



RAPPORT LNR 4478-2002

**Miljøgifter i sjøvann,
sedimenter og SPMDer i
Drammensfjorden
utenfor anlegget til
Franzefoss
Gjenvinning A.S.**

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00 Internet: www.niva.no	Sørlandsavdelingen Televeien 3 4879 Grimstad Telefon (47) 37 29 50 55 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Sandvikaveien 41 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Nordnesboder 5 5005 Bergen Telefon (47) 55 30 22 50 Telefax (47) 55 30 22 51	Akvaplan-niva 9296 Tromsø Telefon (47) 77 75 03 00 Telefax (47) 77 75 03 01
---	---	--	---	---

Tittel Miljøgifter i sjøvann, sedimenter og SPMDer i Drammensfjorden utenfor anlegget til Franzefoss Gjennvinning A.S.	Løpenr. (for bestilling) 4478-2002	Dato 14.01.02
	Prosjektnr. Undernr. O-21181	Sider Pris 32
Forfatter(e) Aud Helland	Fagområde Marine miljøgifter	Distribusjon
	Geografisk område Buskerud	Trykket NIVA

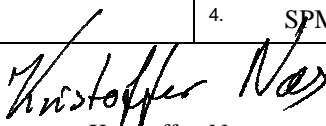
Oppdragsgiver(e) Norges Geotekniske Institutt (NGI)	Oppdragsreferanse v/Tor Løken
--	----------------------------------

Sammendrag Undersøkelser i Drammensfjorden utenfor anlegget til Franzefoss Gjennvinning A.S. har vist moderat forurensning av Pb og Hg i sjøvann, innholdet av Cd var som normalt for kystvann. Sedimenter fra det samme området viste fra moderat til markert forurensning av Hg og Pb og lite til moderat forurensning av Cd. Sedimentene var også markert til sterkt forurenset av PCB og fra moderat til meget sterkt forurenset av PAH. Det ble påvist økende konsentrasjonsgradienter mot midtre del av fyllingen både i vannprøver, sedimenter og i SPMDer. Dette indikerer en aktiv transport av fourensning fra industriområdet til fjorden. Sammeligning av PCB sammensetningen i jordprøver fra industriområdet og marine sedimenter fra fjorden tilsier at de forhøyede PCB konsentrasjonene i sedimentene utenfor området ikke er transportert til området fra øvrige deler av fjorden, men mer sannsynlig er et avfall som er en del av gammel fylling i sjøen. Dette har støtte i sedimentenes utseende.

Fire norske emneord 1. Miljøgifter 2. Sedimenter 3. Sjøvann 4. SPMD	Fire engelske emneord 1. Micro pollutants 2. Sediments 3. Seawater 4. SPMD
---	--

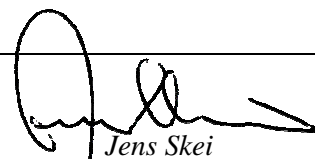
Aud Helland

Prosjektleder



Kristoffer Næs

Forskningsleder



Jens Skei

Forskningssjef

**Miljøgifter i sjøvann, sedimenter og SPMDer i
Drammensfjorden utenfor anlegget til Franzefoss
Gjenvinning A.S.**

Forord

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har på oppdrag for Norges Geotekniske Institutt (NGI) utført undersøkelser i Drammensfjorden utenfor Franzefoss Gjenvinnings A.S. sitt anlegg for mottak av skrapjern.

Kontaktperson ved NGI har vært Tor Løken.

Ved NIVA har følgende personer deltatt i prosjektet, Torgeir Bakke, John Arthur Berge, Tom Christian Mortensen, Bjørn Faafeng. Alle kjemiske analyser er utført ved NIVAs laboratorium i Oslo.

Oslo, 14.01.02

Aud Helland

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn.	7
2. Materiale og metode	8
3. Resultater og diskusjon	11
3.1 Feltobservasjoner	11
3.2 Metaller i vann	11
3.3 Metaller i sediment	12
3.4 PCB og PAH i sediment	12
3.5 PCB og PAH i SPMD	13
3.6 Sammenligning av PCB i ulike medier	15
4. Konklusjoner	20
5. Referanser	20
Vedlegg A. Metodebeskrivelser	21
Vedlegg B. Forkortelser / Abbreviations	29

Sammendrag

Det er påvist forurensning i grunnen på området til Franzefoss Gjenvinning A.S. i Drammen. Foreliggende undersøkelser søker å sannsynliggjøre om denne forurensningen bidrar til forurensning av Drammensfjorden. For å belyse dette ble det tatt prøver av sjøvann og bunnsedimenter samt satt ut passive prøvetakere som akkumulerer løste organiske miljøgifter (SPMDer) utenfor fyllingsområdet til bedriften. Sjøvannprøvene viste lite til moderat forurensning av Cd og moderat til sterk forurensning av Hg og Pb. En økende konsentrasjonsgradient mot sentrale deler av fyllingen tyder på en transport av forurenset vann fra området til sjøen. Tilsvarende konsentrasjonsgradienter ble registrert i SPMDene av både PAH og særlig PCB, hvilket støtter opp om antagelsen av tilførsler av forurenset vann til fjorden.

Bunnsedimentene var moderat til sterkt forurenset av tjærestoffer (PAH) og opptil meget sterkt forurenset av benzo(a)pyren, forurensningen av PCB var fra markert til sterk. Det var særlig stasjonene sentralt på fyllingen (utenfor NGIs brønn nr. 3) som hadde de høyeste konsentrasjonene. Sedimentets beskaffenhet tyder på at dette ikke er naturlig avsatt, men er avfall / fyllmasse.

Komponentsammensetningen av PCB i sedimentene / avfallet i sjøen er forskjellig fra PCB i løsmassene på land, dette gjenspeiler antagelig en inhomogenitet i fyllingen.

Komponentsammensetningen er også forskjellig i fra sedimenter fra andre deler av fjorden hvilket indikerer at materialet ikke har blitt transportert inn fra andre deler av fjorden. Generelt tyder feltobservasjonene på at området utenfor fyllingen ikke er et sedimentasjonsområde.

Summary

Title: Micro pollutants in seawater, sediments and SPMDs from the Drammensfjord outside the landfill of Franzefoss Gjennvinning A.S.

Year: 2001

Author: Aud Helland

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4126-4

Recent investigations have documented contamination of the soil in the area of Franzefoss Gjennvinning A.S. in Drammen. The objective of the present investigation is to establish if this contamination has effects on the Drammensfjord. For this purpose samples of seawater, sediments and SPMDs were sampled outside the landfill of Franzefoss Gjennvinning. The seawater was insignificantly to moderately polluted by Cd and moderately to strongly polluted by Hg and Pb. An increasing concentration gradient towards central parts of the landfill indicates a transport of polluted water from this area to the sea. Corresponding concentration gradients were registered by the SPMDs of both PAH and especially PCB, which support the assumption that there is a supply of polluted water to the fjord from the landfill.

The sediments were moderately to strongly polluted by PAH and extreme levels of benzo(a)pyren were registered. The pollution of PCB was markedly to severely. Stations close to the central parts of the landfill were the most polluted (this is close to the Well no. 3, showed by NGI to have the highest concentrations of PCBs). The sediments are not naturally deposited sediments, but may be characterized as a part of a landfill. The PCB congener composition in this material is different from the PCB in soil material on land and also sediments in other parts of the fjord. This indicates that this material is not transported to this area from other parts of the fjord or by run-off from contaminated soil proved by NGIs recent investigations. In general the field observation indicate that the seafloor outside the landfill is not an accumulation bottom.

1. Bakgrunn.

Norges Geotekniske Institutt (NGI) har nylig gjennomført en kartlegging av forurensingsnivået i brønner og sjakter på Franzefoss Gjenvinning A.S. sin eiendom i Drammen. Resultatene viste at forurensing (tungmetaller og organiske miljøgifter) kan påvises på noen av prøvelokalitetene (særlig i brønn 3) både i vannfase og i fast fase.

Slik terrenget i området er vil det være rimelig å anta at grunnvannsstrømmen er rettet mot fjorden. Man kan heller ikke se bort i fra at sjøvann (ved høyvann) trenger inn i grunnen på eiendommen, selv om tidevannsforskjellen i Drammensfjorden er mindre enn 0,5m.

