

Kvantifisering av tungmetalltilførsler i indre del av Sørfjorden, Hardanger



RAPPORT

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 Kvantifisering av tungmetalltilførsler i indre del av Sørfjorden, Hardanger	Løpenr. (for bestilling) 6453-2012	Dato 18.01.2013
	Prosjektnr. Underrn. 11487	Sider Pris 79
Forfatter(e) Anders Ruus, Morten T. Schaanning, Eigil Rune Iversen, Sigurd Øxnevad og Oddvar K. Røyset	Fagområde Miljøgifter	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Hardanger	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannen i Hordaland, Klif, Boliden Odda AS, Eramet Titanium & Iron	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammendrag

Målet med den foreliggende undersøkelsen var å kvantifisere tilførslene av metaller til vannmassene og sedimentene i indre del av Sørfjorden, herunder: 1) transport av tungmetaller fra dypere lag i sedimentene til overflaten og videre spredning til vannmassene, 2) transport av tungmetaller tilført fra bekker og elver, inkludert Tyssø og 3) transport av tungmetaller via det kommunale avløpssystemet. Prosjektet skulle være en del av grunnlaget for vurdering av tiltak for å begrense spredningen av miljøgifter fra området. I elver og bekker var konsentrasjonen av de fleste metallene lave og på et nivå som man ofte finner i upåvirkede lokaliteter. Innholdet av sink varierte fra klasse I (Bakgrunn) til klasse IV (Dårlig) og V (Svært dårlig) i to mindre bekker som løper inn i Eitrheimsvågen. Nivåene av kvikksølv var på eller like over deteksjonsgrensen. Likevel blir tilførslene betydelige når konsentrasjonene multipliseres med årlig avrenningsvolum. Resultatene må derfor benyttes med forsiktighet i forbindelse med transportberegninger. Tilførslene gjennom det kommunale nettet ble beregnet fra stikkprøver tidligere innsamlet ved Almerket pumpestasjon og ved utslippet ved Holmen nedstrøms Eitrheim industriområde. Fra 48 % til 99 % av transporten av tungmetaller kom på mellom disse to målepunktene som følge av uhellspåslipp av spillvann fra Boliden som pågikk i deler av 2010 og 2011. Det var relativt stor utlekking av metaller fra sedimentene i Sørfjorden. Normalt vil bare en liten del av metallene som tilføres sedimentet ved sedimentasjon av partikler resirkuleres til vannmassen. For kadmium var imidlertid utlekkingen fra sedimentene mer enn dobbelt så stor som de totale tilførslene fordelt over det samme arealet. Det er stor usikkerhet knyttet både til estimerte tilførsler og utlekking fra sedimentene, men resultatet tyder likevel på at det kan være betydelige kilder (f.eks. avrenning fra tette flater, dreneringsledninger, atmosfærisk deponisjon) som ikke er kvantifisert. Undersøkelsen støtter konklusjonen fra fylkesvise tiltaksplaner om at det per i dag ikke kan sies å være tilstrekkelig kildekontroll for å gå i gang med sedimenttiltak.

Fire norske emneord 1. Metaller 2. Tilførsler 3. Sedimenter 4. Sørfjorden	Fire engelske emneord 1. Metals 2. Fluxes 3. Sediments 4. Sørfjord
---	--



Morten T. Schaanning
Prosjektleder / Forskningsleder



Kristoffer Næs
Forskningsdirektør

Kvantifisering av tungmetalltilførsler i indre del av Sørfjorden, Hardanger

Forord

Dette prosjektet har hatt som hovedformål å kartlegge og kvantifisere de dominerende kildene til den pågående forurensningen i (indre deler) av Sjørfjorden. Prosjektet skulle være en del av grunnlaget for vurdering av tiltak for å begrense spredningen av miljøgifter fra området, og oppdragsgiver var Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelingen. Klif og industrien i Odda har bidratt med finansiering.

Bakgrunnen for prosjektet er at sedimentene i store deler av Sjørfjorden, spesielt indre del, er forurenset av tungmetaller (og PAH). Helt frem til 1987 ble det deponert store mengder tungmetallholdig residuer i Sjørfjorden. Det er foretatt omfattende utslippsreducerende tiltak ved industriområdene Boliden og Eramet og i indre del av selve Eitrheimsvågen. Tungmetallkonsentrasjonene i overflatevannet har siden 1987 overveiende hatt en stabil reduksjon frem til ca 2005. Tiltaksplaner for forurensete sedimenter er utarbeidet for Sjørfjorden (2003, 2010). Tiltaksplanen konkluderer med at tiltak er nødvendig. Konklusjonen er basert på en risikovurdering, hvor området kommer ut med en uakseptabel risiko.

NIVA har gjennomført prosjektet og rapporten er forfattet av: Anders Ruus, Morten T. Schaanning, Eigil Rune Iversen, Sigurd Øxnevad og Oddvar K. Røyset. Morten Schaanning har vært prosjektleder.

Oslo, 18. januar 2013

Morten Schaanning

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	12
1.1 Historie og bakgrunn	12
1.2 Miljøovervåking	12
1.3 Topografi	13
1.4 Fylkesvise tiltaksplaner	13
1.5 Mål med foreliggende undersøkelse	15
1.5.1 Beregning av bidraget fra eksisterende forurensning i sedimentene:	16
1.5.2 Beregning av mengder tungmetaller tilført fra bekker og elver, inkludert Tyssø til indre del av Sørfjorden.	16
1.5.3 Beregning av forurensningsbidrag tilført via det kommunale avløpssystemet, fra gamle deponier, og andre utslipp i indre del av fjorden	16
1.5.4 Odda Smelteverk	16
2. Bakgrunn – Mulige kilder til tungmetaller på land rundt Sørfjorden	17
2.1 Berggrunnsgeologi og jordarter	17
2.2 Kommunalt nett	19
2.3 Kjente forurensede lokaliteter rundt Sørfjorden	23
2.4 Lokalitetene som Odda kommune har ansvar for	24
2.5 Lokaliteter utenfor kommunalt ansvar	25
2.6 Bedriftsutslipp	25
3. Undersøkelser av tungmetallkilder på land	26
3.1 Prøvetakingspunkter	26
3.1.1 Kommunale prøvepunkter	26
3.1.2 Bekker/elver	26
3.2 Avrenning og nedbørfelt	28
3.3 Prøvetakingsmetodikk og analyse	30
3.4 Analyseresultater for stikkprøver i bekker og elver	30
4. Kvantifisering av tungmetalltilførsler fra land	32
5. Sedimenter	36
5.1 Materiale og metode	36
5.1.1 Prøveinnsamling, overordnet:	36
5.1.2 Feltarbeid og forsøksoppsett i mesokosmos	36
5.1.3 Fluksmålinger	40
5.1.4 Usikkerhet i fluksmålinger	41
5.1.5 DGT-prober	41
5.1.6 Sedimentprøver	42
5.2 Resultater	42
5.2.1 Sedimenter	42
5.2.2 Flukser	43

5.2.3 Sammenhengen mellom utlekking og konsentrasjon i sediment	43
5.2.4 DGT-prober	46
5.2.5 Eitrheimsvågen	48
5.3 Diskusjon sedimenter	57
6. Sammenfattende diskusjon	62
6.1 Usikkerhet i beregninger	62
6.2 Forurensning versus bakgrunn	63
6.3 Sammenstilling av tilførsler	64
6.4 Konklusjoner	66
7. Referanser	67
Vedlegg A. Analyseresultater for prøver tatt av bekker og elver 5. – 6.6.2012	68
Vedlegg B. DGT-profiler	69
Vedlegg C. Passiv prøvetaking av metall ioner i vann med DGT- teknologi	76
Vedlegg D. Notat fra Boliden til Klif 30.9.2011	78

Sammendrag

Odda og Sjørfjorden har en lang og spennende industrihistorie. A/S Tyssefaldene ble etablert i 1906 og kombinasjonen av billig elektrisk kraft og isfri fjord la grunnlaget for en rekke industrier, bl.a. Odda smelteverk i 1908, D.N.N. Aluminium i Tyssedal i 1916 (nå TiZir Titanium & Iron, tidligere Eramet Titanium & Iron AS) og Det Norske Zinkkompani på Eitrhemsneset i 1929 (nå Boliden Odda AS). Økende bevissthet rundt avfallsprodukter fra tungindustrien medførte at det på 1970-tallet ble påpekt spesielt stor metall-forurensning i Sjørfjorden. Dårlige oksygenforhold i indre Sjørfjorden mot slutten av 1990-årene ble satt i sammenheng med utslipp av nitrogenholdige forbindelser fra Odda smelteverk og nedleggelsen av denne bedriften i 2002 medførte umiddelbare forbedringer i oksygenforholdene. To viktige tiltak mot metallforurensningen i Sjørfjorden er lagring av restprodukter (jarositt) i fjellhaller fra 1986, og tildekking av forurensede sedimenter i Eitrheimsvågen med fiberduk og rene masser i 1992. Dette har bidratt til å bedre forholdene i Sjørfjorden betydelig, hvilket er dokumentert gjennom mange år med miljøovervåking. Fjorden er imidlertid fortsatt belastet med enkelte typer forurensning og Mattilsynet har advart mot konsum av enkelte typer sjømat (bl.a. brosme, lange, skjell, hummer og krabbe) i definerte områder.

I kjølvannet av Stortingsmelding nr.12 'Rent og rikt hav' fra 2002 valgte Klif, i samråd med fylkesmennene, ut 17 fjordområder som det skulle opprettes tiltaksplaner for. Ett av disse var Sjørfjorden i Hordaland. Resultatene fra fase II av tiltaksplanene pekte på at bunnsedimentene i hele undersøkelsesområdet er betydelig forurenset og det ble konkludert med at en form for tiltak er nødvendig. Samtidig ble det påpekt at dagens utslippssituasjon fortsatt er noe uavklart med hensyn til kvantifisering av kilder, og at det således pr. i dag ikke kan sies å være tilstrekkelig kildekontroll for å gå i gang med sedimenttiltak. Målet med den foreliggende undersøkelsen skulle derfor være å kvantifisere tilførslene av metaller til indre del av Sjørfjorden, herunder:

- Transport av tungmetaller fra dypere lag i sedimentene til overflaten og videre spredning til vannmassene.
- Transport av tungmetaller tilført fra bekker og elver, inkludert Tyssø.
- Transport av tungmetaller via det kommunale avløpssystemet

Området fra Odda og nordover forbi Tyssedal består hovedsakelig av gneis og granitt. Disse bergartene ansees ikke å være et problem i drikkevannssammenheng og forvitring er lite trolig relevant kilde til tungmetaller i Sjørfjorden. Jordsmonnet i området rundt Sjørfjorden vil imidlertid kunne være påvirket av lokale punktkilder via utslipp til luft og annen spredning av metallforurenset materiale. Utvasking av forurensede løsmasser vil derfor kunne være en kilde til forurensning av fjorden via bekker og elver. Med et par unntak var imidlertid tungmetallkonsentrasjonene lave og på et nivå som man ofte finner i upåvirkede lokaliteter. I to mindre bekker som løper inn i Eitrheimsvågen var metallinnholdet høyere enn i de andre lokalitetene, spesielt for sink og i noen grad også bly og kvikksølv. Vannføringen i disse bekkene er imidlertid liten slik at avrenningen fra disse nedbørfeltene betyr forholdsvis lite. Filtrering av et utvalg av prøvene viste at blyinnholdet i hovedsak var bundet til partikler, mens de øvrige metallene var løst. Nivåene av kvikksølv var på eller like over

deteksjonsgrensen. Likevel blir tilførslene betydelige når konsentrasjonene multipliseres med årlig avrenningsvolum. Resultatene må derfor benyttes med forsiktighet i forbindelse med transportberegninger. Sesongvariasjoner og episodiske tilførsler (ekstremvær) vil også være vesentlige feilkilder i de estimerte tilførslene fra elver og bekker.

Tilførslene gjennom det kommunale nettet ble beregnet fra stikkprøver tidligere innsamlet ved Almerket målestasjon i Odda sentrum og ved utslippet ved Holmen nedstrøms Eitrheim industriområde. Fra 48 % til 99 % av transporten av tungmetaller kom på mellom disse to målepunktene som følge av uhellspåslipp av spillvann fra Boliden som pågikk i deler av 2010 og 2011. En vesentlig andel av utslippet ved Holmen disse to årene skyldes m.a.o. andre kilder enn «kommunal kloakk».

Industriutslippene tilsvarer det bedriftene selv har rapportert inn til Klif i 2010 og omfatter Eramet Titanium & Iron AS (Tyssedal) og Boliden Odda – som har utslipp nordøst for Eitrheimsneset (tvers overfor Lindeneset), øst for Eitrheimsneset («anhydritt») og kviksvølvrensaneanlegget ytterst i Eitrheimsvågen. Sammenlignes kildene på land, var utslipp fra industrien største kilde for bly, sink og kadmium til Sørfjorden. Det må imidlertid bemerkes at industrien hadde et atypisk høyt utslipp av bly i 2010, forbundet med råvarene dette året. Elver og bekker var største kilde til kopper og sink. Transporten på det kommunale nettet ved Almerket pumpestasjon utgjorde <1,1% av de samlede tilførslene til Sørfjorden fra kilder på land.

Areal spesifikk utlekking ($\text{mg m}^{-2} \text{år}^{-1}$) av kadmium, kopper, bly og sink fra sedimentene var høyest ytterst i Eitrheimsvågen, men fordi arealene allokert til dette området var små ble det totale bidraget relativt lite. I tillegg var det relativt høy utlekking av de samme metallene fra stasjoner innerst og midt i havnebassenget og for kadmium og sink også fra stasjonen nordøst for Eitrheimsneset i nærheten av det tidligere jarositt-utslippet. Porevannprofilene i dette området viste tydelige minima 2-5 cm under sedimentoverflaten noe som tyder på at det ikke er noen vesentlig diffusjon av metaller gjennom porevannet fra dypere sedimentlag til vannet i fjorden. Derimot ble det observert okergule, biogene hauger på sedimentoverflatene og det ble målt høyt DGT-opptak av Zn og Cd fra porevannet nærmest sedimentoverflaten, så vel som betydelig utlekking til vannet over. Dette indikerte at bioturbasjon er en viktig faktor som bidrar til transport av gamle, forurensede sedimenter opp til overflaten der Cd og Zn løses ut og diffunderer både oppover og ut i vannet og nedover i sedimentet der de fjernes fra porevannet ved adsorpsjon til faste faser eller felling f.eks. av sulfider.

Porevannprofilene fra tildekkingsområdet i Eitrheimsvågen viste ikke minima i 2-5 cm dyp tilsvarende de som ble observert i områdene med naturlige sedimenter, og det ble målt sterk økning av DGT-opptaket av både Cd, Zn, Cu og Pb med økende dyp i sedimentene. Profilene kan derfor ikke utelukke diffusjon av metaller gjennom porevannet fra nederste observasjonsdyp 12-14 cm til sedimentoverflaten. Denne forskjellen mellom tildekkingslaget og de naturlig avsatte sedimentene kan skyldes at tildekkingslaget er relativt grovkornet sand med lavt innhold av organisk karbon. Både raskere diffusjonstransport og lavere forbruk av O_2 vil kunne bidra til bedre oksygenforhold i porevannet. Sjansen for sulfidfelling blir dermed mindre enn i et naturlig sediment og i den grad dette er en viktig mekanisme for retensjon av metaller i sedimentene vil dekkslag bestående av grovkornet sand med lavt innhold av organisk stoff kunne være mindre egnet dekkmateriale enn naturlige sedimenterende materiale.

Lavest utlekking ble målt i sedimenter fra en stasjon i nærheten av anhydritt-utslippet øst for Eitrheimsneset og fra det mye dypere området midt i fjorden, utenfor Tyssedal. Dette bekreftet at metallinnholdet i anhydritten avgis i liten grad til vannet i fjorden. Kvikksølv viste et avvikende mønster med høyest utlekking fra området utenfor Tyssedal.

Ved beregning av totale tilførsler fra sedimentet til vannmassen er det avgjørende hvilke arealer som allokeres til de enkelte stasjonene. Seks stasjoner er lite og dette gir spesielt stor usikkerhet i et område som dette, som er preget av en lang industrihistorie med mange og varierende punktkilder som kan forventes å gi betydelige variasjoner over korte avstander.

Sammenlignet med utlekking målt tidligere fra sedimenter i Oslofjorden, var det relativt stor utlekking fra sedimentene i Sørfjorden. Normalt vil bare en liten del av metallene som tilføres sedimentet ved sedimentasjon av partikler resirkuleres til vannmassen. Mesteparten begravnes i sedimentene og perioder med høye tilførsler vil normalt kunne gjenfinnes i ettertid som anrikede lag i sedimentene. I et lignende budsjett for havneområder i Oslofjorden var utlekking fra sedimentene sjelden større enn 10-20% av de totale tilførslene. Et lignende resultat ble for de fleste metallene observert også i Sørfjorden. For kadmium, imidlertid, var utlekkingen fra sedimentene mer enn dobbelt så stor som de totale tilførslene fordelt over det samme arealet. Det er stor usikkerhet knyttet til beregnet utlekking fra sedimentene, men resultatet tyder likevel på at det kan være betydelige kilder (f.eks. avrenning fra tette flater, dreneringsledninger, atmosfærisk deposisjon) som ikke er kvantifisert.

Undersøkelsen støtter konklusjonen fra fylkesvise tiltaksplaner om at det per i dag ikke kan sies å være tilstrekkelig kildekontroll for å gå i gang med sedimenttiltak.

Summary

Title: Quantifying fluxes of heavy metals to the inner Sjørfjord, Hardanger

Year: 2012

Author: Anders Ruus, Morten T. Schaanning, Egil Rune Iversen, Sigurd Øxnevad, Oddvar K. Røyset

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6188-2

Odda and the Sjørfjord has a long and interesting industrial history. A/S Tyssefaldene was established in 1906 and the combination of cheap electricity and a fjord free of ice laid the foundation for a variety of industries, including Odda smelteverk in 1908, D.N.N. Aluminium Tyssedal in 1916 (now TiZir Titanium & Iron, previously Eramet Titanium & Iron AS) and Det Norske Zinkkompani at Eitrhemsneset in 1929 (now Boliden Odda AS). Increasing awareness of waste from heavy industry followed later, and in the 1970s particularly high metal contamination was shown in the Sjørfjord. Poor oxygen conditions in the inner Sjørfjorden towards the end of the 1990s was put in context with emissions of nitrogenous compounds from Odda smelteverk and the closure of the company in 2002 led to immediate improvements in oxygen conditions. Two important measures against metal contamination in the Sjørfjord are storage of waste products (jarosite) in mountain caverns from 1986 and capping of contaminated sediments in Eitrhemsvågen in 1992. This has contributed to improve the environmental conditions in the Sjørfjord considerably, which is proven through many years of environmental monitoring. The fjord is, however, still polluted by certain contaminants and Mattilsynet has warned against consumption of certain types of seafood (such as tusk, ling, mussels, lobster and crab) in defined areas.

In the wake of Stortingsmelding nr.12 'Rent og rikt hav' from 2002, Klif selected, in consultation with county governors, 17 fjord areas where action plans should be established. One of these was the Sjørfjord in Hordaland. The results of Phase II of the action plans indicated that the sediments in the study area are significantly contaminated and it was concluded that some form of action/remediation is required. It was also pointed out that the current discharge situation remains somewhat unclear regarding quantitation of sources, and thus today it cannot be said that there is sufficiently adequate source control to go ahead with the remedial actions. The aim of the present study was therefore to quantify the fluxes of metals to the inner part of the Sjørfjord, including:

- Transport of heavy metals from deeper layers in the sediments to the sediment surface and further transport to the water column.
- Transport of heavy metals from streams and rivers, including Tyssø river.
- Transport of heavy metals via the municipal sewer system

The area from Odda and northwards past Tyssedal consists mainly of gneiss and granite. These rocks are not considered a problem in terms of drinking water quality, and weathering of these is likely not a relevant source of heavy metals to the Sjørfjord. The soil around the Sjørfjord could, however, be influenced by local point sources through air emissions and other dispersal of metal contamination. Leaching from contaminated soils may therefore be a source of pollution of the Sjørfjord via streams and rivers. With a few exceptions, however, heavy metal concentrations were low and at levels that are often found at undisturbed sites. In two small streams that run into Eitrhemsvågen, the metal contents were higher than in the other

localities, especially for zinc and to some extent, lead and mercury. The Water flows in these streams are, however, small, thus runoff from these contribute relatively little. Filtration of selected samples showed that the lead content was essentially bound to particles, while the other metals were dissolved. The levels of mercury were at or just above the analytical limit of detection. Nevertheless, the contributions from rivers become relevant, when the low concentrations are multiplied by the annual runoff volume. The results should therefore be used with caution in connection with transport calculations. Seasonality and episodic inflows (extreme weather) will also be significant sources of error in the estimated inflows from rivers and streams.

Transport of metals through the municipal sewer system was calculated from samples collected earlier at Almerket station in Odda town center and at the discharge by Holmen, downstream Eitheim industrial area. From 48% to 99% of the transport of heavy metals came in between these two measurement points, as a result of accidental spill of wastewater from Boliden, which took place in parts of 2010 and 2011. A significant share of emissions at Holmen these two years originated in other words from other sources than "municipal sewage."

Industrial emissions equal the amounts that the companies have reported to KLIF in 2010 and includes Eramet Titanium & Iron AS (Tyssedal) and Boliden Odda - with emissions northeast of Eitrheimsneset (opposite of Lindeneset), east of Eitrheimsneset ("anhydrite") and the mercury treatment plant outermost Eitrheimsvågen. When comparing land based sources, the industrial discharges were the largest sources of for lead, zinc and cadmium to the Sjørfjord. It must be noted, however, that the industrial emission of lead in 2010 was atypically high, due to the raw materials this year. Rivers and streams were the largest source of copper and zinc. The transport on the municipal sewer system at Almerket pumping station equaled <1.1% of the total inflows to the Sjørfjord from land based sources.

Area specific leakage ($\text{mg m}^{-2} \text{ year}^{-1}$) of cadmium, copper, lead and zinc from the sediments was highest in outer Eitrheimsvågen, but because the areas allocated to this area were small, the total contribution is relatively small. In addition, there was relatively high leaching of the same metals from stations in the inner and middle of the harbor basin, and for cadmium and zinc also from station northeast of Eitrheimsneset, near the former jarosite discharge. The pore water profiles in this area showed clear minima 2-5 cm below the sediment surface, suggesting that there is no noteworthy diffusion of metals through the pore water from deeper layers of sediment to the water column. However, it was observed ochre colored, biogenic piles at the sediment surface, and high DGT uptake of Zn and Cd was measured from the pore water closest to the sediment surface, as well as substantial leakage to the water above. This indicated that bioturbation is an important factor in the transport of the old, polluted sediments to the surface where Cd and Zn is released and diffuse both upwards and out of the sediment, to the water column, where they are removed from the pore water by adsorption to solid phases or precipitation e.g. of sulfides.

The pore water profiles from the capped area in Eitrheimsvågen did not show minima at 2-5 cm depth, as was observed in the areas of natural sediments, and a sharp increase in the DGT-uptake of both Cd, Zn, Cu and Pb was measured, with increasing sediment depth. The profiles can therefore not rule out diffusion of metal through the pore water from the lower observational depth 12-14 cm to the sediment surface. This difference between the capping

layer and the naturally deposited sediments may be due to the fact that the capping layer consists of relatively coarse grained sand with a low content of organic carbon. Both faster diffusion transport and lower consumption of O₂ may contribute to improved oxygen conditions in the pore water. Chances of sulfide precipitation thus become smaller than in a natural sediment and to the extent this is an important mechanism for retention of metals in the sediments, capping layers consisting of coarse sand with low organic carbon content could be less suitable than natural sediment material.

Lowest leaching was measured in sediments from a station near the anhydrite emissions east of Eitrheimsneset and from the much deeper area in the middle of the fjord, outside Tyssedal. This confirmed that the metal content of the anhydrite desorbs to a small extent to the water of the fjord. Mercury showed a different pattern with the highest leakage from the area outside Tyssedal.

When calculating the total fluxes from the sediment to the water column, which areas are allocated to the different stations is essential. Six stations are a low number and this gives particularly high uncertainty in an area like this, which is characterized by a long industrial history with many and varying point sources that are expected to result in significant variations over short distances.

Compared with previously measured leaching from sediments in the Oslo Fjord, relatively high leakage was observed from the sediments in the Sjørfjord. Normally, only a small proportion of the metals transported to the sediment by sedimentation of particles is recycled to the water column. Most are buried in sediments and periods of high inflows will normally be traced later as enriched layers in the sediments. In a similar budget for port areas in the Oslo fjord, leaching from sediments was rarely larger than 10-20% of the total influx. A similar result was for most metals observed also in the Sjørfjord. For cadmium, however, the leaching from the sediments was more than twice as large as the total inputs distributed over the same area. There is considerable uncertainty associated with the estimated leakage from the sediments, but the results still suggest that there may be important sources (e.g. Runoff from infrastructure, drainage pipes, atmospheric deposition) that are not quantified.

This study supports the conclusion of the regional action plans that currently it cannot be said that there is adequate source control to go ahead with sediment remediation measures.

1. Innledning

1.1 Historie og bakgrunn

Odda og Sjørfjorden har en lang og interessant industrihistorie. Den flotte naturen i området gjorde området til en populær turistattraksjon allerede på begynnelsen av 1800-tallet. Kombinasjonen av mektige fosser og isfri fjord la også grunnlaget for en rekke industrier. Kraftselskapet A/S Tyssefaldene ble etablert allerede i 1906 og elektrisiteten gjorde det mulig å drive kraftkrevende industrier. Først ble Odda smelteverk anlagt i Odda i 1908 (nedlagt i 2002). Deretter kom D.N.N. Aluminium i Tyssedal i 1916, som i 1988 ble overtatt av Tinfos Jernverk (nå Eramet Titanium & Iron AS). I 1929 kom Det Norske Zinkkompani på Eitrhemsneset (nå Boliden Odda AS). Langs Sjørfjorden har det således blitt produsert kalsium-karbid (siden 1908), kalsium cyanamid (siden 1909), aluminium (1916-1982), sink (siden 1929) og titan-oksid (siden 1986). Bevisstheten rundt at avfallsprodukter fra tungindustrien gjorde skade på naturen fulgte senere og på 1970-tallet ble det påpekt spesielt stor metall-forurensning i Sjørfjorden (Skei et al. 1972). Utslippet av oksygenforbrukende nitrogenforbindelser fra Odda smelteverk førte også til dårlige oksygenforhold i indre Sjørfjorden (Schaanning, 1999). Nedleggelsen av smelteverket i 2002 medførte umiddelbare forbedringer i oksygenforholdene.

Miljøvernkomiteen startet å arbeide i Sjørfjorden på 1970-tallet (til sammenligning ble Miljøverndepartementet opprettet i 1972). Miljøforskning og utredning av mulige tiltak ble satt i gang. Tiltak som har vært gjennomført siden da er blant annet tildekking av forurensete sedimenter i Eitrhemsvågen (fiberduk og rene masser i 1992) og lagring av restprodukter (jarositt) i fjellhaller (fra 1986). Dette har bidratt til å bedre forholdene i Sjørfjorden betydelig, hvilket er dokumentert gjennom mange år med miljøovervåking. Fjorden er imidlertid fortsatt belastet med enkelte typer forurensning. Forurensningssituasjonen i Sjørfjorden har ført til at Mattilsynet har advart mot konsum av enkelte typer sjømat. Advarselen som gjelder for Sjørfjorden/Hardangerfjorden, spesielt, lyder som følger (sist vurdert i 2010):

- *Ikke spis brosmme og lange fisket innenfor en linje mellom Tørvikbygd og Jondal i Hardangerfjorden.*
- *Ikke spis skjell plukket i Sjørfjorden innenfor en linje mellom Grimo og Krossanes.*
- *Gravide og ammende bør ikke spise krabber, hummer eller stasjonær fisk fanget i Sjørfjorden innenfor en linje mellom Grimo og Krossanes.*

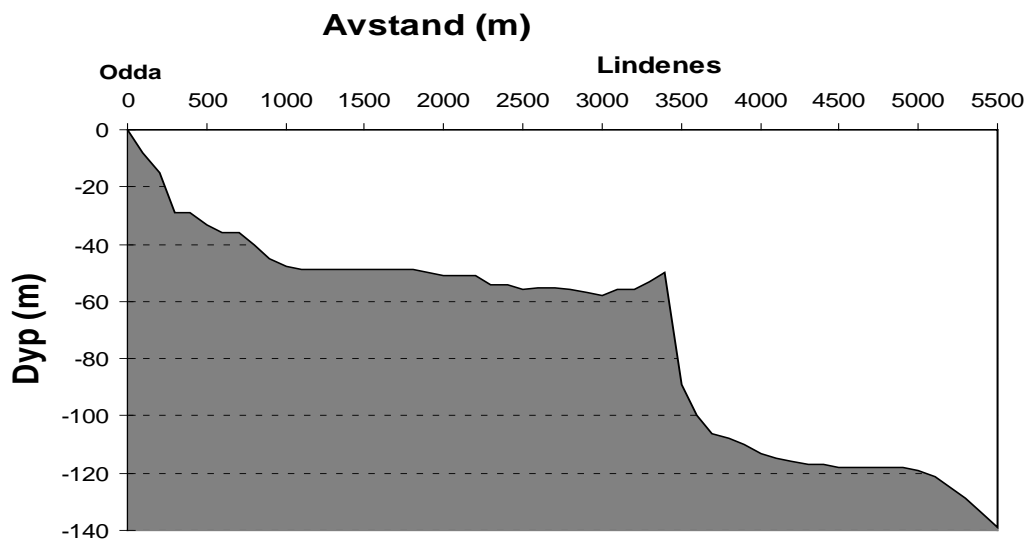
1.2 Miljøovervåking

Miljøovervåkingen av Sjørfjorden har vært sammenhengende siden 1979, med det formål å fastslå forurensningssituasjon, vurdere denne i forhold til tiltak som er gjort og å fange opp eventuelle irregulære tilførsler og behov for nye tiltak. Målgruppene for overvåkingen er for eksempel Mattilsynet (som trenger data for å vurdere/revurdere kostholdsrad), industrien og

kommunene (som har behov for å dokumentere effekter av tiltak og eventuelt igangsette nye) og miljøforvaltningen (sentralt og regionalt). Det er Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) som har administrert den statlige miljøovervåkingen i Odda, med finansielt bidrag fra den lokale industrien. Det har også inngått miljøovervåking av Sørfjorden gjennom *the Coordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP)*, som har vært administrert av Oslo-Paris konvensjonen, gjennom Klif. Overvåkingen av Sørfjorden har inneholdt ulike elementer gjennom årenes løp, blant annet analyser av ulike miljøgifter i sjøvann, blåskjell, fisk, tang og sedimenter.

1.3 Topografi

Sørfjorden er ca. 38 km lang, rett og relativt smal. Innenfor Lindenes er fjorden relativt grunn, med omkring 40-45 m dyp i Havnebassenget og økende til omkring 60 m dyp ved Lindenes. Videre utover øker dypet raskt og når 200 m litt nord for Tyssedal (**Figur 1**) og 300 m dyp litt nord for Digraneset. Mellom Digraneset og Børve er et langstrakt område der fjorden har sitt største dyp på 385-387 m.



Figur 1. Langsgående bunnprofil fra Odda til Tyssedal.

1.4 Fylkesvise tiltaksplaner

I Stortingsmelding nr.12 'Rent og rikt hav' fra 2002 ble det fokusert på en helhetlig forvaltning av kyst- og havområdene i Norge. Forurensede sedimenter var et tema høyt på dagsordenen. Med Klifs rapport om miljøgifter i norske fjorder som utgangspunkt, tok stortingsmeldingen for seg forurensede sedimenter og behov for en nasjonal plan for tiltak basert på fylkesvise tiltaksplaner. Dette var starten på et arbeid for å tilrettelegge for lokalt tilpassede tiltak som skal redusere trusselen fra forurensede sedimenter mot bruk og utvikling av fjord- og kystområder.

