

Studie av metaller i sedimentprofiler i området indre Trondheimsfjord.

Beate Børset

Lektorutdanning med master i realfag

Innlevert: Juni 2012

Hovedveileder: Øyvind Mikkelsen, IKJ

Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet
Institutt for kjemi

Forord

Arbeidet med masteroppgaven har vært en langvarig prosess, med mye arbeid og litteratursøking. Gjennom dette halvåret har jeg mottatt mye hjelp og støtte, som har gjort at jeg kom i mål til slutt. Jeg vil først og fremst takke Øyvind Mikkelsen for utlån av bil, hjelp med prøvetaking og prosessen med å skrive oppgaven. For arbeidet med ICP-MS analysen vil jeg takke Syverin Lierhagen som har vært til stor hjelp. Andre viktige personer å takke i forbindelse med teori i oppgaven er Silje Salomonsen ved Trondheim kommune, samt Rolf Tore Ottesen og Ola Sæthre ved NGU.

I tillegg vil jeg takke de folkene som har vært rundt meg gjennom arbeidet med oppgaven, både studenter på Gløshaugen, venner og familie. En ekstra takk rettes til May Børset og Marius Sæther Flå for korrekturlesing av denne oppgaven.

Trondheim. Juni. 2012.

Beate Børset

Sammendrag

Kystområdet er en viktig sone der produksjon av viktige næringsstoffer finner sted, og det er derfor viktig at disse områdene er så rene som mulig. Kystsonen er også en høyproduktiv sone for mat, og er et viktig område i forhold til rekreasjon og byutvikling. Kystsonen kan lett eksponeres for forurensninger noe som kan få konsekvenser for dyre- og plantelivet der, som igjen vil være en konsekvens for oss mennesker. Det er derfor viktig å undersøke hvordan forholdene er i kystområdet, og det er derfor masteroppgaven handler om akkurat dette. Både metaller i sedimenter og i vannfase over sedimentene ble undersøkt. Sedimentene ble undersøkt på grunn av at mange miljøgifter, deriblant metaller, har en tendens til å akkumulere i sedimentfasen. Det vil da dannes forurensede bunnsedimenter, og de er i følge Statens forurensningstilsyn (2000) et av vårt største gjenværende lokale og nasjonale miljøproblem. Dette er på grunn av at sedimentene kan spres, noe som kan føre til frigjøring av forurensede stoffer fra potensielle reservoar. Undersøkelsene i vann ble gjort med tanke på karakterisering av miljøstatus og for studie av metaller biotilgjengelighet. Kartleggingsområdet for oppgaven er Indre Trondheimsfjord, nærmere bestemt Ilsvika/Fagervika.

I forbindelse med kartleggingen av sedimenter ble sedimentprøvene frysetørket og nedbrutt av UltraClave før de ble analysert med ICP-MS. Deretter ble resultatene fremstilt i dybdeprofiler og kartframstillinger. Funnene som ble gjort ble så diskutert opp mot EUs grenseverdier for metaller, for deretter å bli vurdert ut fra et helse/miljømessig perspektiv. Sedimentprøvene ble innhentet i september 2011. Biotilgjengelighet av metaller ble sjekket ved å bruke passive prøvetakere (Diffusive Gradient Thin films). DGT prøvetakere ble plassert ved havbunnen på seks prøvepunkter i Ilsvika. Når DGT prøvetakerne var tatt opp ble det foretatt en videre analyse med ICP-MS. Prøvetakingen med DGT ble gjort i løpet av februar 2012. Det ble til sammen tatt 138 sedimentprøver og 19 vannprøver, som danner grunnlaget for resultatet og diskusjonen i oppgaven.

Resultatene fra sedimentprøvene viste høye metallkonsentrasjoner. De metallene som utmerket seg spesielt var arsen, bly, kadmium, kobber og sink, der en del konsentrasjoner av sedimentlag lå innen tilstandsklassene IV (dårlig) og V (svært dårlig). De høye verdiene av metaller skyldes i hovedsak utslippet av malmen fra Killingdal Gruveselskap. Dette

underbygges av korrelasjonsanalysene, der både sink og kobber, sink og bly, kobber og bly, kadmium og sink, og bly og arsen korrelerte bra. Ved å se på den prosentvise fordelingen av sink, kobber og bly i malmen fra Killingdal, ser man også her at sammensetningen av metallene i sedimentene passer godt overens med denne fordelingen. De høyeste konsentrasjonene av metaller ble funnet ved land og ved dypere områder, som i kanalen som er dannet i Ilsvika.

I resultatene fra DGT prøvetakerne som lå i vannfasen rett over sedimentene, kom det fram at det var metallene kobber, sink og nikkel som utgjorde en trussel for det akvatiske livet. Det skyldes nok også Killingdals avfallsmasser, siden det var disse metallene det var mest av. Det ble funnet høyest verdier av kobber og sink, med verdier inne tilstandsklasse V (svært dårlig). Siden det er gjort undersøkelser som viser at det per i dag ikke er mye forurensning fra Killingdal Gruveselskap etter oppryddingen, tyder dette på at konsentrasjonene av metaller som er funnet ved DGT i hovedsak kommer fra spredning fra sedimentene eller andre lokale kilder. Den planlagte oppryddingen på området bør derfor settes i gang så raskt som mulig, før de forurensede sedimentene spres mer enn de allerede er gjort.

Summary

The coastal area is an important zone where the production of essential nutrients takes place, and thus it is important that these areas are as clean as possible. The coastal zone is also a highly productive zone for food, and is an important area in terms of recreation and urban development. The area can easily be exposed to contaminants, which can have consequences for animal and plant life there, which again can lead to consequences for human beings. It is therefore important to examine how the conditions are in the coastal area, and that is the reason why my theme is what it is. Metals have been examined both in sediments and in the water phase. The sediments were studied because many pollutants, including metals, tend to accumulate in the sediment phase. It will then form contaminated sediments, which is one of our largest remaining local and national environmental problem according to Statens forurensningstilsyn (2000). This is because the sediments can be spread, which can lead to the release of pollutants from potential reservoirs. The studies in water were made with regards to the characterization of environmental status and the study of the bioavailability of metal. The survey area for this assignment is inner Trondheim Fjord, specifically IISVIKA / FAGERVIKA.

In the process of mapping the sediments, the sediment samples were freeze dried and decomposed by UltraClave before they were analyzed by ICP-MS. Then, the results were obtained in depth profiles and map presentations. The findings were first discussed with regards to the EU limit values for metals, and then the findings were evaluated from a health / environmental perspective. Sediment samples were collected in September 2011.

Bioavailability of metals was examined by using DGT (diffusive gradient in thin films). DGT samplers were placed at the bottom of the sea at six sampling points in IISVIKA. When DGT sampler was recorded, it was conducted a further analysis by ICP-MS. Sampling with DGT was made during February 2012. All together 138 sediment samples and 19 water samples was included, which form the basis of the results and discussion in this assignment.

The results from sediment samples showed high metal concentrations. The metals that stood out were particularly arsenic, lead, cadmium, copper and zinc, with concentrations belonging in the state classes IV (bad) and V (very bad). The high value of metals is mainly due to emissions of ore from Killingdal Gruveselskap. This is supported by correlation analyzes, where both zinc and copper, zinc and lead, copper and lead, cadmium and zinc, and lead and

arsenic correlated well. By looking at the distribution of zinc, copper and lead in the ore from Killingdal in percentage, we also learn that the composition of metals in sediments fits well with this distribution. The highest concentrations of metals were found near land and in deeper areas.

The results of the DGT sampler that was located in the water phase above the sediments showed that copper, zinc and nickel posed a threat to the aquatic life. This is probably also due to Killingdals waste masses, since it was these metals that dominated the ore. It was found high levels of copper and zinc, with values in condition class V (very bad). Since there are studies showing that there is not much pollution from Killingdal Mining Company as of today, after the cleanup, this indicates that the concentrations of metals found by DGT mainly comes from the dispersion from the sediments or other local sources. The planned cleanup of the sediments should be initiated as quickly as possible, before the contaminated sediments are spread more than they already have.

Forkortelser

CCA	Kobber, krom, arsen
DBL	Diffust grenselag (Diffusive boundary layer)
DGT	Diffusjonsgradienter i tynnfilm
HR-ICP-MS	Høyoppløselig induktivt koplet plasma massespektrometri
ICP	Induktivt koplet plasma
ICP-MS	Induktivt koplet plasma massespektrometri
MS	Massespektrometri
MQ	Milli –Q (brukt om renses vann fra Millipore Milli – Q rensesystem).
m/z	masse- til- ladningsforholdet

Innholdsfortegnelse

Forord	I
Sammendrag	II
Summary	IV
Forkortelser	VI
1. Innledning	1
2. Teori	2-28
2.1 Ilsvika/ Fagervika- området og dens historie	2
2.1.1 Tidligere forskning ved Ilsvika/Fagervika	5
2.2 Metaller	8
2.2.1 Forurensning i norske fjorder	10
2.2.2 Kvikksølv	11
2.2.3 Bly	12
2.2.4 Kadmium	13
2.2.5 Arsen	13
2.2.6 Kobber	14
2.2.7 Sink	15
2.2.8 Nikkel	15
2.2.9 Krom	15
2.2.10 Jern	16
2.3 Analysering av miljøgifter i sedimentene (og vann)	16
2.3.1 Analysering av miljøgifter med tilstandsklasser	17
2.3.2 Analysering av sedimenter med risikogrupper	20
2.4 Utlekking og spredning av miljøgifter fra sedimenter	23
2.5 Tiltak for opprydding i forurensede sedimenter	25
2.5.1 Planlagt tiltak for opprydding i Ilsvika	28
3. Analytiske metoder og statistisk analyse	29-40
3.1 Gravitasjonsprøvetaker	29
3.2 UltraClave	29
Fordeler med UltraClave	30

3.3 ICP-MC	30
Oppbygging og prinsippet bak ICP-MS	31
Fordeler og ulemper med ICP-MS	33
3.4 DGT	34
Prinsipp for bruk av DGT i vann	35
Fordeler og ulemper ved bruk av DGT	38
3.5 Statistisk analyse av resultater	39
4. Metode	41-47
4.1 Prøvetaking	41
4.1.1 Sedimentprøver	41
4.1.2 DGT og vannprøver	42
4.2 Preparering	44
4.2.1 Preparering av sedimentprøver for ICP-MS	44
4.2.2 Preparering av DGT prøvetakerne for måling av metaller	45
4.3 Kvalitetskontroll	46
4.3.1 Kvalitetskontroll av DGT	46
4.3.2 Kvalitetskontroll av ICP-MS	47
5. Resultat/diskusjon	48-75
5.1 Kvalitetskontroll	48
5.1.1 Kvalitetskontroll av ICP-MS	48
5.1.2 Kvalitetskontroll av DGT	50
5.1.3 Prosedyrer	51
5.2 Analyse av sedimentprøvene	52
5.2.1 Jern	52
5.2.2 Metaller med grenseverdier gitt fra KLIF	53
5.2.3 Sammenhenger mellom de ulike metallene	59
5.2.4 Korrelasjonsanalyse	67
5.2.5 Blyisotopfordeling	70
5.3 Analyse av vannprøver og DGT	72
6. Konklusjon	76

Vedlegg

Vedlegg 1: A. Analysert malm fra Killingdal Gruveselskap	i
B. Dybdekoter over Iilsvika/ Fagervika- området	
Vedlegg 2: Resultater og prøvepunkter fra NGU 2000	ii
Vedlegg 3: Resultater og prøvepunkter fra NGI 2010	iii
Vedlegg 4: Prøvepunkter fra Multiconsult 2011	iv
Vedlegg 5: Opplysninger fra UltraClave	v
Vedlegg 6: Diffusjonskoeffisienter av metallioner i DGT gel ved forskjellige temperaturer	vi
Vedlegg 7: Referanseverdier for TeaW-07605-583-1 og Soil GBW07408	vii
Vedlegg 8: Konsentrasjoner av utvalgte metaller for to paralleller	viii
Vedlegg 9: Blankverdier for noen utvalgte metaller	ix
Vedlegg 10: Konsentrasjoner av utvalgte metaller i chelex gel fra DGT prøvetakere	x
Vedlegg 11: ICP-MS konsentrasjoner fra DGT prøvetakere, samt ulike parametere for de ulike DGT prøvetakerne.	xi
Vedlegg 12: Gjennomsnittskonsentrasjoner for jern, nikkel, kobber og sink ved DGT	xiv

Andre resultater til oppgaven ligger på CD.

1. Innledning

Kystområdet er en viktig sone der produksjon av viktige næringsstoffer finner sted, og det er derfor viktig at disse områdene er så rene som mulig. Kystsonen er også en høyproduktiv sone for mat, og er et viktig område i forhold til rekreasjon og byutvikling. Kystsonen kan lett eksponeres for forurensninger, noe som kan få konsekvenser for dyre- og plantelivet der og som igjen vil være en konsekvens for oss mennesker. Det er derfor viktig å undersøke hvordan forholdene er i kystområdet, og det er derfor masteroppgaven min går på akkurat dette. Både metaller i sedimenter og vannfase ble undersøkt. Sedimentene ble undersøkt på grunn av at mange miljøgifter, deriblant metaller, har en tendens til å akkumulere i sedimentfasen. Det vil da dannes forurensede bunnsedimenter, og de er i følge Statens forurensningstilsyn (2000) et av vårt største gjenværende lokale og nasjonale miljøproblem. Dette er på grunn av at sedimentene kan spres, noe som kan føre til frigjøring av forurensede stoffer fra potensielle reservoar. Undersøkelsene i vann ble gjort med tanke på karakterisering av miljøstatus og for studie av metallers biotilgjengelighet. Kartleggingsområdet for oppgaven er Indre Trondheimsfjord, nærmere bestemt Ilsvika/Fagervika.

I forbindelse med kartleggingen av sedimenter, ble sedimentprøvene frysetørket og nedbrutt av UltraClave før de ble analysert med ICP-MS. Deretter ble resultatene fremstilt i dybdeprofiler og kartframstillinger. Funnene som ble gjort ble så diskutert opp mot EUs grenseverdier for metaller, for deretter å bli vurdert ut fra et helse/miljømessig perspektiv. Sedimentprøvene ble innhentet i september 2011. Biotilgjengelighet av metaller ble sjekket ved å bruke passive prøvetakere (Diffusion Gradients in Thin Films). DGT prøvetakere ble plassert ved havbunnen på seks prøvepunkter i Ilsvika. Når DGT prøvetakerne var tatt opp ble det foretatt en videre analyse med ICP-MS. Prøvetakingen med DGT ble gjort i løpet av februar 2012. Det ble til sammen tatt 138 sedimentprøver og 19 vannprøver, som danner grunnlaget for resultatet og diskusjonen i oppgaven. De metallene som diskuteres i oppgaven er bly, kvikksølv, kadmium, kobber, nikkel, krom, sink, arsen og jern, siden disse metallene utgjør en størst trussel ovenfor det marine miljøet i Ilsvika/Fagervika.

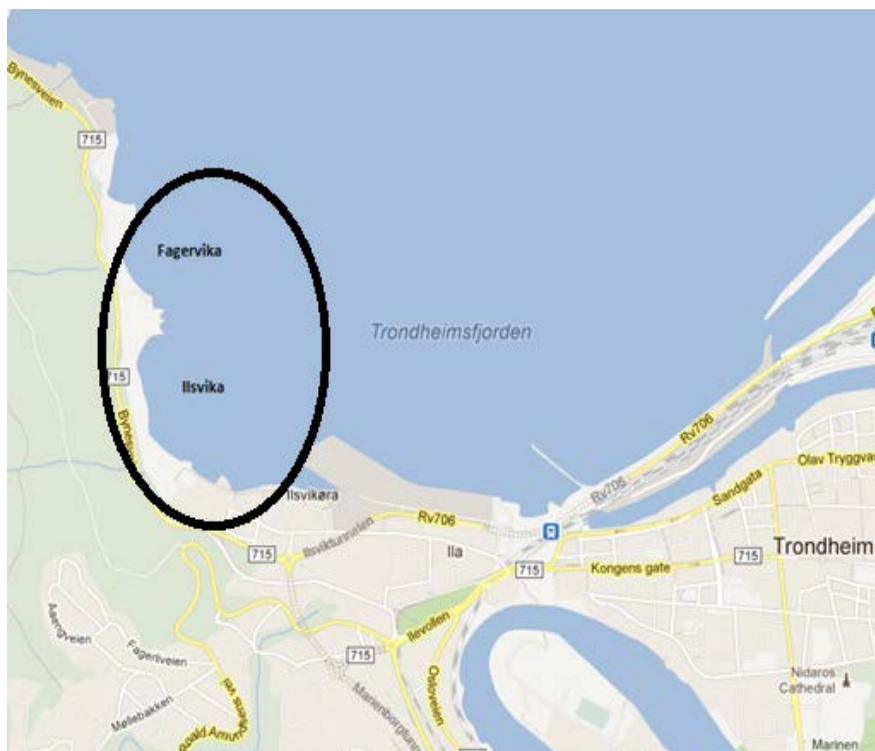
Opgaven er inndelt slik at jeg først presenterer litt om område og historikk rundt. Deretter kommer en del teori om metaller, tilstandsklasser, spredning og tiltak for å fjerne forurensninger i sedimenter. Så tar jeg for meg litt om analysemetoder og om prøvetakingen i sedimenter og i vann, der kart med prøvepunkter presenteres. Oppgaven avsluttes med resultater og diskusjon opp mot teori og tidligere forskning.

2. Teori

Teoridelen er bygget opp slik at området Ilsvika/ Fagervika og historie om virksomheter her blir presentert først. Deretter kommer det litt generelt om metaller og forurensning i norske fjorder. Så blir analysering av miljøgifter i sedimenter presentert, etterfulgt av spredning av miljøgifter og tiltak for å rydde opp i forurensete sedimenter.

2.1 Ilsvika/Fagervika- område og dens historie

Ilsvika/Fagervika er det nordvestlige området av Trondheim som grenser mot Ila, Skjæringen, Bymarka og Trondheimsfjorden. Gjennom bydelen Ilsvika renner Ilabekken som nylig er gjenåpnet etter å ha blitt lagt i rør på 1960-1970-tallet (*Wikipedia, 2010*). Området er preget av tusen års virksomhet, deriblant industri- og kloakkutslipp. Utslipp fra kilder på land påvirker havnebassenget, så det er derfor viktig å gjøre tiltak på land for at det skal bli en renere havn (*Trondheim havn, 2010*). Figur 1 viser hvor Ilsvika/Fagervika- området ligger i Trondheim.

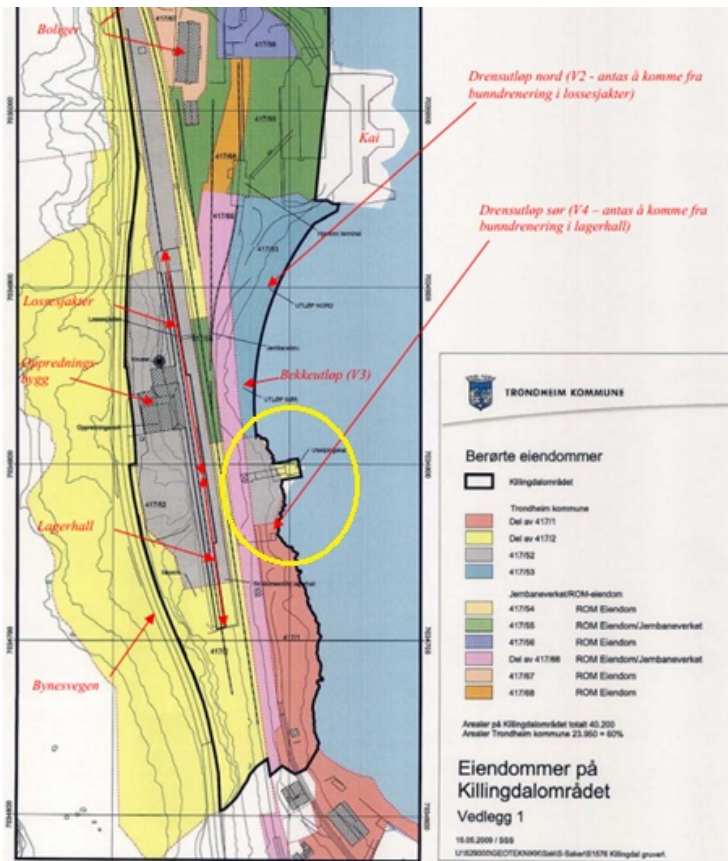


Figur 1. Det avgrensede området er Ilsvika/Fagervika- området (*Googlemap, udatert*).

Ilsvika/Fagervika har siden begynnelsen av 1900- tallet hatt en rekke metall- og galvanotekniske industrier, blant annet Ila Jern, Ila Stålinndustri, Trondheims nagle- og spikerfabrikk, kalsiumkarbid-,

sink-, ferrokrom- og ferrosilisium-smelteverk og Ila jernstøperi. I tillegg har det vært oppredningsverk (Killingdal Gruveselskap A/S), skipsverft (Ilsens Skipsverft) og sjøflyhavn her, samt at det ligger et varmekraftverk der i dag. Dette kraftverket ble tatt i bruk i 1914 da det ble fyrt med kull og/eller olje. Det blir i dag brukt som reservekraftverk, og det blir da fyrt med lettolje. I Ilsvika har også Ilabekken sitt utløp, og denne bekken har tatt med seg en del forurensninger opp gjennom årene som for eksempel forurenset avløpsvann fra hus og fabrikker. I dag er denne bekken forholdsvis ren (*Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*).

Det er på den nordlige delen av Ilsvika, ved Fagervika, at det tidligere oppredningsverket til Killingdal Gruveselskap A/S lå. Dette selskapet ble grunnlagt i 1891. I 1953 ble virksomheten utvidet til også å omfatte oppredning, som er en prosess som skiller ut de verdifulle metallene og gråberget fra malmer til videre behandling. Det ble fraktet både svovelkis (inneholder jern og svovel), kobbermalm (inneholder kobber, jern og svovel) og sinkmalm (inneholder sink, bly, kadmium, kvikksølv, nikkel og jern) hit med jernbane fra en gruve som lå i Killingdal i Holtålen. Mens Killingdal gruver var i drift ble det produsert nesten 3 millioner tonn malm med i gjennomsnitt 1,7 % kobber, 5,5 % sink, 0,4 % bly og 45,0 % svovel. Malmen inneholdt også vanadium, krom, jern, kobolt, nikkel, arsen, strontium, molybden, palladium, sølv, kadmium, barium, lanthan, platin, gull og thorium (*NGU, 2011*). Analysert malm med konsentrasjoner av metaller kan finnes i vedlegg 1A. Råmalm og malmineraler ble lagret i hallen langs og under skinnegangen. Fra verket Killingdal Gruveselskap A/S ble det dumpet en del avfallsmasser rett i fjorden. Selskapet fikk tillatelse til dumping i 1975, og da ble det avtalt dumping av 66 000 tonn avgangsmasser hvert år. Dumpeområdet antas å være på størrelsesorden 1 000 000 m². Gruvedriften tok slutt i 1986, men den dumpede malmen førte til at området ble sterkt forurenset med blant annet metaller. Området var rangert som et av de verste områdene med forurenset grunn i Norge (*Laugesen & Grini, 2011; Trondheim kommune, 2011*).



Figur 2. Områdeavgrensning og eiendomsforhold (Multiconsult, 2009). Gult område er der hvor dumpingen foregikk.

Figur 2 viser områdeavgrensning av Killingdal området. Dersom man ser på dybdekoter (vedlegg 1B) over området utenfor hvor dumpingen skjedde, kan en observere at det er dannet seg undersjøiske "bekker" og kanaler. Dette er trolig et resultat av dumpingen av avgangsmasser fra Killingdal eller bekken på land. I disse gropene i havsedimentene antas det at det ligger mest forurensninger. Prosessene som har forårsaket disse gropene er enten "hypopycnal" strøm eller "hyperpycnal" strøm. "Hypopycnal" strøm forekommer når elver eller bekker fører med seg nye sedimenter ut i fjorden og i havet. Tettheten i ferskvann er som regel mindre enn saltvann, noe som vil føre til at ferskvannets sedimenter "flyter" over saltvannet i fjordene. "Hyperpycnal" strøm dannes dersom tetthet i vann som kommer inn i fjord er større enn tettheten i saltvann. Det vil da forekomme en strøm under det stillestående vannet. Denne strømmen kalles "tungstrøm", og den dannes kun under spesielle forhold som for eksempel ved en stor flom eller hvis det går et skred langs elva som øker tettheten av vannet (L'Heureux, Hansen, Longva, Emdal & Grande, 2010; Chorley, Schumm, & Sugden, 1984).

Siden det ble funnet store forurensninger i miljøundersøkelser gjort på Killingdalområdet, ble det i 2010 satt i gang tiltaksplaner for å bedre tilstanden på området. Denne tiltaksplanen innebar opprydding av avfall og riving av bygningene fra gruvevirksomheten, samt at det ble gjennomført tiltak mot forurenset grunn og forurensningsspredning. Det ble laget detaljerte graveplaner for hele området, siden området hadde stor variasjon av forurensningstilstand. Sterkt forurensede masser ble skipet til deponi i Fana, noe masse ble sendt til deponi for farlig avfall i Terrateam i Mo i Rana, mens lettere forurensede masser ble brukt til å fylle undersjøiske sjakter og haller. Annen forurenset grunn ble tildekket og det ble plastret med stein ut mot sjøen. Opprydding av området ble avsluttet høsten 2011. Killingdal oppryddingen hadde en samlet kostnad på 41 millioner, derav 24 millioner gikk med til opprydding av forurenset grunn (*Trondheim kommune, 2011; Trondheim kommune, 2012*).

Ilsvika øst er et delområde som ligger i den sørlige delen av Trondheim havn og det er her Ila Jern og Ila Stålindustri og en sjøflyhavn lå tidligere. Ved Ila Stålindustri A/S foregikk det tidligere produksjon av metallkonstruksjoner, noe som kan ha ført til forurensning av sedimentene. Området er i dag ryddet for industritomter, og det er bygget boliger og kontorbygg her (*Laugesen & Grini, 2011*). Sedimentene er også trolig forurenset av virksomheten Ila Jern, der det foregikk støpning av jern og stål. Her er det også idag bygget boliger på området. Sjøflyhavnen er nevnt som en mulig forurensningskilde til sedimentene på grunn av en utrasning som skjedde i 1944, hvor en del havneinstallasjoner raste ut. Dykkere har sett tønner med ukjent innhold ved dette området, noe som trolig skyldes denne utrasningen (*Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*).

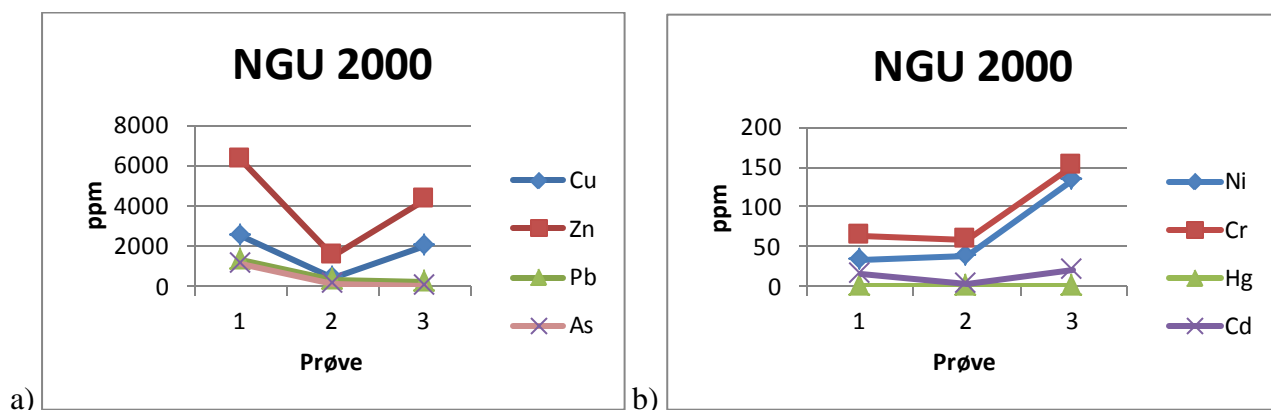
Ilsvika nord/Fagervika og Ilsvika øst er begge områder som er påvirket av skipstrafikk, noe som fører til spredning av eksisterende forurensninger (oppvirvling av sedimenter). Undersjøiske ras kan også være en årsak til oppvirvling av sedimenter, slik at de blir tilgjengelig for det akvatiske miljøet (*Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*). Som nevnt for begge områdene er de i dag betegnet som rene på land, noe som også vil påvirke de marine sedimentene. De største aktive kildene til forurensning i sjø er stanset, noe som gjør at man nå kan tenke på opprydding i havet. Opprydding på land ble ferdig 31. august 2011 (*Trondheim havn, 2011 a*).

2.1.1 Tidligere forskning ved Ilsvika/Fagervika

Tidligere undersøkelser av sedimenter i Ilsvika/Fagervika er gjort blant annet av NGU og NGI. NGU undersøkte sedimentene i 2000, mens NGI gjorde undersøkelser i 2010. Videre er det gjort

overvåkningsarbeid av området før, under og etter oppryddingen, som det er redegjort for i rapporten «Overvåkningsrapport. Killingdal, Trondheim» (2011). Disse tre undersøkelsene vil videre bli presentert i videre.

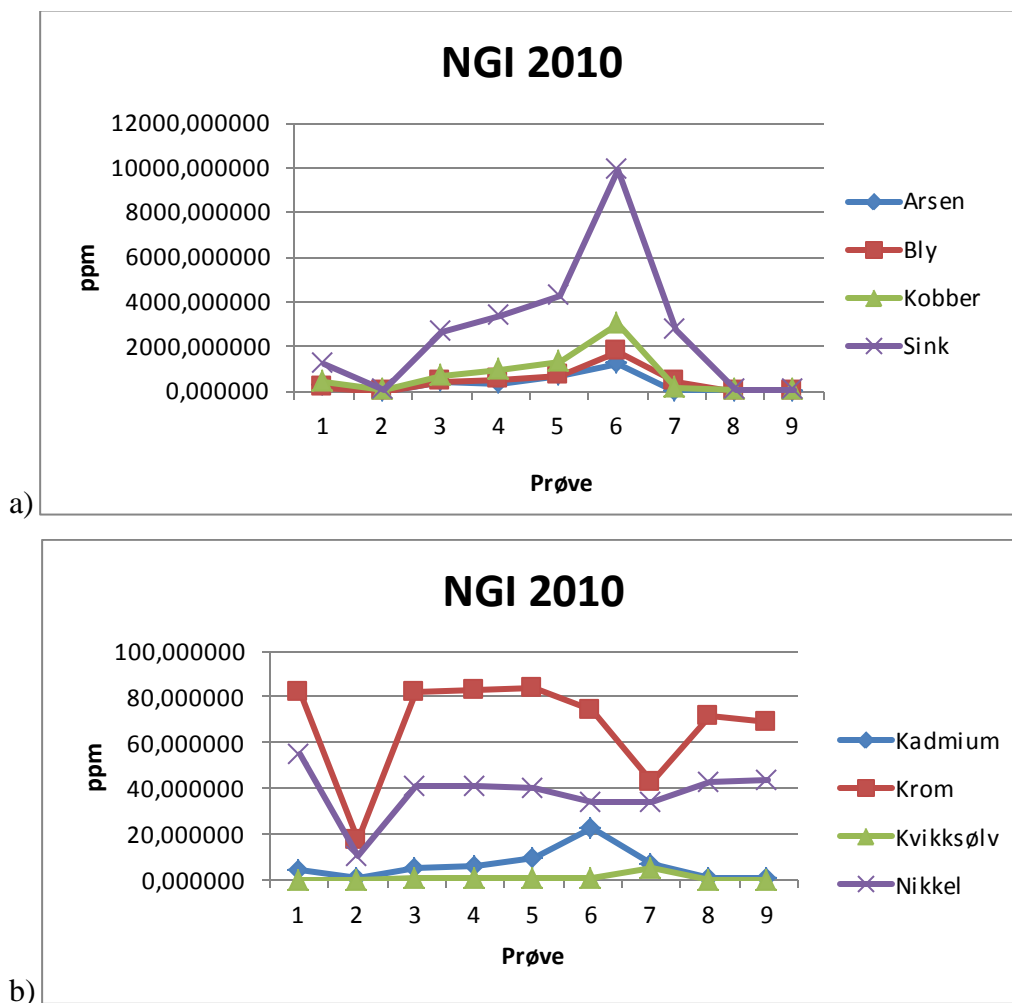
Forskning fra NGU ligger i rapporten «Forurenset grunn og sedimenter i Trondheim kommune» (2000). Her er det kartlagt 90 prøver fra 41 stasjoner i havnebassenget i Trondheim, der Ilsvika/Fagervika inneholder 9 av disse stasjonene. De ulike stasjonene hvor prøvene i Ilsvika/Fagervika ble tatt finnes i vedlegg 2. På hver stasjon er det tatt ut 1-5 blandprøver av forskjellige dyp, og prøvene er blant annet analysert for metallene bly, kadmium, sink, nikkel, kobber, krom og kvikksølv. For krom og nikkel ble det funnet generelt lave nivåer, der alle verdier er innen tilstandsklasse I (bakgrunn) og II (god). Hovedkilden til disse metallene er naturlig, altså fra den lokale grønnsteinen, noe som er funnet ut ved å se på dybdefordeling og samvariasjoner. Arsen, bly, kadmium, kobber og sink er metaller det ble funnet mye av i Ilsvika/Fagervika området, der konsentrasjonene var opp i tilstandsklasse IV (dårlig) og V (svært dårlig). Av kvikksølv ble det funnet generelt lave verdier, med unntak av en prøve som kom opp på tilstandsklasse V (svært dårlig). Figur 3 viser generelle konsentrasjoner av metaller i sedimentlaget 0-2cm på tre utvalgte stasjoner. I vedlegg 2 finnes konsentrasjoner av metaller ved alle stasjonene i Ilsvika/Fagervika.



Figur 3. a) Konsentrasjoner av kobber, sink, bly og arsen i sedimentlaget 0-2 cm. Prøve 1 tilsvarer NGUs prøvepunkt 5, prøve 2 tilsvarer prøvepunkt 32 og prøve 3 tilsvarer prøvepunkt 37. Det samme gjelder i b. b) Konsentrasjoner av nikkel, krom, kvikksølv og kadmium i sedimentlaget 0-2 cm.

Rapporten «Trondheim havn. Helhetlig tiltaksplan for Trondheim havnebasseng» (2010) legger grunnlaget for forskningen som er gjort av NGL. I NGLs undersøkelser av sedimentene ble det tatt grabbprøver og kjerneprøver ved 90 stasjoner, der noen av stasjonene var lokalisert ved Ilsvika/Fagervika (se vedlegg 3). Grabbprøvene bestod av de øverste 10 cm av sjøbunnen. Prøvetakingen skjedde i 2009.

Resultater fra analyser av metaller ved stasjonene i Ilsvika/Fagervika ligger i vedlegg 3. I analysene ble det funnet høye kobber og sink konsentrasjoner som gikk innen tilstandsklasse IV (dårlig) og V (svært dårlig). Det ble også funnet konsentrasjoner av bly, arsen, kadmium og kvikksølv i tilstandsklasse V (svært dårlig). Det ble funnet forholdsvis lave verdier av nikkel og krom, der det kun var noen prøver som inneholdt konsentrasjoner over tilstandsklasse II (god) for krom. Figur 4 viser konsentrasjoner av utvalgte metaller i de øvre 10 cm av sedimentet ved 9 stasjoner i Ilsvika/Fagervika.



Figur 4. a) Konsentrasjoner av kobber, sink, bly og arsen i sedimentlaget 0-10 cm. Prøve 1 tilsvarer NGIs prøvepunkt T106 (forkortet 1- T106), videre sammenhenger er 2- T108, 3- T109, 4-T110, 5- T111, 6- T113, 7- T116, 8- T173 og 9-T174. Det samme gjelder i b. b) Konsentrasjoner av nikkel, krom, kvikksølv og kadmium i sedimentlaget 0-10 cm.

I rapporten «Overvåkningsrapport. Killingdal, Trondheim» (2011) beskrives overvåkningsarbeidet som ble gjort før, under og etter at Killingdalområdet var ryddet. Dette overvåkningsarbeidet gikk ut på å sjekke utslipp fra tiltaksområdet til sjøen. Det ble gjort undersøkelser ved fem

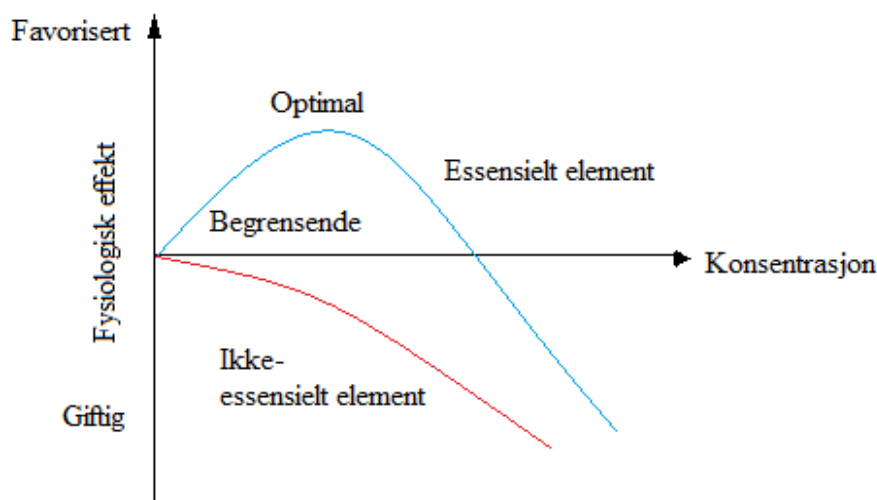
prøvetakingspunkter i perioden fra mars 2010 til oktober 2011, og vedlegg 4 viser hvor disse punktene var lokalisert. Prøvepunktene ble lagt på land, for å sjekke hvor mye forurensning som lekker fra land til hav. Videre vil det fokuseres på resultatene fra januar 2011 til oktober 2011, siden dette er resultater som man har fått etter at området ble ryddet. Ved prøvepunkt V1 ble det funnet lave metallnivåer, der sinkkonsentrasjon og kobberkonsentrasjon lå mellom hhv. 0,02 - 0,07 mg/L og 0,01 - 0,09 mg/L. Metallnivåene ved V2 derimot avhengte av vannføringen, dvs. nedbørsmengde og snøsmelting. Metallkonsentrasjonene har betydelig avtatt i forhold til før oppryddingen på land, selv om det ble målt sink- og kobberkonsentrasjoner på 109mg/L og 22mg/L. Målingene av sink og kobber lå i hovedsak mellom 5 og 15mg/L.

I V3 ble det målt relativt stabile og lave metallnivåer gjennom hele måleperioden, der konsentrasjonene av sink og kobber lå mellom 0,007 - 0,541 mg/L og 0,003 - 0,311 mg/L. Vannet i V4 har stort sett hatt sinknivåer under 10mg/L, mens kobberkonsentrasjonene har ligget omkring 2-3 mg/L. Det høyeste nivået ved V4 ble målt i perioder med ekstrem lav vannføring, og representerer derfor ingen stor transport av forurensninger. På grunn av lave vannføringer er det ved V5 bare tatt en prøvetaking i april, og prøvene viste relativt lave metallnivåer i vannet. Sinknivået lå da på 0,3mg/L, mens kobbernivået lå på 0,08mg/L. Med bakgrunn i resultatene fra V1, V2, V3, V4 og V5 er det anbefalt at det foregår videre overvåking ved V1, V2, V4 og V5, der V1 og V5 bare må prøvetas når de er vannførende.

2. 2 Metaller

I det store norske leksikon (2012a) defineres metall som grunnstoffer som i ren tilstand leder elektrisitet og varme, og som har en karakteristisk metallglans. Det er vanlig å dele metallene i lettmetaller (tetthet $< 5 \text{ g/cm}^3$) og tungmetaller (tetthet $> 5 \text{ g/cm}^3$). Mange tungmetaller går under kategorien miljøgifter. Miljøgifter er kjemikalier som er lite nedbrytbare, og som derfor kan opphopes i levende organismer. De er giftige, noe som innebærer langtidsvirkninger som kreft, reproduksjonsskader og skader på DNA. Siden stoffene er svært lite nedbrytbart, kan de spres over store områder. Dette gjør at det er vanskelig å sette trygge verdier for disse stoffene i naturen. Miljøgifter kan finnes i større konsentrasjoner lengre opp i en næringskjede, og en slik oppkonsentrering kalles biomagnifikasjon. Dette innebærer en fare for at miljøet kan forurennes opp til et nivå som er vanskelig å reparere. Miljøgiftene kan også føres videre fra generasjon til generasjon, til foster via morkaken eller til barn via morsmelk (*Miljøstatus, 2011a*).