Problemstilling og målsetting.

Ettersom det er sannsynliggjort at grunnen på tomten til Franzefoss Gjenvinning er forurenset er det vesentlig å dokumentere om denne forurensningen bidrar til forurensning av Drammensfjorden.

Målsettingen med prosjektet er derfor å gjøre en risikovurdering basert på registreringer av tungmetaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter i nærområdet til bedriften. Det er kjent at det er mange forurensningskilder i Drammensfjorden og det vil derfor bli lagt vekt på å gjennomføre undersøkelsen slik at den best mulig gjenspeiler eventuelle bidrag fra Franzefoss Gjenvinning.

Forurensning i grunnen kan i hovedsak transporteres fra land til sjø på to måter:

Ved erosjon i forurensede løsmasser i strandkant som følge av bølger, strøm og tidevann.

Transport via vann (grunnvann, overflatevann og via sjøvann som trenger inn i massene ved høyvann).

Slik de lokale forholdene er, tyder de på at erosjon av løsmasser i strandkant ikke er viktig. Det henger sammen med at strandkanten er steinsatt. Når det gjelder transport av forurensning via vann så antas det at overflatevann til dels blander seg med grunnvannet og at dette strømmer ut til sjø. Dette kan være en vesentlig transportmekanisme. Når det gjelder tidevannspumping og inntrenging av sjøvann i forurensede masser så kan dette ikke utelukkes. En noe forhøyet ledningsevne og pH målt i brønnvann (brønn nr.2 i NGIs undersøkelse) kan tyde på at vannet i brønnen er noe influert av sjøvann.

Tidligere undersøkelser.

Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) har i en årrekke gjort undersøkelser i Drammensfjorden. De omfatter målinger av hydrografi (strømforhold, vannutskiftning) og hydrokjemisk (oksygenforhold, næringsalter) (Magnusson 1994, 2000), miljøgifter i fisk (Magnusson et al. 1993), miljøgifter i sedimenter (Konieczny et al. 1994) og etablering av miljømål for Drammensfjorden (Sørensen et al. 1995). Det eksisterer derfor et stort datamateriale om miljøforholdene i Drammensfjorden og disse vil bli lagt til grunn ved vurdering av risiko knyttet til forurensning av tomte til Franzefoss Gjenvinning.

2. Materiale og metode

For å kunne dokumentere om forurenset grunn på Franzefoss Gjenvinnings tomt bidrar til forurensning av Drammensfjorden ble det tatt vannprøver, sedimentprøver og satt ut passive prøvetakere (SPMDer, semi permeable membrane device) i sjøen i nærområdet til bedriften (figur 1, tabell 1).

Feltarbeidet ble utført 30.08.01 og SPMDene ble hentet inn etter 1 måned.

- Det ble tatt vannprøver fra 6 stasjoner for analyse av metaller. Prøvene ble tatt på 1m vanddyb, posisjon er gitt i tabell 1.
- Det ble tatt sedimentprøver med håndholdt kjerneprøvetaker ved dykking fra de samme posisjonene. Tilsammen ble det tatt 12 kjerner, 2 på hver stasjon. Kjernelengden varierte fra ca. 10 – 15 cm. Den øvre 0-1 cm ble slått sammen til 1 prøve (6 overflateprøver totalt). I tillegg ble sedimentet fra ca. 5-10 cm tatt vare på. Prøvene ble tatt ca. 10 m fra land på 5 – 7 m dyp.
- Det ble satt ut SPMDer på 4 stasjoner, tilsvarende vann og sedimentstasjon 1, 3, 4 og 6. Riggene på stasjon 1 ble ikke gjenfunnet etter 1 måned.

Innholdet av Cd og Pb i sjøvann ble bestemt ved atomabsorpsjon etter freonekstraksjon (metode E-11 i vedlegg), mens Hg ble bestemt ved kalddamp atomabsorpsjonsspektrometri (metode E4-3 i vedlegg). Sedimentene ble oppløst med salpetersyre (metode E10-1 i vedlegg). Innholdet av Cd og Hg ble bestemt ved atomabsorpsjon, Cd (metode E2 i vedlegg), Hg (E4-3 i vedlegg) mens innholdet av Pb ble bestemt ved ICP (metode E9-3 i vedlegg).

Organiske miljøgifter PAH og PCB i sedimentene ble opparbeidet og analysert etter hhv. metode H2-3 og H3-3 i vedlegg.

Ved PAH-bestemmelse i SPMDer ekstraheres membranene med n-heksan. Ekstraktet membranfiltreres og renses på GPC med cykloheksan/etylacetat som mobil fase. Ekstraktet dampes så inn og overføres til n-hexan. PAH og alifater bestemmes deretter på GC-MS (metode H2-3 gitt i vedlegg).

Tabell 1. Oversikt over prøvestasjoner for vann, sediment og SPMDer.

Table 1. Overview of the sampling positions of seawater, sediments and SPMDs

Prøvestasjon	Posisjon	Vanndyp *	Prøvetype
1	N 59°43`572`` Ø 10°15`377``	7m	Vann, Sediment SPMD
2	N 59°43`597`` Ø 10°15`314``	5m	Vann, Sediment
3	N 59°43`614`` Ø 10°15`285``	5m	Vann, Sediment SPMD
4	N 59°43`634`` Ø 10°15`250``	5m	Vann, Sediment SPMD
5	N 59°43`649`` Ø 10°15`191``	5m	Vann, Sediment
6	N 59°43`669`` Ø 10°15`147``	9m	Vann, Sediment SPMD

*Sedimentprøvetaking

*Sediment sampling

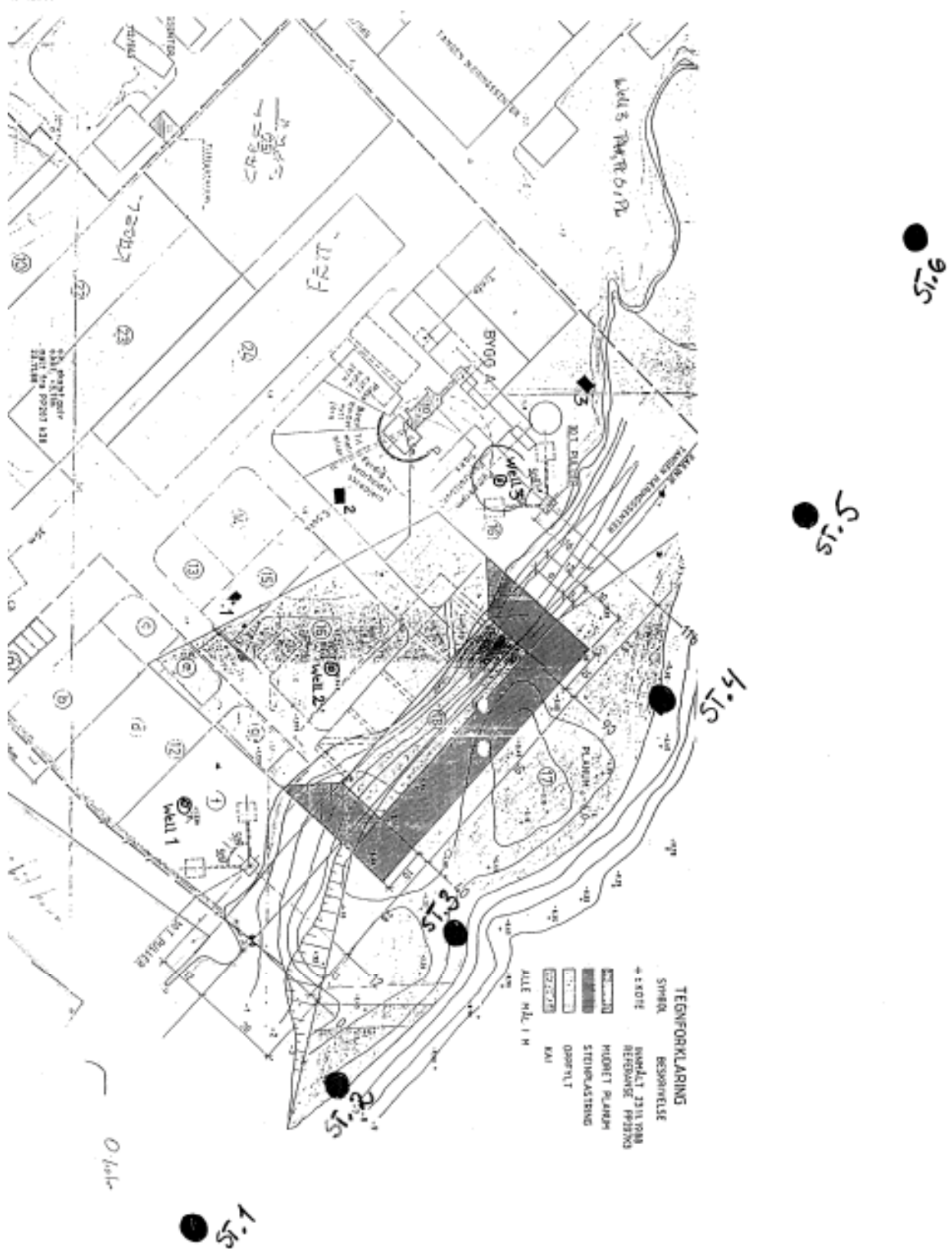
Ved bestemmelse av PCB i SPMDer løses membranene i diklormetan og tilsettes interne standarder. Opparbeiding og analyse utføres i følge metode H 3-3 (i vedlegg).