Kildekontroll er en forutsetning når det gjelder landbaserte tilførsler slik at en opprydding i sedimentene får en langsiktig effekt og således blir samfunnsøkonomisk lønnsomt. 'Rent og rikt hav' la rammene for arbeidet med opprydding i forurensede sedimenter i norske fjorder. Og i stortingsmeldingen er de fylkesvise tiltaksplanene presentert som det helhetlige grepet som skal sikre lokal forankring. Klif valgte, i samråd med fylkesmennene, ut 17 fjordområder som det skulle opprettes tiltaksplaner for. Ett av disse var Sørfjorden i Hordaland.

I den første fasen av tiltaksplanen for Sørfjorden (utført av Hardanger Miljøsender AS) ble det blant annet presentert følgende anbefalinger til neste fase av planen:

- Sørge for å opprettholde omfanget av overvåking i Sørfjorden mht. miljøgifter og oksygenforhold
- Avgrense området med forurenset sediment i indre Sørfjorden ved hjelp av detaljert kartlegging
- Avklare i hvilken grad metaller i sedimentene er biotilgjengelige
- Vurdere behov for tiltak i Eitrheimsvågen

Resultatene fra fase II av tiltaksplanene peker i korthet på at bunnsedimentene i hele undersøkelsesområdet er betydelig forurenset og det ble konkludert med at en form for tiltak er nødvendig.

I Forbindelse med de fylkesvise tiltaksplanene er det skrevet følgende om utslippshistorien i Odda-området og dagens utslippssituasjon (Skei et al. 2010):

Området øst for Eitrheimsneset og Eitrheimsvågen er sterkt preget av utslipp fra Norzink (nå Boliden). Hovedutslippet av jarositt ble ledet ut på ca. 30 m dyp i perioden 1968 da jarosittprosessen ble tatt i bruk til 1986 da jarositten ble pumpet til fjellhaller. I perioden 1929 – 1968 ble avfallsstoffene fra sink- produksjonen sluppet ut i Eitrheimsvågen som ble helt oppfylt innerst av avfall (residue). Når sedimentkjerner tas i området er det lett å skille mellom avfall som ble sluppet ut i den første perioden (rød- oransje) og avfall som i hovedsak var jarositt (okerfarget). Dette området er også påvirket av uhellsutslipp. I 2007 førte uhell ved bedriften til ekstraordinære metallutslipp (utslipp av 4,5 tonn sink). Situasjonen i dag er at området øst for neset er påvirket utslipp fra Bolidens sentrale vannrenseanlegg (utslipp på 30 m dyp) Og vågen er i dag påvirket av utslipp fra kvikksølvrenseanlegget og ved utpumping av vann som samles opp bak spuntvegg (utslipp nær overflaten). Havnebassenget er sterkt preget av store slammengder fra tidligere produksjon ved Odda Smelteverk i perioden 1908 – 2002 (94 års virksomhet). Store kjegleformede avsetninger befinner seg på bunnen i de områdene hvor avløpsledningen munnet ut. Avsetningene består av sort kalkslam; stedvis sterk lukt av sulfid og ammoniakk. Enkelte steder hvor det er sorte, organiske sedimenter som lukter sulfid kan det være påvirkning fra kloakkslam fra den tiden da kloakken fra Odda gikk til havnebassenget.

Utslippssituasjonen ved Boliden i dag er best beskrevet i DNVs rapport som ble presentert i 2009 (DNV, 2009). Størst usikkerhet er knyttet til bidraget til sjø i forbindelse med spill under lossing av konsentrat. Det skipes 250-300.000 tonn råvare årlig til Odda og denne råvaren inneholder ca. 55 % sink og 200-300 mg/kg kvikksølv. I tillegg kommer en rekke andre metaller som følger malmen (kopper, bly og kadmium m.m.). Boliden har i dag to utslippsskjesjoner knyttet til utslipp til sjø; en knyttet til sinkverket (utslipp fra sentralt

vannrenseanlegg) og en knyttet til aluminiumfluoridfabrikken (Noralf). Utslippene til sjø fra regulær drift omfattes av (i) utslippet fra sentralt vannrenseanlegg på østsiden av Eitrheimsneset (tvers over for Lindeneset) på ca. 20 m dyp og (ii) utslipp fra Noralf (gips og fluorider) på sydspissen av Eitrheimsneset på 30 m dyp. I tillegg kommer utslipp fra kvikksølvrenseanlegget på 10-15 m dyp i munningen av Eitrheimsvågen. Samlet utslippskonsesjon i dag for sink fra de to fabrikkene er 7, 5 tonn pr. år, som omfatter regulære og diffuse utslipp. Kravet har vært gyldig siden 1. januar 2007. Fra 1. januar 2005 til 1. januar 2007 var samlet utslippsgrense for sink til vann 8, 5 tonn per år. Utslippene av sink fra Boliden i perioden 2005 til 2009 var gjennomsnittlig 6,4 tonn per år, og varierte fra 2 tonn (2009) til 12 tonn (2007). I tillegg til utslippet fra kvikksølvrenseanlegget som går til munningsområdet til Eitrheimsvågen, pumpes vann som samles opp bak spuntveggen innerst i vågen tidvis ut i vågen i perioder hvor det sentrale vannrenseanlegget ikke har tilstrekkelig kapasitet. Behov for å pumpe vann direkte til vågen foregår sjeldnere i dag enn tidligere. En avskjærende grøft ble etablert på vestsiden av det gamle deponiområdet innerst i vågen for å ta hånd om vann som renner ned fjellsiden, samt noe oppsamling av overvann fra flater med fast dekke på Eitrheimsvågen Industriområde. Vann som transporteres via denne grøften er forurenset.

I tillegg til disse mulige kildene kommer spill av sinkkonsentrat i forbindelse med lossing ved kai. Hvis det losses 300.000 tonn sinkkonsentrat årlig og vi antar at gjennomsnittskonsentrasjonen av sink er 55 %, utgjør dette 165.000 tonn sink. Hvis spill utgjorde 0,001 % eller 1 promille av konsentratet tilsvarende det 3 tonn sinkkonsentrat eller en tilførsel på 1,6 tonn sink pr. år. Dette regneeksemplet viser hvor lite som skal til av spill før dette representerer en stor sinktilførsel. Dette gjelder ikke bare sink, men alle de tungmetallene som er assosiert med sink i malmen. Et spill tilsvarende 1 promille ville utgjøre et sjøutslipp av 750 g kvikksølv pr.år. I tillegg til usikkerheter knyttet til tilførsler fra Bolidens virksomhet er det også usikkerheter knyttet til forurensningsbidrag fra smelteverkstomta i Odda. Konklusjonen på dagens utslippsituasjon er at den fortsatt er noe uavklart med hensyn til kvantifisering av kilder, og at det således pr. i dag ikke kan sies å være tilstrekkelig kildekontroll for å gå i gang med sedimenttiltak.

I tillegg utslipps-historien/situasjonen som ble omtalt i rapporten fra de fylkesvise tiltaksplanene (Skei et al. 2010) må det nevnes at Eramet Titanium & Iron ved Tyssedal også har utslipp av metaller til Sørfjorden. Rapporterte utslipp fra ETI var i 2011 på henholdsvis 4 kg, 138 kg, 4082 kg, 2,5 kg og 0,5 kg for kobber, bly, sink, kadmium og kvikksølv. Sjøutslippene fra ETI fordeler seg på to utslippsledninger, hvor den ene inneholder sjøvann (scrubbervann) og den andre inneholder ferskvann (vann fra renseanlegget). Utslippsdypene er henholdsvis 35 og 38 m. Ferskvannsutslippet er lokalisert 50 m nord for sjøvannsutslippet. Metallene slippes ut både som løste og partikulære forbindelser.

1.5 Mål med foreliggende undersøkelse

Til tross for en rekke undersøkelser og tiltak har det vært vanskelig å danne et klart bilde av tilførsler og påvirkninger til fjorden. De tillatte utslippene av metaller ser ikke ut til alene å kunne forklare forurensningsnivået i området. Klif ville derfor initiere et prosjekt med formål å skulle kartlegge og kvantifisere de dominerende kildene til den pågående forurensingen.

Resultatene fra undersøkelsene skal sammenstilles og en rangering etter mengde tilført metallforurensning fra kildene skal foretas. Prosjektet skal være en del av grunnlaget for vurdering av tiltak for å begrense spredningen av miljøgifter fra området.

Mer spesifikt skal undersøkelsen kvantifisere tilførslene av metaller til vannmassene og sedimentene i indre del av Sjøfjorden. Sedimentene i store deler av Sjøfjorden, spesielt indre del, er forurenset med tungmetaller. Undersøkelsen skal ha følgende elementer:

1.5.1 Beregning av bidraget fra eksisterende forurensning i sedimentene:

Transport av miljøgifter fra dypere lag i sedimentene til overflaten og videre spredning til vannmassene skal kvantifiseres. Området som skal undersøkes er indre del av Sjøfjorden med spesiell vekt på kjerneområdene for jarositt-dumping (øst for Eitrheimsneset), havneområdet, Eitrheimsvågen, områdene utenfor utslippene og et område utenfor influensområdet for sjødeponiene. I tillegg skal det gjøres en vurdering av området utenfor Tyssedal. Aktuelle elementer er: bly (Pb), kadmium (Cd), kopper (Cu), kvikksølv (Hg) og sink (Zn).

1.5.2 Beregning av mengder tungmetaller tilført fra bekker og elver, inkludert Tyssø til indre del av Sjøfjorden.

Det antas at elver og bekker med avrenning til undersøkelsesområdet kan inneholde tungmetaller i konsentrasjoner over det som ville være normalt. Dette skal undersøkes og mengdeberegnes.

1.5.3 Beregning av forurensningsbidrag tilført via det kommunale avløpssystemet, fra gamle deponier, og andre utslipp i indre del av fjorden

I forbindelse med rulleringen av avløpsplanen for Odde ble det i 2009 foretatt registreringer som viser påslipp til deler av kloakksystemet av metallkomponenter. Det planlegges kontroll av disse funnene ved å gjøre nye undersøkelser. Informasjon fra disse registreringene vil nyttiggjøres i de foreliggende undersøkelsene.

1.5.4 Odde Smelteverk

Klif har initiert en undersøkelse av avrenning fra smelteverkstomten. Informasjon fra denne undersøkelsen vil nyttiggjøres i foreliggende undersøkelser, dersom relevant.

De ovennevnte bidragene ses i forhold til utslippene som er gitt i konsesjonene for bedriftene Boliden og Eramet, eventuelt andre bedrifter av relevans, samt de reelle utslippene de siste fem år, dersom disse er markert forskjellig fra grensene gitt i konsesjonene.

2. Bakgrunn – Mulige kilder til tungmetaller på land rundt Sørfjorden

Landbaserte kilder til tungmetaller kan deles i tre deler:

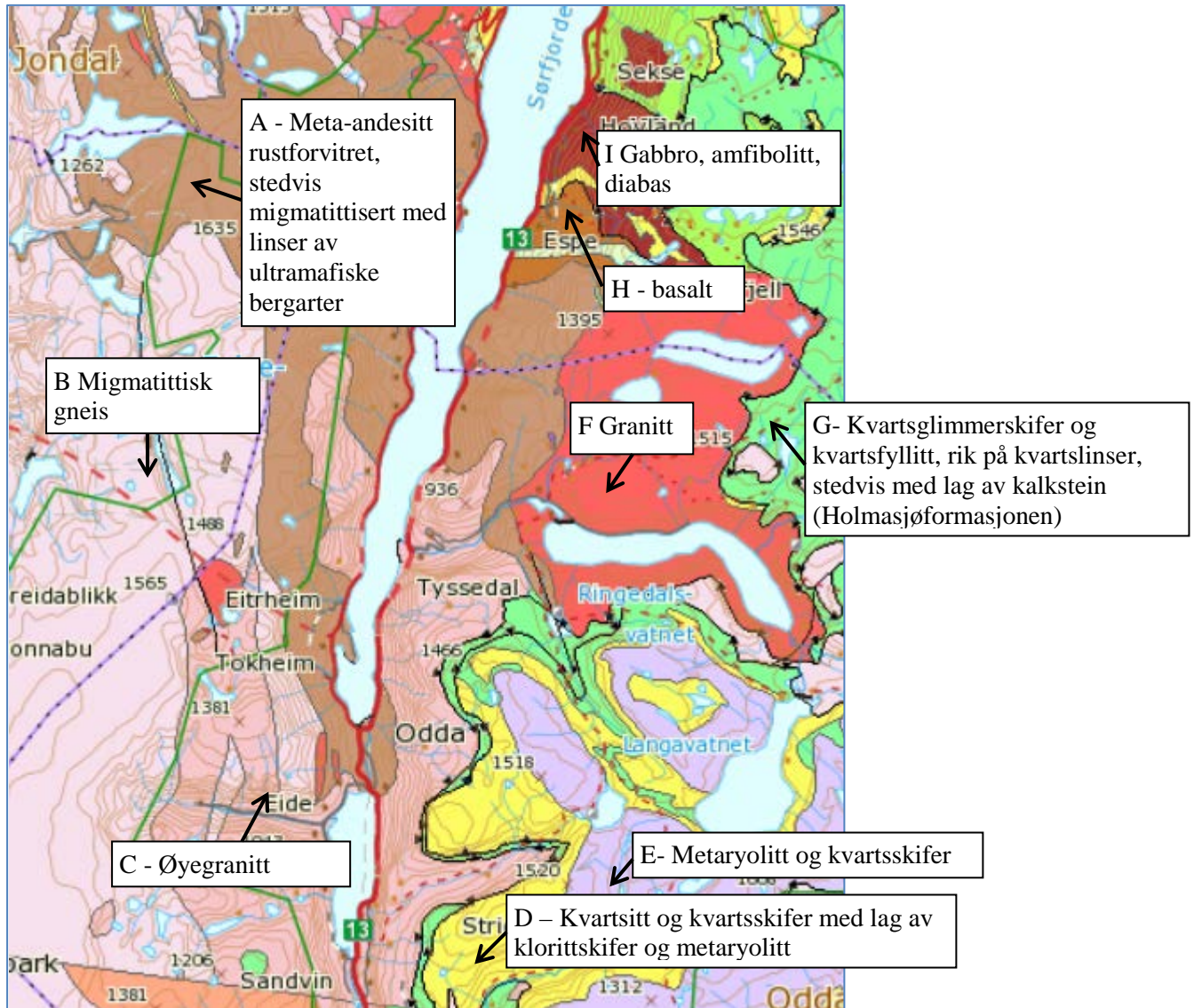
- Naturlige kilder på grunn av bergartenes mineralogi
- Menneskeskapte diffuse kilder
 - Flytting av forurensede masser, støvnedfall fra industri, bebyggelse, bilbruk osv.
- Menneskeskapte punktkilder
 - Deponier, kommunale avløp, industriutslipp osv.

Disse tre kildene blir beskrevet i de videre avsnittene og har dannet grunnlaget for valgt prøvetaking av kommunalt avløp, bekker/elver og deponiavrenning. Utslipp fra pågående industri antas å være riktig rapportert til KLIF og tallgrunnlaget er hentet fra miljøstatus.no og har ikke blitt prøvetatt i denne undersøkelsen.

2.1 Berggrunnsgeologi og jordarter

Det vil kunne være naturlig tilførsel av tungmetaller til Sørfjorden som følge av forvitring av bergartene i området. **Figur 2** gir et oversiktsbilde av bergartene rundt Sørfjorden. Området fra Odda og nordover forbi Tyssedal består hovedsakelig av gneis og granitt. Forvitring av disse bergartene vil være hovedkilden til eventuelt bakgrunnsbidrag til tungmetallavrenning. Henriksen og Jæger (1992) ved NGU undersøkte i 1992 grunnvannet i Odda kommune som drikkevannskilde. Det fremgår av rapporten at bergartene i området ikke anses for å være et problem i drikkevannssammenheng. Dette tyder på at berggrunnen og naturlige løsmasser i området trolig ikke er en relevant kilde til tungmetaller i Sørfjorden.

Jordartene i området rundt Sørfjorden vil kunne være påvirket av menneskelig aktivitet i tillegg til berggrunnsgeologien. Jord nært inntil punktkilder for tungmetaller vil på grunn av transport av partikler og gasser i luft, avrenning som spres fra punktkildene, samt flytting av masser på grunn av menneskelig aktivitet, bli anrikt på tungmetaller. Jordsmonnet i bebygde strøk vil være påvirket av både berggrunnsgeologien og menneskelig aktivitet. Jartun et al. (2006) undersøkte overflatejord i boligområder i Odda kommune med hensyn til jordforurensning. Det ble tatt 257 jordprøver fordelt utover Tyssedal, Odda, Eidesåsen, Tokheim og Eitrheimsneset. Denne undersøkelsen konkluderer med følgende: «Industriområdet til Boliden Odda er klart mest forurenset. Boligområdene på Tokheim og Eitrheim er til dels meget sterkt forurenset med kadmium og sink. Alle de undersøkte boligområdene er moderat forurenset med bly, sink og nikkel.». Tungmetallene som finnes i jordsmonnet i disse områdene stammer neppe fra naturlige kilder, men har blitt akkumulert opp gjennom hele den industrielle historien i området. Kommunal avrenning og naturlige bekker gjennom disse områdene vil kunne ta med seg tungmetaller ut i fjorden. Dette er bidrag som vil komme i tillegg eller blandet med konkrete utslipp fra gamle og nye deponier gjennom det kommunale avløpssystemet eller i bekker og elver.



Figur 2. Geologien rundt Sør fjorden med bergartstypene markert (NGU, 2012).

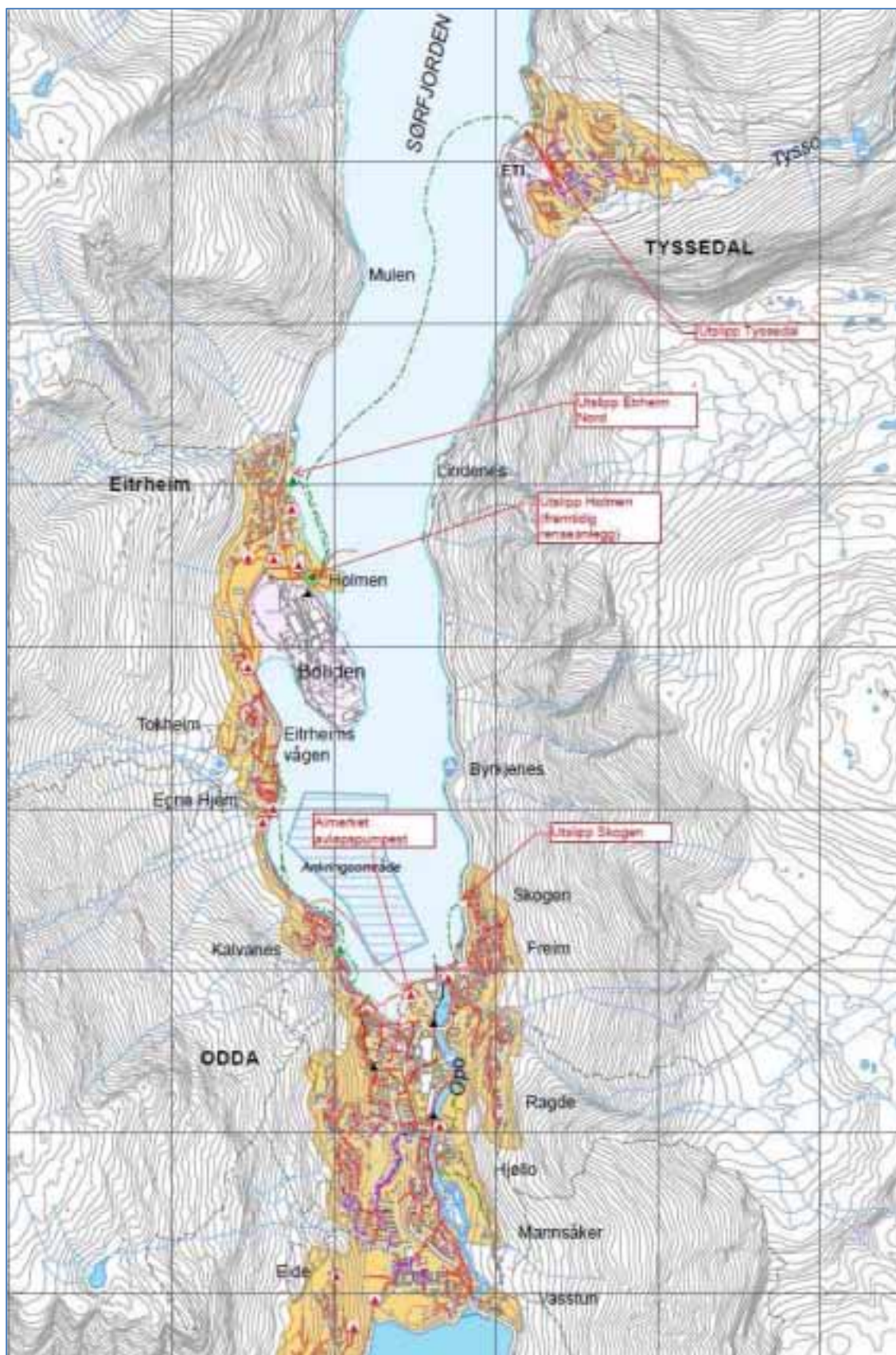
2.2 Kommunalt nett

Det har blitt gjort undersøkelser av tungmetallutslipp i Odda sentrum i 2005, 2010 og 2011 som er gjengitt i denne rapporten. Vannkjemien og informasjon om vannkvalitet på kommunalt nett er gjort tilgjengelig av Sørland (2011, 2012). Det kommunale avløpet inkludert utslippspunktene er vist i **Figur 3**. Analysene er utført av Hardanger Miljøsenster som har benyttet standarden NS EN ISO 17294-2 (ICP-MS analyse). Prøvene fram til nå har bestått i stikkprøver ved utslipp og noen stikkprøver og/eller døgnblandprøver tatt ved Holmen og Almerket. Odda kommune har ikke renseanlegg for sine kommunale utslipp, men har over flere år sørget for at hele sentrum, bebyggelse mot Eitrheim og om lag hele Eitrheim industriområde er ført til Holmen pumpestasjon. I løpet av 2012 er det sannsynlig med oppstart av bygging av renseanlegg ved Holmen. De områdene av tettbebyggelsen Odda som ikke er ført til dette punktet er utslipp ved Skogen byggefelt og de nordligste deler av Eitrheim industriområde. I tillegg er det noen få (kanskje 10-15 boliger) i tettbebyggelsen som har enkeltutslipp. Totalt er det dermed tre kommunale utslipp som håndterer ca. 90 % av den kommunale avrenningen. Boliden har egne industriutslipp, men sanitærvannet fra Boliden føres til det kommunale anlegget ved Holmen. I Tyssedal er det et eget kommunalt utslipp som på sikt også skal overføres til det prosjekterte renseanlegget på Holmen. Pr. 10.2.2012 var det ikke noe kommunalt prøveprogram for utslippene, men dette vil bli etablert sammen med det nye renseanlegget.

Våren 2011 ble det tatt stikkprøver av kommunalt avløp ved to punkter for å kontrollere tungmetallinnholdet. Almerket hovedpumpestasjon inkluderer all kloakk for Odda sentrum. Holmen pumpestasjon (rett før utslipp til sjø) samler opp store deler av det kommunale utslippet fra hele Odda kommune inklusiv kloakken som passerer ved Almerket. Pumpestasjonene og utslippspunktet er vist i **Figur 3**. Konklusjonen fra undersøkelsen var at det ble til dels registrert store mengder tungmetaller, og det var en tydelig økning i konsentrasjoner fra Almerket til Holmen (Sørland, pers. komm. 2012). Konklusjonen i 2011 var at det blir tilført tungmetaller både fra Odda sentrum og Tokheim/Eitrheimsområdet.

Pr i dag er det ikke industri som skal kunne tilføre slike forurensinger i Odda sentrum. Noe av denne forurensingen kan tenkes tilført via asfalterte arealer (veislitasje/dekkslitasje), noe fra andre nedløp (sinktakerenner mv) og noe fra det nedlagte Odda smelteverk (grunnen er forurenset av tungmetall, og kloakkledninger er til dels utette gjennom området). Det kjennes ikke til om det er drengrofter og tilsvarende fra området etter Odda Smelteverk som er ført til kommunalt avløpsanlegg, men dersom slikt finnes er dette også en potensiell kilde. I løpet av forsommeren skal det startes opp arbeid med å skifte ledningsanlegg på deler av området etter Odda Smelteverk.

I forhold til økning av innhold mellom Almerket og Holmen (**Figur 3**) ble Boliden informert. Det har høsten 2011 blitt gjennomført ny prøvetaking ved utslippskum og Almerket avløpspumpestasjon. Boliden skal ikke ha påslipp av annet enn sanitæravløpsvann til kommunalt avløpsanlegg. **Tabell 1** og **tabell 2** viser mengde i gram pr time beregnet fra vannmengde og konsentrasjonene vist i **tabell 3** og **tabell 4**. Tabellene viser at hovedmengden metaller i kloakknettet kommer til mellom Almerket og Holmen (altså forbi Eitrhemsneset). Under ferdigstilling av foreliggende rapport kom det frem opplysninger fra Boliden som bekreftet våre antagelser om påslipp av metaller fra industriområdet til det kommunale kloakknettet (se Vedlegg D).



Figur 3. Kommunalt avløp med utslippspunkter.

Tabell 1. Metalltransport ved Almerket pumpestasjon.

Almerket AP		2011-05-19			2011-05-26			2011-08-30	
		08:30	10:30	14:30	08:30	10:30	14:30	09:30	14:30
Bly	g/t	0,33	0,14	0,58	0,41	0,48	0,41	0,06	0,35
Kadmium	g/t	0,06	0,02	0,06	0,03	0,02	0,04	0,01	0,08
Kopper	g/t	2,99	0,55	1,14	1,32	1,22	1,10	0,38	0,51
Sink	g/t	7,47	1,61	6,60	3,65	4,13	6,52	2,25	5,64
Nikkel	g/t	0,45	0,04	0,33	0,09	0,09	0,14	0,01	0,01
Krom	g/t	0,15	0,03	0,49	0,06	0,09	0,15	0,03	0,07
Kvikksølv	g/t	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,02	0,01	0,01
Arsen	g/t	0,10	0,02	0,06	0,03	0,03	0,02	0,02	0,02

Tabell 2. Metalltransport ved Holmen

Holmen		2011-05-19			2011-05-26			2011-08-30	
		08:30	10:30	14:30	08:30	10:30	14:30	09:30	14:30
Bly	g/t	1,14	6,05	39,83	3,24	6,57	3,35	0,11	6,99
Kadmium	g/t	1,55	0,33	11,95	0,44	0,87	3,18	0,03	1,55
Kopper	g/t	1,07	3,34	12,28	1,77	6,34	5,03	0,91	5,32
Sink	g/t	35,57	477,67	9293,79	38,13	445,91	603,37	5,01	86,52
Nikkel	g/t	0,09	0,21	2,02	0,31	0,42	0,35	0,02	0,02
Krom	g/t	0,10	0,16	2,56	0,15	0,35	0,27	0,05	1,04
Kvikksølv	g/t	0,01	0,02	0,29	0,03	0,05	0,04	0,05	0,08
Arsen	g/t	0,05	0,07	0,46	0,06	0,13	0,10	0,05	0,34

Tabell 3. Metallkonsentrasjoner i avløpsvann ved Almerket pumpestasjon.

Almerket AP		2011-05-19			2011-05-26			2011-08-30	
		08:30	10:30	14:30	08:30	10:30	14:30	09:30	14:30
Bly	µg/l	8,9	3,5	7,6	9,0	8,3	10,0	2,1	13,0
Kadmium	µg/l	1,5	0,4	0,8	0,6	0,3	0,9	0,3	2,8
Kopper	µg/l	80,0	14,0	15,0	29,0	21,0	27,0	13,0	19,0
Sink	µg/l	200	41	87	80,0	71,0	160	77	210
Nikkel	µg/l	12,0	0,9	4,4	1,9	1,5	3,4	0,2	0,2
Krom	µg/l	4,1	0,8	6,4	1,3	1,5	3,7	0,9	2,6
Kvikksølv	µg/l	0,18	0,13	0,15	0,29	0,15	0,40	0,33	0,25
Arsen	µg/l	2,6	0,6	0,8	0,6	0,5	0,6	0,6	0,9

Tabell 4. Metallkonsentrasjoner i avløp fra Holmen.

		2011-05-19			2011-05-26			2011-08-30	
Holmen		08:30	10:30	14:30	08:30	10:30	14:30	09:30	14:30
Bly	µg/l	7,4	38,0	120,0	17,0	28,0	20,0	0,9	63,0
Kadmium	µg/l	10,0	2,1	36,0	2,3	3,7	19,0	0,2	14,0
Kopper	µg/l	6,9	21,0	37,0	9,3	27,0	30,0	7,6	48,0
Sink	µg/l	230	3000	28000	200	1900	3600	42	780
Nikkel	µg/l	0,6	1,3	6,1	1,6	1,8	2,1	0,2	0,2
Krom	µg/l	0,6	1,0	7,7	0,8	1,5	1,6	0,4	9,4
Kvikksølv	µg/l	0,05	0,10	0,86	0,14	0,22	0,21	0,39	0,72
Arsen	µg/l	0,3	0,4	1,4	0,3	0,6	0,6	0,4	3,1

2.3 Kjente forurensede lokaliteter rundt Sørfjorden

Relevant informasjon om viktige fyllinger i området er opplyst fra Lyche (2012) og informasjon er oppdatert fra miljostatus.no. Opplysningene som gjelder lokalitetene Odda kommune har ansvaret for har fremkommet fra Torstein Backer-Owe og Jarle Ulriksen i Odda kommune samt Ole-Jørgen Rogne i møte den 16.11.01 med Asplan Viak. **Figur 4** viser fyllinger i Odda kommune som i 2012 er registrert i Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif) sin database over forurenset grunn i Norge.



Figur 4. Kart over forurenset grunn og gamle fyllinger i Odda som er registrert hos KLIF (kilde: klif.no)

Fyllinger blir rangert etter påvirkningsgrad og definisjonene er gitt nedenfor.

- Påvirkningsgrad 01 - Liten/Ingen kjent påvirkning, ikke behov for restriksjoner på areal/resipientbruk
- Påvirkningsgrad 02 - Liten/Ingen kjent påvirkning med dagens areal/resipientbruk.
- Påvirkningsgrad 03 - Mulig/kjent påvirkning og behov for undersøkelse/tiltak

2.4 Lokaltetene som Odda kommune har ansvar for

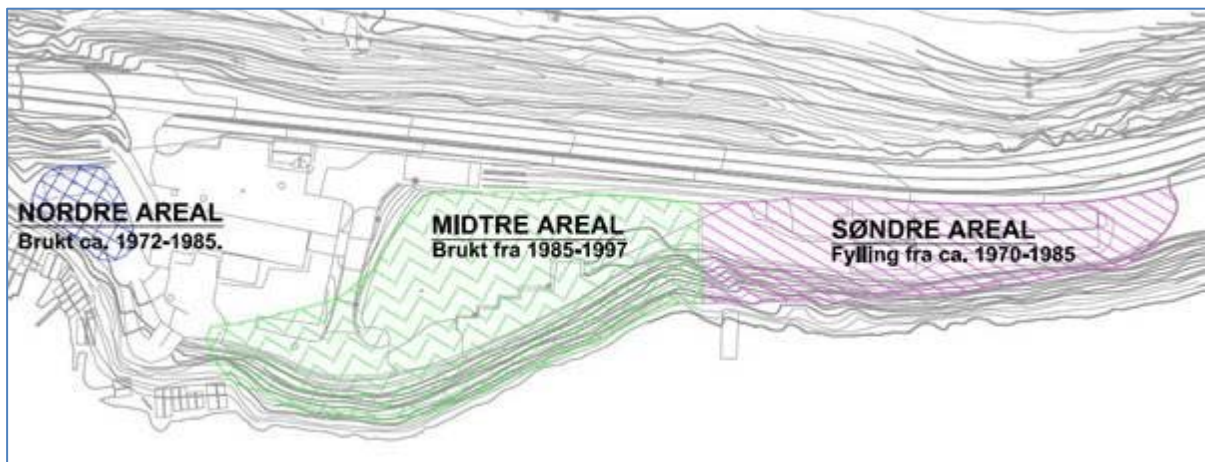
Tyssedal Søppelsjakt kategori 2

Kommunalt deponi som ble brukt fra ca. 1937 til 1972 med areal grovt anslått til 1000 m². Det er en støpt sjakt under vann i Sørfjorden. Selve sjakten ble fjernet et sted mellom 1975 og 1980. Avfallet ble tømt på land i toppen av sjakten, og ble liggende under vann i skråningen ved enden av sjakta. Avfallet har senere sunket videre nedover, og kan ha blitt spredt utover fjorden av vannstrømmene. Kun brukt til forbruksavfall, ikke produksjonsavfall.