Noen metaller kan føre til en fysiologisk effekt ved for små mengder og ved for store mengder. Slike metaller kalles spormetaller, og de er grunnstoffer som finnes i veldig lave konsentrasjoner. De er viktig for det biologiske liv, på grunn av at de er essensielle for normale metabolske funksjoner, og kalles derfor essensielle elementer. Men blir konsentrasjonen av spormetaller for stor, kan de være giftige for organismer. Andre metaller er ikke-essensielle elementer, noe som betyr at dyr og mennesker ikke trenger dem i det hele tatt, noe som vil si at de er toksiske selv ved veldig små konsentrasjoner (Stumm & Morgan, 1996; Reeder & Schoonen, 2006). Figur 5 viser forskjellen mellom essensielle og ikke-essensielle elementer.



Figur 5. Forholdet mellom konsentrasjon av et element og dets fysiologiske effekt (Stumm & Morgan, 1996).

Metaller eksisterer både som frie metallioner (hydratisert) og som forskjellige kjemiske former. Når man snakker om i hvilken form et element befinner seg i snakker man om spesiering (Stumm & Morgan, 1996). Biologisk tilgjengelighet av spormetaller som næringsstoff eller som et giftig stoff avhenger av spesiering (Allen, Hall & Brisbin, 1980). Et element defineres som biotilgjengelig dersom det kan komme i kontakt med levende organismer som kan absorbere det. Noen spesier er svært biotilgjengelige, og de vil derfor være lett opptakelig for biota og dyreliv selv i små konsentrasjoner. Når man skal undersøke giftighet av et metall er det derfor ikke nok å se på konsentrasjon av et spesie, men også finne ut i hvilken form spesie er i, dvs. finne ut om spesieringen. Hydratiserte ioner og svake komplekser er ofte mer biotilgjengelig enn sterkere komplekser og metaller bundet til partikler. Likevel kan også stabile former være giftige gjennom akkumulering. Metyl kvikksølv og organiske tinnforbindelser er eksempler på slike forbindelser. Disse har lett for å akkumulere i fettvev i dyr, og kan derfor komme opp i giftige konsentrasjoner i høyerestående dyr i næringskjeden (Allen, 1993).

Mobilisering av metaller er påvirket av flere faktorer, og to av disse er pH og redokspotensial (E_h). Den partikulære bindingsformen til et metall blir derfor kontrollert av faktorer som kontrollerer disse to hovedvariablene. Dette virker inn på mobilitet, løselighet og transport av metaller i et sedimentbasseng. Selv om sterke komplekser, kolloider og metaller bundet til partikler ofte er mindre biotilgjengelig, kan også de være potensielt mobile siden metallene endrer egenskaper under ulike forhold i miljøet. Tabell 1 viser en oversikt over tilstandsformer av metaller i vannsystemer ved ulike pH- verdier og ved oksiderende eller reduserende forhold (Torp, 2011).

Tabell 1. Oversikt over tilstandsformer av metaller i vannsystemer (VanLoon & Duffy, 2005).

	pH = 4		pH = 7		pH = 10	
	Oksiderende miljø	Reduserende miljø	Oksiderende miljø	Reduserende miljø	Oksiderende miljø	Reduserende miljø
Natrium	Na^+	Na^+	Na^+	Na^+	Na^+	Na^+
Magnesium	Mg^{2+}	Mg^{2+}	Mg^{2+} , MgSO_4^0 (sw)	Mg^{2+} , MgSO_4^0 (sw)	Mg^{2+}	Mg^{2+}
Kalsium	Ca^{2+}	Ca^{2+}	Ca^{2+} , CaSO_4^0 (sw)	Ca^{2+} , CaSO_4^0 (sw)	Ca^{2+}	Ca^{2+}
Krom	HCrO_4^-	CrOH^{2+}	HCrO_4^- , CrO_4^{2-}	CrOH^{2+} , $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$	CrO_4^{2-}	$\text{Cr}(\text{OH})_4^-$
Mangan	Mn^{2+}	Mn^{2+}	MnO_2^0 , MnCl^+ (sw)	Mn^{2+} , MnCl^+ (sw), MnSO_4 (sw)	MnO_2^0	MnCO_3^0
Jern	FeOH^{2+} , $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$	Fe^{2+}	$\text{Fe}(\text{OH})_3^0$	Fe^{2+} , FeCO_3^0	$\text{Fe}(\text{OH})_4^-$	FeOH^+ , $\text{Fe}(\text{OH})_2^0$
Kobolt	Co^{2+}	Co^{2+}	Co^{2+} , CoCO_3^0	CoCO_3	Co_3O_4	CoCO_3
Nikkel	Ni^{2+} , NiSO_4^0	Ni^{2+}	Ni^{2+} , NiHCO_3^+ , NiCl^+ (sw)	Ni^{2+} , NiHCO_3^+ , NiCl^+ (sw)	NiOH^+ , $\text{Ni}(\text{OH})_2^0$, NiCO_3	NiOH^+ , $\text{Ni}(\text{OH})_2^0$, NiCO_3
Kobber	Cu^{2+}	Cu^{2+}	Cu^{2+} , CuOH^+ , CuHCO_3^+ , CuCl^+	Cu^{2+} , CuOH^+ , CuHCO_3^+ , CuCl^+	$\text{Cu}(\text{OH})_2^0$, $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$	$\text{Cu}(\text{OH})_2^0$, $\text{Cu}(\text{CO}_3)_2^{2-}$
Sink	Zn^{2+}	Zn^{2+}	Zn^{2+} , $\text{Zn}(\text{OH})_2^0$, ZnCl^+ (sw)	Zn^{2+} , $\text{Zn}(\text{OH})_2^0$, ZnCl^+ (sw)	$\text{Zn}(\text{OH})_2^0$	$\text{Zn}(\text{OH})_2^0$
Bly	Pb^{2+} , PbSO_4^0	Pb^{2+}	Pb^{2+} , PbOH^+ , PbHCO_3^+ , PbCl^+ (sw), PbSO_4^0 (sw)	Pb^{2+} , PbOH^+ , PbHCO_3^+ , PbCl^+ (sw)	$\text{Pb}(\text{OH})_2$, PbCO_3 , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{2-}$	$\text{Pb}(\text{OH})_2$, PbCO_3 , $\text{Pb}(\text{CO}_3)_2^{2-}$

2.2.1 Forurensning i norske fjorder

Miljøgifter utgjør et stort forurensningsproblem i norske fjorder. Blant de ulike miljøgiftene inngår polyklorerte bifenyler (PCB), polyaromatiske hydrokarboner (PAH), tributyltinn (TBT) og ulike metaller som for eksempel kvikksølv, kadmium, bly og kobber. Det finnes vanligvis høye konsentrasjoner av en eller flere miljøgifter i bunnsedimenter som ligger nær industrivirksomhet og områder med stor befolkning, noe som kommer av at miljøgifter i stor grad bindes til partikler som sedimenterer på sjøbunnen. Disse miljøgiftene utgjør en belastning på organismer og økosystem. Det er i flere fjorder blitt rapportert om fisk og skaldyr som inneholder så høye konsentrasjoner at folk frarådes å spise sjømaten av myndighetene. I dag er det så langt gitt kostholdsrad for havner og fjorområder i Norge (Statens forurensningstilsyn, 2000). Blant dem er Trondheimsfjorden, der det i Ilsvika er funnet veldig høye konsentrasjoner av PAH i blåskjell (Trondheim kommune, 2009).

Kildene til miljøgifter i fjorder og sjøbunn kan være så mange. Noen industribedrifter har direkte utslipp til fjorden, mens andre har utslipp til vassdrag og atmosfære som så tilføres til kysten. Smelteverk, kjemisk industri, gruver og mekanisk industri er eksempler på enkeltkilder. Mer diffuse kilder kan være avfallsdeponier, forbrenning, avløp og produkter. Når produkter brukes, som for eksempel begroingshindrede midler på båter, kan miljøgifter tilføres direkte til naturen. De konsentrasjonene som er funnet av miljøgifter i fjordområder som ligger nær bosetning og industri er mye høyere enn for områder der det ikke er det. Disse områdene er også i stor grad påvirket av lokale tilførsler (*Statens forurensningstilsyn, 2000*).

Metallutslipp i norske fjorder har i hovedsak kommet fra tungindustri, som for eksempel smelteverk, båtbyggerier og skipsverft. I tillegg har kobber fra gruver og krom garverier gitt lokale problemer. En annen kilde for metaller er langtransporterte metaller fra andre steder. Kvikksølv og bly er metaller som tilføres kystområder via luft og havstrømmer. Tilførselen av bly er sterkt redusert de senere årene, men kvikksølv har ikke en slik trend (*Miljøstatus, 2011*).

I Trondheim havn finnes det en rekke metallforurensninger. Bly, kadmium og kvikksølv er blant de mest problematiske tungmetallene i miljøsammenheng. Disse stoffene har egenskaper som gjør at de kan skade dyr og mennesker ved for høye konsentrasjoner. I Ilsvika finnes det høye nivåer av kadmium, sink og arsen, men også kobber og bly finnes det generelt mye av i Trondheim havn. Nikkel og krom er det funnet relativt lave nivåer av (*Hansen & Tiller, 2012*). Nedenfor vil disse metallene utdypes videre. Jern er også tatt med, siden det er veldig store konsentrasjoner av jern i Ilsvika.

2.2.2 Kvikksølv

Kvikksølv er en de farligste miljøgiftene og utgjør en trussel for miljø og helse. Kvikksølv gir like store bekymringer som tungmetallforurensninger, pga. dets giftighet, mobilisering av metylerte former, samt andre forurensnings faktorer (*Manahan, 2005*). Når uorganisk kvikksølv omdannes til metylkvikksølv (organisk form) ved bakterielle prosesser i naturen blir kvikksølv mer biotilgjengelig og bioakkumulerende (oppkonsentrering av stoff i en organisme) (*Miljøverndepartementet, 2010*). Kvikksølvforurensningen i Norge skyldes i hovedsak langtransporterte forurensninger fra andre deler av verden. Dette er på grunn av at kvikksølv transporteres over lange avstander med luft og vannstrømmer. Dersom man finner kvikksølvforurensninger i sedimenter skyldes dette ofte tidligere industrivirksomhet, siden de

største kildene til utslipp av kvikksølv er metallurgisk industri og amalgam i tannfyllingsmaterialer.

Andre kilder som kan nevnes er krematorier, kommunale avløp, kloakkslam og sigevann fra fyllinger, veitrafikk, skips- og båttrafikk, og olje- og gass virksomhet (*Miljøstatus, 2011b*). Man har også en naturlig kilde til kvikksølvforurensning, og denne er vulkanutbrudd. Utslipp fra vulkaner står for omtrent 50% av atmosfærisk kvikksølv (*Wikipedia, 2012*). I Ilsvika kommer kvikksølvforurensningen i hovedsak fra industriutslipp og kloakk (*Hansen & Tiller, 2012*).

Kvikksølv forekommer både som uorganiske og organiske kjemiske forbindelser, og det er de organiske forbindelsene som er mest giftig. Kvikksølvforbindelser kan føre til kroniske giftvirkninger og kontaktallergi, de kan gi nyreskader, fosterskader, samt at de kan føre til skader på sentralnervesystemet som igjen fører til motoriske og mentale forstyrrelser. Mildere symptomer av kvikksølvforgiftning, som depresjon og irritasjon, har en psykopatisk karakter (*Miljøstatus, 2011b; Manahan, 2005; Økland, 2005*).

Giftigheten av kvikksølv ble tragisk illustrert i Minamata bukta i Japan i perioden 1953 til 1960, da Chisso Corporation dumpet 27 tonn metallisk kvikksølvavfall i havet. I havet ble metallisk kvikksølv omdannet til metylkvikksølv. Folket som bodde her livnærte seg på fisk, som hadde fått i seg metylkvikksølv. Dette førte til at menneskene fikk i seg mye metylkvikksølv. Til sammen døde over 1700 mennesker av metylkvikksølvforgiftning, mens flere enn 3000 ble syke (*Manahan, 2005; Akagie, Grandjean, Takizawa & Weihe, 1997*).

2.2.3 Bly

Bly er et giftig tungmetall som kan gi både akutte og kroniske helse- og miljøeffekter. Bly fra blyholdig bensin har vært hovedkilden for atmosfærisk og bakkenært bly, og dette har entret naturlige vannsystemer. Mer om langtransporterte blyforurensninger kommer i avsnitt 3.5. Utslipp av bly har blitt svært redusert de senere årene, og dette skyldes først og fremst overgang til bruk av blyfri bensin på 1980- tallet. Den største utslippskilden til bly er i dag fiskeredskaper, men bly finnes også i blybatterier, blyakkumulatorer, elektriske kabler, seilbåtkjøler, blåsesand, maling og lakk. Det er først når disse produktene kastes på en uforsvarlig måte at de kan utgjøre en fare for miljøet. I dag er det blitt mye mer fokus på resirkulering, og på den måten fører ikke blyholdige bruksvarer til forurensning (*Miljøstatus, 2011c*). I dag er det også innført forbud i produksjonsforskriften mot bly i emballasje, elektriske og elektroniske produkter, biler og verktøy. I

2005 ble det også innført forbud mot bly i hagl (*Miljøverndepartementet, 2010*). I Ilsvika skyldes blyforurensning i hovedsak utslipp fra industri og biltrafikk (*Hansen & Tiller, 2012*).

Mennesker eksponeres for bly først og fremst gjennom forurenset luft og næringsmidler. Dersom man får i seg bly kan dette få alvorlige konsekvenser. Dette er på grunn av at kronisk blyforgiftning kan gi fosterskader og mulig fare for forplantningsevne, samt at det kan påvirke barns intellektuelle utvikling. Akutt blyforgiftning i mennesker kan føre til disfunksjon i nyrene, reproduktive systemer, lever, og hjerne og det sentrale nervesystemet. Dette kan igjen føre til sykdom og død. Bly er også giftig for vannlevende organismer og pattedyr (*Økland, 2005; Bjervamoen et al., 2006*).

2.2.4 Kadmium

Kadmium og kadmiumforbindelser er akutt og kronisk giftige for mennesker og dyr. Den største utslippskilden til kadmium er industri, der gruve- og metall industri sørger for det meste av utslippet. Utslipp kommer også fra produkter som offeranoder på skip- og offshoreinstallasjoner, mineralgjødse, avløp- og kloakkslam, olje og gass (*Miljøstatus, 2011d; Økland, 2005*). Kadmium er i likhet med sink, en vanlig vann- og sedimentforurensning i havner som er omringet med industrielle installasjoner. Kadmium og sink er kjemisk like, og vil derfor gjennomgå geokjemiske prosesser sammen. Begge disse metallene finnes i vann som oksidasjonstilstand +2 (*Manahan, 2005*).

Kadmium er akutt og kronisk giftig for mennesker, vannlevende og landlevende organismer. Stoffet blir akkumulert i kroppen, særlig i nyrer og lever. Videre kan kadmium føre til fosterskader og skader på forplantningsevne. Kadmium kan også føre til deformasjon, siden kadmium konkurrerer med kalsium i skjelettet (*Miljøstatus, 2011d; Miljøverndepartementet, 2010*). Akutt kadmium forgiftning kan føre til høyt blodtrykk, nyre skader og ødeleggelse av røde blodceller. Kadmium er kreftfremkallende. Som nevnt over er kadmium og sink kjemisk like og derfor kan kadmium byttes ut med sink i noen enzymer, noe som resulterer i svekket katalytisk aktivitet (*Manahan, 2005*).

2.2.5 Arsen

Arsenforbindelser kan i små konsentrasjoner være giftig for mange organismer. I dag er det utlekking av CCA (kobber krom arsen) fra trevirke som fører til det største utslippet av arsenforbindelser i miljøet (*Miljøstatus, 2011e*). Introduksjon av forurensning fra fossilt brensel og

partikulær kull fører også til store mengder arsen i miljø, og mye av dette når naturlige vannsystemer. En annen kilde for arsen er gruvelagg. I likhet med kvikksølv kan arsen konverteres til mer mobile og giftige metylderivater vha. bakterier (Manahan, 2005).

Det er de uorganiske arsenforbindelsene som er de mest giftige. Uorganiske arsenforbindelser er giftig både ved innånding og svelging, og kan forårsake kreft. Arsenforgiftning kan også føre til stygge sår i huden og denne sykdommen kalles keratose. Dette har man eksempler på fra Bangladesh og andre steder hvor man har arsenholdig grunnvann. Ved utpumping av grunnvann senkes overflatevannstanden, slik at arsenholdige mineraler i løsmassene gjøres tilgjengelig for oksygen. Dermed begynner arsenholdige mineraler å forvitne, slik at løselige arsenforbindelser dannes og kommer med i drikkevannet. Grunnen for at menneskene har tatt i bruk grunnvann som drikkekilde, er at overflatevannet inneholder sykdomsfremkallende mikroorganismer. Det hadde kanskje vært en bedre ide å bruke rensed overflatevann i stedet for grunnvann i dette tilfelle, når man ser på virkningene av arsenforgiftning (Bølviken, 2004).

2.2.6 Kobber

Kobber er et sporgrunnstoff som er livsnødvendig for mennesker, høyerestående dyr og andre planter. Grunnstoffet går derfor under gruppen essensielt element. Mangel på kobber kan føre til anemi og andre sykdommer. Rent kobber skiller seg tydelig fra metaller som kvikksølv, kadmiem og bly, siden det ikke er spesielt giftig. Men langvarig høyt inntak av kobber kan føre til leverskader, og hjerne- og nerveskader. Symptomer på akutt kobberforgiftning er kvalme, brekninger og diarè. I mer alvorlige tilfeller kan man få krampe, gulsott og i verste tilfelle kan det føre til død (Store norske leksikon, 2012b). Selv om metallisk kobber har lav giftighet, er kobber i form av løselige salter giftige i små konsentrasjoner. Mange slike forbindelser er skadelige for vannlevende organismer. Kobber kan akkumuleres i organismer og være giftig for pattedyr (Bjervamoen et al., 2006).

Kobber forekommer naturlig i berggrunnen, men vi har også stor tilførsel av kobber til miljøet fra produkter. Bunnstoff til båter og antibegroingsmidler på redskaper er de største kildene (Bjervamoen et al., 2006; Hansen & Tiller, 2012). Andre kilder til kobber er impregneringsmidler, rør, sopp- og insektsmidler, maling, beis og mineralgjødning. Kobber er også et viktig forurensningsmetall i forhold til avrenning fra gruvedrift.

2.2.7 Sink

Sink er et essensielt grunnstoff i livsprosesser, pga. at sink inngår i enzymer som er knyttet til metabolisme av proteiner og karbohydrater. Sink er derfor relativt ugiftig for mennesker og dyr, men kan være giftig for planter i større mengder (*Manahan, 2005*). Mangel på sink kan føre til nedsatt vekst og klorofyllskader hos planter. Hos pattedyr kan sinkmangel føre til hudforandringer, vekstforstyrrelser, og forandringer i benbygningen. Dersom man får i seg for mye sink kan dette forårsake uvelhet, kvalme og diarè, som videre kan fremkalle betennelser i åndedretts- og fordøyelsesorganer (*Store norske leksikon, 2009 a*).

Sink benyttes i ulike legeringer og kjemiske produkter, samt metalliske produkter. Utslipp av sink kan skyldes slitasje fra bildekk, maling, bunnstoff, plast, batterier/ akkumulatører og sinkplater. Sinkforurensning kan også komme fra industri og metallkonstruksjoner (*Bjervamoen et al., 2006; Ottesen, Bogen, Bølviken, Volden & Haugland, 2000*).

2.2.8 Nikkel

I Trønderlag er det naturlig høye nivå av nikkel i berggrunnen (*Ottesen, Almklov & Tijhuis, 1995*). Nikkel benyttes i legeringer og i ulike kjemiske produkter. Andre kilder til nikkel er batterier, akkumulatører, katalysatører, rustfrie råvarer og blåsesand. Nikkel inngår også som følgestoff i oljeprodukter og mineralgjødning (*Bjervamoen et al., 2006*).

Et overskudd av nikkel er giftig for planter, mens hos mennesker kan hudkontakt med nikkelholdige materialer føre til nikkelallergi og betennelse i huden (*Bjervamoen et al., 2006; Store norske leksikon, 2012 c*). Nikkel kan også fremkalle kreft i form av støv og damp. Generelt er nikkels fysiologiske virkninger lite kjent.

2.2.9 Krom

Krom kan forekomme i flere former i naturen, og vanligste er Cr^{III} (kromat anion) og Cr^{VI} (trivalent krom kation) (*Bjervamoen et al., 2006; Apostoli et al., 2006*). Kromforbindelser er tungt nedbrytbare, og har varierende grad av bioakkumulering i organismer. Cr^{VI} forbindelser er de mest skadelige, og kan medføre kreft og er veldig giftig for levende organismer. Som for andre metaller vil tilstandsformen være avhengig av kjemiske betingelser, særlig redoks og pH. Treverdige krom

kan derfor oksideres til seksverdig (og seksverdig reduseres til treverdig), men treverdig krom dominerer i ferskvann og i havet (*Miljøverndepartementet, 2010*).

Krom er et grunnstoff som forekommer naturlig i stein og jord. Stoffet brukes også i metalliske produkter som for eksempel fargestoff i maling, i elektronikk og i stål. Krom brukes i en rekke produkter, og bruken er økende. Andre kilder til krom er blåsesand, sement og CCA- trevirke. Det ble innført forbud mot kromimpregnert trevirke i produktforskriften i 2003 og i EUs biociddirektiv i 2006. Det er også innført andre forbud, som f.eks. mot emballasje, kjøretøy og leketøy (*Bjervamoen et al., 2006; Miljøverndepartementet, 2010*).

2.2.10 Jern

Jern er et essensielt element for mennesker, og inngår i blant annet hemoglobin, myoglobin og i cytokromer. Hemoglobin tar seg av oksygentransport i blodet, myoglobin kan lagre oksygen inne i musklene våre og cytokromer er en viktig del av elektrontransportkjeden. I tillegg inngår jern i peroksidnedbrytning (beskyttelse mot frie radikaler). For mye jern vil derfor føre til økt produksjon av frie radikaler, og jern blir da giftig for mennesker. Dersom mennesker får i seg for mye jern kan dette føre til magesmerter, diarè og oppkast. Bivirkninger ved jernopptak er kvalme og avføringsforstyrrelser som forstoppelse og magesmerter. Dosen av jern må være over 200 mg/kg kroppsvekt, for at det kan være dødelig (*Sæthre, 2010; Store norske leksikon, 2009 b*)

Det meste av jernet som entrer havvann kommer fra atmosfæren, som mottar jern fra støv. I atmosfæriske vanndråper blir en signifikant fraksjon av jern(III) redusert til løselig jern(II). I sjøvann er den termodynamiske stabile oksidasjonsformen jern(III) (*Straum & Morgan, 1996*). Støvet i atmosfæren kan komme fra industrielle kilder, som f.eks. Ila Jern i Ilsvika området. Jernforurensning i havvann kan også komme fra dumping av gruveavfall, og rusting av jernskrot ved at jernutstyr kastes i havet. Jern er også det fjerde vanligste grunnstoffet i jordskorpen, noe som gjør at de marine sedimentene inneholder veldig mye jern (*Ottesen et.al, 2000*).

2.3 Analysering av miljøgifter i sedimenter (og vann)

Sedimenter er løsmasser som er avsatt på sjøbunnen, og består av alt fra grov grus til sand og leire. Sedimenter inneholder også organisk materiale. Siden miljøgifter har en tendens til å binde seg til små partikler og organisk materiale, vil de ende opp i sedimentene. Det er derfor viktig å gjøre

analyser av miljøgifter i sedimenter i fjorder og kystnært farvann, for å overvåke spredning av miljøgifter og historisk utvikling. En forutsetning for dette er at miljøgiftene sedimenterer og at miljøgiftene lagres kronologisk i sedimentene. Målinger av sedimentene kan også gjøres som grunnlag for å kunne vurdere risiko av forurensede sedimenter. Dersom man ønsker å belyse dagens forhold er det nok med overflateprøver, men dersom man vil se på den historiske utviklingen til miljøgiftene bør man ta kjerneprøver. Ved bruk av kjerneprøver kan man ta ned til dyp hvor man kan finne bakgrunnsnivået, dvs. nivået før industriell tid (*Statens forurensningstilsyn, 2007a*). Bedømming av risiko av forurensede sedimentene gjøres ofte i forbindelse med beslutninger om miljøtiltak i sedimentene. Videre vil det bli presentert to måter å analysere forurensede sedimenter på, der den første klassifiseringen overlapper den andre.

2.3.1 Analysering av miljøgifter med tilstandsklasser

Klassifisering med tilstandsklasser kan gjøres både for sedimenter og for vann.

Klassifiseringssystemet med tilstandsklasser for marine sedimenter tar for seg finkornige sedimenter. Grunnen til at finkornet sediment foretrekkes er at miljøgifter i hovedsak er knyttet til små partikler og til organisk materiale. Videre bygger klassifiseringen på antatte nivåer for kronisk og akutte toksiske effekter på organismer som lever av sedimenter. Nivåene er beregnet fra tilfeldig informasjon fra tester av toksisitet i sedimenter eller ved beregning av likevektsfordeling. Bakgrunnsnivået for metaller er konsentrasjonen i sedimenter som er avsatt før den industrielle tiden, og er funnet ved å bruke aldersdaterte sedimentkjerner. Bakgrunnsnivå avhenger av mineralogi og kornstørrelse, og det vil derfor variere fra område til område.

Kriterier for de ulike tilstandsklassene baserer seg på internasjonale etablerte systemer for miljøkvalitetsstandarder og risikovurdering av kjemikalier i EU. Utgangspunktet for klassifiseringen er bakgrunnsnivået (referansenivå), som er grensen for klasse I. Dersom sedimentene har konsentrasjoner innen denne klassen blir de regnet som "rene". Dersom man har høyere verdier enn bakgrunnsnivået, innebærer dette at man har påvirkning fra en eller flere punktkilder. Referansenivået betraktes primært som et verktøy for norsk miljøforvaltning, for å identifisere områder som kan være påvirket av lokale miljøgiftkilder (klasse II) og finne ut hvor man eventuelt må vurder tiltak (klasse III, IV og V). Men bakgrunnsnivåene kan være veldig varierende, noe som må tas i betraktning når man skal trekke konklusjoner fra et observasjonsmateriale. Den øvre grensen for klasse II angir den konsentrasjonen som kan ventes å gi negative effekter på enkelt arter i et samfunn av organismer. For klasse III representerer øvre

grense den konsentrasjonen som antas å gi akutt toksiske effekter på enkelte arter i miljøet. Den øvre grensen for klasse IV relateres til akutt toksisitet, og denne grensen utgjør en større grad av skade eller effekt på et større antall arter enn øvre grense for klasse III (*Statens forurensningstilsyn, 2007a; Statens forurensningstilsyn, 2007b*). Tabell 2 oppsummerer de ulike tilstandsklassene.

Tabell 2. Oversikt over de fem tilstandsklassene. Tabell er hentet fra Statens forurensningstilsyn (2007a).

I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Bakgrunnsnivå	Ingen toksiske effekter	Kroniske effekter ved langtids-eksponering	Akutt toksiske effekter ved kort-tidseksponering	Omfattende akutt-toksiske effekter

I forbindelse med tolkning av sedimentdata er det viktig å forstå hvilke prosesser som virker inn på fordeling av miljøgifter i sedimentet. En forutsetning for å bruke klassifiseringssystemet er derfor å ha god kjennskap til sedimenter som medium, samt ha kunnskap om hvilke naturlige faktorer som påvirker nivåer og biologisk tilgjengelighet i sedimentet (*Statens forurensningstilsyn, 2007a*). Nedenfor vises klassifiseringen av noen metaller som har innvirkning på miljøet.

Tabell 3. Klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller i sedimenter. Tabell er hentet fra Statens forurensningstilsyn (2007a).

Klasse	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Metaller					
Arsen (mg As/kg)	<20	20 - 52	52 - 76	76 - 580	>580
Bly (mg Pb/kg)	<30	30 - 83	83 - 100	100 - 720	>720
Kadmium (mg Cd/kg)	<0.25	0.25 - 2.6	2.6 - 15	15 - 140	>140
Kobber (mg Cu/kg)	<35	35 - 51	51 - 55	55 - 220	>220
Krom (mg Cr/kg)	<70	70 - 560	560 - 5900	5900 - 59000	>59000
Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0.15	0.15 - 0.63	0.63 - 0.86	0.86 - 1,6	>1.6
Nikkel (mg Ni/kg)	<30	30 - 46	46 - 120	120 - 840	>840
Sink (mg Zn/kg)	<150	150 - 360	360 - 590	590 - 4500	>4500

Det er forholdsvis enkelt å analysere miljøgifter i sedimenter på grunn av at det er såpass stor konsentrasjoner i sedimenter. For analyse av miljøgifter i sjøvann kreves mer omfattende kvalitetssikringsprosedyrer, siden det er såpass lave konsentrasjonsnivåer. Selv om instrumentering og metoder er forbedret med årene er det fortsatt mange feilkilder i forbindelse med prøvetaking og håndtering av prøver. Klassifiseringen for sjøvann baseres på ufiltrerte prøver (total konsentrasjon). Bakgrunnsnivå av metaller i vann baserer seg på data fra antatt forurensede norske kystområder, samt data fra andre havområder. Bakgrunnsnivå varierer også avhengig av hva slags partikler som er til stede i vannprøven, noe som betyr at bakgrunnsnivå av metaller i sjøvann varierer med årstiden og med saltholdighet, samt vertikalt i massene. Dette kompliserer klassifiseringen av metaller i vann. I tabell 4 vises en klassifisering av metaller i vann, og klassifiseringen er gjort av Statens forurensningstilsyn (2007a).

Tabell 4. Klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller i vann. Tabell er hentet fra Statens forurensningstilsyn (2007a).

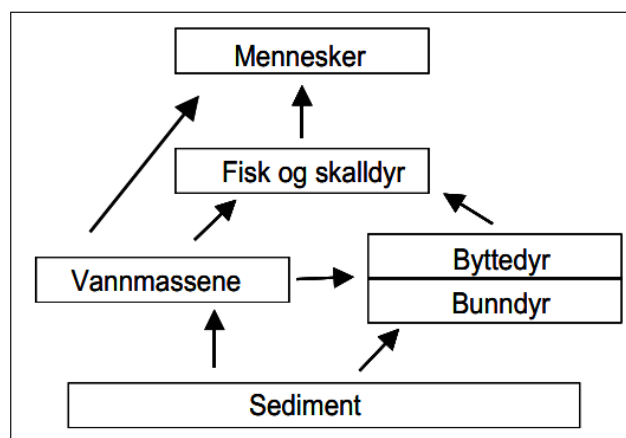
Klasse	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Metaller					
Arsen ($\mu\text{g As/L}$)	<2	2 - 4.8	4.8 - 8.5	8.5 - 85	>85
Bly ($\mu\text{g Pb/L}$)	<0.05	0.05 - 2.2	2.2 - 2.9	2.9 - 28	>28
Kadmium ($\mu\text{g Cd/L}$)	<0.03	0.03 - 0.24	0.24 - 1.5	1.5 - 15	>15
Kobber ($\mu\text{g Cu/L}$)	<0.3	0.3 - 0.64	0.64 - 0.8	0.8 - 7.7	>7.7
Krom ($\mu\text{g Cr/L}$)	<0.2	0.2 - 3.4	3.4 - 36	36 - 360	>360
Kvikksølv ($\mu\text{g Hg/L}$)	<0.001	0.001 - 0.048	0.048 - 0.071	0.071 - 0.14	>0.14
Nikkel ($\mu\text{g Ni/L}$)	<0.5	0.5 - 2.2	2.2 - 12	12 - 120	>120
Sink ($\mu\text{g Zn/L}$)	<1.5	1.5 - 2.9	2.9 - 6	6 - 60	>60

Det er forskjellige inndelinger av innhold av metaller i de forskjellige tilstandsklassene for sedimenter og vann, siden forbindelser er mer biotilgjengelige og mobile i vann. Metaller i vann utgjør derfor en større risiko for det akvatiske liv og for mennesker, og det er derfor satt mindre grenser av de ulike metallene i vann. Tabell 4 brukes i forbindelse med diskusjon av resultatene fra DGT analyseringen og vannprøvene.

2.3.2 Analysering av sedimenter med risikogrupper

Et risikovurderingssystem brukes for å bedømme risiko fra sedimenter i dagens tilstand, og er viktig i forbindelse med opprydding i forurensede sedimenter. Risiko er et mål som kombinerer sannsynligheten og konsekvensen av en hendelse. Risikovurderingen avhenger av konsentrasjoner av miljøgifter, samlet toksisitet i sedimentet, sedimenttype, bunntopografi, dybdeforhold, arealbruk og skipsfart. Risikovurderingen gjennomføres i tre trinn. Spranget mellom trinnene karakteriseres av økning i kompleksitet av vurderingene, sterkere gjenspeiling av lokale forhold, redusert usikkerhet og mindre konservative beregninger og estimater. I trinn 1 brukes tilstandsklassene beskrevet i avsnitt 2.3.1, noe som innebærer en forenklet risikovurdering. Da sammenlignes miljøgiftkonsentrasjon og toksisitet av sedimentet med grenseverdier for økologiske effekter ved kontakt med sedimentet. Dersom grenseverdiene overskrider klasse II er den potensielle risikoen av sedimentet betydelig, noe som betyr at trinn 2 i risikovurderingen må gjennomføres (Kjeldby, 2007). Grenseverdiene som avgjør om trinn 2 må gjennomføres er markert med rødt i tabell 3.

Videre har trinn 2 som mål å fastslå om risiko for skade på miljø eller helse forbundet med sedimentene, er akseptable eller ikke. I trinn 2 blir både risiko for spredning av miljøgifter, risiko for human helse, og risiko for økosystem vurdert. Risiko for spredning av miljøgifter vurderes ut fra beregnet transport av miljøgifter fra sediment til vannmassene (Kjeldby, 2007). Ulike spredningsveier fra sedimentet til øvrige deler av økosystemet er illustrert i figur 6.



Figur 6. Mønster for spredning av miljøgifter fra sediment til de øvrige deler av økosystemet (Kjeldby, 2007).

Transporten av miljøgifter fra sediment til vannmassene kan skje ved blant annet diffusjon, adjeksjon, bioturbasjon, organismer og oppvirvling som følge av bølger og skipstrafikk. Spredning som kommer av disse faktorene kan beregnes ved forskjellige likninger. For eksempel kan spredning ved biodiffusjon beregnes ved å bruke formelen:

$$F_{diff} = \frac{n}{\tau} * a * D_s * \frac{D_{pv}}{\Delta x} * 3,15 * 10^8, \quad (1)$$

der F_{diff} er biodiffusjon ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$), n er porøsitet (0,7), τ er tortuositet, a er faktor som diffusjonshastigheten økes med pga. bioturbasjon, D_s er molekylærdiffusjonskoeffisient (cm^2/s), D_{pv} er porevannskonsentrasjon (mg/l) og Δx er diffusjonslengde (1 cm). Hvilke grenseverdier som er akseptable/ uakseptable for spredning av miljøgifter fra sedimentene er ennå ikke satt. Man må derfor vurdere dette ut fra hvilke miljømål og eventuelle lokale akseptkriterier som er satt. Risiko for spredning vil være akseptable, dersom risikoen for skade på human helse og på økosystemet er akseptable. Dette vil si at selv om konsentrasjoner av miljøgifter i sedimentene overskrider klasse II, så er det ikke sikkert at det må gjøres tiltak dersom det ikke er fare for spredning av miljøgiftene (Kjeldby, 2007).

Risiko for human helse vurderes ut fra aktuelle transportveier til menneske. Da er det viktig å tenke på hvor biotilgjengelige miljøgiftene i sedimentet er for bunndyr, som er første ledd i transporten til mennesket. Den viktigste eksponeringsveien av miljøgifter for mennesker er nemlig via fisk og skalldyr. Man må derfor beregne biotilgjengeligheten som er basert på sedimentkonsentrasjon og de anbefalte fordelingskoeffisientene. Dersom helserisiko i forhold til inntak av sjømat er en viktig del av risikovurderingen, anbefales det å gjennomføre en bioakkumuleringstest. Denne testen går ut på å måle opptaket av miljøgifter i organismer som er i vedvarende kontakt med de aktuelle sedimentene. Det finnes andre eksponeringsveier enn inntak av fisk og skalldyr, og en fullstendig risikovurdering vil omfatte alle eksponeringsveiene. Tabell 5 viser disse, og her er også eksponeringsveiene vurdert ut i fra arealbruk. For eksempel vil et område som brukes til bading eller rekreasjon, der mennesker eksponeres gjennom oralt inntak og hudkontakt med forurensede sedimenter og vann, utgjøre en mulig risiko for human helse. Det finnes forskjellige beregningsmåter for de forskjellige eksponeringsveiene (Kjeldby, 2007).

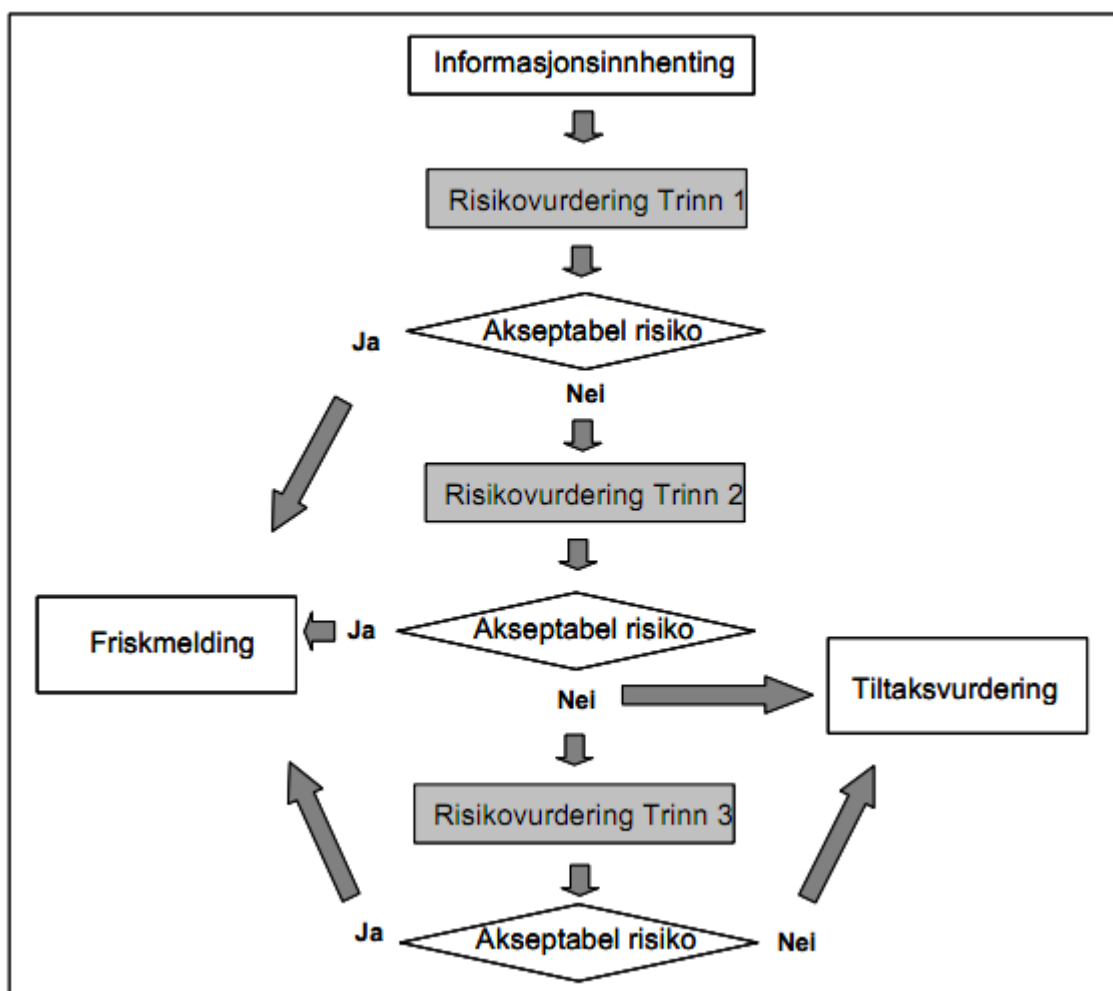
Tabell 5. Eksponeringsveier for vurdering av risiko for humanhelse ved ulike typer arealbruk relatert til sjø (Kjeldby, 2007).