Analyseresultatene er vurdert i forhold til SFTs miljøkvalitetskriterier for fjorder og kystfarvann (Molvær et al. 1997).

Forurensningsgrad er gitt i hht. følgende fargekoder:

The following colouring is used to indicate the degree of pollution:

Lite / ubetydelig	Moderat	Markert	Sterkt	Meget sterkt
Insignificantly	Modarately	Markedly	Severely	Extremely



Figur 1. Posisjonering av prøvetakingstasjoner utenfor området til Franzefoss Gjenvinning A.S.
 Figure 1. The position of sampling stations outside the landfill of Franzefoss Gjenvinning A.S.

3. Resultater og diskusjon

3.1 Feltobservasjoner

Under dykking ble det observert strømrifler på sedimentoverflaten samt relativt høyt sandinnhold i sedimentene. Dette viser at området utenfor Franzefoss Gjennvinning har transportbunn. Samme type bunn ble observert på 10 – 15 m vanndyp. Området bar preg av å være en fylling. Det lå store mengder skrap på bunnen. Alle sedimentprøvene ble tatt utenfor fyllingen, i foten av denne. Sedimentoverflaten så lik ut på alle punktene, men utseendet varierte mye med sedimenttypet fra stasjon til stasjon.

Variasjonen gikk fra organisk rikt mudder (flis) med gassutvikling (stasjon 1), til mer eller mindre ren sand og silt. På spesielt ett av punktene (stasjon 4) (nærmest NGIs brønn nr. 3) var det tydelig innblanding og lukt av olje fra ca. 5 cm sedimentdyp. Stasjon 3 hadde et tydelig sandig toppsjikt over en lys gråhvit homogen finkornet (leir) geleaktig masse som ikke kan karakteriseres som naturlig sediment. Gassbobler fra bunnen ble også observert på stasjon 5.

3.2 Metaller i vann

Innholdet av Cd i vann fra ca. 1 m dyp var jevnt lavt på alle stasjonene, tilsvarende $0.01 \mu\text{g Cd L}^{-1}$ (tabell 2). Prøvene viste noe høyere forurensningsgrad av Hg og Pb, moderat forurenset. Stasjonene i begge ytterkanter av fyllingsområdet viste noe lavere konsentrasjoner av Hg (1.5 ng Hg L^{-1}) enn på stasjon 4 (3.5 ng L^{-1}), sentralt ved hovedfyllingen. Dette er en reell forskjell tatt i betraktning en usikkerheten ved analysen, som er $<10\%$. Stasjon 4 ligger nærmest lokaliteten (brønn 3) hvor NGI registrerte de høyeste miljøgiftforekomstene. Den klart økende konsentrasjonsgradienten mot denne stasjonen kan tyde på at det skjer en transport av Hg fra fyllingsområdet. Innholdet av Pb varierte fra $0.10 - 0.15 \mu\text{g L}^{-1}$. Ingen gradienter ble registrert.

Tabell 2. Metaller i overflatevann (1m) fra Drammensfjorden utenfor fyllingen til Franzefoss Gjenvinning A.S.

Table 2. Metals in surface water in the Drammensfjord outside the landfill of Franzefoss Gjenvinning A.S.

Stasjon	$\mu\text{g Cd L}^{-1}$	ng Hg L^{-1}	$\mu\text{g Pb L}^{-1}$
1	0,010	1,5	0,13
2	0,010	2,0	0,13
3	0,010	2,0	0,13
4	0,009	3,5	0,10
5	0,012	2,0	0,15
6	0,011	1,5	0,11

3.3 Metaller i sediment

Sedimentene var moderat forurenset av Cd på alle stasjoner med unntak av stasjon 6 som ikke var forurenset. Alle stasjoner var moderat forurenset av Hg, med unntak av stasjon 4 som var markert forurenset. Stasjon 1, 2 og 5 var moderat forurenset av Pb mens øvrige var markert forurenset (tabell 3). Innholdet av Cd varierte fra 0.16 mg kg^{-1} til høyeste konsentrasjon $0.77 \text{ mg Cd kg}^{-1}$ på stasjon 4. Stasjon 4 hadde også de høyeste konsentrasjonene av Hg ($0.66 \text{ mg Hg kg}^{-1}$) og Pb ($179 \text{ mg Pb kg}^{-1}$). Det har tidligere vært mudret utenfor fyllingsområdet til Franzefoss, hvilket var tydelig synlig ved dykking. På stasjon 3 var det et tynt øvre sandig sjikt (få mm) som kan karakteriseres som sediment, og som sannsynlig er avsatt etter mudring, mens de underliggende massene kan karakteriseres som et avfall. Både innholdet av sand og strømrifler på overflaten viser at området er utsatt for strøm. Det er derfor lite trolig at små partikler som evt. kommer ut med sigevann fra fyllingen vil sedimentere umiddelbart utenfor. Disse vil heller transporteres lenger ut i fjorden. Det er mer trolig at gamle forurensede avsetninger, blottlagt under mudring, til stadighet virvles opp og innblandes med nytt materiale (relativt grovt) som avsettes.

3.4 PCB og PAH i sediment

Sedimentene hadde en høyere forurensningsgrad (opp til sterkt forurenset) av PCB enn av metaller. Som for metaller var det stasjon 3 og 4 som hadde de høyeste konsentrasjonene hhv. 234 og $179 \mu\text{g PCB}_7 \text{ kg}^{-1}$. Dette var ca. 10 ganger høyere enn på øvrige stasjonene (tabell 4). Som nevnt over kunne

avsetningene på stasjon 3 mer karakteriseres som et avfall enn naturlig avsatt sediment og på stasjon 4 lukket sedimentene olje.

Tilsvarende høy forurensningsgrad ble registrert for PAH (tabell 4). Stasjon 4 var sterkt forurensset med $8000 \mu\text{g PAH}_{16} \text{ kg}^{-1}$. Stasjonene nedstrøms (st. 1-3) var markert forurensset med $>2000 \mu\text{g PAH}_{16} \text{ kg}^{-1}$ og stasjonene oppstrøms (st. 5 og 6) var moderat forurensset med $<2000 \mu\text{g PAH}_{16} \text{ kg}^{-1}$. Spesielt var innholdet av benzo(a)pyren (B(a)P) høyt på stasjon 4 med $564 \mu\text{g B(a)P kg}^{-1}$, tilsvarende meget sterkt forurensset.

