

Kartlegging av miljøgifter som tilføres Bærumsbassenget og indre Oslofjord fra overvann og Sandviksvassdraget



Foto:Morten Merkesdal



Foto:Morten Merkesdal



Foto:Morten Merkesdal



Foto:Sindre Kinnerød

Hovedkontor

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

Sørlandsavdelingen

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

Østlandsavdelingen

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

Vestlandsavdelingen

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

NIVA Midt-Norge

Pirsenteret, Havnegata 9
Postboks 1266
7462 Trondheim
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 73 54 63 87

Tittel Kartlegging av miljøgifter som tilføres Bærumsbassenget og indre Oslofjord fra overvann og Sandviksvassdraget	Løpenr. (for bestilling) 6165-2011	Dato 9.9.2011
	Prosjektnr. Undernr. 29313	Sider Pris 69
Forfatter(e) Sissel Brit Ranneklev, Ian John Allan og Torulv Tjomsland	Fagområde Ferskvann miljøgifter	Distribusjon Fri
	Geografisk område Bærum	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Bærum kommune ved Brit Aase	Oppdragsreferanse J. nr. 09/7357
---	-------------------------------------

Sammendrag

Et utvalg av miljøgifter som tilføres Bærumsbassenget fra overvann og Sandviksvassdraget har blitt kartlagt. Tilførslene av organiske miljøgifter ble beregnet på basis av målinger utført ved hjelp av passive prøvetakere og en kontinuerlig vannstrømssentrifuge. For metaller ble beregningene gjort etter konvensjonell prøvetakning. Prøvetakning ble utført ved ulike tidsrom for å gjenspeile mulige sesongvariasjoner. Følgende tilførsler fra Sandviksvassdraget til Bærumsbassenget ble beregnet: PCB7 <14 g/år; PAH16 < 5.9 kg/år; tinnorganiske forbindelser <134 g/år; klorerte pesticider < 49 g/år; As <30 kg/år; Sn 9 kg/år; Pb <51 kg/år; Hg <0.29 kg/år; Cd <2.8 kg/år; Cu <249 kg/år; Cr <78 kg/år; Ni <109 kg/år; Zn 470 kg/år. Konsentrasjoner av de fleste miljøgiftene var høyere i Øverlandselva enn i Sandvikselva, men pga betydelig høyere vannføring i Sandvikselva, var tilførslene størst her. Tilførselsberegninger med Teotil-modellen viste at skog og dyrket landskap, villabebyggelse og bynære områder var de viktigste arealene til kilder av organiske miljøgifter og metaller, mens overvann var en marginal kilde. Undersøkelse av sedimenter i vassdraget viste at nivåene av miljøgifter generelt var lave, og tilsvarende Klasse I og II i Klifs klassifiseringssystem. Sedimentuttak ved Kloppa og Hamang viste noe forhøyede nivåer av PAH16, PCB7 og alkylfenoler. Konsentrasjoner av metaller i elvene var generelt lavt (Klasse I og II i Klifs klassifiseringssystem), bortsett fra Cu og Zn hvor nivåene var i Klasse III og IV. Kadmium, Hg, Pb og Ni ble klassifisert til god kjemisk tilstand i henhold til EQS-direktivet.

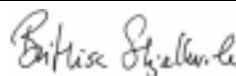
<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Tilførsler 2. Passive prøvetakere 3. Kontinuerlig vannstrømssentrifuge 4. Organiske miljøgifter/tungmetaller 	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Riverine inputs 2. Passive sampling 3. Continuous flow centrifuge 4. Organic contaminant, heavy metals
---	---



Sissel Brit Ranneklev
Prosjektleder



Thorjørn Larssen
Forskningsleder



Brit Lisa Skjelkvåle
Forskningsdirektør

**Kartlegging av miljøgifter som tilføres
Bærumbassenget og indre Oslofjord fra overvann
og Sandviksvassdraget**

Forord

Denne rapporten er utarbeidet for Bærum kommune, Vann og avløp drift, i henhold til beskrivelser i anbud 09/7357.

Sissel Brit Ranneklev har vært prosjektleder og ansvarlig for rapporteringen. Ian John Allan har vært ansvarlig for prøvetakningen med passive prøvetakere, sentrifugen og ”torpedoen”, og det faglige knyttet til dette. Modelleringsarbeidet med Teofil har vært utført av Torulv Tjomsland.

Kontaktpersoner i Bærum kommune har vært Brit Aase, Morten Merkesdal og Bjørn Erik Pedersen. Takk for aktiv deltagelse og engasjement underveis.

Oslo, 20.12.2011

Sissel Brit Ranneklev

Innhold

Sammendrag	6
Summary	8
1. Innledning	10
2. Materiale og metode	12
2.1 Stasjonsnett	12
2.2 Miljøgiftene i prosjektet	13
2.2.1 Metaller	13
2.2.2 Organiske miljøgifter	16
2.3 Kjemiske analysemetoder og deteksjonsgrenser	20
2.4 Uttak av sedimenter	21
2.5 Uttak av vannprøver	21
2.6 Passive prøvetakere	21
2.7 Kontinuerlig vannstrømsentrifuge for måling av suspendert partikulært materiale	22
2.8 Sedimentfelle	23
2.9 Beregning av tilførsler fra Sandvikselva og Øverlandselva	23
2.10 Usikkerheter i forbindelse med beregning av tilførsler	24
2.11 Modellering av utslipp fra overvann	24
3. Resultater	26
3.1 Metaller og organiske miljøgifter i sedimentene	26
3.2 Metaller i vannsøylen målt med konvensjonell prøvetakning og passive prøvetakere (DGT)	30
3.3 Organiske miljøgifter i suspendert partikulært materiale (SPM) fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge og i den frie fraksjonen fra semi permeable membran devices (SPMD)	33
3.3.1 Organiske miljøgifter i SPM	33
3.3.2 Organiske miljøgifter i SPMD	34
3.4 Tilførsler av metaller og organiske miljøgifter fra Sandvikselva og Øverlandselva	36
3.4.1 Tilførsler av metaller fra Sandvikselva og Øverlandselva	36
3.4.2 Tilførsler av organiske miljøgifter fra Sandvikselva og Øverlandselva	36
3.4.3 Konsentrasjoner av miljøgifter i SPM fra sedimentfelle ved Sandvikselvas utløp	37
3.5 Tilførsler av metaller og miljøgifter til elvene fra overvann og ulike arealer	38
4. Diskusjon og konklusjon	39
4.1 Metaller og organiske miljøgifter i sedimenter	39
4.2 Metaller i vannsøylen	40
4.3 Organiske miljøgifter i vannsøylen	41
4.4 Tilførsler av metaller og organiske miljøgifter fra elvene	42

4.5 Tilførsler av metaller og PAH til elvene fra overvann og ulike arealer	43
5. Referanser	44
6. Vedlegg	47
6.1 Rådata metaller i vannsøylen	48
6.2 Rådata metaller og organiske forbindelser i sedimenter og suspendert materiale	52
6.3 Rådata SPMD og DGT	64

Sammen drag

Tilførsler av organiske miljøgifter og tungmetaller fra Sandviksvassdraget til Bærumsbassenget er beregnet. I tillegg har det blitt gjort målinger av organiske miljøgifter og metaller i sedimenter fra vassdraget.

Følgende stoffer ble målt i ulike matrikser:

- Alkylfenoler (oktylfenol/nonylfenol)
- PCB7
- PAH16
- Klorerte pesticider (pentaklorbenzen, α -hexaklorohexabenzen, hexaklorbenzen, γ -hexaklorohexabenzen (Lindan), oktaklorstyren og DDT med nedbrytningsproduktene DDE og DDD)
- Tinnorganiske forbindelser (tributyl-, monobutyl-, dibutyl- og fenyltinn)
- Arsen
- Bly
- Kobber
- Kvikksølv
- Nikkel
- Sink
- Kadmium
- Krom

Tilførslene av organiske miljøgifter ble beregnet på basis av målinger utført ved hjelp av passive prøvetakere og en kontinuerlig vannstrømssentrifuge, som ble plassert ut ved kommunens målestasjoner. Bruk av passive prøvetakere og en kontinuerlig vannstrømssentrifuge har bl.a. de fordelene at man får et tidsintegret bilde av konsentrasjonen, samt at muligheten for å måle konsentrasjoner over deteksjonsgrensen øker betydelig i forhold til konvensjonell prøvetakning.

Passive prøvetakere, som måler den frie fraksjonen av organiske miljøgifter i vannsøylen ble plassert ut i ca 4 uker, og i tre perioder. Den kontinuerlige vannstrømssentrifugen fungerer som en slags sedimentfelle som fanger opp partikulært materiale og organiske miljøgifter assosiert til dette. Denne ble plassert ut i perioder på 5-7 dager, og i fire ulike perioder. For bestemmelse av tilførsler av metaller, ble det tatt konvensjonelle vannprøver, såkalte "stikkprøver" under ulike tidsrom. Tilførsler ble deretter beregnet ved at målte konsentrasjoner av de ulike metaller og organiske miljøgifter ble multiplisert med vannføringen i elvene. Det er ikke tatt hensyn til eventuelt sedimentasjon i Engervann fra Øverlandselva. Årlige tilførsler av organiske miljøgifter fra elvene ble beregnet til å være:

PCB7 <14 g; PAH16 < 5.9 kg; Tinnorganiske forbindelser <134 g; Klorerte pesticider < 49 g

og for metaller:

As <30 kg; Sn 9 kg; Pb <51 kg; Hg <0.3 kg; Cd <2.8 kg; Cu <249 kg; Cr <78 kg; Ni <109 kg; Zn 470 kg.

< angir at en eller flere av målingene eller forbindelsene/kongenerne som ble brukt til å bergene tilførsler var under deteksjonsgrensen.

Generelt var konsentrasjonen av metaller og organiske miljøgifter i vannsøylen lavere i Sandvikselva enn i Øverlandselva. Da vannføringen var betydelig høyere i Sandvikselva enn i

Øverlandselva, er estimerte tilførsler fra Sandvikselva høyest. Beregnede tilførsler ble videre benyttet i modellen Teotil, som er et verktøy for beregning av stofftilførsler fra ulike kilder som transporteres via delnedbørfelter i et vassdrag. Beregninger viste at tilførsler av metaller og utvalgte organiske miljøgifter fra Sandvikselva i hovedsak kunne tilskrives arealer med skog og dyrket mark og villabebyggelse. For Øverlandselva var arealer med villabebyggelse og bynære områder de største kildene til metaller og utvalgte organiske miljøgifter. Tilførsler av metaller og organiske miljøgifter via overvann til elvene var en marginal kilde.

Det var vanskelig å sammenligne hvor høye tilførslene av organiske miljøgifter fra Sandviksvassdraget er i forhold til andre elver som renner ut i Oslofjorden fordi nyere måledata av god kvalitet hvor alternative prøvetakningsteknikker for organiske miljøgifter har blitt benyttet mangler, ikke bare for elvene rundt Oslofjorden, men for alle elver i Norge.

Målinger av organiske miljøgifter og metaller i sedimentene viste generelt lave nivåer, og i de fleste tilfeller tilsvarende klasse I og II i henhold til Klifs klassifiseringssystem. Prøvetakningsstasjonene ved Kloppa hadde forhøyede nivåer av PAH16 (Klasse III), mens ved Hamang var nivået av PCB 7 og oktylfenoler forhøyede, henholdsvis klasse III og IV.

Konsentrasjoner av metaller i elvene var generelt lave (Klasse I og II), med unntak Cu og Zn, hvor nivåene var i Klasse III og IV for flere stikkprøver. Kadmium, Hg, Pb og Ni ble klassifisert til god kjemisk tilstand i henhold til EQS-direktivet. Ved utplassering av passiveprøvetakere av typen DGT, viste det seg at det var en økning i konsentrasjoner av labile metaller nedstrøms i begge vassdragene.

Summary

Title: Mapping of riverine inputs of organic micropollutants and metals to Bærumsbassenget and the Oslofjord from storm water run-off and Sandviksvassdraget.

Year: 2011

Author: Sissel Brit Ranneklev, Ian John Allan, and Torulv Tjomsland

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5900-1

Riverine inputs of organic pollutants and heavy metals from the Sandviksvassdraget to the Bærum basin were estimated. In addition, river bed sediments in the watercourse were screened for organic pollutants and metals. The following substances were measured in various matrices:

- Alkyl phenols (octylphenol / nonylphenol)
- PCB7
- PAH16
- Chlorinated pesticides (pentachlorobenzene, α -hexaklorohexabenzen, hexaklorbenzen, γ -hexaklorohexabenzen (Lindane), octachlorostyrene, and DDT with degradation products DDE and DDD)
- Organotin compounds (tributyltin, monobutyl-, dibutyl- and fenyltin)
- Arsenic
- Lead
- Copper
- Mercury
- Nickel
- Zinc
- Cadmium
- Chromium

Riverine inputs of organic pollutants were estimated by use of passive samplers and a continuous flow centrifuge. By use of passive samplers and the continuous flow centrifuge, a time-integrated concentration is measured, and concentrations levels are more likely above detection limits compared to conventional water sampling techniques.

Passive samplers, which measure the dissolved fraction of organic pollutants in the water column, were deployed for about 4 weeks, and during three periods. The continuously flow centrifuge, functioning as a sediment trap, capturing organic contaminants associated to the particulate material, was installed for periods of 5-7 days during four periods. Riverine inputs of metals were calculated from water sampled during different periods by conventional sampling techniques. Riverine loads from the rivers were calculated by multiplying the concentrations with water flow. Annual discharges of organic pollutants from the rivers were estimated to be:

PCB7 <14 g; PAH16 < 5.9 kg; Organotin compounds, <134 g; Chlorinated pesticides < 49 g,

and metals

As <30 kg; Sn 9 kg; Pb <51 kg; Hg <0.29 kg; Cd <2.8 kg; Cu <249 kg; Cr <78 kg; Ni <109 kg; Zn 470 kg. < indicates that one or more of the measurements or compounds /congeners were below the detection limit.

The concentrations of metals and organic pollutants in the water column were lower in Sandvikselva than in Øverlandselva. Since water flow was considerably higher in Sandvikselva

than in Øverlandselva, the estimated fluxes of contaminants were highest from Sandvikselva. It is difficult to compare the levels of discharges of organic pollutants from Sandviksvassdraget to other rivers that flow into the Oslofjord since measurements of discharges of organic contaminants of good quality are missing, not only for rivers around the Oslo Fjord, but for all rivers in Norway.

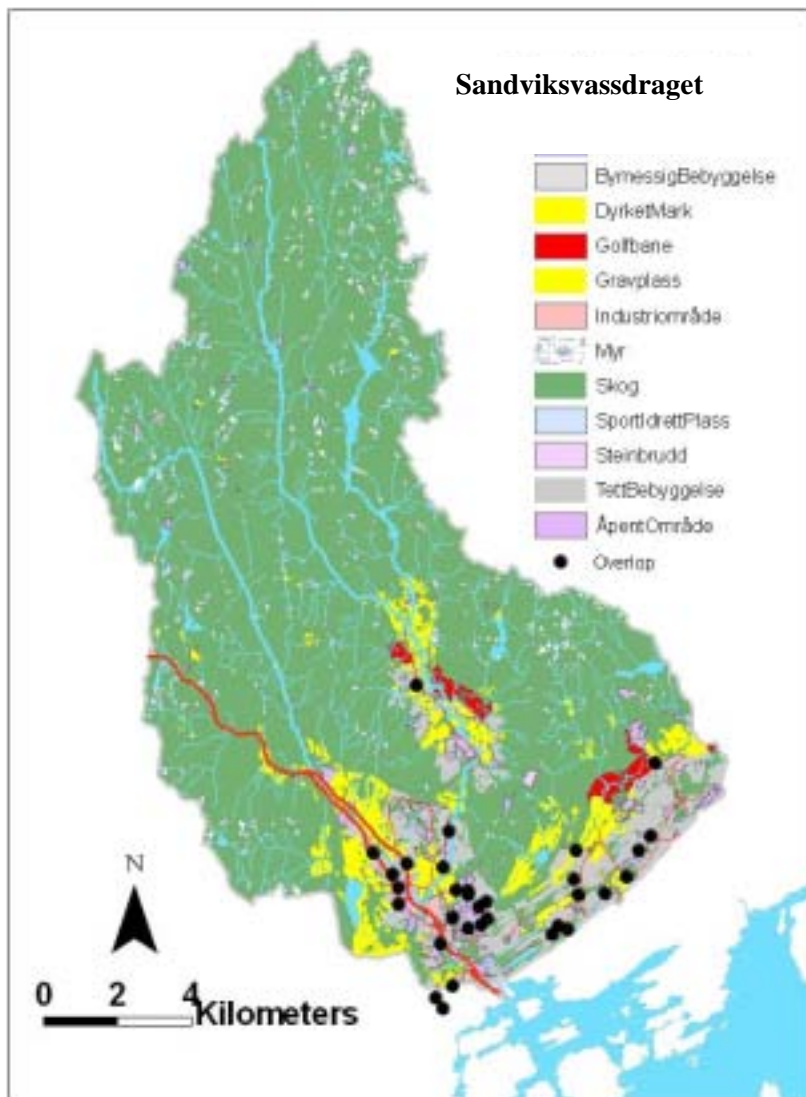
Estimated fluxes of contaminants were feed into the Teotil model, which is a tool for calculating exports of contaminants from various types of land use. Calculations showed that the export of metals and selected organic pollutants to Sandvikselva could mainly be attributed to forest/cultivated landscape and residential areas. Estimations from Øverlandselva showed that residential and urban areas were the main sources of metals and selected organic pollutants. Inputs of metals and organic pollutants via storm water into the rivers were a marginal source.

Concentrations of organic contaminant and metals in the sediments were generally low, and in most cases equivalent to Class I and II in Klif's classification system for environmental quality in fjords and costal waters. The sediment from Kloppa had elevated levels of PAH16, while PCB7 and octylphenol in sediment from Hamang was classified to Class III and IV, respectively.

The concentrations of metals in the rivers were generally low (Class I and II), except for Cu and Zn, where several samples were classified accordingly to Class III and IV. Results from the deployment of the passive samplers DGT showed that there was an increase in the concentrations of labile metals downstream in both rivers.

1. Innledning

Sandviksvassdraget har sitt utspring fra Vestmarka og Krokskogen, og drenerer til Indre Oslofjord/Bærumsbassenget, med utløp i Sandvika. Hovedelvene i vassdraget er Lomma, Isielva, Sandvikselva og Øverlandselva. Nedbørsfeltet til Sandviksvassdraget utgjør ca 200 km², og omfatter Bærum, Hole og Ringerike kommune. Kulturgeografisk er nedbørsfeltets nordlige del dominert av skog/skogbruk, jordbruksarealer i sørøst og urbane strøk i den sydligste delen (*Figur 1*).



Figur 1. Sandviksvassdraget med tilhørende hovedelver og overflatevann. Større veier er markert med røde linjer.

Vannkvaliteten i vassdraget er påvirket av at nedbørsfeltet ligger i Oslofeltet, hvor dag- og dypbergarter dominerer i de høyereliggende strøk, mens man i de lavereliggende områder finner

marine avsetningsberarter. Vassdraget er i liten grad regulert, og det er store variasjoner i vannføringen gjennom året (Grande & Lindstrøm, 1983).

Langs Sandviksvassdraget har det tidligere vært en del industri, men som i de siste 20 årene gradvis har blitt avvirket. I dag er noen mindre produksjonsbedrifter lokalisert langs elvebreddene. Noen steder langs vassdraget er det påvist avrenning fra avløp, og disse områdene har derfor et høyere innhold av bl.a. næringsalter (nitrogen og fosfor) og indikasjon på fekal forurensning. Flere fyllinger er lokalisert langs vassdraget, og sigevann fra disse vil kunne påvirke vannkvaliteten. I Øverlandselvas nedbørsfelt har det tidligere vært betydelig landbruksvirksomhet, bl.a. på Grini og Øverland. I tillegg vil man forvente påvirkning fra biltrafikk, da flere trafikkerte veier går langssetter vassdraget.

Bærum kommune overvåker vassdraget, og har to målestasjoner ved Bjørnegårdsvingen (Sandvikselva) og Blomsterkroken (Øverlandselva), hvor det tas ut ukentlige blandprøver. I tillegg utføres en rekke sporadiske målinger i de andre elvene. I **Tabell 1** vises gjennomsnittverdi for noen parametre fra Sandvikselva og Øverlandselva for 2010.

Tabell 1. Årsgjennomsnitt for 2010 av noen parametre som overvåkes ved vassdragstasjonene Bjørnegård i Sandvikselva og Blomsterkroken i Øverlandselva. Data er gitt fra Bærum kommune ved Brit Aase.

Parameter	Sandvikselva	Øverlandselva
NH ₄ -N (µg/L)	14.5	81.0
PO ₄ -P (µg/L)	5.04	23.9
Tot-N (mg/L)	0.78	1.23
Suspendert stoff (mg/L)	5.16	9.43
TOC ¹ (mg/L)	6.36	6.61
TKB ² (CFU/100 ml)	375	2363
Vannføring (m ³ /sek.)	3.2	0.3

¹ TOC, totalt organisk karbon; ²TKB, termotolerante koliforme bakterier

Sandviksvassdraget er det mest produktive lakse- og sjøørretvassdraget i Oslo og Akershus, og i 2010 ble det registrert fangst av 388 kg laks og 268 kg sjøørret (Morten Merkesdal Bærum kommune, pers. med.). Kommunen kultiverer vassdraget og setter årlig ut yngel fra Hamang klekkeri. Siden årtusenskiftet har rekrutteringen og fangst av laks og sjøørret vært lavere enn den var på 90-tallet, men de siste fem årene har man sett en økning i fangst av laks og sjøørret. Det er gjort flere undersøkelser av vassdraget som har vært rettet mot å forklare den reduserte bestanden av fisk. Av rapporter som foreligger har man undersøkt biotopforbedrende tiltak i elvene (Bækken et al., 2008), forekomst av bunndyr og tetthet av årsklasser av fisk (Bremnes, Saltveit, & Brabrand, 2007; Bremnes, Saltveit, Pavels, & Brabrand, 2009), forurensningskartlegging av vann, sedimenter og fisk (Borch, Haarstad, Borgstrøm, Bækken, & Dokk, 2004) og generelle vannkvalitetsmålinger og forekomst av påvekstalter (Lyngstad & Weideborg, 2003). Resultater fra disse undersøkelsene viser generelt at nedre del av vassdraget er noe belastet, og at den helhetlige situasjonen i Sandvikselva er noe bedre enn i Øverlandselva. I disse undersøkelsene og annen overvåkning utført av kommunen er det gjort begrensede undersøkelser av især organiske miljøgifter, mens noe mer måldata over tungmetaller finnes. Av metaller har det tidligere blitt vist at nivået av spesielt kobber i vassdraget kan være forhøyede, og være i nivåer som kan være akutt giftige for akvatiske organismer (Lyngstad & Weideborg, 2003).