Arealbruk	Oralt inntak				Hudkontakt	
	Sediment	Overflatevann	Partikulært materiale	Fisk og skalldyr	Sediment	Overflatevann
Verneområde			X	X		X
Badeplass	X	X	X	X	X	X
Rekreasjon		X	X	X	X	X
Fiskeoppdrett		X	X	X		X
Småbåthavn		X	X	X	X	X
Havn				X		
Industri				X		

Mennesker blir utsatt for miljøgifter på mange måter, og det er derfor lagt til grunn at ikke mer enn 10 % av total eksponering for mennesker skal komme fra sedimenter. Hvor mye mennesker får i seg gjennom fisk og skalldyr varierer fra sted til sted i landet. Det kan derfor noen ganger være lurt å anslå hvor mye lokal sjømat utgjør av det totale matinntaket. Denne informasjonen kan finnes fra lokale eller regionale næringsmiddeltilsyn. I Norge blir helserisiko knyttet til livslangt tolerabelt daglig inntak vurdert av Mattilsynet. Dersom man finner miljøgifter i sjømat vil en egnet ekspertgruppe gjøre nødvendige helsevurderinger. Denne helsevurderingen samt nødvendige fakta danner så grunnlaget for Mattilsynets vurdering om det vil være behov for kostholdsrad for et område.

Vurdering av risiko for økosystem gjøres på grunnlag av beregnede miljøgiftkonsentrasjoner som organismer i vann eksponeres for, sammenlignet med relevante grenseverdier for effekter. Da er det viktig å kunne få et direkte mål på om miljøgiftene i sedimentet virkelig gir effekter. Det gjennomføres derfor en toksisitetstest, som gir grunnlaget for å bedømme risiko for de organismene som har vedvarende kontakt med sedimentene. Denne bedømmelsen baserer seg på et estimat av sedimentenes bidrag til miljøgiftnivået i vannmassene. Dersom risiko for spredning av miljøgifter, risiko for human helse, og risiko for økosystem ikke er akseptabel i trinn 2 kan man enten gjøre en tiltaksvurdering, eller men kan øke sikkerheten ved å gjennomføre trinn 3 i risikovurderingen (Kjeldby, 2007).

Trinn 3 har samme struktur og målsetning som trinn 2, men vurderingen i trinn 3 forankres bedre til lokale forhold. På den måten gir trinn 3 et sikrere beslutningsgrunnlag for eventuelle tiltak. Trinn 3 kan i noen tilfeller bare kontrollere eller erstatte verdier som er foreslått i trinn 2, med mer pålitelige, steds spesifikke verdier som er funnet ved nyere undersøkelser. I andre tilfeller kan trinn 3 gi en full numerisk modellering av mobilisering, transport og biologisk akkumulering av miljøgifter. Dette er for å få et best mulig grunnlag for å vurdere sedimentene (Kjeldby, 2007). Hvordan hele risikovurderingssystemet forgår, oppsummeres i figur 7.



Figur 7. Struktur for risikovurderingssystem for forurensete sedimenter (Kjeldby, 2007).

2.4 Utlekking og spredning av miljøgifter fra sedimentene

Det er flere faktorer som påvirker tilførselen av miljøgifter fra sediment til vann og organismer, og noen av disse er bioturbasjon, oppvirvling som følge av fysisk påvirkning av sediment, innhold av organisk materiale i sediment, miljøgiftens tilstandsform i sedimentet, naturlig sedimentasjon,

interaksjoner mellom miljøgifter i sedimentet og undersjøiske ras. Bioturbasjon går på at vi får en omrøring i sedimentene som følge av at dyr graver i sedimentene. Dette fører til at materiale som opprinnelig befinner seg et stykke ned i sedimentet kan transporteres til overflaten. Denne omrøringen vil også føre til at oksygen fraktes ned i sedimentet, som kan føre til at reduserte kjemiske forbindelser oksideres. Miljøgiftens mobilitet vil dermed endres. Videre vil porevann bli pumpet til overflaten, og dette porevannet kan ha et høyt innhold av miljøgifter (*Klima- og forurensningsdirektoratet, udatert a*). Definisjonen på porevann er i følge Manahan (2005) vann som holdes av sedimenter, dvs. vann i hulrom i sedimentene.

Spredning ved oppvirvling av sediment pga. fysisk påvirkning, innebærer at sedimentet påvirkes av bølger, strøm og/eller tidevann. I tillegg kan også skipstrafikk føre til hyppig oppvirvling, ved for eksempel utstrømning og innsugning fra propell eller strømming rundt et skip i bevegelse for å kompensere forflytning av det nedsenkede volumet. Ved oppvirvling kan miljøgiftene som er knyttet til sedimentet frigjøres fra partiklene, og de vil spres (*Bjerkeng & Molvær, 2002; Klima- og forurensningsdirektoratet, udatert a*). Faren for at sedimentene skal oppvirvles avhenger av forholdene i vannet som strøm og bølger ved bunnen, og av sedimentets egenskaper med hensyn til å stå i mot kreftene det påvirkes av. I sedimentets egenskaper inngår blant annet faktorer som størrelse, tetthet og hvor godt det henger sammen (kohesivitet) (*Bjerkeng & Molvær, 2002*).

Når det gjelder organisk materiale i sedimentet vil dette påvirke mobilitet og biotilgjengelighet av miljøgifter. Dette er på grunn av at miljøgiftene kan binde seg til det organiske materiale, som igjen er føde for dyr som lever av sedimentene. Dersom det er et høyt innhold av organisk materiale i sedimentet vil dette føre til at vi får en høy biotilgjengelighet av miljøgifter og at sedimentet får stor biologisk aktivitet. Bunndyrene som spiser sedimenter kan igjen bli spist av fisk, noe som vil føre til at miljøgiftene transporteres fra sedimentene og oppover i næringskjeden. Høyt innhold av organisk materiale kan også føre til at mobilitet av for eksempel tungmetaller avtar, ved at de danner sulfider i sedimentet under oksygensvikt. Dette vil være positivt, i forhold til at miljøgiftene blir mindre biotilgjengelige (*Klima- og forurensningsdirektoratet, udatert a*).

Spredning av miljøgifter i sedimenter avhenger også av miljøgiftens tilstandsform. Miljøgifter tilføres i hovedsak til sedimentet ved to måter; bundet i partikler i selve utslippet, eller som løst form for deretter å bli adsorbent til naturlige partikler i det marine miljø som sedimenter. Den første nevnte måten miljøgifter dannes i sedimentet på, er den minst mobile formen av miljøgifter. En annen faktor som kan føre til spredning er samvirkning mellom ulike miljøgifter i et sediment. Dette

er en kilde man kjenner minst til. I de fleste tilfeller inneholder et forurenset sediment et stort antall miljøgifter, og dette gjelder spesielt ved havner der det finnes mange kilder (*Klima- og forurensningsdirektoratet, udatert a*).

Den siste årsaken til at miljøgifter i sedimenter kan spres er undersjøiske ras. I området rundt Ilsvika har det i senere tid vært to slike ras, ett i 1888 og ett i 1950. Slike undersjøiske ras starter ved et initialskred, som kan være forårsaket av menneskers virksomhet som fyllinger i en strandkant, eller ute i fjorden der det kan utløses glidninger ved sedimentering i bratte skråninger. Når det oppstår brudd i løst lagret sand vil kornskjellettet bryte sammen og overskuddsvannet i porene fører til at massen flyter nedover sjøbunnen. Denne skredtypen vil ofte utvikles til å omfatte store masser og områder (*Røe, 1975*).

2.5 Tiltak for å rydde opp i forurensete sedimenter

Når man skal rydde opp i forurensete sedimenter, er det først og fremst viktig å stanse utslippene til sjøen. Å ha kontroll på kildene på land er også en forutsetning for å kunne begynne på oppryddingen i havet. Ellers vil de oppryddede sedimentene forurennes på nytt, og arbeidet har liten betydning. Altså først når kildene på land er stanset kan arbeidet med forurensete sedimenter starte (*Klima- og forurensningsdirektoratet, udatert b*).

Det kan gjøres flere fysiske tiltak for å rydde opp i forurensete sedimenter. De viktigste tiltakene er tildekking, stabilisering, nedbrytning, sugemudring, grabbmudring, dypvannsdeponi, deponering med overdekking, strandkantdeponi, avvanning, separering (rensing), biologisk behandling, deponering på land og termisk behandling. Med tanke på tidligere tiltak som har vært gjort i Norge, vurderes følgende oppryddingsmetoder som aktuelle i Trondheim havn; tildekking av sedimentene, mudring og deponering, stabilisering av deponerte sedimenter, og rensing (separering) av sedimentene ved hjelp av et sedimentvaskeanlegg. Den sistnevnte metoden er tatt med selv om rensing av sedimenter generelt er dyrt, på grunn av at en del sedimenter inneholder stor sandfraksjon som kan være ren. Dersom dette er tilfelle og sandfraksjonen kan separeres kan kostnadene reduseres (*Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*).

Metoden med tildekking av sedimenter går ut på at de forurensete sedimentene tildekkes med rene masser slik at miljøgiftene ikke er tilgjengelige for marine organismer. Til denne tildekkingen brukes normalt sand, men også silt og fin grus kan brukes. Dersom bunnen er utsatt for mye

oppvirvling, strøm og spredning er det best å bruke grove masser, men minimumskrav på mektighet av dekklaget er på 30 cm. Det er mange steder vanskelig å legge et jevnt lag, så derfor vil dekklaget normalt være 50-60 cm (*Klima- og forurensningsdirektoratet, udatert b; Klima- og forurensningsdirektoratet, udatert c; Statens forurensningstilsyn, 2004*).

Tildekking av sedimenter kan gjøres på tre måter. Alternativ 1 er å legge en fiberduk over de forurensede sedimentene, slik at forurensede sedimenter ikke blandes med de rene dekkmassene. Dette alternativet er spesielt nyttig å bruke når man har myk havbunn. Å legge en fiberduk er ganske kostbart ved store vanndybder (>10-20 cm). Det andre alternativet går på at tildekkingen skjer direkte på de forurensede sedimentene uten bruk av fiberduk. Når dette alternativet brukes er det viktig å passe på at dekkmassene ikke synker inn i svært myke sedimenter eller slam som skal tildekkes, samtidig som at man må passe på så ikke de forurensede sedimentene ikke spres eller virvles opp ved tildekkingen. Det tredje og siste alternativet er tildekking med betongmadrasser. Dette gjøres ved tilfeller der det er stor risiko for at dekkmassene ikke blir liggende stabilt. Betongmadrasser består av en kraftig forsterket duk som er fylt med betong, og denne duken kan legges direkte på de forurensede sedimentene (*Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*).

I forkant av tildekking av sedimenter må havbunnen ryddes for gjenstander og slikt som kan forstyrre tildekkingen. Tiltaket er i prinsippet avsluttet når tildekkingen er ferdig. Dersom det er stor fare for oppvirvling og spredning av de forurensede sedimentene kan det være behov for et siltgardin. Et siltgardin plasseres da vertikalt i vannmassene, og det har som funksjon å samle opp partikler som spres. Etter et slikt tiltak som tildekking kan det også være behov for overvåking, for å sjekke av tiltaket faktisk har en virkning (*Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*).

Fjerning av sedimenter ved mudring samt plassering i et godkjent deponi er en annen måte å rydde opp i forurensede sedimenter på. Når det gjelder mudring, deles denne metoden ofte opp i to typer; mekaniske eller hydrauliske mudring. Mekanisk mudring innebærer mekanisk fjerning av sedimentet, ved at det for eksempel graves bort (graddmudring). Hydraulisk mudring foregår ved at sedimentene suges opp fra bunnen, såkalt sugemudring. Ingen av de to metodene over, er prikkfrie metoder. Ved mekanisk mudring kan man få oppvirvling og spredning av partikler, mens hydraulisk mudring kan føre til store kostnader på grunn av at det følger med store mengder vann opp som må håndteres videre (*Laugesen & Nygård, 2008*). I forbindelse med mudring, er deponering aktuelt. Det finnes flere typer deponier, både på land, i sjø og i strandkanten. Deponi på land går ut på at sedimentene tas opp på land og plasseres i et godkjent deponi. Dersom man har deponier i sjøen,

innebærer dette at sedimentene plasseres på sjøbunnen, for så å tildekkes slik at miljøgiftene ikke spres. Strandkantsdeponier kan etableres dersom man både har behov for å innvinne land og for å deponere sedimenter (*Klima- og forurensningsdirektoratet, udatert c; Statens forurensningstilsyn, 2004*).

I likhet med tildekking av sedimenter, må man også i forkant av mudring rydde bunnen for gjenstander som vil forstyrre mudringen. Mudring krever også et sted å deponere muddermassene, og ulike deponier er beskrevet ovenfor. Når det gjelder muddermassene som deponeres er det viktig at disse er avvannet. Typisk vanninnhold i masser som er mudret med sugemudring er 85-90 %. Hvilken avvanningsmetode som brukes avhenger av hvor tette sedimentene er. Ved graddmudring kan det være mulig å unngå avvanning, på grunn av at sedimentene har lavere vanninnhold enn ved sugemudring. Dersom det er fare for spredning og oppvirvling av forurensede sedimenter under mudring kan det også her være greit å bruke et siltgardin. Det kan også være behov for overvåking for å sjekke effekten av tiltaket (*Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*).

Stabilisering av deponerte sedimenter er et tillegg til mudring og deponering av forurensede sedimenter. Stabilisering av sedimenter brukes i tilfeller når sedimenter som plasseres i deponiet er av en slik geoteknisk kvalitet at det ikke er mulig å bruke deponiet til lagerplass, bygninger etc. Sedimenter kan stabiliseres med for eksempel sement. Før sedimenter stabiliseres bør overskuddsvann i sedimentene fjernes, for å få en vellykket stabilisering (*Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*).

Den siste aktuelle oppryddingsmetoden i Trondheim havn er rensing (separering) av sedimentene ved hjelp av et sedimentvaskeanlegg. Rensing baseres på separering av sediment og forurensing. Prinsippet bak rensing er at miljøgiftene normalt vil være bundet til de fineste partiklene. Første trinn i separasjonsmetoden er da å skille de fine partiklene fra de grove sedimentene ved sikting. Neste fase er vasking, noe som går ut på å skille forurensningen fra sedimentene ved hjelp av et vaskemiddel (eks. vann blandet med tensider, syrer eller kompleksdannere). Om vaskemetoden kan brukes eller ikke avgjøres av blant annet type og mengde forurensing, partikkelstørrelse, kornfordeling, tørrstoffinnhold, organisk innhold og ønsket renseseffekt. Etter vasking sitter man igjen med en ren fraksjon og et «konsentrat» av forurensning som enten må deponeres eller behandles videre (for eksempel ved forbrenning) (*Kibsgaard, 2004; Klima- og forurensningsdirektoratet, udatert c; Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*).

Før man begynner med rensing av sedimenter bør man kjøre en test av sedimentvaskingen. Dette gjøres for å avdekke fordeling av forurensningen mellom de forskjellige kornstørrelsene. Dersom forurensningen ikke er knyttet til en spesiell fraksjon vil det være lite hensiktsmessig å separere med tanke på kornstørrelse. Andel sand bør utgjøre minst 50-60 % av massene som skal renses. En annen ting som er viktig å tenke på i forkant av en rensing er valg av vaskemiddel. Dersom vaskemidlet er miljøfarlig, må massene vaskes i et ekstra trinn før de gjenbrukes. Rensemetsoden krever også en del plass for selve vaskeanlegget, samt at man trenger tilgang til vann (*Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*).

Hvilken av oppryddingsmetodene som er nevnt ovenfor som faktisk tas i bruk når man rydder opp i forurensede sedimenter avhenger blant annet av kostnader. Hvor høye kostnader de ulike tiltakene krever avhenger igjen av ulike faktorer. For tildekking av sedimentene er kostnadene avhengig av forurensningsarealet, vanndybde, avstand fra land, bunntopografi og sedimenttype. For mudring og deponering er faktorene som påvirker kostnaden følgende; forurenset areal, tykkelse på forurenset sedimentlag, vanndybde, avstand fra land, bunntopografi og sedimenttype. Faktorer som er avgjørende for kostnadene i forbindelse med stabilisering av deponerte sedimenter er volum, sedimenttype og forurensningstype. I forbindelse med rensing av sedimenter avhenger kostnadene av vanninnhold, organisk innhold og sedimenttype (*Laugesen, Møskeland & Kelley, 2003*).

2.5.1 Planlagt tiltak for opprydding i Ilsvika

I Adresseavisen (2012) stod det skrevet at de forurensede sedimentene i Ilsvika skal ryddes opp i. Ryddearbeidet skal skje på områder som er grunnere enn 20 meter. Dette er på grunn av større dyp ikke påvirkes så mye av skipstrafikk og bølger. Disse sedimentene ligger derfor stort sett i ro, og spres i liten grad. Kostnader er også en av grunnene til at oppryddingen begrenses til 20 meters dyp. I Ilsvika er seilingsdybden (minstedybde for hvor det kan skje oppvirvling) bra, og oppryddingsarbeidet her består i å tynnsjiktdekke bunnen med materialer som binder de forurensede sedimentene. Oppryddingsmetoden tildekking er også den metoden som krever minst etterarbeid. Det forventes at arbeidet begynner i 2014, og at området er ryddet innen 2015. Planene avhenger av den økonomiske støtten (*Hansen & Tiller, 2012*).

3. Analytiske metoder og statistisk analyse

I dette avsnittet blir prøvetakeren som ble brukt ved sedimentprøvetakingen presentert. Videre presenteres maskinen som dekomponerte sedimentprøvene, samt litt om ICP-MS og DGT. Helt tilslutt blir det gjort rede for den statistiske analysen som blir gjort av analyseresultatene som er funnet ved ICP-MS.

3.1 Gravitasjonsprøvetaker

En gravitasjonsprøvetaker består av et langt stålrør som er montert på flere hundre kilo med blylodd. Inni stålrøret er det et plastrør. Nederst på plastrøret er det montert en kjernefanger som gjør at løst materiale ikke renner ut igjen når prøvetakeren er på tur opp fra havet. Siden prøvetakeren er såpass tung vil den penetrere sjøbunnsedimentene, og det vil stanses ut en kjerne med sedimenter som glir inn i plastrøret. Kjernelengden kan variere mellom en og fire meter. Metoden kan gi noe forstyrrelse i sedimentene (*Olsen, Rise & Wissing, 2011; Ottosen et.al, 2000*). Et bilde av en gravitasjonsprøvetaker finnes i figur 15 a).

3.2 UltraClave

UltraClave dekomponerer sedimentprøver fra organisk form til ionisk form. En UltraClave er et SRC (Single Reaction Chamber) basert mikrobølgeoppslutningssystem. Kabinettet er i rustfritt stål og arbeidsområdet er omringet av en tykk akryl glass skjerm. Over arbeidsområdet er det et kontrollpanel med en stor LCD skjerm som viser systemstatus, reaksjonstemperatur, nitrogen belastningstrykk, reaksjonstrykk og forløpt program tid (*Milestone productivity tools, udatert*). Disse opplysningene for mine prøver ligger i vedlegg 5.

Dekomponeringen i UltraClave baserer seg på mikrobølgeteknikk. Mikrobølger trenger igjennom prøvebeholderne, og prøvene varmes opp direkte. UltraClave er et lukket system, noe som gjør at man oppnår høye temperaturer og at flyktige prøvekomponenter ikke går tapt (*Torres, Frescura & Curtius, 2009*). Prøven dekomponeres i en oksiderende blanding av salpetersyre (HNO_3) og hydrogenperoksid (H_2O_2). Det blir brukt en oksiderende blanding, pga. at prøvene kanskje inneholder organisk materiale. Inni UltraClave maskinen finnes det et vannbad (se figur 8) som absorberer energien i mikrobølgene, og hydrogenperoksid i vannbadet reagerer med nitrose gasser (*Glomstad, 2010; Milestone productivity tools, udatert*).



Figur 8. Bilde av beholder og vannbad som prøvene ble satt ned i (*Milestone productivity tools, udatert*).

Fordeler med UltraClave

Fordeler med UltraClave er at den er med på å gi samme temperatur og trykk i alle beholderne, noe som gjør at analysen er presis og nøyaktig. Andre fordeler med UltraClave er den overlegne oppslutningskvaliteten og den minimale prøvebehandlingen noe som fører til en mindre kontamineringsrisiko. UltraClave har også høy produktivitet, da den kan dekomponere 40 prøver i gangen i motsetning til UltraWAVE som bare kan dekomponere 15. De lave driftskostnadene er også en fordel ved bruk av UltraClave, siden kostnadene til reaksjonskammerlokket kan elimineres (*Milestone productivity tools, udatert*).

3.3 ICP-MS

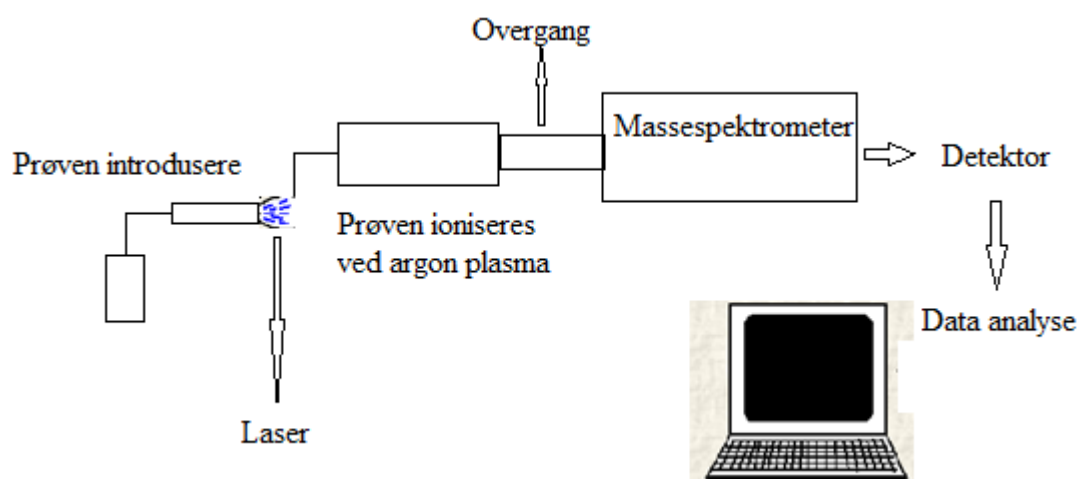
IC-PMS står for "Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy" som på norsk betyr induktivt koblet plasma massespektrometri. Det er en sekvensiell analysemetode som ble introdusert på 1970-tallet, og som brukes for å finne konsentrasjoner til grunnstoffer i en løsning, i jord og i sedimenter (*Skoog, West, Holler & Crouch, 2004*). Kvaliteten på resultatene man får fra sedimentene avhenger av oppløsningsprosedyren og den suksessfulle reduksjonen, samt eliminasjon og korreksjon for interferenser (*Schnetger, 1997*). Denne analytiske teknikken kan bestemme element med en konsentrasjon på ng/L. En ICP-MS maskin kan håndtere enkle og komplekse matrikser på grunn av høy temperatur i plasmaet (*Wolf, 2005; Skoog et al., 2004*).

Oppbygning og prinsippet bak ICP-MS

En ICP-MS kombinerer en høy-temperatur ICP (Inductively Coupled Plasma) kilde med et massespektrometer. Når prøven introduseres i ICP-plasma er den ofte en aerosol (ørså, finforstøvede partikler av enten fast stoff eller væske i en gass), og den er blitt det ved å aspirere et flytende eller en oppløst prøve i en forstøver eller ved bruk av laser. Prøven introduseres ved normaltrykk 1 atm, og ICP-kilden konverterer atomer av grunnstoffene i prøven til ioner. Plasmatemperatur er typisk mellom 6000-10000°K. Disse ionene blir deretter separert og detektert av massespektrometret. Når ionene når massespektrometret separeres de som funksjon av deres masseladningsforhold.

I

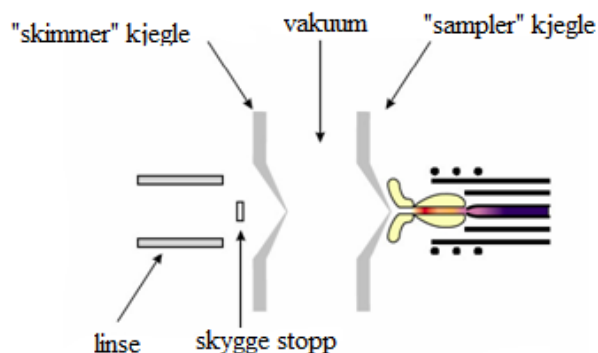
detektoren omformes antall innkommende elektroner til elektriske signal, og disse signalene kan avleses på data (Wolf, 2005; Skoog et al., 2004).



Figur 9. En skjematisk skisse over hovedprosessene i en ICP-MS. Figuren er et resultat fra kildene Skoog et al. (2004) og Wolf (2005).

Overgangen mellom ICP og MS

Det eksisterer et stort problem med tanke på utpakking av ioner fra plasmaen. Mens en ICP opererer ved atmosfæretrykk, opererer massespektrometret ved høyt vakuum ($<10^{-6}$ torr). Overgangen mellom ISP og MS må derfor sørge for at en betydelig fraksjon av produserte ioner transporteres til masseanalysatoren. Overgangen består generelt av to metall kjegler som kalles for "sampler" (prøvetaker) og "skimmer" (oppsamler). Hver kjege har en liten åpning (≈ 1 mm) som ioner tillates å passere gjennom for ioneoptikk, som igjen leder de til massespektrometret. Strålen som introduseres i massespektrometret har omtrent samme sammensetning som plasmaregionen, der hvor ionene kommer fra (Skoog et al., 2004). Figur 10 viser hvordan denne overgangen ser ut.



Figur 10. Skisse av overgangen mellom ICP og MS. Figuren er hentet fra Wolf (2005).

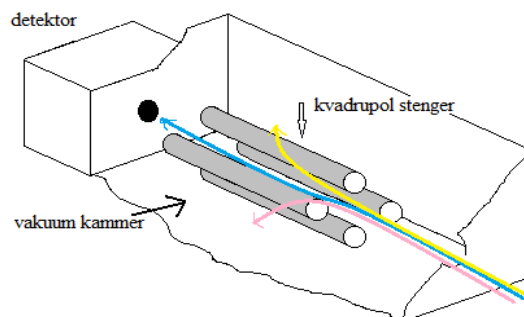
Massespektrometer

Den første fasen i et massespektrometer er at ioner fjernes fra plasma vha. et pumpeutvinningsystem. Deretter produseres en ionestråle, som fokuseres videre inn i selve enheten (detektoren). Det finnes flere typer masseanalysatorer som kan benyttes for å skille isotoper, basert på masseladningsforhold. De mest populære masseanalysatorene er den kvadrupole, den magnetiske sektoren, og den dobbeltfokuserende analysatoren. Oppløsningen av masseanalysatorer defineres som:

$$R = \frac{m}{\Delta m}, \quad (2)$$

der m er nominell masse og Δm er masseforskjellen som bare kan løses.

En kvadrupol analysator består av et kvadrupolt massefilter, som igjen består av fire metallstenger som er justert i et parallelt diamantmønster. Kvadrupole analysatorer er hovedsakelig massefilter som bare tillater at ioner med et bestemt masseladningsforhold kan passere. Ionebevegelse i elektriske felt er grunnlaget for separasjon. Stenger på motsatt side av hverandre kobles til dc og radiofrekvens (rf) spenninger. Med en brukbar justering av spenninger, dannes et stabilt mønster for ioner med et spesielt m/z forhold, slik at de kan passere gjennom analysatoren til detektoren. Massespekteret oppnås ved å scanne spenningene som brukes i stengene. Kvadrupole analysatorer har relativt høy gjennomstrømning, er kompakt og enkle å bruke, men har lav oppløsning (Skoog et al., 2004).



Figur 11. Skjematisk tegning av et kvadrupolt massespekter. Her vises tre fragmenter som kommer inn i kvadrupol kammeret. Spenningen i stengene er satt slik at bare det blå massefragmentet går helt gjennom kvadrupolens stangområdet, og inn i detektoren (Wolf, 2005; Skoog et al., 2004).

Magnetiske sektor instrumenter brukes også i ICP-MS. Her baseres separasjonen på avbøyning av ioner i et elektrisk felt. Banene som ionene tar, er avhengig av deres m/z verdier. Det magnetiske feltet scannes for å bringe ioner av forskjellige m/z verdier til detektoren. Dobbelt fokuserende instrumenter er den tredje analysemetoden som er mest brukt innen ICP-MS, og da kalles analysemetoden HR-ICP-MS. Denne metoden gir bedre oppløsning enn med kvadrupol, men instrumentet er større og dyrere. I dette instrumentet ligger en elektrisk sektor foran den magnetiske sektoren. Det elektrostatiske feltet tjener til å fokusere en stråle av ioner, som bare har et smalt område av kinetisk energi, på en knivskåret leder til den magnetiske sektoren. Slike instrumenter kan ha oppløsningsverdier opp mot 10 000. Instrumentene tillater vanligvis en mye bedre separasjon av de ionene som er av interesse fra bakgrunnsionene, og det oppnås supre deteksjonsgrenser (Skoog et al., 2004).

Detektor

Den vanligste detektoren som er funnet i et ICP-MS system er elektron multiplikatoren, som er en kjegleformet detektor. Når ionene forlater kvadrupolen blir de tiltrukket av den indre membranoverflaten på kjeglen. Når de treffer overflaten, avgis ekstra sekundære elektroner som går videre inn i kjeglen, og som igjen avgir ekstra sekundære elektroner. Etersom prosessen fortsetter vil flere og flere elektroner dannes, noe som resulterer i så mange som 10^8 elektroner i den andre enden av røret når en av elektronene streiker ved inngangen av kjeglen. Antall innkomne elektroner vil i detektoren gjøres om til signaler, og disse signalene kan avleses på en datamaskin (Jarvis, Gray & Houk, 1992; Skoog et al. 2004).

Fordeler og ulemper med ICP-MS

Det er flere fordeler ved å bruke ICP-MS til konsentrasjonsbestemmelse, og noen av dem nevnes nedenfor. For det første er bruk av ICP-MS en rask analysemetode, der en typisk prøve kan

analyseres på omtrent 2 minutter. Altså kan en ICP-MS maskin analysere 70 elementer på noen minutter. En ICP-MS kan også analysere flere elementer samtidig, og den viser isotopfordelingen til elementene. ICP-MS har i tillegg lav deteksjonsgrense (*Skoog et al., 2004*).

Men ICP-MS har også noen ulemper, som for eksempel at en slik maskin er svært kostbar. Ionene som dannes fra ICP utladningen er også typisk positivt ladet, noe som innebærer at de negative ioner er vanskelig å bestemme. To andre ulemper som kan oppstå når man bruker ICP-MS er overlappende signaltopper, der vi har interferens mellom analyttioner og andre ioner, og bakgrunnsstøy, noe som forstyrrer resultatene. Interferenser i ICP-MS deles i to grupper; spektroskopiske interferenser og matriks effekter. Spektroskopiske interferenser oppstår når ioniske spesier i plasmaen har samme m/z verdi som analyttionet. Flertallet av disse interferensene er fra polyatomiske ioner, elementer som har isotoper med essensielt samme masse, dobbelt ladede ioner, og ildfaste oksid ioner. Dersom høyoppløsningspektrometer (HR-ICP-MS) brukes, kan mange av disse interferensene reduseres eller elimineres.

Matriks effekter blir merkbare ved konsentrasjoner som er større enn omtrent 500 til 1000 $\mu\text{g/mL}$. Som regel forårsaker disse effektene en reduksjon i analyttsignal, men det har blitt observert forbedringer. Generelt vil slike interferenser minimaliseres dersom man fortynner prøven ved å endre introduksjonsprosedyren, eller ved å separere interfererende spesier (*Skoog et al., 2004*).

3.4 DGT

DGT står for diffusjonsgradienter i tynnfilmer, og er passive prøvetakere. Analysemetoden ble oppfunnet i Lancaster av Bill Davison og Hao Zhang. DGT kan brukes til mange forskjellige formål, som inkluderer:

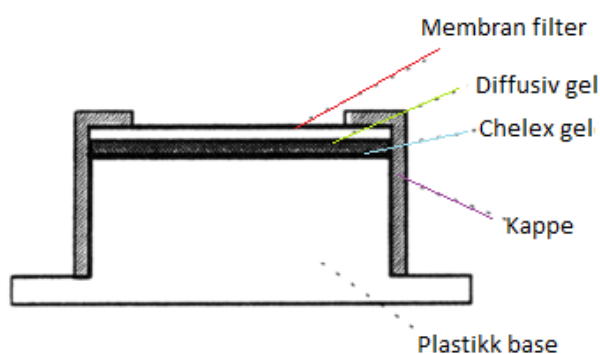
- Måling av spormetaller, fosfat, sulfider og radionuklider
- Overvåking (gjennomsnittlige konsentrasjoner)
- Spesiering (labile uorganiske og organiske spesier)
- Biotilgjengelighet
- Fluxer og konsentrasjoner i sedimenter og jord
- Høy romlig oppløsning målinger (mikro til centi)
- 2D konsentrasjonsbilder (*DGT Research Ltd, udatert*)

Her nevnes kun noen bruksområder, der det i denne oppgaven er måling av konsentrasjoner av

metaller og biotilgjengelighet som står i fokus. Dette er på grunn av at jeg ønsker å se på metallers konsekvens for dyre- og planteliv, og videre for oss mennesker.

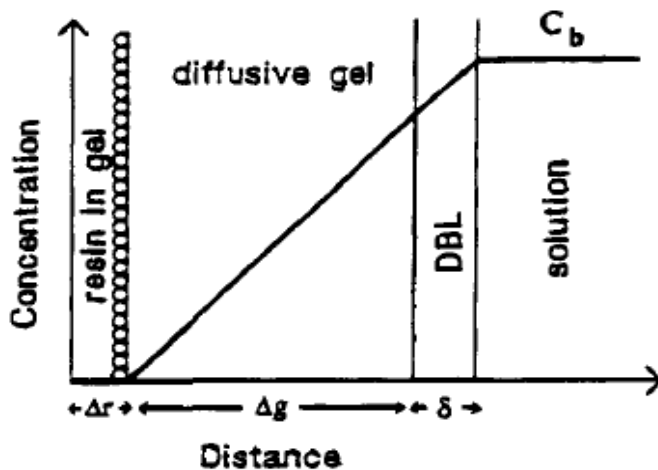
Prinsipp for bruk av DGT i vann

En DGT som skal bestemme metallkonsentrasjoner består av en plastikkbase som er 2,5 cm lang, tre lag med henholdsvis chelex gel, diffusjonsgel og membran filter og en kappe på toppen. Chelex gel brukes kun ved bestemmelse av metaller, og man må derfor bruke andre typer gel for å bestemme for eksempel sulfider. Figur 12 viser den skjematiske oppbygningen av DGT.



Figur 12. Skjematisk tegning av oppbygningen av DGT (Zhang & Davison, 1995).

DGT i vann bygger på diffusjonskontrollert massetransport gjennom filterpapiret og diffusjonsgelen (med tykkelse Δg). Mellom diffusjonsgelen og bulkløsningen er det et diffusjonsgrenselag (DBL) med tykkelse δ , der ioner transporteres utelukkende ved molekylær diffusjon. Diffusjon blir av Biologisk Institutt (udatert) definert som en tilfeldig bevegelse av molekyler eller partikler fra et område med høy konsentrasjon til et område med lav konsentrasjon, og det vil til slutt bli en helhetlig fordeling av molekylene. Når ionene har diffundert inn, samles de opp av chelex gelen. Som nevnt over er det ved bestemmelse av metaller at chelex gel brukes, og dette er på grunn av at Chelex-100 er en ionebytter for metaller.



Figur 13. Skjematisk tverrsnitt gjennom en DGT i kontakt med løsning, viser «steady- state» konsentrasjonsgradienten. DBL er diffusjonsgrenselaget, og dette laget avhenger av hastigheten vannet beveger seg i. Hastigheten til diffusjonen er antatt å være den samme i gelen og i løsningen (Zhang & Davison, 1995).

Litt etter at en DGT er blitt nedsenket i en løsning, etableres det en «steady state» lineær gradient mellom løsningen og ionebytteren. Fluksen av ioner gjennom gelen er da gitt ved Fick's første diffusjonslov (likning 3), der D er diffusjonskoeffisienten (cm^2s^{-1}) og dC/dx (mol cm^{-4}) er konsentrasjonsgradienten:

$$J = D \frac{dC}{dx} \quad (3)$$

Dersom diffusjonskoeffisienten til ionene i diffusjonsgelen er den samme som i vann, så er fluksen gitt ved likning 4:

$$J = \frac{D(C-C')}{\Delta g + \delta} \quad (4)$$

Her er C (mol cm^{-3}) bulkkonsentrasjonen av ionet, C' er konsentrasjon på grensen mellom ionebytteren og diffusjonsgelen, Δg er tykkelsen av diffusjonsgelen og δ er tykkelsen på DBL.

Dersom frie ioner er i rask likevekt med ionebytteren med en stor bindingskonstant, så vil C' være lik null med forbehold om at ionebytteren ikke er mettet. Dette er tilfelle ved bruk av Chelex-100 som ionebytter. Om det er stor nok omrøring i løsningen kan grenselagets tykkelse neglisjeres i forhold til tykkelsen av diffusjonslaget, og likning 3 kan da forenkles til likning 5:

$$J = \frac{D \cdot C}{\Delta g} \quad (5)$$

I praksis distribueres DGT enheten i en fiksert tidsperiode, t (s). Ved innhenting av DGT fjernes ionebytterlaget (Chelex gel) og gelen legges i syre (kjent volum, V_e). Ionene elueres så ut i løsningen slik at ionekonsentrasjon (C_e) kan bestemmes ved f.eks. ICP-MS. Forholdet mellom eluert og bundet metall, f_e , (elueringsfaktor) er blitt rapportert til 0,8 for kadmium, kobber og nikkel ved bruk av salpetersyre, mens det for jern er rapportert til 0,7. Ved å bruke elueringsfaktorer kan den oppsamlede massen av ioner i bindingslaget, M , beregnes ved likning 6:

$$M = \frac{C_e(V_g + V_e)}{f_e} \quad (6)$$

Her er V_g volumet av gel (mL) i bindingslaget.

M kan videre brukes for å beregne fluksen gjennom det kjente arealet av det eksponerte diffusjonslaget, A (cm²):

$$J = \frac{M}{A \cdot t} \quad (7)$$

Ved å kombinere likning 5 og 7, kan man komme fram til en likning som demonstrerer at konsentrasjon av bulkløsningen kan beregnes fra kjente verdier av Δg , D og A , samt den målte tiden t , og den akkumulerte massen M :

$$C = \frac{M \cdot \Delta g}{D \cdot t \cdot A} \quad (8)$$

I praksis er det et membranfilter som separerer diffusjonsgelen fra løsningen for beskyttelse. I de fleste rapporter knyttet til DGT har det vært benyttet gel og filter som tillater fri diffusjon av ioner, med diffusjonskoeffisienter lik de i vannet. Likning 7 kan derfor brukes så lenge DBL har en neglisjerbar størrelse. Men hvis diffusjonsgrenselagets tykkelse ikke kan neglisjeres og diffusjonskoeffisienten i gelen (D_g), filter (D_f) og vann (D_w) er forskjellig, må man bruke likning 9:

$$\frac{1}{M} = \frac{1}{C \cdot A \cdot t} \left(\frac{\Delta g}{D_g} + \frac{\Delta f}{D_f} + \frac{\delta}{D_w} \right) \quad (9)$$

Her er Δf -tykkelsen av filteret (*DGT Research Ltd, udatert*). Noen diffusjonskoeffisienter for ulike metaller ligger i vedlegg 6.

Fordeler og ulemper ved bruk av DGT

DGT er en forholdsvis enkel, robust og kostnadseffektiv prøvetaker, og kan brukes på en del områder som nevnt i begynnelsen. DGT har innbygde før- konsentrasjoner, noe som gjør at den har en god sensitivitet (10^{-12} mol/L), og de unngår kontaminasjonsproblemer. Dette vil si at DGT kan måle et vidt område innen konsentrasjoner.