3.5 PCB og PAH i SPMD

I motsetning til sedimentanalysene som reflekterer miljøgiftene bundet til partikler gir analyser av SPMDer informasjon om forekomsten av løste organiske forbindelser i vann. Bruken av SPMDer er relativt ny, det er derfor begrenset med referansemateriale å sammenligne med. En SPMD består av en tynn "pose" (semipermeabel membran) fylt med et fettstoff (triolein) som ekstraherer løste organiske forbindelser, i dette tilfelle fra sjøvann. Membranene spennes opp i et stålbur hvor vannet strømmer fritt gjennom. Hvert bur kan utstyres med 5 membraner. Analyseresultatene oppgis i forholdt til mengdeinnholdet av triolein (oftest 1 g / membran). Det er mulig å regne seg tilbake til konsentrasjonen i sjøvann vha. diffusjonsligninger. Tatt i betraktning at det i Norge ikke finnes miljøkvalitetskriterier for organiske miljøgifter i sjøvann, samt at metoden for beregning av konsentrasjon i sjøvann er lite utprøvet, er det i denne rapporten ikke gjort et slikt forsøk. Bruk av SPMDer er likevel svært egnet til å se på forskjeller mellom stasjoner, for å spore gradienter og om mulig sannsynliggjøre kilder.

Det ble satt ut membraner på 4 stasjoner. Den ene riggen gikk imidlertid tapt. I hvert bur ble det plassert 3 membraner og det ble i tillegg tatt en feltblindprøve. Feltblindprøve består i å gi en membran samme behandlingen og eksponeringen til luft som øvrige membraner, men den blir ikke satt ut i sjøen.

Innholdet av PCB var høyest i membranen som var utplassert på stasjon 4 (tabell 5). Alle tre paralleller var relativt like og viste alle høyere konsentrasjoner enn stasjon 3 og 6. I tillegg hadde SPMDene fra stasjon 3 høyere konsentrasjon enn stasjon 6. Feltblindprøven lå under deteksjonsnivå. Dette viser at det foregår en transport av PCB fra tomta til Franzefoss Gjennvinning til Drammensfjorden.

Det samme mønsteret vises i DDT, med avtagende konsentrasjon i rekkefølgen st. 4 > st. 3 > st. 6.

Tabell 3. Analyseresultater fra sedimenter tatt utenfor fyllingen til Franzefoss Gjenvinning i Drammensfjorden. Forkortelser er gitt i vedlegg.

Table 3. Analytical results of sediments from the Drammensfjord outside the landfill of Franzefoss Gjenvinning A.S.

Station	TTS	Cd	Hg	Pb	CB28	CB52	CB101	CB118	CB153	CB138	CB180	Seven Dutch
	%	mg kg ⁻¹			µg kg ⁻¹							
1	58.3	0.25	0.35	43	2.7	2.6	3	5.5	5.4	6.8	3.2	29.2
2	57.4	0.26	0.46	78.9	2.2	3	3.7	5.3	6	7.7	3.5	31.4
3	46.1	0.37	0.33	129	4.5	25	40	46	43	61	14	233.5
4	55.3	0.77	0.66	179	16	18	22	26	35	41	21	179
5	76.7	0.28	0.21	79	2.1	2.1	2.7	4.1	5.8	7	3.6	27.4
6	73.7	0.16	0.32	182	1.5	3	8.3	5.3	18	20	14	70.1

Tabell 4. PAH komponenter (konsentrasjoner i µg kg⁻¹ t.v.) i sedimenter utenfor fyllingen til Franzefoss Gjenvinning A.S. i Drammensfjorden.Table 4. PAH components (concentrations in µg kg⁻¹ d.w.) in sediment from 6 stations in the Drammensfjord outside the landfill of Drammen Gjenvinning.

Station	DDT	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP	Sum PAH	Sum KPAH	Sum NPD	BKF
1	2.4	90	21	37	56	270	73	522	416	215	194	186	188	97	29	116	2510	529	360	210
2	1.5	93	12	50	78	339	111	600	486	335	231	205	253	97	37	145	3072	722	432	262
3	s3,3	242	13	43	59	546	86	868	704	368	407	387	309	174	50	199	4455	901	788	410
4	2.3	604	32	96	220	841	278	1647	1320	772	564	525	564	274	89	362	8188	1699	1445	595
5	<0,80	98	23	5	21	83	45	205	178	114	87	75	87	49	13	55	1138	263	181	98
6	s1,3	93	28	11	24	165	51	390	306	211	158	130	156	56	25	91	1895	448	258	173

Tabell 5. PCB i triolein (ng PCB·SPMD⁻¹) fra SPMDer eksponert i sjøen utenfor Franzefoss Gjennvinning A.S. i Drammensfjorden.

Table 5. PCB in triolein (ng PCB·SPMD⁻¹) from SPMD`s exposed to seawater outside the area of Franzefoss Gjennvinning A.S. in the Drammensfjord

Parameter / stasjon	St.3A	St.3B	St.3C	St.4A	St.4B	St.4C	St.6A	St.6B	St.6C	Feltblind
CB28	43	39	58	42	40	45	19	15	20	<1
CB52	14	15	17	45	42	43	4.7	4.7	4.9	<1
CB101	8.2	7.8	8.4	28	24	24	2.5	2.7	2.7	<1
CB118	6.5	6.8	7.7	17	15	16	2.7	2.7	2.7	<1
CB153	5.1	5.2	5.6	15	14	13	1.8	1.9	1.9	<1
CB138	6.1	6.3	7.2	17	16	16	2	2	2	<1
CB180	1.8	1.8	2.1	3.2	3.6	3.1	<1	<1	<1	<1
SUM PCB7*	84.7	81.9	106	167	155	160	33.7	30	35.2	<3
DDT	6.9	7.2	7.0	5.8	6.5	7.0	4.3	<4	<4	<4

* Σ PCB seven Dutch

Omtrent det samme mønsteret ble registrert for PAH. Det var imidlertid mindre konsentrasjonsforskjeller mellom stasjon 4 og 3, mens stasjon 6 hadde lavere konsentrasjoner (tabell 6).

3.6 Sammenligning av PCB i ulike medier

Ved å sammenligne PCB-sammensetningen i forurenset jord fra området til Franzefoss Gjennvinning, med sammensetningen i SPMDer og bunnsediment kan man sannsynliggjøre om dette området er kilden til forurensning. En vil forvente at PCB i jord og sjøsediment har en mer lik sammensetning i forhold til SPMDene fordi PCB i jord og sediment er partikkelbundet, mens PCB i SPMD representerer en løst fraksjon. Transporten av PCB fra forurenset grunn til sjøen vil sannsynligvis endre sammensetningen fordi ulike kongenerer har ulike kjemiske egenskaper. Både transport, nedbrytning, partikkelsammensetning og egenskaper vil virke inn på PCB- sammensetningen. Kunnskapen om hvordan ulike fysiske og kjemiske forhold virker inn på PCB fra en kilde til sedimentasjon er mangelfull.

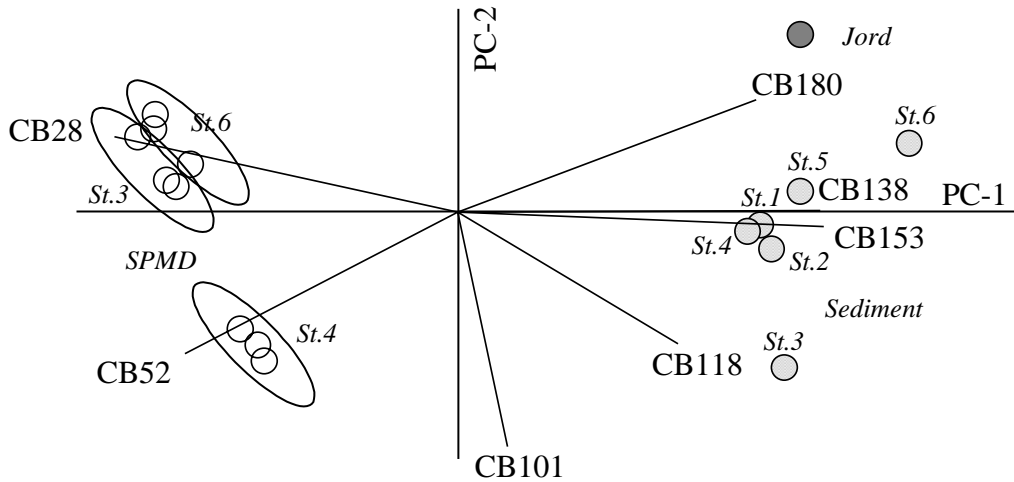
I figur 3 er PCB i SPMDer, sedimenter og jord fra forurenset grunn hos Franzefoss Gjennvinning analysert i en prinsippal komponent-analyse (PCA). Forenklet kan en si at analysen sammenligner alle prøver og orienterer prøver og variabler etter likhet i et aksesystem. Akse 1 (PC-1) indikerer den mest

fremtredende trenden, mens akse 2 (PC-2), 3 osv. representerer uavhengige sekundære og tertiære trender med avtagende viktighet. I denne analysen er relativ fordeling benyttet (prosentfordeling av de 7 PCB-kongenerene), ellers ville konsentrasjon blitt den altoverskyggende trenden.

