 **Date:** 29.9.03
COMPOUND: Borregaard, avløp inn **Lab.** B421/1
TEST ALGA: *Selenastrum capricornutum* **code:**
INOCULUM: 5,10 mill. **Medium:** ISO
cells/l

Conc.	Hours: %	Day 1 23,5 mill/l	Day 2 48 mill/l	Day 3 71 mill/l	Area	Area %	G. rate	G. rate %
56	"	15	47	42	1657	14	0,71	43
56	"	13	46	41	1574	14	0,70	42
56	"	12	47	42	1585	14	0,71	43
32	"	19	35	32	1353	12	0,62	37
32	"	16	33	32	1234	11	0,62	37
32	"	18	36	34	1376	12	0,64	38
18	"	24	39	39	1649	14	0,69	41
18	"	27	47	46	1991	17	0,74	44
18	"	28	28	28	1357	12	0,58	34
10	"	29	55	117	3046	26	1,06	63
10	"	26	32	95	2174	19	0,99	59
10	"	28	57	104	2920	25	1,02	61
5,6	"	28	37	114	2560	22	1,05	63
5,6	"	28	39	155	3079	27	1,15	69
5,6	"	27	35	130	2672	23	1,09	65
3,2	"	27	45	198	3692	32	1,24	74
3,2	"	27	59	283	5002	43	1,36	81
3,2	"	27	48	235	4188	36	1,29	77
kontroll		21	125	735	11623	101	1,68	100
		21	125	738	11658	101	1,68	100
		23	127	734	11707	101	1,68	100
		20	131	827	12800	111	1,72	103
		24	135	791	12577	109	1,71	102
		17	100	556	8875	77	1,59	95

MEAN VALUES

%

56,00 Mv.	13,33	46,67	41,67	1605	13,91	0,71	42,38
St. d.	1,53	0,58	0,58	45,17	0,39	0,00	0,28
32,00 Mv.	17,67	34,67	32,67	1321	11,45	0,63	37,46
St. d.	1,53	1,53	1,15	76,41	0,66	0,01	0,71
18,00 Mv.	26,33	38,00	37,67	1665	14,43	0,67	39,93
St. d.	2,08	9,54	9,07	317,46	2,75	0,09	5,10
10,00 Mv.	27,67	48,00	105,33	2713	23,51	1,02	61,02
St. d.	1,53	13,89	11,06	470,88	4,08	0,04	2,11
5,60 Mv.	27,67	37,00	133,00	2770	24,00	1,10	65,63
St. d.	0,58	2,00	20,66	273,03	2,37	0,05	3,11
3,20 Mv.	27,00	50,67	238,67	4294	37,21	1,30	77,38
St. d.	0,00	7,37	42,62	661,34	5,73	0,06	3,60
kontroll Mv.	21,00	123,83	730,17	11540	100,00	1,68	100,00
St. d.	2,45	12,30	93,29	1400,91	12,14	0,05	2,80
Coefficient of variation in controls (%):				12,14		2,80	

**Vedlegg L. Testrapport, veksthemmingstest på alge
(*Selenastrum capricornutum*), vann i utløp fra
renseanlegg**

TESTRAPPORT

Alger, veksthemmingstest
Selenastrum capricornutum
 NIVA metode K4



Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
 0411 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

Teststoff: Avløp ut
Kunde: Borregaard

Lab. kode: B421/2
Prøve mottatt: 29.09.2003

Testmetode: ISO 8692: Alga growth inhibition test
Organisme: *Selenastrum capricornutum* NIVA CHL1
Testparameter: Veksthastighet fra start til 72 timer
Stamkultur: Semi-kontinuerlig i 10% Z8 vekstmedium (Staub 1961)
Start dato: 30.09.2003
Konsentrasjoner: 3,2, 5,6, 10, 18, 32, 56%
Test medium: ISO 8692
Inkuberingsutstyr: Gyngebord
Dyrkingsflasker: 100 ml ståkolber med 50 ml medium
Lys: Ca. 75 mE m² s⁻¹, kontinuerlig fra dagslys-type lysstoffrør
Temperatur: 20,5 – 22,1°C
pH i kontroll Start : 7,8 Slutt: 7,9
pH i høyeste konsentrasjon Start : 8,4 Slutt: 9,0
Vekstmåling: Partikkeltelling med Coulter Multisizer og fluoresens-telling med Cytofluor 2300
Beregning av EC₅₀ * Probit transformering og lineær regresjon av probit verdier mot log. konsentrasjon