I dette oppdraget har det blitt gjort en kartlegging av organiske miljøgifter og tungmetaller ved vassdragstasjonene, for å få et mål på tilførsler fra elvene til Indre Oslofjord, samt å kvantifisere bidraget av miljøgifter fra overvann ved hjelp av enkle modeller.

Under ulike årstider har det vært plassert ut passive prøvetakere og en kontinuerlig vannstrømssentrifuge i vassdraget, hovedsakelig ved vassdragstasjonene. Høsten 2010, under en

periode med mye nedbør, ble det plassert ut to sedimentfeller ved utløpet av Sandvikselva. I tillegg er det tatt ut konvensjonelle vannprøver for metallanalyser ved ulike tidspunkter i vassdraget. Sedimentprøver har blitt tatt ut langs vassdraget ved antatt belastede områder, for å indikere mulige kilder.

Funn av miljøgifter har deretter blitt vurdert med hensyn til mulige effekter på akvatiske organismer, ved bruk av Klifs klassifiseringsveiledere og grenseverdier gitt i EQS-direktivet (2008/105/EC).

2. Materiale og metode

2.1 Stasjonsnett

Stasjonsnett som viser de ulike aktivitetene i vassdraget er vist i **Figur 2** og **Tabell 2**. Ytterligere informasjon om prøvestasjonene, tidspunkt for ulike aktiviteter og rådata for analysene er gitt i Vedlegg 1.



Figur 2. Kart over stasjonsnett. Posisjoner for prøvetaking er gitt med røde punkter.

Stasjonsvalg ble i hovedsak gjort av Bærum kommune med bakgrunn fra tidligere funn i elevene, samt at det var praktisk at utstyr som ble benyttet kunne plasseres innendørs, og data fra vassdragsstasjonene kunne benyttes. Valg av stasjoner har også vært noe annerledes enn angitt i anbudet, da det var nødvendig å unngå innslag av sjøvann for ikke å måle på sjøvann fra Oslofjorden.

Tabell 2. Stasjonskode (St. ID), stasjonsnavn, beskrivelse av beliggenhet, aktivitet og UTM-kordinater for stasjonsnett i Sandviksvassdraget. For stasjonskode betegner forkortelsen San, Sandvikselva; Isi, Isielva; Lom, Lomma og Øve, Øverlandselva.

St. ID	Stasjonsnavn	Lokalisering	Aktivitet	UTM 33 N	UTM 33 Ø
San-Utl	Utløp av Sandvikselva	Utløp	Sedimentfelle	249676	6647613
San-Ham	Hamang	Ved vestre meander	Sediment	249137	6648197
San-Bjø	Bjørnegård	Vassdragstasjon	VA ^a , PP ^b , Sen ^c	248758	6648075
Lom-Wøy	Wøyendam	Vestre side av dam	Sediment	247783	6650075
Isi-Køl	Køla	Vestre side av bru	Sediment	247207	6650146
Isi-Nyb	Nybrua	Ved Laksetrapp	Sediment	246269	6651261
Isi-Sku-II	Ns. Skui skole	Nedstrøms liten bru	PP ^b	245750	6652090
Isi-Sku I	Os. Skui skole	Oppstrøms liten bru	VA ^a , PP ^b	245670	6652151
Isi-Kja I	Kjaglia	Nedstrøms demning	VA ^a , PP ^b	244630	6653397
Isi-Kja II	Kjaglia dam	Oppstrøms demning	Sediment	244559	6653557
Øve-Klo	Kloppa	Oppstrøms liten bru	Sediment	251533	6649153
Øve-Blo	Blomsterkroken	Vassdragstasjon	VA ^a , PP ^b , Sen ^c	251761	6649388
Øve-Åst	Åsterudveien	Nedstrøms liten bru	Sediment, PP ^b	251738	6651240
Øve-Øve	Øverlandgård	Bru over gårdsvei	VA ^a , Sediment, PP ^b	252276	6652146

a: VA, konvensjonell vannkjemi "fyll opp flaske"; b: PP, utplassert passiv prøvetaker, c: Sen, kontinuerlig vannstrømssentrifuge.

2.2 Miljøgiftene i prosjektet

Valg av miljøgifter ble foretatt av Bærum kommune. Under er det gitt en kort vurdering av de ulike miljøgiftene som inngår i denne rapporten. Informasjon er her hentet fra www.miljostatus.no, (Lydersen, Lofgren, & Arnesen, 2002) og (Økland, Wilhelmsen, & Solevåg, 2005).

2.2.1 Metaller

Giftigheten til metaller avhenger generelt sterkt av hvilken tilstandsform (spesier) de foreligger, dette vil igjen være avhengig av forhold som TOC, konsentrasjoner av andre metaller, ionestyrke, pH og for eksempel redokspotensialet i vannsøylen. Generelt anses den labile frie fraksjonen å være mest toksisk.

Arsen (As)

Arsen er et naturlig forekommende grunnstoff i mineraler og bergarter. I Norge har nivået av As i miljøet avtatt kraftig siden 1970-tallet. I dag er det området rundt Sør-Varanger som har forhøyede verdier av As, noe som skyldes tilførsler fra Kola i Russland. Forhøyede nivåer av As kan også finnes sporadisk, og dette kobles oftest opp mot bruk og produksjon av trevirke som settes inn med As. Bruk av As i trykkimpregnert trevirke er i dag forbudt, og skal behandles som spesialavfall. Arsen vil imidlertid fortsette å lekke ut fra CCA-impregnert trevirke som er i bruk i flere år framover.

Arsenforbindelser kan være giftige for mange organismer i små konsentrasjoner, og stoffet er kreftfremkallende og bioakkumulerende. Arsen foreligger i vann både som organiske og uorganiske forbindelser, men det er de uorganiske forbindelsene som antas å være mest toksiske. Generelt er nivået av arsen lavt i norske overflatevann.

Bly (Pb)

Bly er et naturlig forekommende grunnstoff som finnes i en rekke mineraler og bergarter. Utslippene av bly i Norge har gått sterkt ned siden 1980-tallet, og skyldes i stor grad at bly ble faset ut som tilsetningsstoff i bensin. I dag er de største utslippene av bly relatert til demoleringsanlegg (skytebaner), samt bruk av bly til fiskeredskaper. Utslipp og bruk av blyholdige produkter er regulert på et nasjonalt og internasjonalt nivå.

Bly kan opptre i rekke ulike former i overflatevann, og giftigheten og biotilgjengeligheten er sterkt avhengig av pH, innhold av organiske materiale og ionestyrke. I vann foreligger bly både som organiske og uorganiske forbindelser, og de organiske forbindelsene kan her være mer giftige enn de uorganiske. Bly akkumuleres i akvatiske organismer og vil kunne være akutt giftig, samt at det vil kunne påvirke reproduksjonsevnen. Nivåene av bly i norske overflatevann anses som høye. EQS-verdier for Pb foreligger i EQS-direktivet (2008/105/EC).

Kobber (Cu)

Kobber er et grunnstoff som finnes i mineraler og bergarter. I dag benyttes kobber som termiske- og elektriskeledere, vannledninger, i bygningsmateriale og i en rekke legeringer. Tidligere har kobber vært benyttet som antibegroingsmiddel i maling, merder og i landbruket. I Norge er avrenning av Cu fra nedlagte gruver et alvorlig miljøproblem.

Kobber er et av de metallene som anses som mest giftige for vannlevende organismer, og særlig Cu(II), enten som fritt eller i hydrosydkomplekser. Kobber bindes godt til TOC og humus, og giftigheten vil da være avhengig av vannets hardhet, pH og innhold av organiske materiale.

Kvikksølv (Hg)

Kvikksølv er et grunnstoff som finnes i en rekke mineraler og bergarter. Kvikksølv har vært benyttet i en rekke produkter, slik som i elektriske apparater, som biocid, i amalganfyllinger og i måleutstyr. Utslipp av kvikksølv i dag kommer hovedsakelig fra forbrenning av fossilt brennstoff. Tidligere har det vært store utslipp av Hg fra papir/treforedling- og smelteverksindustri. Utslipp og bruk av Hg har avtatt de siste årene, som skyldes reguleringer i bruk og krav til rensing av utslipp fra industrien. Funn av Hg i det norske miljøet kan i stor grad relaterts til langtransportert luftforurensing, men det finnes også lokale punktkilder. Det har blant annet vært store lokale utslipp rundt smelteverkene. Forhøyede Hg-konsentrasjoner har også blitt målt i de største elvene i Norge. På tross av reduserte utslipp har man i de siste årene sett en økning av Hg i fisk i Norge.

På grunn av Hg sine spesielle kjemiske og fysiske egenskaper, bl.a. at det kan foreligge i gassform, er Hg et metall som kan langtransporteres. I naturen foreligger Hg som Hg (0), Hg (I), Hg (II) og i organisk form (hovedsakelig som metyl-Hg). I vann er Hg sterkt bundet til organiske materiale, og spesielt humusrikt materiale. Kvikksølv anses som svært toksisk for akvatiske organismer, og oppkonsentreres i mindre grad i næringskjeden. Først etter at Hg har blitt er blitt metylert til MeHg⁺, en prosess forårsaket av bakteriell aktivitet vil det oppkonsentreres i næringskjeden og giftigheten vil økes betydelig. I Norge er det innført kostholdsråd i for fisk forårsaket av høye Hg-nivåer. EQS-verdier for Hg foreligger i EQS-direktivet (2008/105/EC).

Nikkel (Ni)

Nikkel er et grunnstoff som finnes naturlig i en rekke mineraler og bergarter. Generelt er nivået av Ni lavt i det norske miljøet, og de høyeste nivåer forekommer i områder hvor man har

bergverk og metallutvinning. I Norge har de høyeste nivåene blitt funnet i området rundt Falconbridge i Kristiansand, samt i Nordvest Finnmark, som skyldes langtransporterte luftforurensinger fra Nikel i Russland. Nikkel benyttes i en rekke produkter, slik som i legeringer, stålprodukter, batterier og pigmenter.

I vann opptrer Ni ofte i komplekser med løst organiske materiale i vannfasen, og som Ni (II). Ni er lavt til moderat bioakkumulerbart, og anses som moderat giftig for akvatiske organismer. For mennesker kan Ni være kreftfremkallende og gi allergier. EQS-verdier for Cu foreligger i EQS-direktivet (2008/105/EC).

Sink (Zn)

Sink er et grunnstoff som finnes naturlig i en rekke mineraler og bergarter. I dag benyttes sink i en rekke produkter, bl.a. til galvanisering, i legeringer, trykkplater og til maling. Hovedkildene til Zn i miljøet er forårsaket av menneskelig aktivitet, og forhøyede nivåer finnes i områder med bergverk, metallindustri, i avløp, i områder hvor Zn-legeringer og galvaniserte overflater korroderer, ved forbrenning av fossilt brennstoff og avfall, veiavrenning og avrenning fra dyrket mark.

Mobiliteten til Zn i akvatiske miljøer er avhengig av sammensetningen av organisk materiale, konsentrasjonen av Fe og Mn, pH og saltinnhold. Ved pH 6 er labile hydroksyd- og karbonatkomplekser de dominerende spesiene i overflatevann. Ferskvannsfisk anses å være mer følsomme for Zn enn marine arter, og de kan akkumulere Zn, men biomagnifisering er ikke kjent. Forhøyede konsentrasjoner av Zn vil påvirke vekst, reproduksjon og overlevelse.

Kadmium (Cd)

Kadmiumholdige mineraler er sjeldne, og naturlige konsentrasjoner i miljøet er oftest lave. Industrien har vært den største utslippskilden i Norge, og metall- og gruveindustrien har stått for det største bidraget, men tilførsler fra langtransportert Cd er større enn utslipp fra norske kilder. I fjorder nær industriområder finnes forhøyede nivåer av Cd, for eksempel i Sørfjorden og Årdalsfjorden. Kadmium benyttes i plast, maling og emballasje, og fram til 2006 var det lov å benytte Cd i EE-produkter, mens bærbare Cd-batterier ble forbudt i 2009.

I det akvatiske miljøet foreligger Cd som et divalent ion, og i innsjøer med lav alkalinitet er labilt fritt Cd^{2+} det dominerende ionet fra pH 4.5-7. Giftigheten vil da være sterkt avhengig av vannets hardhet, og i EQS-direktivet (2008/105/EC) er grenseverdiene bestemt av vannets hardhet (5 klasser for Cd). De fleste kadmiumforbindelser er akutt giftige for vannlevende organismer, særlig i ferskvann, og akutt giftige for pattedyr. Kadmium kan gi kroniske giftvirkninger hos mange organismer, selv i meget små konsentrasjoner. Halveringstiden i pattedyr er lav, og Cd er bioakkumulerende i fisk og pattedyr.

Krom (Cr)

Krom er et naturlig forekommende metall som finnes i stein, jord, støv og gasser fra vulkansk aktivitet. Tidligere ble krom brukt til impregnering av trevirke, men fra 2002 ble det innført et forbud mot å produsere og omsette CCA-impregnert trevirke. Den største kilden til Cr i det norske miljøet i dag er utlekking fra CCA-impregnert trevirke. Krom benyttes som fargestoff i maling og lakk, og forekommer som forurensning i blåsesand. Generelt er nivået av Cr lavt i det norske miljøet, men forhøyede nivåer finnes i flere fjorder i Kristiansandsfjorden, Grisefjorden og Osterfjorden.

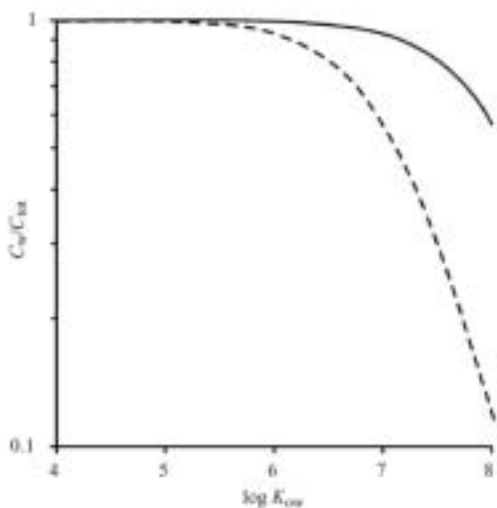
I det akvatiske miljøet foreligger Cr hovedsakelig som treverdige- og seksverdige ioner. Den seksverdige formen er mer toksisk enn den treverdige. Dersom vann inneholder humus, organisk

materiale vil den seksverdige formen rask reduseres til treverdige. Seksverdige kromforbindelser er klassifisert som meget giftige for vannlevende organismer, mens treverdige kromforbindelser er generelt mindre giftige. Krom kan bioakkumulere i organismer.

2.2.2 Organiske miljøgifter

De organiske miljøgiftene i denne undersøkelsen er i hovedsak "gamle miljøgifter", som i dag er forbudte å anvende og hvor funn i dag skyldes i hovedsak tidligere bruk.

Forbindelsene som inngår her har K_{ow} ¹-verdier fra ca 3-8, og de vil derfor ha forskjellig løselighet i vann og ulik binding til organisk materiale i vannsøylen. Generelt vil de mest hydrofobe forbindelsene bindes sterkere til det organiske materiale og konsentrasjonen av oppløst organisk materiale i vannsøylen er derfor viktig for stoffenes skjebne i miljøet. K_{ow} -verdien til den aktuelle forbindelsen. **Figur 3** viser hvordan K_{ow} -verdier til forbindelser og konsentrasjonene av oppløst organisk karbon (DOC) i vannsøylen påvirker fordelingen av forbindelsen mellom den frie (C_w) og totale konsentrasjonen (C_t).



Figur 3. Reduksjon i konsentrasjonen av frie forbindelser (C_w) i vannsøylen i forhold til totale konsentrasjon (C_{tot}) som følge av sorpsjon til DOC ved konsentrasjoner på 0.1 (heltrukket linje) og 1 mgL⁻¹ (stiplet linje) (Huckins, Petty, & Booij, 2006).

I **Figur 3** fremgår det at ved en økning av DOC-konsentrasjonen i vannsøylen fra 0.1 til 1 mgL⁻¹ vil andelen av den frie fraksjonen til en forbindelse avta, dvs. mer av forbindelsen vil bli bundet til DOC. Figuren viser også at andelen av frie fraksjoner til forbindelser vil avta ved økende K_{ow} -verdi, det vil si at forbindelser med økende K_{ow} -verdi vil binde seg bedre til DOC. Det er verdt å merke seg at det er først og fremst forbindelser med en K_{ow} -verdi fra 5 og oppover at man ser en økning i sorpsjonen til DOC og derved en reduksjon i andelen av den frie fraksjonen.

¹ Fordelingen av en kjemisk forbindelse i en blanding av vann og oktanol, angir fordelingskoeffisienten, den såkalte oktanol:vann-fordelingskoeffisienten, forkortet K_{ow} . Parameteren K_{ow} indikerer fettløseligheten (lipofilisiteten/hydrofobisiteten) til et stoff, og fettløseligheten øker med økende K_{ow} -verdi. Denne egenskapen er videre bestemmende for partikkelaffiniteten, biotilgjengeligheten og bioakkumuleringsspotensialet til den kjemiske forbindelsen. Desto høyere K_{ow} , desto høyere bioakkumuleringsevne og binding til partikulært materiale i vannsøyla

For PAH-forbindelser slik som for eksempel naftalen, acenaftylen, fenantren og antracen som har Kow-verdier under 5 vil man forvente å finne hovedsakelig i den frie fraksjonen.

Alkylfenoler

Alkylfenoler er molekyler som består av en bensenring med en karbonkjede. Alkylfenolene nonylfenol og oktylfenol er meget giftige for vannlevende organismer. I tillegg er stoffene tungt nedbrytbare (men ikke like tungt nedbrytbare som klorerte, bromerte og fluorerte stoffer) og de har vist seg å ha hormonforstyrrende effekter.

Alkylfenolene nonylfenol og oktylfenol overflateaktive stoffer og benyttes derfor i en rekke produkter, blant annet vaske- og rengjøringsmidler, bipleiemidler og maling. Plastprodukter og tekstiler kan også inneholde stoffene. Nonylfenol, oktylfenol og deres etoksilater, er forbudt i en rekke produkter. Bruk i maling og lakkprodukter, smøreoljer og faste bearbejdede produkter omfattes ikke av forbudet. I denne kartleggingen inngår nonylfenol og oktylfenol.

Polyklorertebifenyl (PCB)

PCB er svært tungt nedbrytbart og har høy fettløselighet. Disse egenskapene gjør at PCB lagres i fettrike deler i organismer og oppkonsentreres i næringskjeden. PCB kan svekke immunforsvar, gi skade på nervesystemet, leverkreft, redusere forplantningsevnen og skade fosteret. PCB er akutt giftig for marine organismer. Selv i små konsentrasjoner har PCB kroniske giftvirkninger både for landlevende og vannlevende organismer.

Den største bruken av PCB var på 1960-70 tallet. PCB-holdige oljer ble brukt i isolasjons- og varmeoverføringsoljer i elektrisk utstyr, som store kondensatorer og transformatorer. Det var også relativt vanlig å bruke kondensatorer med PCB i lysarmatur. Videre har PCB vært brukt i bygningsmaterialer som mørteltilsetning, isolerglasslim, fugemasse og maling. PCB-kongenere som inngår i denne kartleggingen, er PCB₇ (IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), også kalt "Seven Dutch", de forkortes ofte som CB28, CB52, CB101, CB118, CB138, CB153 og CB180.

Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH-forbindelser kalles ofte tjærestoffer og forekommer naturlig i olje, samt at de er viktige bestanddeler i tjære, asfalt og kreosot. Under ufullstendig forbrenning av organisk materiale, som fossilt brensel og tre vil PAH-forbindelser dannes som et biprodukt. De største utslippene av PAH-forbindelser i Norge finner vi i områder hvor man har smelteverk, hvor antrasitt og koks benyttes under produksjonen.

PAH-forbindelsene er sykliske og består av fem eller seks karbonatomer i ringen, og hver forbindelse er satt sammen av tre eller flere ringer. De kjemiske egenskapene til de ulike PAH-forbindelsene varierer slik som for eksempel vannløselighet, bioakkumuleringsevne og K_{ow}. Mange av stoffene er giftige for akvatiske organismer (akutte og reproduksjonsskadelige), generelt brytes de sakte ned i naturen og de fleste er bioakkumulerbare. For mennesker kan forbindelsene være kreftfremkallende, arvestoff- og reproduksjonsskadelige.

En oversikt over hvilke PAH-forbindelser som oftest rapporteres inn er gitt i **Tabell 3**. I EQS-direktivet (2008/105/EC) er fire PAH-forbindelser inkludert, med tilhørende EQS-verdier i vannsøylen (verdier i biota og sedimenter foreligger ikke). Sediment er anbefalt matrise for prøvetakning, da forbindelsene vil karakteriseres som hydrofobe og assosieres med organisk materiale i vannsøylen slik at de bunnfelles. PAH-forbindelser kan også måles i biota, men det vil være avhengig av organisme hvorvidt man skal måle på utgangsstoffene eller metabolitter fra utgangsstoffene.

Tinnorganiske forbindelser

Tinn er et grunnstoff som finnes naturlig i mineraler og bergarter, men anses som et sjeldent forekommende grunnstoff i naturen. Tributyltinn (TBT)- og trifenyлтinnforbindelser (TFT) er kunstig framstilte tinnorganiske forbindelser. Under nedbrytningen av TBT, dannes nedbrytningsproduktene dibutyltinn (DBT) og videre monobutyltinn (MBT). Når TFT brytes ned dannes difenyлтin (DFT) og monofenyлтinn (MFT).

Funn av tinn i det akvatiske miljøet skyldes i hovedsak bruk av organisk tinn i form av TBT som bunnstoff, antibegroingsmiddel og til impregnering av tømmer, og TFT som plantevernmiddel. Noen tinnorganiske forbindelser har blitt benyttet i maling, i desinfeksjonsmiddel og vaskemiddel (Fjellidal, 1994). Funn av TBT i Norge har i hovedsak vært forbeholdt det marine miljøet ved skipsverft, marinaer og trafikkerte havner og skipsleier. Man har noen få funn av tinnorganiske forbindelser i ferskvann i Norge, og disse er i hovedsak knyttet til marinaer i større innsjøer. Tinn har også vært benyttet i bl.a. plastindustrien, glass

Organiske tinnforbindelser anses som veldig toksiske for akvatiske organismer, og de kan forårsake imposex hos snegler. Tinnorganiske forbindelser er ikke tillatt brukt som treimpregneringsmiddel eller til annen biocidanvendelse i Norge.