Lindenes kommunale fylling kategori 2

Dette deponiet er tredelt med totalt areal på ca. 15 da som kartet i **Figur 5** viser. I dag driver VAR-tjenesten i kommunen omlastingsstasjon og miljøstasjon på området, samt at Lindum BioPlan AS driver komposteringsanlegg for organisk avfall. Det gjennomføres oppfølgingsprogram for vannkvaliteten i Sørfjorden, men det er ikke målepunkter i det programmet som vil kunne avdekke forurensningsutlekking fra Lindenes kommunale fylling.

- Søndre areal: Fylling fra ca. 1970 – 85. All slags avfall utenom husholdningsavfall bl.a. EE-avfall, bilvrak, oljefat, plast, malingspann, asbest, trevirke, metaller, papir mm. Bedriftene tømte selv avfallet direkte.
- Midtre areal: Grovavfallsdeponi/”entreprenørtipp” brukt fra 1985 til 1997. Deponert trevirke, metaller, papir, papp, asbest, asfalt, EE-avfall, plast. Ikke rene masser.
- Nordre areal: Fylling for slagg og aske samt uforbrent materiale fra det kommunale forbrenningsanlegget på stedet. Brukt ca 1972 – 1985.



Figur 5. Kart over Lindenes kommunale fylling.

Mindre fyllinger/lokaliteter: alle kategori 2

- Samteig: Kommunalt deponi med areal omlag 1 da. Brukt til deponi for jord, stein, og sand etc fra kommunal virksomhet samt Vegvesenet.
- Eitrheim: Deponi med areal omlag 10 da. ”Entreprenørtipp” for trevirke, rivningsmaterialer, jord, stein, og sand. Noe husholdningsavfall. Brukt ca. 1985 – 1990.
- Eitrheimstunnelen: Deponi med areal omlag 2 da. Brukt i perioden ca. 1985 – 1997 av private og bedrifter til deponering av blant annet hageavfall, trevirke jord, stein, sand, bildekk, hvitevarer og så videre.
- Odda VGS

Av rangeringen over deponiene kan man se at alle de kommunale er definert som ”Påvirkningsgrad 2: Liten/Ingen kjent påvirkning med dagens areal/resipientbruk”. Ut i fra det man vet i dag, er det søndre areal på Lindenes som representerer den største generelle forurensningsfaren for tungmetaller.

2.5 Lokalteter utenfor kommunalt ansvar

Følgende lokaliteter (vist i **Figur 4**) som KLIF har kjennskap til er ikke kommunalt ansvar når det gjelder forurensning (kategorisering er inkludert i listen):

- Eramet Titanium & Iron AS område – tilhører bedrift i drift – kategori 2
- Odda smelteverk Ragdetippen (nedlagt) kategori 2
- Odda smelteverk Hjøllotippen (nedlagt) kategori 2
- Boliden Odda – bedriftsområde Eitrheimsneset kategori 3
- Boliden Odda (NORZINK) kategori 2
- Odda tankanlegg kategori 1

2.6 Bedriftsutslipp

I rapporten er tatt med utslippsdata fra følgende bedrifter:

Eramet Titanium & Iron AS
Boliden Odda – bedriftsområde Eitrheimsneset
Boliden Odda (NORZINK)

3. Undersøkelser av tungmetallkilder på land

3.1 Prøvetakingspunkter

Prøvetakingspunktene er valgt ut fra at tungmetalltilførslene i størst mulig grad skal bli kartlagt fra et kildeperspektiv. Det betyr at både bakgrunnstilførsler, nedlagte deponier og kilder, samt dagens tilførsler fra kommunalt avløp og industriutslipp må kunne skilles. Utgangspunktet er prøvetaking av bekker/elver som er valgt ut fra beliggenhet i berørte eller urørte områder. I tillegg er det ved noen deponier tatt sivevannsprøver fordi deponiene ligger i fjordkanten og ingen bekk eller elv mottar avrenningen.

3.1.1 Kommunale prøvepunkter

I denne undersøkelsen tar vi med resultatene fra to punkter som er prøvetatt tidligere for kommunen:

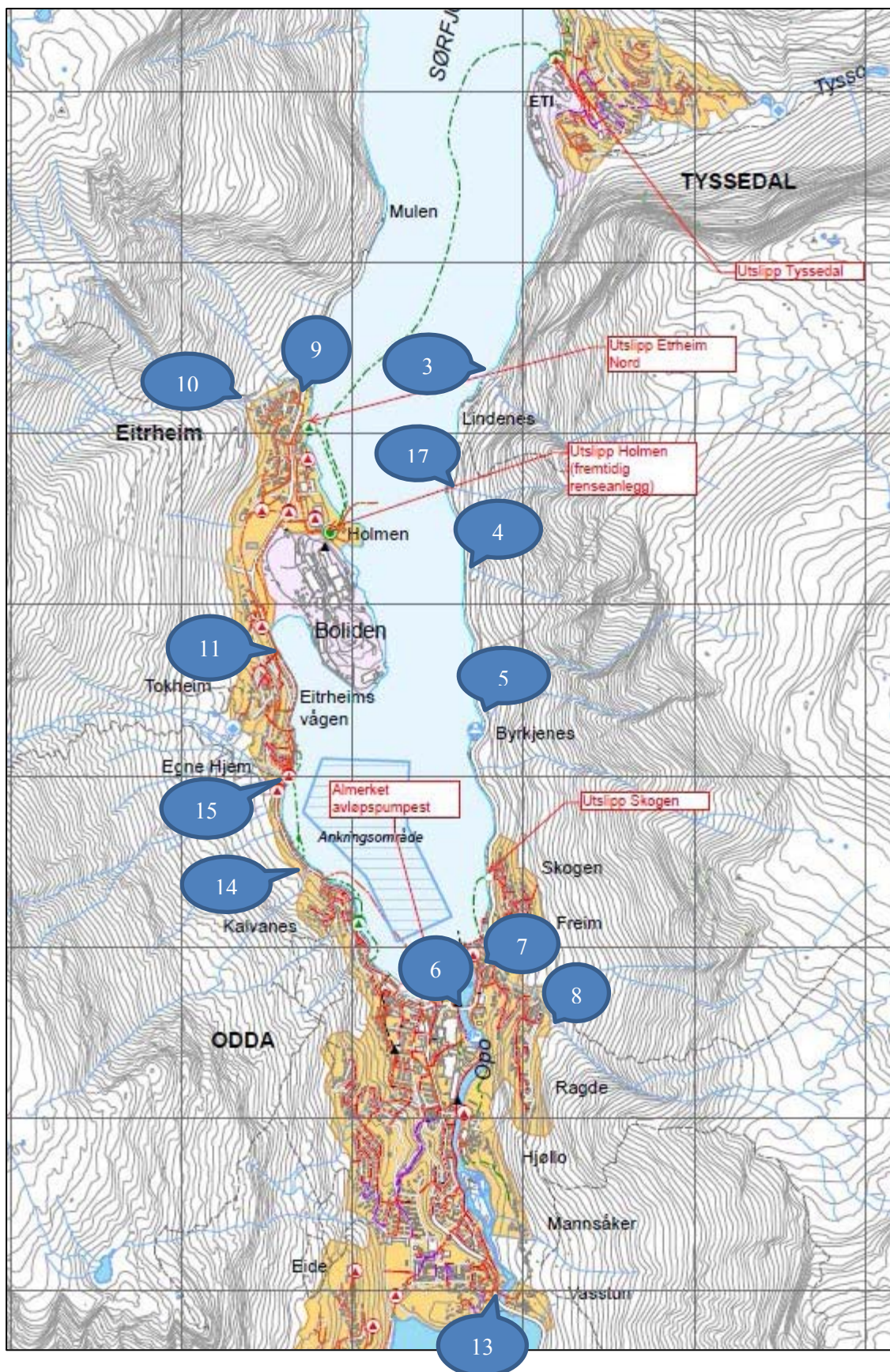
- Holmen utslippspunkt. Odda har gjennom flere år sørget for å avskjære mange kommunale utslipp og føre dem til et felles punkt ved Holmen (Eitrheim industriområde). Om lag hele sentrum, bebyggelse mot Eitrheim og om lag hele Eitrheim industriområde er ført til dette punktet der renseanlegget vil bli etablert.
- Almerket avløpspumpestasjon. All kloakk for Odda sentrum føres gjennom denne (Sørland, 2012)

3.1.2 Bekker/elver

Under feltundersøkelsen som ble gjennomført den 5.-6. juni ble det tatt stikkprøver ved følgende lokaliteter som listet i **Tabell 5**. Se også **Figur 6** der prøvetakingslokalitetene er markert på et kart over indre Sørfjorden (og **Figur 8** hvor navn på elver og bekker er påført).

Tabell 5. Prøvetakingslokaliteter for feltundersøkelsen 5.- 6.6.2012.

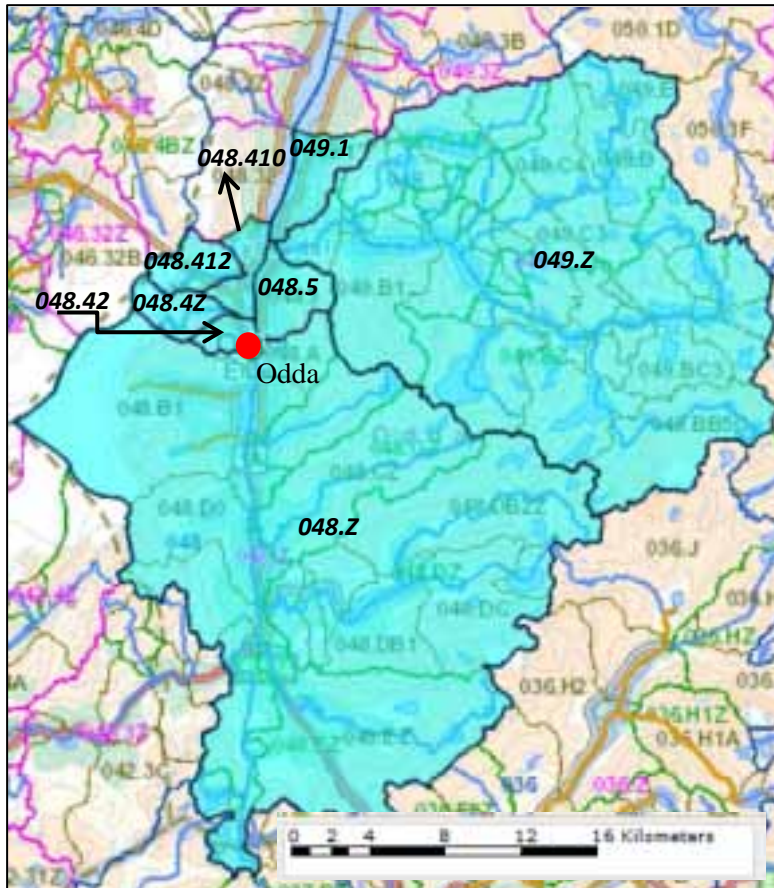
Lok.nr	Navn
1	Tysso øverst
2	Tysso nederst
3	Sleveåni
4	Bekk under Furetinden
5	Bekk under Selstinden
6	Opo ved utløpet nedenfor Ragdebrua
7	Freimselva ved utløpet
8	Freimselva ovenfor bebyggelsen
9	Eitrheimselva nederst
10	Eitrheimselva øverst
11	Avløp fra veitunnel ved innløp i Eitrheimsvågen
12	Rindaskreda
13	Utløp Sandvinvatnet
14	Bekk fra Klungersete
15	Tokheimselva, nederst
16	Tokheimselva øverst ovenfor Stølsvn.
17	Slevebekken ved Miljøstasjonen



Figur 6. Prøvetakingsstasjoner i bekker og elver rundt indre Sør fjorden 5.- 6.6.2012.

3.2 Avrenning og nedbørfelt

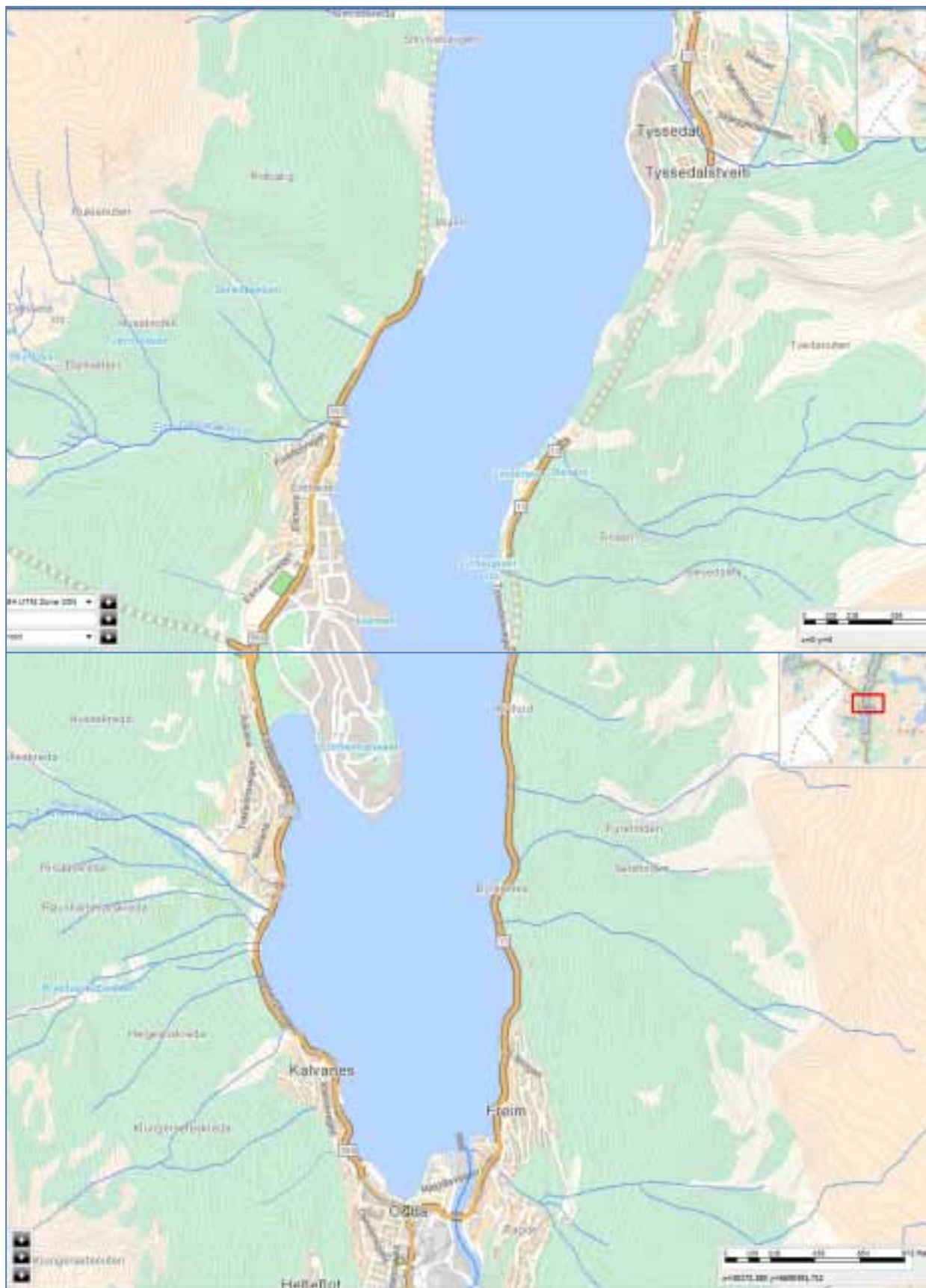
For å kunne vurdere hvor stor transporten av tungmetaller er ut fra vannkjemi, er det nødvendig å vite den årlige avrenningen for elver og bekker rundt indre del av Sørfjorden. Denne er gjengitt i **Figur 7** og **Tabell 6**.



Figur 7. Nedbørfelt markert med grønt for relevante områder rundt Sørfjorden.

Tabell 6. Oppsummering av nedbørfeltsstørrelser, areal og tilsig. Plassering av feltene er vist i **Figur 7**. Tallene er for normalårene 61 – 90 (NVE, 2012).

Regine enhet	Navn	Areal km ²	Tilsig mill m ³ /år
048.Z	Opo (elv)	483	1323
048.42	---	4,28	7,83
048.4Z	Tokheimselvi	9,62	30,71
048.41Z	Eitrheimselvi	10,39	30,33
048.410	---	5,99	8,9
048.5	---	12,38	27,37
049.1	---	11,59	19,33
049.Z	Tysso (elv)	389,17	913,69
Sum:			2361



Figur 8. Indre Sørkjolen. Navn på elver og bekker kommer frem av kartet.

3.3 Prøvetakingsmetodikk og analyse

Analysene av vannprøvene fra elver og bekker har blitt utført av NIVA-lab etter akkrediterte metoder. Alle prøver er tatt på ISO sertifiserte standardflasker levert av NIVA-lab. Det har blitt tatt tre typer prøver:

- Ufiltrerte prøver → totalinnhold av tungmetaller i hver prøve
- Filtrerte prøver → hvor mye av tungmetallene er løst eller i kolloid form (mindre enn filterstørrelsen på 0,45 µm for MILLIPORE filter). Filtreringen ble utført på stedet.
- Prøver for Hg analyser. Eksternt laboratorium. Sertifisert metodikk.

3.4 Analyseresultater for stikkprøver i bekker og elver

Under befaringen den 5.-6.juni ble det tatt stikkprøver ved 17 lokaliteter, Det ble målt vannføring ved noen av lokalitetene på prøvetakingstidspunktet. Vannføringene i de større elvene ble ikke målt. I de videre beregninger er det derfor benyttet midlere årlig avrenning som er beregnet av NVE. Når det gjelder Tyssø er dette vassdraget regulert. Begge prøvene er tatt i sideløp i den nedre delen av nedbørfeltet som ikke omfattes av reguleringen. Vannføringen i sideløpet på 0,5 m³/s viser at sideløpet omfattet en relativt liten del av total middel vannføring på 29 m³/s (**Tabell 7**).

Samtlige analyseresultater er samlet i Vedlegg A. I **Tabell 7** er gjengitt et utdrag av analyseresultatene i Vedlegg A og som kun omfatter de samme analyseparametre som også er gjennomført for Holmen utslippspunkt og Almerket pumpestasjon.

Analyseresultatene gir uttrykk for en generell vannkvalitet som en kan forvente ut fra berggrunnsgeologi og jordarter som omtalt foran. Vanntypen er ionefattig slik konduktivitetsverdiene gir uttrykk for. Med noen unntak er tungmetallkonsentrasjonene også lave og på et nivå som man ofte finner i upåvirkede lokaliteter. Bare sink ga grunnlag for klassifiseringer dårligere enn klasse II («God»). Vannprøvene fra Tyssø og Opo viste vannkvalitet nær grenseverdien på 2,9 µg/L som definerer skillet mellom klasse II («God») og klasse III («Moderat»). I tillegg var vannkvaliteten i Opo noe redusert som følge av forhøyete konsentrasjoner av bly, særlig i nedre del av elveløpet. I to mindre bekker som løper inn i Eitrheimsvågen (Rindaskreda og Bekk fra Klungersete) var metallinnholdet høyere enn i de andre lokalitetene. Dette gjelder spesielt for sink, som ga klasse V («Svært dårlig») for Bekk fra Klungersete, men en ser at verdiene for bly, kadmium, kopper og kvikksølv også var noe høyere her. I kulverten som mottar dreinsvann fra veitunnelen ble det påvist noe mer sink enn i overflateavrenningen generelt. Resultatene for sink viser en generell antropogen påvirkning i mange av bekkene med minst vannføring. Konsentrasjoner i klasse III indikerer at en tilsvarende påvirkning også er tilstede både i Tyssø og Opo, men konsentrasjonene blir lavere som følge av stor fortykning.

Av de tre prøvene som er filtrert ser en at blyinnholdet i hovedsak er bundet til partikler, mens det for de øvrige metallene ikke ble funnet noen reduksjon av konsentrasjonen etter filtrering. Flokkulering og adsorpsjon til partikler kan forekomme når ferskvannet blandes med sjøvann.

Det er påvist kvikksølv i alle prøvene. Nivåene ligger imidlertid på eller like over deteksjonsgrensen på 1 ng/L

Tabell 7 A) Analyseresultater. Utvalg av resultater fra prøvetaking 5.-6.6.2012. Fargekodene viser Klifs klassifisering av tilstand (Klif, 2007), der blått angir klasse I (Bakgrunn), grønn angir klasse II (God), oransje angir klasse 3 (Moderat), brun angir klasse IV (Dårlig) og rød angir klasse V (Svært dårlig).

Lok.	pH	KOND mS/m	Pb µg/l	Cd µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Ni µg/l	Hg ng/l	As µg/l	Cr µg/l	Midd.vannf. m ³ /s	Vannf l/s
Tysso øverst	6,75	1,45	0,033	0,020	0,005	3,18	0,25	1	0,05	<0,1		
Tysso nederst	6,75	1,68	0,043	0,010	0,005	2,82	0,22	2	0,05	<0,1	29,0	500
Utløp Sandvinnvatnet	6,53	1,67	0,089	0,010	0,240	3,19	0,20	2	0,05	<0,1	ca 40	
Opo	6,66	1,68	0,130	0,010	0,280	2,99	0,20	1	0,07	0,1	42,0	
Slevåni	6,66	1,50	0,023	0,010	0,005	2,38	0,07	1	0,03	<0,1		300
Bekk under Furetinden	7,04	2,76	0,032	0,010	0,302	1,10	0,025	2	0,20	<0,1		3
Bekk under Selstinden	7,42	6,36	0,054	0,042	0,339	4,88	0,07	2	0,32	0,1		1
Freimselva ved utløp	6,64	1,79	0,100	0,029	0,230	5,09	0,20	2	0,05	<0,1	0,9	499
Freimselva øverst	6,58	1,74	0,067	0,031	0,250	5,21	0,20	2	0,03	<0,1		
Eitrheimselva nederst	6,44	1,91	0,029	0,010	0,315	2,87	0,27	2	0,03	<0,1	1,0	904
Eitrheimselva øverst	6,39	1,90	0,028	0,010	0,518	2,40	0,20	2	0,03	<0,1		
Kulvert	7,05	4,38	0,061	0,054	0,230	11,7	0,06	2	0,31	0,2		15
Rindaskreda	7,10	3,65	0,093	0,094	0,479	36,8	0,20	3	0,08	0,1		5
Bekk fra Klungersete	6,32	1,40	0,120	0,225	0,577	68,1	0,20	5	0,03	<0,1		2
Tokheimselva nederst	6,54	2,06	0,092	0,020	0,250	3,49	0,20	2	0,03	<0,1	1,0	20
Tokheimselva ved Stølsvn.	6,57	2,06	0,110	0,010	0,200	3,14	0,20	2	0,03	<0,1		10
Slevebekken	6,28	1,13	0,054	0,031	0,150	8,44	0,10	2	0,03	<0,1		17

Tabell 7 B) Prosentvis bidrag til sum av tilførsler fra elver og bekker (smlgn. Tabell 9).

	Pb	Cd	Cu	Zn	Ni	Hg	As	Cr
<i>% av sum tilløpselver/bekker</i>								
Tysso , hele feltet	18,0 %	37,7 %	nd	37,3 %	41,3 %	54,7 %	32,7 %	nd
Opo	78,9 %	54,6 %	93,9 %	57,2 %	54,4 %	39,6 %	66,2 %	99,9 %
Slevåni	0,1 %	0,4 %	0,0 %	0,3 %	0,1 %	0,3 %	0,0 %	0,0 %
Bekk under Furetinden	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Bekk under Selstinden	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Freimselva ved utløp	1,3 %	3,3 %	1,6 %	2,0 %	1,1 %	1,6 %	1,0 %	0,0 %
Eitrheimselva nederst	0,4 %	1,3 %	2,4 %	1,3 %	1,7 %	1,8 %	0,0 %	0,0 %
Kulvert	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,1 %	0,1 %
Rindaskreda	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Bekk fra Klungersete	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Tokheimselva nederst	1,3 %	2,5 %	1,9 %	1,6 %	1,3 %	1,8 %	0,0 %	0,0 %
Tokheimselva ved Stølsvn.	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
Slevebekken	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,1 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %	0,0 %
<i>Sum tilløpselver/bekker (kg/år)</i>	218	24	394	6910	486	3,3	140	132

4. Kvantifisering av tungmetalltilførsler fra land

Ved hjelp av avrenningsvolumer og konsentrasjoner kan en beregne stofftransporten. I **Tabell 9** er det gjort en samlet fremstilling av alle transportberegninger på årsbasis. Hovedresultatene er vist i **Figur 9**.

Når det gjelder industriutslippene har vi i denne rapporten benyttet data for 2010 som er rapportert av bedriftene til Klif. Det bør bemerkes at utslippet av Pb fra Boliden på 3632 kg var atypisk høyt dette året (forbundet med råvarene). Til sammenligning var utslippene i 2008, 2009 og 2011 henholdsvis på 641 kg, 518 kg og 683 kg.

Følgende avsnitt (i kursiv) beskriver vårt opprinnelige estimat for kommunale utslipp. Under ferdigstilling av rapporten kom det frem opplysninger fra Boliden som bekreftet våre antagelser om påslipp av metaller fra industriområdet til det kommunale kloakknett og som ga et bedre grunnlag for kvantifisering av påslaget mellom Almerket og Holmen (se note til **Tabell 8**) Disse opplysningene ble brukt til å justere de endelig tallene for dette påslaget i **Tabell 9**:

*Når det gjelder tilførslene fra det kommunale nettet, har vi benyttet data fra Norconsults undersøkelser (notat fra Stein-Tore Sørland, Norconsult til Odda kommune ved Torstein Backer-Owe). Dette utslippet er spesielt vanskelig å anslå på grunn av de store variasjonene som er målt i løpet av døgnet de tre dagene det ble samlet prøver ved Almerket og Holmen. Dataene viste generelt lavest konsentrasjoner om morgenen (kl 8:30 og 9:30) med en økning utover dagen til svært høye konsentrasjoner i prøvene tatt ved Holmen kl 14:30 (**Tabell 3** og **Tabell 4**). Det synes rimelig å anta at prøvene tatt om morgenen gjelder for en større del av døgnet (kveld og natt) enn prøvene tatt kl 10:30 og 14:30, som mest sannsynlig skyldes aktiviteter knyttet til menneskelig aktivitet, selv om naturlige døgnrytmer tilknyttet snøsmelting eller nedbøraktivitet ikke kan utelukkes. Vi har derfor ikke differensiert mellom alminnelige arbeidsdager og fridager, men antatt samme døgnvariasjon for 365 dager/år. I mangel av mer detaljert informasjon har vi derfor beregnet årlige tilførsler på grunnlag av transportene vist i **Tabell 1** og **Tabell 2** og at prøvene tatt kl. 10:30 og 14:30 gjelder for 3 timer/døgn hver (hhv kl 10-13 og kl 13-16), mens prøvene tatt om morgenen gjelder for resterende 18 timer (kl 16- 10). Resultatene (**Tabell 8**) indikerte at 74 % - 99% av metallene kommer inn på det kommunale nettet mellom Almerket og Holmen. Det er verdt å nevne at dersom man ikke foretar en døgnmessig vektning av de svært så ulike konsentrasjonene som er målt i tilførslene via det kommunale nettet, men heller bruker rene gjennomsnittsverdier, vil man få høyere verdier (eksempelvis 12 tonn sink pr. år).*

Grunnvannsig fra deponier kan ikke kvantifiseres ut fra tilgjengelige data. Slik som deponiene er lokalisert vil sigevannsmengdene være relativt beskjedne. Selv om en trolig vil påvise en del metallforurensning i sigevannet, antar vi likevel at disse kildene vil være av mindre betydning. Vi kjenner ikke til spredningsveiene for avrenningen fra industriområdet til nedlagte Odda Smelteverk. Vi påviste imidlertid ingen vesentlig forskjell mellom prøvene som ble tatt i Opo ovenfor og nedenfor smelteverksområdet (hhv «Utløp Sandvinvannet» og «Opo»).

Oppsummert kommer det frem av **Tabell 9** at blant de landbaserte kildene er det kommunale kloakknett en viktig transportvei for sink til Sørfjorden, men at nærmere 100 % av sinkmengdene stammer fra en påslipp mellom Almerket og Holmen og dermed ikke kan oppfattes kun som «kommunal kloakk». Boliden har i notat til Klif (Vedlegg D.) erkjent at sink og kadmium er sluppet ut via spillvann fra bedriften i deler av 2010 og 2011. Bekker og elver står tilsynelatende for ca. en tredjedel av transporten av sink til fjorden (6,9 tonn/år). Det er imidlertid viktig å påpeke at metaller som kvantifiseres i vassdrag kan være del av en naturlig transport/kretsløp i tillegg til et eventuelt forurensningsbidrag fra for eksempel atmosfærisk deponering som vaskes ut til bekker og elver. Noe av den sinken som tilføres overflatevannet i Sørfjorden må forventes å følge dette også ut av fjorden. Kunnskapen om hydrografien i Sørfjorden er mangelfull og det er ikke datagrunnlag til å kvantifisere transport av metaller ut og inn via sirkulasjonen av fjordvannet. Det er nå satt i gang virksomhet som skal bringe dette et steg nærmere. Tilløpselver og bekker, samt industriutslipp står til sammen for mesteparten av kvikksølvtilførselen fra land til Sørfjorden (dog med de samme forbeholdene som ovenfor), mens utslipp fra industri er største kilde til bly. Dette gjelder også om man brukte utslippstallene fra år med betydelig lavere utslipp enn det som ble innrapportert for 2010. Det bør nevnes at Boliden tidligere har påpekt at metallene knyttet til anhydrittutslippet fra aluminiumfluoridfabrikken er hardt partikkelbundet og bruker lang tid på å løse seg i vann. Dette bekreftes av våre sedimentutlekkingsundersøkelser (se kap. 6.3).