Resultater: Celletetthet på hvert målepunkt, det beregnede areal under vekstkurve og veksthastighet i hver kolbe er vist på vedlagt skjema. Middelveidier for kontroller og ulike konsentrasjoner av teststoff er listet lengst ned på skjemaet. Vekstkurver for hver konsentrasjon av teststoffet er vist i figur 1.

Parameter	Enhet	EC ₂₅	95% konf. int.	EC ₁₀	95% konf. int.
Veksthastighet	%	36	35,7 – 39,2	18	17 - 22

* EC₂₅ = Den konsentrasjon som gir 25% reduksjon av testparameteren i forhold til kontrollkulturer

Kommentar: EC₅₀, beregnet ved ekstrapolering er 74% (konf. Int. 69-77)

Oslo, 14.09.2003

Utført av: Randi Romstad

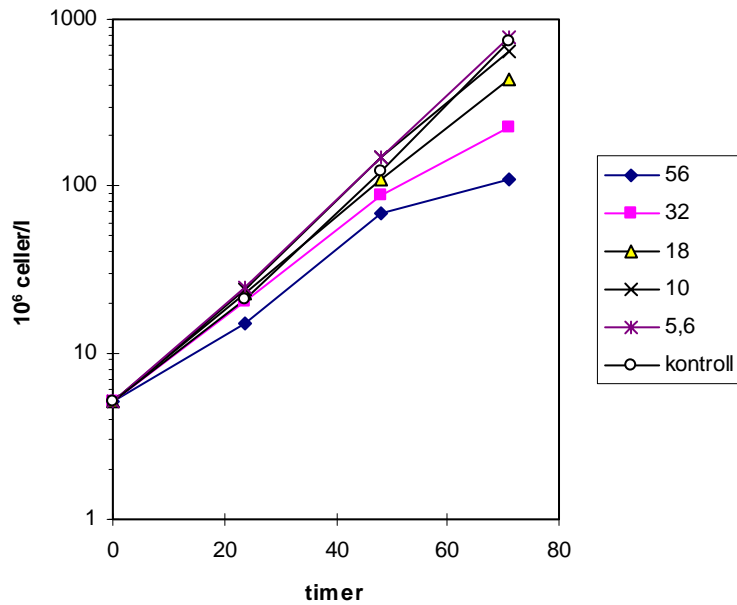


Fig. 1. Vekstkurver for *Selenastrum capricornutum* i ulike konsentrasjoner av avløp ut.