Diverse klororganiske forbindelser

I denne kartleggingen inngår en rekke klororganiske forbindelser, og som ofte går inn under kategorien klorerte pesticider, selv om mange av dem slippes ut fra ulike industrielle prosesser. I denne kartleggingen inngår følgende forbindelser γ -heksaklorsyκλοheksan (Lindan/ HCHG), α -heksaklorsyκλοheksan (HCHA), octaklorstyren (OCS), pentaklorbenzen (QCB), pp'DDD og pp'DDE (nedbrytningsprodukter fra DDT). Felles for disse stoffene er at de er giftige for akvatiske organismer, de bioakkumuleres og er tungt nedbrytbare (persistente) i miljøet.

En oversikt over miljøgifter og tilhørende forkortelser som er behandlet i denne rapporten er gitt i **Tabell 3**.

Tabell 3. Oversikt over de ulike miljøgiftene og forkortelser som er benyttet i teksten.

Miljøgift	Forkortelse	Informasjon
Arsen	As	Metall
Bly	Pb	Metall
Kopper	Cu	Metall
Kvikksølv	Hg	Metall
Nikkel	Ni	Metall
Sink	Zn	Metall
Kadmium	Cd	Metall
Krom	Cr	Metall
Oktylfenol	Oktylfenol	Alkylfenol
Nonylfenol	Nonylfenol	Alkylfenol
Polyklorertebifenyl	PCB	Kongenerne 28, 52, 101, 118, 138, 153, måles her også kalt "Seven Dutch"
Polyaromatiske hydrokarboner	PAH	Såkalte tjærestoffer. Σ PAH (total sum av alle PAH som analyseres), PAH16 (utvalgte PAH-forbindelser som måles og rapporteres i miljøprøver) og KPAH, som er potensielle kreftfremkallende PAH-forbindelser.
Naftalen	NAP	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Acenaftalen	ACNLE	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Acenaften	ACNE	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Fluoren	FLE	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Fenantren	PA	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Antracen	ANT	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Fluoranten	FLU	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Pyren	PYR	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Benzo(a)antracen	BAA	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16 og KPAH.
Chrysen	CHR	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Benzo(b+j)fluoranten	BBJF	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16 og KPAH.
Benzo(k)fluoranten	BKF	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16 og KPAH.
Benzo(a)pyren	BAP	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16 og KPAH.
Dibenz(a,c+a,h)antracen	DBA3A	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16 og KPAH.
Perylen	PER	PAH-forbindelse.
Dibenzotiofen	DBTHI	PAH-forbindelse.
Benzo(g,h,i)perylene	BEP	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Indeno(1,2,3-cd)pyren	ICDP	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16 og KPAH.
Benzo(e)pyren	BEP	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Benzo(ghi)perylene	BGHIP	PAH-forbindelse, inngår i PAH 16.
Pentaklorbensen	QCB	Klorert pesticid.
α -Heksaklorosykloheksan	HCHA	Klorert pesticid.
Heksaklorbensen	HCB	Klorert pesticid.
γ -Heksaklorosykloheksan	HCHG	Klorert pesticid.
Oktaklorstyren	OCS	Klorert pesticid.
pp'DDD	DDD	Klorert pesticid. Nedbrytningsprodukt fra DDT.
pp'DDE	DDE	Klorert pesticid. Nedbrytningsprodukt fra DDT.
Monobutyltinn	MBT	Organisk tinnforbindelse, nedbrytningsprodukt fra TBT
Dibutyltinn	DBT	Organisk tinnforbindelse, nedbrytningsprodukt fra TBT
Tributyltinn	TBT	Organisk tinnforbindelse
Monofenyltinn	MFT	Organisk tinnforbindelse, nedbrytningsprodukt fra TFT
Difenyltinn	DFT	Organisk tinnforbindelse, nedbrytningsprodukt fra TFT
Trifenyltinn	TFT	Organisk tinnforbindelse

2.3 Kjemiske analysemetoder og deteksjonsgrenser

Analyser av organiske miljøgifter og metaller ble utført ved NIVAs analyselaboratorium, med unntak av siste analyse av alkyfenoler og tinnorganiske forbindelser som ble utført hos ALS (www.alsglobal.com), og et sediment som ble sendt til Bioforsk (www.bioforsk.no) for GC-MS multimetode for screening av plantevernmidler

Ekstraksjon og analyse av metaller og organiske miljøgifter i passive prøvetakere ble utført av NIVAs laboratorium.

For de organiske miljøgiftene ble prøveopparbeidelse og analyse av sedimenter og passive prøvetakere gjennomført etter internstandardmetoden. Med dette menes at en kjent konsentrasjon av en relevant internstandard blir tilsatt ved prøveopparbeidelse og seinere kvantifisert. Dette gir mulighet til å kontrollere utbytte under hele analyseforløpet, og eventuelt korrigere for mulige tap.

For metallanalyser i vann konserveres prøvene med HNO₃, mens sedimenter oppsluttes med HNO₃ før analysen på ICP-MS, og med denne metoden vil mesteparten av metaller løses ut. Analysene av TOC ble gjort ved forbrenning under overskudd av oksygen, hvorpå utviklet CO₂ måles.

De interne metodene som er benyttet av de ulike laboratoriene er angitt i **Tabell 4**.

Tabell 4. Interne metoder og tilhørende deteksjonsgrenser som ble benyttet hos de ulike laboratoriene for bestemmelse av organiske miljøgifter og metaller i de ulike matriksene.

Analyse	Metode	Deteksjonsgrense	Akkreditert	Lab.
PCB/ klorerte pesticider i sedimenter	H 3-2	0.5 µg/g TS ¹	Ja	NIVA
PAH i sedimenter	H 2-3	1 µg/g TS	Ja	NIVA
Metaller i sedimenter	H 3-3	0.2-2 µg/g TS	Ja, - Sn	NIVA
Hg i sedimenter	E 4-3	0.005 µg/g TS	Nei	NIVA
Metaller i vann	E 8-3	0.1-0.005 µg/l	Ja	NIVA
Hg i vann	E 4-3	1 ng/l	Nei	NIVA
Metaller i DGT	E 8-3	1-10 ng/prøvetaker	Nei	NIVA
PCB/ klorerte pesticider i SPMD	H 3-2	1-2 ng/prøvetaker	Nei	NIVA
PAH i SPMD	H 2-3	5 ng/prøvetaker	Nei	NIVA
TOC i sedimenter	G-6	1µg/mg karbon	Ja	NIVA
Tinnorganiske forbindelser i sediment	DIN 23161	1µg/kg TS	Ja	ALS
Alkyfenoler i sediment	GC/MSD-1	0.1 mg/kg TS	Ja	ALS
GC-MS multimetode for plantevernmidler i sedimenter (34 stoffer)	M11	0.01-0.05 mg/kg TS	Nei	Bioforsk

¹ Tørrstoff (TS)

De metodiske deteksjonsgrensene for de ulike miljøgiftene (analyttene) anses som veiledede og er forventede deteksjonsgrenser basert på empiriske erfaringer under metodeutviklingen. Under en kjemisk analyse vil deteksjonsgrensen variere noe, og avhenge av for eksempel prøvemengde, matrikseffekter og instrumentets følsomhet. Dette medfører at deteksjonsgrensen endres noe for hver enkelt prøve, selv om analysen utføres under tilnærmede samme betingelser. Resultater videre i rapporten som er under deteksjonsgrensen, er merket av med en <, som indikerer at målt konsentrasjon er lavere enn deteksjonsgrensen.

2.4 Uttak av sedimenter

Uttak av sedimenter ble utført med en liten Van Veen bunngrabb, og i hovedsak som beskrevet i NS-ISO 5667-12:1995. Grabb ble vasket med aceton før bruk og første sedimentuttak ble brukt til vasking av grabb. Fra hvert prøvetakningspunkt ble det tatt ut 3-8 uttak, som ble blandet sammen og overført til glødede syltetøyglass med Al-folie. Prøvetakning ble gjort ved vading. Prøvene ble oppbevart i kjølebagg med fryselementer og fryst ned fram til analyse.

Miljøgiftene er i hovedsak bundet til organisk materiale i sedimentet. Det ble derfor i størst mulig grad forsøkt å ta ut sedimenter med et høyt innhold av organiske materiale. For å kunne korrigere for innhold av miljøgifter i forhold til organisk materiale, ble totalt organiske karbon (TOC) bestemt i sedimentene. Det var generelt lettere å finne egnede sedimentsubstrat i Øverlandselva, enn i Isielva og Sandvikselva, som oftest var dominert av sand og steinsubstrat.

2.5 Uttak av vannprøver

Vannprøver til analyse av metaller ble tatt som beskrevet i ISO 5667-7:2005 for elver.

For analyser av kvikksølv i vann ble det benyttet spesialvaskede glassflasker som er tilsatt NaCl for å forhindre at kvikksølv fester seg til overflaten av flasken. For de resterende metallene ble det benyttet Nalgene flasker tilsatt 1 % HNO₃, som tømmes og skylles tre ganger med prøvevannet, før man tar endelig prøve. Alle prøvene ble oppbevart kaldt fram til innlevering ved NIVAs laboratorium.

2.6 Passive prøvetakere

I prosjektet ble det benyttet to ulike passive prøvetakere; Diffusion Gradient in Thin film device (DGT) og Semi Permeable Membrane Device (SPMD). DGT benyttes til metaller og SPMD til organiske miljøgifter. Ved bruk av passive prøvetakere vil man måle konsentrasjonen av den frie, ikke bundne fraksjonen i vannsøylen. Prøvetakeren er utplassert et visst tidsrom (typisk fire uker) og vil gi tidsintegreerte verdier av konsentrasjonene i vannet. Prøvetakere ble plassert ut for å representere vår, sommer og høst. Prøvetakere ble ikke plassert ut i vintersesongen, da det ble antatt fra tidligere utplasseringer om vinteren at lite vannføring i elvene ville fryse prøvetakerne inne. Under utplassering og innhenting av DGTer ble det tatt ut vannprøve til metallanalyse.

For SPMD (**Bilde 1**) ble det benyttet felt-blindprøver som ble analysert etter innhenting. Disse blindprøvene ble åpnet under utplassering og innhenting, for å korrigere for eventuell luftkontaminering i felt. I tillegg er det nødvendig å kjenne konsentrasjonen av de deuteriummerkede referanseforbindelser i blindprøven, for å kunne beregne opptakraten og derved konsentrasjonen av miljøgiften i vannsøylen under utplasseringen. En blindprøve ble benyttet ved hver utplassering, og antall døgn prøvetakerne var utplassert ble notert. For hver utplassering ble det satt ut 2-4 prøvetakere, avhengig av antall forbindelser som skulle bestemmes. Følgende forbindelser ble analysert i SPMDene: PAH, PCB, TBT/TFT og klorerte pesticider (γ -heksaklorsykloheksan, α -heksaklorsykloheksan, heksaklorbenzen, oktaklorstyren, pentaklorbenzen, pp'-DDD, pp'-DDE). SPMDer ble kun plassert ut ved vassdragstasjonene. Behandling, analyse og beregningene av de tidsintegreerte konsentrasjonene av de ulike organiske miljøgiftene er utført som vist i RiverPOP-rapportene (I. Allan et al., 2009; I. J. Allan, Garmo, Harman, Kringstad, & Bratsberg, 2010; I.J. Allan & Ranneklev, 2011).

Under utplassering av DGTer (**Bilde 1**) ble det satt ut to prøvetakere ved hver utplassering. For DGTer er det ikke generelt ikke nødvendig å benytte seg av blindprøver, da kontaminering av

metaller under utplasseringen anses som ubetydelig i forhold til konsentrasjoner som måles i prøvetakeren etter utplasseringen. I tillegg er det ikke nødvendig med blindprøve for å bergene konsentrasjonen i vannsøylen, da konsentrasjonen beregnes ut fra antall døgn prøvetakeren har vært utplassert og temperaturen i vannsøylen. Følgende metaller ble målt i DGTene: Cu, Cr, Ni, Pb og Zn. DGTer ble plassert primært ut ved vassdragsstasjonene. I tillegg ble noen DGTer plassert ut i Øverlandselva og Isielva for å se om man kunne observere noen forskjeller i konsentrasjoner nedstrøms i elvene.



Bilde 1. a) Passive prøvetakere av typen SPMD og b) av typen DGT.

For bestemmelse av As og Hg i DGT, kan ikke tradisjonelt Chelex material benyttes. For Hg er problemet at man ikke klarer å få vasket prøvetakerne rene for Hg, slik at de er kontaminert ved start. Det ble forsøkt i starten av prosjektet å benytte seg av spesialvaskede DGT med thiol-ionebytter, som en del av en hovedoppgave til studenter på NIVA, men det viste seg at dette ikke ble tilfredsstillende. For As, som ikke tas opp i DGT med Chelex-ionebytter, ble det vurdert å benytte andre prøvetakere på markedet, men pga kostnader, generelle lave nivåer av As i norske overflatevann (og elvene i dette prosjektet) og at man kun bestemmer en liten fraksjon av det frie As i vannsøylen, ble ikke prøvetakere for As satt ut.

2.7 Kontinuerlig vannstrømsentrifuge for måling av suspendert partikulært materiale

I stedet for bruk av sedimentfeller valgte NIVA å benytte seg av kontinuerlig vannstrømsentrifuge, som ble plassert ut i forskjellige tidsrom i Bærum kommunes vassdragsstasjoner i Blomsterkroken og Bjørnegårdsvingen. Det ble tatt ut prøver fire ganger fra hver av vassdragsstasjonene, som skulle representere høst, vinter, vår og sommer. Valg av en kontinuerlig vannstrømsentrifuge fremfor sedimentfeller ble gjort, da vi var usikre på om sedimentfeller ville klare å fange opp høye nok konsentrasjoner av de aktuelle miljøgiftene. Prinsippet bak den kontinuerlige vannstrømsentrifugen baserer seg på at vann pumpes kontinuerlig opp fra elva ved hjelp av en peristaltisk pumpe til en sentrifuge som roterer kontinuerlig. Ved hjelp av sentrifugalkraft vil suspendert partikulært materiale (SPM) feste seg til kantene av sentrifugebeholderen, mens overskuddsvann renner over kanten. Sentrifugen har vært benyttet i en rekke andre prosjekter på oppdrag fra Klif, hvor målet har vært å samle inn organiske miljøgifter som er bundet til partikulært materiale (Ranneklev, Allan, & Enge, 2009); (I. J. Allan et al., 2010); (I. Allan et al., 2011; I. J. Allan et al., 2009). Et bilde av sentrifugen er vist i **Bilde 2**.



Bilde 2. Kontinuerlig vannstrømsentrifuge.

2.8 Sedimentfelle

Det ble plassert ut to sedimentfeller ("Torpedo") ved utløpet av Sandvikselva til fjorden, som skulle gi et bilde av forurensningssituasjonen ved utløpet. Sedimentfellen ble plassert i overflaten, i et forsøk på å redusere innslag av sjøvann. Fra tidligere vet man at innslag av sjøvann vil kunne forekomme til Engervannet, og nesten opp til vassdragstasjonen i Bjørnegård. Det forventes at innsamlet organisk materiale og vann i dette området vil være påvirket av sjøvann og elvevann. Dette var en av grunnene til at man frarådet utplasseringer av passive prøvetakere i dette området, da man ville ha målt på både innkommende sjøvann og utgående elvevann. Resultatene ville da ikke kunne benyttes til å beregne tilførsler fra elvene til sjøen, men kun gi informasjon om kvaliteten til suspendert partikulært materiale ved utløpet. To sedimentfeller ble plassert ut, og det innsamlede materialet ble slått sammen for å få tilstrekkelig mengde til de kjemiske analysene (**Bilde 3**).



Bilde 3. Utplassering av to "Torpedoer" ved lekteren i Sandvikselva, ved nedsenkning i vann.

2.9 Beregning av tilførsler fra Sandvikselva og Øverlandselva

Tilførsler av metaller og organiske miljøgifter fra Sandvikselva og Øverlandselva ble beregnet.

For beregning av tilførsler av metaller ble det benyttet Bærum kommunes og NIVAs målinger av metallanalyser som er gjort i 2009 og 2010 ved vassdragstasjonene. Alle metallanalysene er oppsluttet/konservert med HNO_3 før analyse. Beregning av tilførsler er gjort ved at konsentrasjonene er multiplisert med vannføringen som kommunen beregner (regneark fått av Brit Aase ved Bærum kommune) ved sine vassdragstasjoner.

For beregninger av tilførsler av organiske miljøgifter ble estimerte konsentrasjoner i vannfasen fra passive prøvetakerne og kontinuerlig vannstrømsentrifuge benyttet. For de passive prøvetakerne ble beregnet konsentrasjon av miljøgifter i vannfasen multiplisert med vannføringen. I suspendert materiale fra sentrifugen ble konsentrasjonen multiplisert med konsentrasjonen av målt suspendert stoff og vannføringen målt ved vassdragstasjonene.

Siden utplassering av passive prøvetakere ble startet opp høsten 2009 og avsluttet sommeren 2010, fikk man med variasjoner i sesong og vannføring, og det ble derfor valgt å beregne et gjennomsnittsestimat av tilførsler for 2009-2010.

2.10 Usikkerheter i forbindelse med beregning av tilførsler

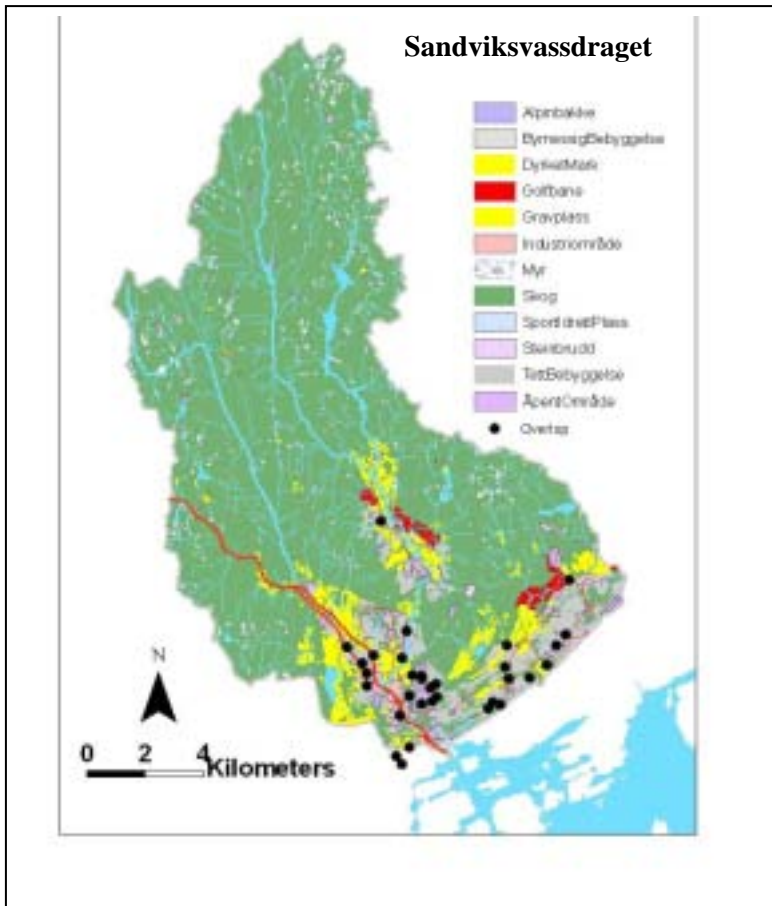
Beregningen som ligger til grunn for estimeringen av tilførsler av metaller og organiske miljøgifter fra vassdrag til kystvann er beheftet med flere usikkerhetsmomenter. Blant disse kan nevnes prøvetakningsfrekvens, kjemisk analyse og vannføring som i stor grad er styrende for beregning av estimerte tilførsler. Vannføringen vil videre være sterkt påvirket av klimatiske faktorer som nedbør og lufttemperatur, og tilførselsberegninger bør være basert på data fra vintersesong med lave temperaturer, snøsmeltingen om våren, sommer med lavere vannføring og de høyere nedbør- og avrenningsperiodene om høsten. For kjemisk analyse bør det benyttes laboratorier som kan vise til gode rutiner og levering av kvalitetssikrede resultater. I tillegg bør det benyttes metoder med lavest mulige deteksjonsgrenser, slik at man slipper usikkerheter og feilkilder knyttet til håndteringen av resultater som er under deteksjonsgrensen.

2.11 Modellering av utslipp fra overvann

For beregning av utslipp fra overvann til elvene og avrenning fra nedbørsfelt ble modellen Teotil benyttet. Teotil er et modellverktøy for beregning av stofftilførsler fra ulike kilder som transporteres via delnedbørsfelter med kjent innbyrdes drenering. Modellen tilrettelegger ferdig programmerte funksjoner på en slik måte at brukere uten programmeringserfaring kan lage sin egen tilførselsmodell (Tjomsland, Selvik J.R., & Brænden R., 2010).

Det ble laget en modell for å beregne stofftransport for Sandviksvassdragets nedbørsfelt. Følgende stoffer ble modellert: Arsen (As), krom (Cr), kopper (Cu), kvikksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb), sink (Zn), polyaromatiske hydrokarboner (PAH) og polyklorerte bifenyler (PCB).

Tilførsler fra ulike areal typer og overløp fra avløpsledninger ble beregnet, **Figur 4** og **Tabell 5**. Areal typene ble videre delt inn by/tette flater, dyrket mark, villabebyggelse og resterende som ble kalt skog. Sandviksvassdragets nedbørsfelt ble delt inn i delfelter. For hvert delfelt ble det beregnet sum årlige tilførsler samt bidrag fra hver av de nevnte kildene. Informasjon om delfeltene er vist i **Tabell 5**. For hvert stoff ble det gitt en karakteristisk avrenningskonsentrasjon for hver av disse tre areal typene samt i overløpsvannet (**Tabell 6**). Koeffisientene, også kalt sjablongverdier ble stipulert fra litteratur (Lindholm, 2004) samt i noen grad kalibrert mot observerte verdier. Miljøgifter hvor det eksisterer sjablongverdier for en er kun tatt med i beregningene.