DGT måler bare de oppløste, labile metallionene og ikke metaller bundet i kolloider, partikler eller humuskomplekser. Dette er spesielt nyttig, pga. at det er i oppløst form at metallionene har størst biologisk effekt (*Davison, Zhang & Grime, 1995*). For eksempel kobber eksisterer i vann som uorganiske spesiere og organiske komplekser som kan dissosiere raskt (labile) eller tregt (inert). DGT prøvetakerne måler da alle de uorganiske spesiene og de labile organiske spesiene. Ved bruk av forskjellige typer diffusjonslag kan man også skille målingene av uorganiske og organiske spesiere, slik at bare aktiviteter av fritt ion kan finnes (*Zhang, Davison, Fones, Harper & Teasdale, 2000*). Den nærmeste teknikken som kan måle labile metaller er anodisk stripping voltammetri. I følge Davison, Zhang og Miller (1994) har disse metodene vist gode overensstemmelser.

DGT kan ha problemer med å gjøre målinger i veldig fortynnede løsninger som har en ionestyrke som er mindre enn 0,2 mmol/L. Målemetoden passer derfor best å gjennomføre i sjøvann, men også i en del ferskvann siden det ofte ikke er små konsentrasjoner der. Bruk av DGT avhenger også av pH, med tanke på spesiere og ligander. De fleste metaller kan måles nøyaktig opp til pH 11, men over den pH-en kan man få stabilitetsproblemer i gelen. Den nedre pH grensen bestemmes av konkurranse mellom metallionet og hydrogenionet, til binding med liganden i vannet. For eksempel kadmium bindes veldig svakt, og kan derfor bestemmes ned til en pH på 4,5. Kobber derimot bindes veldig sterkt, og kan måles ned mot pH 2. Andre metaller ligger i mellom disse to ytterpunktene (*DGT Research Ltd, udatert; International Network for Acid Prevention, 2002*).

Et annet problem som kan oppstå ved bruk av DGT er gjenbruk. Dersom man bruker DGT prøvetakere på nytt, kan man få feilaktige konsentrasjoner. Dette er på grunn av at prøvetakerne lett kan ødelegges når de åpnes etter bruk, noe som kan føre til lekkasje. Ved lekkasje vil det skje en rask metting av deler av chelexgelen (*DGT Research Ltd, udatert*).

3.5 Statistisk analyse

Statistiske parametere i oppgaven (aritmetisk gjennomsnitt, median-, relative standardavvik, maksimums- og minimumsverdier) ble beregnet ved hjelp av Microsoft Excel.

Gjennomsnittsverdien ble beregnet etter følgende formel:

$$m_x = E(x) = \int_{-\infty}^{\infty} x f(x) dx, \quad (9)$$

der $E(x)$ er forventet verdi av x . Gjennomsnittet angir den mest typiske verdien for en mengde med tall.

Standardavvik ble bestemt ved å bruke formel 10:

$$\sigma_x = \sqrt{Var(x)} = \sqrt{E[(x - m_x)^2]} = \sqrt{\int_{-\infty}^{\infty} (x - m_x)^2 f(x) dx}. \quad (10)$$

Standardavviket sier noe om spredningen av verdiene i et datasett. Dersom standardavviket er stort, tilsier dette at datasettet varierer mye (stor spredning). Relativt standardavvik (RSD) finnes ved å dividere standardavvik med gjennomsnittet. RSD oppgis ofte i prosent, og uttrykker presisjon og repeterbarhet av en analyse. Microsoft Excel ble videre brukt for å tegne punktdiagrammer og korrelasjonsgrafer mellom metaller. Korrelasjonsgrafene ble laget med bakgrunn i korrelasjonsanalyse, som går ut på å finne grad av lineær avhengighet mellom to variabler dvs. sammenhengen mellom to variabler (Tyssø, 2001).

Ved korrelasjonsanalyse ser man på signalenes statistiske egenskaper. Her kommer derfor en kort introduksjon for denne statistiske tankegangen. Det første man gjør er å anta at man har en tilfeldig variabel x . Et enkelt utfall av x betegnes x_i . Utfallsrommet til X beskrives av sannsynlighetsfordelingen:

$$F(x_i) = P\{x \leq x_i\}, \text{ der } 0 \leq F(x_i) \leq 1. \quad (11)$$

Videre defineres sannsynlighetsfunksjonen som:

$$f(x) = \frac{dF}{dx}. \quad (12)$$

Variabelen x har middelvei m_x og varians σ_x^2 .

Deretter defineres en ny variabel y med middelvei m_y og varians σ_y^2 . Så ønskes det å finne en sammenheng mellom variablene x og y : $y = y(x)$. Et mål på hvor sterk sammenheng det er mellom x og y defineres ved kovariansen:

$$\text{Cov}(x,y) = E[(x - m_x)(y - m_y)] = E(x*y) - m_x m_y. \quad (13)$$

For å få et sammenlignbart, standardisert mål kan man normalisere kovariansen ved å dele på standardavvikene for x og y. Det tallet man får da er korrelasjonskoeffisienten mellom x og y:

$$\rho_{xy} = \frac{Cov(x,y)}{\sigma_x \sigma_y}. \quad (14)$$

Verdien av ρ_{xy} vil ligge mellom -1 og +1. Dersom ρ_{xy} er 0 er det ingen sammenheng mellom x og y, men dersom ρ_{xy} er 1 vil det være en sterk sammenheng mellom x og y (Tyssø, 2001).

Microsoft Excel ble også brukt til å lage isotopratiogrammer for bly. Isotopratiomålinger er bestemmelse av forholdet mellom ulike isotoper av et og samme grunnstoff, f.eks. for bly er disse Pb 206, 207 og 208. Blyisotopratiomålinger kan brukes til å identifisere mengde og kilder for langtransporterte blyforurensninger. Pb206/207 er mest benyttet i denne sammenheng. Det materiale som er upåvirket av langtransporterte forurensninger ligger i isotopforhold området 1.2-1.7 (2.0 kan forekomme), mens det som er forurenset ligger under 1,2. Ulike langtransporterte forurensningskilder for bly er blybensin, kullkraftverk osv. (Steinnes, Sjøbakk, Donisa & Brännvall, 2005).

4. Metode

Metodedelen er delt inn i følgende underkapitler; prøvetaking, prøvepreparering og kvalitetskontroll av prøvene.

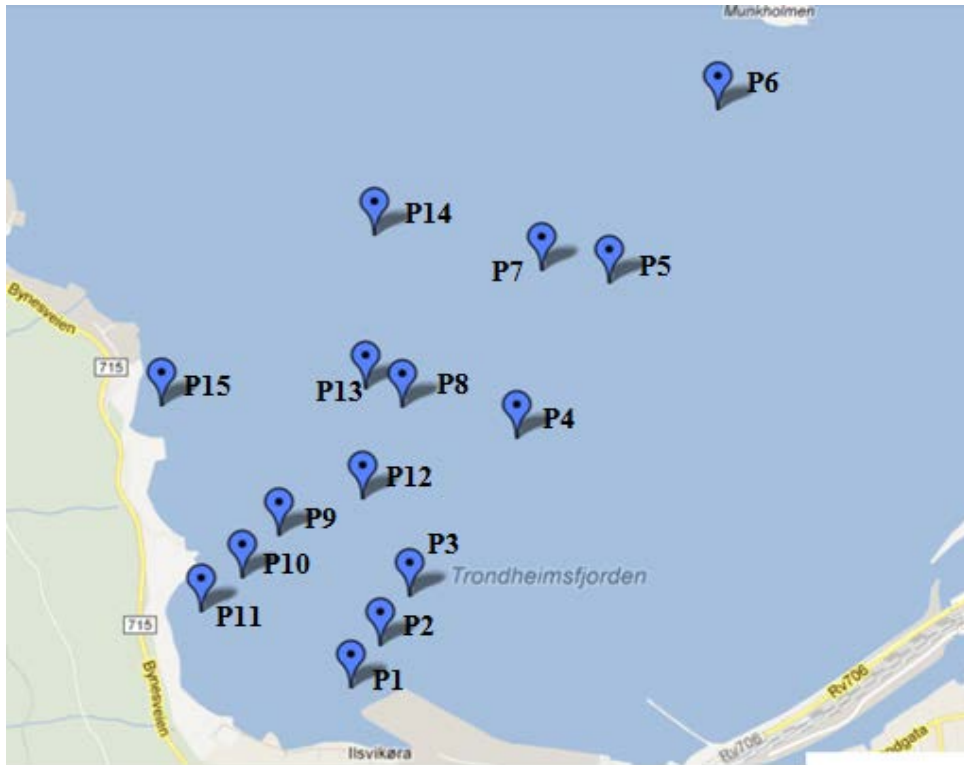
4.1 Prøvetaking

4.1.1 Sedimentprøver

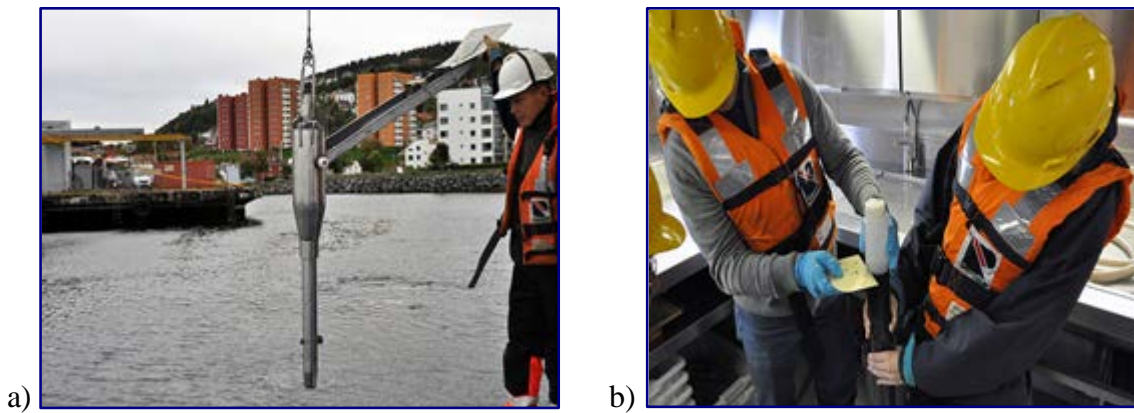
For å kartlegge Ilsvika området med tanke på forurensing ble det tatt sedimentprøver, lagt ut DGT prøvetakere, samt tatt vannprøver. Sedimentprøvene ble tatt 26. september 2011 fra båten Gunnerus som tilhører NTNU. Det ble lagt inn koordinater for prøvepunktene ved hjelp av båtens GPS, slik at båten forflyttet seg etter disse. Punktene ble satt inn i GPSen slik at det ble dannet vertikale linjer fra Ilsvika området og mot Munkholmen, og det ble til sammen 15 slike punkter. Mer informasjon om de ulike prøvepunktene finnes i tabell 6 og i figur 14. Ved hvert prøvepunkt ble det tatt kjerneprøver av sedimentet, og figur 15 a) viser hvordan prøvetakeren ser ut. Sedimentet ble kappet opp i 2 centimeters lag (se figur 15 b) og helt i forskjellige prøveglass for lagring. Prøvetakeren ble vasket mellom hver prøvetaking. Når alle prøvene var tatt, ble de tatt med til laboratoriet på NTNU og arkivert i kjøleskap.

Tabell 6. Informasjon om de ulike prøvepunktene der sedimentprøvene ble tatt.

Prøvepunkt	Dybde (m)	Koordinat (nord)	Koordinat (øst)
P 1	7,1	63°26.026	10°21.614
P 2	40,5	63°26.088	10°21.706
P 3	52,6	63°26.165	10°21.804
P 4	68,8	63°26.402	10°22.143
P 5	95,4	63°26.630	10°22.445
P 6	57	63°26.885	10°22.790
P 7	110	63°26.647	10°22.221
P 8	112	63°26.441	10°21.776
P 9	56,2	63°26.254	10°21.385
P 10	34,1	63°26.194	10°21.260
P 11	17,6	63°26.143	10°21.132
P 12	85	63°26.312	10°21.646
P 13	140	63°26.478	10°21.660
P 14	162	63°26.703	10°21.687
P 15	28,1	63°26.448	10°21.002



Figur 14. Kartet viser hvor de ulike prøvepunktene er i IIsvika/ Fagervika. Prøvepunktene er markert med P1, P2 osv.



Figur 15. a) Bilde av prøvetakeren. b) Bilde som viser hvordan de ulike sedimentlagene ble tatt ut (Trondheim Havn, 2011b).

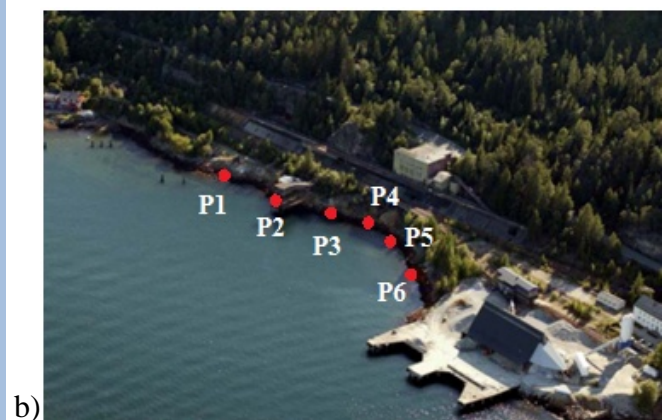
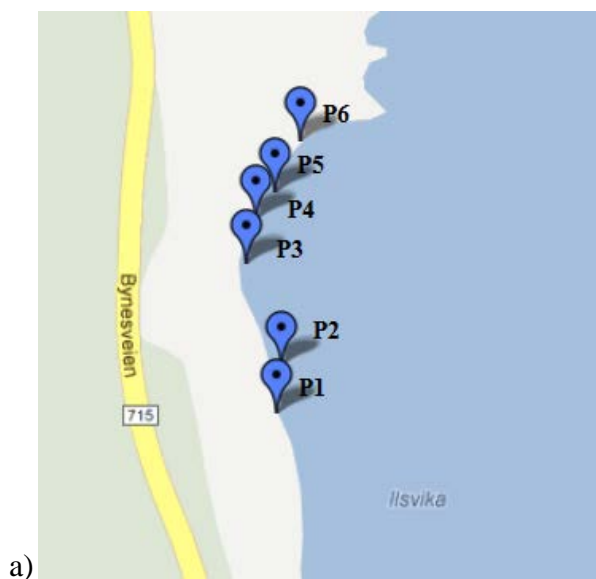
4.1.2 DGT og vannprøver

Prøvetakingen i vann ble gjort med DGT prøvetakere og enkle vannprøver. DGT prøvetakerne var på forhånd laget på laboriet (se avsnitt 4.2.2), og det ble til sammen laget 18 stykker. Tre og tre DGT ble montert på en flaske slik at de sto vertikalt (se figur 16), og det ble til sammen 6 slike flasker. Til flaskene ble det festet en snor, slik at flaskene kunne hives ut i vannet fra land. Flaskene ble hevet slik at de landet nær sedimentene.



Figur 16. Tre DGT prøvetakere festet på en flaske.

Flaskene ble lagt ut på 6 forskjellige plasser, med jevne avstander mellom hver. Figur 17 a) viser hvor de ulike punktene lå, og tabell 7 gir litt informasjon om de ulike prøveplassene. DGT prøvetakerne stod så i vannet i omtrent ett døgn. Deretter ble de tatt opp, og målinger ble gjort for å sjekke innhold av metaller. Prøvetakingen skjedde i to omganger, der det den ene gangen ble lagt ut 3 DGT prøvetakere ved prøvepunkt P1, P2, P5 og P6. Den andre gangen ble det lagt ut 3 DGT prøvetakere ved P3 og P4. Det ble tatt ufiltrerte vannprøver ved land på alle de 6 prøvestedene.





Figur 17. a) Kartet viser hvor prøvene av DGT ble tatt. b) Flyfoto tatt fra nordøst, med omtrentlig prøvepunktene avmerket (*Multiconsult, 2009*). c) Bilde av prøvepunkt 1 (P1). c) Bilde av prøvepunkt 2 (P2).

Tabell 7. Informasjon om de ulike prøvepunktene hvor DGT prøvetakere ble lagt ut.

Prøvepunkt	Koordinat (nord)	Koordinat (øst)	Info
P1	63° 26' 05.80"	10° 21' 02.93"	Lokalisert helt til venstre i Ilsvika, nærmest Ilabekken.
P2	63° 26' 06.75"	10° 21' 03.01"	Lokalisert rett utenfor Killingdal Gruveselskap AS, der hvor dumpingen skjedde.
P3	63° 26' 08.63"	10° 21' 01.46"	En bekk rant ned til prøvepunktet.
P4	63° 26' 09.67"	10° 21' 01.96"	Lokalisert mellom punkt P3 og P6.
P5	63° 26' 10.21"	10° 21' 02.74"	
P6	63° 26' 11.09"	10° 21' 03.89"	Lokalisert mest til høyre i Ilsvika.

4.2 Preparering

4.2.1 Preparering av sedimentprøver for ICP-MS

Ved preparering til ICP-MS maskinen ble sedimentprøvene tatt ut, og satt på frysetørking. Dette ble gjort i ett døgn. Når prøvene var tomme for vann, kunne de gjøres klar for UltraClave maskinen. Rørene som prøvene skulle lages i ble først vasket med destillert vann to ganger. Deretter ble prøvesedimentene målt inn (70-110mg) utenfor avtrekkskap, der det bare ble brukt finkornig sediment. Den utmålte fraksjonen ble så tilsatt salpetersyre (HNO_3 , 50%, 9mL), og satt i et stativ som ble plassert i UltraClave maskinen. Det ble tatt med 38 sedimentprøver og to blankprøver i hver dekomponeringsrunde. Sekvensen for første dekomponering ligger i vedlegg 6.

Etter at prøvene hadde vært i UltraClave, ble prøverørene kakket i toppen. Deretter ble løsningen tilsatt i en målflaske. Rørene ble vasket to ganger med vann, som også ble tilsatt i måleflaske. Deretter ble det tilsatt destillert vann i måleflasken, til vekten på det hele lå innen $109,8 \pm 0,5$ g. Flasken ble ristet. Deretter ble et nytt rør vasket med denne løsningen to ganger, før røret ble fylt opp med løsningen. Denne prosedyren ble gjentatt med alle prøvene, med vaskinger mellom hver prøve. Så var prøvene klar for å analyseres med ICP-MS. ICP-MS analysen ble utført ved NTNU i Trondheim av Syverin Lierhagen. Det ble benyttet Thermo Electronics element 2 HR-ICP-MS til analysen. Prøvene som ble analysert hadde alle en matriks på 0,1M HNO₃, og alle verdiene fra ICP-MS ble korrigert for fortynning og blankprøver.

4.2.2 Preparering av DGT prøvetakerne for måling av metaller

Ved prepareringen av DGT prøvetakerne ble alt utstyr som ble brukt vasket med MQ- vann. Først ble plastikkbasen vasket og satt på en glassplate. På toppen av plastikkbasen ble de tre lagene med chelex gel, diffusjonsgel og membran filter pålagt. En ferdigskjært chelex gel ble lagt på først, der den ruglete siden lå opp. Deretter ble en kuttet diffusjonsgel pålagt, som igjen ble toppet med et ferdigskjært fuktet filterpapir. Deretter ble kappen festet på toppen, slik at bare filterpapiret var synlig (figur 18 viser hvordan DGT prøvetakeren ble seende ut). Så ble DGT prøvetakerne lagt i små plastikkposer som ble fylt med noen dråper natriumnitrat (NaNO₃, 0,1M). Plastposene ble lukket slik at det var minst mulig luft inni, og plassert i kjøleskapet ved omtrent 4°C (*DGT Research Ltd, udatert*). DGT prøvetakerne lå i kjøleskapet helt til de ble tatt ut for å brukes ved prøvetakingen.

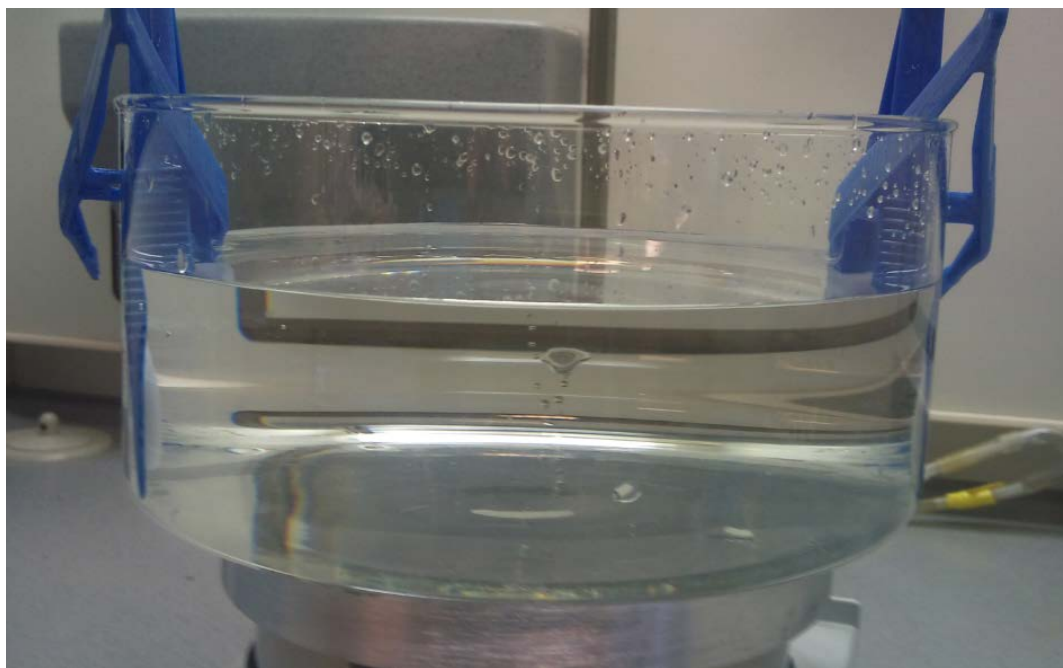


Figur 18. Bilde av en DGT (*Uio: Department of chemistry, 2011*).

4.3 Kvalitetskontroll

4.3.1 Kvalitetskontroll av DGT

Ved kvalitetskontroll av DGT prøvetakerne ble det første fylt en glasskål med natriumnitratløsning (NaNO_3 , 0,1M, 1,5L) som ble laget ved å tilsette fast natriumnitrat (NaNO_3 , 12,3g) til MQ- vann (1,5L). Deretter ble det laget en kobberløsning (1ppm), ved å ta ferdig kobberløsning (1mL) og tilsette MQ- vann opp til 1000mL streken i en målekolbe (1L). Fra denne kobberløsningen (1ppm) ble det tatt ut 15mL med en pipette, som ble tilsatt i natriumnitratløsningen. Deretter ble det tatt ut en vannprøve fra glasskålen som ble tilsatt salpetersyre (HNO_3 , 1M, 3 dråper), og temperatur i glasskålløsningen ble målt. Deretter ble to DGT prøvetakere plassert på glasskanten, slik at de stod vertikalt og slik at hele overflaten var dekket med vann. Glasskålen ble så satt på en magnetrører. DGT prøvetakerne stod slik i vannet i omtrent 4 timer, før de ble tatt opp. Da ble det tatt en ny vannprøve av løsningen i glasskålen (10mL) som ble tilsatt salpetersyre (HNO_3 , 1M, 3 dråper), samt at temperatur i løsningen ble sjekket.



Figur 19. Eksperimentelt oppsett ved DGT testing.

Etter at DGT prøvetakerne var tatt opp, ble de vasket med MQ- vann for så å bli demontert. Chelex gelen ble helt i et reagensrør, og det ble fylt på med salpersyre (HNO_3 , 1M) slik at hele gelen var i væsken. De tre rørene ble satt i kjøleskap i 1 døgn. Dagen etter ble væsken som gelen hadde ligget i veid, og fortynnet 1:10 med MQ- vann. Den samme prosedyren som er presentert over ble også

gjort med DGT prøvetakerne som hadde ligget i Ilsvika. Reagensrørene med den fortynnede væsken ble så analysert ved ICP-MS. Det ble også vannprøvene som ble tatt i glasskålen, men løsningen ble fortynnet 1:10. I alt ble det gjennomført to kvalitetstester av hhv. 2 og 3 DGT prøvetakere (*DGT Research Ltd, udatert*).

4.3.2 Kvalitetskontroll av ICP-MS

Med tanke på kvalitetskontroll av ICP-MS ble det sjekket 3 paralleller med to referanser, samt at to blankprøver ble analysert for hver gang prøvene ble analysert. Referansematerialene var Soil GBW-07408 og TeaW-07605-583-1, og de hadde et sertifisert innhold av grunnstoffer. Det ble også tatt tre paralleller av to av sedimentprøvene.

5. Resultater/diskusjon

5.1 Kvalitetskontroll

Kvalitetskontroll er viktig for å sikre at resultatene man får er best mulig. Det ble derfor gjort kvalitetskontroll både ved ICP-MS analysen og av DGT prøvetakerne.

5.1.1 Kvalitetskontroll av ICP-MS

For å kvalitetssikre metoden blir det gjort jevnlig kalibrering av ICP-MS maskinen ved NTNU, siden den mister følsomhet etter hvert. I tillegg er maskinen med på ringtester. Hensikten med en ringtest er å sikre at all deltakelse i sammenlignende laboratorieprøving blir dokumentert, og at det dokumenteres at resultatene er vurdert og at vurderingen og eventuelle tiltak gjøres etter forhåndsbestemte spesifikasjoner (*Eurofins, udatert*). I tillegg til disse to kontrolleringene er det også viktig å legge inn referanser, blankprøver og parallellprøver når prøvene skal analyseres med ICP-MS.

Ved å sjekke referanser i ICP-MS kontrollerer man nøyaktigheten og reproduserbarheten for metoden. Definisjonen på et referansemateriale er i følge Store norske leksikon (udatert) et materiale med en eller flere egenskaper som er så godt etablert at materialet kan brukes til kalibrering av instrumenter eller evaluering av målemetoder. Et referansemateriale har derfor et sertifisert innhold. Det ble brukt to sertifiserte referansematerialer i kvalitetskontrollen: Soil GBW-07408 og TeaW-07605-583-1. Soil GBW-07408 var den av referansene som lå nærmest prøvene med hensyn på type materiale. Referanseverdiene er behandlet på samme måte som sedimentprøvene, der det ble benyttet salpetersyre ved dekomponeringen. Denne syren er laget på laboratoriet ved NTNU for å sikre at den er så ren som mulig. Salpetersyre ble brukt pga. dette er en syre som løser de fleste grunnstoffer, er sterkt oksiderende og gir få interferenser. Det at noen av prøvene ligger for lavt på mange grunnstoffer som er assosiert med silikater som Si, Hf, Sb, W osv., er på grunn av at det ikke ble brukt flussyre som får med totalt innhold av de ulike grunnstoffene. Flussyre ble ikke brukt ved dekomponeringen på grunn av at den er en giftig og etsende syre. Grunnen for at noen elementer kommer galt ut med tanke på stor spredning og nøyaktighet kan skyldes carry-over fra tidligere prøver, men ved sjekk av baselinje forut for referanseprøvene ser det ikke slik ut. Når det gjelder TeaW-07605-583-1, har jeg sett på tidligere referanseverdier, og disse var bedre enn de verdiene jeg fikk. De avvikende verdiene kan skyldes at referansene ble kjørt

til slutt i sekvensen, og da med dårligst følsomhet. Referanseverdier for noen grunnstoff som ble funnet ligger i vedlegg 7. I tillegg legges det ved verdier av noen grunnstoffer som faktisk er i referansematerialene.

Resultatene fra parallellprøvene viste at det relative standardavviket mellom tre og tre paralleller for mange metaller var på under 5%, noe som sier at konsentrasjonene som er funnet har en nøyaktighet på 95% eller mer. Dette gjaldt metaller som bly, kadmium, sølv, mangan og magnesium. En del metaller kom også innenfor standardavvikområdet 5 til 10 %. Metaller som lå omtrentlig på dette området var litium, krom, arsen, nikkel og sink. Selv om det var noen få metaller som hadde standardavvik på over 10%, kan man si at resultatene som blir lagt fram er ganske presise. En ting å bemerke med tanke på parallelltestene er at de relative standardavvikene for parallellene gjort ved prøve 112 er noe større enn for prøve 110. Dette kan enten skyldes tilfeldigheter, eller at det er på grunn av at parallellene av prøve 112 ble kjørt på slutten av en sekvens med dårligere følsomhet. En annen forklaring kan være et eller annet med prosedyren som ble gjort med prøvene, f.eks. at det ikke ble tatt ut like finsilte fraksjoner når sedimentene ble veid inn. Noen verdier for konsentrasjoner av utvalgte metaller for paralleller av prøve 110 og prøve 112 ligger i vedlegg 8.

Blankprøvene som ble sjekket ved ICP-MS inneholdt konsentrert HNO_3 , og ble behandlet identisk med de andre prøvene. Formålet med blankprøver er å verifisere kontamineringen gjennom hele prosedyren. Dersom en prøve kontamineres, vil det si at prøven forurenses. Prøven kan forurenses under prosedyren med innveiling, ved tilsetning av syre eller MQ- vann, av Ultra Clave rørene og ved kontakt med luft. Resultatene ble derfor korrigert for blankprøver, slik at man unngår så stor avvik i konsentrasjoner. Kontaminering er særdeles viktig i ICP-MS analyser, siden det brukes et veldig følsomt instrument som kan bestemme konsentrasjoner ned mot ng/kg (ppt). Man må derfor tenke på kontamineringsrisikoen dersom man analyserer prøver med ICP-MS.

For sedimentprøvene var ikke kontaminering noe stort problem, siden konsentrasjonene i sedimenter er høye. Dette ser man også ved å se på resultatene av blankprøvene for de ulike grunnstoffene. Blankverdier trukket fra prøvene for bly ble for eksempel 0,06, noe som er veldig lite med tanke på at konsentrasjonene av bly som ble funnet i sedimentene var på minimum 4,56 og maksimum 1605,74. Det ble også lave blankverdier for de andre metallene som diskuteres i oppgaven. Noen blankverdier for utvalgte metaller ligger i vedlegg 9.

Når det gjelder kontaminering er det en del man kan gjøre for å unngå dette problemet. Man kan for eksempel jobbe i en LAF benk, hvor luften renses inn i arbeidskabinettet. Dette er for å minimalisere risiko for at partikler i luften kommer i beholderne. Man kan også prøve å minimalisere tiden beholderne står uten lokk, samt unngå å bevege hender over åpne beholdere (*DGT Research Ltd, udatert*). Dette er spesielt viktig når man jobber med prøver som inneholder små konsentrasjoner av ulike grunnstoffer, som prøvene fra DGT prøvetakerne samt vannprøvene.

5.1.2 Kvalitetskontroll av DGT mot vannprøver

Resultat fra ICP-MS på syreløsningen som chelex gel til DGT prøvetakere hadde ligget nede i viste kobberkonsentrasjoner på 4 µg/L og 3,57 µg/L ved den første testingen. Ved omregning ble den faktiske konsentrasjon av kobber i løsningen hhv. 19,88 µg/L og 20,11 µg/L. Siden den faktiske kobberkonsentrasjonen var på 10ppb, avviker disse verdiene med omtrent 100 %. De høye verdiene kan ha skyldes kontaminering som følge av miljøet rundt eller en forurensning av saltet (NaNO_3) som ble brukt til å lage løsningen. Likevel må man nevne at de to kobberkonsentrasjonene som ble funnet ved ICP-MS var veldig like, noe som tyder på at resultatet er nøyaktig men ikke presist.

Ved den andre testingen av tre DGT prøvetakerne viste konsentrasjonen av kobber hhv. 2,99 µg/L, 3,05 µg/L og 3,06 µg/L i løsningen som chelex gel til DGT hadde ligget nede i. Ved omregning ble konsentrasjonen av kobber 14,59 µg/L, 14,88 µg/L og 14,93 µg/L. Disse verdiene er også en del forhøyet i forhold til den faktiske kobberkonsentrasjonen på 10ppb. Dette kan både skyldes feil i DGT- prøvetakerne, og at prøven har kontaminert. Dette kom også fram i ICP-MS analysen av selve vannløsningen. Kontaminering er et mye større problem i analyser av vannprøver enn sedimentprøver, noe som kommer klart fram i resultatene. Dette skyldes at sedimentene har høyere konsentrasjoner.

I kontroll av DGT ble det brukt en kobber- og natriumnitratløsning, og det ble ikke lagt over noe plastikk over glassbollen med løsningen. Det kunne da ha kommet partikler fra labmiljøet rundt som forurenset prøven. Resultatet fra vannprøven tatt av kobber- og natriumnitrat løsningen viste at konsentrasjonen av kobber var dobbelt så stor for den ene vannprøven som den andre. Den ene verdien var på 10,19 ppb som var omtrentlig den verdien man skulle få (10 ppb), mens den andre verdien lå på 21,02 ppb. Hvorfor den ene verdien var dobbelt så stor som den andre er vanskelig å forklare, siden det var den vannprøven som ble tatt ut før DGT prøvetakerne ble satt i som hadde den høyeste konsentrasjonen av kobber. Dersom det hadde vært den vannprøven som ble tatt ut til

slutt som hadde hatt størst konsentrasjon, kunne dette ha skyldtes kontaminering fra miljøet rundt.

Ved den andre testingen av en annen løsning som to DGT prøvetakere stod i, ble konsentrasjonene av kobber i løsningen hhv. 11,61 ppb og 11,74 ppb. Disse verdiene var mye mer lik hverandre enn de forrige. Likevel var begge verdiene over 10ppb, noe som kan skyldes kontaminering av prøven fra miljøet rundt. Dette kan også forklares med grunnlag i at den vannprøven som ble tatt sist hadde høyest verdi av kobberkonsentrasjon. Andre faktorer som kan ha vært avgjørende for resultatet er i følge Sæth (2009) elueringsfaktor, geltykkelse, diffusjonskoeffisienten, prøvepreparering og selve analysen.

5.1.3 Prosedyrer

Ved behandling av prøver var det fokus på å holde utstyret mest mulig rent, for å unngå mest mulig forurensning. Beholdere som prøver skulle være i ble derfor vasket to ganger før bruk. Det var også viktig å passe på så mest mulig prøve ble tatt med i behandling av prøvene, slik at man unngikk tap av prøve. Dette ville ha ført til at resultatet hadde vist en mindre konsentrasjon enn den man faktisk skulle få. Etter dekomponeringen av sedimentprøvene ble det derfor kakket i lokket først, for å sikre at dråpene der ble tatt med. Videre ble beholderne med prøve vasket med MQ- vann etter at de ble helt i en måleflaske, slik at ikke noe prøve var igjen i beholderne. Beholderne ble også veid, for å sikre at det ikke lå igjen noe prøve i rørene. Dette med kontaminering ble det også tatt hensyn til med tanke på prøvene, der det hele tiden ble satt på lokk på beholderne som inneholdt prøve. Under ICP-MS analysen ble også luft blåst inn over prøven, slik at partikler ikke kunne forurense prøvene.

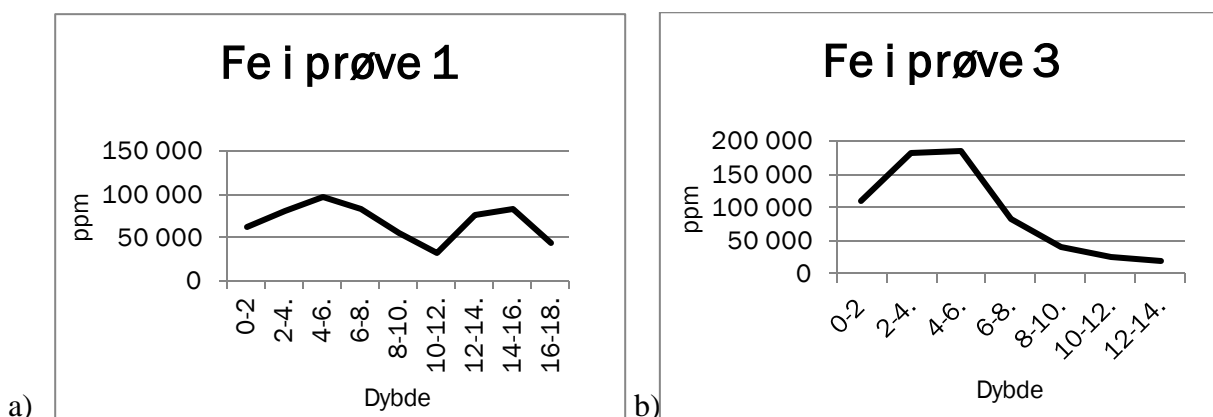
Ved montering av DGT prøvetakerne var det også viktig å vaske alt utstyret med MQ- vann for å unngå metallforurensning som ville ha påvirket resultatet. Det ble også brukt hansker under hele prosessen. En ting som burde vært gjort annerledes er at det burde vært brukt helt nye DGT prøvetakere. Da hadde man ikke hatt noen problemer med lekkasje av DGT prøvetakerne, men man vet ikke sikkert at dette skjedde med de DGT prøvetakerne som ble brukt i prøvetakingen.

5.2 Analyse av sedimentprøvene

5.2.1 Jern

I sedimentprøvene ble det funnet svært mye jern i forhold til de andre metallene. Jern går ikke under navnet miljøgift, men dersom det er veldig mye jern i sedimentene vil dette få konsekvenser for det akvatiske livet. Gjennomsnittskonsentrasjonen for jern i sedimentprøvene ligger på 63 110 $\mu\text{g/g}$, og den minste og den største konsentrasjonen av jern i sedimentene er på hhv 9 571 $\mu\text{g/g}$ og 276 076 $\mu\text{g/g}$. Dette er verdier som er langt større enn for de andre metallene som er analysert. Dette skyldes nok at det finnes mye jern naturlig i jordskorpen (Ottesen, 2000).

Figur 20 viser jernkonsentrasjoner i sedimentet ved to prøvepunkter. Ved prøvepunkt 1 ble den første kjerneprøven tatt, og dette var helt inne ved land (se figur 14). Ut fra figur 20 a) ser man at det er en økning av jernkonsentrasjonen i sedimentlaget 2 til 6 cm og 12 til 16 cm. At det er mindre jernkonsentrasjon i det øverste laget kan skyldes en oppvirvling med de nedre lagene, siden dybden ved land ikke er spesielt stor, eller at organismer har tatt opp jern fra sedimentet som næringsstoff. To andre årsaker kan være at nydeponering av materiale med mindre forurensning har lagt seg over de gamle lagene eller at det øverste laget er utvasket av jern. Den ellers så varierende trenden av jernkonsentrasjoner i ulike sedimentlag kan skyldes ulik industriell virksomhet gjennom årene eller oppvirvling av sedimentene.



Figur 20. a) Konsentrasjoner av jern i sedimentlagene ved prøvepunkt 1. b) Konsentrasjoner av jern i sedimentlagene ved prøvepunkt 3.

Jernkonsentrasjonene ved prøvepunkt 3, som vises i figur 20 b), viser en annen dybdeprofil av jern i sedimentet. Her øker jernkonsentrasjonen fra 0 til 6 cm, før den igjen minker fram til 14 cm. Denne trenden kan muligens forklares ved at det i det øverste laget er organismer som bruker jern som et

næringsstoff eller at jern er utvasket i topplaget. Toppen av kurven for jern kan skyldes dumping av gruveavfall fra Killingdal Gruveselskap, og generelt høye utslipp av jern fra nærliggende industri. Det at jernkonsentrasjonen avtar nedover i laget skyldes nok mindre industriutslipp fram mot tiden før den industrielle virksomheten begynte. Ved prøvepunkt 3 er det høyere konsentrasjoner av jern enn i prøvepunkt 1, og dette skyldes nok at dette prøvepunktet ligger dypere og nær kanalen i Ilsvika. Ved og i denne kanalen er det ventet høyere metallkonsentrasjoner i følge L'Heureux et.al (2010), og dette stemmer overens med de data som ble funnet.