Tabell 8. Estimert årlig transport av metaller i kommunalt nett og totalt utslipp ved Holmen. Transporten er beregnet på grunnlag av data fra Sørland 2011 og antatt døgnvariasjon (se tekst).#

Målt : Gj.periode:	Almerket			Påslag Almerket-Holmen			Holmen
	8:30;9:30 16-10	10:30 10-13	14:30 13-16	8:30;9:30 16-10	10:30 10-13	14:30 13-16	sum utslipp
Bly	1,03	0,34	0,49	6,31	6,57	17,82	32,6
Kadmium	0,09	0,02	0,07	0,94	0,64	6,02	7,8
Kopper	3,72	0,97	1,00	2,15	4,33	7,26	19,4
Sink	12,92	3,14	6,85	81	502	3637	4244
Nikkel	0,22	0,07	0,18	0,50	0,27	0,70	1,9
Krom	0,20	0,07	0,26	0,24	0,21	1,15	2,1
Kvikksølv	0,04	0,01	0,01	0,13	0,03	0,14	0,4
Arsen	0,11	0,03	0,04	0,13	0,08	0,29	0,7

#I ettertid er vi gjort oppmerksom på et notat fra Boliden til Klif (Vedlegg D.) som gjør nærmere rede for et utslipp av sink (og kadmium) via spillvannsystemet som pågikk i deler av 2010 og 2011. For 2010 var ifølge notatet det irregulære utslippet av sink 1615 kg Zn eller 0,38x utslippet beregnet i denne tabellen. Forskjellen kan antas å skyldes at Boliden har mer nøyaktig informasjon om varighet av irregulære utslipp. Vi har derfor valgt å justere våre anslag tilsvarende slik at påslaget estimert i **Tabell 9** er 0,38x påslaget beregnet i **Tabell 8**.

Tabell 9. Budsjett for tilførsler fra land til Sørfjorden.

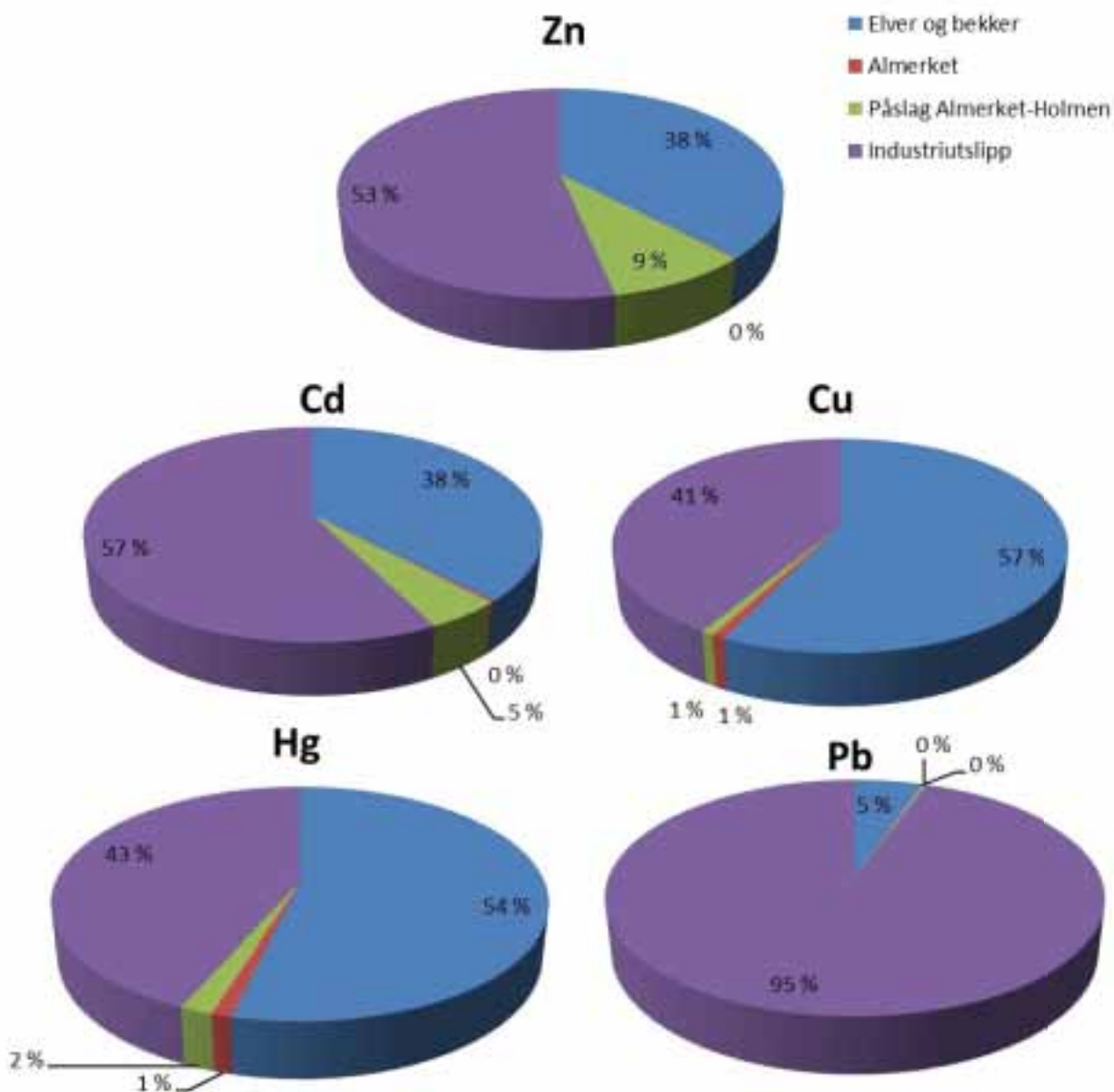
	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år	kg/år
<i>Bekker og elver</i>											
Tysso , hele feltet	45,7	9,14	9,14				1,83	338	201	39,3	2577
Slevåni		0,095	0,19				0,0095	4,54	0,66	0,22	22,5
Bekk under Furetinden	0,019	0,0009	0,003		0,03	4,16	0,0002	0,07		0,003	0,1
Bekk under Selstinden	0,010	0,0013	0,001	0,003	0,01	0,63	6,3E-05	0,017	0,002	0,002	0,2
Opo	92,6	13,2	58,2	132	370	51597	1,32	3744	265	172	3956
Freimselva ved utløp	1,37	0,79	0,79		6,30		0,055	14,5	5,47	2,74	139
Eitrheimselva nederst		0,30	1,61		9,55	1092	0,061	25,8	8,19	0,88	87,0
Kulvert	0,15	0,026	0,01	0,095	0,11	14,2	0,00095	0,279	0,028	0,03	5,5
Rindaskreda	0,013	0,015	0,006	0,016	0,08		0,0005	0,10	0,032	0,015	5,8
Bekk fra Klungersete		0,014	0,003		0,04	0,63	0,0003	0,02	0,013	0,008	4,3
Tokheimselva nederst		0,61	0,77		7,68	921,3	0,061	30,1	6,14	2,83	107
Tokheimselva ved Stølsvn.		0,00	0,01		0,06	9,46	0,0006	0,35	0,063	0,035	1,0
Slevebekken		0,02	0,01		0,08		0,0011	0,36	0,054	0,029	4,5
Sum tilløpselver/bekker	140	24	71	132	394	53645	3,3	4159	486	218	6910
<i>Kommunalt nett</i>											
Almerket	0,17	0,18		0,52	5,70		0,07		0,47	1,9	23
Påslag Almerket-Holmen	0,19	2,91		0,62	5,25		0,11		0,56	11,7	1615
Sum utslipp ved Holmen	0,4	3,1		1,1	10,9		0,2		1,0	13,6	1638
<i>Industriutslipp</i>											
Eramet 2010		4,6			9,4		0,79			306	6537
Boliden Al fabrikk 2010		5,9			264		1,65			3632	1415
Boliden Norzink 2010		26,4			12,3		0,26			29,5	1802
Sum industriutslipp		36,9			285,7		2,7			3968	9754
Sum total		64			691		6,2			4199	18302

Det er altså knyttet store usikkerheter til flere av transportberegningene. Tallgrunnlaget er imidlertid det beste en har pr. i dag med bakgrunn i de undersøkelsene som er gjort. Vi har følgende tilleggskommentarer til materialet:

- Utslipp fra industrien er største kilde for tilførsler av bly, kadmium og sink til fjorden.
- Når det gjelder det kommunale nettet er dataene lite representative pga utslippene via spillvann fra Boliden som ble sluppet på mellom Almerket og Holmen. Det er derfor usikkert hvor stort det årlige utslippet egentlig er.
- Elver og bekker ble funnet å være største kilde til tilførsler av kopper og kvikksølv fra land. Beregnet transport i tilløpselver og bekker må anses som usikre estimater basert på generelt lave konsentrasjoner i en eller to stikkprøver multiplisert med gjennomsnittlig vannføring. Mer omfattende undersøkelser og forbedrede analysemetoder vil kunne bedre utsagnskraften, og gi en mer korrekt skalering av bidraget fra disse kildene.
- Konsentrasjoner av sink i klasse III og høyere er bare funnet i bekker med så liten vannføring at de ikke utgjør noen kilde av betydning for

Sørfjorden, men dersom en utvidet undersøkelse bekrefter at slike konsentrasjoner vedvarer over tid, er det risiko for at forurensning er et problem for økosystemet i disse bekkene.

Dersom det er ønskelig med en videre oppfølging av resultatene fra denne undersøkelsen bør disse være konsentrert om bedre kartlegging av tilførslene fra kommunalt nett og en årsrepresentativ prøvetaking i bekkene med de høyeste konsentrasjoner av metaller for å kunne gi en sikrere vurdering av risiko for det lokale økosystemet.



Figur 9. Fordeling av metalltilførsler på kilder i %. Summen av Almerket og Påslag Almerket-Holmen (se tekst) slipper ut til fjorden via kommunalt avløpsnett ved Holmen.

5. Sedimenter

5.1 Materiale og metode

5.1.1 Prøveinnsamling, overordnet:

Det ble tatt triplikate box-core prøver fra en stasjon som antas representativ for hvert av i alt seks områder. Denne antagelsen er problematisk pga store lokale variasjoner i forhold til de mange punktutslippene i området, både historisk og eksisterende. På grunn av membranen mellom opprinnelig sjøbunn og tildekkingslaget med sand kunne det ikke tas box-core prøver i Eitrheimsvågen. Det ble derfor valgt å undersøke dette området med DGT-prober som registrerer konsentrasjonsgradienter i porevannet. De totalt sju undersøkte områdene var:

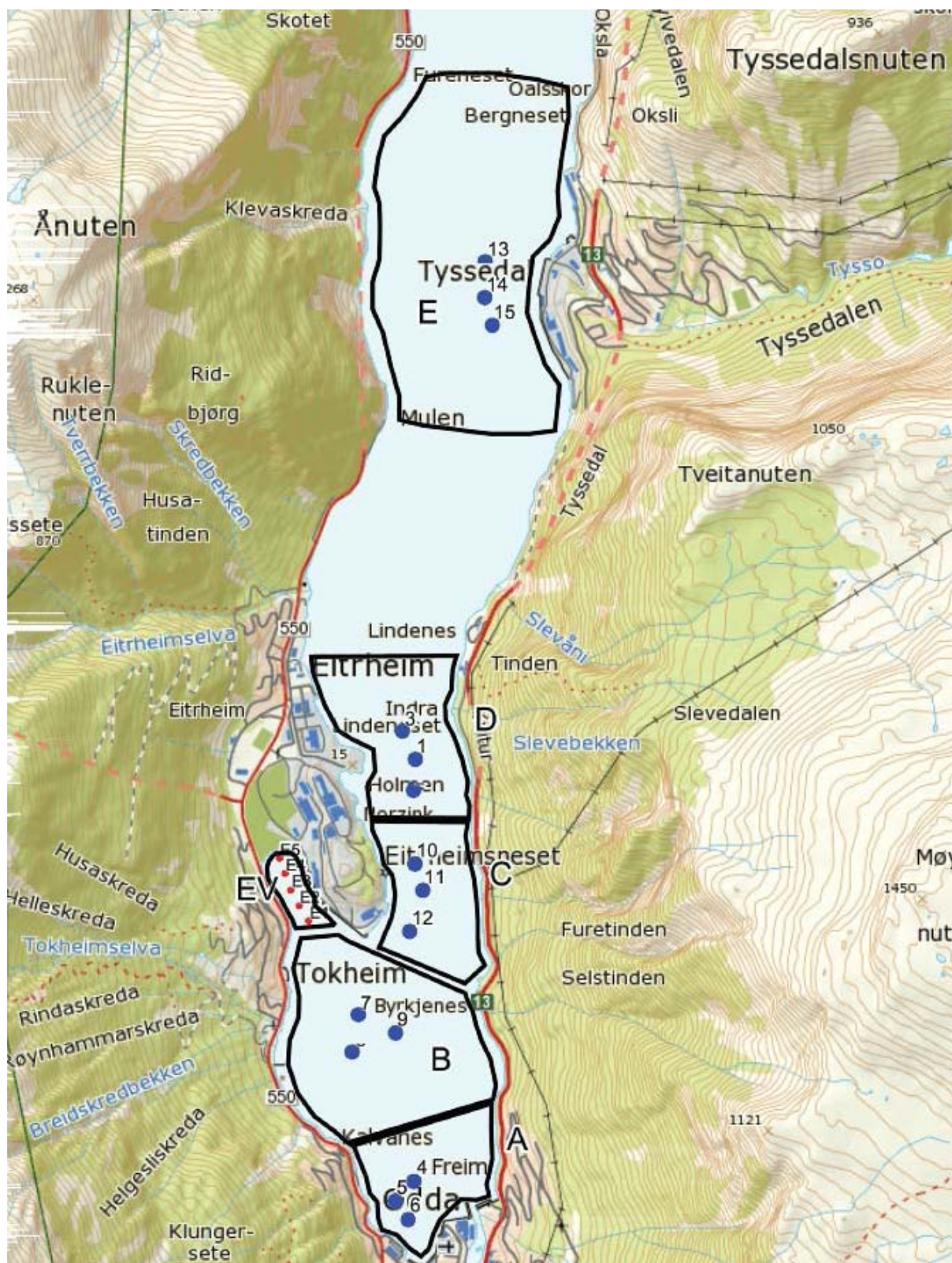
- A) Innerst i Odda havnebasseng (Boks 4,5, 6)
- B) Sentralt i havnebassenget (oppankringsområde, se **Figur 3**; Boks 7, 8, 9)
- C) Øst for Eitrheimsneset (antatt påvirket av gipsutslipp fra aluminium-fluoridfabrikken; Boks 10,11,12)
- D) Nord for Eitrheimsneset (antatt påvirket av Bolidens vannrenseanlegg og det gamle utslippet av jarositt; Boks 1, 2, 3)
- E) Tyssedal (antatt påvirket av ETIs utslipp; Boks 13, 14, 15)
- EV) Eitrheimsvågen: DGT-probe E1(ytterst), E2, E3, E4 og E5 (innerst i bukta)

Områdene (nord-)øst for Eitrheimsneset er antatt også å være påvirket av jarosittdumping som foregikk inntil midten av 1980-tallet.

5.1.2 Feltarbeid og forsøksoppsett i mesokosmos

Box-core prøver ble samlet fra Hans Brattström, Bergen, i perioden 14. juni 2012 på stasjonene vist i **Figur 10** og **Tabell 10**. Vannet over sedimentene ble fjernet med hevert for å unngå erosjon under transporten. Boksene ble forsynt med lokk, plassert under presenning på billhenger og transportert til Marin Forskningstasjon Solbergstrand der de i løpet av formiddagen den 15. juni ble forsynt med gjennomstrømmende vann fra 60 m dyp i Oslofjorden via en Watson-Marlow multikanal peristaltisk pumpe. Dette vannet hadde saltholdighet 34 PSU og temperatur ca. 10 °C. Luftheiser ble montert for å opprettholde høyt O₂ innhold (nær metning) i vannet over boksene og samtidig sikre tilstrekkelig omrøring til å hindre oppbygging av konsentrasjonsgradienter i den frie vannmassen over sedimentene. Skjematisk tegning av kjerneprøve installert i bløtbunnslaboratoriet er vist i **Figur 11** og et bilde av hele oppsettet er vist i **Figur 12**.

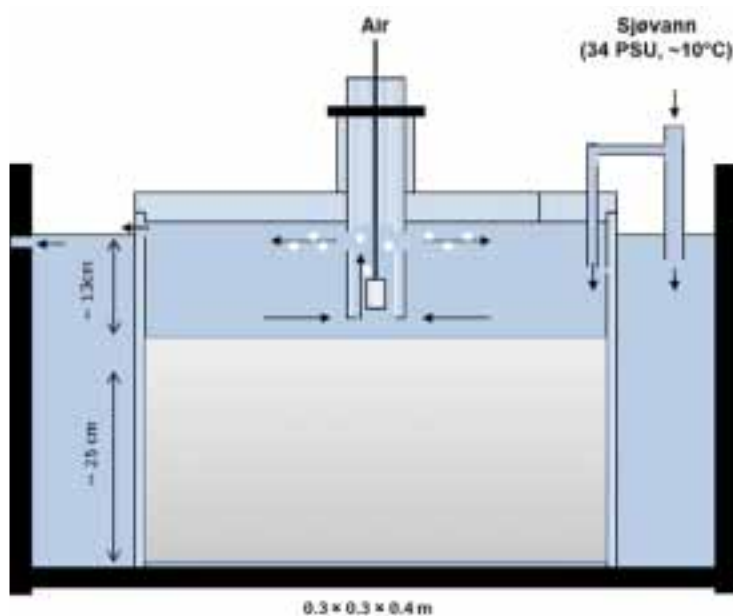
Metaller ble ikke benyttet i noen installasjoner som var i kontakt med det gjennomstrømmende vannet. Bokser og lokk var laget av polycarbonat. Vannrør og slanger var i hovedsak PVC. Marprene ble benyttet i slangene som transporterte vannet over pumpehodene.



Figur 10. Kart over undersøkellesområdet, med avmerkete prøvetakingspunkter for box-core prøver (blå) og DGT-prober (rød) og allokerte arealer.

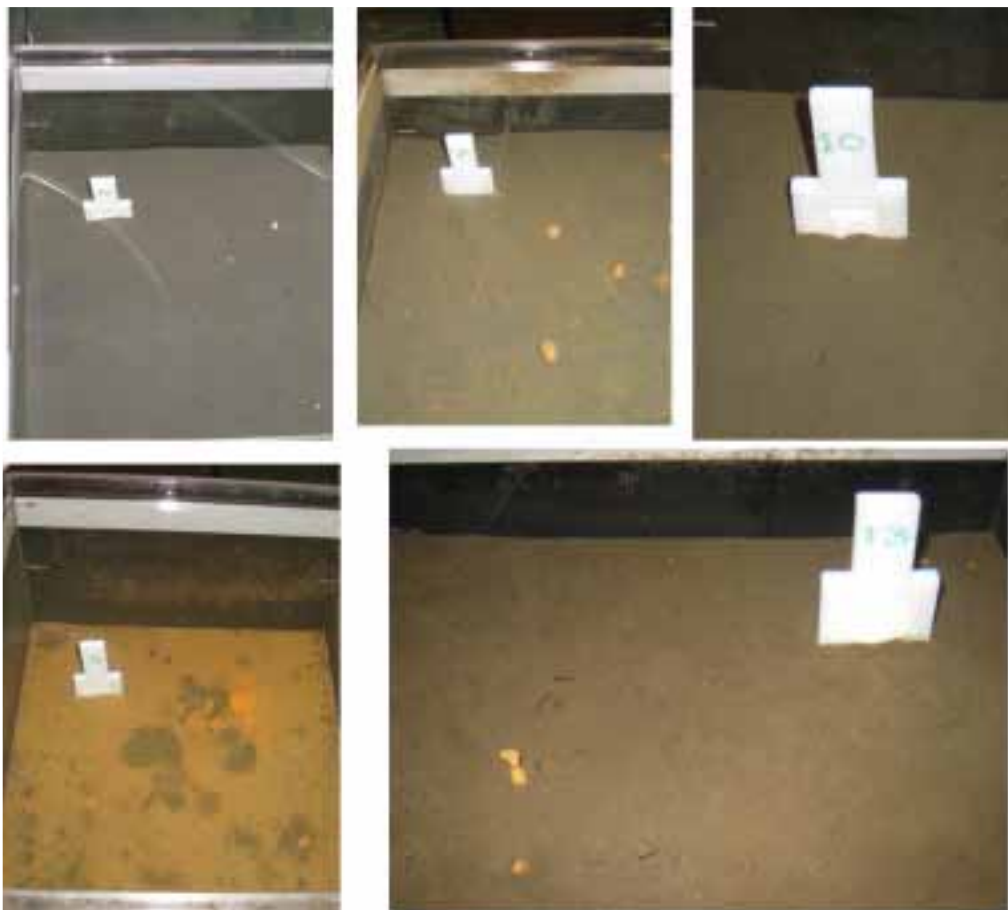
Tabell 10. Stasjonskoordinater og vanddyb for box-core prøver.

Boks nr.	Dyp (m)	Nord	Øst
1	63	N60 05.613	E6 32.575
2	62	N60 05.547	E6 32.570
3	54	N60 05.683	E6 32.537
4	41	N60 04.390	E6 32.641
5	27	N60 04.354	E6 32.553
6	20	N60 04.301	E6 32.618
7	45	N60 04.883	E6 32.295
8	55	N60 04.777	E6 32.302
9	47	N60 04.830	E6 32.556
10	49	N60 05.313	E6 32.590
11	57	N60 05.258	E6 32.628
12	45	N60 05.154	E6 32.591
13	117	N60 07.104	E6 32.836
14	116	N60 07.011	E6 32.796
15	110	N60 06.932	E6 32.796

**Figur 11.** Skjematisk tegning av boks-core prøve installert i laboratoriet på Solbergstrand med gjennomstrømmende vann fra 60 m dyp i Oslofjorden og lufting.



Figur 12. Fotografi av oppsettet for fluksmålingene i bløtbunnshallen på Solbergstrand.



Figur 13. Fotografi av sedimentoverflaten tatt under DGT-probe eksponeringen på Solbergstrand 28. 8.2012. Bildet viser fra øverst til venstre område A (boks 5), område B (boks 7), område C (boks 10), område D (boks 3) og område E (boks 13).



Figur 14. Bilde av sedimentoverflaten i boks 2 (område D) tatt 28.8.2012. Bildet viser hauger av gult materiale (sannsynligvis jarositt) kastet opp på sedimentoverflaten av dyr som lever i sedimentene.

5.1.3 Fluksmålinger

Boksene ble ekvilibrert med det gjennomstrømmende vannet i fire uker før prøver til fluksberegninger ble tatt ut 16.7., 6.8. og 27.8. Ved hvert tidspunkt ble det tatt ut vannprøver til analyse av Hg, Cd, Cu, Pb og Zn i tilførselsvannet og det utstrømmende vannet fra hver boks.

Utlekking av metaller fra sedimentet i boksene ble beregnet fra ligningen:

$$F = (C_i - C_o) \cdot Q/A$$

der

F er fluks ($\mu\text{g m}^{-2} \text{h}^{-1}$)

C_i konsentrasjon i tilførselsvannet ($\mu\text{g L}^{-1}$)

C_o er konsentrasjon i utløpet fra hver boks ($\mu\text{g L}^{-1}$)

Q er gjennomstrømningshastigheten i den aktuelle boksen (L h^{-1})

A er arealet av boksen (0,1 m²)

Gjennomstrømningen ble målt i hver enkelt boks ved å veie inn vann samlet i en periode på 20-30 minutter. Pga pumpehavari i løpet av helgen 14.-15. juli ble det satt inn ny pumpe mandag 16. juli. Denne ga ca 20% lavere vannmengder (**Tabell 11**), men dette korrigeres i beregningene og påvirker derfor ikke fluksene som rapporteres. Ved beregning av fluks er flow-målingene 16. juli, 6. august og 30. august benyttet for vannprøvene innsamlet hhv 16. juli, 6. august og 27. august.

Tabell 11. Gjennomstrømningshastighet (ml min⁻¹) i boksene. Pumpen ble skiftet ut den 30. juli (før målingene) og den nye pumpen leverte ca 20% mindre vann.

	16.jul	30.jul	6.aug	30.aug
Minimum	0,97	0,79	0,79	0,81
Middel	1,11	0,94	0,94	0,95
Maksimum	1,24	1,07	1,07	1,10
Standard avvik	0,09	0,09	0,09	0,10

5.1.4 Usikkerhet i fluksmålinger

Fluksene ble målt ved tre tidspunkter i tre bokser fra hvert av de fem områdene. Totalt gir dette 15 estimater av gjennomsnitt og standardavvik for hvert metall. Dette standardavviket inkluderer lokale variasjoner i sedimenter og biologi innenfor hver stasjon, variasjoner mellom bokser som skyldes prøvetaking, transport og plassering i forsøkshall samt usikkerhet i gjennomstrømningshastighet og kjemiske analyser. Standardavviket anses å være et egnet mål for metodens usikkerhet. Gjennomsnittlig relativt standardavvik for fluksene bestemt i dette forsøket var 81% for Hg, 45% for Cd, 31% for Cu, 69% for Pb og 46% for Zn.

Konsentrasjonene av kvikksølv i vannprøvene var generelt nær deteksjonsgrensen på 0,001 µg L⁻¹. Ved beregning av fluks ble konsentrasjon 0,0005 µg L⁻¹ benyttet der konsentrasjonen fra laboratoriet var oppgitt å være <0,001 µg L⁻¹. Alle tre prøvene tatt fra tilførselen (inntaksvann fra 60 m dyp i Oslofjorden) var mindre enn deteksjonsgrensen mens vannet som rant ut boksene inneholdt opptil 0,019 µg L⁻¹. For de øvrige prøvene var alle konsentrasjoner større enn de respektive deteksjonsgrensene både i inn- og ut-løp og alltid større i utløp enn i innløp. Inntaksvannet inneholdt 0,02 µg Cd L⁻¹, 0,22-0,24 µg Cu L⁻¹, 0,02-0,04 µg Pb L⁻¹ og 0,45-0,70 µg Zn L⁻¹.

5.1.5 DGT-prober

DGT-prober (Vedlegg C.) ble utplassert av dykker på fem lokaliteter i Eitrheimsvågen 5.6.2012 (lokaliteter vist i **Figur 10**). Etter 24 timer eksponering i sedimentene ved sjøtemperatur ca 10°C ble probene tatt opp igjen av dykker, skyllet, pakket i plastposer med lynlås og sendt til NIVA der de ble lagret på kjølerom frem til analysetidspunkt. Ved

opphevingen var to av probene (E3 og E4) skadet ved at de hadde hull på filterpapiret som ligger over og beskytter diffusjonsgelen og ionebyttermassen. Dette skjer lett ved utsetting eller opptak i sedimenter som inneholder grove partikler (sand, småstein) eller skarpe gjenstander. I dette tilfellet var det ingenting ved resultatene som tydet på at skadene hadde påvirket metalloptaket på de to respektive probene.

På Solbergstrand ble DGT-prober eksponert i sedimentene i en boks fra hvert område (**Figur 13**). Boksene utvalgt til dette var boks nr. 5 (område A), 7 (område B), 10 (område C), 3 (område D) og 13 (område E). Probene ble eksponert i 24 timer fra 27. til 28. august.

Alle probene ble snittet i 5-20 mm dybdeintervaller for ekstraksjon og analyse av metallene Fe, Mn Cd, Cu, Pb og Zn.

5.1.6 Sedimentprøver

Sedimentprøver ble tatt fra boksene på Solbergstrand den 28.8.2012. I tillegg til toppsjiktet 0-1 cm som ble prøvetatt i samtlige bokser ble det tatt kjerneprøver som ble snittet i 0-1 cm, 1-2 cm, 2-3 cm, 3-5 cm og 5-10 cm fra boks 5 (område A), boks 7 (område B), boks 10 (område C), boks 3 (område D) og boks 15 (område E). Prøvene ble analysert for organisk karbon (TOC), kornstørrelse (<63 µm) og metallene Hg, Cu, Cd, Pb og Zn.

5.2 Resultater

5.2.1 Sedimenter

I sedimentenes topplag (**Tabell 12**) viste alle fem metallene (Hg, Cd, Cu, Pb og Zn) og organisk karbon, laveste konsentrasjon i område C. Kornstørrelsen viste at sedimentene her også var grovere enn på de andre stasjonene. Cd, Zn, Pb og Cu hadde høyeste konsentrasjon i område D, mens Hg hadde høyeste konsentrasjon i område A. Hg, Cu, Cd og Zn fulgte samme mønster som TOC, dvs. avtagende konsentrasjoner fra A til C, en klar økning i område D og avtagende igjen til område E som viste litt høyere konsentrasjoner enn område C.

Den statistiske sammenligningen basert på de tre replikatene fra hvert område (2 for Hg, område A¹) viste at for Hg var det ikke signifikant forskjell mellom noen av områdene. For område D var Cd signifikant høyere enn alle de andre områdene, Zn var signifikant høyere enn område C og E, mens Cu og Pb bare var signifikant høyere enn område C. TOC viste en klarere differensiering mellom områdene ved at de fire innerste områdene (A, B, C og D) var alle signifikant forskjellige fra hverandre. I område E var TOC ikke signifikant forskjellig fra område C og D, men signifikant lavere enn i områdene A og B. I område C var sedimentene signifikant mer grovkornet enn i de andre områdene.

¹ En avvikende lav verdi for Hg i boks 5, område A er antatt feil og derfor utelatt fra denne fremstillingen. Lab-rapporten viste 0,043 mg kg⁻¹ sammenlignet med øvrige prøver som varierte mellom 2,16 og 36,6 mg kg⁻¹. Ingen øvrige parametere viste spesielle konsentrasjoner i denne sedimentprøven.

Under toppsjiktet var konsentrasjonene av kvikksølv i område A (boks 5) 27,3-36,6 mg kg⁻¹ vesentlig høyere enn i de andre områdene (**Figur 16**). I det dypeste snittet (5-10 cm) var det relativt høye konsentrasjoner både i område D (17,9 mg kg⁻¹) og E (17,7 mg kg⁻¹).

For de øvrige metallene skilte område D seg ut med høye konsentrasjoner på 160 mg Cd kg⁻¹, 1300 mg Cu kg⁻¹, 15 000 mg Pb kg⁻¹ og 24 000 mg Zn kg⁻¹ i 5-10 cm sjiktet.

5.2.2 Flukser

Utlekkingen av metaller fra sedimenter til vannmasse (Tabell 13) viste generelt en gradient fra høy utlekking innerst i havnebassenget til lavere utlekking utover i fjorden. Bly (Pb) og kopper (Cu) fulgte nøyaktig et slikt mønster. Sink (Zn) og kadmium (Cd) fulgte også dette mønsteret, men avviker med relativt høye flukser i område D. Kvikksølv avviker ved at høyeste fluks ble funnet ytterst i fjorden (område E) og en litt høyere utlekking i område D sammenlignet med område C.

Den statistiske sammenligningen (**Tabell 13**) viste at utlekking av Hg i område E var signifikant høyere enn i C og D, men ikke signifikant forskjellig fra A og B. For de fire andre metallene var utlekking i område E signifikant lavere sammenlignet med begge områdene innerst i fjorden (A og B). For Cd og Zn var fluksene i område E også signifikant lavere enn i område D. Område A hadde signifikant høyere flukser av både Cu, Pb og Zn enn alle områdene lenger ut.

Utlekking fra sedimentene i Eitheimsvågen (EV) beregnet fra DGT-probene (kap. 5.2.5) er tatt inn i tabellen under. Med unntak for kadmium var arealspesifikk utlekking fra sedimentene i Eitheimsvågen vesentlig høyere enn fra de øvrige områdene. Sammenligningen med utlekking fra box-core fra Bjørnhodebukta i Indre Oslofjord vist i tabellen viste generelt høyere og ofte betydelig høyere utlekking av metaller fra sedimentene i Sørfjorden.

Utlekking omregnet i forhold til arealene tilegnet hvert av de fem områdene er vist i **Tabell 14**. Tabellen viser at de største bidragene til Cd, Cu, Pb og Zn kommer fra Havnebassenget sør for Eitheimneset (områdene A og B). I tillegg bidrar område D øst for Eitheimneset med relativt mye sink og kadmium. Når det gjelder kvikksølv, var arealspesifikk fluks størst i område E utenfor Tyssedal og dette området gir også størst total utlekking av Hg. Gitt det store vanddypet og bunnens topografi er det ikke usannsynlig at området med høy utlekking av Hg er vesentlig større enn det området vi har valgt å allokere til våre bokser.