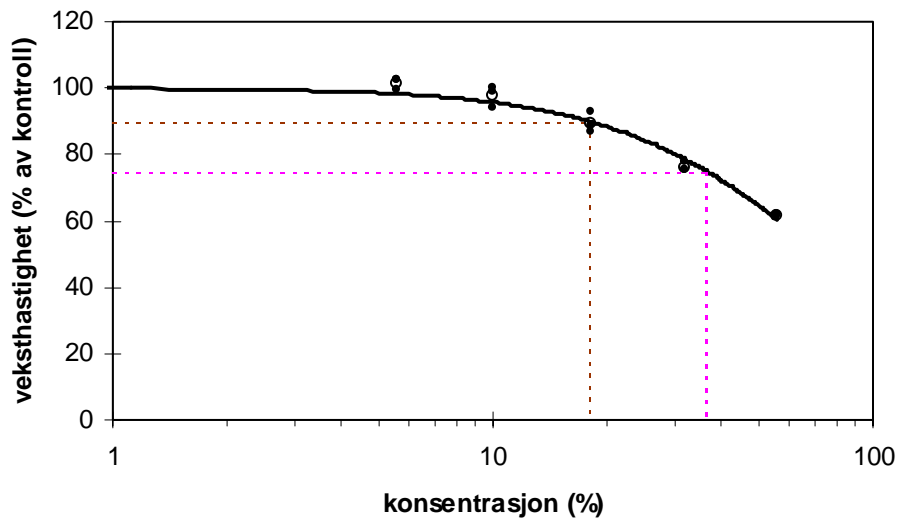


Fig.:2 Effekt av avløpsvann ut på veksthastigheten til *Selenastrum capricornutum*. Stiplede linjer viser (fra venstre) EC_{10} og EC_{25} .

Referanser:

ISO/DIS 8692 : Water quality - Algal growth inhibition test

OECD 1984: Guidelines for testing of chemicals, no. 201; Alga, growth inhibition test. OECD, Paris

Staub. R. (1961): Ernährungsphysiologische Untersuchungen an der planktischen Blaualge *Oscillatoria rubescens* D.C. Schweiz. Z. Hydrol. 23: 82-198.

TEST: K4 **Date:** 29.9.03
COMPOUND: Borregaard, avløp ut **Lab.** B421/2
TEST ALGA: *Seenastrum capricornutum* **code:**
INOCULUM: 5,10 mill. **Medium:** ISO
cells/l

Conc.	Hours: %	Day 1 23,5 mill/l	Day 2 48 mill/l	Day 3 71 mill/l	Area	Area %	G. rate	G. rate %
56	"	16	72	111	3068	27	1,04	62
56	"	15	66	108	2867	25	1,03	62
56	"	14	70	107	2927	25	1,03	61
32	"	22	87	241	5064	44	1,30	78
32	"	19	92	213	4788	41	1,26	75
32	"	20	86	213	4670	40	1,26	75
18	"	23	102	376	6996	61	1,45	87
18	"	22	111	416	7646	66	1,49	89
18	"	23	116	503	8789	76	1,55	93
10	"	26	137	539	9774	85	1,58	94
10	"	23	145	691	11640	101	1,66	99
10	"	22	162	718	12330	107	1,67	100
5,6	"	23	149	717	12034	104	1,67	100
5,6	"	25	157	809	13330	116	1,71	102
5,6	"	25	143	820	13124	114	1,72	102
3,2	"	28	146	769	12681	110	1,70	101
3,2	"	26	146	923	14404	125	1,76	105
3,2	"	24	159	966	15159	131	1,77	106
kontroll		21	125	735	11623	101	1,68	100
		21	125	738	11658	101	1,68	100
		23	127	734	11707	101	1,68	100
		20	131	827	12800	111	1,72	103
		24	135	791	12577	109	1,71	102
		17	100	556	8875	77	1,59	95

MEAN VALUES

%

56,00 Mv:	15,00	69,33	108,67	2954	25,60	1,03	61,72
St. d.	1,00	3,06	2,08	103,25	0,89	0,01	0,38
32,00 Mv.	20,33	88,33	222,33	4841	41,95	1,28	76,13
St. d.	1,53	3,21	16,17	202,01	1,75	0,02	1,44
18,00 Mv.	22,67	109,67	431,67	7811	67,68	1,50	89,40
St. d.	0,58	7,09	64,93	907,75	7,87	0,05	2,98
10,00 Mv.	23,67	148,00	649,33	11248	97,47	1,64	97,63
St. d.	2,08	12,77	96,50	1322,42	11,46	0,05	3,14
5,60 Mv.	24,33	149,67	782,00	12829	111,18	1,70	101,50
St. d.	1,15	7,02	56,56	696,44	6,04	0,02	1,49
3,20 Mv.	26,00	150,33	886,00	14081	122,02	1,74	103,96
St. d.	2,00	7,51	103,58	1270,23	11,01	0,04	2,44
kontroll Mv.	21,00	123,83	730,17	11540	100,00	1,68	100,00
St. d.	2,45	12,30	93,29	1400,91	12,14	0,05	2,80
Coefficient of variation in controls (%):				12,14		2,80	