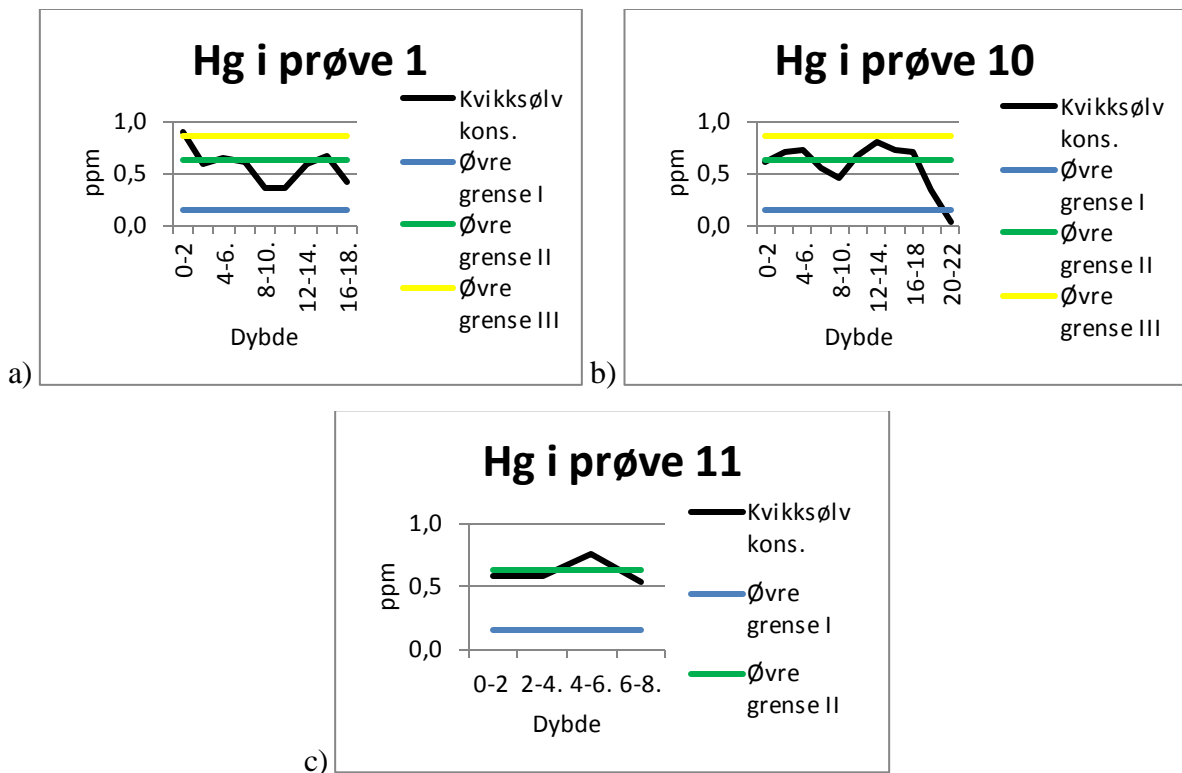
De store jernkonsentrasjonene kan komme av malmutslipp fra Killingdal Gruveselskap AS, siden denne malmen inneholder noe jern. En annen kilde for jernforurensningen er nok Ila jern som førte med seg en del metallskrot, som har havnet i havneområdet (*Ottesen, 2000*). Jernkonsentrasjonene skyldes også naturlige, geologiske variasjoner i jord, vann eller vegetasjon. I følge NGU (2008) er det i Trondheimsfeltets berggrunn mer enn normalt av grunnstoffer som svovel, jern, kobber og sink. Siden kjernetakeren som ble brukt for å hente sedimentprøvene ikke var veldig lang, er det vanskelig å vite hva som er naturlige jernkonsentrasjoner i sedimentet. Dette varierer også fra sted til sted.

5.2.2 Metaller med grenseverdier gitt fra KLIF

Alle sedimentprøvene ble analysert for metaller med grenseverdier gitt fra KLIF, som regnes for å være de metallene som utgjør en størst fare for akvatisk liv, og videre en fare for mennesker. Blant disse metallene inngår bly, kvikksølv, kadmium, kobber, nikkel, krom, sink og arsen. Videre i denne oppgaven vil disse metallene diskuteres opp mot EUs tilstandsklasser som er gitt for de ulike metallene.

Kvikksølv

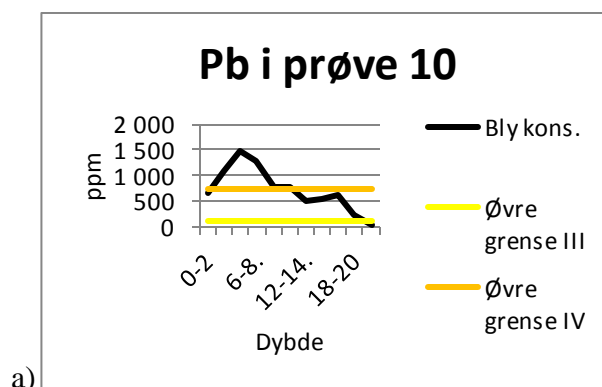
Ved analyse av sedimentprøvene var det ved tre prøvepunkter kvikksølvkonsentrasjoner som oversteg tilstandsklasse II (god), og disse resultatene ligger i figur 21. Kun ved et sedimentlag er konsentrasjonen av kvikksølv innen tilstandsklasse IV (dårlig), mens de andre sedimentprøvene er i gruppe III (moderat). Det sedimentlaget som hadde en konsentrasjon i klasse IV (dårlig) er de øverste to cm, ved prøvepunkt 1, som er nærmest land. Dette tyder på at sedimentene nærmest land er mest forurenset med kvikksølv, noe som kan skyldes industriutslipp og kloakkutslipp (*Hansen & Tiller, 2012*). I følge klassifiseringen med tilstandsklasser bør det derfor gjennomføres miljøtiltak på de områdene som overstiger klasse II (god), og dette er i hovedsak ved land.

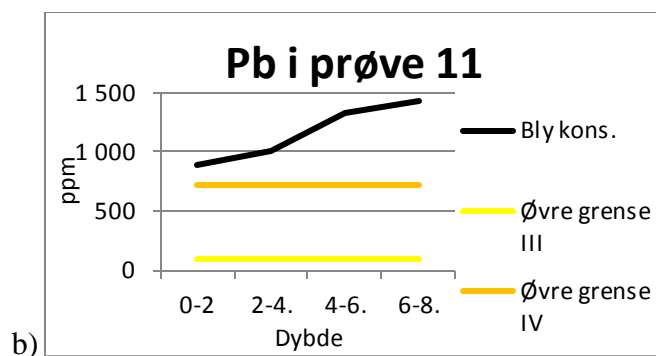


Figur 21. a) Dybdeprofil for kvikksølv ved prøvepunkt 1. b) Dybdeprofil for kvikksølv ved prøvepunkt 10. c) Dybdeprofil for kvikksølv ved prøvepunkt 11.

Bly

Ved analysering av bly i de ulike sedimentprøvene ble det funnet blykonsentrasjoner over klasse II (god) på hele 11 av 15 prøver, noe som tyder på at grunnen i Ilsvika er svært blyforurensset. Ved tre av prøvepunktene ble det funnet blykonsentrasjoner innenfor klasse V (svært dårlig), noe som utgjør en stor risiko for det akvatiske miljøet. De høyeste verdiene ble funnet ved prøvepunkt 10 og 11, og dybdeprofiler ved disse punktene kan sees i figur 22. Disse punktene er lokalisert nært land og ved kanalen i Ilsvika. De høye verdiene av bly i Ilsvika skyldes i følge Hansen og Tiller (2012) hovedsakelig industri og biltrafikk i nærområdet. I tillegg kommer en del av blyforurensningen fra dumping av gruveavfall fra Killingdal Gruveselskap.

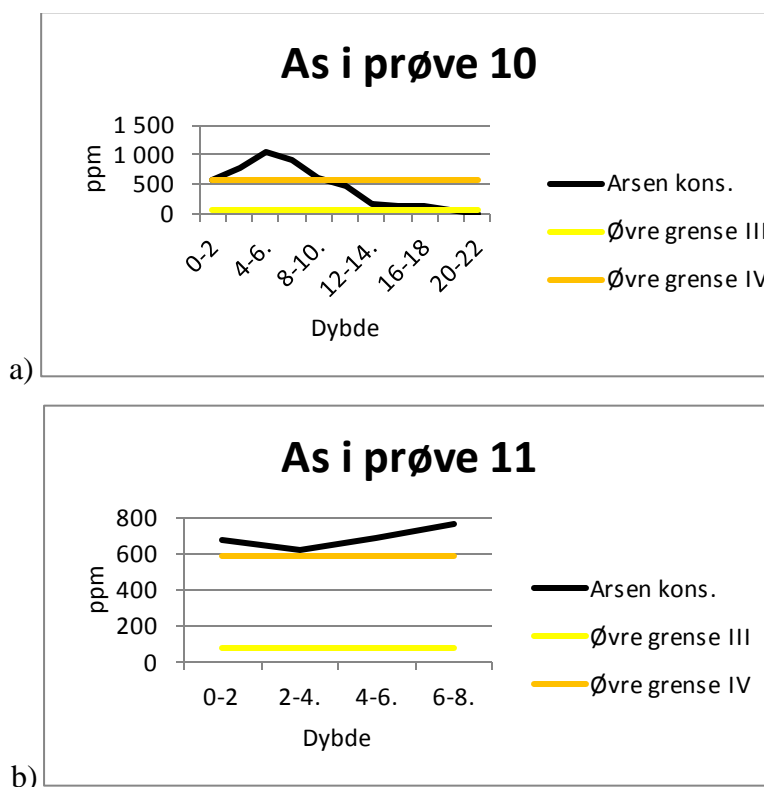




Figur 22. a) Dybdeprofil for bly ved prøvepunkt 10. b) Dybdeprofil for bly ved prøvepunkt 11.

Arsen

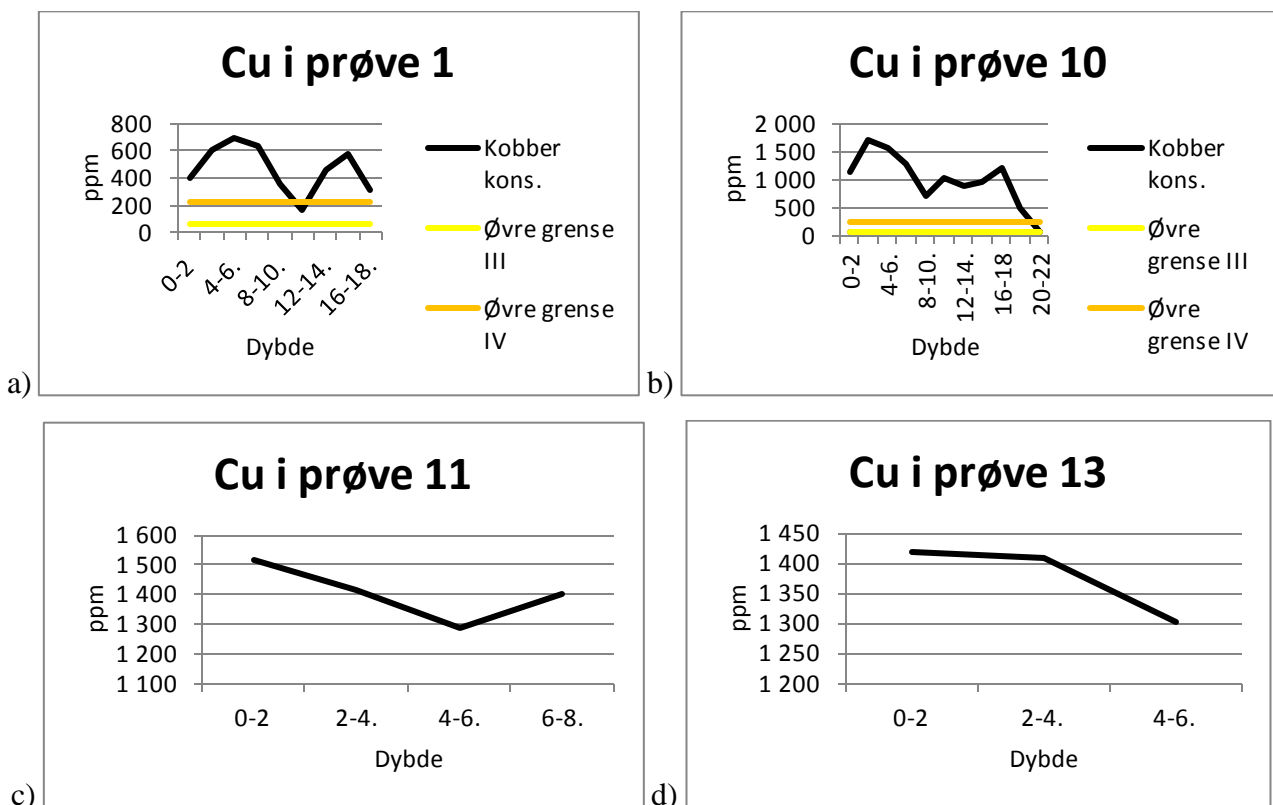
Arsenforurensede sedimenter ble funnet ved 9 av 15 prøvepunkter, der det ved fem av disse punktene ble funnet arsenkonsentrasjoner innen tilstandsklasse V (svært dårlig). Dette er svært høye verdier, som utgjør en risiko for dyre- og plantelivet i havet. I likhet med bly, var det også mest arsenforurensning ved prøvepunkt 10 og 11. Dette kan skyldes at disse prøvepunktene ligger nær land, samt at prøvepunktene ligger nær kanalen i Ilsvika. Figur 23 a) og b) viser arsenkonsentrasjoner ved prøvepunkt 10 og 11, og ved sammenligning med dybdeprofilene for bly ser man at de er forholdsvis like. Arsenkonsentrasjonene kan skyldes CCA-trevirke utslipp, forurensning fra fossilt brensel og partikulært kull. (*Miljøstatus, 2011e; Manahan, 2005*).



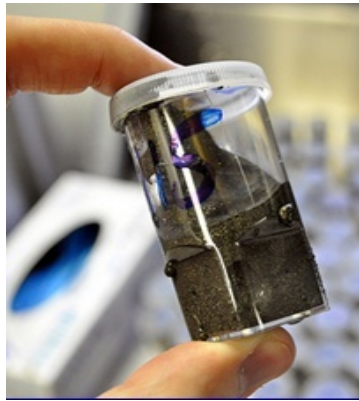
Figur 23. a) Dybdeprofil for arsen ved prøvepunkt 10. b) Dybdeprofil for arsen ved prøvepunkt 11.

Kobber

Analysering av kobber påviste kobberkonsentrasjoner over klasse II (god) ved alle prøvepunktene, med unntak av prøvepunkt 7. Det var generelt høye tall for kobber i alle sedimentprøvene, og de høye tallene gjør at kobber utgjør en risiko for det akvatiske miljøet. Det var flere prøvepunkter som utmerket seg med konsentrasjoner innen klasse V (svært dårlig), og disse var prøvepunktene 1, 3, 10, 11, 13 og 14. Ved prøvepunktene 1, 10, 11 og 13 var omtrentlig alle prøvene innenfor klasse V (svært dårlig), og dette illustreres i figur 24. Det ble også tatt et bilde av en sedimentprøve ved prøvepunkt 13, se figur 25, der man ser tydelig at bunnen er forurenset med metaller. De generelt høye konsentrasjonene i Ilsvika skyldes nok i hovedsak Killingdal Gruveselskap A/S som dumpet kobbermalm i fjorden, men også noe av kobberet kommer nok fra bunnstoff til båter og antibegroingsmidler på redskaper (Hansen & Tiller, 2012).



Figur 24. a) Dybdeprofil for kobber ved prøvepunkt 1. b) Dybdeprofil for kobber ved prøvepunkt 10. c) Dybdeprofil for kobber ved prøvepunkt 11. d) Dybdeprofil for kobber ved prøvepunkt 13.

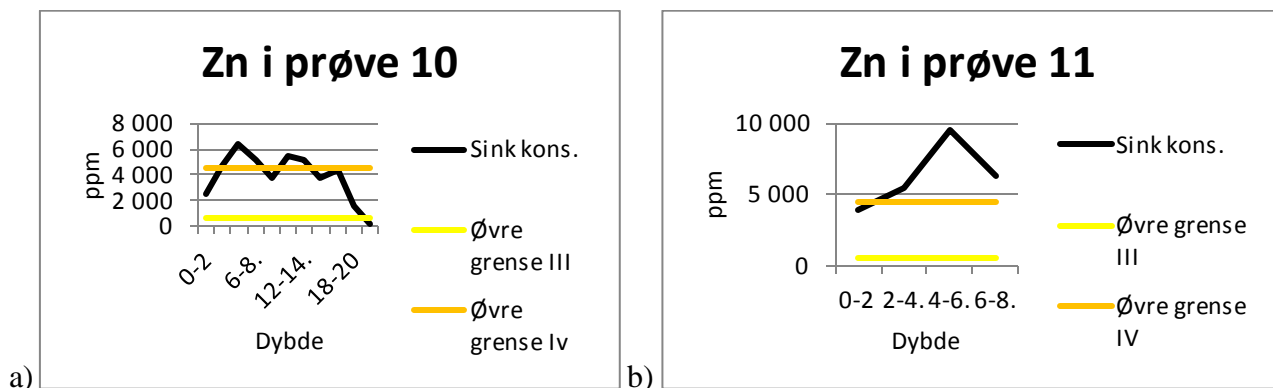


Figur 25. Bildet viser sedimentprøve 115 (prøvepunkt 13, øverste 2 cm) fra sjøbunnen utenfor Killingdal- området i Ilsvika. Man kan tydelig se hvordan sjøbunnen er metallforurensset etter virksomheten til Killingdal Gruveselskap (*Trondheim havn, 2011 b*).

Dumpeområdet antas i følge Laugesen og Grini (2011) å være på størrelsesorden 1 000 000 m². Ved beregning og overslag av areal for kobberforurensning som er gjort av området som ble undersøkt i oppgaven (se figur 14), ligger dette arealet på omtrent 960 000 m². Dette vil si at det antatte området fra teori stemmer ganske bra med det jeg fant i undersøkelsene.

Sink

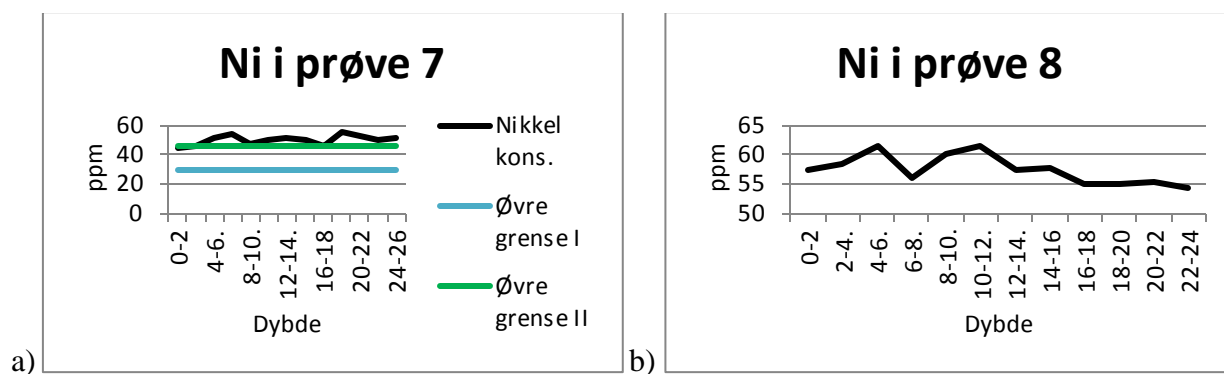
I likhet med kobber ble det også funnet en del sinkforurensning i Ilsvika. I 9 av 15 prøvepunkter ble det funnet sinkkonsentrasjoner som oversteg klasse II (god). Ved prøvepunkt 10, 11, 12 og 13 er det prøver som overstiger klasse V (svært dårlig), altså ved disse punktene er det store farer for miljøet dersom det oppstår oppvirvling av sedimentene. Som for bly, arsen og kobber er det også her prøve 10 og 11 som skiller seg ut, med høye verdier av sink (se figur 26). Sink som er funnet i sedimentene kommer nok i hovedsak fra avfallsmassene fra Killingdal Gruveselskap, samt at noe trolig kommer fra slitasje av bildekk, bunnstoff og kilder som maling som kommer ned i sandfangskummer og ut i havnebassenget (*Egede-Nissen, Einarsdóttir, Haug, Hovde, Nauste og Skårn, 2008*).



Figur 26. a) Dybdeprofil for sink ved prøvepunkt 10. b) Dybdeprofil for sink ved prøvepunkt 11.

Nikkel

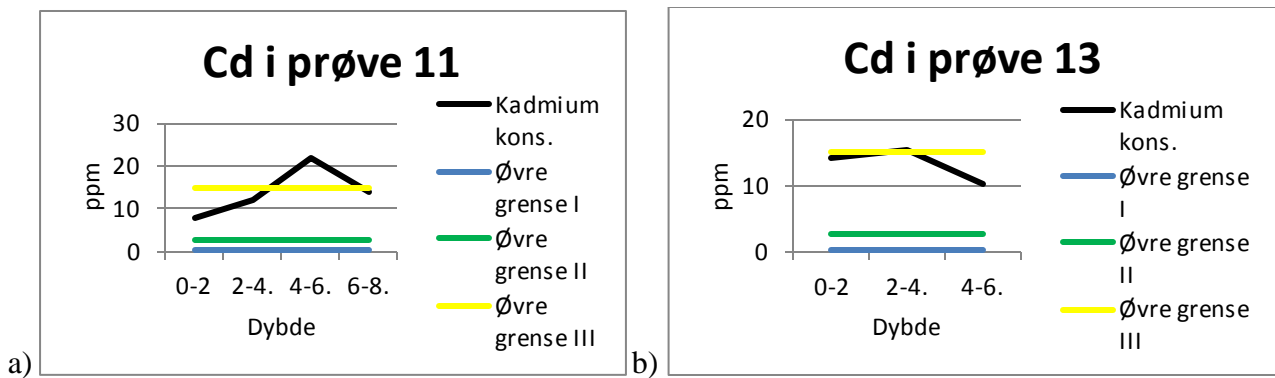
Nikkel var et av metallene som utgjorde minst forurensning av sedimentene i Ilsvika. Kun 6 av 15 prøvepunkter i Ilsvika oversteg klasse II (god), men ingen prøver oversteg klasse III (moderat). De prøvepunktene som utmerket seg med nikkelkonsentrasjoner over klasse II (god) var prøvepunkt 7 og 8, som man kan se i figur 27. Den nedre grensen for klasse III angir den konsentrasjonen som kan ventes å gi negative effekter på enkelte arter, noe som gjør at det bør gjøres tiltak i sedimentene utenfor Ilsvika. Mye av nikkel som er funnet kommer antakelig fra berggrunn, siden det i Trønderlag i følge Ottesen, Almklov og Tjihuis (1995) er et naturlig høyt nivå av nikkel. Det resterende kommer nok sannsynligvis fra industri i nærheten av området, samt avgangsmassene fra Killingdal Gruveselskap.



Figur 27. a) Dybdeprofil for nikkel ved prøvepunkt 7. b) Dybdeprofil for nikkel ved prøvepunkt 8.

Kadmium

Kadmiumkonsentrasjoner over tilstandsklasse II (god) ble funnet i 7 av 15 prøver, noe som tyder på at bunnen i Ilsvika er forurenset med kadmium. Ingen av sedimentprøvene oversteg klasse IV (dårlig), og de sedimentprøvene som lå innen klasse IV (dårlig) var for prøvepunkt 11 og 13 som vises i figur 28. Kadmiumforurensningen skyldes nok i hovedsak avfallsmasser fra Killingdal Gruveselskap som ble dumpet i fjorden. Andre kilder til kadmiumforurensning utenfor Ilsvika kan i følge Miljøstatus (2011d) være utslipp fra produkter som offeranoder på skip- og offshoreinstallasjoner, samt avløp og kloakkslam.



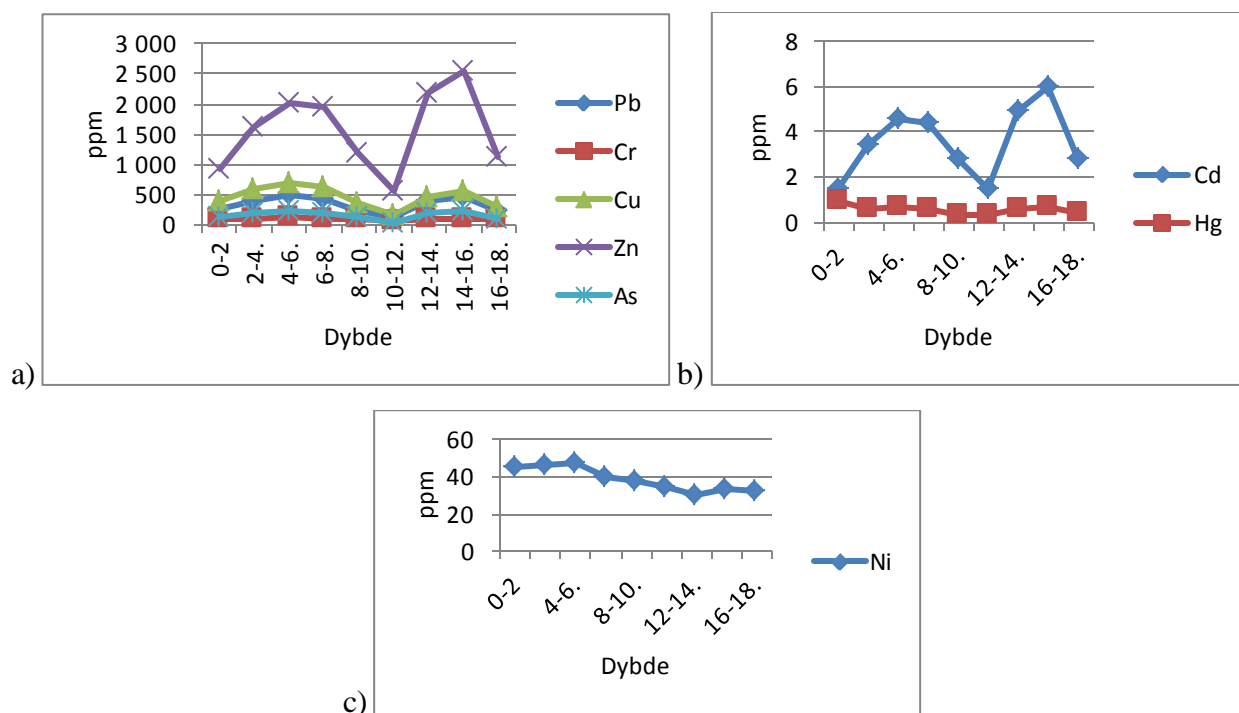
Figur 28. a) Dybdeprofil for kadmium ved prøvepunkt 11. b) Dybdeprofil for kadmium ved prøvepunkt 13.

Krom

Krom er et av metallene som ikke oversteg klasse II (god). Alle sedimentprøvene lå innen den akseptable grensen. Dette er bra, siden krom har en tilstandsform som er meget giftig. I sedimentene foreligger krom vanligvis på formen krom(III), men dersom det er oksiderende forhold vil denne formen omdannes til krom(VI). Krom(VI) er veldig giftig for levende organismer (Miljøverndepartementet, 2010). Det burde derfor kanskje vært etablert to tilstandsklasser for krom. I denne oppgaven er det totalt krom som er oppgitt.

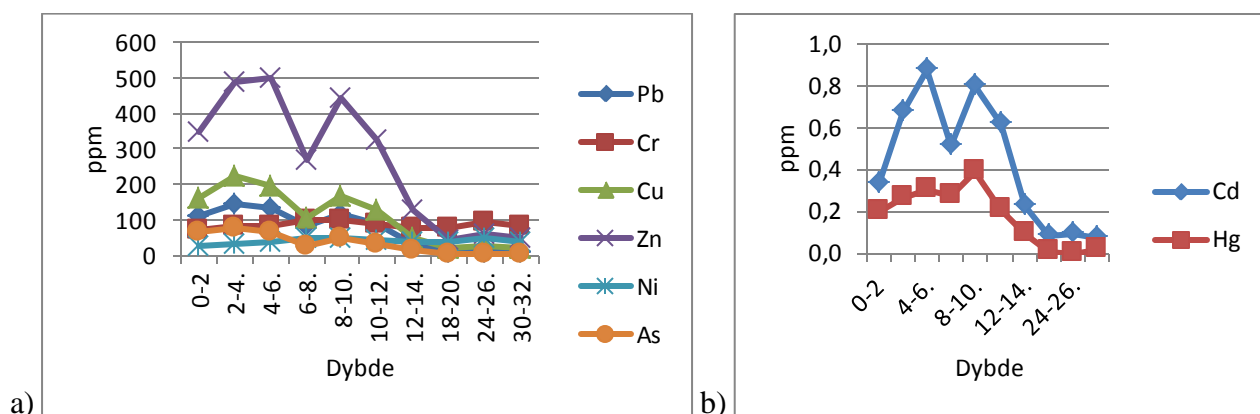
5.2.3 Sammenhenger mellom de ulike metallene

Ved å se på de ulike dybdeprofilene for de ulike metallene ved de forskjellige prøvepunktene observeres like trender for mange av metallene. Ved prøvepunkt 1 har både bly, krom, kobber, sink, arsen og kadmium like dybdeprofiler (se figur 29). Trenden er slik at metallkonsentrasjonene først øker, så minker, deretter øker, og tilslutt minker. Dybdeprofilene viser en anrikning ved 4-6 cm og ved 14-16 cm. Denne varierende dybdeprofilen kan skyldes historisk utvikling med ulikt industrielt utslipp, eller oppvirvling av sedimentene siden prøvepunktet ligger helt ved havnen. De lavere konsentrasjonene av metaller i overflaten kan skyldes utvasking eller at nydeponering av sedimenter med mindre forurensninger.



Figur 29. a) Dybdeprofiler av bly, krom, kobber, sink og arsen ved prøvepunkt 1. b) Dybdeprofiler av kadmium og kvikksølv ved prøvepunkt 1. c) Dybdeprofil av nikkel ved prøvepunkt 1.

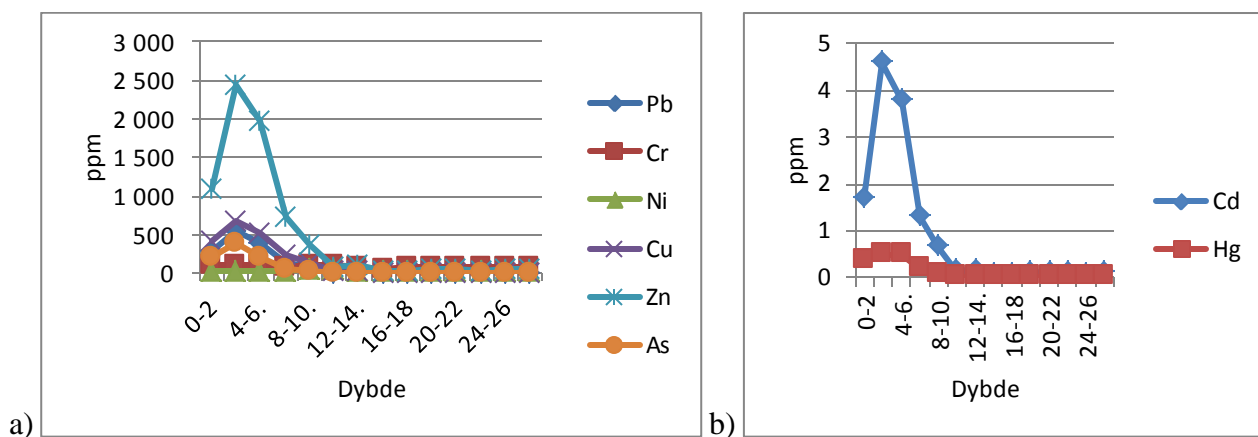
En tilsvarende trend finner man også ved prøvepunkt 2 i figur 30, og forklaringen på trenden er sannsynligvis den samme som for prøvepunkt 1, siden begge prøvepunktene er plassert ganske nært land.



Figur 30. a) Dybdeprofiler av bly, krom, kobber, sink, nikkel og arsen ved prøvepunkt 2. b) Dybdeprofiler av kadmium og kvikksølv ved prøvepunkt 2.

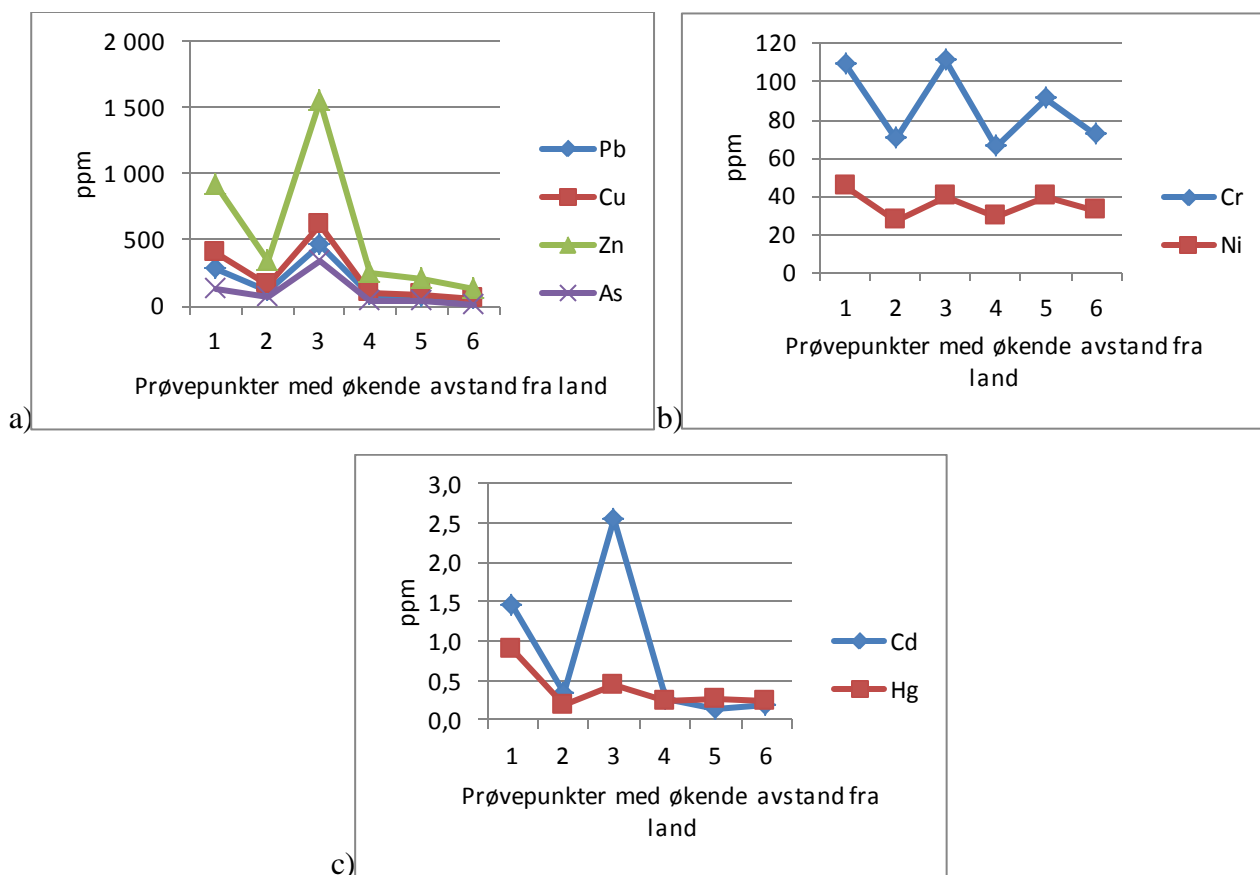
Ved prøvepunkt 3 er det også like metalldybdeprofiler, men trenden her er at konsentrasjonen først øker, for deretter å minke. Dette vises i figur 31. Den lavere konsentrasjonen i de øverste to cm kan kanskje forklares med utvasking av metaller i overflaten. Den økende konsentrasjonen av metaller fra 4 til 6 cm kan komme av utslipp fra Killingdal Gruveselskap og annen industriell virksomhet.

Grunnen til at det ikke er en så varierende trend ved prøvepunkt 3, i forhold til prøvepunkt 1 og 2, er nok at det er dypere her, slik at sedimentene ikke er så utsatt for oppvirvling fra båttrafikk og lignende. Det at konsentrasjonen minker nedover i sedimenter skyldes antakelig mindre industriell virksomhet. De nederste prøvene av sedimentene har nok et naturlig innhold av metaller, siden prøvepunkt 3 ligger i ytterkanten av utslippet. Lengre inn mot land, nærmere Killingdals utslippssted, er det forurensede sedimentlaget mye større enn lengre ut i havet. Her er det forurensede laget i følge Ottesen et. al (2000) minst 137 cm tykt, så for å komme ned til naturlig grunn må man lengre ned enn dette.



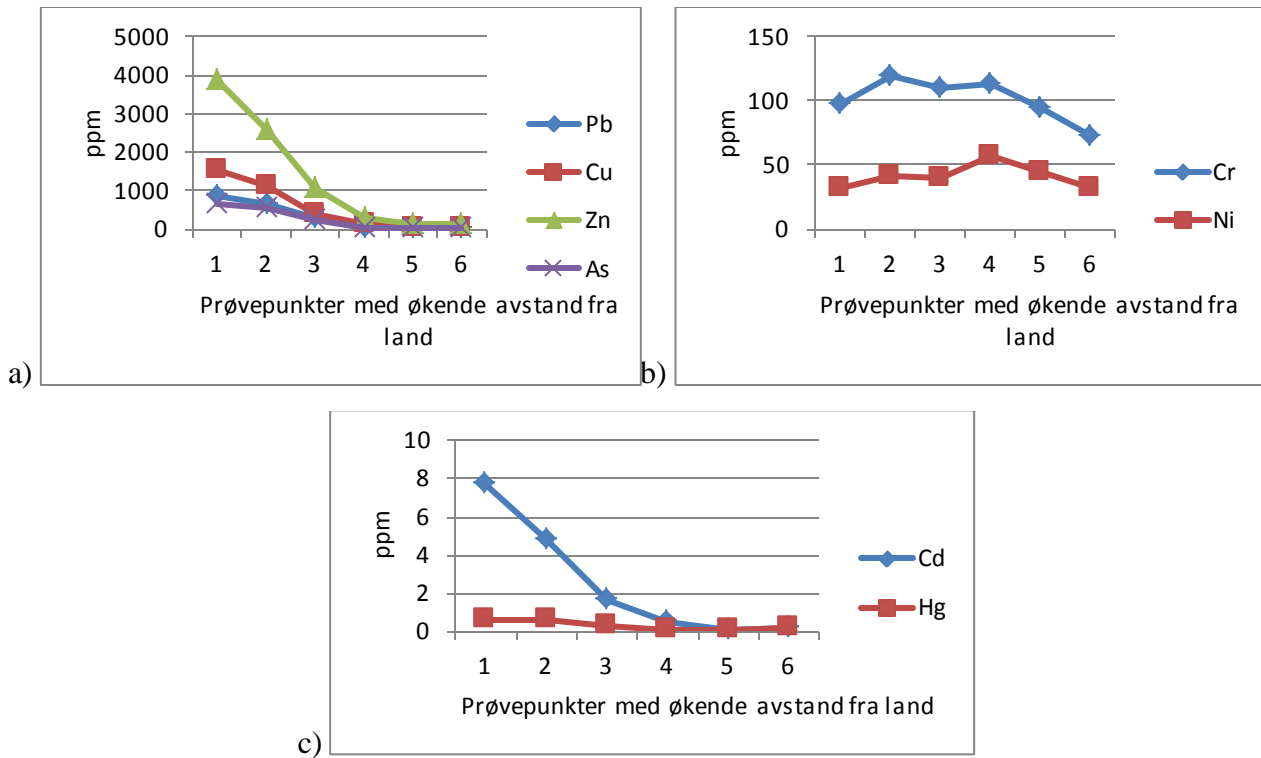
Figur 31. a) Dybdeprofiler av bly, krom, nikkel, kobber, sink og arsen ved prøvepunkt 3.
b) Dybdeprofiler av kadmium og kvikksølv ved prøvepunkt 3.

Det er også sammenhenger mellom metallkonsentrasjoner dersom man ser på konsentrasjoner i overflatelaget når distansen øker fra land. Figur 32 viser dette. Her er trenden slik at konsentrasjonen av metaller minker fra det nærmeste prøvepunktet til den andre, mens den igjen øker fra prøvepunkt 2 til 3. Etterpå minker konsentrasjonene for bly, kobber, sink, kadmium og arsen, mens konsentrasjonen er varierende for krom, nikkel og kvikksølv. Trenden for bly, kobber, sink, kadmium og arsen kan forklares blant annet med dumping av avfall fra Killingdal Gruveselskap AS. Helt innerst vil det være høye konsentrasjoner på grunn av utslippet, samt annen industriell virksomhet. Lengre fra land vil konsentrasjonene minke. De store konsentrasjonene ved prøvepunkt 3 skyldes antakeligvis utslipp fra Killingdal Gruveselskap og at dette punktet ligger dypere enn punkt 1 og 2. Prøvepunkt 3 ligger ikke i kanalen som er dannet i Ilsvika, men det kan være at punktet ligger i en forgreining av denne kanalen og da er det logisk at det er høyere konsentrasjoner her.