Figur 2 viser at SPMDene skiller seg helt klart fra jord og sedimentprøver med en relativt større andel av de lavklorerte, mer vannløslige PCB28 og PCB52. Figuren viser ingen klar sammenheng mellom jordprøven som domineres av PCB 180, og sedimentprøvene. Det er imidlertid stasjon 6 som har mest til felles med jordprøven i profil.

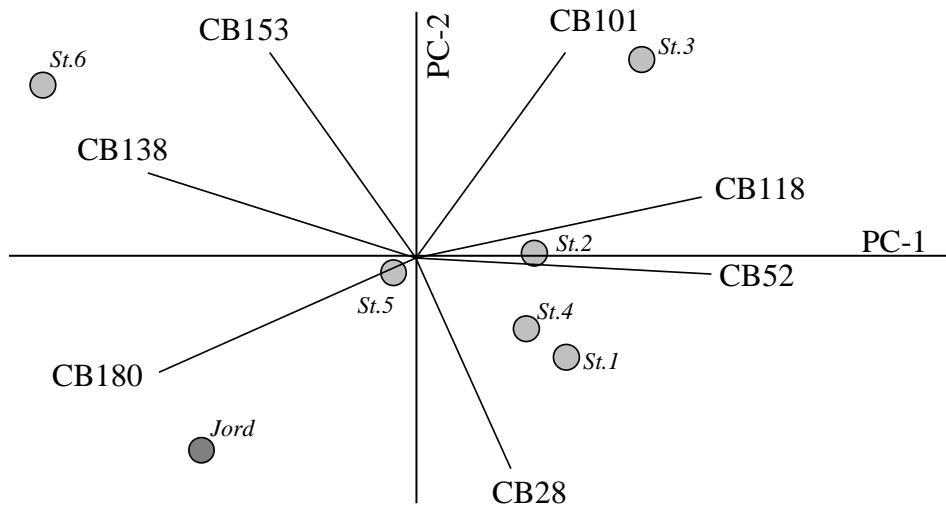
Ved å fjerne SPMDene fra analysen, får man bedre frem forskjeller / likheter mellom sedimenter og jord (figur 3). Figuren forsterker inntrykket av at jordprøven er forskjellig fra sedimentene, med unntak av stasjon 6. Jordprøven og sedimentet på stasjon 6 var dominert av de mest klorerte PCBene, mens de øvrige sedimentene var dominert av de mer lavklorerte forbindelsene. Visuelt bar sedimentene utenfor fyllingen preg av å være et avfall, og ikke et naturlig avsatt sediment. Figur 3 viser imidlertid at PCBen i dette avfallet ikke er den samme som PCBen i forurenset grunn på land (NGIs brønn 3), dette skyldes antaglig inhomogenitet i fyllingsmassene på tomta.

Det var av interesse å sammenligne dette materialet med tidligere undersøkelser i fjorden (Konieczny et al. 1994) for å sannsynliggjøre om fjorden med dens ulike PCB-kilder kunne være årsak til de forhøyede PCB-konsentrasjonene utenfor tomta. Ved en slik sammenligning falt SPMDene i en gruppe for seg (ikke vist) som i figur 2. Videre viste analysen at sedimentene fra stasjoner fra Tangenbanken ned til Solumbukta hadde mest til felles med stasjon 6 og jordprøven (som begge ligger i dette området) med dominans av PCB 180, 138 og 153 (figur 4). Drammenselvas utløp og fjordens dypål var dominert av PCB 101, mens sedimentene utenfor Franzefoss Gjennvinning falt i en gruppe for seg, dominert av PCB 118. Dette indikerer at PCBen i sedimentene sentralt utenfor fyllingen ikke er transportert inn fra øvrige deler av fjorden.



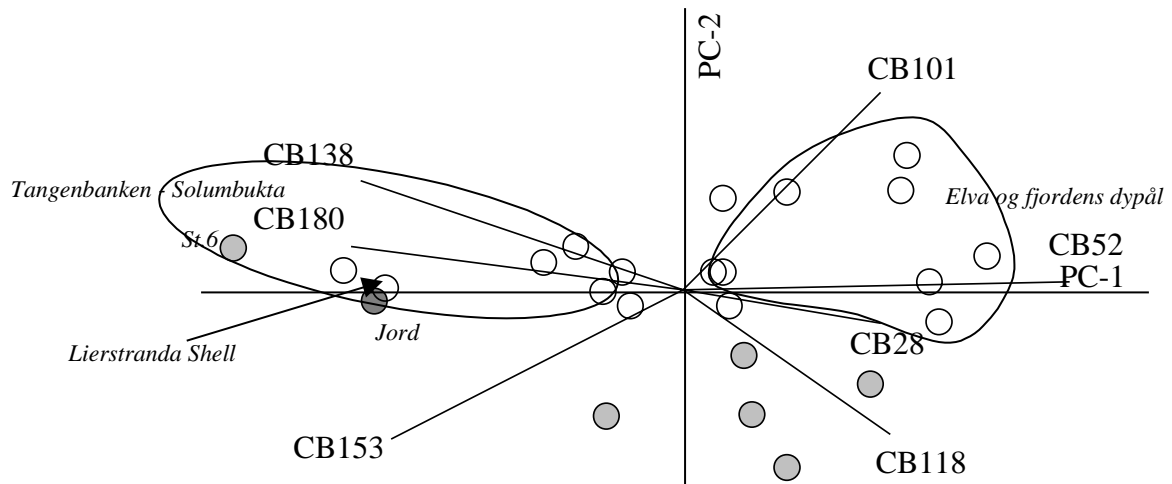
Figur 2. Prinsipal komponent-analyse (PCA) av relativ PCB fordeling i jordprøve, sedimenter og SPMDer fra området til Franzefoss Gjenvinning A.S.

Figure 2. Principal component analyses (PCA) of the relative distribution of PCB in soil, sediments and triolin (SPMD) from the area of Franzefoss Gjenvinning A.S.



Figur 3. Prinsipal komponent-analyse (PCA) av relativ PCB fordeling i jordprøve og sedimenter fra området til Franzefoss Gjenvinning A.S.

Figure 3. Principal component analyses (PCA) of the relative distribution of PCB in soil and sediments from the area of Franzefoss Gjenvinning A.S.



Figur 4. Prinsipal komponent-analyse (PCA) av relative PCB fordeling i jordprøve og sedimenter fra området til Franzefoss Gjenvinning A.S. samt sedimentprøver fra øvrige deler av fjorden (data fra Konieczny et al. 1994).

Figure 4. Principal component analyses (PCA) of the relative distribution of PCB in soil and sediments from the area of Franzefoss Gjenvinning A.S. together with samples from other parts of the fjord (data from Konieczny et al. 1994).

Tabell 6. PAH i triolein (ng PCB SPMD⁻¹) fra SPMDer eksponert i sjøen utenfor Franzefoss Gjennvinning A.S. i Drammensfjorden.