5.2.3 Sammenhengen mellom utlekking og konsentrasjon i sediment

Det var generelt svake korrelasjoner mellom konsentrasjonen i sedimentet og utlekking for alle metallene (**Figur 15**). Korrelasjonskoeffisientene (R^2) varierte fra 0,07 for Hg til 0,403 for Zn. For Hg ble de høyeste fluksene målt i område E der konsentrasjonen i sedimentene var relativt lav og $p > 0,05$ viste at det ikke var signifikant sammenheng mellom utlekking og konsentrasjon av Hg i sedimentet. For de andre metallene økte utlekkingen med økende konsentrasjon i sedimentene ($p < 0,05$), men figuren viser betydelige avvik fra denne generelle sammenhengen. Figuren viser relativt høy utlekking fra område A og B (mange punkter over regresjonslinjen) og relativt lav utlekking fra område E (mange punkter under

regresjonslinjen). Dette viste at særlig Cu og Pb er sterkere bundet i sedimentene fra område D sammenlignet med områdene lenger inn. Det samme kan sies om område E som generelt viste høyere konsentrasjoner i sedimentet men lavere utlekking enn område C (**Figur 15**).

Tabell 12. Konsentrasjonen av metaller (mg kg⁻¹ TS) og organisk karbon (%TS) i sedimentenes topplag (0-1 cm) i hvert av de fem områdene i Sjørfjorden. Bokstavene til høyre for hvert metall viser resultatet av Tukey's test for statistisk sammenligning av de fem områdene. Merk at disse bokstavene ikke har noe å gjøre med områdebetegnelse. Metallkonsentrasjoner forbundet med samme bokstav er ikke signifikant forskjellige. (Signifikansnivå, $\alpha=0,05$.) Sammenligningen er basert på én prøve fra hver boks (n=3).

Område	Hg	Cd	Cu	Pb	Zn	TOC	<63 μ m
A	25,3 A	5,77 B	260 A,B	1467 A,B	2933 A,B	8,60 A	89,3 A
B	17,2 A	3,53 B	196 A,B	1740 A,B	2660 A,B	6,42 B	93,7 A
C	2,6 A	1,07 B	70 B	340 B	687 B	1,83 D	67,3 B
D	10,2 A	16,97 A	283 A	2767 A	4567 A	4,22 C	92,7 A
E	5,1 A	2,20 B	102 A,B	663 A,B	1193 B	2,83 C,D	93,0 A

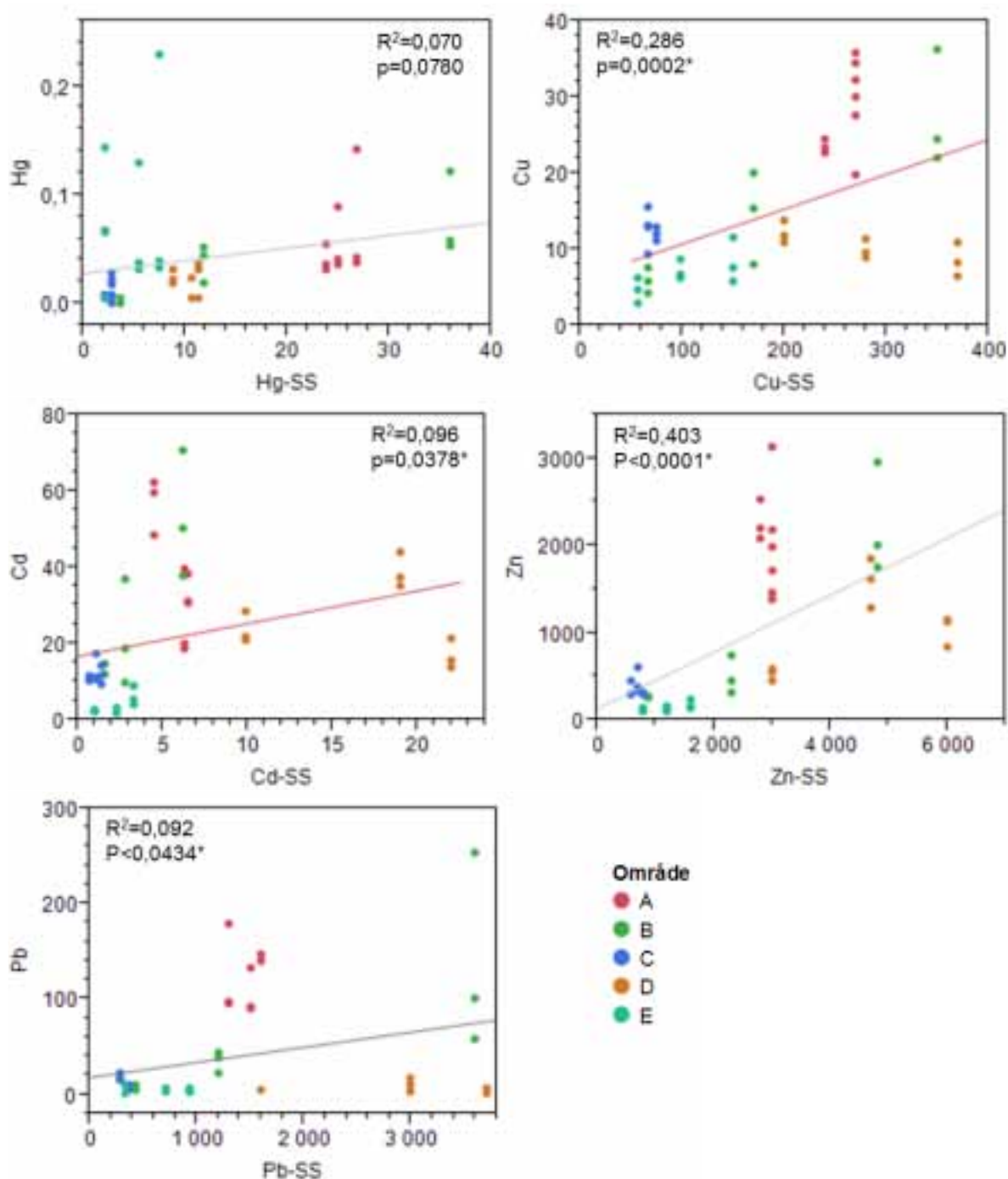
Tabell 13. Utlekking av metaller fra hvert av de fem områdene i Sjørfjorden. Gjennomsnitt av ni enkeltmålinger oppgitt som $\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$. Bokstavene til høyre for hvert metall viser resultatet av Tukey's test for statistisk sammenligning av de fem områdene slik at flukser forbundet med samme bokstav er ikke signifikant forskjellige. Signifikansnivå, $\alpha=0,05$. Merk at disse bokstavene ikke har noe å gjøre med områdebetegnelse. Nest nederste linje viser gjennomsnittlig utlekking fra Eitheimsvågen beregnet fra DGT-opptakene (se under). Nederste linje viser tilsvarende målinger fra en lokalitet i Oslofjorden, til sammenligning.

Område	Hg	Cd	Cu	Pb	Zn
A	0,057 A B	38,7 A	27,8 A	124,4 A	2073 A
B	0,039 A B	29,2 A	16,0 B	60,1 B	999 B
C	0,018 B	11,8 B C	12,1 B C	10,4 B C	358 B C
D	0,020 B	26,4 A B	10,2 B C	5,8 C	1046 B
E	0,079 A	3,6 C	6,7 C	4,0 C	137 C
EV	-	33,9	108	645	5811
Olsofjrd.*	0,025	1,0	8	0,6	64

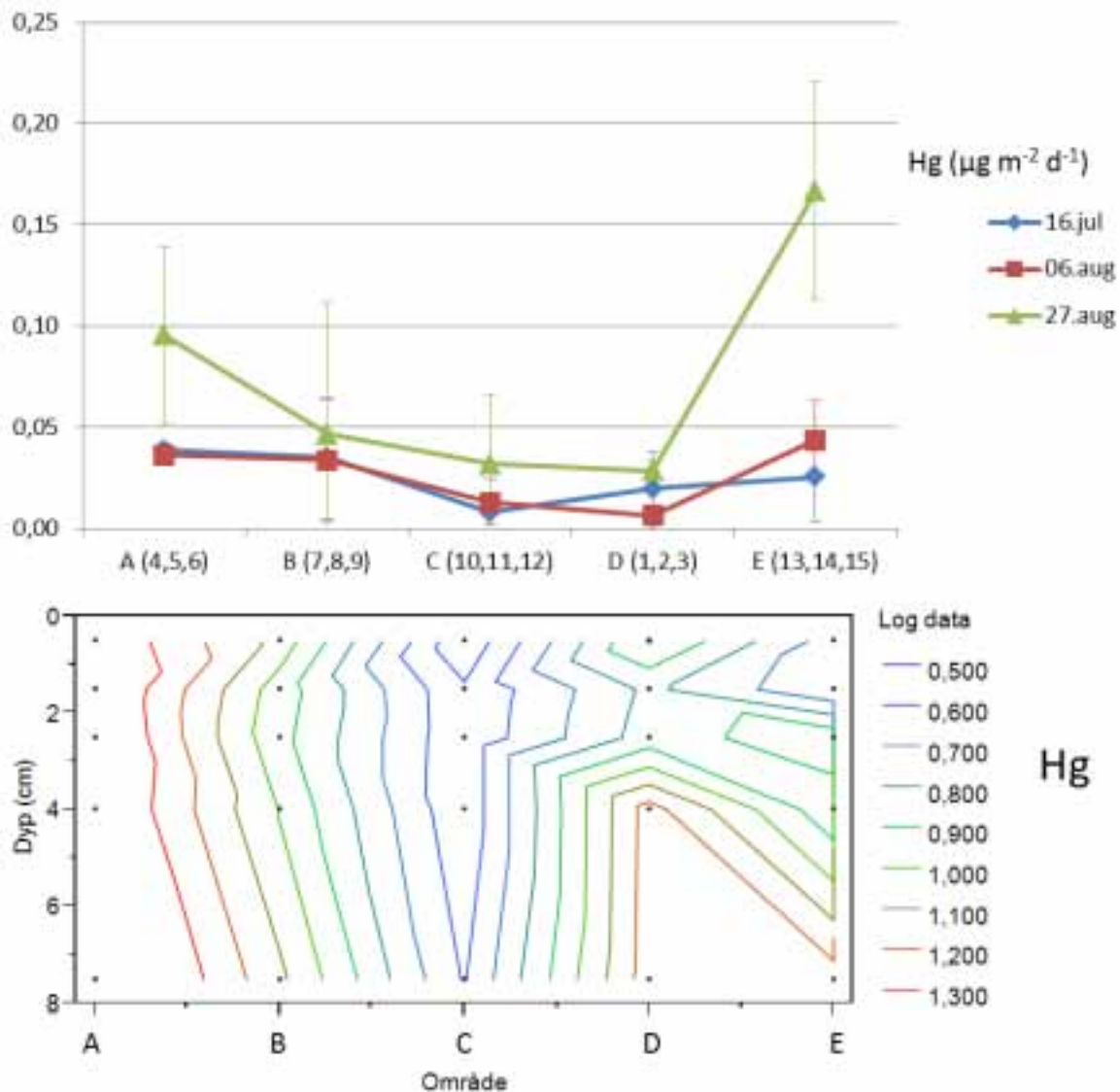
*Data fra Bjørnhodebukta (Schaanning et al., 2008)

Tabell 14. Estimert utlekking (kg år⁻¹) fra sedimentene i hvert av de seks områdene i Sjørfjorden.

Område	Areal (km ²)	Hg	Cd	Cu	Pb	Zn
EV	0,1	-	1,3	4,2	26	229
A	3,1	0,064	44	31	141	2346
B	3,9	0,056	42	23	86	1422
C	2,7	0,018	12	12	10	353
D	4,1	0,030	40	15	9	1566
E	5,2	0,150	7	13	8	260
Sum	19,0	0,318	143	94	253	5947



Figur 15. Plot av metall utlekking (y-aksen) mot respektive metall konsentrasjon i 0-1 cm av sedimentene (x-akse). Regresjonslinje, korrelasjonskoeffisient (R^2) og sannsynligheten (p) for at utlekking ikke øker med økende konsentrasjon i sedimentet er vist i hvert enkelt diagram.



Figur 16. Konsentrasjonen av kvikksølv i sediment (nederst) og utlekking til vannmassen (øverst) fra de fem områdene i Sørfjorden fra innerst i havnebassenget (område A) til Tyssedal (område E). Isoplet-diagrammet nederst er konstruert fra logaritmen til konsentrasjonen gitt i $\text{mg kg}^{-1} \text{TS}$. Dette innebærer at skalaen her går i logaritmiske steg fra $3 \text{ mg kg}^{-1} \text{TS}$ (blå linje), via $10 \text{ mg kg}^{-1} \text{TS}$ (grønn linje) til $20 \text{ mg kg}^{-1} \text{TS}$ (rød linje).

5.2.4 DGT-prober

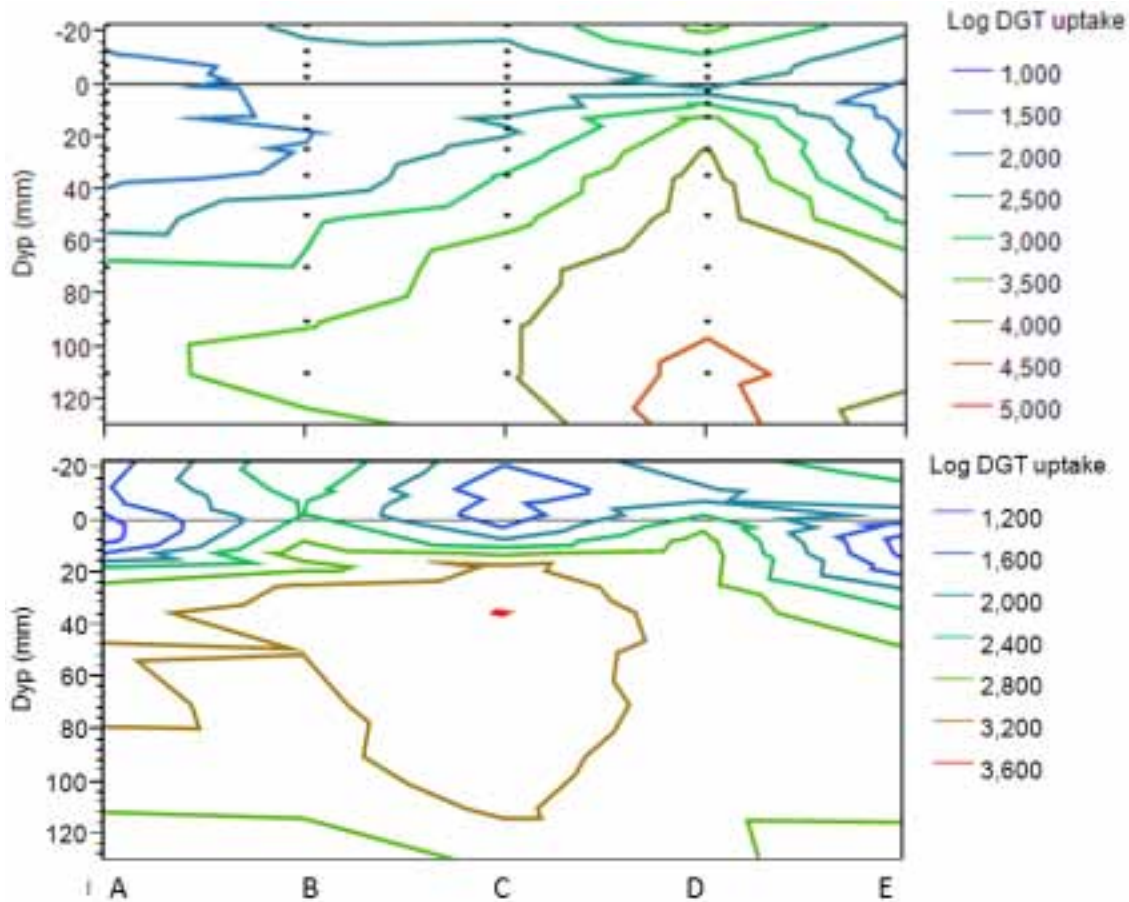
DGT-profilene er vist i Vedlegg B. Enheten er opptak av metaller/ cm^2 probe. Dette opptaket er grovt antatt proporsjonalt med konsentrasjonen i porevannet, men også andre forhold som varierende diffusjonsbetingelser i porevannet vil påvirke opptaket og det er særlig usikkert om en kan sammenligne opptaket over og under sediment-vann grenseflaten, fordi vannet over sedimentet sirkulerer fritt slik at en mye større vannmengde vil eksponeres mot denne delen

av proben i løpet av inkubasjonstiden. Det er ikke gjort forsøk på å korrigere for slike forhold i denne rapporten.

Opptaket av jern (Fe) og mangan (Mn) på DGT-probene ble målt for å få en indikasjon på variasjoner i redoks-forholdene. Typisk for disse metallene er at porevannskonsentrasjonen av Fe og Mn øker i et bestemt dyp der toverdig Fe^{2+} og Mn^{2+} blir stabile som følge av manglende påvirkning av O_2 fra vannmassen. Nærmere overflaten vil oksidert, treverdig jern og fireverdig mangan felle ut som oksider f.eks. $\text{Fe}(\text{OH})_3$ og $\text{Mn}(\text{OH})_4$. Som vist i **Figur 17** økte opptaket av både jern og mangan med dypet i alle områdene. Jern viste sterke gradienter noen få mm under sedimentoverflaten i område D. I de andre områdene lå gradienten dypere ned i sedimentet (2-6 cm). For mangan viser figuren gjennombrudd til vannmassen i område B og D. Dette indikerer utlekking fra sedimentene i disse to områdene.

Alle metallene viste et nokså konsistent fordelingsmønster i sedimentene (**Figur 16, Figur 18-Figur 21**, nederste diagram) med økende konsentrasjoner med dypet i område A og høye konsentrasjoner under 3 cm dyp i område D. Sistnevnte viste i tillegg noe forhøyete konsentrasjoner ved sedimentoverflaten.

For kadmium (**Figur 18**) viste DGT-probene maksimum opptak av Cd og sterke gradienter nær sedimentoverflaten i område A, B og D, men ikke i C og E der maks opptak forekom i hhv 10-15 og 20-30 mm dyp. Også Zn (**Figur 21**) viste tydelige maxima nær sedimentoverflaten i A, B og D og mindre tydelige maksima dypere ned i C og E. Dette



Figur 17. DGT opptak av jern (øverst) og mangan (nederst) i de fem områdene i Sør fjorden. Merk logaritmisk skala som viser at opptaket av Fe øker fra mindre enn 100 ng cm^{-2} i sediment-vann grenseflaten i område A til mer enn $50\,000 \text{ ng cm}^{-2}$ i dypere lag i område D.

indikerte større utlekking fra A, B og D enn fra C og E, noe som ble bekreftet av fluksmålingene vist i de øverste diagrammene i hver av figurene. Begge disse metallene var tilstede i større konsentrasjoner i sedimentene i A, B og D enn i C og E, men det er interessant å legge merke til at selv om konsentrasjonene i sedimentene økte med dyppet avtok opptaket på DGT'ene. Dette kan tyde på at utlekkingen fra sedimentene er relativt lite påvirket av de høye konsentrasjonene i sedimentene i 3-10 cm dyp, særlig i område D.

Opptaket av kopper viste imidlertid minimum omkring 2 cm dyp, noe som igjen indikerte liten kopling mellom utlekking og høye sedimentkonsentrasjoner dypere ned i sedimentene. DGT-probene viste komplisert Cu profil nær overflaten som kunne indikere noe utlekking fra område D, men dette ble ikke bekreftet av fluksmålingene.

5.2.5 Eitrheimsvågen

DGT probene i Eitrheimsvågen viste klar gradienter fra høyere opptak ytterst på E1 og delvis E2 enn på de andre stasjonene lengre innover i vågen (**Figur 22**, **Figur 23**).

Sammenlignet med område B sentralt i havnebassenget, var DGT-verdiene i overflatelaget ytterst i Eitrheimsvågen generelt noe høyere. Dette gjaldt særlig kopper, bly og kadmium der

opptaket var om lag en størrelsesorden høyere enn område B. Innerst i bukta var opptaket mer likt det som ble funnet i område B.

For å estimere fluksene av metaller basert på data fra DGT-probene ble det tatt utgangspunkt i at det forventes proporsjonalitet mellom opptaket på DGT-probene og konsentrasjonen i porevannet. Dersom de fysiske egenskapene (temperatur, partikkelstørrelse, vanninnhold o.l.) er noenlunde like kan fluksen antas proporsjonal med konsentrasjonsforskjellen mellom porevannet i sedimentenes topplag og vannet over sedimentet. Forenklet kan dette uttrykkes slik:

$$F = k_1(C_{pw} - C_{ow})/z$$

F er fluks, C_{pw} er konsentrasjon i porevannet, C_{ow} er konsentrasjon i vannet over sedimentet, z er avstanden mellom sedimentoverflaten og målepunktet for C_{pw} . Hvis $C_{ow} \ll C_{pw}$ forenkles ligningen til

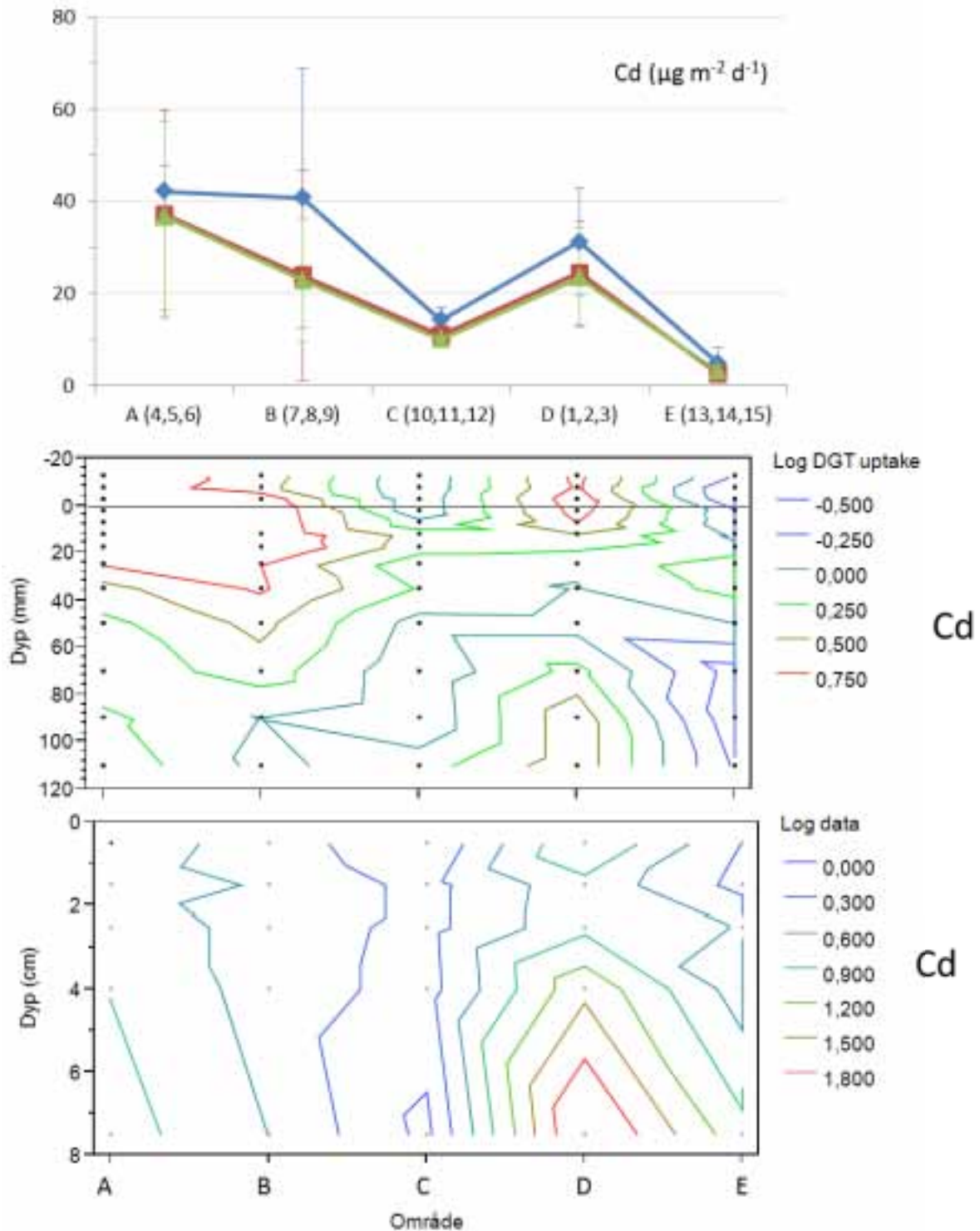
$$F = k_1 C_{pw}/z$$

der z vil være sedimentdypet der C_{pw} måles. Dersom C_{pw} er gitt ved opptaket på DGT-probene fås