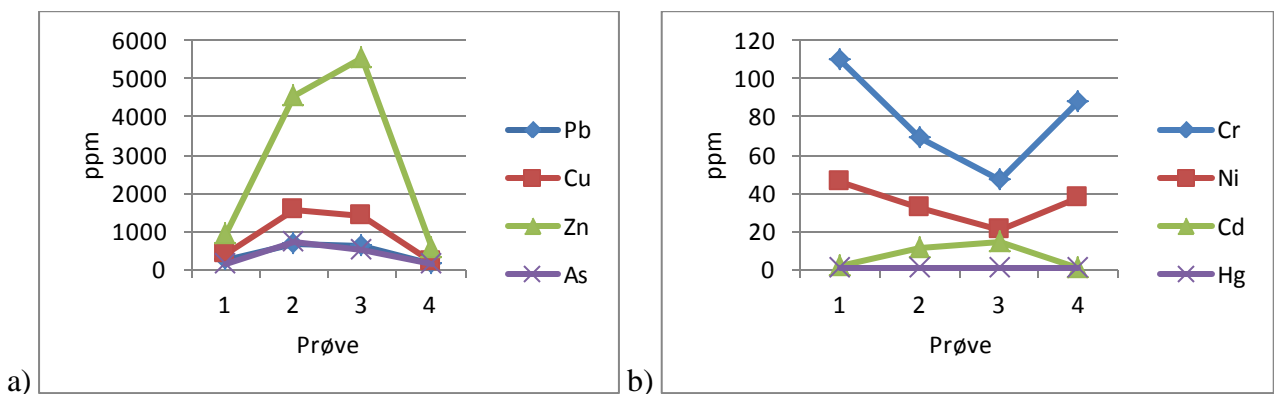


Figur 32. a) Figur viser konsentrasjon av bly, kobber, sink og arsen i overflatelaget 0-2 cm. b) Figur viser konsentrasjon av krom og nikkel i overflatelaget 0-2 cm. c) Figur viser konsentrasjon av kadmium og kvikksølv i overflatelaget 0-2 cm. Tallene i x-aksen angir prøvepunktene, og disse kan også sees i figur x.

Trenden mellom de ulike metallene bly, kobber, kadmium, arsen og sink sees også i den andre profilen fra land til hav i figur 33. I figur 33 er trenden for bly, kobber, sink, arsen og kadmium at konsentrasjonene minker fra land til hav. Dette skyldes nok dumpingene fra Killingdal, siden det ble mest forurenset ved land. En annen årsak er at det generelt er mer forurensning nær land, som kommer av industri og liknende på land. Prøvepunkt 11 ligger også svært nær kanalen som er dannet i Ilsvika (L'Heureux et.al, 2010), og man ser at det er her det er mest forurensning av metallene som i hovedsak kommer fra utslipp fra Killingdal Gruveselskap.



Figur 33. a) Figur viser konsentrasjon av bly, kobber, sink og arsen (ppm) i overflatelaget 0-2 cm. b) Figur viser konsentrasjon av krom og nikkel (ppm) i overflatelaget 0-2 cm. c) Figur viser konsentrasjon av kadmium og kvikksølv (ppm) i overflatelaget 0-2 cm. Tallene i x-aksen angir prøvepunktene, der 1 samsvarer med 11 (1-11), 2- 10, 3- 9, 4- 8, 5- 7 og 6- 6.



Figur 34. a) Figur viser konsentrasjon av bly, kobber, sink og arsen (ppm) i overflatelaget 0-2 cm. b) Figur viser konsentrasjon av krom, nikkel, kadmium og kvikksølv (ppm) i overflatelaget 0-2 cm. Tallene i x-aksen angir prøvepunktene, der 1 samsvarer med 1 (1-1), 2- 12, 3- 13 og 4- 14.

I likhet med figur 32 og figur 33, viser også figur 34 a) og b) at bly, kobber, sink, kadmium og arsen har en lik trend, der konsentrasjonene øker fra prøvepunkt 1 til 12. Konsentrasjonene ved punkt 12 og 13 er omtrentlig like, men ved prøvepunkt 14 er konsentrasjonen mindre igjen. For krom og nikkel er konsentrasjonsprofiler helt motsatt, der den først minker, så øker. Dette tyder på at disse metallene ikke samvarierer med de andre studerte metaller. Dette kan forklares med

avgangsmassene fra Killingdal. Det at trenden er slik den er i figur 34, skyldes nok dybdene ved prøvepunktene. Ved prøvepunkt 1 er det ikke så dypt, altså ligger det kanskje ikke så mye forurensning her. Prøvepunkt 12 og 13 er dypere, og det er derfor høyere metallkonsentrasjoner her. Disse punktene ligger også nær kanalen som i følge L'Heureux et.al (2010) er dannet i Ilsvika, altså korrelerte teori til en viss grad med det som ble funnet i sedimentprøvene.

Sammenhenger mellom funnet data og tidligere forskning

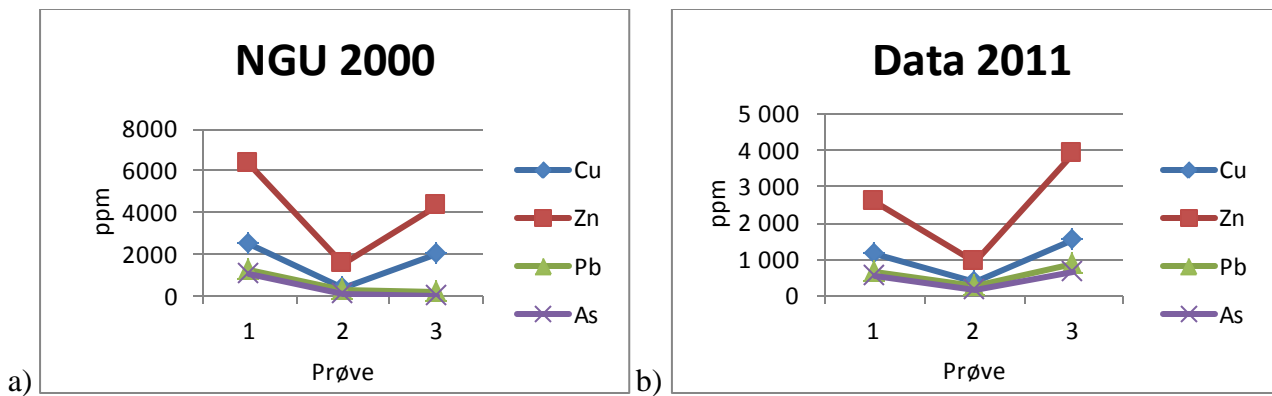
Ved sammenligning med rapporten «Forurenset grunn og sedimenter i Trondheim kommune» (2000) med KLIFs metaller ble det også her funnet små konsentrasjoner av krom og nikkel.

Konsentrasjonene lå da innen tilstandsklassene I (bakgrunn) og II (god). Resultatene jeg fikk viser derfor høyere konsentrasjoner av nikkel, men dette kan ha med å gjøre at koordinatene til punktene ikke stemmer 100 % overens med hverandre. Kvikksølv er også et metall som diskuteres i rapporten, og det er funnet lave konsentrasjoner i sedimentene mange steder av dette metallet. Selv om konsentrasjonene generelt er lave, er de likevel betydelig over konsentrasjonsnivået i naturlige sedimenter. Også i mine resultater ble det funnet forholdsvis lave konsentrasjoner av kvikksølv i sedimentene, der det var kun en prøve innen klasse IV (dårlig). Det er også få prøver som ligger innen klasse III (moderat).

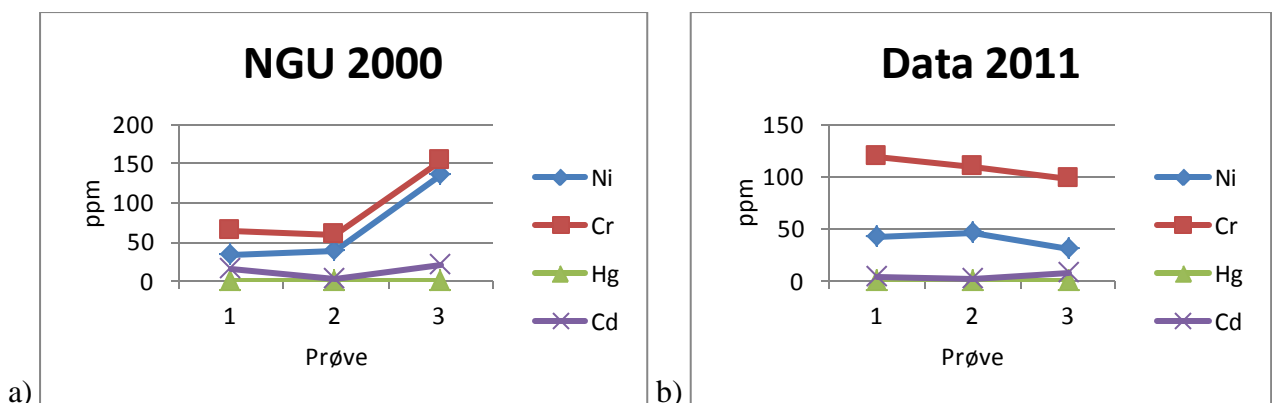
Videre ble det i rapporten av Ottesen et al. (2000) funnet høye konsentrasjoner av arsen, bly, kadmium, kobber og sink i Ilsvika, der konsentrasjonene lå innen tilstandsklassene IV (dårlig) og V (svært dårlig). Dette korrelerer også med mine resultater, og dette skyldes trolig forurensninger fra Killingdal Gruveselskap. For å oppsummere vil andre generelle forurensningskilder i følge Egede-Nissen et. al (2008) være bybranner, gassverk, forbrenning av kull, vedfyring, industriutslipp og krematorier.

Selv om de generelle funnene var de samme, er det noen variasjoner mellom de tre punktene som sammenlignes, der disse tre punktene har nesten de samme koordinatene. Figur 35 a) og b) viser fordeling av kobber, sink, bly og arsen, og de to figurene viser ganske like trender.

Konsentrasjonene ligger også på de samme grensene, noe som bekrefter funnene i oppgaven. NGUs data ligger noe høyere i konsentrasjon for metallene kobber, sink, bly og arsen, noe som ikke gjelder metallene nikkel, krom, kvikksølv og kadmium. Her ligger mine data noe høyere. For disse metallene har konsentrasjonene en noe forskjellig trend.



Figur 35. Figur viser fordeling mellom bly, kobber, sink og arsen i overflaten (0-2 cm) ved forskjellige prøvepunkter, der a) er for NGUs data (2000) og b) er mine data (2011). Prøve 1 for mine data tilsvarer prøvepunkt 10, prøve 2 tilsvarer prøvepunkt 1 og prøve 3 tilsvarer prøvepunkt 11. Prøve 1 for NGUs data tilsvarer prøvepunkt 5, prøve 2 tilsvarer prøvepunkt 32 og prøve 3 tilsvarer prøvepunkt 37. Følgende sammenhenger gjelder figur x. Prøvepunktene fra mine data korrelerer ganske bra med NGUs data, slik at de to grafene kan sammenlignes.

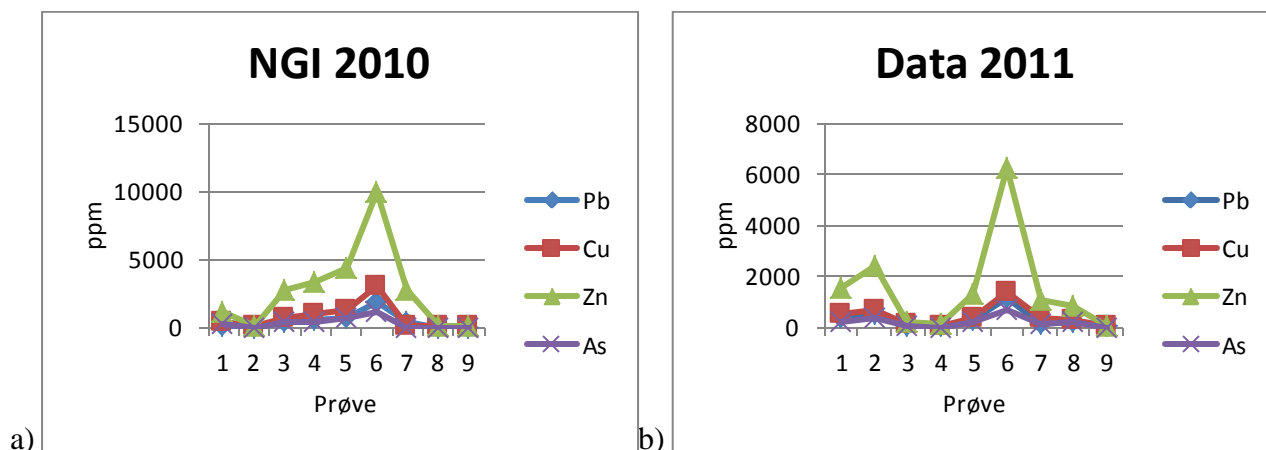


Figur 36. Figur viser fordeling mellom bly, kobber, sink og arsen i overflaten (0-10 cm) ved forskjellige prøvepunkter, der a) er for NGUs data (2000) og b) er mine data (2011).

Ved sammenligning av data i oppgaven og data i rapporten «Trondheim havn. Helhetlig tiltaksplan for Trondheim havnebasseng» (2010), finner man også her de samme sammenhengene mellom metaller som er nevnt over. Generelt er konsentrasjonene av krom og nikkel lav, mens det for bly, kobber, sink og arsen er meget høye konsentrasjoner.

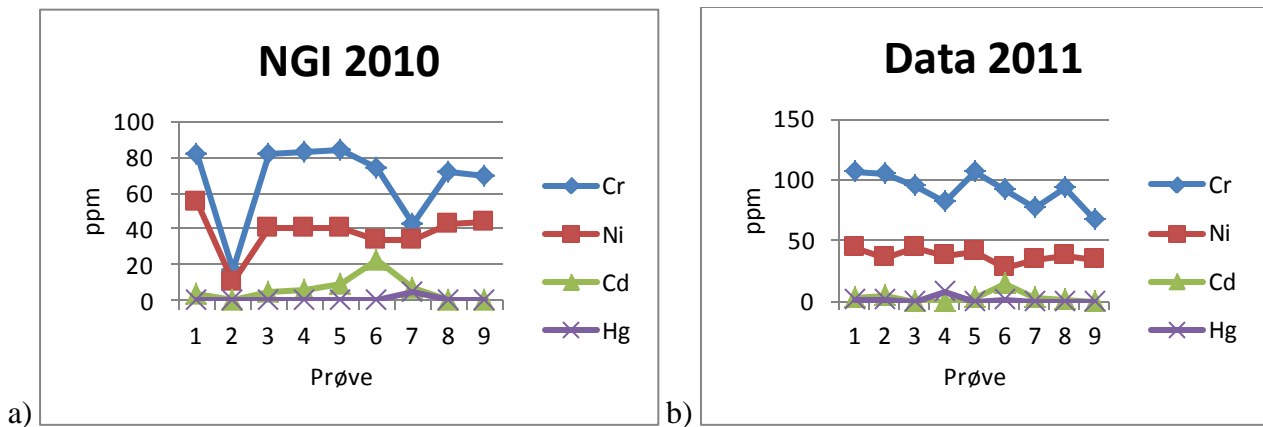
Figur 37 viser en sammenligning av arsen, bly, kobber og sink for forholdsvis like koordinater i Ilsvika. Begge grafene ser ganske like ut i forhold til de ulike konsentrasjoner av metaller ved de forskjellige plassene. Generelt har NGIs data høyere konsentrasjoner, noe som sikkert har noe med at punktene ikke ligger akkurat på samme plass. I sedimentene kan det være store variasjoner i konsentrasjoner av metaller selv om punktene ligger svært nære hverandre, noe som har med blant

annet strømmer, oppvirvling og utslipp å gjøre. To andre grunner for at resultatene ble mindre enn NGIs data kan ha med at utslippet fra Killingdal Gruveselskap har gått ned etter oppryddingen som er gjort på land, eller at metaller er oppløst i vannet.



Figur 37. Figur viser fordeling mellom bly, kobber, sink og arsen i overflaten (0-10 cm) ved forskjellige prøvepunkter, der a) er for NGIs data (2010) og b) er mine data (2011). På x-aksen er prøvepunktene, mens y-aksen viser konsentrasjoner i ppm. Prøve 1 for mine data tilsvarer prøvepunkt 1, prøve 2 tilsvarer prøvepunkt 3, videre er sammenhengene: 3-5, 4-6, 5-9, 6-11, 7-12, 8-14 og 9-15. Prøve 1 tilsvarer NGIs prøvepunkt T106 (forkortet 1- T106), videre sammenhenger er 2- T108, 3- T109, 4-T110, 5- T111, 6- T113, 7- T116, 8- T173 og 9-T174. Følgende sammenhenger gjelder i figur 38. Prøvepunktene fra mine data korrelerer ganske bra med NGIs data, slik at de to grafene kan sammenlignes.

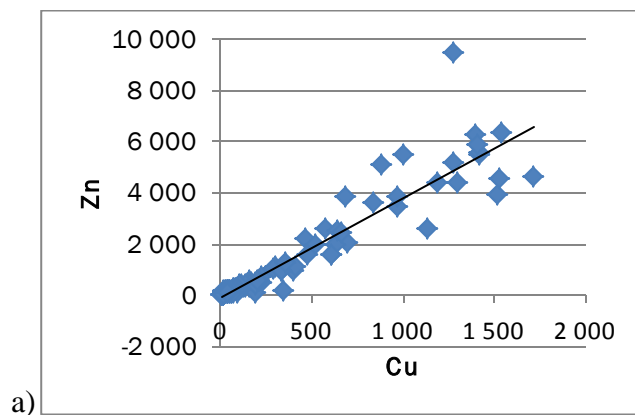
Figur 38 viser en sammenligning av krom, nikkel, kadmium og kvikksølv for forholdsvis like koordinater i Ilsvika. Begge grafene ser ganske like ut fra punkt 3 og utover, i forhold til de ulike konsentrasjoner av metaller ved de forskjellige plassene. Ved punkt 2 i NGIs data er det en sterk nedgang, mens det ikke er det i mine data. Dette kan skyldes tilfeldigheter, eller at NGI har truffet et område med lite forurensning av metaller. Generelt ligger NGIs data noe høyere i konsentrasjoner enn data fra 2011. Dette kan skyldes at punktene ikke ligger på akkurat samme sted eller at metallkonsentrasjonene har gått ned etter oppryddingen. En annen årsak kan være at sedimentene er blitt utvasket. Etter flere år vil det sannsynligvis bli en mer markant nedgang av konsentrasjoner av metaller, siden det ikke vil være noen landlige avrenninger fra det tidligere gruveselskapet som har ført til store forurensninger i Ilsvika- området. Så i det lengre løp vil naturen rette seg selv, men dette tar tid. Det er derfor lurt å gjennomføre tiltak, slik at tilstanden bedres raskere.

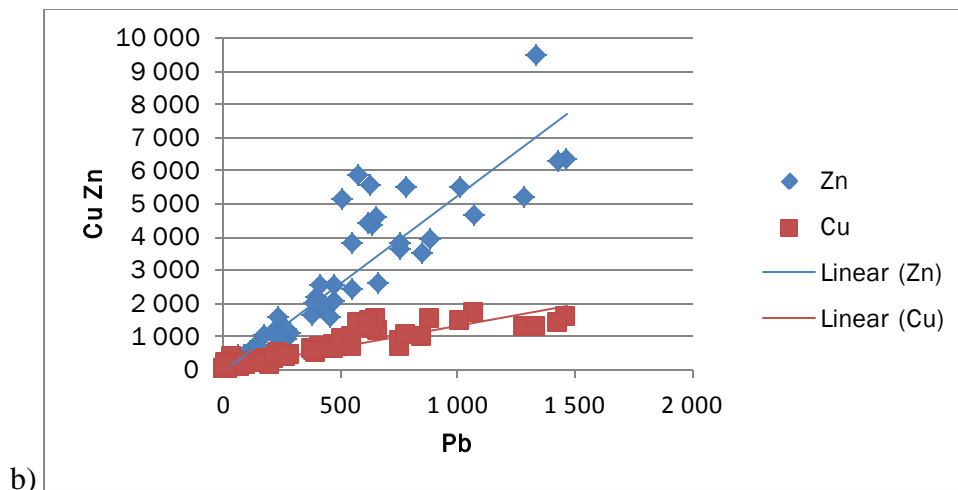


Figur 38. Figur viser fordeling mellom krom, nikkel, kadmium og kvikksølv i overflaten (0-10 cm) ved forskjellige prøvepunkter, der a) er for NGIs data (2010) og b) er mine data (2011). På x-aksen er prøvepunktene, mens y-aksen viser konsentrasjoner i ppm.

5.2.4 Korrelasjonsanalyser

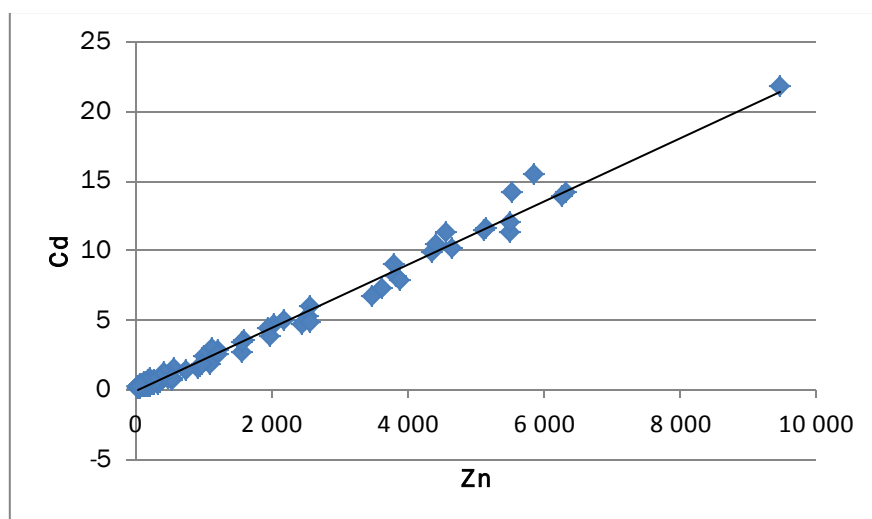
I korrelasjonsanalysene som ble gjort ble det funnet en del metaller som hadde gode lineære sammenhenger. Dette stemte godt overens med profilene for de ulike metallene som er vist i avsnitt 5.2.3. For bly viste korrelasjonsanalysen at dette metallet korrelerte bra med både svovel, jern, kobolt, kobber, sink, sølv, kadmium, molybden, antimon, nitrogen og bismuth. Metallene krom og nikkel korrelerte derimot ikke med noen. Kobber korrelerte med sink, sølv, kadmium, molybden, bismuth, arsen og selen, men sink viste også sammenheng med sølv, kadmium, antimon, bismuth, arsen og selen. Mange av disse sammenhengene som er funnet kan forklares med dumpingen av avfall fra Killingdal Gruveselskap AS. Som nevnt i kapitel 2.1 besto denne malmen av mye svovel, kobber, sink og bly, men også litt krom, jern, kobolt, arsen, molybden, sølv og kadmium.





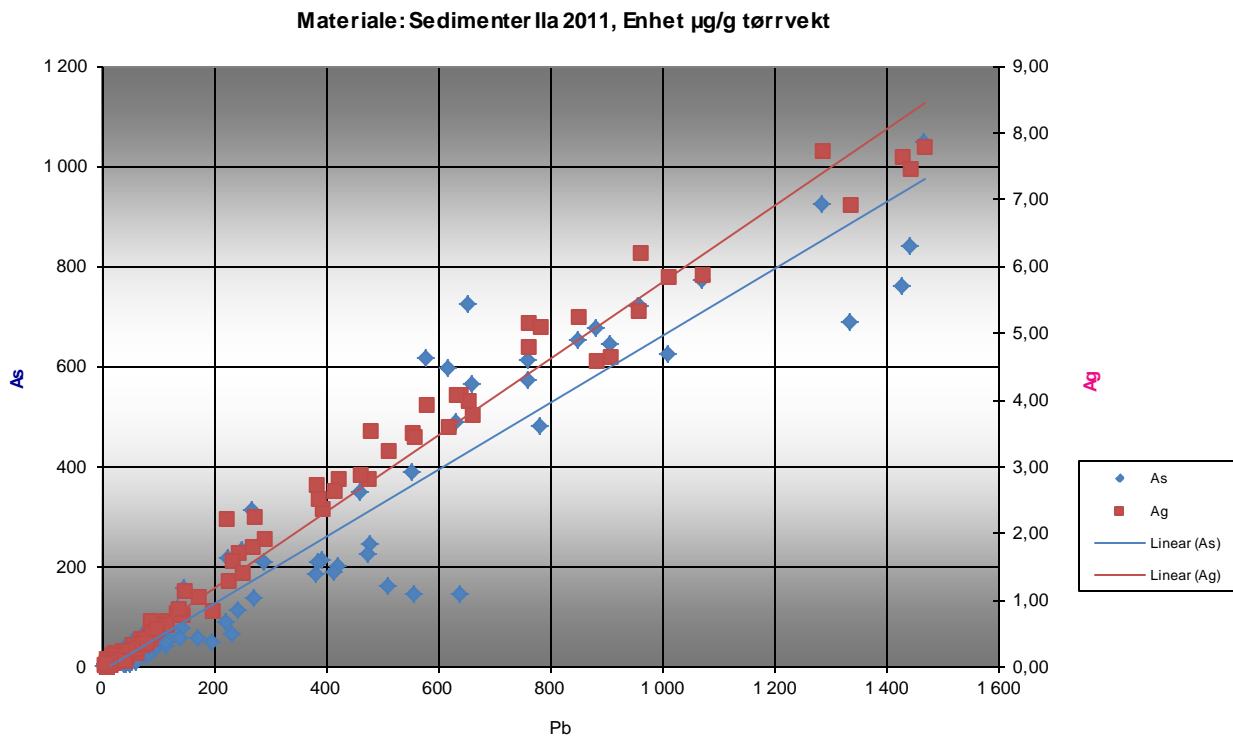
Figur 39. a) Korrelasjon mellom kobber og sink. b) Korrelasjon mellom bly, og kobber og sink.

Siden sink, kobber og bly er de metallene det var mest av i avfallet fra Killingdal Gruveselskap er det naturlig at disse metallene korrelerer med hverandre. Dette kan sees i figur 39. At også metaller som kadmium, sølv og arsen også korrelerte med kobber og sink tyder på at de er med som en del av det avfallet som ble dumpet ut i Trondheimsfjorden.



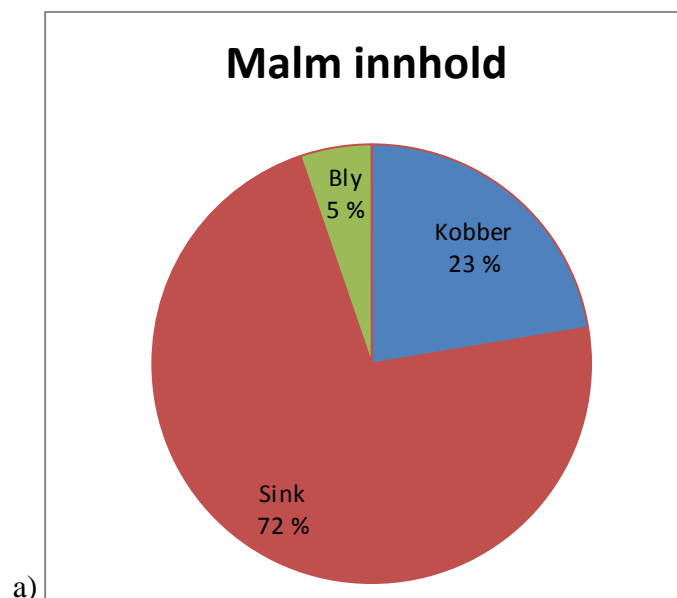
Figur 40. Korrelasjon mellom sink og kadmium

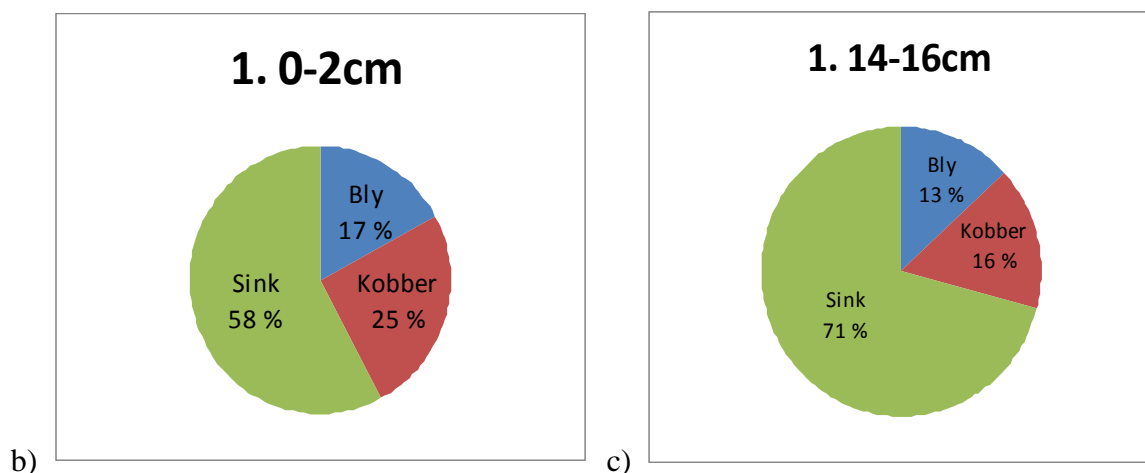
Ut fra korrelasjonsanalysen som ble gjennomført var det best sammenheng mellom kadmium og sink, der korrelasjonskoeffisienten var på 0,995 (se figur 40). Dette betyr at det var tilnærmet perfekt lineær samvariasjon. Grunnen til at disse to metallene samvarierte så bra er nok hovedsakelig på grunn av at sink har kjemisk lignende egenskaper med kadmium (Manahan, 2005), noe som gjør at kadmium ofte finnes i områder hvor det er sink. Malmen fra Killingdal Gruveselskap inneholdt mye sink og noe kadmium, så det er nok malmen som er hovedkilden for disse to metallene i sedimentene.



Figur 41. Korrelasjon mellom bly, og arsen og sølv.

I korrelasjonsanalysen ble det også funnet korrelasjoner mellom bly og arsen, samt bly og sølv (se figur 41). Sammenhengen mellom bly og arsen/sølv kan mest trolig forklares med malmutslipp fra Killingdal gruveselskap. Malmutslippet som kilde til de forurensede sedimentene kommer også tydelig fram i figur 39, der kobber, bly og sink er de metallene det var mest av i malmutslippet. Dette kommer også fram når man ser på den prosentvise fordelingen av metallene kobber, bly og sink i figur 42.





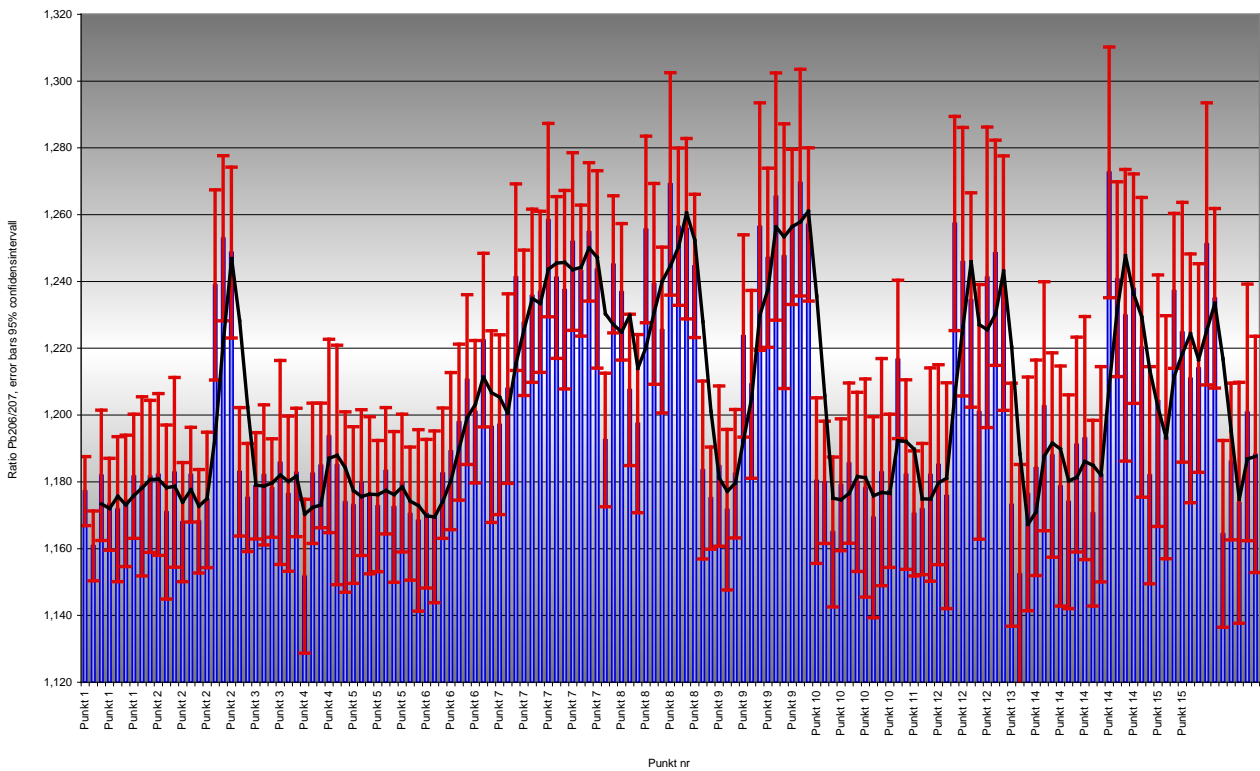
Figur 42. a) Faktisk innhold av bly, kobber og sink i malmen fra Killingdal gruver. b) Innhold av bly, kobber og sink i sedimentlag 0-2 cm av sedimentet ved prøvepunkt 1. c) Innhold av bly, kobber og sink i sedimentlaget 14-16 cm ved prøvepunkt 1.

Figur 42 viser at innholdet av sink, kobber og bly er ganske likt det innholdet som var i malmen fra Killingdal gruver. Dette tyder på at det meste av sink, kobber og bly som ligger i sedimentene i Ilsvika, skyldes nettopp denne malmen. Det nedre sedimentlaget ved prøvepunkt 1 har en mer lik fordeling av malminnholdet, noe som betyr at de nederste massene er mest påvirket av malmen. De øverste lagene er nok mer påvirket av andre faktorer. Likevel er blyinnholdet langt større enn det som var i malmen fra Killingdal, noe som kan skyldes at bly har andre forurensningskilder som nærliggende industri og langtransporterte luftforurensninger. Den store blyandelen kan også trolig forklares med at sinkandelen er blitt mindre, på grunn av at sink har forvitret. Løselighetsprodukter av sink sulfid viser at det er mye mer løselige enn bly sulfid og kobbersulfid, og derfor vil sink ha lettere for og utvaskes (Skoog *et.al*, 2004). Som vi ser av figur 42 b) er sinkandelen betydelig mindre i topplaget enn det er i den opprinnelige malmen, noe som enten kan forklares med at sink er oppløst i vannet eller at det er kommet mindre forurensede masser over laget som ble sluppet ut fra Killingdal.

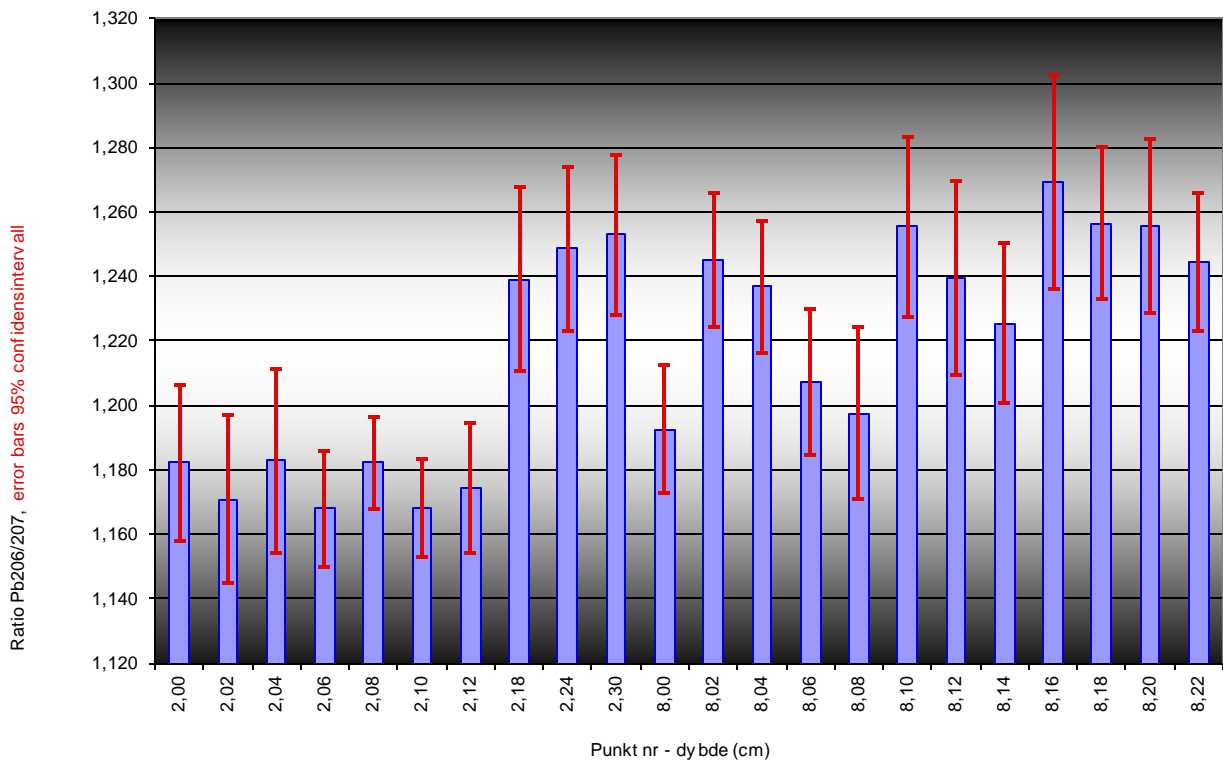
5.2.5 Blyisotopfordeling

Blyisotopfordeling kan som nevnt tidligere brukes til å identifisere mengde og kilder for langtransporterte blyforurensninger. Isotopfordelingen for bly ble sjekket for alle prøvene som ble gjort av sedimentene. Figur 43 viser denne fordelingen. Den generelle trenden for resultatene av blyisotopfordelingen er at det øverste laget av kjerneprøver tatt av sedimentene er mest forurenset av langtransporterte forurensninger. Dette er logisk, siden det er de øverste sedimentene som er lett tilgjengelig for forurensninger. Denne trenden kommer tydelig fram i figur 44 for prøvepunkt 2. I

sediment laget 0 til 14 cm ligger alle prøvene under 1,2, noe som sier oss at sedimentet er forurenset med langtransporterte blyforurensninger. Det nederste laget av sedimentet (18-32 cm) er ikke påvirket av langtransporterte blyforurensninger.



Figur 43. Blyisotopfordeling for de ulike sediment prøvene.



Figur 44. Blyisotopfordeling for ulike lag i sedimentet for prøvepunkt 2 og 8. 2,00 refererer til prøvepunkt 2 og sediment lag 0-2cm, 2,02 refererer til prøvepunkt 2 og sediment lag 2-4cm, osv.

I noen av sedimentene virker det som om det er to områder som er mest forurenset, både de øverste centimeterne og midt i prøven ved 8-10cm. Dette illustreres for prøvepunkt 8 i figur 44. Her er de øverste 2 cm påvirket av langtransporterte blyforurensninger, men sedimentlaget fra 2 til 9 cm ikke er det. Deretter ser det ut til at laget 8 til 10 cm er forurenset med langtransporterte blyforurensninger, mens resten av det nederste laget ikke er det. Den varierende trenden for blyisotopfordelingen for prøvepunkt 8 kan skyldes at forurensningene har vært store den senere tiden, eller at sedimentene er blitt oppvirvlet slik at sedimentlagene er blitt blandet.