Table 6. PAH in triolein (ng PCB SPMD⁻¹) from SPMD`s exposed to seawater outside the area of Franzefoss Gjennvinning A.S. in the Drammensfjord

Parameter/stasjon	St.3A	St.3B	St.3C	St.4A	St.4B	St.4C	St.6A	St.6B	St.6C	Feltbli.
Naftalen	55	55	87	124	157	134	83	77	70	69
2-M-Naf.	40	44	58	124	165	120	49	52	43	35
1-M-Naf.	39	39	52	116	151	120	53	53	43	25
Bifenyl	151	149	198	107	187	160	148	143	117	37
2,6-Dimetylnaftalen	102	109	131	211	315	220	116	142	110	13
Acenaftylen	21	23	32	39	55	40	23	25	20	5
Acenaften	29	29	29	57	61	62	30	30	30	3
2,3,5-Trimetylnaftalen	112	115	115	161	174	82	53	57	110	6
Fluoren	23	23	24	28	29	31	21	23	20	1
Fenantren	295	318	293	393	422	412	245	269	262	11
Antracen	65	60	60	72	78	84	50	52	54	3
1-Metylfenantren	231	248	244	269	285	289	176	194	181	6
Fluoranten	1256	1342	1356	1144	1232	1205	997	1096	1004	4
Pyren	798	722	1284	645	1195	1179	871	848	857	7
Benz(a)antracen*	271	294	317	229	244	232	176	190	165	<1
Chrysen/trifenylen	368	408	427	321	340	333	228	229	218	<1
Benzo(b)fluoranten*	121	133	147	103	103	102	60	59	57	<1
Benzo(j,k)fluoranten*	111	121	132	93	96	95	58	57	56	<1
Benzo(e)pyren	101	110	123	101	102	101	50	50	49	<1
Benzo(a)pyren*	40	43	50	46	46	45	19	20	19	<1
Perylen	15	15	16	24	23	22	8	7	7	<1
Ind.(1,2,3cd)pyren*	23	25	20	18	18	18	10	9	9	<1
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	8	9	9	6	6	6	3	2	3	<1
Benzo(ghi)perylen	33	34	37	27	27	26	15	15	15	2
SUM	4308	4468	5241	4458	5511	5118	3542	3699	3519	227
Derav KPAH(*)	574	625	675	495	513	498	326	337	309	0
%KPAH	13.3	14.0	12.9	11.1	9.3	9.7	9.2	9.1	8.8	0.0

4. Konklusjoner

- Konsentrasjonsgradienter i SPMDer viser at det foregår en transport av PCB fra området til Franzefoss Gjennvinning og ut i Drammensfjorden.
- Overkonsentrasjoner av kvikksølv i sjøvann med en økende konsentrasjonsgradient mot sentral deler av fyllingen støtter antagelsen om utlekking.
- Det ble påvist sterk forurensning av PCB og opp til meget sterk forurensning av PAH i sjøbunnen utenfor fyllingen på området. Sedimentenes utseende tyder på at dette ikke er et naturlig sediment, men et avfall og utgjør en del av fyllingen på området. Denne PCBen hadde lite til felles med PCB i jord fra området til Franzefoss Gjennvinning (registrert av NGI i brønn 3). Dette har sannsynligvis sammenheng med at fyllingen ikke er homogen. PCBen i bunnsedimentene / “avfallet” hadde også lite til felles med PCB i fjordens bunnsedimenter forøvrig. Dette sammen med de visuelle observasjonene tilsier at denne forurensningen ikke skyldes tilførsler fra andre deler av fjorden.
- Sjøbunnen utenfor fyllingen er stadig utsatt for strøm og oppvirling. Spredning av PCB fra disse avsetningene kan derfor ikke utelukkes.

5. Referanser

- Magnusson, J. 1994. Hydrografi og hydrokjemi i Drammensfjorden. Situasjonen i 1991. NIVA-rap. O-90202; Løpenr 3044, 16s.
- Magnusson, J., 2000. Oksygenforholdene i Drammensfjorden oktober 2000. NIVA-rap. O-20213, Løpenr. 4311, 14s.
- Magnusson, J.; Knutzen, J.; Kopperud, I.; Skåre, J.U., 1993. Overvåking av miljøgifter i fisk fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991. NIVA-rap. O-90202, Løpenr. 2838, 50s.
- Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J. Rygg, B., Skei, J., Sørensen, J., 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarbann. Veiledning. SFT veiledning 97:03. TA-nummer 1467/1997, 36s.
- Konieczny, R.M., Bruskeland, O. (NOTEBY), Brønstad, G.(NOTEBY) og Helland, A. Hovde, L.R. (NOTEBY) 1994. Kartlegging av miljøgifter i sedimenter i Indre Drammensfjorden 1993. NIVA-rap.O-93208, Løpenr 3034, 33s.
- Sørensen, J. Bjerkgeng, B. Bratli, J.L. Knutzen, J. Magnusson, J., 1995. Miljømål for Drammenselva og -fjorden. NIVA-rap. O-94063, Løpenr. 3198, 102s