Figur 4. Ulike arealer knyttet til Sandviksvassdraget, samt inntegnede overløp som er benyttet i Teitil.

Vannføringen (*Tabell 5*) innen hvert delfelt er hentet fra NVEs database (www.nve.no). Dette representerer midlere 30 års vannføring. Vi vet ikke hvor stor vannføringen er i overløpene. Den stipulerte midlere verdien på til sammen 10 L s^{-1} er følgelig usikker. Denne overløpsvannføringen ble jevnt fordelt på alle overløpene.

Tabell 5. Markslag og overløp oppstrøms utløpet av hvert delfelt.

Delfelt	Delfelt_ned	Q30 ($\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$)	Areal (km^2)	By (km^2)	Villa (km^2)	Dyrket (km^2)	Skog (km^2)	Antall overløp
Lomma1	Lomma2	0.73	22.90	0.00	0.00	0.01	22.89	0
Lomma2	Lomma3	1.92	59.01	0.00	0.00	0.32	58.69	0
Vesle	Lomma3	0.74	22.52	0.00	0.03	0.45	22.05	0
Lomma3	Sandv6	3.61	110.16	0.04	3.01	4.51	102.60	3
Sandv1	Sandv2	1.10	33.32	0.00	0.00	0.17	33.16	0
Sandv2	Sandv3	2.01	61.03	0.00	0.33	2.38	58.32	0
Sandv3	Sandv4	2.30	69.75	0.14	1.95	5.13	62.52	5
Sandv4	Sandv5	2.37	71.67	0.43	2.37	5.49	63.39	8
Sandv5	Sandv6	2.61	79.17	0.50	3.61	6.68	68.38	14
Over1	Over3	0.74	22.35	0.14	1.61	2.87	17.74	4
Over2	Over3	0.22	6.70	0.00	3.81	0.61	2.29	4
Over3	Over4	0.98	29.61	0.14	5.79	3.47	20.21	11
Over4	Sandv7	1.00	30.41	0.17	6.03	3.47	20.74	11
Sandv6	Sandv7	6.31	191.77	0.67	7.05	11.46	172.59	17
Sandv7	Fjord	7.39	224.48	0.97	13.93	15.16	194.43	29

Tabell 6. Midlere tilførselskonsentrasjoner ”sjablongverdier” fra arealer og overløp fra avløpsledninger, verdier i μgL^{-1} .

Type	As	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	PCB	PAH
By	0.5	20	100	0.05	15	15	200	0.001	0.6
Villa	0.5	1	1	0.001	2	2	1	0.001	0.4
Skog	0.1	0.2	0.5	0.001	0.3	0.05	1	0	0
Overløp	0	8	100	0.25	10	15	140	0.01	0.5

3. Resultater

3.1 Metaller og organiske miljøgifter i sedimentene

Konsentrasjonene av metaller og organiske miljøgifter i de analyserte sedimentene ble klassifisert etter Klifs klassifikasjonssystem for marine sedimenter (Bakke et al., 2007), da dette er det tilgjengelige verktøyet man har i dag i påvente av Vanndirektivets klassifiseringssystem. Dette klassifiseringssystemet er basert på effekter, hvor økende klassegrense representerer en forventet økende grad av skade på organismesamfunnet. Klasse I (Blått) representerer bakgrunnsnivå, mens Klasse V (Rødt) i klassifiseringssystemet betegner Svært dårlig tilstand. Tilstandsklasser med tilhørende fargekoder i henhold til Klifs klassifikasjonssystem er gitt i **Tabell 7**.

Tabell 7. Tilstandsklasser med tilhørende fargekoder for klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i sedimenter.

Tilstandsklasse	I Bakgrunnsnivå	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Fargekode					

Tilstandsklassene for metaller og organiske miljøgifter i sedimentene ved de ulike prøvetakningsstasjonene er gitt i **Tabell 8**, **Tabell 9**, **Tabell 11** og **Tabell 12**. For informasjon om forkortelser som er benyttet på miljøgiftene i disse tabellene, se **Tabell 3**.

Total organisk karbon (TOC) måles i sedimenter som en støtteparameter, for å angi innhold av organisk materiale.

Tabell 10. Konsentrasjoner av PAH-kongener ($\mu\text{g kg}^{-1\text{TS}}$) i analyserte sedimenter fra Sandviksvassdraget. Konsentrasjonene er markert med fargekode som angir forurensningsgraden. < angir konsentrasjoner under deteksjonsnivå. < angir konsentrasjoner under deteksjonsnivå.

PAH-kongener	Kjagli dam	Nybrua	Køla	Vøyen dam	Øverland gård	Åsterudvn.	Kloppa	Hamang
Naftalen	<3	<3	<2	7.5	4.7	<3	2.1	7.9
Acenaftylen	<2	<2	<2	3.5	<2	<2	<2	8.4
Acenaften	<2	<2	2.2	<2	<2	<2	<2	5
Fluoren	2.4	7.2	5.0	3.6	130	12	6.9	6.8
Fenantren	3.6	7.5	4.8	46	47	6.7	410	56
Antracen	<2	<2	<2	10	13	<2	52	12
Fluranthen	<2	<2	7.8	80	<2	<2	800	110
Pyren	2.4	11	8.7	63	120	13	680	98
Benz(a)antracen1	<2	5.1	3.1	40	62	5.9	280	53
Chrysen	2.3	7.7	5.5	38	62	6.1	300	55
Benzo(b+j)fluoranten1	5.3	12	11	67	75	7.3	210	110
Benzo(k)fluoranten1	<2	3.5	2.6	26	28	3.2	88	42
Benzo(a)pyren1	<2	7.7	6.1	43	39	3.9	150	67
Indeno(1,2,3-cd)pyren1	2.9	7.4	11	47	28	5.5	74	73
Dibenz(a, c+a, h)anthracene1	<2	2.2	<2	12	6.5	<2	20	17
Benzo(ghi)perylen	6.8	15	16	57	35	6.8	75	84
Sum PAH16	<44.7	<97.3	<91.8	<545.6	<656.2	<83.4	<3152	<805.1
Sum KPAH	<21.5	<48.6	<43.3	280.5	305.2	<36.9	1124.1	424.9

Tabell 8. Konsentrasjoner av metaller ($\mu\text{g g}^{-1}$ TS) og TOC ($\mu\text{g C mg}^{-1}$ TS) i analyserte sedimenter fra Sandviksvassdraget. Konsentrasjonene er markert med fargekode som angir forurensningsgraden. <, angir konsentrasjoner under deteksjonsnivå. I kolonner som ikke er fargede eksisterer det ikke klassegrenser i Klifs klassifiseringssystem.

Stasjon	Elv	As	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	TOC
Kjagli dam	Isi	6	16.8	12.9	0.009	18.6	15	52.7	14.5
Nybrua	Isi	6	14.5	14.2	0.025	13.7	17	159	8.2
Køla	Isi	3	13.0	13.3	0.018	14.1	14	92.6	6.1
Vøyen dam	Lomma	<2	13.4	15.2	0.073	13.6	17	132	29.6
Øverland gård	Øverlandselva	4	20.7	21.2	0.062	16.9	32	113	28.3
Åsterudveien	Øverlandselva	5	17.8	9.49	0.018	14.8	15	67.2	9.8
Kloppa	Øverlandselva	3	15.9	14.6	0.030	17.3	17	76.6	10.1
Hamang	Øverlandselva	4	23.7	42.2	0.320	26.3	29	129	18.0

Tabell 9. Konsentrasjoner av PCB-forbindelser ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TS) i analyserte sedimenter fra Sandviksvassdraget. Konsentrasjonene er markert med fargekode som angir forurensningsgraden. < angir konsentrasjoner under deteksjonsnivå. I kolonner som ikke er fargede eksisterer det ikke klassegrenser i Klifs klassifiseringssystem.

Stasjon	PCB-28	PCB-52	PCB-101	PCB-118	PCB-153	PCB-138	PCB-180	PCB 7
Kjagli dam	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<3.5
Nybrua	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<3.5
Køla	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<3.5
Vøyen dam	<0.5	<1.0	<0.5	0.92	0.92	1.1	<0.5	<4.94
Øverland gård	<0.5	<0.5	0.71	<0.5	1.8	1.8	1.3	<7.11
Åsterudveien	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<3.5
Kloppa	<0.5	<0.5	0.57	<0.5	0.67	0.82	0.54	<4.1
Hamang	1.3	1.7	3.0	2.3	4.5	4.2	2.6	19.6

Tabell 10. Konsentrasjoner av PAH-kongener ($\mu\text{g kg}^{-1}\text{TS}$) i analyserte sedimenter fra Sandviksvassdraget. Konsentrasjonene er markert med fargekode som angir forurensningsgraden. < angir konsentrasjoner under deteksjonsnivå. < angir konsentrasjoner under deteksjonsnivå.

PAH-kongener	Kjagli dam	Nybrua	Køla	Vøyen dam	Øverland gård	Åsterudvn.	Kloppa	Hamang
Naftalen	<3	<3	<2	7.5	4.7	<3	2.1	7.9
Acenaftylen	<2	<2	<2	3.5	<2	<2	<2	8.4
Acenaften	<2	<2	2.2	<2	<2	<2	<2	5
Fluoren	2.4	7.2	5.0	3.6	130	12	6.9	6.8
Fenantren	3.6	7.5	4.8	46	47	6.7	410	56
Antracen	<2	<2	<2	10	13	<2	52	12
Fluranthen	<2	<2	7.8	80	<2	<2	800	110
Pyren	2.4	11	8.7	63	120	13	680	98
Benz(a)antracen ¹	<2	5.1	3.1	40	62	5.9	280	53
Chrysen	2.3	7.7	5.5	38	62	6.1	300	55
Benzo(b+j)fluoranten ¹	5.3	12	11	67	75	7.3	210	110
Benzo(k)fluoranten ¹	<2	3.5	2.6	26	28	3.2	88	42
Benzo(a)pyren ¹	<2	7.7	6.1	43	39	3.9	150	67
Indeno(1,2,3-cd)pyren ¹	2.9	7.4	11	47	28	5.5	74	73
Dibenz(a, c+a, h)anthracene ¹	<2	2.2	<2	12	6.5	<2	20	17
Benzo(ghi)perylen	6.8	15	16	57	35	6.8	75	84
Sum PAH16	<44.7	<97.3	<91.8	<545.6	<656.2	<83.4	<3152	<805.1
Sum KPAH	<21.5	<48.6	<43.3	280.5	305.2	<36.9	1124.1	424.9

Tabell 11. Konsentrasjoner ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TS) av ulike organiske miljøgifter i analyserte sedimenter fra Sandviksvassdraget. Konsentrasjonene er markert med fargekode som angir forurensningsgraden. I kolonner som ikke er fargede eksisterer det ikke klassegrenser i Klifs klassifiseringssystem. *IA, ikke analysert, < angir konsentrasjoner under deteksjonsnivå.

Stasjon	MBT ¹	DBT ²	TBT ³	MFT ⁴	DFT ⁵	TFT ⁶	Oktylfenol	Nonylfenol
Kjagli dam	<1	<1	<1	<1	<1	<1	IA	IA
Nybrua	<1	<1	<1	<1	<1	<1	IA	IA
Køla	14	6.8	<3	<10	<10	<10	3.2	<0.5
Vøyen dam	<3	<3	<3	<10	<10	<10	<0.5	<0.5
Øverland gård	2.1	1.5	<1	<1	<1	<1	IA	IA
Åsterudvn.	<1	<1	<1	<1	<1	<1	IA	IA
Kloppa	11	6.4	3.6	<10	<10	<10	0.72	<0.5
Hamang	15	13	4.8	<10	<10	<10	10	<3

¹Monobutyltinn; ²Dibutyltinn; ³Tributyltinn; ⁴Monofenyltinn; ⁵Difenyltinn; ⁶Trifenyltinn;

Tabell 12. Konsentrasjoner ($\mu\text{g kg}^{-1}$ TS) av ulike organiske miljøgifter i analyserte sedimenter fra Sandviksvassdraget. Konsentrasjonene er markert med fargekode som angir forurensningsgraden. I kolonner som ikke er fargede eksisterer det ikke klassegrenser i Klifs klassifiseringssystem. IA, ikke analysert, < angir konsentrasjoner under deteksjonsnivå.

Stasjon	QCB ¹	HCHA ²	HCB ³	HCHG ⁴	OCS ⁵	Σ DDT ⁶	DDE-multi. ⁷
Kjagli dam	<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.5	< 1.5	IA
Nybrua	<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.5	< 1.5	IA
Køla	<0.3	<0.5	0.39	<0.5	<0.5	<0.5	IA
Vøyen dam	<0.5	<0.5	0.3	<0.5	<0.5	<0.5	IA
Øverland gård	<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.5	7.1	<10
Åsterudvn.	<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.5	< 1.5	IA
Kloppa	< 0.3	<0.5	0.66	<0.5	<0.5	<0.5	IA
Hamang	<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.5	3.8	IA

¹Pentaklorbensen; ² α -Heksaklorosykloheksan; ³Heksaklorbensen; ⁴ γ -Heksaklorosykloheksan (Lindan); ⁵Oktaklorstyren; ⁶ Σ pp'DDD+ pp'DDE; ⁷GC-MS multimetode, utslag kun av pp'DDE (mg/kg TS).

Resultater viste at de fleste sedimentene var i tilstandsklasse I og II i Sandviksvassdraget, både for metaller og organiske miljøgifter. Noe forhøyede verdier av PCB7 (Klasse III) og oktylfenoler (Klasse IV) ble funnet i sedimenter fra Hamang. Sedimentet tatt ut ved Kloppa hadde den høyeste sum PAH 16, og ble klassifisert til klasse III. De resterende sedimentene ble klassifisert til Klasse I og II, og i noen av disse sedimentene ble det funnet forhøyede konsentrasjoner av noen enkelte PAH-forbindelser.

3.2 Metaller i vannsøylen målt med konvensjonell prøvetakning og passive prøvetakere (DGT)

Det ble plassert ut DGTer samtidig som SPMDer ble utplassert. Flere av de utplasserte DGTene tatt opp av personer (spesielt i Blomsterkroken) og to ganger ble de antagelig skylt på land av flom. Ved utplasseringer av passive prøvetakere i urbane områder er det ikke uvanlig at dette

skjer. Ved utplassering og innhenting av DGTer ble det tatt ut vannprøver ("stikkprøver") for bestemmelse av metaller i vannsøylen. Konsentrasjoner av metaller i vannsøylen fra Bjørnegård og Blomsterkroken er vist i **Tabell 13** og **Tabell 14**. Samme klassifikasjonssystem som angitt i **Tabell 7** er benyttet her.

Tabell 13. Konsentrasjoner av metaller analysert i "stikkprøver" fra Bjørnegård. Konsentrasjoner av Hg er gitt i ng L^{-1} , mens de resterende metaller er gitt $\mu\text{g L}^{-1}$. *IA, ikke analysert, < angir konsentrasjoner under deteksjonsnivå.

Dato	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
11.09.2009	0.21	0.01	0.10	0.772	<1.0	<0.05	0.08	1.40
01.10.2009	0.2	0.02	0.30	0.753	4.5	<0.05	0.04	0.85
13.11.2009	0.22	0.02	<0.1	0.658	<1.0	<0.05	0.11	1.8
26.03.2010	0.43	0.03	2.30	2.22	6.0	0.43	0.22	6.84
28.04.2010	0.2	0.01	0.38	0.673	<1.0	0.24	0.08	2.34
23.06.2010	IA	IA	IA	IA	<1.0	IA	IA	IA
05.07.2010	<0.02	<0.001	<0.002	<0.002	IA	<0.004	<0.01	0.003
23.07.2010	<0.02	<0.001	<0.002	0.003	1.0	<0.004	<0.01	0.012
21.09.2010	0.27	IA	0.40	0.743	<1.0	0.26	0.21	3.03

Tabell 14. Konsentrasjoner av metaller analysert i "stikkprøver" fra Blomsterkroken. Konsentrasjoner av Hg er gitt i ng/l , mens de resterende metaller er gitt $\mu\text{g L}^{-1}$. IA, ikke analysert, < angir konsentrasjoner under deteksjonsnivå.

Dato	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
11.09.2009	0.42	0.01	<0.1	1.94	3.5	0.2	0.84	2.97
01.10.2009	0.29	0.05	0.30	1.99	3.5	0.1	0.16	7.15
13.11.2009	0.41	0.02	<0.1	1.43	2.5	0.1	0.78	2.54
26.03.2010	0.62	0.02	2.00	3.62	1.0	1.20	0.57	6.08
28.04.2010	0.30	0.02	0.53	1.15	<1.0	0.22	1.15	2.44
23.06.2010	0.60	0.08	0.96	2.83	60	1.10	0.34	3.93
24.09.2010	0.49	IA	0.79	2.74	<1.0	1.2	2.52	6.56

Den tidsintegreerte konsentrasjonen av frie, labile metaller ved Bjørnegård og Blomsterkroken er vist i **Tabell 15**.

Tabell 15. Tidsintegrert konsentrasjon ($\mu\text{g L}^{-1}$) av frie, labile metaller ved Bjørnegård og Blomsterkroken. < i grått indikerer at verdier er lavere enn deteksjonsgrensen. IA, ikke analysert

Stasjon	Dato	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	Cd
Bjørnegård	1.10-13.11.2009	<0.02	0.16	0.64	0.003	0.9	IA
Bjørnegård	26.3-20.05.2010	< 0.01	0.10	0.04	0.004	0.9	0.003
Bjørnegård	23.07.21.9.2010	0.04	0.26	0.13	0.01	3.8	IA
Blomsterkroken	1.10-13.11.2009	0.07	0.36	0.18	0.01	1.0	IA
Blomsterkroken	26.3-20.05.2010	0.31	1.01	0.51	0.78	6.1	0.02

Videre ble den tidsintegrerte konsentrasjonen av frie labile metaller i DGTene fra vassdragstasjonene dividert på den totale konsentrasjonen av metaller som ble målt i vannfasen, **Tabell 13** og **Tabell 14**. Resultatene er vist i **Tabell 16**.

Tabell 16. Andel (%) av frie labile metaller i vannsøylen fra Blomsterkroken og Bjørnegård. Gjennomsnittsverdier for alle utplasseringer er beregnet. Konsentrasjonene av Cr var under deteksjonsgrensen for 2 av 3 prøverunder i Bjørnegård. < i grått indikerer at verdier er lavere enn det. grensen.

Stasjon	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Bjørnegård	< 6	19	52	3	63
Blomsterkroken	27	25	98	70	63

I den andre utplasseringen i vassdraget ble DGTer plassert ut ved forskjellige stasjoner i Isielva og Øverlandselva. Her ble det valgt å presentere den tidsintegrerte konsentrasjonen målt ved disse stasjonene. Resultatene er vist i **Tabell 17**.

Tabell 17. Tidsintegrerte konsentrasjoner ($\mu\text{g L}^{-1}$) av frie og labile metaller vannsøylen ved ulike stasjoner i Sandviksvassdraget, fra oppstrøms til nedstrøms i de ulike elvene. Verdier ($\mu\text{g L}^{-1}$) i parentes viser total konsentrasjonen av metaller målt i vannprøve ved utplassering av DGTene. DGTene var utplassert i tidsrommet 19.5-24.6-2010.

Stasjon	Elv	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Kjagli dam	Isi	0.01	0.018 (0.344)	0.013 (0.09)	0.00038 (0.05)	0.093 (0.77)
Os. Skui skole	Isi	0.01	0.047 (0.495)	0.022 (0.08)	0.0035 (0.08)	0.37 (1.4)
Ns. Skui skole	Isi	0.02	0.043	0.022	0.0012	0.36
Øverland gård	Øverland	0.01	0.11 (1.24)	0.060 (0.32)	0.0036 (1.25)	0.27 (11.9)
Åsterudveien	Øverland	0.02	0.12	0.082	0.0022	0.69

Resultater viser at konsentrasjonen av de fleste metallene målt i Øverlandselva og Sandvikselva var generelt lave, og under EQS-verdier i henhold til EQS-direktivet (2008/105/EC). Konsentrasjonene av metallene var noe høyere i Øverlandselva enn i Sandvikselva. For begge elvene var konsentrasjonen av Cu og Zn noe høyt, og i perioder tilsvarende Klasse III og IV.

Det er vanskelig å kunne se noen effekter av årstider på den labile frie fraksjonen av metaller i Sandviksvassdraget, og det var varierende konsentrasjoner av frie metaller i elvene. Resultater fra DGTer og vannprøver tyder på at det er en økning i konsentrasjonen av metaller fra oppstrøms til nedstrøms i vassdraget. Det var ingen økning i konsentrasjonen av metaller i DGTene som ble plassert ut ved Skui skole, hvor man muligens ville ha et tilsig av vann fra Skui fylling, slik at konsentrasjonene nedstrøms Skui skulle være høyere enn oppstrøms.

3.3 Organiske miljøgifter i suspendert partikulært materiale (SPM) fra kontinuerlig vannstrømsentrifuge og i den frie fraksjonen fra semi permeable membran devices (SPMD)

Passive prøvetakere av typen SPMDer, ble plassert ut ved vassdragstasjonene i tre runder, og i tidsintervaller på ca 1 måned. Under samme tidsperiode, men i tidsrom på ca en uke ble den kontinuerlige vannstrømsentrifugen installert inne i vassdragstasjonene. Periodene ble valgt for å representere ulike årstider.

3.3.1 Organiske miljøgifter i SPM

Målte konsentrasjoner av organiske miljøgifter i SPM i Bjørnegård og Blomseterkroken er gitt i **Tabell 18** og **Tabell 19**, henholdsvis.

Tabell 18. Konsentrasjoner av organiske forbindelser målt i SPM i Bjørnegård. Alle resultater med unntak av TOC og alkylfenoler er oppgitte i $\mu\text{g kg}^{-1}$ t.v. og mg/kg, henholdsvis. < indikerer at målingen er under deteksjonsgrensen. NA, ikke analysert. For forkortelser av de ulike parametrene, se **Tabell 3**. < i grått indikerer at verdier er lavere enn det. grensen.