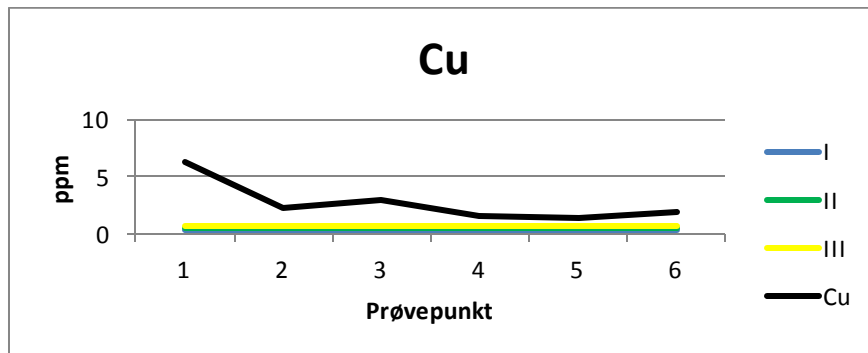
5.3 Analyse av vannprøver og DGT

Når DGT ble hentet opp den første gangen, ble det oppdaget at noen lå på land, altså at de ikke hadde ligget i vannet hele tiden det døgnet de lå ute. Samtidig hadde noen DGT prøvetakere falt i vannet, samt at en flaske var umulig å få opp igjen. Det ble derfor lagt ut nye DGT prøvetakere for å være på den sikre siden med tanke på beregninger. De tre flaskene som DGT ble montert på fikk nå en mye lengre snor, slik at flaskene ikke skulle drive på land. For å analysere biotilgjengeligheten av metaller i vann ble det til sammen lagt ut 27 prøvetakere, men bare 18 ble tatt opp for analysering, der det ble analysert tre DGT prøvetakerne ved alle prøvestedene. For de DGT prøvetakerne som ble funnet på land ble det trukket fra noen timer på tiden med tanke på lavvann.

Analysene av DGT prøvetakerne viste varierende verdier (se vedlegg 10). Variasjonen kan skyldes at noen av DGT prøvetakerne ble liggende rett oppå sedimentene, mens noen ble rettet mer mot vannet. De prøvetakerne nærmest sedimentet vil følgende få høyere verdier enn de andre, siden det er mye høyere metallkonsentrasjoner i sedimentene enn i vann. Andre grunner til variasjoner kan ha med selve DGT prøvetakeren å gjøre, siden det var gjenbruk av DGT prøvetakerne noe som kan føre til feil (*DGT Research Ltd, udatert*). Dette tror jeg ikke er tilfelle, siden prøvetakerne ikke er brukt om igjen så mange ganger.

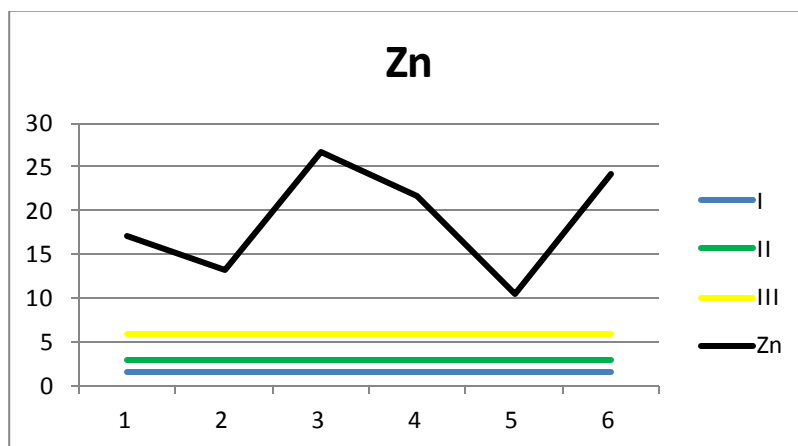
Resultatene fra ICP-MS viste at mange av metallene med grenseverdier gitt fra KLIF ikke utgjorde noen fare for økologiske liv i Ilsvika, siden konsentrasjonen var så små at de ikke kunne finnes ved ICP-MS. De metallene som har innvirkning på det akvatiske livet i Ilsvika med tanke på biotilgjengelighet er kobber, sink og nikkel. Etter tilbakeregning til faktiske konsentrasjoner fra ICP-MS (vedlegg 11) ble det funnet kobber- og sinkkonsentrasjoner som alle lå innen tilstandsklasse IV (dårlig), noe som absolutt tyder på at det må gjøres opprydding i Ilsvika- området. De høye konsentrasjonene skyldes nok utslipp fra Killingdal Gruveselskap, siden avgangsmassene

inneholdt mye sink og kobber. Nikkel var også et av metallene det var mye av i avgangsmassene, og dette er nok grunnen til at det ved prøvepunkt 3 er en nikkelkonsentrasjon innen tilstandsklasse IV (dårlig).



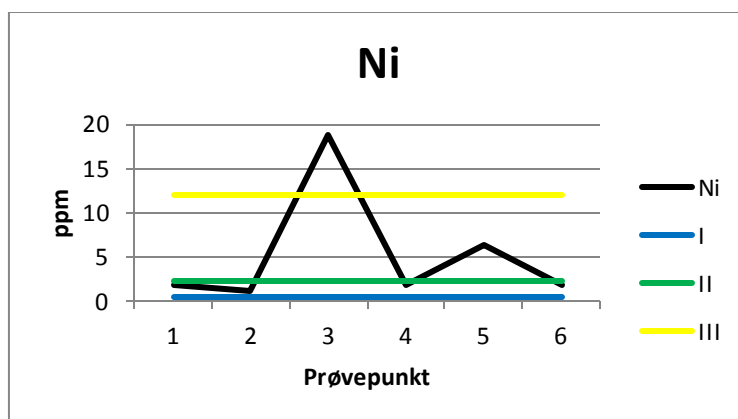
Figur 45. Gjennomsnittskobberkonsentrasjoner ved de forskjellige prøvepunktene.

Kobberkonsentrasjonene som ble funnet i vannet nær sedimentene i Ilsvika er innen tilstandsklasse IV (dårlig) ved alle prøvepunktene. Det er høyest konsentrasjoner ved prøvepunkt 1, som er det punktet som ligger nærmest Ilabekken. Dette sees i figur 45. Det er også sinkkonsentrasjoner som alle er i tilstandsklasse IV (dårlig), og dette kommer fram i figur 46. For sink er det høyeste konsentrasjoner ved prøvepunkt 3 og 6.



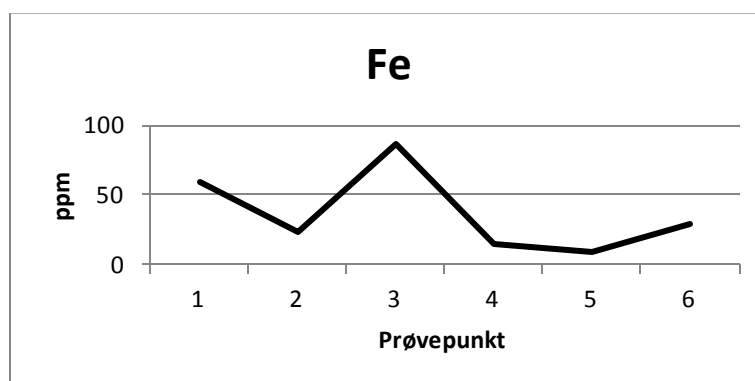
Figur 46. Gjennomsnittssinkkonsentrasjoner ved de forskjellige prøvepunktene.

Nikkelkonsentrasjonene ligger under tilstandsklasse IV (dårlig) ved alle punkter, unntatt ved prøvepunkt 3 (se figur 47). Ved prøvepunkt 1, 2, 4 og 6 ligger nikkelkonsentrasjonene under tilstandsklasse II (god), noe som er konsentrasjoner som ikke utgjør noen risiko for mennesker og det økologiske liv. Prøvepunkt 5 hadde gjennomsnittlige nikkelkonsentrasjoner innen tilstandsklasse III (moderat), noe som også er såpass høyt at det bør gjøres opprydding på området med tanke på økosystemet.



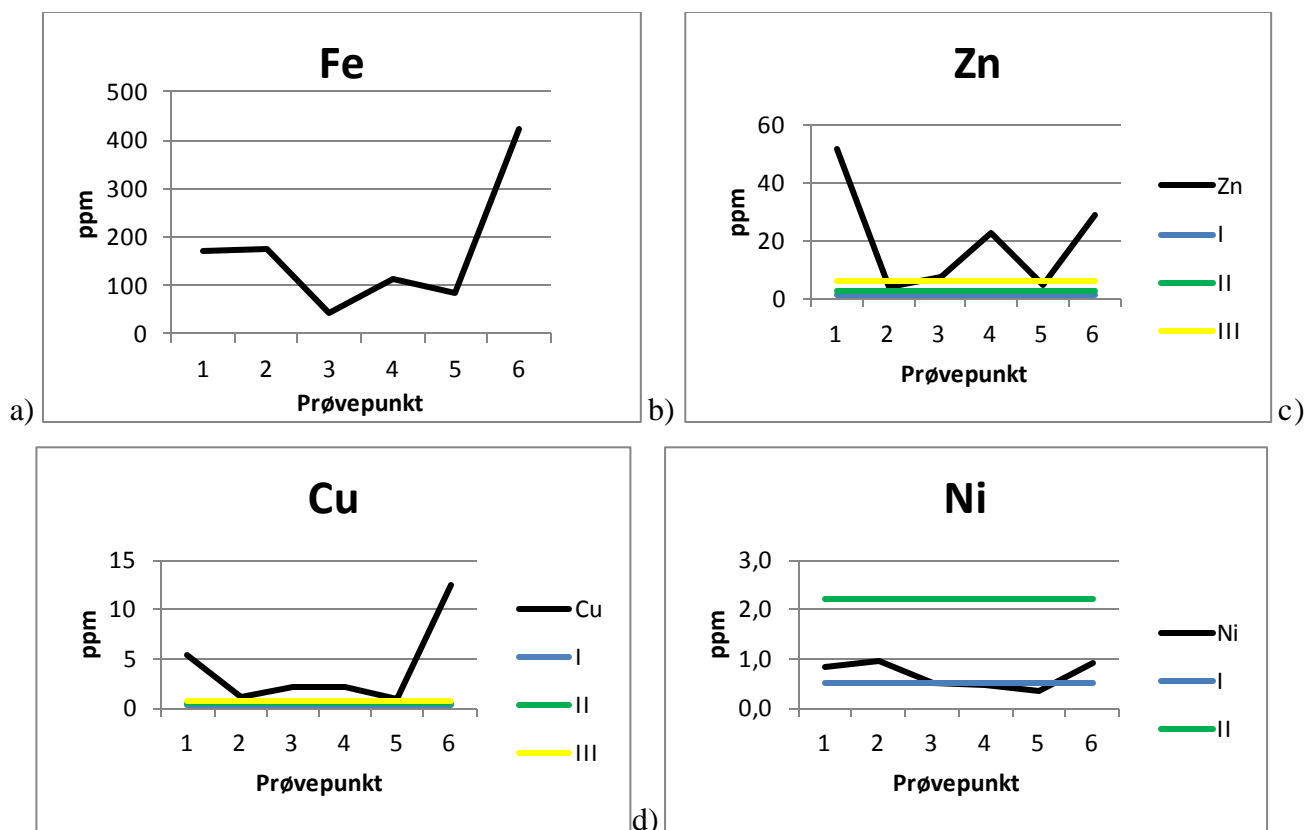
Figur 47. Gjennomsnittsnikkelkonsentrasjoner ved de forskjellige prøvepunktene.

I sedimentprøvene ble det funnet betydelig høyere konsentrasjoner av jern, enn det ble funnet ved DGT prøvetakerne. Dette tyder på at det ikke er mye jern som spres fra sedimentene, men litt vil det nok være. Jernkonsentrasjonene som ble funnet ved DGT prøvetakerne sees i figur 48.



Figur 48. Gjennomsnittlig jernkonsentrasjoner i DGT prøvetakerne ved de forskjellige prøvepunktene.

I tillegg til DGT prøvetakere ble det også tatt vannprøver ved de forskjellige prøvepunktene og resultatene fra vannprøvene ligger i figur 49 (verdiene ligger i vedlegg 12). I teorien vil vannprøvene vise høyere verdier av metaller, siden de tar med alle vannløselige kompleksene av metallene. Ved bruk av DGT vil ikke de negativt ladede kompleksene måles, siden filteret i DGT prøvetakeren frastøter disse. Siden vannprøvene ikke ble tatt ved bunnen der DGT prøvetakerne lå, vil teorien ikke stemme helt overens med de praktiske resultatene. For jern ble det funnet høyere konsentrasjoner i vannprøvene enn det som ble funnet ved DGT prøvetakerne. Dette kan skyldes at det ikke er høyere jernkonsentrasjoner nær bunnen, enn det som er i vannet generelt. For de andre metallene er det derimot funnet lavere verdier i vannprøvene enn ved DGT prøvetakerne. Dette kan skyldes at DGT prøvetakerne ligger nærmere sedimentene som har høye konsentrasjoner av metaller, enn der hvor vannprøvene ble tatt.



Figur 49. Konsentrasjoner av a) jern, b) sink, c) kobber og d) nikkel i vannprøvene ved de forskjellige prøvepunktene.

I rapporten «Overvåkningsrapport. Killingdal, Trondheim» (2011) kommer det fram at det er veldig lite metallforurensninger som slippes ut i havet etter oppryddingen som er gjort på land i Ilsvika. Dette tyder på at metallkonsentrasjonene som ble funnet i vannprøvene og ved DGT prøvetakerne for det meste kommer fra spredning fra sedimentene. Andre kilder til forurensning av metaller kan også komme fra nærliggende industri og trafikk. Spredning i Ilsvika kommer fra båttrafikk, dyr og lignende. Dersom disse sedimentene ikke hadde blitt utsatt for oppvirvling hadde de heller ikke utgjort noen trussel for det akvatiske livet her.

6. Konklusjon

Hovedfokuset i denne masteroppgaven var å undersøke sedimentene i Ilsvika/Fagervika ved 15 forskjellige prøvepunkter. I tillegg ble bunnsedimentene ved land undersøkt med DGT prøvetakere, for å få ytterligere informasjon om spredning fra sedimentene. Resultatene fra sedimentprøvene viste høye metallkonsentrasjoner. De metallene som utmerket seg spesielt var arsen, bly, kadmium, kobber og sink, der en del konsentrasjoner av sedimentlag lå innen tilstandsklassene IV (dårlig) og V (svært dårlig). De høye verdiene av metaller skyldes i hovedsak utslippet av malmen fra Killingdal Gruveselskap. Dette underbygges av korrelasjonsanalysene, der både sink og kobber, sink og bly, kobber og bly, kadmium og sink, og bly og arsen korrelerte bra. Ved å se på den prosentvise fordelingen av sink, kobber og bly i malmen fra Killingdal, ser man også her at sammensetningen av metallene i sedimentene passer godt overens med denne fordelingen. De høyeste konsentrasjonene av metaller ble funnet ved land og ved dypere områder, som i kanalen som er dannet i Ilsvika.

I resultater fra sedimentene ble det funnet forholdsvis lave konsentrasjoner av kvikksølv i sedimentene, der det kun var en prøve innen klasse IV (dårlig) og få prøver innen klasse III (moderat). Dette tyder på at det ikke er mye kvikksølv som kommer fra avgangsmassene fra Killingdal, men at det kvikksølvet som er i sedimentene kommer fra andre kilder. Dette kommer også fram når trendene mellom metallene illustreres. Nikkel og krom var de metallene som utgjorde minst forurensning i sedimentene i Ilsvika, der hovedvekten av prøvene lå under tilstandsklasse II (god). Resultatene som ble funnet stemte også i stor grad overens med resultatene fra NGU (2000) og NGI (2010).

I resultatene fra DGT prøvetakerne som lå i vannfasen rett over sedimentene, kom det fram at det var metallene kobber, sink og nikkel som utgjorde en trussel for det akvatiske livet. Det skyldes nok også Killingdals avfallsmasser, siden det var disse metallene det var mest av. Det ble funnet høyest verdier av kobber og sink, med verdier innen tilstandsklasse V (svært dårlig). Siden det er gjort undersøkelser som viser at det per i dag ikke er mye forurensning fra Killingdal Gruveselskap som lekker til havet etter oppryddingen, tyder dette på at konsentrasjonene av metaller som er funnet ved DGT i hovedsak kommer fra spredning fra sedimentene eller andre lokale kilder. Den planlagte oppryddingen på området med tildekking bør derfor settes i gang så raskt som mulig, før de forurensede sedimentene spres mer enn de allerede er gjort.

7. Forslag til videre arbeid

Denne oppgaven gir ny grunndata i lys av annen grunndata fra sedimentene i området Ilsvika/Fagervika. Resultatene som kom fram viser høye konsentrasjoner av metaller i sedimentene, noe som kan utgjøre en fare for planter og dyr som lever på bunnen. For videre arbeid på dette området hadde det vært spennende og sett på plante- og dyrelivet på bunnen. Da kunne man ha tatt opp dyr og planter som lever på havbunnen som for eksempel børstemark og alger, for så og undersøkt hvilke metallkonsentrasjoner disse har fått i seg, og undersøkt eventuelle defekter eller fysiologiske avvik for disse artene. Verdiene man finner kunne ha blitt sammenlignet med verdier for bunnfauna fra ikke forurensede områder, for å si noe om disse dyrene/plantene har forhøyet innhold av metaller eller ikke.

Siden dette området som er undersøkt nå skal ryddes opp ved tildekking, er det også viktig at sedimentene blir overvåket under opprydding med tanke på spredning. Dersom tiltaket gjør at sedimentene spres og porevann kommer opp, kan dette føre til innvirkning på dyrene som lever der. Etter at oppryddingen er ferdig er det i følge Laugesen, Møskeland og Kelley (2003) viktig at sedimentene overvåkes, for å sjekke så det ikke blir noen ytterligere spredning etter at tiltaket er gjort. Det bør derfor i tiden etter tildekkingen skje en jevnlig overvåking av sedimentene, slik at man ser om tiltaket har hjulpet eller ikke. Det som også hadde vært spennende er å gjøre undersøkelser av sedimentene 20 år fram i tid for å se etter lekkasjer, kjemiske endringer, biologiske endringer i bunnfauna osv. Da får man kunne vurdere hvor effektive slike tiltak er over et lengre tidsperspektiv.

8. Referanseliste

- Akagie, H., Grandjean, P., Takizawa, Y. & Weihe, P. (1997). Methylmercury Dose Estimation from Umbilical Cord Concentrations in Patients with Minamata Disease. *Environmental Research*, 77 (2), side 98–103.
- Allen, H.E., Hall, R.H. & Brisbin, T.D. (1980). Metal speciation. Effects on aquatic toxicity. *Illinois Institute of Technology*, 14, side 441-442.
- Allen, H.E. (1993). The significance of trace metal speciation for water, sediment and soil quality criteria and standards. *The Science of The Total Environment*, 134, side 23-45.
- Apostoli, P., Cornelis, R., Ghent, G., Duffus, J., Hoet, P., Lison, D. & Templeton, D. (2006). *Elemental speciation in human health risk assessment*. Sveits: WHO Press, World Health Organization, side 70-83.
- Bjerkeng, B. & Molvær, J. (2002). *Oppvirvling og spredning av forurenset sediment på grunn av skipstrafikk*. Oslo: NIVA, side 26- 38.
- Bjervamoen, S.G., Bjørk, T.B., Elgen, M., Gaut, S., Hauan, S., Ilestad, I., ...Ottesen, R.T. (2006). *Spredning av miljøgifter fra tetteflater i Trondheim*. Trondheim: NGU, side 7-11.
- Bølviken, B. (2004). Geokjemi og helse. Norges geologiske undersøkelser. *Norsk Epidemiologi*, 14 (2), side 206-212.
- Chorley, R.J., Schumm, S.A. & Sugden D.E. (1984). *Geomorphology*. London: Methuen & Co, side 361-363.
- Davison, W., Zhang, H. & Miller, S. (1994). Developing and applying new techniques for measuring steep chemical gradients of trace metals and inorganic ions at the sediment-water interface. *Mineral Mag*, 58A, side 497-498.
- DGT Reasearch Ltd (udatert). *DGT- for measurements in waters, soils and sediments*. Hentet 22.02.12, fra <http://www.dgtresearch.com/dgtresearch/dgtresearch.pdf>

Egede-Nissen, C., Einarsdóttir, D.M., Haug, S., Hovde, G., Nauste, K.B. & Skårn, J.S. (2008).

Kartlegging og identifisering av aktive forurensningskilder til havnebassenget i Trondheim.
Trondheim: NGU, side 56.

Eurofins (udatert). *Kvalitetssikring av analyseresultater.* Hentet 24.05.12

fra <http://www.eurofins.no/vare-tjenester/slp.aspx>

Glomstad, B. (2010). *Utvikling av metode for bestemmelse av metylkvikksølv i ekstraherte og oppsluttede prøver av sediment og biota ved hjelp av kalddamp*

atomabsorpsjonsspektroskopi (Masteroppgave, Institutt for plante- og miljøvitenskap). Ås: UMB.

Googlemap (udatert). Hentet 12.04.12 fra <http://maps.google.no/maps?hl=en&tab=w1>

Hansen, H. & Tiller, H. (2012, 20.januar). Miljøgifter sprer seg på sjøbunnen. *Adresseavisen*, side 20-21.

International Network for Acid Prevention (2002). *Diffusive gradients in thin-films (DGT). A technique for determining bioavailable metal concentrations.* Hentet 12.03.12

fra http://www.inap.com.au/public_downloads/Research_Projects/Diffusive_Gradients_inThin-films.pdf

Jarvis, K.E., Gray, A.L. & Houk, R.S. (1992). *Handbook of Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry.* New York: Chapman and Hall.

Kibsgaard, A. (2004). *Renseteknologi.* Trondheim: Trondheim havn, side 6.

Kjeldby, M. (2007). *Veileder for risikovurdering av forurenset sediment.* Oslo: SFT, side 4- 24.

Klima- og forurensningsdirektoratet (udatert a). *Forurensete sedimentene: Utlekking og spredning av miljøgifter i sedimentene.* Hentet 31.01.12,

fra http://www.klif.no/publikasjoner/vann/1957/ta1957_01_02.html

- Klima- og forurensningsdirektoratet (udatert b). *Forurensede sedimenter: Slik rydder vi opp*. Hentet 31.01.12, fra http://www.klif.no/publikasjoner/vann/1957/ta1957_03.html
- Klima- og forurensningsdirektoratet (udatert c). *Forurensede sedimenter: Tiltak for å rydde opp*. Hentet 31.01.12, fra http://www.klif.no/publikasjoner/vann/1957/ta1957_03_01.html
- Laugesen, J. & Grini, R.S. (2011). *Trondheim havn. Helhetlig tiltaksplan for Trondheim havnebaseng*. Trondheim: Trondheim havn, side 13-19.
- Laugesen, L., Møskeland, T. & Kelley, A. (2003). *Tiltaksanalyse for opprydding i forurensede sedimenter i Trondheim havn og omgivelser*. Trondheim: Statens forurensningstilsyn, side 59- 113.
- Laugesen, J. & Nygård, B. (2008). *Mudringsmetoder for forurenset sjøbunn*. Høvik: Det norske veritas, 8.
- L'Heureux, J.S., Hansen, L., Longva, O., Emdal, A. and Grande, L.O. (2010). A multidisciplinary study of submarine landslides at Nidelva fjord delta, central Norway – implications for geohazard assessment. *Norwegian Journal of Geology*, 90, side 13.
- Manahan, S.E. (2005). *Environmental chemistry* (Utgave 8). Florida: CRC Press LLC, side 169-174.
- Milestone productivity tools (udatert). *UltraClave*. Hentet 05.02.12, fra <http://milestonesci.com/index.php/productenu/digestion/ultraclave.html>
- Miljøstatus (2011). Tungmetaller i kystområder. Hentet 29.03.12 fra http://www.miljostatus.no/Tema/Hav-og-vann/Pavirkninger-pa-livet-i-vann/Miljogifter_vann/Miljogifter_marint/Tungmetaller-i-kystomrader/
- Miljøstatus (2011a). *Miljøgifter*. Hentet 18.02.12, fra <http://www.miljostatus.no/tema/Kjemikalier/Hva-erk-jemikalier/Miljogifter/>

- Miljøstatus (2011b). *Kvikksølv*. Hentet 30.01.12,
fra <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kvikksolv/>
- Miljøstatus (2011c). *Bly*. Hentet 30.01.12, fra <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Bly/>
- Miljøstatus (2011d). *Kadmium*. Hentet 30.01.12,
fra <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Kadmium/>
- Miljøstatus (2011e). *Arsen*. Hentet 30.01.12, fra <http://www.miljostatus.no/Tema/Kjemikalier/Noen-farlige-kjemikalier/Arsen/>
- Miljøverndepartementet (2010). *Et Norge uten miljøgifter*. Hentet 12.03.12,
fra <http://www.regjeringen.no/nb/dep/md/dok/nou-er/2010/nou-20109/7.html?id=622951>
- Moseid, M. (2010). *Trondheim havn. Helhetlig tiltaksplan for Trondheim havnebasseng*.
Trondheim: NGI, side 8-20.
- Multiconsult (2009). *Killingdalområdet, Trondheim- Tiltaksplan*. Trondheim: Trondheim
kommune, side 5.
- Multiconsult (2011). *Overvåkningsrapport. Killingdal, Trondheim*. Trondheim: Trondheim
kommune.
- NGU (2011). *Malmdatabase: Killingdal*. Hentet 13.03.12,
fra http://aps.ngu.no/pls/oradb/minres_deposit_fakta.Main?p_objid=4403&pspraak=I
- Olsen, H.A., Rise, L. & Wissing, B.W. (2011). *Beskrivelse av sedimentkjerner tatt med
gravitasjonsprøvetaker av Oljedirektoratet i sørlige Barentshavet i 1976-1978*. Trondheim:
NGU, side 5.
- Ottesen, R.T., Almklov, P.G. & Tjihuis, L. (1995). *Innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter
i overflatejord fra Trondheim*. Trondheim: Trondheim kommune, side 130.

- Ottesen, R.T., Bogen, J., Bølviken, B., Volden, T. & Haugland, T. (2000). *Geokjemisk atlas for Norge*. Trondheim: NGU.
- Ottesen, R.T., Langdal, M., Cramer, J., Elvebakk, H., Finne, T.E., Haugland, T., ... Volden, T. (2000). *Forurensset grunn og sedimenter i Trondheim kommune: Datarapport*. Trondheim: Trondheim kommune/ NGU, side 1-14.
- Reeder, R.J. & Schoonen, M.A.A. (2006). Metal speciation and its role in bioaccessibility and bioavailability. *The Mineralogical Society Of America*, 64 (1), side 59-113.
- Schnetger, B. (1997). Trace element analysis of sediments by HR-ICP-MS using low and medium resolution and different acid digestions. *Fresenius Journal Of Analytical Chemistry*, 359 (4-5), side 468-472. Doi: 10.1007/s002160050614.
- Skoog, D.A., West, D.M., Holler, F.J. & Crouch, S.R. (2004). *Fundamentals of analytical chemistry* (Utgave 8). USA: Brooks/Cole, side 868-871.
- Statens forurensningstilsyn (2000). *Miljøgifter i norske fjorder. Ambisjonsnivå og strategi for arbeidet med forurensset sjøbunn*. Oslo: SFT, side 7-80.
- Statens forurensningstilsyn (2004). *Veileder for håndtering av forurensede sedimenter*. Oslo: SFT, side 24-28.
- Statens forurensningstilsyn (2007a). *Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter*. Oslo: SFT, side 3-9.
- Statens forurensningstilsyn (2007b). *Risikovurdering av forurensede sedimenter*. Oslo: SFT, side 4-16.
- Steinnes, E., Sjøbakk, T.E., Donisa, C. & Brännvall, M.L. (2005). Quantification of pollutant lead in forest soils. *Soil Science Society of America*, 69, side 1399-1404.
- Store norske leksikon (2009 a). *Sink*. Hentet 30.01.12, fra <http://snl.no/sink>

- Store norske leksikon (2009 b). *Jern- fysiologisk virkning*. Hentet 14.03.12, fra <http://snl.no/jern/fysiologiskvirkning>
- Store norske leksikon (2012a). *Metaller*. Hentet 24.01.12, fra <http://snl.no/metaller>
- Store norske leksikon (2012b). *Kobber*. Hentet 30.01.12, fra <http://snl.no/kobber>
- Store norske leksikon (2012c). *Nikkel*. Hentet 30.01.12, fra <http://snl.no/nikkel>
- Store norske leksikon (udatert). *Referansemateriale*. Hentet 24.05.12, fra <http://snl.no/referansemateriale>
- Stumm, W. & Morgan, J.J. (1996). *Aquatic chemistry* (Utgave 3). Canada: Environmental Science and Technology, side 662-663.
- Sæth, E.S. (2009). *Bruk av ICP-MS på filtrerte og ufiltrerte prøver og test av DGT for studier av metallers mobilitet i myr og vårmarek med avrenning til vassdrag* (masteroppgave, institutt for kjemi). Trondheim: NTNU.
- Sæthre, K. (2010). *Fakta om jern*. Hentet 14.03.12, fra <http://www.nettdoktor.no/ernaering/vitaminer/artikler/jern.php>
- Torp, M. (2011). *Mobilitet og potensiell biotilgjengelighet av metaller i et sedimentasjonsbasseng for vegavrenning og vaskevann fra tunneler langs E6 i Vassum i Ås kommune, Akershus* (masteroppgave, institutt for plante- og miljøvitenskap). Ås: UMB.
- Torres, D.P., Frescura, V.L.A. & Curtius, A.J. (2009). Simple mercury fractionation in biological samples by CV AAS following microwave-assisted acid digestion or TMAH pre-treatment. *Microchemical Journal*, 93 (2), side 206–210.
- Trondheim havn (2010). *SFT støtter opprydding i Ilsvika*. Hentet 18.02.12, fra <http://www.tih.no/nyhet/sft-stotter-opprydding-i-ilsvika-555.aspx>

- Trondheim havn (2011 a). Havneforurensingen har blitt friområde. Hentet 18.02.12
fra <http://www.tih.no/nyhet/havneforurensingen-har-blitt-friomrade-751.aspx>
- Trondheim havn (2011 b). Trondheim Havn's photostream. Hentet 20.01.2012
fra <http://www.flickr.com/photos/trondheimhavn/archives/date-taken/2011/09/26/>
- Trondheim kommune (2009). Kostholdsrad. Hentet 29.03.12
fra <http://www.trondheim.kommune.no/content/1117677302/Kostholdsrad>
- Trondheim kommune (2011). *Killingdalprosjektet*. Hentet 02.03.12,
fra <http://www.trondheim.kommune.no/killingdal>
- Trondheim kommune (2012). *Forurenset grunn*. Hentet 06.03.12,
fra <http://www.trondheim.kommune.no/forurensetgrunn>
- Tyssø, V. (2001). Korrelasjonsanalyse. Oslo: Høyskolen i Oslo og Akershus, side 1-2.
- UiO Biologisk institutt (udatert). *Diffusjon*. Hentet 26.01.12,
fra <http://www.mn.uio.no/bio/tjenester/kunnskap/plantefys/leksikon/d/diffusjon.html>
- VanLoon, G.W. & Duffy, S.J. (2005). *Environmental chemistry: a global perspective* (Utgave 2),
Oxford: Oxford University Press, side 515.
- Wikipedia (2010). Ilsvika. Hentet 31.01.12, fra <http://no.wikipedia.org/wiki/Ilsvika>
- Wikipedia (2012). Kvikksølv. Hentet 22.03.12 fra <http://no.wikipedia.org/wiki/Kvikks%C3%B8lv>
- Wolf, R.E. (2005). *Hva er ICP-MS? ... Og enda viktigere, hva kan den gjøre?* Hentet 29.01.12,
fra <http://www.cee.vt.edu/ewr/environmental/teach/smprimer/icpms/icpms.htm>
- Zhang, H. & Davison, W. (1995). Performance characteristics of diffusion gradients in thin films for the in situ measurement of trace metals in aqueous solution. *Environmental sciences*, 67 (19), side 3391-3400.

- Zhang, H., Davison, W., Fones, G., Harper, M. & Teasdale, P. (2000). Dialysis, DET and DGT: in situ diffusional techniques for studying water, sediments and soils. I.J. Buffle & G. Horvai (red.), *In Situ Chemical Analysis in Aquatic Systems*. (side 495-569). USA: Wiley.
- Zhang, H., Davison, W. & Grime, G.W. (1995). *New in-situ procedures for measuring trace metals in pore waters*, ASTM Digital Library, side 170-181. Doi: 10.1520/STP15999S.
- Økland, T.E. (2005). *Kostholdsråd i norske havner og fjorder*. Oslo: Bergfald & Co AS, side 19-23.
- Røe, Ø. (1975). *Utslipp fra Killingdal Grubeselskap A/S Ilsvika- vurdering av stabilitetsforholdene i Trondheim havneområde*. Trondheim, side 1-4.

Vedlegg 1

A. Analysert malm fra Killingdal Gruveselskap.

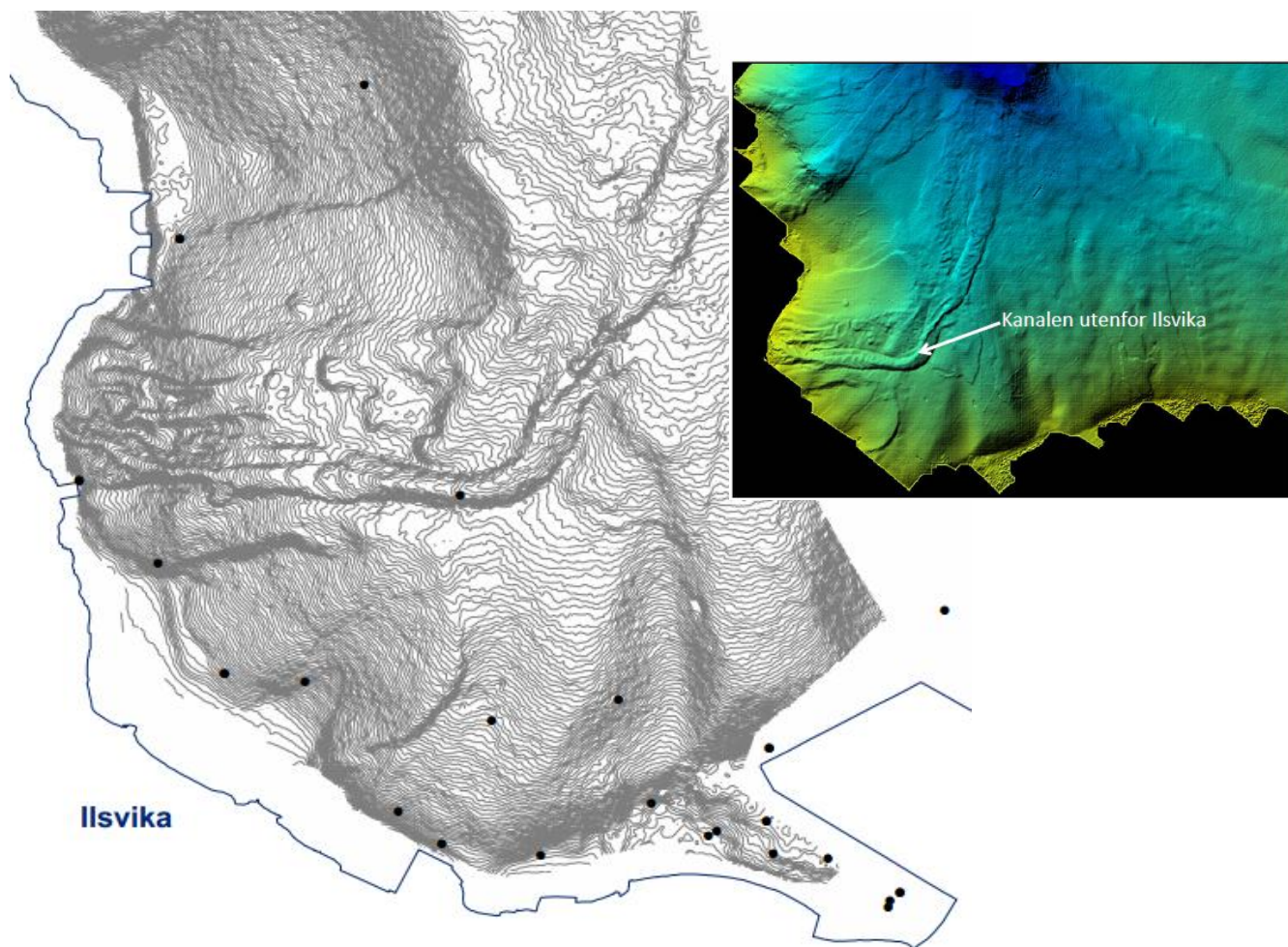
Tabell 1.1. Innhold av metaller i to malmprøver fra Killingdal gruver. * = ppm, # = ppb, negative verdier betyr under deteksjonsgrenseverdien (NGU, 2001).

Sample No.	Sample Type	B*	S%	V*	Cr*	Mn*	Fe%	Co*	Ni*
ST0200.01	Dump	-3	7,73	318	54	1640	15,96	53	171
ST0200.02	Dump	-3	11,88	185	43	610	26,09	88	299

Cu*	Zn*	As*	Sr*	Mo*	Pd#	Ag*	Cd*	Sb*	Ba*
942	333	319	15	8	38	0,7	1,6	-3	65
785	705	168	7	28	8	0,8	4,6	-3	56

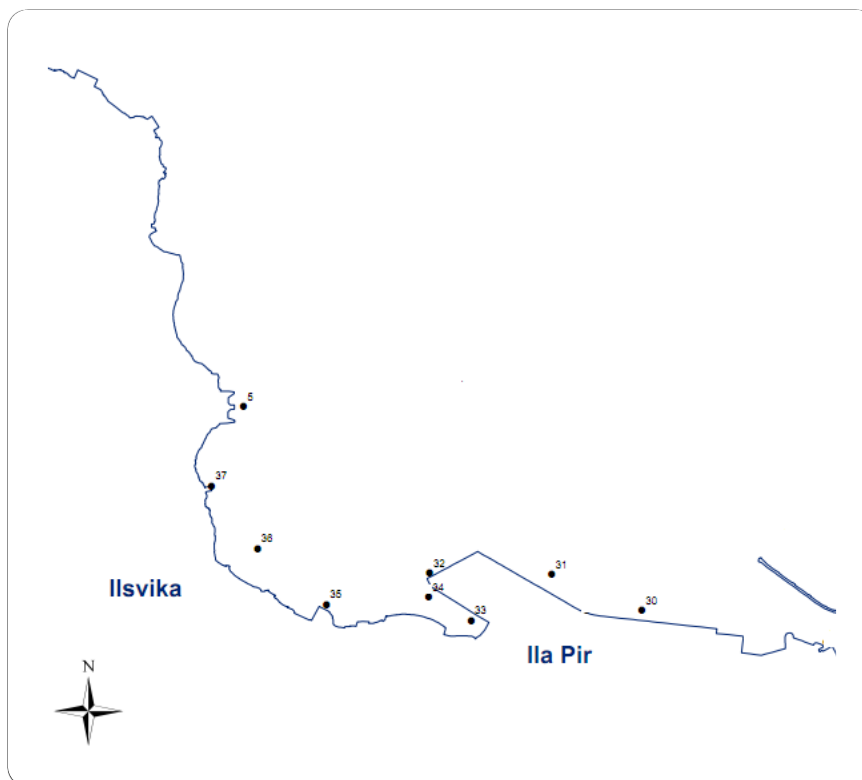
La*	W*	Pt#	Au#	Pb*	Bi*	Th*
64	-2	12.0	21.0	46	-3	8
31	-2	9.0	24.0	104	-3	8

B. Dybdekoter over Ilsvika/ Fagervika- området.



Figur 1.1. Dybdekoter utenfor Ilsvika/Fagervika, samt en tegning av kanalen i Ilsvika/Fagervika (L'Heureux et.al, 2010).

Vedlegg 2



Figur 2.1. De ulike stasjonene hvor prøvene i IISVİKA/FagervİKA ble tatt av NGU 2000 (Ottesen et. al, 2000).