Vedlegg A. Metodebeskrivelser

Analysemetoder benyttet for sjøvann, sedimenter og SPMDer

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
E 10-1	Oppslutning med HNO₃	-	OPP-SA
<p>Tittel:</p> <p>Forbehandling av prøver til bestemmelse av tungmetaller – oppslutning i autoklav.</p>			
<p>Anvendelsesområde:</p> <p>Denne metoden anvendes ved salpetersyreoppslutning av avløpsvann, slam og sedimenter, samt for biologisk materiale som kun skal analyseres med hensyn til Hg. Metoden brukes for bestemmelse av metaller.</p>			
<p>Prinsipp:</p> <p>En innveid, eller utpipettert, mengde prøve oppsluttes med salpetersyre i autoklav ved 120 °C. Selve bestemmelsen utføres på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme, med med grafittovn eller ICP. Kvikksølv bestemmes med kalddamp teknikk.</p>			
<p>Instrument(er):</p> <p>Presto autoklav beregnet for bruk opp til 120 °C. Pyrexflasker til kvikksølv og teflonrør til de øvrige metaller, mens det til avløpsvann benyttes Nalgene flasker.</p>			
<p>Målesikkerhet:</p> <p>Se NIVA-dokument Y-3.</p>			
<p>Referanser:</p> <p>Norsk Standard, NS 4770. Vannundersøkelse. Metaller i vann, slam og sedimenter. Bestemmelse ved atomabsorpsjonsspektrometri i flamme. Generelle prinsipper og retningslinjer. 2. Utg. 1994. Norsk Standard, NS 4783. Vannundersøkelse. Metaller i biologisk materiale. Bestemmelse med AAS. Oppslutning. 1. Utg. 1988.</p>			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
E 11	Freonekstraksjon	-	EKST-Fr
Tittel:			
Bestemmelse av metaller etter ekstraksjon med freon.			
Anvendelsesområde:			
Metoden benyttes når konsentrasjonen av de aktuelle metaller er for lav til at de kan bestemmes direkte, eller hvis prøven inneholder så mye løste salter at de forstyrrer ved den direkte bestemmelsen, f.eks. brakkvann. Ved tyve gangers oppkonsentrering oppnås nedre grense; Cu 25, Ni 25, Pb 25, Co 5, Cd 5, Zn 1000 ng/l			
Prinsipp:			
Mange tungmetallioner danner komplekser med APDC, Ammoniumpyrrolidin-1-ditiokarbamat ($C_5H_{12}N_2S_2$) og DDTC, Dietylammonium-N,N-dietylditiokarbamat ($C_9H_{22}N_2S_2$), som ved pH = 4-5 kan ekstraheres over i freon. Etter oppkonsentrering, og tilbakeekstraksjon til fortynnet salpetersyre, er prøvene stabile, og kan om nødvendig lagres over lengre tid. Selve bestemmelsen utføres med atomabsorpsjon på grafittovn. Prøvenes pH må ikke avvike fra naturlig vann i vesentlig grad. Jerninnhold på mer enn 2 mg/l forstyrrer ved ekstraksjonen.			
Instrument(er):			
500 ml skilletrakter av low density polyeten, med vid hals og skrulokk.			
Måleusikkerhet:			
Se NIVA-dokument Y-3.			
Referanser:			
L.-G. Danielson, B. Magnusson, S. Westerlund: Anal Chim. Acta 1978, 98 , 47 – 57.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
E 2-2	Metaller, grafittovn atomabsorpsjon	$\mu\text{g/l}$	Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb, Zn
Tittel:			
Bestemmelse av metaller i vann, sedimenter og biologisk materiale, grafittovn atomabsorpsjonsspektrometri med Perkin Elmer 4100 ZL.			
Anvendelsesområde:			
Metoden omfatter bestemmelse av Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb og Zn i vann, Cd, Co, Cr, Cu, Ni og Pb i salpetersyre-oppløst fiskefilet, blåskjell og lever, samt bly og kadmium i sedimenter. Tabell 1a (E 2-2) angir nedre og øvre grense ($\mu\text{g/l}$) for bestemmelse av de enkelte metaller når det injiseres et prøvevolum på 20 μl direkte i grafitrøret.			
Prinsipp:			
10 - 60 μl prøve konserverert med salpetersyre, overføres til et grafitrør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis øking av temperaturen etter et program tilpasset for hvert enkelt metall, gjennomføres tørking, foraskning og atomisering. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en elektrodøs lampe (EDL). Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Lyset absorberes selektivt av dette elementets atomer når det passerer gjennom den atomiserte prøven. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbans med kjente kalibreringsløsningers absorbans.			
Instrument(er):			
Perkin-Elmer atomaabsorpsjonsspektrometer 4100 ZL, tilkoblet P-E autosampler AS 40 og Epson LX-850 printer. ED-lampene brukes sammen med et P-E EDL power supply.			
Måleusikkerhet:			
Se NIVA-dokument Y-3.			
Referanser:			
Norsk Standard, NS 4780. Metaller i vann, slam og sedimenter. Elektrotermisk atomisering i grafittovn. Generelle prinsipper og retningslinjer. 1. Utg. 1988. NS 4781.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
E 4-3	Kvikksølv	ng/l, µg/g	Hg/L, Hg-Sm, Hg-B
<p>Tittel:</p> <p>Bestemmelse av kvikksølv i vann, slam og sedimenter og biologisk materiale med Perkin-Elmer FIMS-400.</p>			
<p>Anvendelsesområde:</p> <p>Metoden omfatter bestemmelse av kvikksølv i renvann, samt avløpsvann, biologisk materiale slam og sedimenter oppløst i salpetersyre. Biologiske prøver, slam og sediment frysetørres fortrinnsvis. Ved tørking av prøver i varmeskap må ikke temperaturen overstige 80°C. Nedre grense er for renvann 1.0 ng/l, oppløst renvann 10 ng/l, avløpsvann 0.1 µg/l, faste prøver 0.005 µg/g.</p>			
<p>Prinsipp:</p> <p>Kvikksølv må foreligge på ionisk form i prøveløsningen for at kalddampeteknikk skal kunne benyttes. Når reduksjonsmiddelet (SnCl₂) blandes med prøven blir det ioniske kvikksølv omformet til metallisk kvikksølv (Hg). En inert bæregass (argon) transporterer kvikksølv til spektrofotometeret. En fordel med denne teknikken er den gode separasjonen av analytten fra matrisen, slik at ikke-spesifikk bakgrunnsabsorpsjon og matriseinterferenser er minimale. Kvikksølv oppkonsentreres i et amalgameringsystem.</p>			
<p>Instrument(er):</p> <p>Perkin-Elmer FIMS-400 med P-E AS-90 autosampler og P-E amalgamsystem.</p>			
<p>Målesikkerhet:</p> <p>6 målinger av Drøbaksjøvann tilsatt 20 ng/l Hg ga middelværdi 21.1 og standardavvik 0.52 ng/l. Tilsvarende for faste materialer: 10 målinger av DORM-1 (fiskemuskel) 0.798 ± 0.074 µg/g, ga 0.835 og 0.054 µg/g, 7 målinger av MESS-2 (sediment) 0.092 ± 0.009 µg/g, ga 0.086 og 0.003 µg/g.</p>			
<p>Referanser:</p> <p>B. Welz, M. Melcher, H.W. Sinemus, D. Maier: Pico-trace determination of mercury using the amalgamation technique. Norsk Standard, NS 4768. Vannundersøkelse. Bestemmelse av kvikksølv ved kalddamp atomabsorpsjonsspektrometri Oksidasjon med salpetersyre. 1. Utg. 1989.</p>			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
E 9-3	Elementer i sediment	$\mu\text{g/g}$	Ba/ICP, Cu/ICP, Pb/ICP, Fe/ICP, Zn/ICP
Tittel: Bestemmelse av Ba, Cu, Pb, Fe og Zn i sedimenter med ICP.			
Anvendelsesområde: Metoden omfatter bestemmelse av Ba, Cu, Pb, Fe og Zn i sedimenter oppløst i salpetersyre. Nedre bestemmelsesgrense for de enkelte elementer er Ba 0.2, Cu 0.6, Fe 30 og Zn 0.4 $\mu\text{g/g}$ (basert på innveing av 0.5 g prøve).			
Prinsipp: Tørket og knust prøve oppløstes med salpetersyre i lukkede teflonrør i autoklav og fortynnes med vann. Forstøvet prøve føres inn i argonplasmaet som atomiserer og ioniserer prøven, som blir eksitert og sender ut lys med bølgelengder som er spesifikke for hvert element. Etter å ha passert inngangspalten vil et prisme og et diffraksjonsgitter spre lyset. Deretter blir det fokusert på en CID (charge injection device)-detektor som omformer energien fra lyset til en elektrisk strøm, hvis størrelse er proporsjonal med lysintensiteten. Den integrerte strøm blir målt og resultatet videresendt til datamaskinen. Konsentrasjonen av analytten bestemmes ved å jevnføre prøvens intensitet med kjente kalibreringsløsningers intensitet.			
Instrument(er): Thermo Jarrell Ash IRIS/AP som ICP hovedinstrument, nettstabilisator Line Tamer Model CLT-0500 KHA, power supply Percent Multimeter – Jarrell Ash 220, og Jarrell Ash automatiske prøveveksler.			
Målesikkerhet: Sertifisert materiale BCSS-1 ble analysert som kontroll og ga middelerverdi og standardavvik for det gitte antall målinger: Ba (sann = 518 $\mu\text{g/g}$), 97.3 og 2.9 $\mu\text{g/g}$, Cu (18.5 $\mu\text{g/g}$) 13.3 og 1.4 $\mu\text{g/g}$, Fe (32.9 $\mu\text{g/g}$) 23.6 og 0.8 $\mu\text{g/g}$, Zn (119 $\mu\text{g/g}$) 97.6 og 2.4 $\mu\text{g/g}$. NB! Sertifisert verdi representerer totaloppløsning!			
Referanser: ISO/DIS 11885. Water quality – The determination of 33 elements by inductively coupled plasma emission spectroscopy.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
H 2-3	Polyaromatiske hydrokarboner	$\mu\text{g}/\text{kg}$	PAH-Sm
Tittel:			
Ekstraksjon og opparbeiding av PAH i sedimenter.			
Anvendelsesområde:			
Metoden benyttes for bestemmelse av PAH i sedimenter fra innsjøer og marine områder. Deteksjonsgrensen avhenger av prøvemengden.			
Prinsipp:			
Prøvene tilsettes indre standarder og PAH ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Ekstraktet gjengår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/FID eller GC/MSD. PAH identifiseres med FID ut fra retensjonstider og med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.			
Instrument(er):			
Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autosampler 7673. Systemet er utstyrt med HD modell 5970 B masseselektiv detektor, og kolonne HD HP-5 MS 30 m x 0.25 mm i.d. x 0.25 μm .			
Måleusikkerhet:			
Se NIVA-dokument nr. Y – 3.			
Referanser:			
Grimmer, G. og Bøhnke, H., 1975. Jour. of the AOAC, Vol. 58, No. 4.			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
H 3-3	Polyklorerte bifenyler	$\mu\text{g/kg}$	PCB-Sm
Tittel:			
Ekstraksjon og opparbeiding av klororganiske forbindelser i sedimentprøver.			
Anvendelsesområde:			
Metoden benyttes for bestemmelse av klororganiske forbindelser i sedimenter og slam, renvann (ferskvann og sjøvann) og avløpsvann samt ulike typer av planter og biologisk materiale fra det vandige miljø. Med klororganiske forbindelser menes i denne sammenheng klorpesticider og polyklorerte bifenyler (PCB).			
Prinsipp:			
Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres utfra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.			
Instrument(er):			
Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autoinjektor 7673. Systemet er utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (ECD).			
Måleusikkerhet:			
Se NIVA-dokument nr. Y – 3.			
Referanser:			
Brilis, G.M. & J.Marsden: Chemosphere 21 , 91- 98, (1990). Brevik, E.M.: Bull. Environ. Cont. Toxicol. 19 , 281 - 286, (1978). Harvey, A & A.Loomis.: J. Gen. Physiol. 15 , 147, (1932). Lopez-Avila, V. et al. : J. Assoc. Off. Anal. Chem 72 , 593 - 602, (1989).			