Parameter	Bjørnegård			
	02.10-08.10.09	13.11-18.11.09	26.03-01.04.10	23.06-28.06.10
Dato	02.10-08.10.09	13.11-18.11.09	26.03-01.04.10	23.06-28.06.10
TOC/($\mu\text{g C mg}^{-1}$ TS)	78.6	127	76.5	117
PCB7	<4.99	<4.31	<5.56	<4.72
Sum PAH16	3026	2735	1645	<1054
MBT	51	50	19	NA
DBT	15	17	19	NA
TBT	<10	<10	3.6	NA
MFT	<10	41	<2	NA
DFT	<10	<10	<2	NA
TFT	<10	<10	<2	NA
Oktyfenol	NA	NA	0.0098	NA
Nonylfenol	NA	NA	< 0.002	NA
QCB	0.63	0.68	0.94	NA
HCHA	<0.5	<0.5	<0.5	NA
HCB	3.6	2.2	9.9	NA
HCHG	<0.5	<0.5	<0.5	NA
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	NA
DDE	2.2	1.9	2.0	NA
DDD	12	<1	<1	NA

Tabell 19. Konsentrasjoner av organiske forbindelser målt i SPM i Blomsterkroken. Alle resultater med unntak av TOC er oppgitte i $\mu\text{g kg}^{-1}$ t.v. < indikerer at målingen er under deteksjonsgrensen. IA, ikke analysert. For forkortelser av de ulike parameterne, se **Tabell 3.** < i grått indikerer at verdier er lavere enn det. grensen.

Parameter	Blomsterkroken			
	23.10-26.10.09	4.12-9.12.09	01.04-07.04.10	28.6-02.7.10
Dato	23.10-26.10.09	4.12-9.12.09	01.04-07.04.10	28.6-02.7.10
TOC ($\mu\text{g C/mg TS}$)	118	103	41.8	90.3
PCB7 $\mu\text{g kg}^{-1}$ t.v.	25	24.2	<5.94	11.7
Sum PAH16	< 9062	10359	2515	35253
MBT	190	52	33	IA
DBT	32	51	42	IA
TBT	<20	9.1	5.1	IA
MFT	<20	<7	<1	IA
DFT	<20	<7	<1	IA
TFT	<20	<7	<1	IA
QCB	0.92	1.1	<0.3	IA
HCHA	<0.5	<0.5	<0.5	IA
Oktyfenol	NA	NA	< 0.0020	IA
Nonylfenol	NA	NA	< 0.0020	IA
HCB	2.5	2.8	1.0	IA
HCHG	5.0	3.2	<0.5	IA
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	IA
DDE	3.4	9.8	3.3	IA
DDD	1.4	4.0	1.8	IA

Resultatene viste at PCB7 var under deteksjonsgrensen for alle SPM-prøvene innsamlet fra Bjørnegård og for én av prøvene fra Blomsterkroken. Konsentrasjonene av PCB7 i SPM var høyere i Blomsterkroken enn Bjørnegård.

For PAH16 hadde begge stasjonene én SPM-prøve som var under deteksjonsgrensen. Konsentrasjonen av PAH16 i SPM innsamlet fra Blomsterkroken var høyere enn Bjørnegård.

Av de tinnorganiske forbindelsene var det i hovedsak MBT, DBT og delvis TBT (noen prøver var under deteksjonsgrensen) som ble påvist, og konsentrasjonen var høyest i materialet som var samlet inn fra Blomsterkroken.

Av de klorerte pesticidene ble QCB, HCB og DDEP påvist i materialet fra begge stasjonene. Innsamlet SPM fra Blomsterkroken hadde i tillegg detekterbare konsentrasjoner av HCHG og DDD. Nivået av HCB kunne se ut til å være noe høyere i SPM fra Bjørnegård, mens konsentrasjonen av PentaCB var tilnærmet like for de to stasjonene. For de resterende klorerte pesticidene var konsentrasjonene høyere i SPM fra Blomsterkroken i forhold til Bjørnegård. Da alkylfenolene ble påvist i konsentrasjoner under deteksjonsgrensen for tre av fire prøver, ble ikke disse rapportert videre i beregningen av tilførseler.

Det var ingen tydelig sesongvariasjon i konsentrasjonen av miljøgifter i de ulike SPM-prøvene som ble samlet inn.

3.3.2 Organiske miljøgifter i SPMD

SPMDer ble plassert ut i tre runder ved vassdragstasjonene. Den tidsintegreerte frie konsentrasjonen målt ved Bjørnegård og Blomsterkroken er vist i henholdsvis **Tabell 20** og **Tabell 21**. Beregningene av de tidsintegreerte konsentrasjonene av de ulike organiske miljøgiftene er utført som vist i disse rapportene (I. Allan et al., 2009; I. J. Allan et al., 2010; I.J. Allan & Ranneklev, 2011).

Tabell 20. Konsentrasjoner (pg L^{-1}) av organiske miljøgifter målt med SPMD i Bjørnegård. Gjennomsnitt og standardavvik er beregnet fra to prøvetakere. < i grått indikerer at verdier er lavere enn det. grensen. For PCB7 og PAH16* er verdier under deteksjonsgrensen er satt til målte verdier. * indikerer at naftalen (NAP) er ikke rapportert, pga høye konsentrasjoner i felt-blank (prøvetakerene er ofte kontaminert med denne PAH-forbindelsen). IA betyr ikke analysert. For forkortelser av de ulike parameterne, se **Tabell 3**.

Bjørnegård						
	1. Utplassering		2. Utplassering		3. Utplassering	
	1.10-30.10.2009		22.4-26/30.5.2010		23.7-21.9.2010	
C_w (pgL^{-1})	Gjennomsnitt	Stdev.	Gjennomsnitt	Stdev.	Gjennomsnitt	Stdev.
PCB7	<72.8		<37.8		<24.6	
PAH16*	<20984		<16364		<9028	
TBT	<33.7		IA		IA	
TFT	<111.7		IA		IA	
QCB	17.1	0.5	10.0	0.9	IA	
HCHA	<36.2		<34.4		IA	
HCB	42.7	0.3	35.5	2.0	IA	
HCHG	75.9	0.8	<206.2		IA	
DDE	9.8	0.6	7.4	0.6	IA	
DDD	<13.3		<7.3		IA	

Tabell 21. Konsentrasjoner (pg L^{-1}) av organiske miljøgifter målt med SPMD i Blomsterkroken. Naftalen (NAP) er ikke rapportert, pga høye konsentrasjoner i felt-blank. Gjennomsnitt og standardavvik er beregnet fra to prøvetakere. < i grått indikerer at verdier er lavere enn det. grensen. For PCB7 og PAH16* er verdier under deteksjonsgrensen er satt til målte verdier. * NAP er ikke inkludert, da prøvetakerene oftest er kontaminert med denne PAH-forbindelsen. IA betyr ikke analysert. For forkortelser av de ulike parameterne, se **Tabell 3**.

Blomsterkroken						
	1. Utplassering		2. Utplassering		3. Utplassering	
	1.10-30.10.2009		22.4-26/30.5.2010		23.7-21.9.2010	
C_w (pgL^{-1})	Gjennomsnitt	Stdev.	Gjennomsnitt	Stdev.	Gjennomsnitt	Stdev.
PCB7	<129.8		<71.7		<63.9	
PAH16*	<37695		<26847		<22493	
TBT	<33.1		IA		IA	
TFT	<111.31		IA		IA	
QCB	33.7	1.2	19.5	2.9	IA	
HCHA	<35.9		<34.4		IA	
HCB	76.5	2.8	54.6	3.7	IA	
HCHG	79.0	5.5	<206.4		IA	
DDE	41.9	1.5	51.8	3.7	IA	
DDD	20.4	1.7	39.9	2.0	IA	

Konsentrasjonen av PCB7 var under deteksjonsgrensen i alle prøvene fra Bjørnegård. I Blomsterkroken var konsentrasjonen av alle PCB, med unntak av CB180, over deteksjonsgrensen. For PAH16 (-NAP) var konsentrasjonen høyere i Blomsterkroken enn i Bjørnegård. Tinnorganiske forbindelser ble ikke påvist i detekterbare konsentrasjoner ved noen av stasjonene (kun TBT og TFT tas opp i SPMDer, og da ikke disse ble påvist over det. grense ble det besluttet å ikke analysere disse i runde 2 og 3). Ved begge stasjonene ble konsentrasjonene av PentaCB, HCB og DDE påvist i nivåer over deteksjonsgrensen, mens DDD

kun ble påvist i Blomsterkroken. Konsentrasjonene klorerte pesticider var høyest ved Blomsterkroken. For begge stasjonene kunne det se ut som om konsentrasjonen av PCB7 og PAH16 avtok fra 1. til 3. utplassering, for de klorerte pesticidene kunne det ikke observeres et tilsvarende mønster.

For alle de organiske forbindelsene som går inn i EQS-direktivet (2008/105/EC) som ble målt med SPMD, var konsentrasjonene under EQS-verdier.

3.4 Tilførsler av metaller og organiske miljøgifter fra Sandvikselva og Øverlandselva

Tilførsler av metaller og organiske miljøgifter fra Sandvikselva og Øverlandselva ble beregnet ut fra innsamlet data under dette prosjektet og data mottatt av Bærum kommune ved Brit Aase.

Tilførslene ble beregnet etter følgende formel:

$$\text{Tilførsel} = Q_r * C_r$$

Q_r = gjennomsnittlig årlig vannføring i elva

C_r = gjennomsnittlig årlig konsentrasjon målt i prøver

3.4.1 Tilførsler av metaller fra Sandvikselva og Øverlandselva

For beregninger av tilførsler av metaller ble data fra *Tabell 1*, *Tabell 13* og *Tabell 14*, samt Bærum kommune innsamlede data for vannføring og metaller fra 2009 og 2010 benyttet. For prøver som hadde konsentrasjoner under deteksjonsgrensen ble deteksjonsgrensen satt som konsentrasjon. Dette vil medføre at tilførslene som estimeres blir noe høyere enn dersom man hadde benyttet ”den sanne” verdien, som er under deteksjonsgrensen.

Beregnete tilførsler av metaller fra elvene ved Bjørnegård og Blomsterkroken er vist i *Tabell 22*.

Tabell 22. Tilførsler (kg år⁻¹) av metaller fra elvene, målt ved Bjørnegård og Blomsterkroken. Beregninger er gjennomsnitt for 2009 og 2010. < i grått indikerer at verdier er lavere enn det. grensen.

Tilførsler av metaller fra elvene (kg/år)									
2009-2010	As	Sn	Pb	Hg	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
Sandvikselva	<24	8	<33	<0.25	<2.5	<196	<64	<87	413
Øverlandselva	6	1	18	<0.04	0.3	53	<14	22	57

Som vist i *Tabell 22* er tilførslene av metaller fra Sandvikselva høyere enn Øverlandselva.

3.4.2 Tilførsler av organiske miljøgifter fra Sandvikselva og Øverlandselva

Tilførslene av organiske miljøgifter fra elvene ble beregnet fra datamaterialet innhentet fra sentrifugen, som fanger opp miljøgifter bundet til SPM (*Tabell 18* og *Tabell 19*) og konsentrasjonen av den frie fraksjonen av miljøgiften, målt ved hjelp av SPMD (*Tabell 20* og *Tabell 21*). Resultatene er vist i *Tabell 23*. For prøver som hadde konsentrasjoner under deteksjonsgrensen ble deteksjonsgrensen satt som konsentrasjon. Dette vil medføre at tilførslene som estimeres blir noe høyere enn dersom man hadde benyttet ”den sanne” verdien, som er under deteksjonsgrensen.

Tabell 23. Gjennomsnittlige tilførsler ($g\ a\ r^{-1}$) av organiske miljøgifter fra Sandvikselva og Øverlandselva for 2009-2010. For miljøgifter i SPM er mengden multiplisert med konsentrasjonen av suspendert partikulært materiale i tillegg til vannføringen. I kommentarene er det gitt informasjon om de ulike forbindelsene/kongenerne. <, viser at en eller flere av forbindelsene/kongenerne er under deteksjonsgrensen.

Forbindelser	Blomsterkroken Øverlandselva	Kommentar	Bjørnegård Sandvikselva	Kommentar
PCB 7-SPM (suspendert materiale)	<3	CB 28, 52 og 118 under det. grense i 3. uttak	<3	De fleste kongener under det. grense.
PCB 7-SPMD (SPMD)	<1	CB 118 (en prøvetaker) og CB180 (alle uttak) under det. grensen	<5	De fleste kongener under det. grense.
Sum tilførsler PCB 7	<5		<9	
PAH 16-SPM (suspendert materiale)	2078	Alle over det. grense	<1592	Kun ACNE under det. grense i 4. uttak
PAH 16-SPMD (SPMD)	<437	DBA3A under det. grense i alle prøvene	<1828	DBA3A under det. grense i alle prøvene, BAP i en prøvetaker
Sum tilførsler PAH	< 2515		<3420	
Tinnorganiske-SPM (suspendert materiale)	<38	MBT, DBT > enn det.grense i alle prøvene, og 2 prøver TBT > enn det. grense. Resten < det. grense	<73	MBT, DBT > enn det.grense i alle prøvene. Kun en prøve med MFT > det. grense, resten < det. grense
TBT/TFT-SPMD (SPMD)	<3	Begge under det. grense	<20	Begge under det. grense
Sum tilførsler tinnorganiske forbindelser	<41	PentaCB/DDE/DDD/ HCB > det.grense, HCHG < det. i en prøve, HCHA < det. grense i alle prøver	<93	PentaCB/DDE/HCB > det.grense, HCHG < det. i en prøve, HCHA/DDD < det. grense i alle prøver
Klorerte pesticider –SPMD (SPMD)	<5		<30	
Klorerte pesticider-SPM (suspendert materiale)	<3	DDE/DDD, HCB > det. grense i alle prøver, PentaCB/HCHG > det. grense i 2 prøver, OCS < det. grense i alle prøver	<11	PentaCB/HCB/DDE P > det. grense i alle prøver HCHA/HCHG/OCS < det. grense i alle prøver. DDD > det. grense i en prøve
Sum klorerte pesticider	<8		<41	

Som vist i **Tabell 23** er beregnede tilførsler av de organiske miljøgiftene fra Sandvikselva høyere enn for Øverlandselva. Det var flere forbindelser/kongener som var under deteksjonsgrensen i Sandvikselva enn i Øverlandselva.

3.4.3 Konsentrasjoner av miljøgifter i SPM fra sedimentfelle ved Sandvikselvas utløp

Fra sedimentfelle plassert ved "Lekteren" i Sandvikselva ble det samlet inn SPM. Konsentrasjonen av organiske miljøgifter er vist i **Tabell 24**.

Tabell 24. Konsentrasjoner av organiske miljøgifter i SPM, tinnorganiske forbindelser og alkylfenoler i Sandvikselva ved prøvestasjon «Lektern». Alle konsentrasjoner med unntak av TOC er oppgitt i mg kg⁻¹. TOC er oppgitt i µg C mg⁻¹ TS. Sedimentfellen var utplassert i tidsrommet 6.10-26.11.2010. < i grått indikerer at verdier er lavere enn det. grensen. For forkortelser av de ulike parameterne, se *Tabell 3*.

Forbindelse	enhet	Sandvikselva "Lektern"
TOC	µg C mg ⁻¹ TS	59.8
PCB ₇	mg kg ⁻¹	<4.92
Sum PAH16	mg kg ⁻¹	11596
PentaCB	mg kg ⁻¹	<0.3
HCHA	mg kg ⁻¹	<0.5
HCB	mg kg ⁻¹	2.9
HCHG	mg kg ⁻¹	<0.5
OCS	mg kg ⁻¹	<0.5
DDE	mg kg ⁻¹	2.0
DDD	mg kg ⁻¹	5.8
TBT*	mg kg ⁻¹	8.6
DBT*	mg kg ⁻¹	15
MBT*	mg kg ⁻¹	2.0
TFT*	mg kg ⁻¹	<1.0
MFT*	mg kg ⁻¹	<1.0
DFT*	mg kg ⁻¹	<1.0
Oktylfenol	mg kg ⁻¹	0.0023
Nonylfenoler	mg kg ⁻¹	< 0.002

Som vist i **Tabell 24** var konsentrasjonene av PCB₇, PentaCB, HCHA, HCHG, OCS under deteksjonsgrensen, mens PAH16, HCB, DDEP og DDD var over deteksjonsgrensen.

3.5 Tilførsler av metaller og miljøgifter til elvene fra overvann og ulike arealer

Tilførslene av metaller og miljøgifter fra overvann til elvene ble beregnet ved hjelp av Teotil som beskrevet i Kap. 2.10. I **Tabell 25** og

Tabell 26 vises beregningene for Sandvikselva og Øverlandselva, henholdsvis.

Tabell 25. Tilførsler (kg år⁻¹) av metaller og organiske miljøgifter (PAH og PCB₇) fra ulike arealer og overløp til Sandvikselva. De høyeste tilførslene for hvert stoff er markert i blått.

Sandvikselva	Skog/dyrket landskap	By	Villa	Overvann	Sum
As kg år ⁻¹	19.1	0.3	3.7	0.0	23
Cr kg år ⁻¹	38.2	13.9	7.3	1.5	61
Cu kg år ⁻¹	95.4	69.3	7.3	18.5	191
Hg kg år ⁻¹	0.2	0.0	0.0	0.0	0.3
Ni kg år ⁻¹	57.2	10.4	14.7	1.8	84
Pb kg år ⁻¹	9.5	10.4	14.7	2.8	37
Zn kg år ⁻¹	190.8	138.6	7.3	25.9	363
PAH kg år ⁻¹	0.0	0.4	2.9	0.1	3.4
PCB ₇ kg år ⁻¹	0	0.001	0.007	0.002	0.010

Tabell 26. Tilførsler (kg år⁻¹) av metaller og organiske miljøgifter (PAH og PCB7) fra ulike arealer og overløp til Øverlandselva. De høyeste tilførslene for hvert stoff er markert i blått.

Øverlandselva	Skog/dyrket landskap	By	Villa	Overvann	Sum
As kg år ⁻¹	2.5	0.1	3.1	0.0	6
Cr kg år ⁻¹	5.0	3.5	6.3	1.0	16
Cu kg år ⁻¹	12.6	17.6	6.3	12.0	48
Hg kg år ⁻¹	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1
Ni kg år ⁻¹	7.6	2.6	12.5	1.2	24
Pb kg år ⁻¹	1.3	2.6	12.5	1.8	18
Zn kg år ⁻¹	25.2	35.2	6.3	16.7	83
PAH kg år ⁻¹	0.0	0.1	2.5	0.1	3
PCB7 kg år ⁻¹	0	0	0.006	0.001	0.007

Som vist i **Tabell 25** og **Tabell 26** er tilførslene fra Sandvikselva betydelig høyere i forhold til Øverlandselva. For Sandvikselva var skog/dyrket landskap det arealet som i hovedsak ga det største bidraget av metaller, mens villaarealer stod for tilførslene av PAH og PCB. I Øverlandselva hadde villa- og byarealer det største bidraget av PAH/PCB og metaller. Bidraget av miljøgifter fra overvann utgjorde en marginal andel, med unntak av Zn og Cu.

4. Diskusjon og konklusjon

4.1 Metaller og organiske miljøgifter i sedimenter

Generelt var konsentrasjonen av metaller og organiske miljøgifter i sedimentene gjennomgående lave i både Sandvikselva og Øverlandselva, og de fleste forbindelsene ble klassifisert til Klasse I eller II i Klifs klassifiseringssystem. For alle metallene ble sedimentene klassifisert til klasse I og II.

For PCB7 var det kun sedimentet fra Hamang som ble klassifisert til Klasse III. PCB7 ble forbudt i Norge fra 1980, men da det er svært tungt nedbrytbart påvises ofte stoffet i lave konsentrasjoner i miljøet i dag. Hamang-området er et eldre industriområde hvor man vil kunne forvente å finne forhøyede konsentrasjoner av PCB7. Konsentrasjoner av PCB7 fra Hamang (19.6 µg/kg) tilsvarer nivåer funnet i urbane og industribelastede elver som for eksempel Akerselva, Hoffselva, Alna (Weideborg, Storhaug, & Henninge, 2006) og Hunnselva (Løvik, 2010), men nivået var betydelig lavere enn funn fra et sterkt belastet område i Alna hvor 3319 µg/kg PCB7 ble påvist (Rannekleiv et al., 2009).

For PAH16 hadde sedimentet fra Kloppa den høyeste konsentrasjonen, og ble klassifisert til Klasse III. PAH finnes naturlig, men menneskelige aktiviteter kan føre til forhøyede konsentrasjoner i miljøet. Forbrenningsprosesser, avrenning fra urbane områder, søl og lekkasjer av fossilt brennstoff er viktige kilder til forhøyede PAH-konsentrasjoner i miljøet (Ruus et al., 2009). Ved å se på sammensetningen av de ulike PAH-forbindelsene skal man kunne angi i en viss grad hva slags kilde som er opphavet (Yunker et al., 2002). Forholdene mellom Ant/178, Flu/(Flu+PYR), ICDP/(ICDP+BEP) og BAA/(BAA+CHR), se **Tabell 3** for forkortelser) indikerte at de viktigste kildene til PAH er forbrenningsprosesser som for eksempel ved- og oljefyring og biltrafikk. Det er kjent at avrenning fra biltrafikk er en betydelig kilde til PAH i vassdrag (Brown & Peake, 2006; Neff, 1979). Store deler av Sandviksvassdraget ligger langs settet trafikerte veier, slik at avrenning fra veg vil kunne være en viktig kilde til PAH.

Videre undersøkelser av sedimentasjonskummer langs vassdraget vil kunne tilføre ytterligere informasjon om dette vegtrafikk er en viktig PAH-kilde.

For de resterende organiske miljøgiftene som omfattes av Klifs klassifiseringssystem var nivåene lave, klasse I eller II, med unntak av oktylfenol i sedimentet fra Hamang ($10 \mu\text{g kg}^{-1}$), som ble klassifisert til klasse IV. Det foreligger ingen kartleggingsstudier av oktylfenoler i sedimenter i ferskvann i Norge, så vi kan ikke vurdere dette resultatet opp mot andre i det norske miljøet (Klif screening i 2011 vil omfatte alkylfenoler i Mjøsa). Fra 2002 ble det forbudt å produsere og bruke stoffet, med unntak av tilsetninger i bl.a. maling, lakkprodukter og smøreoljer. Andre kilder i miljøet er resirkulerte bildekk som benyttes i kunstdekkbaner. Data for slam fra norske rensesanlegg viser at det er en betydelig nedgang i konsentrasjonen i slammet fra 1996 til 2007. I forhold til funn fra utlandet, hvor nivåene i hovedsak var under $70 \mu\text{g/kg}$ (Soares, Guieysse, Jefferson, Cartmell, & Lester, 2008) og Sverige hvor nivåene i miljøet var fra $10\text{-}300 \mu\text{g/kg}$ (Remberger et al., 2003), vil antagelig konsentrasjonen funnet ved Hamang være innenfor nivået man kan finne i urbane områder påvirket av industri.