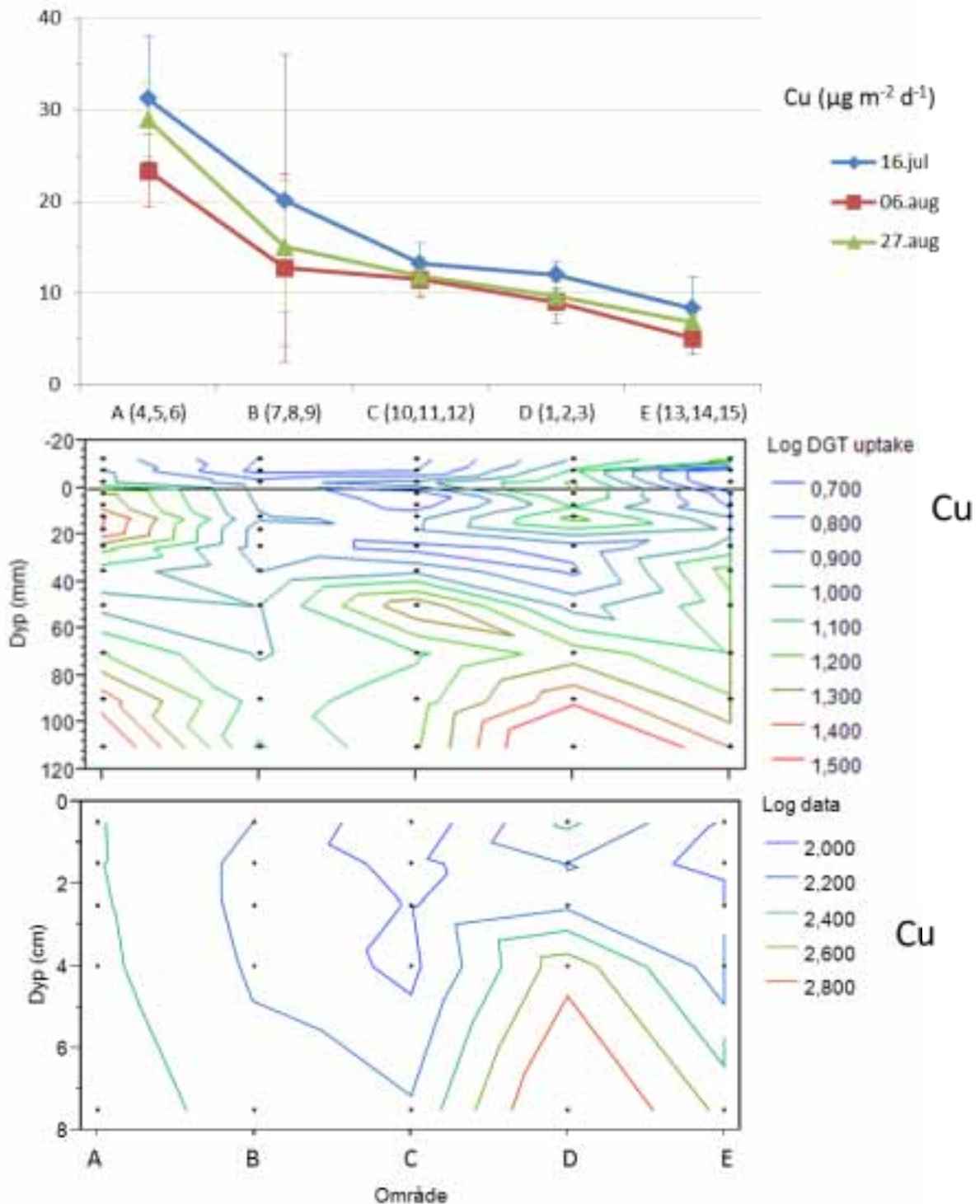
$$C_{pw} = k_2 C_{DGT}$$

som ved substitusjon gir

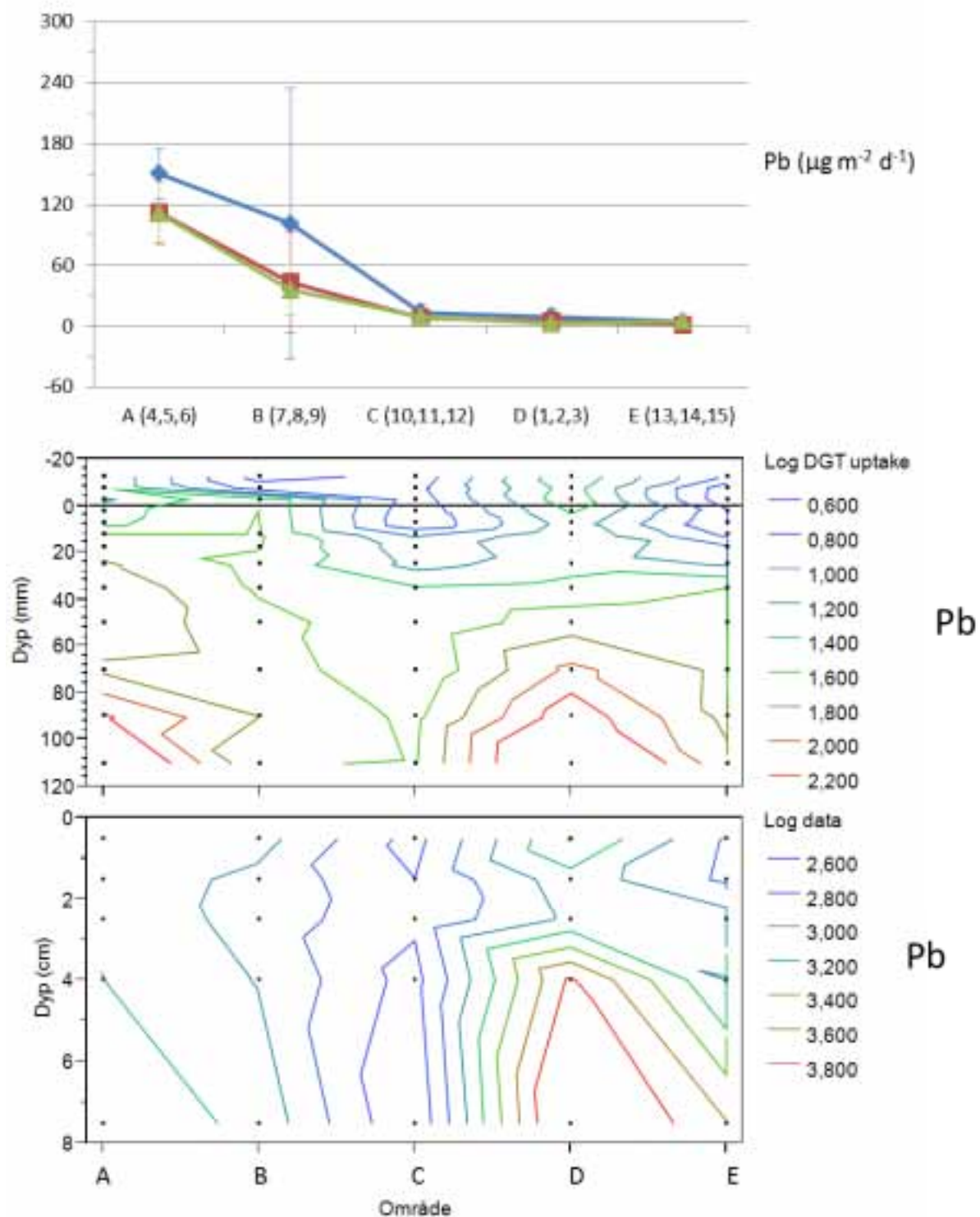
$$F = (k_1 k_2 / z) C_{DGT}$$



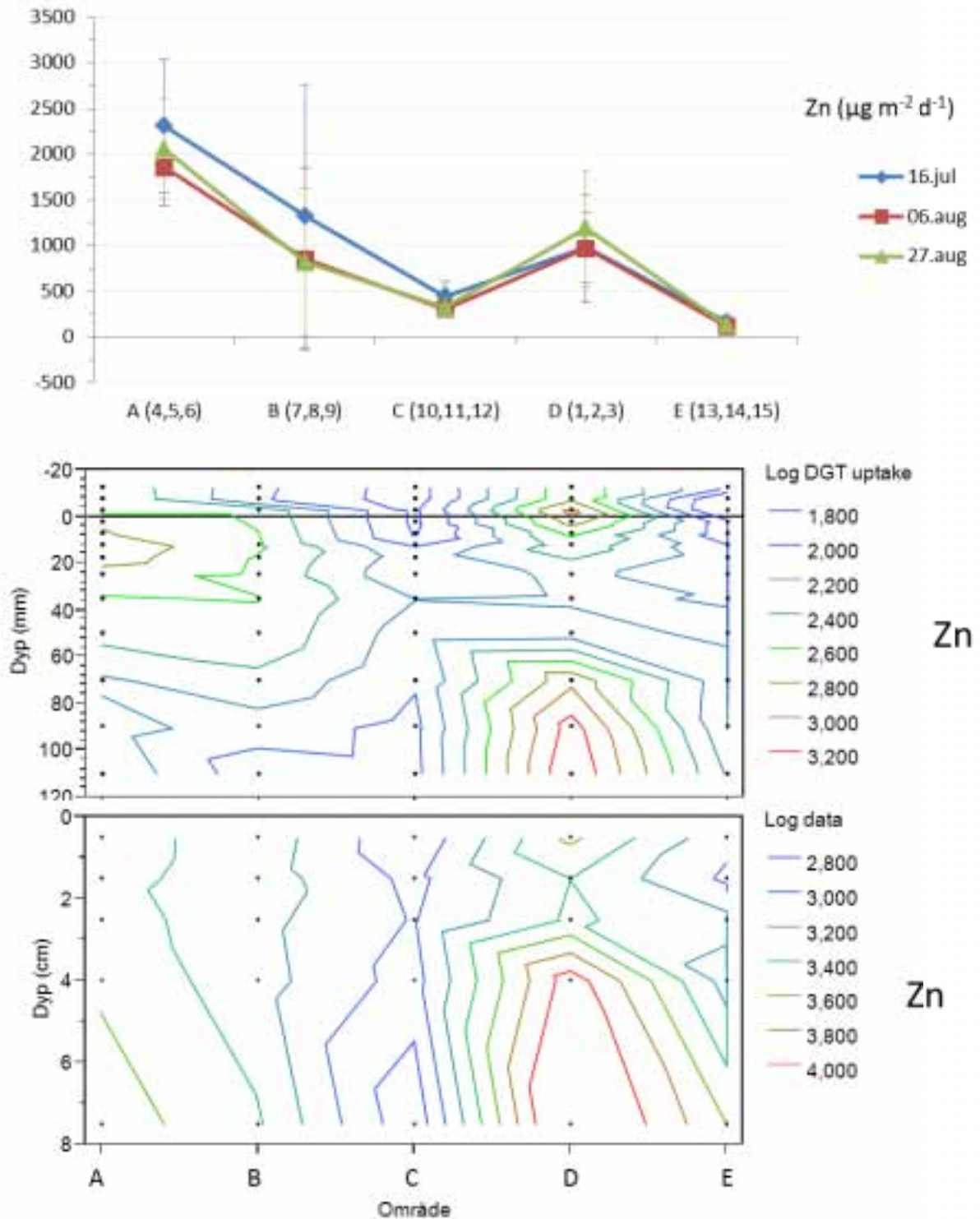
Figur 18. Konsentrasjonen av kadmium i sediment ($\text{mg kg}^{-1} \text{TS}$) (nederst), opptak i DGT (ng cm^{-2}) (midten) og utlekking til vannmassen (øverst) fra de fem områdene i Sør fjorden fra innerst i havnebassenget (område A) til Tyssedal (område E). Isoplet-diagrammene er konstruert fra logaritmiske verdier.



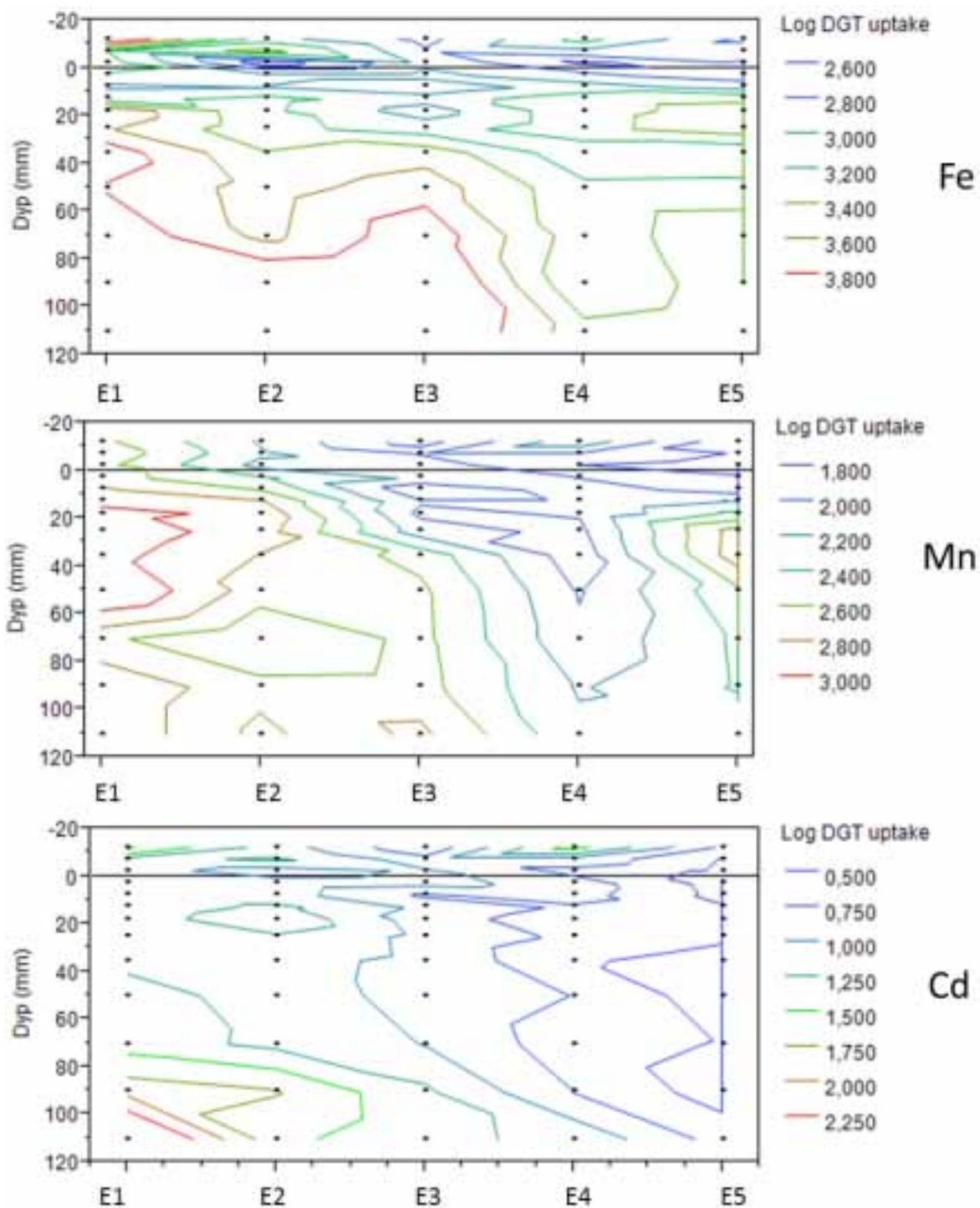
Figur 19. Konsentrasjonen av kopper i sediment (mg kg^{-1} TS) (nederst), opptak i DGT (ng cm^{-2}) (midten) og utlekking til vannmassen (øverst) fra de fem områdene i Sørkjøya fra innerst i havnebassenget (område A) til Tyssedal (område E). Isoplet-diagrammene er konstruert fra logaritmiske verdier.



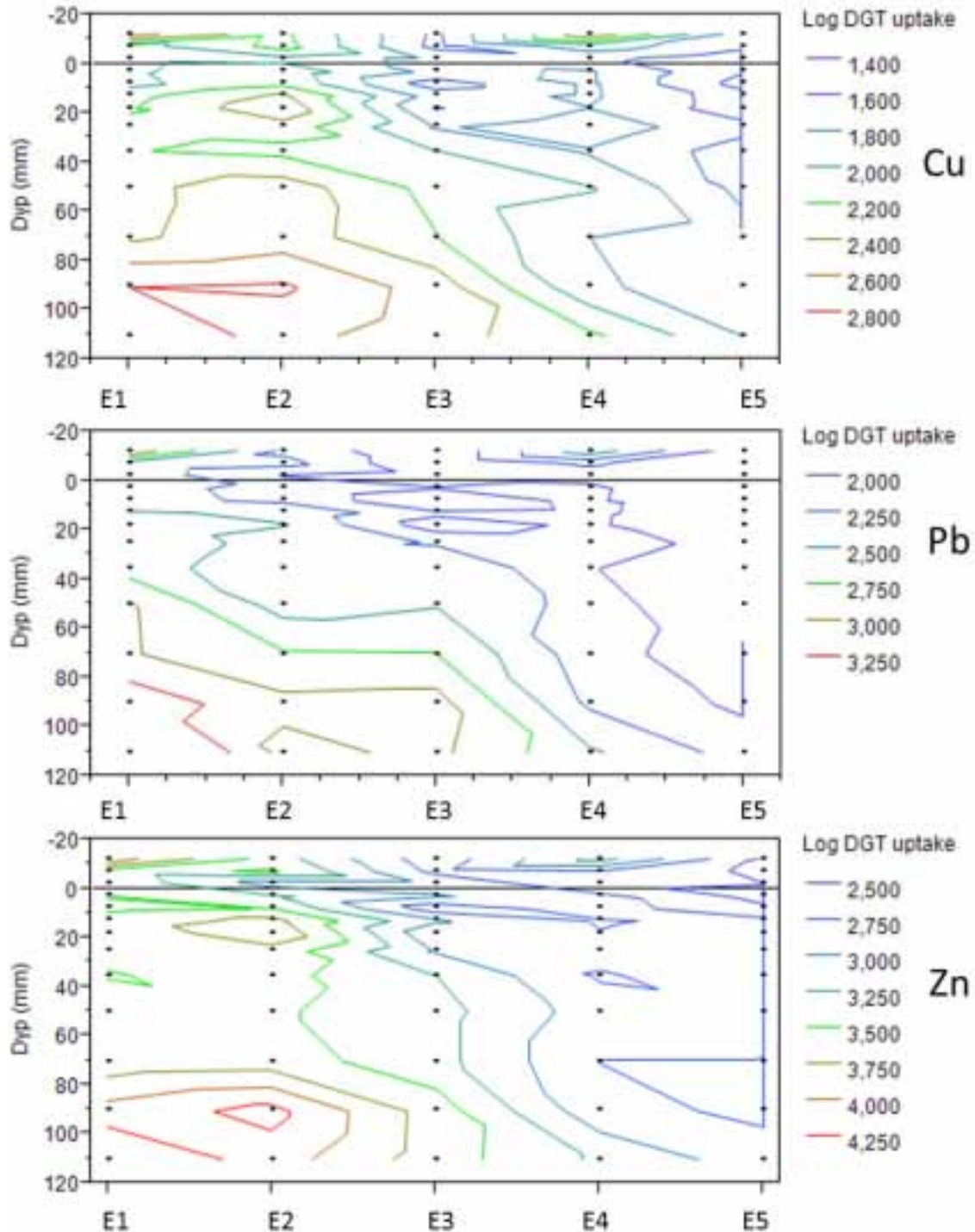
Figur 20. Konsentrasjonen av bly i sediment ($\text{mg kg}^{-1} \text{TS}$) (nederst), opptak i DGT (ng cm^{-2}) (midten) og utlekking til vannmassen (øverst) fra de fem områdene i Sør fjorden fra innerst i havnebassenget (område A) til Tyssedal (område E). Isopleth-diagrammene er konstruert fra logaritmiske verdier.



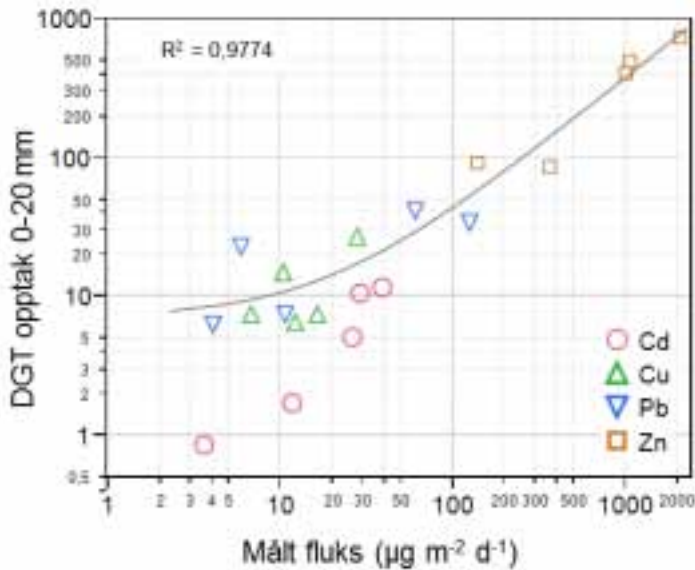
Figur 21. Konsentrasjonen av sink i sediment ($\text{mg kg}^{-1} \text{TS}$) (nederst), opptak i DGT (ng cm^{-2}) (midten) og utlekking til vannmassen (øverst) fra de fem områdene i Sørfjorden fra innerst i havnebasenget (område A) til Tyssedal (område E). Isoplet-diagrammene er konstruert fra logaritmiske verdier.



Figur 22. Opptak av jern (øverst), mangan (midten) og kadmium (nederst) på DGT²er utplassert i Eitrheimsvågen. E5 innerst i bukta, E1 ca 400m lenger ut.



Figur 23. Opptak av kopper (øverst), bly (midten) og sink (nederst) på DGT'er utplassert i Eitrheimsvågen. E5 innerst i bukta, E1 ca 400m lenger ut.



Figur 24. Korrelasjon mellom opptak i 0-2 cm intervallet av DGT-probene og fluks av metaller målt i boksene på Solbergstrand. Kurven og korrelasjonskoeffisienten er beregnet ved lineær regresjon på grunnlag av alle 20 datapar. Merk logaritimisk skala på begge akser.

Tabell 15. Lineær regresjon ($C_{DGT,0-2cm} = k_3 F + b$) mellom fluks (F) og gjennomsnittlig opptak på DGT-probene 0-2 cm dyp ($C_{DGT,0-2cm}$). n = antall datapar. R er korrelasjonskoeffisient. Std error angir usikkerhet i stigningsvinkelen (k_3). b angir skjæringspunktet på y -aksen.

Metall	k_3	std error	b	n	R^2
Cd	0,3242	0,069	-1,24	5	0,880
Cu	0,8963	0,367	-0,18	5	0,665
Pb	0,2202	0,118	13,52	5	0,535
Zn	0,3587	0,046	31,88	5	0,952

Tabell 16. Fluks beregnet fra opptaket i 0-2 cm intervallet på DGT-probene og regresjonskurvene gitt i foregående tabell. E1-E5 er enkeltprobene eksponert i Eitrheimsvågen fra ytterst (E1) til innerst (E5). EV er gjennomsnittlig fluks hhv sum utlekking fra Eitrheimsvågen.

Område	Flux ($\mu\text{g m}^{-2} \text{d}^{-1}$)				Areal km^2	Utlekking (kg år^{-1})			
	Cd	Cu	Pb	Zn		Cd	Cu	Pb	Zn
E1	41	132	1330	9244		0,38	1,20	12,1	84
E2	62	255	979	14744		0,46	1,86	7,1	108
E3	30	50	331	2113		0,22	0,36	2,4	15
E4	22	74	479	1650		0,16	0,54	3,5	12
E5	14	31	106	1305		0,10	0,23	0,8	10
EV	34	108	645	5811	0,105	1,3	4,2	26	229

Dersom vi betrakter C_{DGT} for et fast dybdeintervall, f.eks. 0-2 cm, vil z være konstant slik at

$$C_{DGT,0-2cm} = k_3 F$$

der $k_3 = z / k_1 k_2$. Denne proporsjonaliteten ble først undersøkt med enkel lineær regresjon for områdene A-E basert på fluksene og opptaket på DGT-probene målt i boks-core prøvene på Solbergstrand. **Figur 24** viser at denne korrelasjonen var generelt god over hele spennet av flukser målt i boksene fra Sørfjorden. **Tabell 15** viser regresjonene for hvert enkelt metall. Proporsjonaliteten var bedre for kadmium ($R^2=0,88$) og sink ($R^2=0,952$), enn for kopper ($R^2=0,665$) og bly ($R^2=0,535$). Feilestimatene vist i tabellen antydte en usikkerhet fra 13% for stigningsforholdet for kadmium til 54% for stigningsforholdet for bly. Skjæringspunktet b kan ses som en systematisk korreksjon fordi vi unnlot å tvinge regresjonslinjene gjennom origo. Dvs at ligningen over modifieres til

$$C_{DGT,0-2cm} = k_3 F + b$$

der k_3 er stigningen og b er skjæringspunktet med x -aksen. Fluksene ble deretter beregnet for hver enkelt probe utsatt i Eitrheimsvågen ved tilbakeregning fra ligningen over:

$$F = (C_{DGT,0-2cm} - b) / k_3$$

og k_3 og b fra **Tabell 15**. Resultatene gitt i **Tabell 16** indikerte relativt høye flukser fra sedimentene i Eitrheimsvågen. Dette gjaldt særlig for de to ytterste stasjonene (E1 og E2) der fluksene av Cu, Pb og Zn basert på DGT-probene var opptil 8-10x større enn de største fluksene fra de øvrige områdene. På de innerste stasjonene avtok fluksene til omtrent samme nivå som i områdene A, B og D, men var fortsatt større enn i områdene C og E. På grunn av de små arealene bidrar imidlertid utlekkingen fra sedimentene i Eitrheimsvågen relativt lite til de totale tilførslene fra sedimentene i hele undersøkelsesområdet.

5.3 Diskusjon sedimenter

I et miljøgiftregnskap utarbeidet for tiltaksområder i Oslo havn (Schaanning et al., 2005) ble det kvantifisert eksterne tilførsler av Hg, Cd og Pb fra luft, tette flater, renseanlegg og elver. Summen av disse var i rimelig god overenstemmelse med tilførsler til sedimentene beregnet på grunnlag av målinger med sedimentfeller og/eller daterte sedimentkjerner. **Tabell 17** viser at ferskvannstilførslene fra renseanlegg og elver var dominerende bidrag til de eksterne tilførslene.

Tabell 17. Metallregnskaper for tiltaksområder i Oslo havn (etter Schaanning et al, 2005). Enhet for vertikale flukser er $mg\ m^{-2}\ år^{-1}$.

	Bjørvika			Bekkelagsbassenget			Havnebassenget		
	Hg	Cd	Pb	Hg	Cd	Pb	Hg	Cd	Pb
Sedimentasjon	4,6	5,4	526	0,15	0,32	24,0	1,0	1,1	112
Bidrag elver/reanseanlegg	74 %	88 %	83 %	67 %	79 %	79 %	46 %	74 %	64 %
Beregnet utlekking	0,7	0,5	57	0,02	0,02	0,4	0,2	0,2	12
Innlagring i sediment	3,9	4,9	469	0,13	0,30	23,6	0,8	0,9	100

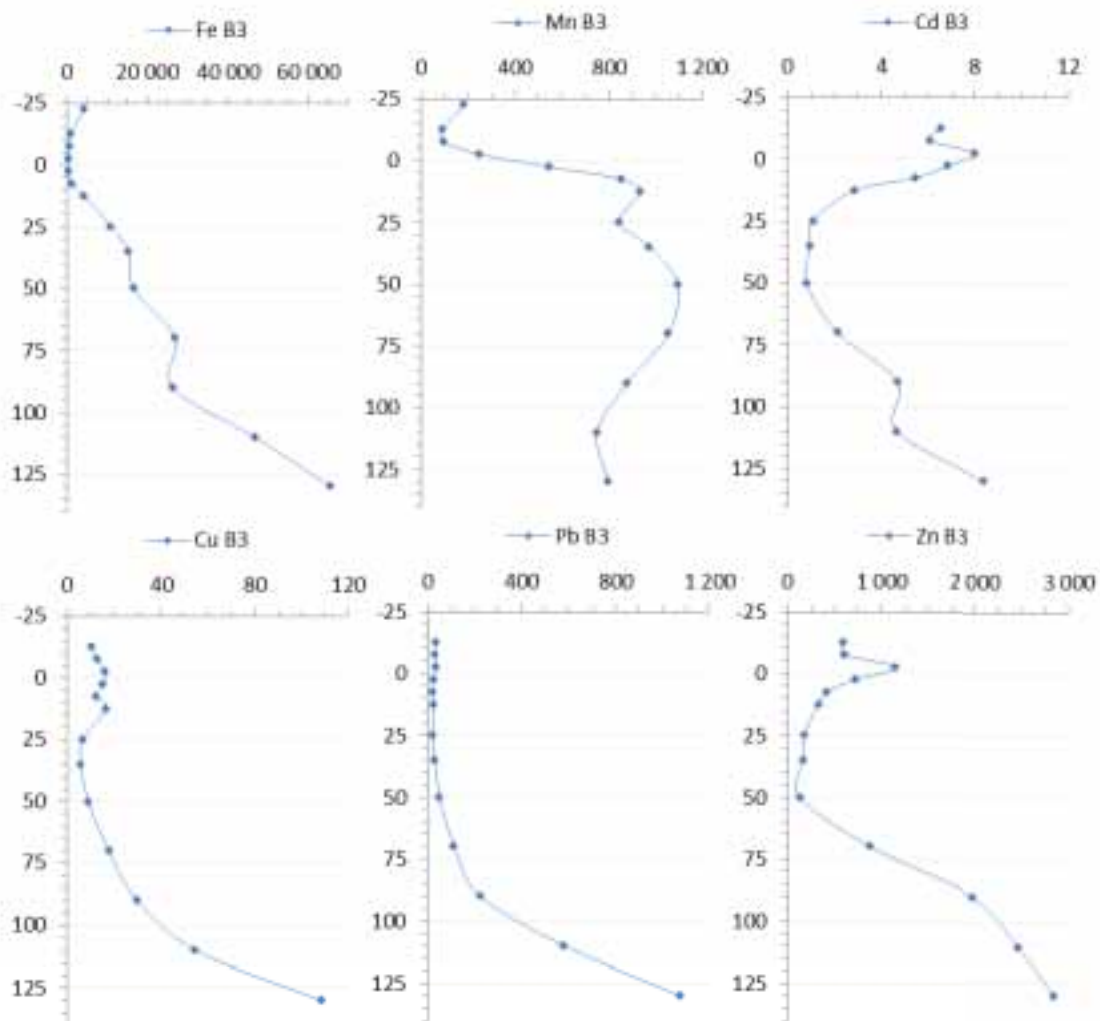
Unntaket var Hg i Havnebassenget der det relativt store arealet gjorde at tilførsler fra luft utgjorde en større andel av de eksterne tilførslene. Tabellen viser f.eks. at det i Bjørvika var en samlet tilførsel av $4,6 \text{ mg m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ og at tilførslene fra Akerselva kunne svare for 74% av summen av alle kvantifiserte tilførsler fra land. Av total tilførsel til sedimentene på $4,6 \text{ mg Hg m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ble en liten andel på $0,7 \text{ mg Hg m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ resirkulert til fjorden ved utlekking av løst kvikksølv mens mesteparten ($3,9 \text{ mg Hg m}^{-2} \text{ år}^{-1}$) ble varig innlagret i sedimentene. Utlekking fra sedimentene til vannmassen ble her beregnet på grunnlag av konstanter og prosedyrer angitt i Risikoveilederen (Klif TA2230/2007). Regnskapet gjengitt i tabellen viser at utlekkingen generelt utgjorde en liten andel av sedimentasjonen slik at hovedmengden av metallene kunne innlagres i sedimentene. Dette området har relativt pålitelige data mht sedimentasjon og innlagring i sedimentene, slik at konklusjonen om at utlekking fra sedimentene utgjør en liten andel av total sedimentasjon anses forholdsvis robust.

I denne rapporten ser vi et noe annerledes bilde ved at utlekkingen av metallene kopper, bly og sink fra sedimentene er i samme størrelsesorden som de eksterne tilførslene fra bekker, elver og renseanlegg. For kadmium er utlekkingen fra sedimentene større enn alle estimerte eksterne tilførsler, industriutslippene inkludert. Dette er urimelig og kan ikke vedvare (ikke steady state) fordi det da ikke vil være noen netto tilførsel av metaller til sedimentene i området. Hvis det likevel skulle være et riktig bilde av situasjonen i Sørfjorden skulle det bety at vi er inne i en periode der utlekking fra historiske avsetninger er en dominerende tilførsel til sedimentenes topplag og fjordens vannmasser. DGT-probene gir lite støtte til en slik hypotese. Cd-profilene viser maksima ved eller like under sedimentoverflatene som indikerer at Cd løser seg i dette området og diffunderer oppover og ut i vannet over sedimentet. Disse maksimaene var ofte sammenfallende med de dypene der mangan begynte å øke (manganhorisonten) og kan være prosessmessig koplet til reduksjon og oppløsning av mangan- og/eller jernholdige mineraler. Dypere ned i sedimentet vil kadmium kunne felles som tungt løselig sulfid i det anoksiske sedimentet. Derfor dannes et maksimum på profilen for Cd, men ikke på profilen for mangan. Sulfid-dannelsen kan altså tenkes å representere en barriere som hindrer betydelig transport av kadmium fra dypere sedimentlag opp til overflaten. Utlekkingen som foregår genereres fra relativt unge avsetninger nær overflaten. Sink danner også tungt løselige sulfider og viste et fordelingsmønster både i sedimentene, på DGT-probene og fluksmålingene som lignet på kadmium. Profilene for kopper og bly var mer variable.

Spesielt interessant er område D der metallrike sediment er overdekket med renere masser, men med noe forhøyede konsentrasjoner i topplaget. DGT-profilene for denne stasjonen (**Figur 25**) indikerer mobilisering av Fe og Mn i sedimentene, oppadrettet diffusjonstransport og utlekking til vannmassen. Men for de øvrige metallene ses ikke tilsvarende, sammenhengende gradienter. Fluksmålingene viste en del utlekking av Cd og Zn. DGT-profilene indikerer at dette skyldes mobilisering av disse metallene nær overflaten av sedimentet. Dette kan skyldes at det fremdeles sedimenteres mineraler med labilt sink og kadmium i området eller transport av slike mineraler (f.eks. jarositt) fra dypere sedimentlag og opp til overflaten via bioturbasjon (jfr. **Figur 14**). Målingene viste lite utlekking av Pb og Cu i dette området og dette bekreftes av DGT-profilene som viser at diffusjonsgradientene ikke når opp til sediment-vann grenseflaten.

Bare i Eitheimsvågen (**Figur 26**) var det generelt sterke gradienter av Cu og Pb fra nederst på proben (10-15 cm dyp) og helt opp til overflaten av sedimentet. Tre-fire av de fem probene

viste denne type gradienter, som kan indikere oppadrettet transport fra dype sedimentlag. Imidlertid var Cd- og Zn-maximaene nær sedimentoverflaten mindre tydelig tilstede og det høye opptaket av disse to metallene kan skyldes høyere konsentrasjoner i porevannet som følge av mindre produksjon av sulfid i disse sedimentene. Mindre produksjon av sulfid i tildekkingslaget over membranen vil kunne forventes både som følge av mer grovkornet sediment som gir redusert diffusjonsmotstand og økt tilførsel av O_2 fra vannet over sedimentene, og som følge av lavt innhold av organisk karbon som gir lavt forbruk av O_2 i sedimentene og lite grobunn for aktivitet av sulfatreduserende bakterier. Opptaket av jern og mangan viste store variasjoner og det var ingen klare forskjeller mellom probene fra Eitrheimsvågen og probene fra de øvrige områdene. Mangan er sjelden kontrollert av sulfidfelling og viste typiske maxima på 1000-4000 $ng\ cm^{-2}$ i alle prober.

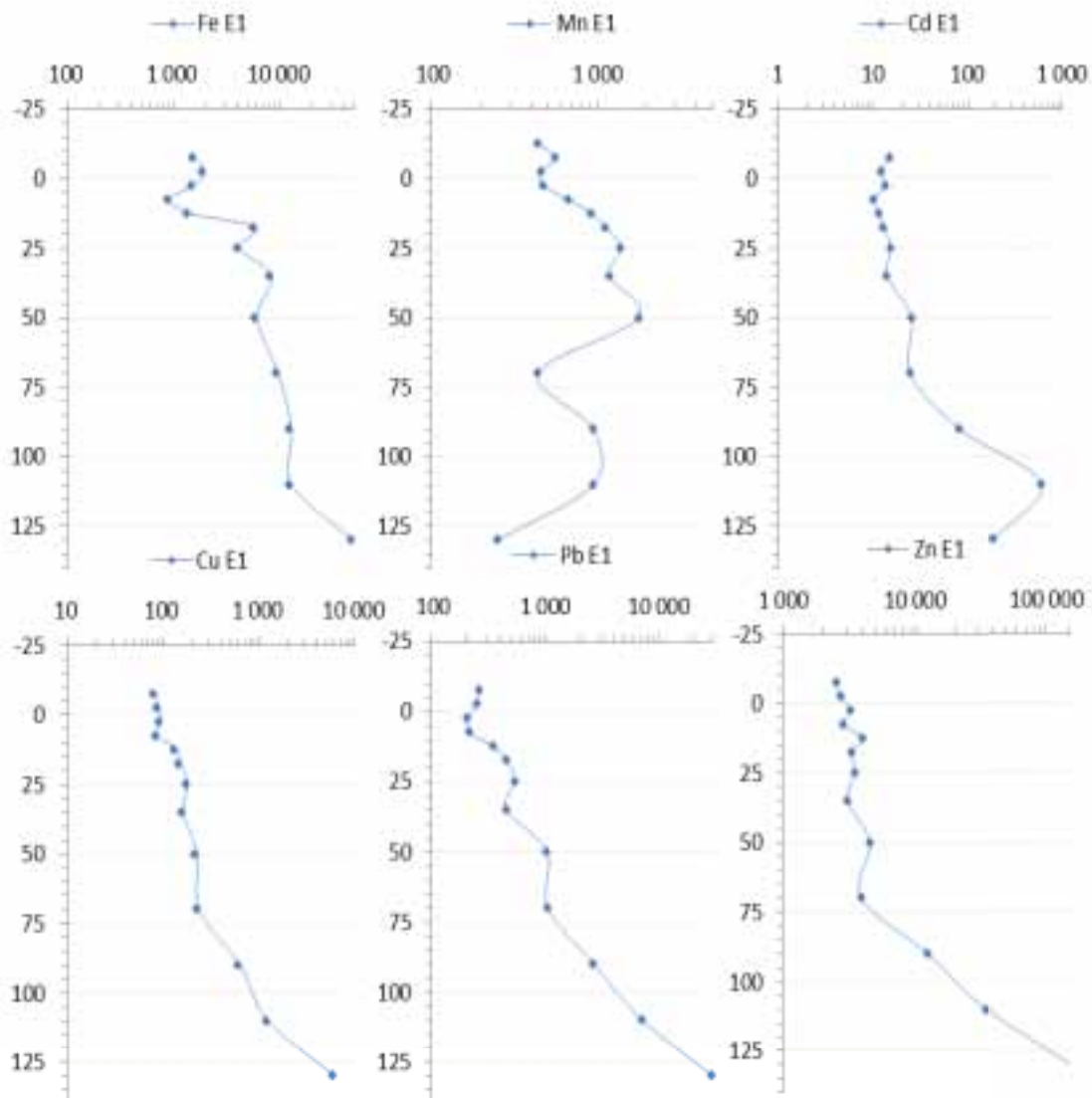


Figur 25. Vertikalprofiler målt med DGT-prober i boks 3 fra område D. Enhet er $ng\ cm^{-2}$.