Vedlegg B. Forkortelser / Abbreviations

Abbreviation ¹	English	Norwegian
ELEMENTS		
Cd	cadmium	<i>kadmium</i>
Hg	mercury	<i>kvikksølv</i>
Pb	lead	<i>bly</i>
PAHs		
PAH	polycyclic aromatic hydrocarbons	<i>polysykliske aromatiske hydrokarboner</i>
ACNE	acenaphthene	<i>acenaften</i>
ACNLE	acenaphthylene	<i>acenaftylen</i>
ANT	anthracene	<i>antracen</i>
BAA ³	benzo[a]anthracene	<i>benzo[a]antracen</i>
BAP ³	benzo[a]pyrene	<i>benzo[a]pyren</i>
BBF ³	benzo[b]fluoranthene	<i>benzo[b]fluoranten</i>
BBJKF ³	benzo[b,j,k]fluoranthene	<i>benzo[b,j,k]fluoranten</i>
BBJKF ³	benzo[b+j,k]fluoranthene	<i>benzo[b+j,k]fluoranten</i>
BBKF ³	benzo[b+k]fluoranthene	<i>benzo[b+k]fluoranten</i>
BEP	benzo[e]pyrene	<i>benzo[e]pyren</i>
BGHIP	benzo[ghi]perylene	<i>benzo[ghi]perylen</i>
BIPN ²	biphenyl	<i>bifenyli</i>
BJKF ³	benzo[j,k]fluoranthene	<i>benzo[j,k]fluorantren</i>
BKF ³	benzo[k]fluoranthene	<i>benzo[k]fluorantren</i>
CHR	chrysene	<i>chrysen</i>
CHRTR	chrysene+triphenylene	<i>chrysen+trifenylen</i>
COR	coronene	<i>coronen</i>
DBAHA ³	dibenz[a,h]anthracene	<i>dibenz[a,h]antracen</i>
DBA3A ³	dibenz[a,c/a,h]anthracene	<i>dibenz[a,c/a,h]antracen</i>
DBP ³	dibenzopyrenes	<i>dibenzopyren</i>
DBT	dibenzothiophene	<i>dibenzotiofen</i>
DBTC1	C ₁ -dibenzothiophenes	<i>C₁-dibenzotiofen</i>
DBTC2	C ₂ -dibenzothiophenes	<i>C₂-dibenzotiofen</i>
DBTC3	C ₃ -dibenzothiophenes	<i>C₃-dibenzotiofen</i>
FLE	fluorene	<i>fluoren</i>
FLU	fluoranthene	<i>fluoranten</i>

Abbreviation ¹	English	Norwegian
PAHs (cont.)		
ICDP ³	indeno[1,2,3-cd]pyrene	<i>indeno[1,2,3-cd]pyren</i>
NAP ²	naphthalene	<i>naftalen</i>
NAPC1 ²	C ₁ -naphthalenes	<i>C₁-naftalen</i>
NAPC2 ²	C ₂ -naphthalenes	<i>C₂-naftalen</i>
NAPC3 ²	C ₃ -naphthalenes	<i>C₃-naftalen</i>
NAP1M ²	1-methylnaphthalene	<i>1-metylnaftalen</i>
NAP2M ²	2-methylnaphthalene	<i>2-metylnaftalen</i>
NAPD2 ²	1,6-dimethylnaphthalene	<i>1,6-dimetylnaftalen</i>
NAPD3 ²	1,5-dimethylnaphthalene	<i>1,5-dimetylnaftalen</i>
NAPDI ²	2,6-dimethylnaphthalene	<i>2,6-dimetylnaftalen</i>
NAPT2 ²	2,3,6-trimethylnaphthalene	<i>2,3,6-trimetylnaftalen</i>
NAPT3 ²	1,2,4-trimethylnaphthalene	<i>1,2,4-trimetylnaftalen</i>
NAPT4 ²	1,2,3-trimethylnaphthalene	<i>1,2,3-trimetylnaftalen</i>
NAPTM ²	2,3,5-trimethylnaphthalene	<i>2,3,5-trimetylnaftalen</i>
NPD	Collective term for naphthalenes, phenanthrenes and dibenzothiophenes	<i>Sammebetegnelse for naftalen, fenantren og dibenzotiofens</i>
PA	phenanthrene	<i>fenantren</i>
PAC1	C ₁ -phenanthrenes	<i>C₁-fenantren</i>
PAC2	C ₂ -phenanthrenes	<i>C₂-fenantren</i>
PAM1	1-methylphenanthrene	<i>1-metylphenantren</i>
PAM2	2-methylphenanthrene	<i>2-metylphenantren</i>
PAMD1	3,6-dimethylphenanthrene	<i>3,6-dimetylphenantren</i>
PAMD2	9,10-dimethylphenanthrene	<i>9,10-dimetylphenantren</i>
PER	perylene	<i>perylen</i>
PYR	pyrene	<i>pyren</i>
DI-Σn	sum of "n" dicyclic "PAH"s (footnote 2)	<i>sum "n" disykliske "PAH" (fotnote 2)</i>
P-Σn	sum "n" PAH	<i>sum "n" PAH</i>
PK-Σn	sum carcinogen PAH's (footnote 3)	<i>sum kreftfremkallende PAH (fotnote 3)</i>
PAHΣΣ	DI-Σn + P-Σn etc.	<i>DI-Σn + P-Σn mm..</i>
SPAH	"total" PAH, specific compounds not quantified (outdated analytical method)	<i>"total" PAH, spesifik forbindelser ikke kvantifisert (foreldret metode)</i>

Abbreviations (cont'd.)

Abbreviation ¹	English	Norwegian
PCBs		
PCB	polychlorinated biphenyls	<i>polyklorete bifenyler</i>
CB	individual chlorobiphenyls (CB)	<i>enkelte klorobifenyl</i>
CB28	CB28 (IUPAC)	<i>CB28 (IUPAC)</i>
CB31	CB31 (IUPAC)	<i>CB31 (IUPAC)</i>
CB44	CB44 (IUPAC)	<i>CB44 (IUPAC)</i>
CB52	CB52 (IUPAC)	<i>CB52 (IUPAC)</i>
CB77 ⁴	CB77 (IUPAC)	<i>CB77 (IUPAC)</i>
CB81 ⁴	CB81 (IUPAC)	<i>CB81 (IUPAC)</i>
CB95	CB95 (IUPAC)	<i>CB95 (IUPAC)</i>
CB101	CB101 (IUPAC)	<i>CB101 (IUPAC)</i>
CB105	CB105 (IUPAC)	<i>CB105 (IUPAC)</i>
CB110	CB110 (IUPAC)	<i>CB110 (IUPAC)</i>
CB118	CB118 (IUPAC)	<i>CB118 (IUPAC)</i>
CB126 ⁴	CB126 (IUPAC)	<i>CB126 (IUPAC)</i>
CB128	CB128 (IUPAC)	<i>CB128 (IUPAC)</i>
CB138	CB138 (IUPAC)	<i>CB138 (IUPAC)</i>
CB149	CB149 (IUPAC)	<i>CB149 (IUPAC)</i>
CB153	CB153 (IUPAC)	<i>CB153 (IUPAC)</i>
CB156	CB156 (IUPAC)	<i>CB156 (IUPAC)</i>
CB169 ⁴	CB169 (IUPAC)	<i>CB169 (IUPAC)</i>
CB170	CB170 (IUPAC)	<i>CB170 (IUPAC)</i>
CB180	CB180 (IUPAC)	<i>CB180 (IUPAC)</i>
CB194	CB194 (IUPAC)	<i>CB194 (IUPAC)</i>
CB209	CB209 (IUPAC)	<i>CB209 (IUPAC)</i>
CB-Σ7	CB: 28+52+101+118+138+153+180	<i>CB: 28+52+101+118+138+153+180</i>
CB-ΣΣ	sum of CBs, includes CB-Σ7	<i>sum CBer, inkluderer CB-Σ7</i>
TECBW	Sum of CB-toxicity equivalents after WHO model, see TEQ	<i>Sum CB- toksitets ekvivalenter etter WHO modell, se TEQ</i>
TECBS	Sum of CB-toxicity equivalents after SAFE model, see TEQ	<i>Sum CB-toksitets ekvivalenter etter SAFE modell, se TEQ</i>