For organiske tinnforbindelser, ble TBT, DBT og MBT påvist i detekterbare nivåer i flere av sedimentene. MBT og DBT er nedbrytningsprodukter av TBT, og anses å være mindre giftige enn TBT. I overflatesedimenter har man sett en halvering av konsentrasjonen av TBT fra 360 til 775 dager, mens det i anaerobe sedimenter kan ta flere titalls år (Dowson, Bibb, & Lester, 1996). I Norge har det største forbruket av TBT vært som bunnstoff i båter. Andre mindre mengder forbruk av tinnorganiske forbindelser har bl.a. vært knyttet til treimpregneringsmidler (TBT og TPFT) og til plastvareindustrien som PVC-stabilisering (DBT) (Fjellidal, 1994). Bruk, import og produksjon av tinnorganiske forbindelser ble forbudt fra 2003 (TBT anvendt som bunnstoff fra 2008). Årsaken til at vi kan påvise MBT og DBT i Sandviksvassdraget er uvisst, men at kilden har sitt opphav i treforedlingsindustrien kan ikke utelukkes. Det er få studier av forekomster av tinnorganiske forbindelser fra ferskvann i Norge, og vi har ikke klart å finne konsentrasjoner målt i ferskvannsedimenter. Funn i lake (*Lota lota*) fra Mjøsa og Hurdalsjøen viste forhøyede konsentrasjoner av TFT i muskel- og leverprøver (Følsvik & Brevik, 1999). I Alna og Akerselva ble det påvist TBT, DBT og MBT i vannsøylen og totalnivåer opp til $0.080 \mu\text{g/l}$ ble funnet (Weideborg, Storhaug, & Henninge, 2005).

Nivået av de klorerte pesticidene var lavt i sedimentene, og kun $\sum\text{DDT}$ ble påvist over deteksjonsgrensen ved Øverland gård og Hamang. Flere av de klorerte pesticider ble påvist i de passive prøvetakerne og i SPM fra sentrifugen (**Tabell 18**, **Tabell 19**, **Tabell 20** og **Tabell 21**) noe som indikerer at det er noe avrenning fra gammelt landbruk i Øverlandselva. Dette stemmer med funn av DDT og DDE i sedimentprøver tatt ved Engervannet hvor nivået ble klassifisert til klasse IV, som sterkt forurenset i Klifs klassifiseringssystem (Fjeld & Rognerud, 2006).

4.2 Metaller i vannsøylen

Målinger av metaller i vannsøylen viste at de fleste konsentrasjonene var lave, og tilsvarende klasse I og II i begge elvene. Kobber var det metallet som i begge elvene ble klassifisert til den høyeste klassen, klasse III og IV. Den høyeste konsentrasjonen målt var $3.6 \mu\text{g L}^{-1}$ i Øverlandselva. Konsentrasjonene var generelt noe høyere i Øverlandselva enn i Sandvikselva.

For fisk har man observert endrede atferdsmønstre, redusert vekst og enzymatisk aktivitet ved Cu-konsentrasjoner på $4 \mu\text{g L}^{-1}$. Dødelige konsentrasjoner for salmonider i bløtt vann har vært rapportert til å være $10 \mu\text{g L}^{-1}$, mens de fleste andre fiskeslag har høyere toleranse for Cu. Det kritiske nivået av Cu for negative effekter på fisk i 27 norske elver som hadde populasjoner av laks og ørret ($3\text{-}30 \text{ mg Ca L}^{-1}$, $\text{pH} \sim 7$) var $20 \mu\text{g L}^{-1}$ (Lydersen et al., 2002). Fra DGT-analysen viste det seg at Cu i hovedsak forelå i bundet form, og det var det var kun én utplassering som hadde et forhøyet nivå av Cu ($1 \mu\text{g L}^{-1}$ i Øverlandselva).

De forhøyede konsentrasjonene av Cu kan ha flere kilder, bl.a. avløp via ledningsnett (Cu-rør), i bygningsmaterialer (tak, rør) og fra landbruket (gjødsel, pesticider og treforedling, som antibegroingsmiddel). Vi ser fra **Tabell 17** at det er en økning i den totale konsentrasjonen av Cu (og de andre metallene) nedstrøms i Sandviksvassdraget. Dersom man ønsket å få en bedre oversikt over kildene i elva, kan det vurderes å sette ut prøvetakere over et tidsrom som tar ut blandprøver med jevne mellomrom, og eventuelt passive prøvetakere.

4.3 Organiske miljøgifter i vannsøylen

Konsentrasjonen av organiske miljøgifter i vannsøylen, målt i SPM og SPMD var høyere i Øverlandselva enn i Sandvikselva. Det var ingen klare sesongbaserte variasjoner i konsentrasjonene. Man ville muligens forvente å finne høyest konsentrasjoner under perioder med mye nedbør, men da vil man være avhengig av å få med seg "first flush" hvor konsentrasjonen er på det høyeste, for deretter å avta som følge av en fortykning pga nedbøren. Beregninger gjort i Norge fra elver i Oslo fra 1995 (Johansen & Samdal, 1995) og 2006 (Weideborg et al., 2006) viser at det er vanskelig å finne konsentrasjoner av organiske miljøgifter som er over deteksjonsgrense ved bruk av konvensjonell metoder, enten ved å måle direkte på vannprøven eller ved at man filtrerer prøven og skraper av materialet som har samlet seg på filteret og måler på dette. I undersøkelsene til Johansen og Samdal (1995) og Weideborg m fl. (2006) er måledataene usikre og de fleste målingene i vannfasen var under eller ved deteksjonsgrensen.

Fra den internasjonale litteraturen finnes det få målinger av sesongvariasjoner av miljøgifter målt i SPMD og SPM. En nylig publisert artikkel av Pohlert m.fl. (2011a) har sett på trender av HCB, PCB-138 og PCB-153 bundet til SPM fra 8 stasjoner langs Rhinen fra 1995-2008. De benyttet seg av en sentrifuge til å samle inn prøvemateriale. Fra deres data kan det ikke se ut som om det er noen sammenheng mellom årstider og mengde ($\mu\text{g kg}^{-1}$) av miljøgifter i det innsamlede materialet. Nivåene av HCB var generelt høyere i Rhinen enn i Sandviksvassdraget, med unntak av den minst kontaminerte målestasjonen ved Weil am Rhein (164 km fra Rhinens kilde), hvor nivåene var sammenlignbare. For PCB-kongenerne var nivåene i Rhinen betydelig høyere enn i Sandviksvassdraget. Fra den urbane delen av elven Tiber i Italia, var nivåene av PAH i SPM (SPM på filterpapir), fra 1 663 til 15 473 $\mu\text{g kg}^{-1}$, hvor de øverste nivåene tilsvarer funnene fra Blomsterkroken (Patrolecco, 2010). Det vil være vanskelig å sammenligne nivåer av organiske miljøgifter i SPM, da innsamlings- og beregningsmetode vil være av betydning. Dette er vist i arbeidet til Pohlert m fl. (2011a; 2011b). I forhold til SPM innsamlet med samme sentrifuge (RiverPOP-prosjektene) som benyttet i dette prosjektet fra Glomma ved Sarpsfossen, så var nivåene av PAH betydelig lavere i Glomma enn i Sandviksvassdraget (I. Allan et al., 2011; I. J. Allan et al., 2009; I. J. Allan et al., 2010). En SPM-prøve innsamlet fra Glomma ved Sarpsfossen i 2010 med sentrifugen (Riverpop 2011) har like høye nivåer av PAH som i Sandviksvassdraget. For PCB7, PentaCB, HCHA, HCHG og OCS var nivåene like i vassdragene, mens HCB, DDD og DDE var noe høyere i Sandviksvassdraget enn i Glomma (I. J. Allan et al., 2010). Andre resultater fra bruk av sentrifugen i Norges finnes det ikke i dag.

Det finnes studier av sesongvariasjon av den frie fraksjonen av organiske miljøgifter målt ved hjelp av SPMDer som viser at konsentrasjonene varierer gjennom året. Flere faktorer påvirker konsentrasjonen og andelen av den frie fraksjonen av miljøgiften i en prøve, for eksempel konsentrasjonen av humus, DOC, episoder med kraftig nedbør, vannmengder og temperaturer (Komarova, Bartkow, & Muller, 2006; McCarthy, 2006; Tusseau-Vuillemin et al., 2007). I forhold til nivåer av frie fraksjoner av miljøgifter målt med SPMD i Drammenselva (ved Mjøndalen), så var konsentrasjonen av PAH i Sandviksvassdraget høyere (I. J. Allan et al., 2010). I Nidelva (Trondheim) var nivået av PAH 2-16 ng L^{-1} , som tilsvarer funnene ved Bjørnegård, 9-20 ng L^{-1} (Rosten et al., 2009), 2009). Fra Alna, ved utløpet ved Kværner var

PAH konsentrasjonen ca 27 ng L^{-1} (I.J. Allan & Ranneklev, 2011). I Hunnselva, nedstrøms industriparken var nivået lavt (ca 3 ng L^{-1}), og kun de letteste PAH-forbindelsene ble påvist (Fjeld & Løvik, 2004). For PCB7 så var nivåene i Blomsterkroken (alle prøvene fra Bjørnegård var under deteksjonsgrensen) på samme nivå som verdier fra Alna i Oslo, bortsett fra et område i Alna som hadde høyere nivåer og også også betydelig høyere konsentrasjoner i sedimentene. Nivåene av PCB7 i Drammenselva ble målt til under deteksjonsgrensen under RiverPOP2009 (I. Allan et al., 2009). De resterende klororganiske forbindelsene (PentaCB, HCHA etc.) som ble målt i Drammenselva var under deteksjonsgrensen, med unntak av HCB, hvor nivåene var tilsvarende funnene fra Sandviksvassdraget.

Generelt er nivåene av miljøgifter i SPM og den frie fraksjonen fra SPMD-målinger tilsvarende det vi vil forvente oss å finne i urbane elver i Norge. Nivået av PAH og noen klorerte pesticider i Sandviksvassdraget (Øverlandselva) kan synes å være noe forhøyede i forhold til andre vassdrag som man har målt på i Norge, men nivåene målt med SPMD (den labile fraksjonen) var under EQS-verdier for alle aktuelle parametre.

Materialet som ble samlet inn i sedimentfellen som ble plassert ut ved utløpet hadde lave konsentrasjoner av de fleste miljøgiftene, og kun PAH16, HCB, DEEP og TDEEP var over deteksjonsgrensen. Det er vanskelig å tolke funnene her, da miljøgiftene vil kunne ha sitt opphav både fra sjøvann og elvene. Resultatet viser at SPM ved utløpet er lite kontaminert av klororganiske forbindelser. For SPM var nivået av PAH tilsvarende målingene i Blomsterkroken.

4.4 Tilførsler av metaller og organiske miljøgifter fra elvene

Tilførsler av metaller fra elvene ble beregnet ut fra konsentrasjonen av metaller i vannsøylen, mens for organiske miljøgifter ble tilførslene beregnet ut fra målte konsentrasjoner fra SPMDene og sentrifugen. Tilførslene av metaller og organiske miljøgifter var høyere fra Sandvikselva i forhold til Øverlandselva selv konsentrasjonene var høyere i Øverlandselva om. Dette skyldes at vannføringen i Sandvikselva er betydelig høyere (ca 10 ganger) enn i Øverlandselva.

I forhold til RID-programmet hvor Sandvikselva inngår og metaller inngår i overvåkningsprogrammet, så er våre beregnede tilførsler noe høyere (Selvik et al., 2009). Dette kan skyldes at man i RID-overvåkingen kun baserer seg på én måling, og at flere av konsentrasjonene av metallene var under deteksjonsgrensen. Beregninger av tilførsler fra 1995 i Sandvikselva og Øverlandselva (Johansen & Samdal, 1995) som baserte seg på målinger fra Bærum kommune og NIVA/NILU, viste betydelig høyere verdier enn våres, noe som kan tyde på at nivået av metaller i elva har avtatt. Dette kan stemme med trendanalyser fra RID-programmet hvor tilførslene av metaller fra de største elvene i Norge har avtatt fra 1990 til 2009 (Selvik et al., 2009).

For de organiske miljøgiftene var tilførslene fra våres beregninger lavere enn målingene gjort av Johnsen & Samdal (1995) i Sandviksvassdraget. Deres beregnede tilførsler av PAH var på 11.3 kg i året, mens vi har 6 kg/år summert for begge elvene, og for PCB7 var deres beregnede tilførsler 32 g/år , mens vi har estimert dette til å være 14 g/år . Beregningene deres er særdeles usikre, da det ikke ble foretatt egne målinger, men konsentrasjoner for Akerselva ble benyttet sammen med vannføring fra Sandviksvassdraget. Siste beregninger av PAH og PCB7 tilførsler fra Hovinbekken, Alna og Akerselva er gjort av Weideborg m. fl. (2006). De beregnet tilførslene av PAH og PCB7 fra elvene til å være $6\text{-}13 \text{ kg/år}$ og 600 g/år , henholdsvis. I de fleste prøvene deres fant de ikke detekterbare konsentrasjoner av PAH-forbindelser i det partikulære materialet og resultatene fra de passive prøvetakerne er ikke benyttet under beregningene. Med bakgrunn i de store usikkerhetene i beregningene er det vanskelig å vurdere hvor stort bidraget

fra Sandviksvassdraget er i forhold til de andre elvene som munner ut i indre Oslofjord. I tillegg kan det også være reduksjoner i tilførsler fra 2006 fram til i dag.

Tilførsler på 6 kg pr. år av PAH til fjorden er mest sannsynlig marginale, og måling av en datert sedimentkjerne i nærheten av utløpet av Sandvikselva, viste at PAH-nivåene i overflatesedimentet var lavt, og under den grensen som antas å gi effekter på bunnfauna (Berge, Alve, & Helland, 2009).

Det finnes ikke gode estimater på tilførsler av organiske miljøgifter fra noen elver i Norge. I RID-programmet har man målt bl.a. på HCHG (Lindan) og PCB, men alle prøvene som har blitt tatt på konvensjonell måte har vært under deteksjonsgrensen (Selvik m. fl., 2009). Ved bruk av passive prøvetakere og sentrifuge kan man klare å måle på konsentrasjoner over deteksjonsgrensen, i tillegg plasseres de ut i felt fra en uke til en måned og man får et tidsintegret bilde av forurensningssituasjon.

Pr. i dag er Sandviksvassdraget det vassdraget som har det best oppdaterte og antagelig de mest korrekte beregnede tilførsler av organiske miljøgifter i Norge.

4.5 Tilførsler av metaller og PAH til elvene fra overvann og ulike arealer

Vannkjemien i elvene vil være påvirket av naturlige prosesser og menneskelige aktiviteter, og det var store forskjeller mellom elvene i forhold til hvilke arealer som bidro med tilførsler av metaller. I Sandvikselva var skog og dyrket landskap det arealet som dominerte vannkjemien, mens det i Øverlandselva var villa- og byarealer. Fra beregningene kan Øverlandselva karakteriseres som mer urban i forhold til Sandvikselva, noe som også stemmer med konsentrasjonene av metaller og miljøgifter i elvene. Bortsett fra Zn, Cu og PAH/PCB (omtrent likt fordelt mellom de ulike arealene) så hadde tilførsler fra overvann liten innflytelse på vannkjemien. Tilsvarende resultater ble også funnet i Oslo-elvene (Weideborg, m. fl., 2006). Zn er et metall som man "finner overalt", noe som skyldes at Zn er et av de mindre edlere metallene og løses lettere ut. Bl.a. så benyttes Zn som rustbeskytter i stålmaterialer og i bygningsmaterialer. Sjablong-konsentrasjoner for Zn i overvann fra tette flater og overløpsvann settes ofte til 140 µg/l (Lindholm, 2004), og er betydelig høyere enn andre tungmetaller. For Cu, så kan veitrafikk være en viktig kilde, bl.a. så vil Cu løses ut som slitasjeprodukter fra asfalt og bildeler, og drivstoff inneholder Cu. Tilførsler av PAH og PCB var knyttet opp mot arealer i villaområder. PAH dannes bl.a. under forbrenning av ved og fossilt brennstoff, og det vil være forventet å finne forhøyede konsentrasjoner i urbane og bynære områder, pga biltrafikk og fyring. Kilder til PCB i villaområder kan for eksempel være betong, husmaling og andre byggematerialer.

5. Referanser

- Allan, I., Bæk, K., Kringstad, A., Bratsberg, E., Høgfeldt, A., Ranneklev, S., . . . Garmo, Ø. (2011). RiverPOP 2010. Measurement of trace contaminants in the Glomma River and some recommendations from RiverPOP projects (2008-2011) *Niva-rapport 6126-2011*, s. 33.
- Allan, I., Fjeld, E., Garmo, Ø., Langford, K., Kringstad, A., Bratsberg, E., & Kaste, Ø. (2009). RiverPOP: Measuring concentrations of persistent organic pollutants and trace metals in Norwegian rivers RiverPOP: Måle konsentrasjoner av persistente organiske forurensende stoffer og metaller i norske elver. *NIVA-report 5815 /TA-2521/2009*, 112.
- Allan, I. J., Fjeld, E., Garmo, Ø. A., Langford, K., Kringstad, A., Bratsberg, E., & Kaste, Ø. (2009). RiverPOP: Measuring concentrations of persistent organic pollutants and trace metals in Norwegian rivers. *Klif-rapport TA-2521/2009*, s. 112.
- Allan, I. J., Garmo, Ø. A., Harman, C., Kringstad, A., & Bratsberg, E. (2010). RiverPOP 2009: Measuring concentrations of persistent organic pollutants and trace metals in Norwegian rivers. *Klif-rapport TA-2662/2010*, s. 39.
- Allan, I. J., & Ranneklev, S. B. (2011). Occurrence of PAHs and PCBs in the Alna River, Oslo (Norway). *J. Environ. Monit., 2011, Advance Article (in press)*.
- Bakke, T., Breedveld, G., Kallkvist, T., Oen, A., Eek, E., Ruus, A., . . . Hylland, K. (2007). Veileder for klassifisering av miljøkvaliteter i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. *Klif-rapport TA-2229/2007*, s. 12.
- Berge, J., Alve, E., & Helland, A. (2009). Miljøgifter i sediment fra en datert kjerne fra Bærumsvassdraget *Niva-rapport 5825-2009*, s. 39.
- Borch, H., Haarstad, K., Borgstrøm, R., Bækken, T., & Dokk, J. G. (2004). Sandvikselva - en forurensingskartlegging av miljøskadelige forbindelser for å avdekke årsaker til redusert reproduksjon av laks og sjørret. *Bioforsk-Rapport 125/04*, s. 37.
- Bremnes, T., Saltveit, S. J., & Brabrand, Å. (2007). Bunndyr og fisk som indikator på vannkvalitet i Sandviksvassdraget med Øverlandselva. *LFI-Rapport 248-2007*, s. 49.
- Bremnes, T., Saltveit, S. J., Pavels, H., & Brabrand, Å. (2009). Sandviksvassdraget Del 1: Bunndyr og fisk som indikator på vannkvalitet, Del 2: Overlevelse av rogn fra laksefisk, s. 38. *LFI Rapport nr. 271-2009*.
- Brown, J., & Peake, B. (2006). Sources of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in urban stormwater runoff. *Science of the total environment*, 359, 145-155.
- Bækken, T., Haugen, T., Lindholm, M., Aanes, K. J., Skarbøvik, E., Hauge, A., & Dønnum, B. O. (2008). Sandviksvassdraget- Kartlegging og tiltak. *NiVA-Rapport 5544-2008*, s. 64.
- Dowson, P. H., Bibb, J. M., & Lester, J. N. (1996). Persistence and degradation pathways of tributyltin in freshwater and estuarine sediments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42(551-562).
- Fjeld, E., & Løvik, J. (2004). Miljøundersøkelse av Hunnselva ved Raufoss industripark, 2004. Tungmetaller og organiske mikroforurensninger *Niva-rapport 4917-2004*, s. 20.
- Fjeld, E., & Rognerud, S. (2006). Miljøgifter i sedimenter fra Engervannet. *NIVA-rapport 5155-2006*. s. 15.
- Fjellidal, J. H. (1994). Materialstrømsanalyse av tinnorganiske forbindelser. *STF-rapport TA-1046/94*, s. 43.
- Følsvik, N., & Brevik, E. M. (1999). Levels of organotin compounds in Burbot (*Lota Lota*) from Norwegian Lakes. *J. High Resol. Chromtogr.*, 22(3), 177-180.
- Grande, M., & Lindstrøm, E.-A. (1983). Rutineovervåking i Sandviksvassdraget 1982. *NIVA-Rapport 112/83*, s. 33.