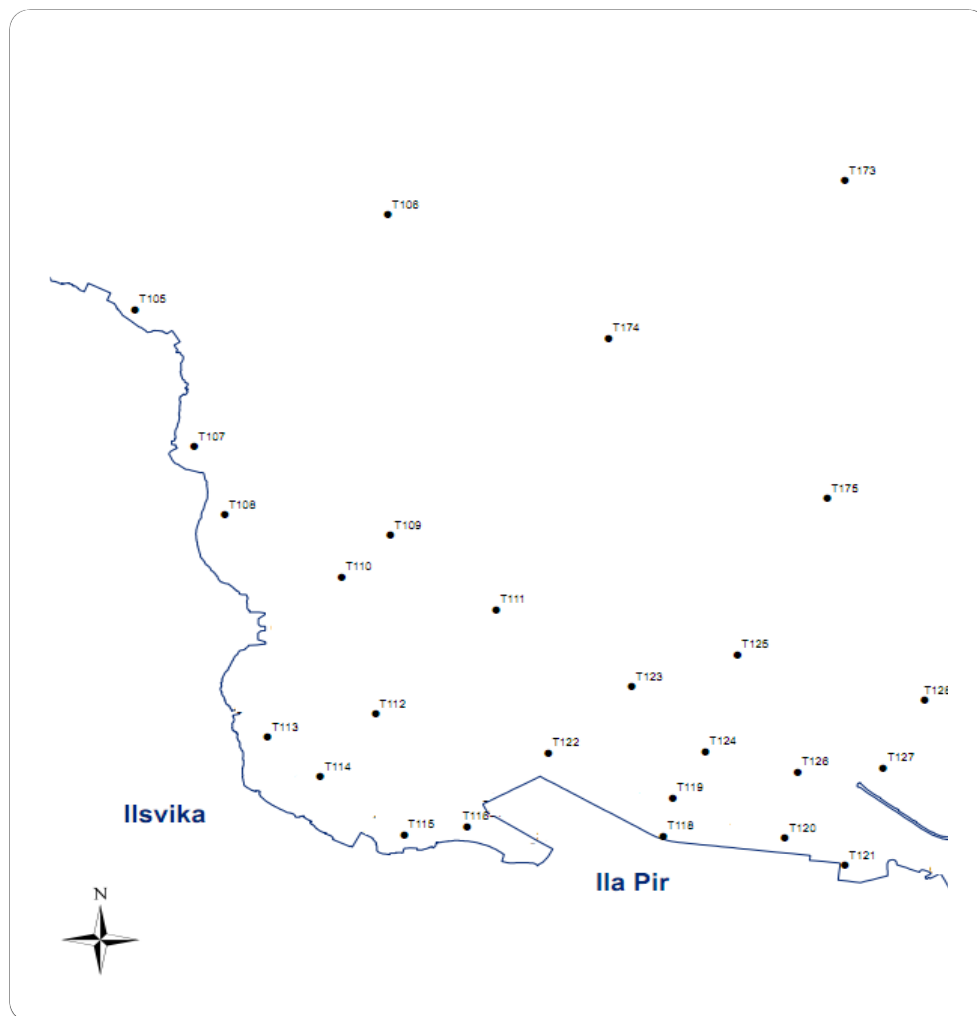
Tabell 2.1. Resultater fra NGU 2000 (Ottesen et. al, 2000).

TABELL 3.2: Analyseresultater - Marine sediment prøver.

utskrevet: 09-02-18

St. nr.	Koordinater UTM EU89		Prøve #	Dybde under overflate		YUNGMETALLER (ppm)									ORGANISK (ppb)				Tørrt materiale (w%)		Kornfordeling (w%)																																																																																								
	Ø	N		fra cm	til cm	Cu	Zn	Pb	Ni	Cr	Hg	Cd	As	TBT	PAH 16	B(a)P	PCB 7	TOC %	NGU	Tauw	>2mm	<2mm >63µm	<63µm																																																																																						
<table border="1" style="width: 100%; border-collapse: collapse;"> <thead> <tr> <th colspan="2">SFTs klassifisering 2007</th> <th>Cu ppm</th> <th>Zn ppm</th> <th>Pb ppm</th> <th>Ni ppm</th> <th>Cr ppm</th> <th>Hg ppm</th> <th>Cd ppm</th> <th>As ppm</th> <th>TBT ppb</th> <th>PAH 16 ppb</th> <th>B(a)P ppb</th> <th>PCB 7 ppb</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>Bakgrunn</td> <td>I</td> <td>< 35</td> <td>< 150</td> <td>< 30</td> <td>< 30</td> <td>< 70</td> <td>< 0,15</td> <td>< 0,25</td> <td>< 20</td> <td></td> <td>< 300</td> <td>< 6</td> <td>< 5</td> </tr> <tr> <td>God</td> <td>II</td> <td>51</td> <td>360</td> <td>83</td> <td>46</td> <td>560</td> <td>0,63</td> <td>2,6</td> <td>52</td> <td>??</td> <td>2000</td> <td>420</td> <td>17</td> </tr> <tr> <td>Moderat</td> <td>III</td> <td>55</td> <td>590</td> <td>100</td> <td>120</td> <td>5900</td> <td>0,86</td> <td>15,0</td> <td>76</td> <td></td> <td>6000</td> <td>830</td> <td>190</td> </tr> <tr> <td>Dårlig</td> <td>IV</td> <td>220</td> <td>4500</td> <td>720</td> <td>840</td> <td>59000</td> <td>1,60</td> <td>140,0</td> <td>580</td> <td></td> <td>20000</td> <td>4200</td> <td>1900</td> </tr> <tr> <td>Svært dårlig</td> <td>V</td> <td>> 220</td> <td>> 4500</td> <td>> 720</td> <td>> 840</td> <td>> 59000</td> <td>> 1,6</td> <td>> 140</td> <td>> 580</td> <td></td> <td>> 20000</td> <td>> 4200</td> <td>> 1900</td> </tr> </tbody> </table>																										SFTs klassifisering 2007		Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Ni ppm	Cr ppm	Hg ppm	Cd ppm	As ppm	TBT ppb	PAH 16 ppb	B(a)P ppb	PCB 7 ppb	Bakgrunn	I	< 35	< 150	< 30	< 30	< 70	< 0,15	< 0,25	< 20		< 300	< 6	< 5	God	II	51	360	83	46	560	0,63	2,6	52	??	2000	420	17	Moderat	III	55	590	100	120	5900	0,86	15,0	76		6000	830	190	Dårlig	IV	220	4500	720	840	59000	1,60	140,0	580		20000	4200	1900	Svært dårlig	V	> 220	> 4500	> 720	> 840	> 59000	> 1,6	> 140	> 580		> 20000	> 4200	> 1900
SFTs klassifisering 2007		Cu ppm	Zn ppm	Pb ppm	Ni ppm	Cr ppm	Hg ppm	Cd ppm	As ppm	TBT ppb	PAH 16 ppb	B(a)P ppb	PCB 7 ppb																																																																																																
Bakgrunn	I	< 35	< 150	< 30	< 30	< 70	< 0,15	< 0,25	< 20		< 300	< 6	< 5																																																																																																
God	II	51	360	83	46	560	0,63	2,6	52	??	2000	420	17																																																																																																
Moderat	III	55	590	100	120	5900	0,86	15,0	76		6000	830	190																																																																																																
Dårlig	IV	220	4500	720	840	59000	1,60	140,0	580		20000	4200	1900																																																																																																
Svært dårlig	V	> 220	> 4500	> 720	> 840	> 59000	> 1,6	> 140	> 580		> 20000	> 4200	> 1900																																																																																																
5	567480	#####	5-1	0	2	2497,0	8292,0	1300,0	34,3	63,4	0,71	15,00	1090,00		3400	300	nd			70,3																																																																																									
			5-2	2	10	2359,0	8033,0	1713,0	25,4	74,6	0,83	19,50	1030,00		2100	200	nd			73,4																																																																																									
			5-3	30	40	402,0	1300,0	219,0	44,3	66,7	0,21	3,35	71,00		8800	600	nd			79,6																																																																																									
			5-4	0	63	881,0	3448,0	731,0	47,1	78,4	0,38	8,34	338,00		800	70	nd	0,5	75,8	79,7		9,7																																																																																							
30	568394	#####	30-1	0	2	91,3	235,0	128,0	34,4	47,9	1,16	0,54	14,00	146	4900	400	90			73,3	70,2																																																																																								
			30-4	0	95	72,7	221,0	46,2	29,1	42,2	0,51	0,63	9,60		2600	250	19	1,2	74,0	75,0	1,57	60,4																																																																																							
31	568187	#####	31-1A	0	2	48,5	99,6	24,6	31,3	41,2	0,08	0,27	7,10		1800	150	nd			79,5	75,0																																																																																								
			31-1B	0	2	93,2	181,0	54,1	34,5	48,1	0,18	0,41	15,00		4500	350	18			50,5	52,5																																																																																								
			31-4	0	36	37,6	90,8	20,9	28,3	40,0	0,15	0,22	3,60		3200	300	nd	0,8	78,2	77,5	1,75	76,0		22,2																																																																																					
32	567907	#####	32-1	0	2	392,0	1540,0	308,0	37,7	59,0	0,45	3,80	110,00	27	3500	350	310			70,8	70,0																																																																																								
			32-2	0	13	142,0	450,0	131,0	29,9	52,0	0,87	1,50	22,00		8100	700	nd	1,5	80,4	79,7	46,30	36,3		17,4																																																																																					
			32-3	20	45	25,5	57,7	6,5	25,9	35,0	0,04	0,17	3,80		4200	350	nd			85,1	85,6																																																																																								
33	568002	#####	33-1	0	2	235,0	841,0	227,0	67,5	85,4	0,52	1,30	32,00		12000	1000	39			60,2	55,7																																																																																								
			33-4	0	87	997,0	1380,0	480,0	46,9	95,6	1,75	2,30	55,00		32000	2500	130	3,0	64,0	61,5	5,22	54,3		40,5																																																																																					
34	567905	#####	34-1	0	2	151,0	400,0	116,0	39,9	51,0	0,24	0,79	27,00	78	3200	250	17			78,1	75,3																																																																																								
			34-4	0	41	141,0	511,0	138,0	34,9	52,4	0,31	1,20	24,00		3800	350	23	1,0	79,6	76,2	17,20	55,2		27,5																																																																																					
35	567670	#####	35-1	0	2	258,0	1030,0	236,0	35,3	79,3	0,73	1,20	61,00		28000	2200	470			72,9	72,8																																																																																								
			35-4	0	95	472,0	1720,0	364,0	29,6	53,1	1,35	4,10	76,00		22000	1700	4100	1,9	73,6	71,5	23,90	49,6		26,5																																																																																					
36	567512	#####	36-2	0	20	229,0	598,0	84,8	20,9	30,8	0,09	1,20	80,00		1800	150	11	0,5	82,1	80,5	1,18	65,6		33,2																																																																																					
			36-3	97	108	38,0	49,4	<5	39,3	56,2	0,57	0,05	3,30		nd	<10	nd			82,8	82,6																																																																																								
			37-1	0	2	2090,0	4320,0	209,0	135,0	152,0	0,38	20,00	49,00	<1	nd	<10	nd			84,0	83,8																																																																																								
			37-4	0	137	10300,0	<2	2985,0	16,9	13,4	8,00	210,00	1100,00		nd	<10	nd	<0,1	86,4	85,5	11,90	37,8		50,3																																																																																					

Vedlegg 3



Figur 3.1. De ulike stasjonene hvor prøvene i Ilsvika/ Fagervika ble tatt av NGI 2010 (Moseid, 2010).

Tabell 3.1. Resultater fra NGI 2010 fra 9 stasjoner i Ilsvika/ Fagervika (Moseid, 2010).

Prøve ID	X	y	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
T106	567708	7035913	260,00	160,00	3,90	390,00	82,00	0,19	55,00	1200,00
T108	567377	7035241	14,00	17,00	0,41	37,00	17,00	0,02	10,00	81,00
T109	567713	7035194	390,00	460,00	5,20	700,00	82,00	0,40	41,00	2700,00
T110	567614	7035101	370,00	560,00	6,00	960,00	83,00	0,53	41,00	3400,00
T111	567928	7035027	680,00	700,00	9,40	1300,00	84,00	0,56	40,00	4300,00
T113	567464	7034743	1200	1800	23,00	3000,00	74,00	0,79	34,00	9900,00
T116	567869	7034542	26,00	400,00	6,60	130,00	43,00	4,90	34,00	2800,00
T174	568156	7035635	11,00	16,00	0,81	38,00	69,00	0,04	44,00	95,00
T175	568600	7035276	22,00	70,00	0,70	70,00	50,00	0,69	31,00	180,00

Vedlegg 4



Figur 4.1. Nøyaktig plassering av prøvetakingspunkter, i forhold til ferdigstilte arealer og konstruksjoner (Multiconsult, 2011).

Vedlegg 5



MLS Microwave Report

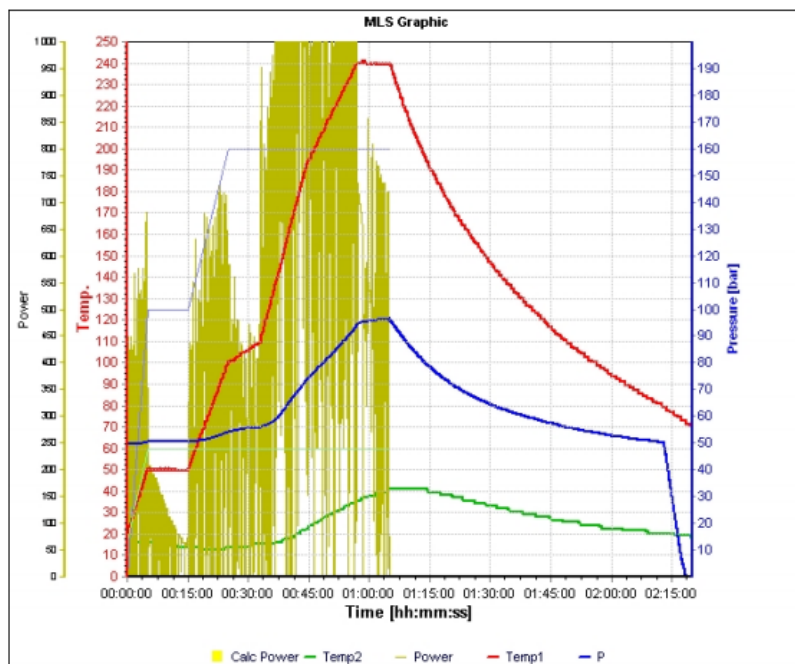
Application: ultraCLAVE

Report 07.02.2012 14:09:22

Operator: Administrator

Filename: M:\A\2012\PROJECTS NOT FINISHED\KJEMIMASTER\Beate Børset - Master
Øyvind - IIsvika\577-111011-121-160-Beate-1-38.dpr

MLS Milestone
www.milestonesrl.com



Parameter

Signature name :
Signature date :
Signature func. :
Operator : Administrator
Date :
Method filename :
:Sediment-100mg-til-108ml.mpr
Create run : Administrator
Microwave Power : pulse
Load pressure : 50,0 bar
Release temp. : 80,0 °C
Release pressure: 10,0 bar/min
Cooling : ON
Auto open : OFF
Cooling on Temp.: 40,0 °C
Ground load : 300ml MQ + 2ml
H2SO4 + 30ml H2O2
Ventilation time: 01:15:06

Remark:

Sediments and soil max 130mg smp, digested with 9ml 50% v/v HNO3 ultra pure, digested according to temp. profile in this method, the diluted to 108ml (109.8g), matrix 0.6M HNO3 analyzed on Element 2

MW Program

Step	Time [hh:mm:ss]	Temp 1 [°C]	Temp 2 [°C]	Press [bar]	Engery [Watt]
1	00:05:00	50	60	100	1 000
2	00:10:00	50	60	100	1 000
3	00:10:00	100	60	160	1 000
4	00:08:00	110	60	160	1 000
5	00:11:00	190	60	160	1 000
6	00:05:00	210	60	160	1 000
7	00:08:00	240	60	160	1 000
8	00:08:00	240	60	160	1 000

Vedlegg 6

Tabell 6.1. Diffusjonskoeffisienter av metallioner i DGT gel ved forskjellige temperaturer (*DGT Reasearch Ltd*).

Temp °C	D (E-6 cm ² /sec)										
	Ag	Al	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
1	6.58	2.22	2.84	2.77	2.36	2.91	2.85	2.73	2.69	3.75	2.84
2	6.83	2.30	2.95	2.88	2.45	3.02	2.96	2.83	2.80	3.89	2.94
3	7.09	2.39	3.06	2.99	2.54	3.13	3.07	2.94	2.90	4.04	3.05
4	7.35	2.48	3.18	3.10	2.63	3.25	3.18	3.05	3.01	4.19	3.17
5	7.62	2.57	3.29	3.21	2.73	3.36	3.30	3.16	3.12	4.34	3.28
6	7.89	2.66	3.41	3.32	2.82	3.48	3.42	3.27	3.23	4.49	3.40
7	8.17	2.75	3.53	3.44	2.92	3.61	3.54	3.39	3.34	4.65	3.52
8	8.45	2.85	3.65	3.56	3.02	3.73	3.66	3.50	3.46	4.81	3.64
9	8.74	2.94	3.78	3.68	3.13	3.86	3.79	3.62	3.58	4.98	3.77
10	9.04	3.04	3.90	3.80	3.23	3.99	3.91	3.74	3.70	5.14	3.89
11	9.34	3.14	4.03	3.93	3.34	4.12	4.04	3.87	3.82	5.31	4.02
12	9.64	3.25	4.16	4.06	3.45	4.26	4.18	4.00	3.94	5.49	4.15
13	9.95	3.35	4.30	4.19	3.56	4.39	4.31	4.12	4.07	5.67	4.29
14	10.27	3.46	4.43	4.32	3.67	4.53	4.45	4.26	4.20	5.85	4.42
15	10.59	3.57	4.57	4.46	3.79	4.68	4.59	4.39	4.33	6.03	4.56
16	10.92	3.68	4.72	4.60	3.91	4.82	4.73	4.52	4.47	6.21	4.70
17	11.25	3.79	4.86	4.74	4.03	4.97	4.87	4.66	4.60	6.40	4.85
18	11.59	3.90	5.01	4.88	4.15	5.12	5.02	4.80	4.74	6.60	4.99
19	11.93	4.02	5.15	5.02	4.27	5.27	5.17	4.95	4.88	6.79	5.14
20	12.28	4.14	5.30	5.17	4.39	5.42	5.32	5.09	5.02	6.99	5.29
21	12.64	4.26	5.46	5.32	4.52	5.58	5.47	5.24	5.17	7.19	5.44
22	13.00	4.38	5.61	5.47	4.65	5.74	5.63	5.39	5.32	7.40	5.60
23	13.36	4.50	5.77	5.63	4.78	5.90	5.79	5.54	5.47	7.61	5.76
24	13.73	4.62	5.93	5.78	4.91	6.06	5.95	5.69	5.62	7.82	5.92
25	14.11	4.75	6.09	5.94	5.05	6.23	6.11	5.85	5.77	8.03	6.08
26	14.49	4.88	6.26	6.10	5.19	6.40	6.28	6.01	5.93	8.25	6.24
27	14.88	5.01	6.43	6.27	5.32	6.57	6.45	6.17	6.09	8.47	6.41
28	15.27	5.14	6.60	6.43	5.47	6.74	6.62	6.33	6.25	8.69	6.58
29	15.67	5.28	6.77	6.60	5.61	6.92	6.79	6.50	6.41	8.92	6.75
30	16.08	5.41	6.94	6.77	5.75	7.10	6.96	6.66	6.58	9.15	6.92
31	16.49	5.55	7.12	6.94	5.90	7.28	7.14	6.83	6.74	9.39	7.10
32	16.90	5.69	7.30	7.12	6.05	7.46	7.32	7.00	6.91	9.62	7.28
33	17.32	5.83	7.48	7.29	6.20	7.65	7.50	7.18	7.09	9.86	7.46
34	17.75	5.98	7.67	7.47	6.35	7.84	7.69	7.36	7.26	10.10	7.64
35	18.18	6.12	7.85	7.66	6.51	8.03	7.87	7.53	7.44	10.35	7.83

Vedlegg 7

Tabell 7.1. Referanseverdier for TeaW-07605-583-1 for noen utvalgte metaller.

	Zn67(MR)		Cd111(MR)		Cd114(MR)		W182(LR)	
	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %
TeaW-07605-583-1	u95	4,3	0,184	18,8	0,201	6,9	0,044	14,1
TeaW-07605-583-2	u44.7	3,0	0,100	51,5	0,083	22,5	0,030	21,8
TeaW-07605-583-3	u30.3	9,8	0,062	12,6	0,058	18,7	0,029	23,5

Hg202(LR)		Pb208(LR)		Cr52(MR)		Ni60(MR)		Cu63(MR)	
$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %
0,0230	29,1	14,216	14,0	1,833	11,1	4,61	23,1	28,13	2,0
0,0155	25,6	8,174	2,0	1,200	14,4	4,23	6,1	19,30	4,4
0,0104	40,5	4,822	1,0	0,789	24,1	4,21	5,2	17,81	13,3

Tabell 7.2. Referanseverdier for Soil GBW07408 for noen utvalgte metaller.

	Zn67(MR)		Cd111(LR)		Cd114(LR)		Hg202(LR)	
	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %
Soil GBW07408	63,8	4,5	0,141	9,6	0,121	13,2	0,0181	33,1
Soil GBW07408	80,2	5,5	0,174	17,3	0,181	17,8	0,0204	36,1
Soil GBW07408	74,4	8,8	0,152	12,7	0,131	15,0	0,0076	30,1

Cr52(MR)		Ni60(MR)		Cu63(MR)		As75(HR)	
$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %	$\mu\text{g/g}$	Rsd in %
61,2	2,0	27,5	18,1	20,5	4,0	13,1	2,1
60,1	10,3	31,7	10,5	25,0	4,3	16,6	6,0
53,0	1,3	27,2	6,1	23,2	2,6	14,5	4,7

Tabell 7.3 Faktiske verdier i referansematerialene.

	Zn67(MR)	Cd111(LR)	Cd114(LR)	Hg202(LR)
	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$
Soil GBW07408	68	0,13	0,13	0,017
TeaW-07605-583-1	26,3	0,057	0,057	0,019

Cr52(MR)	Ni60(MR)	Cu63(MR)	As75(HR)
$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$	$\mu\text{g/g}$
68	31,5	24,3	12,7
0,8	4,6	17,3	0,28

Vedlegg 8

Tabell 8.1. Konsentrasjoner av utvalgte metaller for paralleller av prøve 110 og prøve 112.

	Pb208(MR)		Cr53(MR)		Ni62(MR)		Cu65(MR)	
	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %
110	16,61	3,3	87,59	6,6	37,15	3,8	31,6	7,4
110	17,54	2,6	89,75	3,7	37,19	3,2	44,1	0,3
110	16,45	2,9	96,85	4,8	41,01	6,4	41,4	9,3
112	7,65	2,6	77,64	12,8	32,59	2,7	15,1	6,6
112	9,47	2,2	86,60	7,5	39,69	5,4	21,2	3,4
112	9,39	5,8	92,29	9,4	40,41	12,4	22,9	7,4

	Zn67(MR)		Cd111(MR)		Hg202(HR)		As75(HR)	
	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %
110	133,5	3,3	0,243	15,3	0,014	25,5	13,85	4,0
110	122,0	4,2	0,236	17,4	0,011	14,6	11,98	1,8
112	132,7	6,8	0,252	15,8	0,006	6,1	11,39	5,4
112	53,3	6,3	0,114	20,3	0,006	29,0	3,26	6,2
112	65,9	9,8	0,117	17,0	0,003	55,8	6,30	9,9
110	68,4	4,5	0,114	14,0	0,005	74,2	4,10	4,5

Vedlegg 9

Tabell 9.1. Blankverdier for noen utvalgte metaller.

		Pb208(MR)		Li7(MR)		Be9(MR)		B11(MR)	
		$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %
Blank-snr-577-1	Blank-snr-577-1	0,03	12,0	0,01	37,3	0,000	173,2	0,14	3,4
Blank-snr-577-2	Blank-snr-577-2	0,02	11,8	0,01	17,1	0,000	173,2	0,13	7,8
Blank-snr-581-1	Blank-snr-581-1	0,10	3,1	0,00	21,1	0,000	86,6	0,21	4,5
Blank-snr-581-2	Blank-snr-581-2	0,11	3,4	0,00	29,3	0,001	40,6	0,22	7,7
Blank-snr-581-3	Blank-snr-581-3	0,10	6,0	0,00	3,3	0,000	0,0	0,43	3,0
Blank-snr-582-1	Blank-snr-582-1	0,02	11,0	0,01	8,8	0,001	86,6	0,34	27,5
Blank-snr-582-2	Blank-snr-582-2	0,07	6,7	0,02	6,8	0,089	169,9	0,19	10,4
Blank-snr-583-1	Blank-snr-583-1	0,05	7,3	0,02	8,9	0,001	0,0	0,18	3,7
Blank-snr-583-2	Blank-snr-583-2	0,08	3,1	0,03	7,2	0,003	43,3	0,21	5,6

Cr53(MR)		Mn55(MR)		Fe57(MR)		Co59(MR)		Ni62(MR)	
$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %
0,02	49,8	0,1	3,6	5	7,6	0,01	20,1	0,01	65,5
0,01	25,0	0,0	7,2	2	12,3	0,00	15,1	0,00	114,6
0,06	29,7	0,1	7,8	13	4,5	0,01	5,6	0,06	4,3
0,07	22,9	0,1	4,3	23	3,3	0,02	13,8	0,03	16,7
0,04	26,6	0,8	3,3	15	6,7	0,01	16,8	0,03	60,6
0,05	10,5	0,3	2,7	19	4,6	0,01	17,5	0,03	21,4
0,11	20,3	0,4	0,5	33	2,3	0,02	16,6	0,04	15,1
0,08	21,6	0,3	4,7	22	2,1	0,01	6,4	0,03	28,6
0,12	19,1	0,6	1,9	46	2,3	0,02	8,1	0,06	55,2

Ag109(MR)		Cd111(MR)		Cd114(MR)		Mo98(MR)		Sn118(MR)	
$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %
0,006	23,0	0,001	86,8	0,002	100,9	0,002	43,3	0,021	18,8
0,003	30,7	0,000	173,2	0,000	381,6	0,001	61,0	0,006	25,8
0,022	9,5	0,004	100,6	0,001	85,5	0,006	19,3	0,015	20,4
0,013	8,7	0,001	173,2	0,001	35,7	0,001	35,3	0,018	13,3
0,003	14,6	0,007	87,2	0,001	64,3	0,002	18,6	0,006	22,9
0,004	19,0	0,001	173,2	0,000	183,1	0,003	32,2	0,006	9,1
0,010	9,4	0,001	103,0	0,000	279,4	0,006	12,8	0,010	14,8
0,021	3,9	0,002	86,6	0,000	50,4	0,002	72,3	0,009	12,5
0,004	34,1	0,000	173,2	0,001	133,8	0,009	48,9	0,008	4,5

Vedlegg 10

Tabell 10.1. Konsentrasjoner av utvalgte metaller i chelex gel fra DGT prøvetakere.

	Cu63(MR)		Zn66(MR)		Fe56(MR)		Ni60(MR)	
	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %	µg/g	RSD, %
DGT 1.1	3,26	4,2	6,9	1,8	12,26	0,7	0,624	2,7
DGT 1.2	2,01	1,4	6,3	1,3	9,96	1,9	0,520	8,5
DGT 1.3	2,05	2,1	6,7	3,9	39,85	1,9	0,776	1,6
DGT 2.1	0,90	3,2	5,6	1,9	4,38	0,6	0,550	1,1
DGT 2.2	1,14	5,8	6,5	1,6	5,02	3,1	0,316	8,5
DGT 2.3	1,31	4,5	7,3	6,9	19,77	2,1	0,798	2,0
DGT 3.1	2,24	4,3	14,1	2,8	75,35	2,9	26,890	2,5
DGT 3.2	1,13	3,3	11,1	1,8	25,45	3,2	0,322	13,5
DGT 3.3	0,72	1,3	10,7	3,2	3,80	1,3	0,478	10,1
DGT 4.1	0,59	5,5	6,8	5,3	3,13	4,1	0,454	1,5
DGT 4.2	1,40	1,0	13,8	2,7	14,75	1,2	0,987	8,2
DGT 4.3	0,63	7,8	12,5	4,7	2,42	3,3	1,163	2,3
DGT 5.1	0,69	2,0	5,4	1,0	4,23	4,1	0,563	9,0
DGT 5.3	0,73	3,7	5,0	3,0	3,42	4,4	6,071	3,7
DGT 6.1	0,78	1,6	8,9	3,9	8,38	5,6	0,276	16,8
DGT 6.2	1,90	0,9	25,7	2,9	42,93	2,3	1,820	2,8
DGT 6.3	1,82	3,2	20,0	3,1	9,23	1,5	1,720	6,6

Vedlegg 11

Tabell 11.1. ICP-MS konsentrasjoner av utvalgte metaller i chelex gel fra DGT prøvetakere, samt ulike parametere for de ulike DGT prøvetakerne.

Grupper	Tid (s)	Tem p (°C)	Kons ICP-MS (mg/L)	Fortynning sfaktor -	Prøve vol (l)	Gel vol (l)	Diff const (cm ² /s)	Diff gel tykkelse (cm)	Filter tykkelse (cm)	Membra n areal (cm ²)	Eluering -sfaktor -
P1.1 for kobber	62100	5	3,26	10,15	0,000901	0,00054178	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P1.1 for sink	62100	5	6,9	10,15	0,000901	0,00054178	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P1.1 for jern	62100	5	12,26	10,15	0,000901	0,00054178	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P1.1 for nikkel	62100	5	0,624	10,15	0,000901	0,00054178	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P1.2 for kobber	62100	5	2,01	11,23	0,000825	0,00047174	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P1.2 for sink	62100	5	6,3	11,23	0,000825	0,00047174	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P1.2 for jern	62100	5	9,96	11,23	0,000825	0,00047174	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P1.2 for nikkel	62100	5	0,52	11,23	0,000825	0,00047174	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P1.3 for kobber	62100	5	2,05	10,23	0,001095	0,0002369	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P1.3 for sink	62100	5	6,7	10,23	0,001095	0,0002369	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P1.3 for jern	62100	5	39,85	10,23	0,001095	0,0002369	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P1.3 for nikkel	62100	5	0,776	10,23	0,001095	0,0002369	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P2.1 for kobber	62100	5	0,9	11,3	0,000734	0,00042951	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P2.1 for sink	62100	5	5,6	11,3	0,000734	0,00042951	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P2.1 for jern	62100	5	4,38	11,3	0,000734	0,00042951	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P2.1 for nikkel	62100	5	0,55	11,3	0,000734	0,00042951	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P2.2 kobber	62100	5	1,14	9,02	0,000621	0,00038522	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P2.2 sink	62100	5	6,5	9,02	0,000621	0,00038522	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P2.2 jern	62100	5	5,02	9,02	0,000621	0,00038522	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P2.2 nikkel	62100	5	0,316	9,02	0,000621	0,00038522	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P2.3 kobber	62100	5	1,31	10,6	0,000717	0,0003811	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P2.3 sink	62100	5	7,3	10,6	0,000717	0,0003811	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P2.3 jern	62100	5	19,77	10,6	0,000717	0,0003811	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P2.3 nikkel	62100	5	0,798	10,6	0,000717	0,0003811	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P3.1 kobber	69000	5	2,24	11,52	0,000724	0,00029561	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P3.1 sink	69000	5	14,1	11,52	0,000724	0,00029561	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P3.1 jern	69000	5	75,35	11,52	0,000724	0,00029561	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P3.1 nikkel	69000	5	26,89	11,52	0,000724	0,00029561	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P3.2 kobber	69000	5	1,13	10,42	0,001181	0,00055826	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P3.2 sink	69000	5	11,1	10,42	0,001181	0,00055826	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P3.2 jern	69000	5	25,45	10,42	0,001181	0,00055826	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P3.2 nikkel	69000	5	0,322	10,42	0,001181	0,00055826	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P3.3 kobber	69000	5	0,72	9,8	0,000996	0,00015759	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P3.3 sink	69000	5	10,7	9,8	0,000996	0,00015759	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P3.3 jern	69000	5	3,8	9,8	0,000996	0,00015759	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P3.3 nikkel	69000	5	0,478	9,8	0,000996	0,00015759	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P4.1 kobber	69000	5	0,59	10,1	0,000982	0,00026059	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P4.1 sink	69000	5	6,8	10,1	0,000982	0,00026059	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P4.1 jern	69000	5	3,13	10,1	0,000982	0,00026059	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P4.1 nikkel	69000	5	0,454	10,1	0,000982	0,00026059	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P4.2 kobber	69000	5	1,4	9,92	0,000953	0,0002266	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P4.2 sink	69000	5	13,8	9,92	0,000953	0,0002266	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P4.2 jern	69000	5	14,75	9,92	0,000953	0,0002266	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P4.2 nikkel	69000	5	0,987	9,92	0,000953	0,0002266	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P4.3 kobber	69000	5	0,63	10,31	0,00085	0,00032136	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P4.3 sink	69000	5	12,5	10,31	0,00085	0,00032136	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P4.3 jern	69000	5	2,42	10,31	0,00085	0,00032136	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P4.3 nikkel	69000	5	1,163	10,31	0,00085	0,00032136	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P5.1 for kobber	62100	5	0,69	9,53	0,000519	0,0002163	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P5.1 for sink	62100	5	5,4	9,53	0,000519	0,0002163	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P5.1 for jern	62100	5	4,23	9,53	0,000519	0,0002163	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P5.1 for nikkel	62100	5	0,563	9,53	0,000519	0,0002163	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P5.2 for kobber	62100	5	0,06	10,18	0,000552	0,00017304	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P5.2 for sink	62100	5	0,2	10,18	0,000552	0,00017304	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P5.2 for jern	62100	5	0,39	10,18	0,000552	0,00017304	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,8
P5.2 for nikkel	62100	5	0,051	10,18	0,000552	0,00017304	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P5.3 for kobber	62100	5	0,73	10,62	0,001144	0,00031724	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P5.3 for sink	62100	5	5	10,62	0,001144	0,00031724	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P5.3 for jern	62100	5	3,42	10,62	0,001144	0,00031724	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P5.3 for nikkel	62100	5	6,071	10,62	0,001144	0,00031724	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8

P6.1 for kobber	76500	5	0,78	9,49	0,000562	0,00023587	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P6.1 for sink	76500	5	8,9	9,49	0,000562	0,00023587	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P6.1 for jern	76500	5	8,38	9,49	0,000562	0,00023587	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P6.1 for nikkel	76500	5	0,276	9,49	0,000562	0,00023587	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P6.2 for kobber	76500	5	1,9	10,7	0,000748	0,00005665	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P6.2 for sink	76500	5	25,7	10,7	0,000748	0,00005665	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P6.2 for jern	76500	5	42,93	10,7	0,000748	0,00005665	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P6.2 for nikkel	76500	5	1,82	10,7	0,000748	0,00005665	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8
P6.3 for kobber	76500	5	1,84	10,07	0,000817	0,00020188	0,00000336	0,08	0,013	3,14	0,8
P6.3 for sink	76500	5	20	10,07	0,000817	0,00020188	0,00000328	0,08	0,013	3,14	0,8
P6.3 for jern	76500	5	9,23	10,07	0,000817	0,00020188	0,0000033	0,08	0,013	3,14	0,7
P6.3 for nikkel	76500	5	1,72	10,07	0,000817	0,00020188	0,00000312	0,08	0,013	3,14	0,8

Tabell 11.2. Konsentrasjoner av utvalgte metaller i chelex gel fra DGT prøvetakere etter tilbakeregning.

Grupper	M =	c (µg) =	c (µg/L) =
P1.1 for kobber	0,059686	0,008472107	8,47
P1.1 for sink	0,126328	0,01836912	18,37
P1.1 for jern	0,256527	0,037075037	37,08
P1.1 for nikkel	0,011424	0,001746398	1,75
P1.2 for kobber	0,036589	0,005193632	5,19
P1.2 for sink	0,114681	0,016675587	16,68
P1.2 for jern	0,207207	0,029946893	29,95
P1.2 for nikkel	0,009466	0,001446982	1,45
P1.3 for kobber	0,034912	0,004955616	4,96
P1.3 for sink	0,114103	0,016591439	16,59
P1.3 for jern	0,775607	0,112095823	112,10
P1.3 for nikkel	0,013215	0,002020181	2,02
P2.1 for kobber	0,014796	0,002100241	2,10
P2.1 for sink	0,092064	0,0133869	13,39
P2.1 for jern	0,082294	0,011893726	11,89
P2.1 for nikkel	0,009042	0,00138221	1,38
P2.2 kobber	0,012935	0,001836012	1,84
P2.2 sink	0,073750	0,010723821	10,72
P2.2 jern	0,065094	0,00940788	9,41
P2.2 nikkel	0,003585	0,000548078	0,55
P2.3 kobber	0,019058	0,002705229	2,71
P2.3 sink	0,106202	0,015442621	15,44
P2.3 jern	0,328707	0,047506899	47,51
P2.3 nikkel	0,011609	0,001774681	1,77
P3.1 kobber	0,032891	0,004201921	4,20
P3.1 sink	0,207040	0,027094703	27,09
P3.1 jern	1,264475	0,164475186	164,48
P3.1 nikkel	0,394844	0,054321947	54,32
P3.2 kobber	0,025605	0,003271056	3,27
P3.2 sink	0,251517	0,03291531	32,92
P3.2 jern	0,659059	0,085726405	85,73
P3.2 nikkel	0,007296	0,001003807	1,00
P3.3 kobber	0,010175	0,001299837	1,30
P3.3 sink	0,151208	0,019788163	19,79
P3.3 jern	0,061372	0,007982835	7,98
P3.3 nikkel	0,006755	0,000929328	0,93
P4.1 kobber	0,009253	0,001182042	1,18
P4.1 sink	0,106641	0,013955815	13,96
P4.1 jern	0,056099	0,007296969	7,30
P4.1 nikkel	0,007120	0,000979538	0,98
P4.2 kobber	0,020474	0,002615516	2,62
P4.2 sink	0,201810	0,026410331	26,41

P4.2 jern	0,246518	0,032065546	32,07
P4.2 nikkel	0,014434	0,00198578	1,99
P4.3 kobber	0,009508	0,001214708	1,21
P4.3 sink	0,188659	0,024689185	24,69
P4.3 jern	0,041742	0,005429551	5,43
P4.3 nikkel	0,017553	0,002414881	2,41
P5.1 for kobber	0,006045	0,000858045	0,86
P5.1 for sink	0,047308	0,006878915	6,88
P5.1 for jern	0,042352	0,006120944	6,12
P5.1 for nikkel	0,004932	0,00075397	0,75
P5.2 for kobber	0,000554	7,85853E-05	0,08
P5.2 for sink	0,001845	0,00026834	0,27
P5.2 for jern	0,003599	0,000520092	0,52
P5.2 for nikkel	0,000471	7,19358E-05	0,07
P5.3 for kobber	0,014164	0,002010478	2,01
P5.3 for sink	0,097012	0,014106264	14,11
P5.3 for jern	0,075835	0,010960237	10,96
P5.3 for nikkel	0,117792	0,018006176	18,01
P6.1 for kobber	0,007386	0,000851064	0,85
P6.1 for sink	0,084276	0,009947711	9,95
P6.1 for jern	0,090688	0,010639692	10,64
P6.1 for nikkel	0,002614	0,000324311	0,32
P6.2 for kobber	0,020443	0,002355528	2,36
P6.2 for sink	0,276513	0,032638726	32,64
P6.2 for jern	0,527880	0,061931673	61,93
P6.2 for nikkel	0,019582	0,002429913	2,43
P6.3 for kobber	0,023593	0,002718588	2,72
P6.3 for sink	0,256450	0,030270599	30,27
P6.3 for jern	0,135259	0,015868818	15,87
P6.3 for nikkel	0,022055	0,002736773	2,74

Vedlegg 12

Tabell 12.1. Gjennomsnittskonsentrasjoner for jern, nikkel, kobber og sink i vannet ved de ulike prøvepunktene for DGT prøvetakerne.

	Gj.snitt Cu ($\mu\text{g/L}$)	Gj.snitt Zn ($\mu\text{g/L}$)	Gj.snitt Fe ($\mu\text{g/L}$)	Gj.snitt Ni ($\mu\text{g/L}$)
Prøvepunkt 1	6,207118623	17,21204883	59,7059176	1,737853474
Prøvepunkt 2	2,213827333	13,18444732	22,93616847	1,234989624
Prøvepunkt 3	2,924271143	26,59939195	86,06147502	18,75169386
Prøvepunkt 4	1,67075522	21,68511023	14,93068851	1,793399724
Prøvepunkt 5	1,434261551	10,49258974	8,54059086	6,253381852
Prøvepunkt 6	1,975060053	24,28567877	29,48006074	1,830332138

Tabell 12.2. Tilstandsklasser for kobber, nikkel og sink.

Klasse	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
Metaller					
Kobber ($\mu\text{g Cu/L}$)	<0.3	0.3 -0.64	0.64 -0.8	0.8 -7.7	>7.7
Nikkel ($\mu\text{g Ni/L}$)	<0.5	0.5 - 2.2	2.2 - 12	12 - 120	>120
Sink ($\mu\text{g Zn/L}$)	<1.5	1.5 - 2.9	2.9 - 6	6 - 60	>60