Kadmium som ofte er kontrollert av sulfid i sedimenter der sulfid produseres, viste maxima på typisk 2-16 $ng\ cm^{-2}$ i områdene A- E. I Eitrheimsvågen derimot økte maximaene fra innerst til ytterst (E5<E4<E3<E2<E1) som følger: 6<29<43<59<608 $ng\ cm^{-2}$. Sink viste samme

mønster: $892 < 3243 < 4883 < 21400 < 151500 \text{ ng cm}^{-2}$ fra innerst til ytterst i Eitrheimsvågen sammenlignet med $200\text{-}1200 \text{ ng cm}^{-2}$ for de andre områdene (A, B, C, D og E).

Tildeckingslaget ligger oppå en membran. Denne er diffusjonsåpen, så metaller løst i porevannet kan diffundere gjennom membranen og oppover i dekklaget. Gradientene fra ytterst til innerst i Eitrheimsvågen kan skyldes naturlige prosesser som f.eks. høyere innhold av organisk karbon eller høyere innhold av finstoff som gjør tildeckingslaget tettere (større diffusjonsmotstand) på de innerste stasjonene like gjerne som forskjeller i sedimentlagene under membranen. Profilene ser altså ut til å åpne for en mulig diffusjonstransport gjennom tildeckingslaget. Det er imidlertid sannsynlig at de høye aktivitetene i porevannet i sedimentenes topplag først og fremst er et resultat av rekontaminering fra aktive kilder (eksempelvis aktivitet tilknyttet lossing fra skip).



Figur 26. Vertikalprofiler målt med DGT-prober i boks 3 fra Eitrheimsvågen (E1). Merk logaritmisk skala. Enhet er ng cm^{-2} .

Alternative forklaringer til det urimelige forholdet mellom de beregnede eksterne tilførslene og utlekking fra sedimentene kan være at ikke-estimert avrenning fra andre eventuelle kilder av betydning (for eksempel tette flater, tilførsler fra luft) utgjør en større andel av de eksterne tilførslene enn tilfellet var i områdene vist i **Tabell 17**. Uansett indikerer resultatene at tilførslene fra sedimentene er relativt mye viktigere i Sørfjorden enn i Oslofjorden.

6. Sammenfattende diskusjon

6.1 Usikkerhet i beregninger

Foreliggende undersøkelse har hatt som mål å beregne/skalere og sammenligne tilførsler av metaller til Sørfjorden gjennom utlekking fra sediment, avrenning fra bekker og elver, fra kommunale avløpssystem og landbaserte kilder, samt utslipp gitt i konsesjoner fra bedriftene i området. Dette innebærer å ekstrapolere målinger gjort i utvalgte prøver til bidrag fra store sedimentarealer, eller vannvolumer. Dette medfører nødvendigvis vesentlige usikkerheter, hvilket er viktig å være klar over.

Følgende eksempler illustrerer godt problemstillingen:

Avrenning fra bekker og elver. Deteksjonsgrensen for kvikksølv i vann med metoden benyttet er 1 ng L^{-1} (tilsvarende $1 \mu\text{g m}^{-3}$). Dersom det måles en konsentrasjon i elvevann på eller like over dette, vil det naturligvis være større usikkerhet forbundet med dette tallet enn med et tall som ligger langt over deteksjonsgrensen. Dersom man regner med en midlere vannføring i elven på i underkant av $32 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ vil transporten av kvikksølv i denne elven være 1 kg år^{-1} . Dette er et ikke ubetydelig tall, til tross for at utgangspunktet var en konsentrasjon som var på grensen til detekterbar. Forbundet med dette tallet ligger det i tillegg usikkerhet forbundet med variasjon i konsentrasjon over tid og variasjon i vannføring over tid.

Som tidligere nevnt skal man også være bevisst at metaller som kvantifiseres i vassdrag kan være del av en naturlig transport/kretsløp i tillegg til et eventuelt forurensningsbidrag fra for eksempel atmosfærisk deponisjon, hvor eventuelle menneskeskapt forurensninger kommer som et tillegg.

Utlekking fra sedimenter. Utlekking fra sedimenter er målt over et samlet sedimentareal på $1,5 \text{ m}^2$ (15 box cores á $0,1 \text{ m}^2$). Denne utlekkingen ekstrapoleres til en samlet utlekking fra 19 km^2 . Det er selvfølgelig romlig variasjon i sedimentkonsentrasjoner og sedimentegenskaper som påvirker utlekking som ikke er fanget opp i foreliggende undersøkelse. Sørfjorden er spesielt vanskelig på grunn av de mange punktutslippene i området, både historisk og eksisterende. Stasjonene for sedimentinnsamling er imidlertid valgt ut med tanke på å få representert de viktigste påvirkningene som har eksistert og eksisterer rundt Sørfjorden.

Det er viktig også å påpeke at Sørfjorden er en ca. 40 km lang fjord med et overflateareal på $>60 \text{ km}^2$ (og sannsynligvis et bunnareal på rundt 40 km^2 som kan betraktes som et akkumuleringsområde). Lenger nord er sedimentasjonsratene lavere (lengre avstand fra de større elvene), noe som kan bidra til mindre gradienter i metallkonsentrasjonene i sedimentene i Sørfjorden nord for Tyssedal. Dette peker i retning av at utlekking fra de store sedimentflatene utover i fjorden kan være en viktig kilde, men denne er ikke kvantifisert nord for Tyssedal og kan vanskelig gjøres noe med i form av tiltak. De høyeste utlekkingsratene for Hg i denne undersøkelsen ble observert i de dypeste områdene utenfor Tyssedal, hvilket er interessant med tanke på at det er kjent at dypvannsfisk som lange og brosme i Sørfjorden inneholder høye konsentrasjoner av kvikksølv.

Tilførsler via kommunalt nett. Det er åpenbart stor variasjon i de tilførslene som når Sørfjorden via kommunalt nett, og tilførselsberegninger for Holmen utslippspunkt er veldig usikre. I løpet av tre tilfeldige dager i 2011 varierte utslippene veldig mye i løpet av døgnet og fra dag til dag:

Pb: 0,11-40 g time⁻¹

Hg: 0,01-0,29 g time⁻¹

Zn: 5-9000 g time⁻¹

Det er også flere ikke-kvantiserte utslipp fra det kommunale nettet (Skogen, Eitrheim nord, Tyssedal). Avrenning fra deponier på land er ikke forsøkt kvantifisert. Det er dog viktig å påpeke at tallene ovenfor estimert i en periode hvor det er kjent at Boliden hadde uhelsutslipp på det kommunale nettet (se Vedlegg D).

Eksemplene ovenfor illustrerer at tallene frembragt i denne undersøkelsen ikke er «absolutte», men estimerer basert på de data det var mulig å frembringe innenfor rammen av dette prosjektet. De gir imidlertid et innblikk i omtrentlige forholdstall mellom de ulike kildene/bidragene.

6.2 Forurensning versus bakgrunn

Usikkerhetene i estimatene gjør det i enkelte tilfeller vanskelig å vurdere eventuell påvirkning utover bakgrunn (som også eksempelet ovenfor med elvetilført kvikksølv illustrerer). Konsentrasjonene av sink i elver og bekker var generelt høyere enn nivået man ofte kan påvise i upåvirkede lokaliteter. Det er derfor rimelig å konkludere at en del av sinkmengden, og muligens også enkelte andre metaller, som tilføres via elver og bekker er antropogent. Siden det er utslipp av metaller til luft, kan en ikke se bort fra at disse avsettes i nedbørfeltet og kan gi bidrag til den avrenningen som er prøvetatt. Slike vurderinger har betydning ved beregning av forurensningstilførsler til Sørfjorden via elver og bekker. I 2011 var de rapporterte utslippene av kvikksølv fra industrien i Odda til Sørfjorden på 2,3 kg. De rapporterte utslippene til luft var imidlertid høyere; 10,1 kg. Det må forventes at noe av dette deponeres i nærmiljøet og vil kunne bidra i transporten fra bekker og elver tilbake til Sørfjorden. Selv om best tilgjengelig metode (deteksjonsgrense 1 ng/L) ble benyttet for våre Hg-analyser, vil ytterligere forbedrede analysemetoder være påkrevet for å kunne avgjøre om Hg-tilførslene via elver og bekker har en vesentlig antropogen komponent.

Etter oppdrag fra Klima- og Forurensningsdirektoratet ble det i 2010 gjennomført en undersøkelse av atmosfærisk nedfall av tungmetaller rundt aktuelle industrianlegg i Norge (Steinnes et al. 2011), deriblant industrien i Odda. Undersøkelsen var basert på analyse av moseprøver innsamlet lokalt rundt hver enkelt bedrift. Tilsvarende undersøkelser ble gjennomført i 2000 og 2005. Undersøkelsen viste at det generelt mest forurensede industristedet var Mo i Rana, etterfulgt av Odda og på begge disse stedene var det liten bedring å spore siden forrige undersøkelse. Undersøkelsen pekte på at luftforurensning fra bedriftene i Odda føres i alt vesentlig i nordlig retning langs fjorden og i sørlig retning oppover dalen. Nedfallsbildet preges i særlig grad av Zn, Cd og Hg.

På den annen side bør det påpekes at vannmengden som tilføres Sørfjorden fra bekker i nærområdet tilsvarer lav vannføring, sammenlignet med elvene Opo og Tysso (se **Tabell 8**). Disse to elvene kommer henholdsvis fra Sandvinvatnet (Oddas drikkevannskilde) og Hardangervidda.

Metaller som kvantifiseres i vassdrag kan være del av en naturlig transport/kretsløp i tillegg til et eventuelt forurensningsbidrag fra antropogene kilder i nedbørsfeltet og atmosfærisk deponisjon. Noe av den mengden metaller som tilføres overflatevannet i Sørfjorden må forventes å følge dette også ut av fjorden. Kunnskapen om hydrografien i Sørfjorden er mangelfull og det er behov for en bedre forståelse av vannutskiftningen for å kvantifisere transport av metaller inn og ut av fjordsystemet. Det er nå satt i gang virksomhet som skal bringe dette et steg nærmere.

6.3 Sammenstilling av tilførsler

Bidraget fra de ulike kildene som ble undersøkt er sammenstilt i **Tabell 18**. Bidraget fra Tilløpselver/bekker inkluderer også bakgrunn.

Det fremgår av regnskapet at pågående industriutslipp utgjør en ikke ubetydelig andel. Imidlertid har Boliden tidligere påpekt at metallene knyttet til anhydrittutslippet fra aluminiumfluoridfabrikken er hardt partikkelbundet og bruker lang tid på å løse seg i vann. Dette bekreftes av våre målinger i område C, selv om konsentrasjonene i sedimentet var lave og viste at prøvene sannsynligvis var tatt utenfor influensområdet der anhydritten sedimenterer. DNV (2006) fant imidlertid til dels høye porevannskonsentrasjoner av metaller i sedimenter nært opp mot nåværende utslipp av anhydritt og påpekte muligheten for at dette kan knyttes til eksisterende utslipp av flusspat, men grunnet lav løselighet av flusspat i sjøvann vil deponiet bare i begrenset grad kunne påvirke vannkonsentrasjonene i området. I forbindelse med de fylkesvise tiltaksplanene (Skei et al. 2010) ble det argumentert for at de kjente utslippene til sjø fra Boliden, ikke alene kan forklare de høye verdiene av metaller i overflatesedimentet i Eitrheimsvågen. I henhold til DNV (2006) hersker det tvil om hvilke aktive kilder som forårsaker de høye nivåene i dette området. De påpeker at mulige kilder kan være tilførsel av partikkelbundne forurensinger med vann fra tidligere og nåværende utslipp til Sørfjorden, og forurensingen grunnet episodiske uregistrerte tilførsler fra bedriften.

I foreliggende undersøkelse ble det vist at utlekkingen av metaller i sedimentenes topplag viste generelt en gradient fra høyere utlekking innerst i havnebassenget til lavere utlekking utover i fjorden. Bly (Pb) og kopper (Cu) fulgte nøyaktig et slikt mønster. Sink (Zn) og kadmium (Cd) fulgte også dette mønsteret, men avviker med relativt høye flukser i område D (nordøst for Eitrheimsneset). Alle disse fire metallene var anrikt i overflatesedimentet fra område D. Det faktum at bare Cd og Zn viste øket utlekking indikerer at Cu og Pb i dette området er relativt sterkt bundet til sedimentene. Kvikksølv avviker ved at høyeste fluks ble funnet ytterst i fjorden (område E) og en litt høyere utlekking i område D sammenlignet med område C.

Det er interessant at høye Hg-flukser ble målt i de dype områdene lenger nord, noe som kan tyde på et ikke ubetydelig bidrag fra sedimenter også utenfor området som her er undersøkt. Det ble analysert en sedimentkjerne utenfor Børve i 2007 som viste forhøyede

konsentrasjoner i de øvre 5 cm (konsentrasjonsmaksimum ved 5 cm sedimentdyp, avsatt på midten av 1980-tallet). Det er kjent at dypvannsfisk som lange og brosme i dette området inneholder høye konsentrasjoner av kvikksølv, sammenlignet med de samme artene i andre områder (Beylich og Ruus, 2011).

Når det gjelder biota i fjorden, viser resultatene tydelig at metaller er biotilgjengelige og at organismer dermed er eksponert. Kvikksølv er dessuten et metall som viser anrikning i næringskjeden (biomagnifisering), hvilket sannsynligvis forklarer høye konsentrasjoner i fisk fra området. Det er særlig metylkvikksølv som akkumulerer i fisk. Metylering av kvikksølv foregår f.eks. i sedimenter v.h.a. mikroorganismer.

Utlekking av Cu, Pb og Zn fra sedimentene var, som vist i tabellen under, ofte i samme størrelsesorden som tilførslene via avrenning fra elver, bekker og tilførsler via kommunalt nett, og utlekkningen av kadmium var større enn de samlede tilførslene. Denne situasjonen kan ikke vedvare (ikke steady state) fordi det da ikke vil være kadmium igjen i sedimentene. Hvis det likevel skulle være et riktig bilde av situasjonen i Sørfjorden peker det i retning av at man er inne i en historisk epoke der utlekking fra historiske avsetninger er en dominerende tilførsel

Tabell 18. Tilførsler av metaller til Sørfjorden (kg år^{-1}) fra de ulike kildene inkludert i foreliggende undersøkelse.

	Hg	Cd	Cu	Pb	Zn
Tilløpselver/bekker ¹	3,3	24	394	218	6910
Tilførsler via kommunalt nett ²	0,2	3,1	11	14	1638
Industriutslipp ³	2,7	37	286	3968	9754
Utlekking sedimenter ⁴	0,3	143	94	253	5947

¹ Tilførsler fra tilløpselver/bekker inkluderer naturlig bakgrunn. Metaller som kvantifiseres kan være del av en naturlig transport/kretsløp i tillegg til eventuelle forurensningsbidrag fra antropogene kilder i nedbørfeltet eller atmosfærisk deposisjon. Noe av mengden metaller som tilføres overflatevannet i Sørfjorden må forventes å følge dette også ut av fjorden. Kunnskapen om videre transport av metaller i Sørfjordens vannmasser er mangelfull.

² Tilførsler via kommunalt nett inkluderer her spillvann fra Boliden som i 2010 og 2011 ga et stort påslag av metaller mellom Almerket pumpestasjon og utslippet ved Holmen.

³ Boliden har tidligere påpekt at metallene knyttet til anhydrittutslippet fra aluminiumfluoridfabrikken er hardt partikkelbundet og bruker lang tid på å løse seg i vann. Dette bekreftes også av våre målinger av utlekking fra prøvene innsamlet nær dette utslippet. Tallene for bly er dessuten atypisk høye, knyttet til råvaren i 2010. Tilsvarende tall (Pb) for eksempelvis årene 2008, 2009 og 2011 er ca. 15 % av dette.

⁴ Estimatenes representerer utlekking fra sedimentarealer i indre deler av Sørfjorden. Nordligste og dypeste målepunkt (utenfor Tyssedal) indikerte at de store sedimentflatene utover i fjorden kan være en viktig kilde til kvikksølv i dypvannsfisk fanget i dette området.

til fjordens vannmasser. Dette er en annen situasjon enn det man tidligere har observert, f.eks. fra Oslofjorden, hvor utlekkningen utgjorde en liten andel av sedimentasjonen slik at hovedmengden av metallene kunne innlagres i sedimentene. Alternative forklaringer til det vi observerer i Sørfjorden kan være ukvantifisert avrenning fra tette flater og tilførsler fra luft, eventuelt fra andre ikke-kuantifiserte kilder. Uansett indikerer resultatene at tilførslene fra sedimentene er relativt mye viktigere i Sørfjorden enn f.eks. i Oslofjorden.

6.4 Konklusjoner

- Usikkerhet i tilførslene via det kommunale nettet, skyldes bl.a. at det i måleperioden var et stort påslag av metaller på nettet mellom Almerket pumpestasjon og utslippet ved Holmen. Boliden har estimert påslag av sink og kadmium som følge av tilførsel via spillvann fra bedriften i deler av 2010 og 2011.
- Resultatene fra bekker og elver viste vannkvalitet tilsvarende klasse III («moderat») som følge av forhøyet konsentrasjon av sink både i Opo og Tyssø. Et par mindre bekker ga tilstandsklasse IV-V (Dårlig-Svært dårlig) på grunnlag av konsentrasjonene av sink, og hadde i tillegg noe forhøyede nivå av bly, kadmium, kopper og kvikksølv.
- For øvrig ble det ikke funnet unormalt høye konsentrasjoner av metaller i de volummessig viktige vannveiene. Undersøkelsen er imidlertid kun et øyeblikksbilde, da det ikke har vært noen gjentatte prøvetakinger over tid.
- Utslipp fra industrien er hovedtilførsel for bly, sink og kadmium til Sørfjorden.
- Tilførsler via elver og bekker er største kilde til kopper og kvikksølv.
- Konsentrasjonene av Hg var nær deteksjonsgrensen i de fleste ferskvannstilførslene og det er behov for ytterligere forbedrede metoder (deteksjonsgrense ned mot 0,1 ng/L) for å avklare hvorvidt antropogene kilder er viktig i forhold til denne Hg-tilførselen.
- Tilførsler fra sedimentene avhenger i stor grad av hvor store arealer det regnes med. For kvikksølv, kopper, bly og sink tilsvarte utlekking fra sedimentene 5-28% av de totale tilførslene fra land. Disse metallene er løst i sjøvannet og derfor mer biotilgjengelige enn tilførslene fra land som i større grad omfatter partikulære faser og metaller som felles ut når saltholdigheten øker i blandsonen mellom ferskvann og sjøvann.
- Utlekking fra sedimentene var størst i Eitrheimsvågen, men bidraget til total utlekking var lite fordi området med høy utlekking ble antatt å være lite.
- For kadmium, kopper, bly og sink kom de største bidragene fra Havnebassenget sør for Eitrheimsneset. I tillegg kommer et vesentlig bidrag av sink og kadmium fra området nordøst for Eitrheimsneset.
- For kvikksølv var utlekkingen størst fra dypområdene utenfor Tyssedal. Dette er interessant i forhold til de forhøyede nivåene av Hg som observeres i dypvannsfisk fra Sørfjorden.
- Indikasjoner på utlekking ved diffusjon gjennom porevannet fra gamle, metallanrikede sedimentlag ble bare funnet i Eitrheimsvågen og kan skyldes spesielle forhold tilknyttet konstruksjonen av tildekkingslaget.
- Bioturbasjon kan være en viktig årsak til at det fortsatt er høy utlekking av sink og kadmium fra område der det tidligere var store utslipp av jarositt.
- Sammenlignet med budsjetter utarbeidet for tiltaksområder i Oslo havn var store bidrag fra industrien og høy utlekking fra sedimentene karakteristisk for Sørfjorden.
- Utlekkingen av kadmium fra sedimentene var høyere enn de samlede tilførslene fra land. En slik situasjon kan ikke opprettholdes over tid og skyldes mest sannsynlig underestimerte eller ikke identifiserte tilførsler (f.eks. avrenning fra tette flater, direkte tilførsel fra luft til vann).
- Undersøkelsen støtter konklusjonen fra fylkesvise tiltaksplaner om at det per i dag ikke kan sies å være tilstrekkelig kildekontroll for å gå i gang med sedimenttiltak.

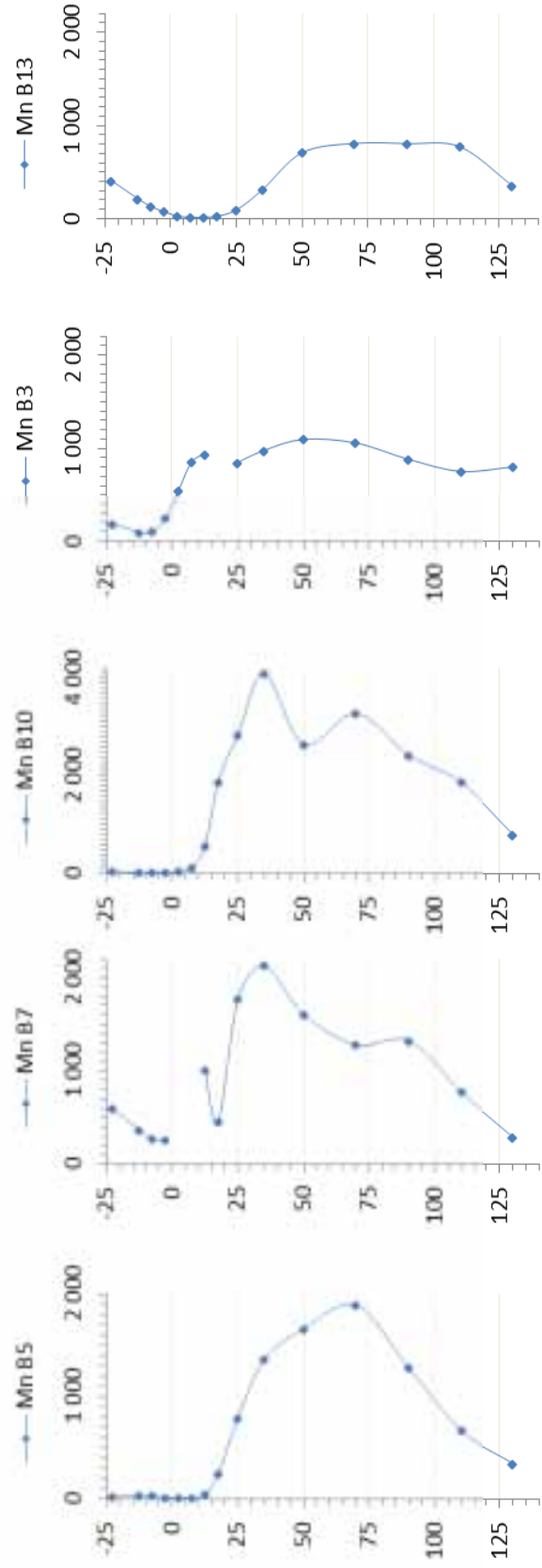
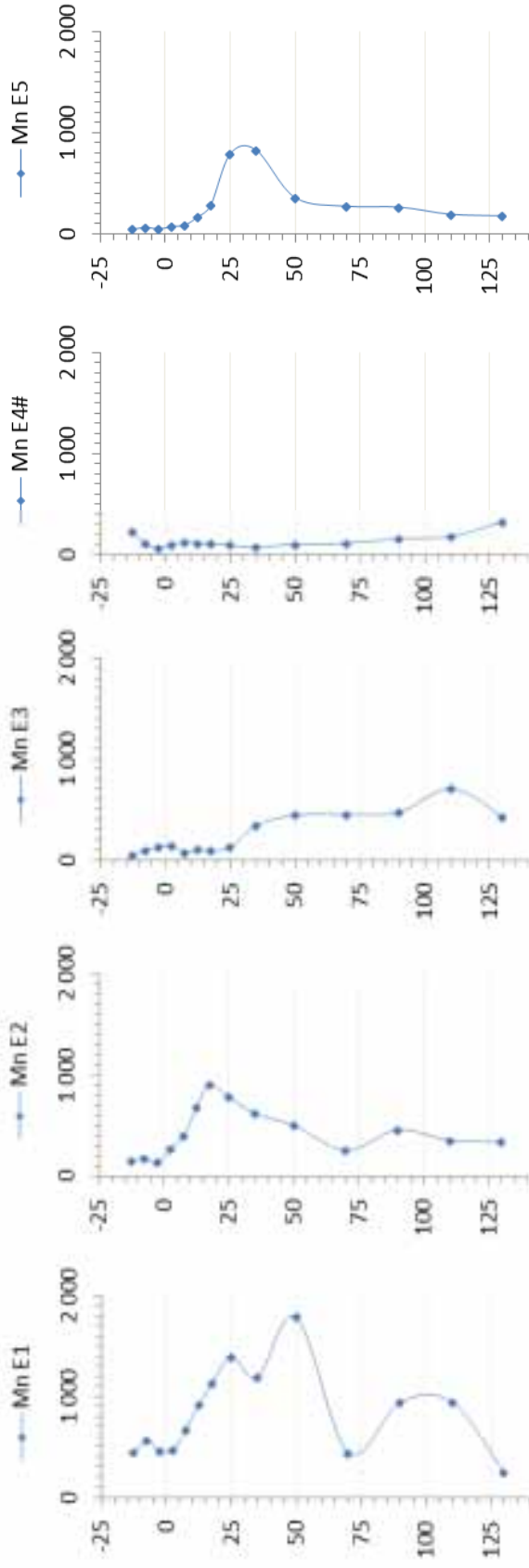
7. Referanser

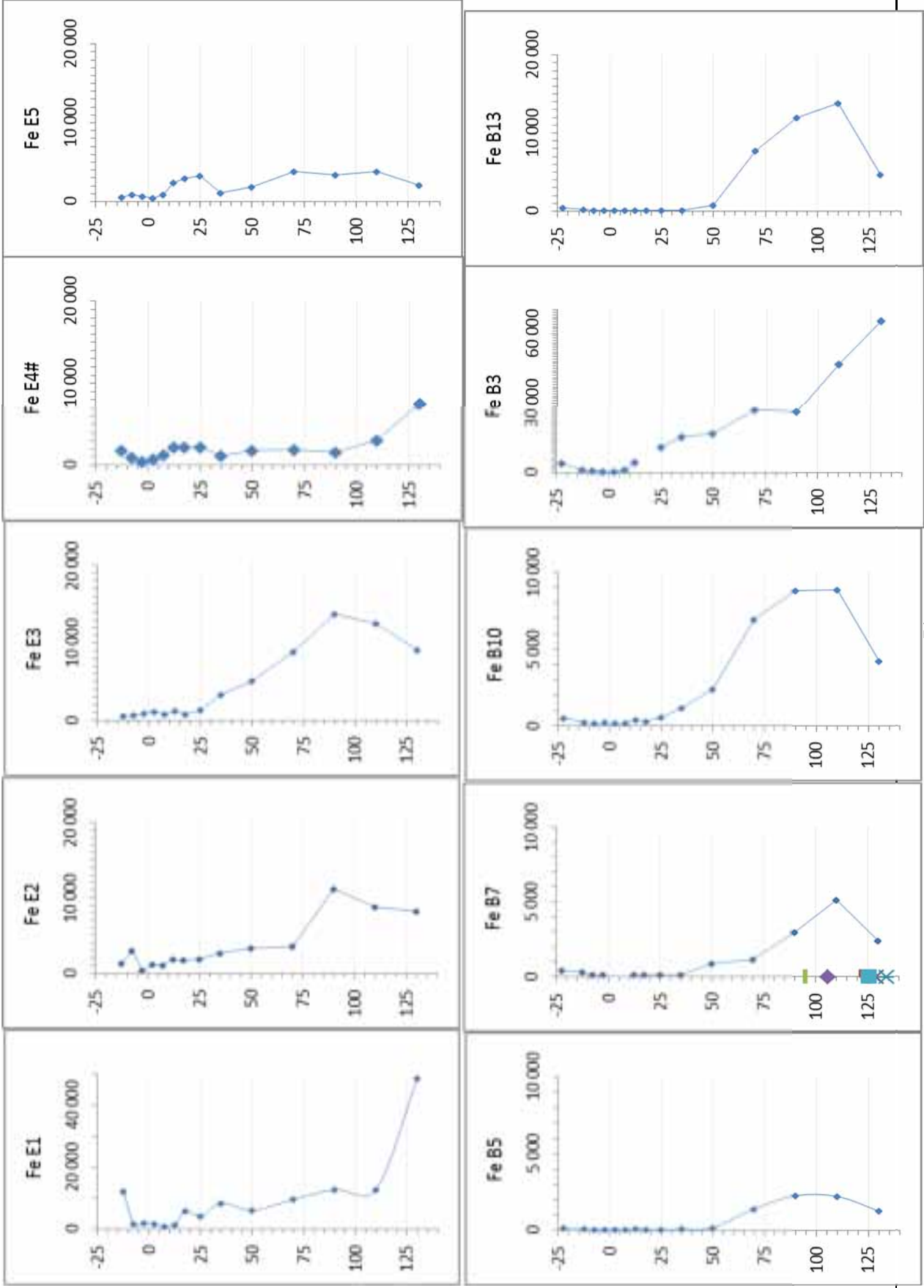
- Asplan Viak (2012) *Personlig kommunikasjon med epost* available: [accessed].
- Beylich, B., Ruus, A. 2011. Overvåking av miljøgifter i dypvannsfisk. NIVA-rapport 6256-2011. 67 s.
- DNV. 2006. Miljøundersøkelser av metaller og fluorid I indre del av Sør fjorden 2006. DNV-rapport nr. 2006-0490
- DNV. 2009. Uavhengig vurdering av tiltaksplan for forurensede sedimenter i Sør fjorden. DNV-rapport nr. 2009-0848.
- Henriksen, H. and Jæger, Ø. (1992) *Grunnvann i Odda kommune*, Trondheim: Norges geologiske undersøkelse 92.138.
- Jartun, M., Volden, T. and Alexander, J. (2006) *Jordforurensning i Odda*, Trondheim: Norges geologiske undersøkelse 2006.023.
- Klif, 2007. Risikovurdering av forurenset sediment. TA2230, 64 pp.
- NGU (2012) 'Berggrunn', [online], available: <http://geo.ngu.no/kart/berggrunn/> [accessed 2012 9.3.] Norges geologiske undersøkelse.
- NVE (2012) 'Avrenning', [online], available: <http://atlas.nve.no/ge/Viewer.aspx?Site=NVEAtlas> [accessed 2012 13.3.] *Norges vassdrags- og energidirektorat*.
- Schaanning, M., Aanes K.J., Røyset, O., 2005. Clark Island Sediment Remediation -Effects of a granular cap on metal fluxes. NIVA report 5096-05. 37 pp.
- Schaanning, M.T., 1999. Oksygenforbruk i tilknytning til utslipp av filterkake fra Odda Smelteverk AS. Fase 1 – nitrogenforbindelser i sedimenter og porevann. NIVA-rapport SNR 3999-99, 22pp.
- Schaanning, M.T., A. Helland, O. Lindholm, H.C. Nilsson, C. Vogelsang, 2006. Miljøgiftregnskap for tiltaksområder i Oslo Havn. NIVA rapport 5154-2006. 39s.
- Skei, J., Ruus A., Nilsson H., Helland A., Maage A. 2010. Tiltaksplan for forurensede sedimenter i Sør fjorden (fase 2). NIVA-rapport 6003-2010. 64s
- Skei, J.M., Price, N.B., Calvert, S.E., Holtedahl, H. 1972. The distribution of heavy metals in sediments of the Sør fjord, West Norway. *Water Air and Soil Pollution* 1, 452–461.
- Steinnes, E., Uggerud, H.T., Pfaffhuber, K.A. 2011. Nedfall av tungmetaller rundt norske industrier studert ved analyse av mose: Undersøkelse 2010. Statlig program for forurensningsovervåking rapport nr. 1110/2011, TA-2860/2011. 69 s.
- Storaas, R., Skei, J. 1996. Ei miljøhistorie fra Sør fjorden. Vestnorsk Industristadmuseum.
- Sørland, S-T., Norconsult (2011) *Forureninger registrert i Almerket pumpestasjon – gjennomgang og vurdering av omfang av mulige kilder. Notat 2011-10-12 til Odda kommune*.
- Sørland, S-T., Norconsult (2012) *Personlig kommunikasjon med epost* available: [accessed].