- Huckins, J. N., Petty, J. D., & Booij, K. (2006). *Monitors of organic chemicals in the environment: semipermeable membrane devices* Springer-Verlag New York Inc., 238 p.
- Johansen, S. S., & Samdal, J. E. (1995). Miljøgifter i indre Oslofjord. Delrapport 5. Kartlegging av kilder. s. 80. *Niva-rapport 3291*.
- Komarova, T., Bartkow, M. E., & Muller, J. E. (2006). Field evaluation of passive samplers: Monitoring polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in stormwater. *Polycyclic Aromatic Compounds*, 26, 221-236.
- Lindholm, O. (2004). Miljøgifter i overvann fra tette flater. . *Niva-rapport 4775-2004*, s. 230 s. 42.
- Lydersen, E., Lofgren, S., & Arnesen, R. T. (2002). Metals in Scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming and potential reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(2 & 3), 73-264.
- Lyngstad, E., & Weideborg, M. (2003). Kartlegging av vannkvalitet i Øverlandselva, Bærum Kommune. . *Aquateam-Rapport 02-055*, s. 48.
- Løvnik, J. E. (2010). Overvåkning av miljøgifter i Hunnsleva-vassdraget i Vester Toten kommune i 2009. s. 35. *Niva-rapport 6004-2010*.
- McCarthy, K. (2006). Assessment of the usefulness of semipermeable membrane devices for long-term watershed monitoring in an urban slough system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118, 293-318.
- Neff, J. (1979). Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment: Sources, fates and biological effects. . *London: Applied Scienc Publisherrs Ltd.*
- Pohlert, T., Hillebrand, G., & Breitung, V. (2011a). Trends of persistent organic pollutants in the suspended matter of the River Rhine. *Hudrol. Process. Early View*.
- Ranneklev, S. B., Allan, I. J., & Enge, E. K. (2009). Kartlegging av miljøgifter i Alna og Akerselva. SFT. NIVA-rapport l. nr OR-5776. 116 s. . *Klif-rapport TA-2495/2009*, s. 116.
- Remberger, M., Kaj, L., Palm, A., Sternbeck, J., Kvernes, E., & Brorstrom-Lunden, E. (2003). Screening of tertiary butylphenols, methylphenols, and long-chain alkylphenols in the Swedish environment. *IVL Rapport/B1594*, 93 p.
- Rosten, T., Harman, C., Fjeld, E., Urke, H., Rosseland, B., Kleiven, E., & Muthanna, T. (2009). Kartlegging av forurensning i Nidelva; Innledende kartlegging 2007og 2008. *Niva-rapport 5722 -2009*, s. 42.
- Ruus, A., Næs, K., Grung, M., Green, N., Bakke, T., Oug, E., & Hylland, K. (2009). PAH-forurensning av sjøbunn. En oversikt over kunnskapstatus. *Klif-rapport TA-25/2009*, s. 80.
- Selvik, J. R., Tjomsland, T., Høgåsen, T., Aakerøy, P. A., Haaland, S., Beldring, S., . . . Kaste, Ø. (2009). Riverine inputs and direct discharges to Norwegiancoastal waters 2008. *Klif-rapport TA-2469/2009*, s. 75.
- Soares, A., Guieysse, B., Jefferson, B., Cartmell, E., & Lester, J. N. (2008). Nonylphenol in the environment: A critical reviw on occurence, fate, toxicity and treatment in wastewaters. *Environment International*, 34, 1033-1049.
- Tjomsland, T., Selvik J.R., & Brænden R. (2010). Teofil. Modell for source dependent loads in river basins. *Niva-rapport 5914-2010*, s. 58.
- Tusseau-Vuillemin, M.-H., Gourlay, C., Lorgeoux, C., Mouchel, J.-M., Buzier, R., Gilbin, R., . . . Elbaz-Poulichet, F. (2007). Dissolved and bioavailable contaminants in the Seine river basin. *Science of the total environment*, 375, 244-256.
- Weideborg, M., Storhaug, R., & Henninge, L. B. (2005). Kartlegging av tilførsler av miljøgifter fra elver og overvann til Oslo Indre havn. *Aquateam-Rapport 05-055*, s. 65.
- Weideborg, M., Storhaug, R., & Henninge, L. B. (2006). Kartlegging av tilførsler av miljøgifter fra elver og overvann til Oslo Indre havn. *Aquateam-Rapport 05-055*, s. 65.
- Yunker, M. B., Macdonald, R. W., Vingarzan, R., Mitchell, R. H., Goyette, D., & Sylvestre, S. (2002). PAHs in the Fraser River basin; a critical appraisal of PAH ratios as indicators of PAH source and composition. *Organic Geochemistry*, 33, 489-515.

Økland, T. E., Wilhelmsen, E., & Solevåg, Ø. (2005). A study of the priority substances of the Water Framework Directive. *Klif-rapport TA-2140/2005*, s. 104.

6. Vedlegg

Ytterligere informasjon om rådata er gitt i vedleggene.

6.1 Rådata metaller i vannsøylen

Rekvisisjonsnr : 2010-01434 Mottatt dato : 20100705 Godkjent av : **KLR** Godkjent dato:
 20100716
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel	Ag/ICP	As/ICP	Cd/ICP	Cr/ICP	Cu/ICP	Mn/ICP	Ni/ICP	Pb/ICP	Sn/ICP	Zn/ICP				
Enhet ==>	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l				
Metode ==>	TESTNO	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 9-5				
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype											
1	20100702	Bjørnegård	fersk	2010-01434	<0.002	<0.02	<0.001	<0.002	<0.002	0.0293	<0.004	<0.01	<0.01	0.003

Rekvisisjonsnr : 2010-01683 Mottatt dato : 20100730 Godkjent av : **EHA** Godkjent
 dato: 20100823
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel	Ag/ICP	As/ICP	Cd/ICP	Cr/ICP	Cu/ICP	Hg/L	Mn/ICP	Ni/ICP	Pb/ICP	Sn/ICP	Zn/ICP				
Enhet ==>	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	ng/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l				
Metode ==>	TESTNO	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 4-3	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 9-5				
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype												
1	20100730	Bjørnegård	fersk	2010-01683	<0.002	<0.02	<0.001	<0.002	0.003	1.0	0.146	<0.004	<0.01	<0.01	0.012

Rekvisisjonsnr : 2010-02180 Mottatt dato : 20100924 Godkjent av : KLR Godkjent
 dato: 20101019
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel	As/MS	Cr/MS	Cu/MS	Hg/L	Ni/MS	Pb/MS	Zn/MS				
Enhet ==>	µg/l	µg/l	µg/l	ng/l	µg/l	µg/l	µg/l				
Metode ==>	TESTNO	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 4- 3	E 8-3	E 8-3				
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype								
1	!	20100921 Bjørnegård	fersk	2010-02180	0.27	0.40	0.743	<1.0	s0.26	0.213	3.03
2		20100921 Blomsterkroken	fersk	2010-02180	0.49	0.79	2.74	<1.0	1.2	2.52	6.56

s Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

PrNr 1 s Ni = 40% usikkerhet p.g.a. høy Ca.

NIVA 6165-2011

Rekvissjonsnr : 2010-00550 Mottatt dato : 20100330 Godkjent av : KLR Godkjent dato: 20100429
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel	Ag/MS	As/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Hg/L	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	Sn/MS	Zn/MS	
Enhhet ==>	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ng/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	
Metode ==>	TESTNO	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 4-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	
PrNr PrDato Merking Prøvetype												
1 ! 20100326 Bjørnegård fersk	2010-00550	<0.05	s0.43	0.025	s2.3	2.22	6.0	23.5	s0.43	0.221	<0.1	6.84
2 ! 20100326 Blomsterkroken fersk	2010-00550	<0.05	s0.62	0.024	s2.0	3.62	1.0	55.7	s1.2	0.566	<0.1	6.08

Analysevariabel	Sn/MS	Zn/MS
Enhhet ==>	µg/l	µg/l
Metode ==>	E 8-3	E 8-3
PrNr PrDato Merking Prøvetype		
1 ! 20100326 Bjørnegård fersk	<0.1	6.84
2 ! 20100326 Blomsterkroken fersk	<0.1	6.08

PrNr 1
PrNr 2

s Cr og As = Stor usikkerhet p.g.a. høy Cl verdi. s Ni = Stor usikkerhet p.g.a. høy Ca
 s Cr og As = Stor usikkerhet p.g.a. høy Cl verdi. s Ni = 40% usikkerhet p.g.a. høy Ca.

Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til
s kvantifiseringen.

Rekvissjonsnr : 2010-00731 Mottatt dato : 20100428 Godkjent av : EHA Godkjent dato:
20100510
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel	Ag/MS	As/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Hg/L	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	Sn/MS	Zn/MS	Sn/MS
Enhhet ==>	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ng/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Metode ==>	TESTNO	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 4- 3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3
PrNr PrDato Merking Prøvetype												
1 ! 20100423 Blomsterkroken fersk	2010-00731	<0.05	0.30	0.02	s0.53	1.15	<1.0	23.0	s0.22	1.15	<0.1	2.44
2 ! 20100423 Bjørnegård fersk	2010-00731	<0.05	0.2	0.01	0.38	0.673	<1.0	9.16	s0.24	0.084	<0.1	2.34

s Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

s Cr = 40% usikkerhet p.g.a. høy Cl verdi. s Ni = Stor usikkerhet p.g.a. høy Ca
 verdi.
 s Ni = Stor usikkerhet p.g.a. høy Ca verdi.

NIVA 6165-2011

Rekvisisjonsnr : 2010-00985 Mottatt dato : 20100521 Godkjent av : KLR Godkjent dato: 20100610
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel		Ag/MS	As/MS	Cd/MS	Cu/MS	Hg/L	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	Sn/MS	Zn/MS			
Enhet ==>		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ng/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Metode ==>		TESTNO	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 4-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3			
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype											
1 !	20100519	Øverland gård	fersk	2010-00985	<0.05	0.39	0.022	1.24	<1.0	52.0	s0.32	1.25	<0.1	11.9
2	20100519	Kjagli dam	fersk	2010-00985	<0.05	0.2	0.007	0.344	<1.0	8.42	0.09	0.048	<0.1	0.77
3 !	20100519	Skui skole	fersk	2010-00985	<0.05	0.2	0.01	0.495	<1.0	6.42	s0.08	0.076	<0.1	1.4

s Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

PrNr 1 s Ni = 40% usikkerhet p.g.a. høy Ca verdi.
 PrNr 3 s Ni = Stor usikkerhet p.g.a. høy Ca verdi.

Rekvisisjonsnr : 2010-01335 Mottatt dato : 20100623 Godkjent av : EHA Godkjent dato: 20100706
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel		Ag/MS	As/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Hg/L	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	Sn/MS	Zn/MS			
Enhet ==>		µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ng/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
Metode ==>		TESTNO	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 4-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3			
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype												
1	20100623	Bjørnegård	fersk	2010-01335			<1.0								
2 !	20100623	Blomsterkroken	fersk	2010-01335	<0.05	s0.60	0.078	s0.96	2.83	59.7	26.9	s1.1	0.342	<0.1	3.93

s Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

PrNr 2 s Cr = Stor usikkerhet p.g.a. høy Cl verdi. s As = 40% usikkerhet p.g.a. høy Cl verdi.
 s Ni = 40% usikkerhet p.g.a. høy Ca verdi.

6.2 Rådata metaller og organiske forbindelser i sedimenter og suspendert materiale

Rapport

Side 1 (2)

N1100919

ZOJDKREZ08



Prosjekt
Bestnr
Registrert 2011-02-04
Utstedt 2011-02-18

NIVA
Bente Lauritzen
Oslo
Gaustadalleen 21
0349 Oslo
Norway

Analyse av faststoff

6.10 - 26.11.2010

Deres prøvenavn	187.1 jord	Torpedo				
Labnummer	N00134712					
Analys	Resultater	Usikkerhet (%)	Enhet	Metode	Utført	Sign
4-n-Nonylfenol	<0.0020		mg/kg	1	1	DOMA
iso-Nonylfenol (bkn.)	0.002	0.017	mg/kg	1	1	DOMA
4-t-Octylfenol	0.0023		mg/kg	1	1	DOMA

Deres prøvenavn	187.2 jord	990-5 SPM Bpm 1.4-6-2010				
Labnummer	N00134713					
Analys	Resultater	Usikkerhet (%)	Enhet	Metode	Utført	Sign
4-n-Nonylfenol	<0.0020		mg/kg	1	1	DOMA
iso-Nonylfenol (bkn.)	0.000	0.018	mg/kg	1	1	DOMA
4-t-Octylfenol	<0.0020		mg/kg	1	1	DOMA

Deres prøvenavn	187.3 jord	990-6 SPM Bpm 2.3-1.4-2010				
Labnummer	N00134714					
Analys	Resultater	Usikkerhet (%)	Enhet	Metode	Utført	Sign
4-n-Nonylfenol	<0.0020		mg/kg	1	1	DOMA
iso-Nonylfenol (bkn.)	0.00	0.062	mg/kg	1	1	DOMA
4-t-Octylfenol	0.0000		mg/kg	1	1	DOMA

(IR)

Rapport

Side 1 (2)

N1100919

20J0H2Z03



Prosjekt
Bestnr
Registrert 2011-02-04
Utstedt 2011-02-18

NIVA
Bente Lauritzen
Oslo
Gaustadalleen 21
0349 Oslo
Norway

Analyse av faststoff

Deres prøvenavn	187.1						
	jord						
Labnummer	N00134712						
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign	
4-n-Nonylfenol	<0.0020		mg/kg	1	1	DOMA	
iso-Nonylfenol (tekn.)	0.092	0.017	mg/kg	1	1	DOMA	
4-4-Oktylfenol	0.0023		mg/kg	1	1	DOMA	

Deres prøvenavn	187.2						
	jord						
Labnummer	N00134713						
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign	
4-n-Nonylfenol	<0.0020		mg/kg	1	1	DOMA	
iso-Nonylfenol (tekn.)	0.099	0.018	mg/kg	1	1	DOMA	
4-4-Oktylfenol	<0.0020		mg/kg	1	1	DOMA	

Deres prøvenavn	187.3						
	jord						
Labnummer	N00134714						
Analyse	Resultater	Usikkerhet (±)	Enhet	Metode	Utført	Sign	
4-n-Nonylfenol	<0.0020		mg/kg	1	1	DOMA	
iso-Nonylfenol (tekn.)	0.28	0.052	mg/kg	1	1	DOMA	
4-4-Oktylfenol	0.0098		mg/kg	1	1	DOMA	

Rapport

N1009791

Side 1 (3)

2GMM2SSYI2M



Prosjekt
Bestnr
Registrert 2010-11-03
Utstedt 2010-11-17

NIVA
Bente Lauritzen
Oslo
Gaustadalleen 21
0349 Oslo
Norway

Analyse av faststoff

Deres prøvenavn	2560-1 sediment				
Labnummer	N00124961				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (G)	40.6	%	1	1	IEA
Monobutyltinnkation	33	µg/kg TS	1	1	IEA
Dibutyltinnkation	42	µg/kg TS	1	1	IEA
Tributyltinnkation	5.1	µg/kg TS	1	1	IEA
Tetrabutyltinnkation	<1.0	µg/kg TS	1	1	IEA
Monooktyltinnkation	11	µg/kg TS	1	1	IEA
Dioktyltinnkation	13	µg/kg TS	1	1	IEA
Trisykloheksyltinnkation	<1.0	µg/kg TS	1	1	IEA
Monofenyltinnkation	<1.0	µg/kg TS	1	1	IEA
Difenyltinnkation	<1.0	µg/kg TS	1	1	IEA
Trifenyltinnkation	<1.0	µg/kg TS	1	1	IEA
Fenol	0.30	mg/kg TS	2	1	IEA
o-Kresol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
m-Kresol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
p-Kresol	4.9	mg/kg TS	2	1	IEA
2,3-Dimetylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2,4-Dimetylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2,5-Dimetylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2,6-Dimetylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
3,4-Dimetylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
3,5-Dimetylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2-Etylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
3-Etylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
4-Etylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2,4,6-Trimetylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2,3,5-Trimetylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2-n-Propylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
4-n-Propylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2-Isopropylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
3-tert-Butylphenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA

Rapport

N1009791

Side 2 (3)

2GMM2SSY12M



Deres prøvenavn	2560-2 sediment				
Labnummer	N00124962				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrstoff (G)	15.8	%	1	1	IEA
Monobutyltinnkation	19	µg/kg TS	1	1	IEA
Dibutyltinnkation	19	µg/kg TS	1	1	IEA
Tributyltinnkation	3.6	µg/kg TS	1	1	IEA
Tetrabutyltinnkation	<2.0	µg/kg TS	1	1	IEA
Monooktyltinnkation	5.5	µg/kg TS	1	1	IEA
Dioktyltinnkation	8.5	µg/kg TS	1	1	IEA
Trisykloheksyltinnkation	<2.0	µg/kg TS	1	1	IEA
Monofenyltinnkation	<2.0	µg/kg TS	1	1	IEA
Difenyltinnkation	<2.0	µg/kg TS	1	1	IEA
Trifenyltinnkation	<2.0	µg/kg TS	1	1	IEA
Fenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
o-Kresol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
m-Kresol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
p-Kresol	0.18	mg/kg TS	2	1	IEA
2,3-Dimetylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2,4-Dimetylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2,5-Dimetylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2,6-Dimetylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
3,4-Dimetylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
3,5-Dimetylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2-Etylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
3-Etylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
4-Etylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2,4,6-Trimetylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2,3,5-Trimetylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2-n-Propylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
4-n-Propylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
2-Isopropylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA
3-tert-Butylifenol	<0.10	mg/kg TS	2	1	IEA

Rapport

Side 1 (2)

N1011676

2KPF5ZCQL64



Prosjekt
Bestnr
Registrert **2010-12-20**
Utstedt **2011-01-04**

NIVA
Bente Lauritzen
Oslo
Gaustadalleen 21
0349 Oslo
Norway

Analyse av faststoff

Deres prøvenavn	2719-1				
	Sediment/slam				
Labnummer	N00130987				
Analyse	Resultater	Enhet	Metode	Utført	Sign
Tørrestoff (G)	98.7	%	1	1	MOBE
Monobutyltinnkation	13	µg/kg TS	1	1	MOBE
Dibutyltinnkation	15	µg/kg TS	1	1	MOBE
Tributyltinnkation	8.6	µg/kg TS	1	1	MOBE
Tetrabutyltinnkation	<1.0	µg/kg TS	1	1	MOBE
Monooktyltinnkation	2.0	µg/kg TS	1	1	MOBE
Dioktyltinnkation	2.0	µg/kg TS	1	1	MOBE
Trisykloheksyltinnkation	<1.0	µg/kg TS	1	1	MOBE
Monofenyltinnkation	<1.0	µg/kg TS	1	1	MOBE
Difenyltinnkation	<1.0	µg/kg TS	1	1	MOBE
Trifenyltinnkation	<1.0	µg/kg TS	1	1	MOBE

NIVA 6165-2011

Analysevariabel				TTS/%	CB28-Sm	CB52-Sm	CB101-Sm	CB118-Sm	CB105-Sm	CB153-Sm	CB138-Sm	CB156-Sm	CB180-Sm	CB209-Sm	ΣPCB	
Enhet	==>			%	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg t.v.	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	
Metode	==>			TESTNO	B 3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype													
1	20091119	Sat-thun Bjørnegåild	Sedis	2009-02979	29.0	<0.5	0.50	0.60	i	<0.5	1.0	1.1	<0.5	0.61	<0.5	
2		Sanelv s.2	Sedis	2009-02979		<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.2	1.1	<0.5	0.69	<0.5	
3	20091214	Blomsterkroken	Sedis	2009-02979		2.3	1.9	4.5	2.1	0.71	6.3	4.9	<0.5	2.2	<0.5	
4		SRA SPM Sand.v.	Sedis	2009-02979		2.5	2.4	3.9	2.2	0.79	6.3	5.0	<0.5	2.7	<0.5	
QCB-Sm	HCHA-Sm	HCB-Sm	HCHG-Sm	OCS-Sm	DDEPP-Sm	TDEPP-Sm	NAP-Sm	ACNLE-Sm	ACNE-Sm	FLE-Sm	DBTHI-Sm	PA-Sm	ANT-Sm	FLU-Sm	PYR-Sm	BAA-Sm
µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	µg/kg t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.
H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3
0.68	<0.5	2.2	<0.5	<0.5	1.9	<1	31	7.1	45	52	33	430	95	470	440	150
0.63	<0.5	3.6	<0.5	<0.5	2.2	12	35	11	16	21	19	310	55	630	560	220
1.1	<0.5	2.8	3.2	<0.5	9.8	4.0	61	21	25	82	80	980	670	1700	1900	800
0.92	<0.5	2.5	5.0	<0.5	3.4	1.4	56	16	14	25	53	600	130	1900	1900	800
CHR-Sm	BBJF-Sm	BKF-Sm	BEP-Sm	BAP-Sm	PER-Sm	ICDP-Sm	DBA3A-Sm	BGHIP-Sm	Sum PAH	PAH16	Sum KPAH	Sum NPd				
µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg				
t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.				
H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	Beregnet	Beregnet	Beregnet	Beregnet*				
210	240	88	180	160	130	110	27	180	3078.1	2735.1	1016	494				
260	280	110	200	190	120	110	28	190	3365	3026	1233	364				
990	1000	380	780	640	220	350	100	660	11439	10359	4321	1121				
1000	860	330	580	580	160	280	71	500	9855	9062	3977	709				
MBT-Sm	DBT-Sm	TBT-Sm	MPhT-Sm	DPhT-Sm	TPhT-Sm											
µg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg											
MBT/kg	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.											
H 14-1*	H 14-1*	H 14-1*	H 14-1*	H 14-1*	H 14-1*											
50	17	<10	41	<10	<10											
51	15	<10	<10	<10	<10											
52	51	9.1	<7	<7	<7											
190	32	<20	<20	<20	<20											

Rekvisisjonsnr : 2010-00327 Mottatt dato : 20100224 Godkjent av : KLR
 Godkjent dato: 20100226
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel				TOC/F	
Enhet ==>				µg C/mg TS	
Metode ==>				TESTNO	G 6
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype		
1	!	SRA Sandvann	sedis	2010-00327	118
2		Sandvann St2 B	sedis	2010-00327	78.6
3	20091214	Blomster	sedis	2010-00327	103
4	20091119	Bjørnegård	sedis	2010-00327	127



Oslo: Britt Anne Skarum korr
 Undersøkt: 09/09
 Journalnr: V010-00344

NIVA
 Gaustadalleen 21
 0149 OSLO

Ans: Trond Pet. Sandnes

Prosjektavn: Diversa miljøprover

ANALYSERAPPORT

Aukonrollnr: 010610

Journalnr: V010/344-1 jord

Sortem:

Dato: 19/10

Merking: Øverland Oidri v.Øru

Merkede stoff	Målede	Svar	Enhet	Grenseverdi	Best grunn
* OC-MULTI-KORDEKSEMPELT	11	Påvist	mg/kg		
DDC-p.p		0,01	mg/kg		0,01

*) Referanse er ikke tilgjengelig for denne analysen

Kommentar til prøve V010-344

M11. Enn de plantevernmidler (pesticider) som er påvist er oppgitt i analyse-
 rapporten. Hele sikkerhetsnettet for M11 finner man på vår hjemmeside
www.biodivers.no

Prøve(e) kan(e) dokumentere beredninger i tillegg til sikkerhetsnettet som er gjeldende.

Personopplysninger gjelder utvalgte og berørte personer.

Opplysninger om sikkerhetsnettet kan få ved berørte personer til beredninger.

Sikkerhetsnettet kan ikke gi opplysninger om direkte påvirkning fra Bioforsk Plantehelse - Pesticidjernet.

Prøve(e) kan(e) dokumentere utvalgte analysesikkerhetsnettet som er gjeldende for analyseprosjektet.