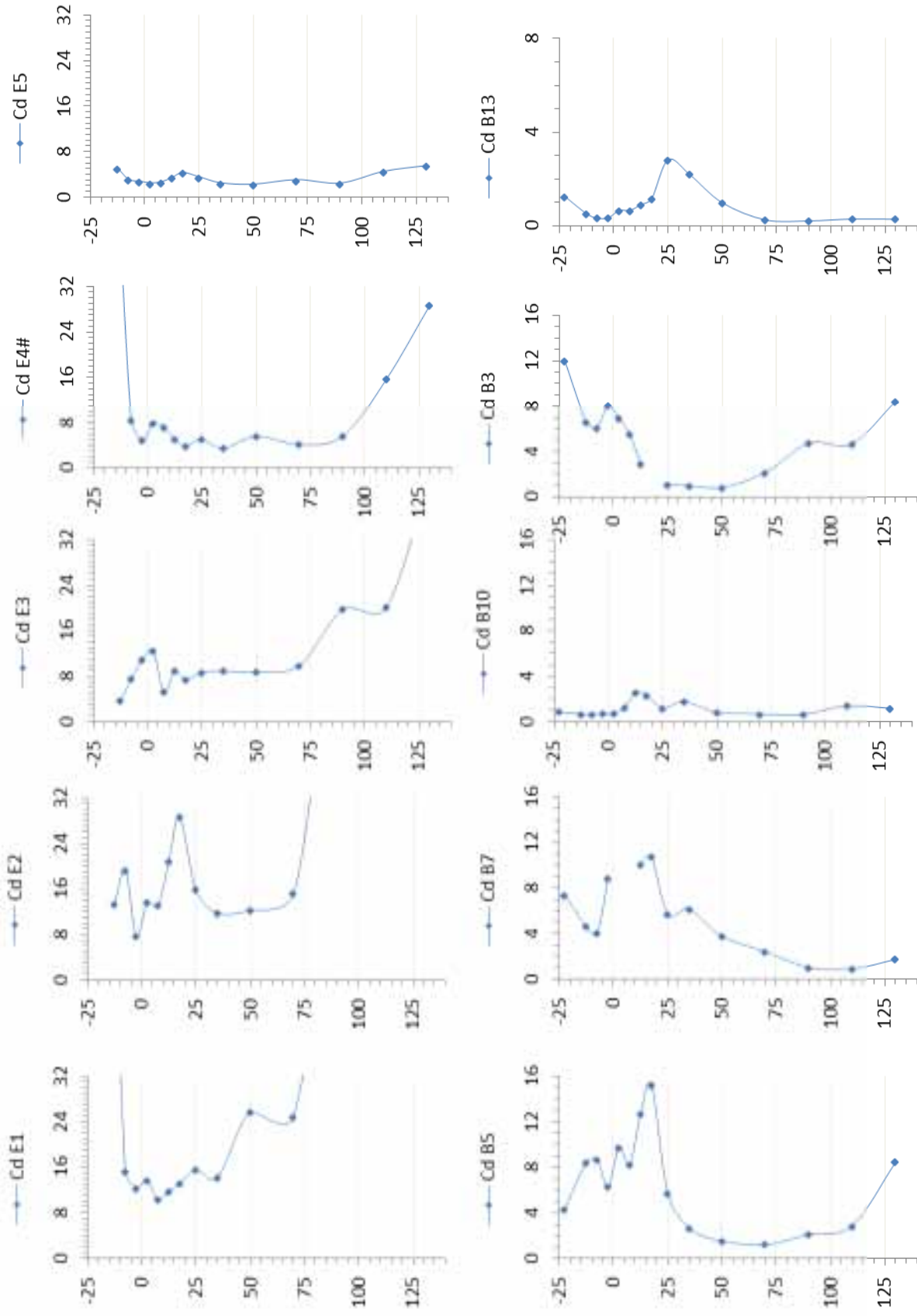
Vedlegg A. Analyseresultater for prøver tatt av bekker og elver 5. – 6.6.2012

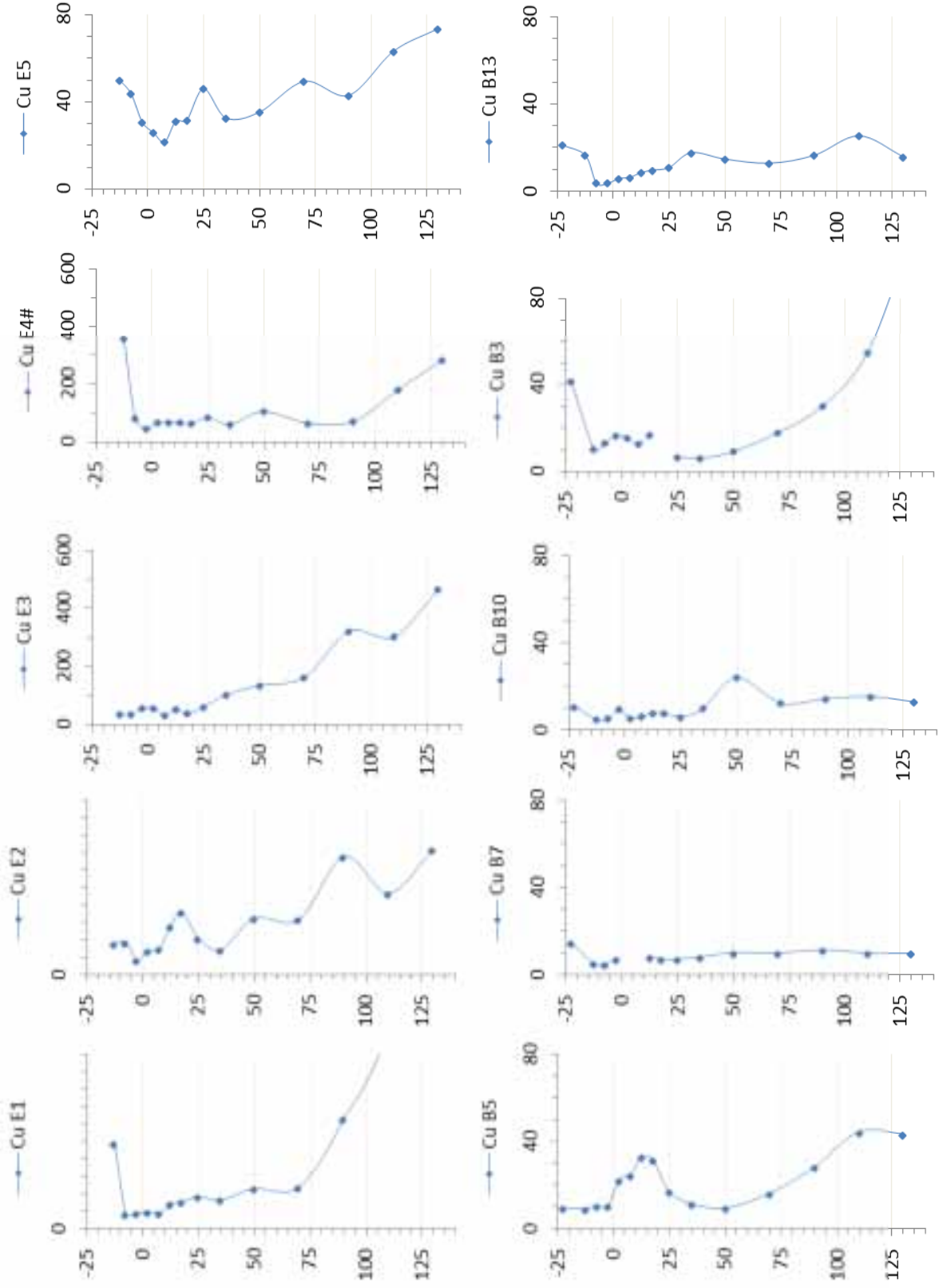
Lok.	pH	KOND	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
		mS/m	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	ng/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l
Tysso øverst	6,75	1,45	0,05	0,020	0,020	<0,1	<0,01	<10	1	0,50	0,25	0,033	3,18
Tysso nederst	6,75	1,68	0,05	0,010	0,010	<0,1	<0,01	<10	2	0,37	0,22	0,043	2,82
Tysso nederst filtr			<0,05	0,010	0,010	<0,1	<0,01	<10		0,21	0,22	0,022	3,48
Slevåni	6,66	1,50	<0,05	0,010	0,020	<0,1	<0,01	<10	1	0,48	0,07	0,023	2,38
Bekk under Furetinden	7,04	2,76	0,20	0,010	0,028	<0,1	0,302	44	2	0,76	<0,05	0,032	1,10
Bekk under Selstinden	7,42	6,36	0,32	0,042	0,026	0,1	0,339	20	2	0,53	0,07	0,054	4,88
Opo	6,66	1,68	0,07	0,010	0,044	0,1	0,280	39	1	2,83	0,20	0,130	2,99
Opo filtr.			0,06	0,020	0,033	<0,1	0,270	<10		2,00	0,20	0,043	3,37
Freimselva ved utløp	6,64	1,79	0,05	0,029	0,029	<0,1	0,230	<10	2	0,53	0,20	0,100	5,09
Freimselva øverst	6,58	1,74	<0,05	0,031	0,037	<0,1	0,250	<10	2	0,78	0,20	0,067	5,21
Eitrheimselva nederst	6,44	1,91	<0,05	0,010	0,053	<0,1	0,315	36	2	0,85	0,27	0,029	2,87
Eitrheimselva nederst filtr			<0,05	0,010	0,034	0,1	0,260	<10		0,32	0,24	0,009	2,64
Eitrheimselva øverst	6,39	1,90	<0,05	0,010	0,037	<0,1	0,518	20	2	0,58	0,20	0,028	2,40
Kulvert	7,05	4,38	0,31	0,054	0,029	0,2	0,230	30	2	0,59	0,06	0,061	11,7
Rindaskreda	7,10	3,65	0,08	0,094	0,040	0,1	0,479	<10	3	0,65	0,20	0,093	36,8
Utløp Sandvinvatnet	6,53	1,67	0,05	0,010	0,047	<0,1	0,240	36	2	2,74	0,20	0,089	3,19
Bekk fra Klungersete	6,32	1,40	<0,05	0,225	0,047	<0,1	0,577	10	5	0,36	0,20	0,120	68,1
Tokheimselva nederst	6,54	2,06	<0,05	0,020	0,025	<0,1	0,250	30	2	0,98	0,20	0,092	3,49
Tokheimselva ved Stølsvn.	6,57	2,06	<0,05	0,010	0,028	<0,1	0,200	30	2	1,10	0,20	0,110	3,14
Slevebekken	6,28	1,13	<0,05	0,031	0,010	<0,1	0,150	<10	2	0,67	0,10	0,054	8,44

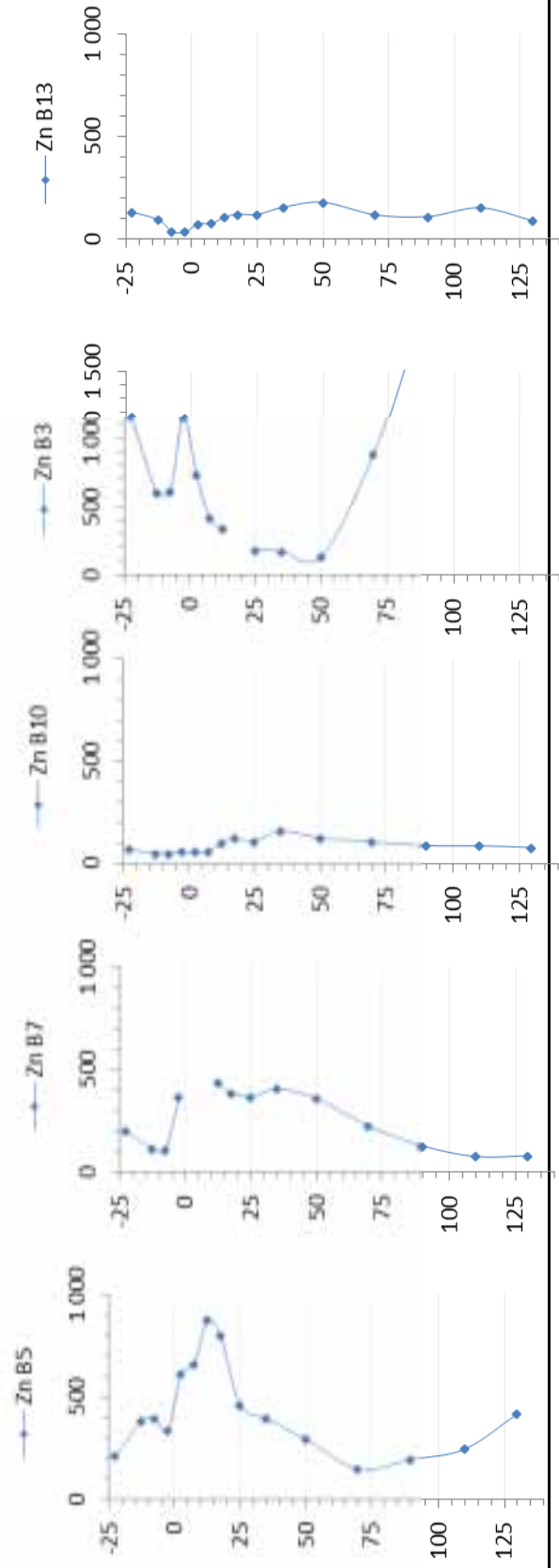
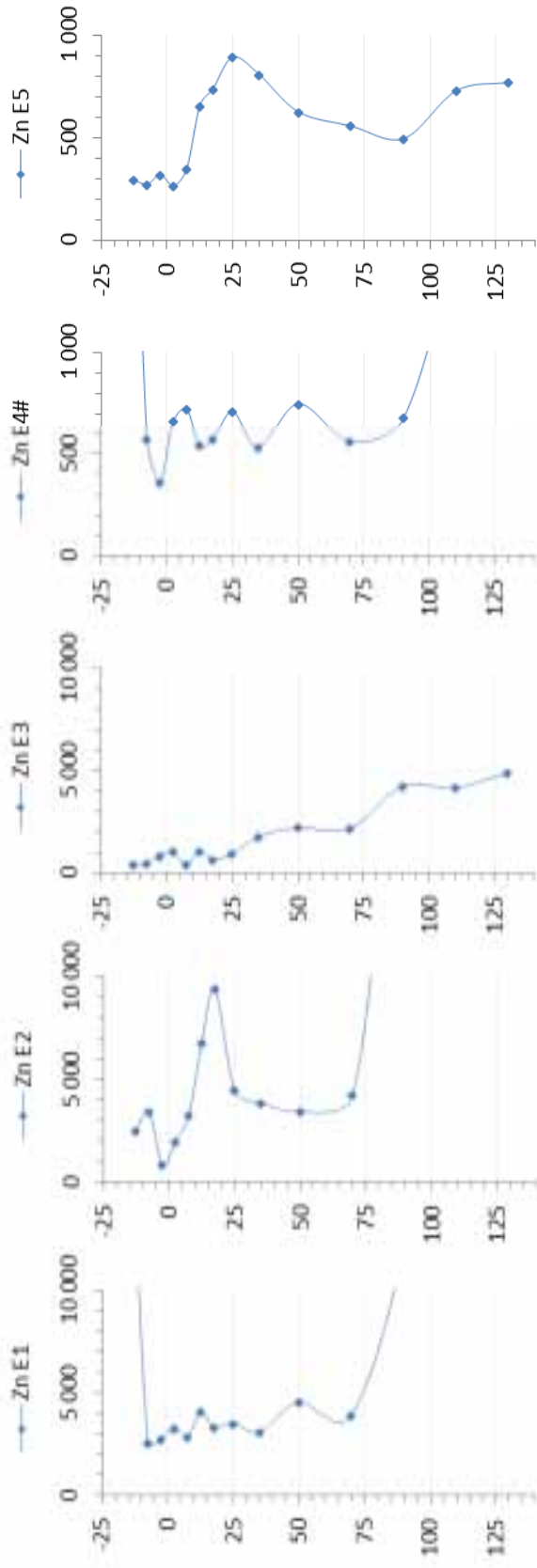
Vedlegg B. DGT-profiler

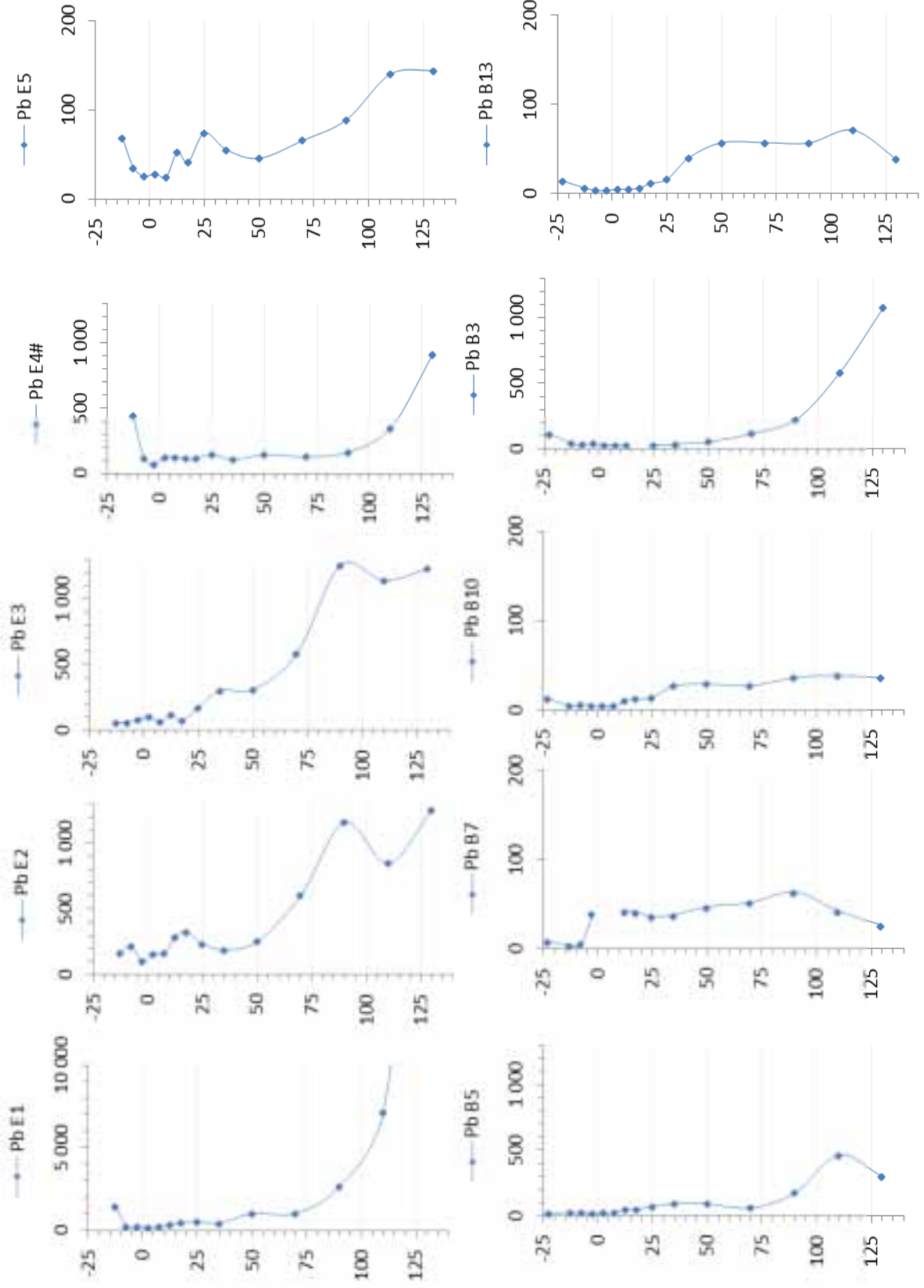












Vedlegg C. Passiv prøvetaking av metall ioner i vann med DGT-teknologi

Oddvar Røyset

NIVA chemistry, NIVA Oslo, Brekkevn 19, PO Box 173 Kjelsaas 0411, OSLO, Norway.

Tel +47 22 185100, Fax +47 22 185200, Email: Oddvar.Roeyset@niva.no.

Det første gjennombruddet for DGT prøvetakeren (Diffusive Gradients in Thin Films) ble beskrevet av Zhang og Davison i en publikasjon i Nature 1994 (Davison and Zhang 1994 and 1995). DGT var den første virkelige passive prøvetaker for metall ioner i vann basert på opptak via diffusjon. På grunn av den presise geometrien og membraner med unike hydrofile og vanngjennomtrengelige egenskaper, kan opptaket beregnes ganske nøyaktig utfra de kjente fysiske diffusjonsegenskaper til metall ioner i vann samt de hydrodynamiske formlene for diffusjon over membranen i prøvetakeren. Prøvetakeren var spesielt interessant fordi den fanget opp alle tungmetallene av miljøinteresse (Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, Co) samt andre viktige metaller som Fe, Mn, Al mfl samt en rekke andre to og tre-verdige metallioner. DGT prøvetakeren har fått bred anvendelse og har hatt en formidabel utvikling innen miljøforskning. Per 2012 er mer en 500 applikasjoner beskrevet i faglitteraturen. NIVA var den første til å ta den i bruk i Norge i 2001, og har siden den gang vært en ledende nasjonal og internasjonal aktør i utviklingen av metoder og anvendelser av DGTen, se publikasjoner av Røyset, Garmo et al fra 2002 til 2004.

DGTene kommer i 2 versjoner, en for prøvetaking av ioner i vann, og en for oppamling av metall ioner fra porevannet i sediment profiler. Det er den siste, DGT&-proben, som benyttes her. Se Figur som viser forskjell mellom de 2. DGT proben har et prøvetakingsvindu som er ca 150 mm langt. Ytterst i vinduet ligger en beskyttende filter-membran, deretter en diffusjons-membran, og innerst adsorbenten som fanger opp ionene som diffunderer gjennom adsorbent. Prøvetakeren med hele vinduet settes ned i toppen av sedimentet, slik at hele vinduet er eksponert for porevann. Vanligvis benyttes en prøvetakingstid på 24 timer, noe som medfører at DGT'en «tømmer» porevannet for ioner. Etter eksponering tas prøvetaker opp, vinduet vaskes for eksternt sediment smuss, og pakkes i tette plastposer for transport tilbake til laboratoriet. Der fjernes filter og membran og adsorbenten i DGT-vinduet, deles opp i snitt på ønsket dybde. Vanligvis er 5 mm snitt ønskelig i toppen av profilet, mens man tar 10 mm dype snitt lenger ned i profilet, der det forventes mindre endringer i porevannskonsentrasjon.

De enkelte adsorbent snitt overføres til syrevaskede plast plastr, metallene ekstraheres med konsentrert salpetersyre, og fortynnes til ønsket volum. Da er prøvene klargjort for metall analyse. Dette gjøres ved NIVA med ICPMS, som er den mest følsomme analyseteknikk for metaller i denne type prøver. Analysemetoden som benyttes er en analog av en tilsvarende metode som er akkreditert for analyse av metaller i vann og sedimenter.

NIVAs prøvetakings verktøykasse med passive prøvetakere og andre fraksjoneringsverktøy

Bildet viser NIVAs verktøykasse med prøvetakere for fraksjonering av metaller i vann og sedimenter. Prøvetakerne er fra venstre :

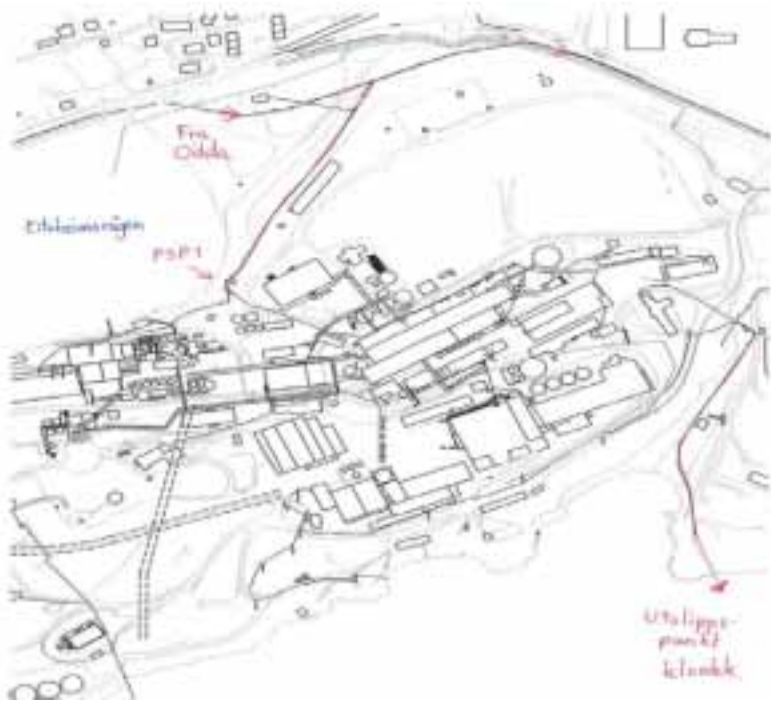
- 1) To vanlige DGT prøvetakere
- 2) SCF (size charge) prøvetaker
- 3) SCF prøvetaker med filter og prøvetakingsprøyte
- 4) Porevanns separator
- 5) DGT sediment probe som benyttes i dette arbeid



Litteraturreferanser

- Davison, W. and Zhang, H. (1994) In situ speciation measurements of trace components in natural waters using thin-film gels. *Nature*, 1994, 367, 546-548.
- Davison, W, Fones, G., Harper, M., Teasdale, P. and Zhang, H. (2000). In situ environmental measurements using dialysis, DET and DGT, in *In Situ Monitoring of Aquatic System - chemical analysis and speciation*, Buffle, J. and Horvai, G (Eds.), IUPAC, John Wiley & Sons Ltd.
- Garmo, Ø. (2002). Laboratoriestudium av teknikken diffusive gradients in thin films for bestemmelse av frie ioner og labile spesier., Cand. scient. thesis, Dep of Chemistry, NTNU, Trondheim.
- Garmo, Ø, Røyset, O, Steinnes, E, Flaten TP ((2002), Performance study of diffusive gradients in thin films for 50 elements using ICPMS, *Anal Chem*, 2003, 75, 3573-3580
- Røyset, O (2002) Study of DGTs in seawater during the BECPELAG campaign 2001, SETOC special publication, in review 2003.
- Thornhill M, Kleiv R, Sandvik K, Iversen E*, Røyset O*, Lydersen E*, "Development of model tools for subaqueous tailing deposits of sulphide mines", NFR/PROFO, 2003, Dep. Geol. Min. Res. Eng., NTNU, Trondheim and *) NIVA Oslo.
- Aatland A, Kroglund F, Røyset O, Garmo O (2003) Reducing iron gill stress by silicate treatment in salmonids, NIVA report 2003.
- Røyset O, Garmo, Ø, Rosseland, BO, Kristensen T, Kroglund F(2004) DGT predicts stress for toxic aluminium in trout, Submitted to *Environ Sci Technology* 2004.

Vedlegg D. Notat fra Boliden til Klif 30.9.2011



Kort intervall mellom utskiftning av pumpe i kloakkpumpekum PSP1 gjorde at en ble oppmerksom på kontaminering av spillvannet fra Boliden Odda Sinkverket. Det ble tatt prøver i spillvannspumpekummen og disse viste forhøyde verdier av Zn. Spillvannet fra Boliden Odda As blir pumpet til sjø via kommunen sitt spillvannsutslipp på østsiden av Eitrheimsvågen (Holmen). Selve utslippspunktet er på dypt vann midt i fjorden (Lindenes)

Så snart en ble oppmerksom på dette ble utslippet stoppet ved at en pumpet spillvannet inn i overvannsystemet ved bedriften. Dette ble gjort den 10.08.2011

Det ble iverksatt "leteaksjon" ved at det ble tatt ut prøver i systemet som ledet til PSP1. Hovedårsaken viste seg å være en sluk i Elektrolysehall Serie 4 som var koblet inn på feil avløpssystem. Denne sluken er dokumentert installert 30.03.2010 (arbeidsordre i Maximo)

I tillegg fant vi en kum i systemet som hadde en mindre lekkasje inn fra grunnen. Analyser fra denne kummen viste forhøyede verdier av Cd. Hvor lenge denne lekkasjen har vært vet vi ikke. Av den grunn beregner vi et utslipp av Cd til sjø på samme måte som vi beregner utslipp av Zn til sjø. I og med at vi ikke vet hvor lenge denne lekkasjen har vært tar vi kun med 2011 i denne sammenhengen.

Det ble lagt inn avvik i DK delta. Kommisjonmøte ble avholdt og nødvendige tiltak iverksatt.

Ved hjelp av analyser tatt i kommunen sin kum på Holmen har vi kommet frem til følgende utslippsmengder som har gått til sjø i perioden fra og med april 2010 frem til utslippet ble stanset den 10.08.2011.

2010	April - desember	1615	Kg Zn
2011	Januar - august	1315	Kg Zn

I tillegg kommer et utslipp av Cd på 2 kg i 2011

Utslipet blir lagt til det totale utslippet av Zn til sjø for 2010 og 2011 fra Boliden Odda Sinkverket.

For 2010 betyr det at det totale utslippet av Zn til sjø fra Boliden Odda As Sinkverket blir endret fra 1802 kg til 3417 kg.

For 2011 vil utslippet av Zn og Cd bli lagt til totalutslippet for året.

Tiltak som er utført ved bedriften for å unngå lignende hendelser i fremtiden:

Rotårsaksanalyse er utført, kommisjonmøte er avholdt,. Fast ukentlig prøvetaking/ analyse av spillvann i spillvannskum PSP1 er innført. Årlig risikovurdering som inkluderer gjennomgang og befaring av spillvannsnettet vil bli en del av det forebyggende arbeidet.

Fokus på risikoanalyse ved påkobling av rørledninger i avdelingene.

Legger ved et regneark som viser beregning av utslipp. Det vil være knyttet usikkerhet til utslippstallet da vi har få analyser. Utslipet vil og variere i løpet av døgnet .

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