For Bioforsk Plantehelse - Pesticidjernet

Nina O. Svendsen

Nina Svendsen

Side 1

Adresse: Bioforsk Plantehelse - Pesticidjernet
 Høgskuleveien 7, 300-1401 Ås

Telefon: 02 246
 Telefax: +47 40 60 41 00

Faks: +47 64 84 01 10

Analysevariabel				TTS/%	TOC/F	As/ICP-Sm	Cr/ICP-Sm	Cu/ICP-Sm	Hg-Sm	Ni/ICP-Sm	Pb/ICP-Sm	Zn/ICP-Sm	
Enhet	==>			%	µg C/mg TS	µg/g t.v.	µg/g t.v.	µg/g t.v.	µg/g t.v.	µg/g t.v.	µg/g t.v.	µg/g t.v.	
Metode	==>			TESTNO	B 3	G 6	E 9-5	E 9-5	E 9-5	E 4-3	E 9-5	E 9-5	
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype										
1	!	20100519 Skui skole	sedis	2010-00990	80.8	8.2	6	14.5	14.2	0.025	13.7	17	159
2		20100519 Øverland gård	sedis	2010-00990	55.2	28.3	4	20.7	21.2	0.062	16.9	32	113
3		20100519 Kjaglidam	sedis	2010-00990	71.8	14.5	6	16.8	12.9	0.009	18.6	15	52.7
4		20100519 Åsterudvn.	sedis	2010-00990	70.7	9.8	5	17.8	9.49	0.018	14.8	15	67.2
5		20100519 Blomsterkroken 01-04 06-07	sedis	2010-00990	51.0	41.8							
6		20100519 Bjørnegård 2603 2010 01-04	sedis	2010-00990	49.2	76.5							
CB28-Sm	CB52-Sm	CB101-Sm	CB118-Sm	CB105-Sm	CB153-Sm	CB138-Sm	CB156-Sm	CB180-Sm	CB209-Sm	ΣPCB	ΣPCB ₇		
µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.		
H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	Beregnet	Beregnet		
<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<5	<3.5		
<0.5	<0.5	0.71	<0.5	<0.5	1.8	1.8	<0.5	1.3	<0.5	<8.61	<7.11		
<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<5	<3.5		
<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<5	<3.5		
<0.5	<0.5	0.64	<0.5	<0.5	1.4	1.3	<0.5	1.1	<0.5	<7.44	<5.94		
<0.5	1.0	0.70	0.56	<0.5	1.1	1.0	<0.5	0.70	<0.5	<7.06	<5.56		
QCB-Sm	HCHA-Sm	HCB-Sm	HCHG-Sm	OCS-Sm	DDEPP-Sm	TDEPP-Sm							
µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.							
H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3							
<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.5	<0.5	<1							
<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.5	5.3	1.8							
<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.5	<0.5	<1							
<0.3	<0.5	<0.3	<0.5	<0.5	<0.5	<1							
<0.3	<0.5	1.0	<0.5	<0.5	3.3	1.8							
0.94	<0.5	9.9	<0.5	<0.5	2.0	<1							

Forts.

NIVA 6165-2011

NAP-Sm	ACNLE-Sm	ACNE-Sm	FLE-Sm	DBTHI-Sm	PA-Sm	ANT-Sm	FLU-Sm	PYR-Sm	BAA-Sm	CHR-Sm	BBJF-Sm	BKF-Sm	BEP-Sm	BAP-Sm
µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.
H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3
<3	<2	<2	<2	<2	7.5	<2	7.2	11	5.1	7.7	12	3.5	17	7.7
4.7	<2	<2	<2	2.7	47	13	130	120	62	62	75	28	47	39
<3	<2	<2	<2	<2	3.6	<2	2.4	2.4	<2	2.3	5.3	<2	9.1	<2
<3	<2	<2	<2	<2	6.7	<2	12	13	5.9	6.1	7.3	3.2	6.2	3.9
8.0	2.2	4.1	9.1	12	220	88	550	490	250	240	250	94	150	140
36	9.0	5.5	11	9.2	180	23	220	300	70	130	200	51	230	96

PER-Sm	ICDP-Sm	DBA3A-Sm	BGHIP-Sm	Sum PAH	Sum PAH16	Sum KPAH
µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.
H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	Beregnet	Beregnet	Beregnet
4.6	7.4	2.2	15	<120.9	<97.3	<48.6
18	28	6.5	35	<723.9	<656.2	305.2
5.0	2.9	<2	6.8	<60.8	<44.7	<21.5
3.9	5.5	<2	6.8	<95.5	<83.4	<36.9
66	65	16	89	2743.4	2515.4	1063
68	79	24	210	1951.7	1644.5	686

Rekvisisjonsnr : **2010-02560** Mottatt dato : **20101029** Godkjent av : **EHA** Godkjent
 dato: **20101207**
 Prosjektnr : **O 29313**
 Kunde/Stikkord : **ØVERSAND**
 Kontaktp./Saksbeh. : **SRA**

Analysevariabel		TTS/%	TOC/F	CB28-Sm	CB52-Sm	CB101-Sm	CB118-Sm	CB153-Sm	CB138-Sm	CB180-Sm	ΣPCB	ΣPCB ₇				
Enhet ==>		%	µg C/mg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg				
Metode ==>		TESTNO	TS	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.				
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype								Beregnet	Beregnet				
1	!	20100703	Man-fred 2010 Blomsterkroken	sedif	2010-02560	39.8	90.3	1.3	1.2	1.3	1.2	2.6	2.5	1.6	11.7	11.7
2	!		Ons-man 010 Bljørnegård	sedif	2010-02560	14.3	117	<0.5	<1.0	<0.5	<0.5	0.92	0.78	0.52	<4.72	<4.72

Forts.

NIVA 6165-2011

NAP-Sm	ACNLE-Sm	ACNE-Sm	FLE-Sm	DBTHI-Sm	PA-Sm	ANT-Sm	FLU-Sm	PYR-Sm	BAA-Sm	CHR-Sm	BBJF-Sm	BKF-Sm	BEP-Sm	BAP-Sm	
µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	
t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	
H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	
61	18	44	150	200	3400	1200	8000	7000	3700	3800	3200	1100	1600	1900	
29	6.7	<2	5.2	5.4	83	19	170	160	65	76	140	45	100	73	
							Sum								
PER-Sm	ICDP-Sm	DBA3A-Sm	BGHIP-Sm	Sum PAH	PAH16	Sum KPAH									
µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg									
t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.									
H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	Beregnet	Beregnet	Beregnet									
440	680	180	820	37493	35253	14621									
48	67	13	100	<1207.3	<1053.9	508									

Rekvisisjonsnr : **2010-02719** Mottatt dato : **20101112** Godkjent av : **KLR** Godkjent dato: **20110114**
 Prosjektnr : **O 29313**
 Kunde/Stikkord : **ØVERSAND**
 Kontaktp./Saksbeh. : **SRA**

Analysevariabel	TTS/%	TOC/F	B28-Sm	B52-Sm	B101-Sm	CB118-Sm	B105-Sm	53-Sm	138-Sm	CB156-Sm	CB180-Sm	CB209-Sm	ΣPCB ₇	ΣPCB ₁₅
Enhet	==>	%/mg	TS	g	t.v.	g	t.v.	g	t.v.	g	t.v.	g	t.v.	µg/kg
Metode	Torpedo	TESTNO	B 3	G 6	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	Beregn
PrNr	Pr Merking	Prøvetype												
1	!	Sandvikselsedi	2719	98.7	59.8	<0.5	0.50	0.56	0.60	<0.5	1.0	1.1	<0.5	0.66
				<0.5	<0.5	2.0	5.8	<0.5	<6.42	<4.92				

QCB-Sm	HCHA-Sm	HCBSm	HCHG-Sm	OCS-Sm	DDEPP-Sm	TDEPP-Sm
µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.
H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3	H 3-3

NAP-Sm	ACNLE-Sm	ACNE-Sm	FLE-Sm	DBTHI-Sm	PA-Sm	ANT-Sm	FLU-Sm	PYR-Sm	BAA-Sm	CHR-Sm	BBJF-Sm	BKF-Sm	BEP-Sm	BAP-Sm	PER-Sm	ICDP-Sm
µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg	µg/kg
t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.	t.v.
H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3
15	4.6	7.2	15	39	820	170	2900	2800	1200	1300	980	320	470	560	230	220

Forts.

NAP-Sm	ACNLE-Sm	ACNE-Sm	FLE-Sm	DBTHI-Sm	PA-Sm	ANT-Sm	FLU-Sm	PYR-Sm	BAA-Sm	CHR-Sm	BBJF-Sm	BKF-Sm	BEP-Sm	BAP-Sm	PER-Sm	ICDP-Sm
µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.
H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3	H 2-3
15	4.6	7.2	15	39	820	170	2900	2800	1200	1300	980	320	470	560	230	220
Sum																
DBA3A-Sm	BGHIP-Sm	Sum PAH		PAH16	Sum KPAH											
µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.										
H 2-3	H 2-3	Beregnet		Beregnet	Beregnet											
54	230	12334.8		11595.8	4649											

Analyse av tert-oktylfenol og n-nonylfenol i sediment
 Resultatene er angitt µg/kg tørt materiale.

Stasjon	Id. Lab.	Oktylfenol µg/kg	Nonylfenol µg/kg
Hamang	SØ-1	10	<3
Kloppa	SØ-2	0.72	<0,5
Kølabruene	SØ-3	3.2	<0,5
Vøyen dam	SØ-4	<0,5	<0,5

Analyse av klororganiske forbindelser i sedimenter.
 Øvrige forbindelser ble rapportert i des-09

	2009-01987-1	2009-01987-2	2009-01987-3	2009-01987-4
	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.	µg/kg t.v.
QCB	<0,3	<0,3	<0,3	<0,5
HCHA	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
HCB	<0,3	0.66	0.39	0.30
HCHG	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
OCS	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
DDEpp	2.0	<0,5	<0,5	<0,5
TDEPP	1.8	<0,5	<0,5	<0,5
CB105	0.64	<0,5	<0,5	<0,5
CB156	0.57	<0,5	<0,5	<0,5
CB209	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Hamang	Kloppa	Køla	Vøyen dam

6.3 Rådata SPMD og DGT

Rekvisisjonsnr : 2009-02980 Mottatt dato : 20091222 Godkjent av : KLR Godkjent dato: 20100212
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel	CB28-SPMD CB52-SPMD 101-SPMD 118-SPMD 105-SPMD 153-SPMD 138-SPMD 156-SPMD 180-SPMD CB209-SF QCB-SPMD HCHA-S HCB-SPM HCHG-SPI OCS-SPMI DDEPP-S																			
Enhet ==>	ng/SPMD ng/SPMB ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD ng/SPMD																			
Metode ==>	TESTNO	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*		
PrNr PrDato Merking Prøvetype																				
1 ! 20091002 Bjørnegård I SPMD	2009-02980	1.3	1.3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2.6	<1	6.7	2.1	<1	1.3
2 20091002 Bjørnegård II SPMD	2009-02980	1.3	1.3	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2.5	<1	6.2	2.1	<1	1.3
3 20091001 Blomsterkroken :SPMD	2009-02980	5.1	4.2	2.4	<1	<1	1.5	1.4	<1	<1	<1	<1	<1	5.2	<1	12	2.1	<1	6.1	
4 20091001 Blomsterkroken :SPMD	2009-02980	4.9	4.1	2.1	<1	<1	1.3	1.3	<1	<1	<1	<1	<1	5.2	<1	12	2.3	<1	5.5	
5 20091008 Bjørnegård I SPMD	2009-02980																			
6 20091008 Bjørnegård II SPMD	2009-02980																			
7 20091008 Blomsterkroken :SPMD	2009-02980																			
8 20091008 Blomsterkroken :SPMD	2009-02980																			

TDEPP-SPMD	NAP-SPMD	ACNLE-SPMD	ACNE-SPMD	FLE-SPMD	DBTHI-SPMD	PA-SPMD	ANT-SPMD	FLU-SPMD	PYR-SPMD	BAA-SPMD	CHR-SPMD	BBJF-SPMD	BKF-SPMD	BEP-SPMD	BAP-SPMD	PER-SPMD	ICDP-SPMD
ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
H 3-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
<2	<8	5.9	120	170	49	880	77	340	420	49	85	80	19	53	21	17	17
<2	<8	9.3	120	160	47	830	76	330	410	46	79	72	17	49	17	16	15
3.1	76	7.9	140	220	100	1400	160	910	1100	120	180	110	28	83	32	14	19
3.3	57	14	160	240	110	1600	160	870	1000	110	160	98	25	73	27	12	14

DBA3A-SPMD	BGHIP-SPMD	Sum PAH	Sum PAH16	Sum KPAH	TBT-SPMD	TPhT-SPMD	0ACNED10	1FLED10	3PAD10	4CHRD12	9BEPD10
ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
H 2-2*	H 2-2*	Beregnet	Beregnet	Beregnet	Intern*	Intern*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
<5	24	<2439.9	<2320.9	<284			358	402	1425	1149	1832
<5	21	<2327.3	<2215.3	<259			420	464	1536	1169	1858
<5	29	<4733.9	<4536.9	<570			365	396	1346	1165	1884
<5	23	<4758	<4563	<496			395	416	1456	1171	1894
					<2	<2					
					<2	<2					
					<2	<2					
					<2	<2					

Rekvisisjonsnr : 2010-00988 Mottatt dato : 20100525 Godkjent av : KLR Godkjent dato: 20100707
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel	CB28-S CB52-S CB101-SPI CB118-CB105-, CB153- CB138- CB156-S; CB180-S; CB209-S																		
Enhet ==>	ng/SPMD j/SPMB			ng/SPMD j/SPMD			g/SPMD j/SPMD			g/SPMD			ng/SPMD			ng/SPMD			
Metode ==>	TESTNO	H 3-2*	I 3-2*	H 3-2*	I 3-2*	H 3-2*	I 3-2*	H 3-2*	I 3-2*	H 3-2*	I 3-2*	H 3-2*	I 3-2*	H 3-2*	I 3-2*	H 3-2*	I 3-2*	H 3-2*	
PrNr	Merking:																		
1	!	ET100216	ØVR	SAND	BLANK	10-00988	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
2		BLOMST	1/4	10-00988															
3		BLOMST	2/4	10-00988															
4		BLOMST	3/4	10-00988	4.5	3.9	2.3	1.2	1.0	1.6	1.4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
5		BJØRN	1/4	10-00988															
6		BJØRN	2/4	10-00988															
7		BJØRN	3/4	10-00988	1.7	1.2	1.1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
8		BJØRN	4/4	10-00988	1.7	1.3	1.4	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
9		BLOMST	4 / 4	10-00988	4.6	3.9	2.8	1.2	1.5	1.7	1.5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1
QCB- SPMD	HCHA- SPMD	HCB- SPMD	HCHG- SPMD	OCS- SPMD	DDEPP- SPMD	TDEPP- SPMD	NAP- SPMD	ACNLE- SPMD	ACNE- SPMD	FLE- SPMD	DBTHI- SPMD	PA- SPMD	ANT- SPMD	FLU- SPMD	PYR- SPMD	BAA- SPMD	CHR- SPMD	BBJF- SPMD	BKF- SPMD
ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D	ng/SPM D
H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
<0.5	<1	<0.5	<6	<1	<1	<2	98	<5	13	44	16	150	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5
							16	<5	220	230	190	2200	150	630	610	47	100	45	10
							16	8.2	14	300	260	2900	170	630	610	46	110	45	9.8
							30	<5	120	140	58	1000	66	230	270	16	47	34	6.5
							23	6.8	170	170	89	1400	83	250	290	16	58	37	7.0
2.9	<1	11	<6	<1	2.3	<2													
2.5	<1	10	<6	<1	2.0	<2													
5.7	<1	15	<6	<1	14	11													

Forts.

NIVA 6165-2011

BEP-SPMD	BAP-SPMD	PER-SPMD	ICDP-SPMD	DBA3A-SPMD	BGHIP-SPMD	Sum PAH	Sum PAH16	Sum KPAH	Sum NPD	0ACNED10	1FLED10	3PAD10	4CHRD12	9BEPD10
ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	Beregnet	Beregnet	Beregnet	Beregnet*	H-2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
<5	<5	<5	<5	<5	<5	<391	<365	<133	264	6900	6300	7600	1000	720
31	5.5	11	7.4	<5	11	<4523.9	<4291.9	<235.9	2406	67	73	500	870	650
31	<5	11	9.6	<5	14	<5194.6	<4892.6	<246.4	3176	50	65	500	860	640
25	<5	9.0	7.6	<5	11	<2085.1	<1993.1	<151.1	1088	44	50	500	930	670
28	<5	10	10	<5	15	<2672.8	<2545.8	<161	1512	39	56	540	920	660

Rekvisisjonsnr : **2010-02561** Mottatt dato : **20101029** Godkjent av : **EHA** Godkjent dato: **20101207**
 Prosjektnr : **O 29313**
 Kunde/Stikkord : **ØVERSAND**
 Kontaktp./Saksbeh. : **SRA**

Analysevariabel	CB28-SPMD	CB52-SPMD	CB101-SPMD	CB118-SPMD	CB153-SPMD	CB138-SPMD	CB180-SPMD
Enhet ==>	ng/SPMD	ng/SPMB	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
Metode ==>	TESTNO	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*	H 3-2*
PrNr PrDato Merking Prøvetype							
1 # Bjørnegård 1/2 annet	2010-02561	1.1	<1	<1	<1	<1	<1
2 # Bjørnegård 2/2 annet	2010-02561	1.1	1.0	<1	<1	<1	<1
3 # Blomsterkroken 1/2 annet	2010-02561	4.0	3.2	2.1	1.2	2.2	1.8
4 # Blomsterkroken 2/2 annet	2010-02561	3.7	3.0	2.3	1.1	2.0	1.8
5 # Field blank annet	2010-02561	<1	<1	<1	<1	<1	<1

Forts.

NIVA 6165-2011

NAP- SPMD	ACNLE- SPMD	ACNE- SPMD	FLE- SPMD	DBTHI- SPMD	PA-SPMD	ANT- SPMD	FLU- SPMD	PYR- SPMD	BAA- SPMD	CHR- SPMD	BBJF- SPMD	BKF- SPMD	BEP- SPMD	BAP- SPMD	PER- SPMD
ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
16	6.3	100	88	42	470	48	450	430	35	49	49	9.5	50	8.0	14
16	6.1	99	88	44	480	51	460	440	38	63	53	9.2	50	8.8	14
18	<5	92	110	75	860	120	1500	1600	230	250	100	29	76	31	15
18	<5	98	110	76	870	120	1500	1600	220	240	93	26	70	27	14
72	<5	<5	<5	<5	11	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5	<5

ICDP- SPMD	DBA3A- SPMD	BGHIP- SPMD	Sum PAH	Sum PAH16	Sum KPAH	OACNED10	1FLED10	3PAD10	4CHRD12	9BEPD10
ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD	ng/SPMD
H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	Beregnet	Beregnet	Beregnet	H-2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*	H 2-2*
7.5	<5	12	<1889.3	<1783.3	<179	10.7	14.8	179	518	791
7.9	<5	13	<1946	<1838	<200.9	12.8	18.9	194	529	838
11	<5	17	<5144	<4978	<674	36.2	55.9	361	549	800
10	<5	16	<5118	<4958	<639	38.4	57.5	375	535	774
<5	<5	<5	<168	<153	<107	2000	1710	2040	611	779

Rekvisisjonsnr : **2009-02679** Mottatt dato : **20091117** Godkjent av :
EHA Godkjent dato: **20100302**
 Prosjektnr : **O 29313**
 Kunde/Stikkord : **ØVERSAND**
 Kontaktp./Saksbeh. : **SRA**

Analysevariabel	As/MS	Cr/MS	Cu/MS	Ni/MS	Pb/MS	Zn/MS				
Enhet ==>	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l				
Metode ==>	TESTNO	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3				
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype							
1	!	Bjørn I	annet	2009-02679	m	<0.01	0.15	0.064	0.0027	0.84
2		Bjørn II	annet	2009-02679	m	0.02	0.16	0.064	0.0036	0.89
3		Blomst I	annet	2009-02679	m	0.08	0.43	0.20	0.021	1.2
4		Blomst ll	annet	2009-02679	m	0.05	0.28	0.16	0.0058	0.79
5		Blank	annet	2009-02679	m	<0.01	0.010	0.0019	0.00071	0.16

NIVA 6165-2011

Rekvisisjonsnr : 2010-00987 Mottatt dato : 20100521 Godkjent av : KLR
 Godkjent dato: 20110126
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel													
Enhhet ==>	Ag/MS	As/MS	Cd/MS	Cr/MS	Cu/MS	Mn/MS	Ni/MS	Pb/MS	Zn/MS				
Metode ==>	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
	TESTNO	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3			
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype										
1	!	Blomsterkrok 1	annet	2010-00987	m	m	0.0052	0.01	0.20	4.3	0.11	0.061	1.1
2		Blomsterkrok 2 ødelagt	annet	2010-00987	m	m	0.044	0.6	1.8	48	0.91	1.5	11
3		Bjørn I	annet	2010-00987	m	m	0.0027	<0.01	0.098	1.8	0.041	0.0033	0.82
4		Bjørn II	annet	2010-00987	m	m	0.0038	<0.01	0.11	3.0	0.046	0.0053	0.93

Rekvisisjonsnr : 2010-01354 Mottatt dato : 20100624 Godkjent av : EHA
 Godkjent dato: 20110201
 Prosjektnr : O 29313
 Kunde/Stikkord : ØVERSAND
 Kontaktp./Saksbeh. : SRA

Analysevariabel									
Enhhet ==>	Cr/MS	Cu/MS	Ni/MS	Pb/MS	Zn/MS				
Metode ==>	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
	TESTNO	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3			
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype						
1	20100520	Kjagli	annet	2010-01354	0.01	0.018	0.013	0.00038	0.093
2	20100624	Skui skole I	annet	2010-01354	0.01	0.047	0.022	0.0035	0.37
3	20100624	Skui nedstr.	annet	2010-01354	0.02	0.043	0.022	0.0012	0.36
4	20100624	Øverland gård	annet	2010-01354	0.01	0.11	0.060	0.0036	0.27
5	20100624	Åsterudveien	annet	2010-01354	0.02	0.12	0.082	0.0022	0.69

Analysevariabel									
Enhhet ==>	Cr/MS	Cu/MS	Ni/MS	Pb/MS	Zn/MS				
Metode ==>	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l			
	TESTNO	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3	E 8-3			
PrNr	PrDato	Merking	Prøvetype						
1	20100921	Bjørnegård 23/7-10	annet	2010-02181	0.04	0.26	0.13	0.010	3.8

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00
www.niva.no • post@niva.no