

Kartlegging av miljøtilstand i området
Tiller deponi i Trondheim med hensyn på
tungmetaller, og vurdering av
vannkvalitet i dreneringsbekker i
området til Nidelva

Marianne Roset

Lektorutdanning med master i realfag

Innlevert: mai 2014

Hovedveileder: Øyvind Mikkelsen, IKJ

Medveileder: Silje Salomonsen, Trondheim kommune

Noregs teknisk-naturvitskaplege universitet
Institutt for kjemi

Forord

Denne master oppgåva er skriven vår 2014 for Trondheim kommune som avsluttande masteroppgåve på lektor utdanninga i realfag -LUR- med spesialisering i kjemi og biologi, ved avdeling for kjemi ved Norges teknologiske og naturvitenskaplige universitet (NTNU).

Først vil eg takke rettleiaren min, Øyvind Mikkelsen, som har rettleia gjennom mange lærerike møte. Han har og vore til stor hjelp ved innføring av prøvetaking og metodar for prøvetaking, samt utført TOC og UV254 analyser.

Ved arbeid med masteroppgåva har eg fått god hjelp av Sylvi Gaut ved Sweco. Sweco har hatt ansvaret for overvaking av deponiet over fleire år og dette samarbeidet har vore svært nyttig ved å gje kunnskap både om deponert materiale og tidlegare analyser. Eg vil og takke Tor Danielsen som var med på synfaring på deponiet og Syverin Lierhagen som har utført Ultra Clave og HR-ICP-MS analyser.

Den femårige lektor utdanninga har vore ei flott tid mykje på grunn av gode studievener, som har vore ei god støtte fagleg og utanom fagleg. Takk til Jorunn, Cathrine, Solvor for utallege koppar kaffi på Sito som i seg sjølv har vore grunn nok til å reise på Gløshaugen.

Eg vil og eg gje ein stor takk Hanna Josie Nordgaard som har stilt om som barnevakt og korrektur. Utan denne hjelpa hadde det vore vanskeleg å få skrive masteroppgåva.

Til slutt vil eg takke min kjære Hans- Erik som etter dette året kan i overkant mykje om Tiller deponi.

Samandrag

Fylkesmannen i Nord- Trøndelag har gitt løyve til at Tiller deponi har blitt brukt til deponi for diverse inerte masser som byjord og torv. Avrenning frå deponiet skal då klassifiserast som rein. Deponiet er no stengt for innkøyring av nye masser. Sweco har hatt ansvaret for den årlege overvakinga av deponiet og har skriva endeleg årsrapport for deponiet for 2013.

I denne oppgåva er det sett på tungmetalla kopar, nikkel, krom, kvikksølv, nikkel, sink og kadmium i jord og overflatevann på deponiet samt i prøver tatt i bekken over tid. Tilstandsklassar for desse er gitt i veileder 97:04 og helsebaserte tilstandsklasar for jord (TA 2553/2009). Det er og gjort berekningar av vatnet si hardheit i bekken, og sett på redoksaktive spesiar som jern, mangan og aluminium. Alle metallanalyser er utført med HR-ICP-MS. I tillegg er det berekna SUVA utifrå UV254 analysert med Shimadzu UV mini-1240, og innhald av løyst organisk karbon (DOC) analysert med Torch Combustion Analyser.

Deponiet viser generelt konsentrasjonar som er innanfor gitte grenseverdier. Jordprøvene har verdier i klasse 1 og 2 som er innanfor anbefalte grenseverdier, men det er funne enkeltprøver med forhøgja konsentrasjonar av sink og arsen samanlikna med TA 2553/ 2009 og forhøgja verdier av kadmium og arsen samanlikna med 97:04. Bekken viser forhøgja verdier av kopar, nikkel og kvikksølv ved fleire prøvetakingar. Overflatevatnet inneheld og forhøgja verdier av kvikksølv og kopar. Det verkar som det føregår ein del redoksprosessar i vatnet, då fleire av metall viser positive eller negative korrelasjonar med kvarandre avhengig av endringar i redokspotensial og turbiditet. Vatnet i bekken er og svært hardt. Det er funne låg andel av aromatiske forbindelsar i bekken.

Konsentrasjonane av metall avtek nedover bekken og bortsett frå kopar er alle innanfor anbefalte grenseverdier før bekken renn ut i Nidelva. Dette indikerer at det sannsynlegvis er utfelling av metall eller bind seg til organisk materiale i myrområdet mellom deponiet og Nidelva.

Abstract

The County Governor of Nord - Trøndelag has given permission to use Tiller deponi for deposition of various inert materials, such as urban soil and peat. Runoff from the landfill shall be classified as clean based conditional classes given by the Norwegian Pollution Control Authority (Miljødirektoratet). The landfill is now closed for deposition of new materials. The annual monitoring of the landfill is done by Sweco (former Statkraft Grøner) who wrote final annual report for the landfill in 2013.

The focus in this thesis have been heavy metals as copper, nickel, chromium, mercury, nickel, zinc, arsenic and cadmium in soil and surface water at the landfill as well as in samples taken in the stream over time. Condition Classes for these are given in the tutor 97:04 and TA 2553/2009. The hardness of the stream water is estimated based on concentrations of calcium, magnesium, barium and strontium. The influence of redox active species such as iron, manganese and aluminum is also studied. All analyses of metals are conducted with an HR - ICP- MS instrument. In addition the SUVA values in the stream water are estimated from UV₂₅₄ analysis with Shimadzu UV mini - 1240, and dissolved organic matter (DOC) analyses with Torch combustion analyzers.

The landfill generally shows concentrations that are within the specified limit values. However single samples of zinc and arsenic are detected with elevated concentrations compared with TA 2553/2009 and cadmium and arsenic are detected with elevated concentrations compared to tutor 97:04.

The stream water shows elevated concentration of copper, nickel and mercury in several samples. The surface water also contains elevated concentrations of mercury and copper. It seems like there is some kind of redox reactions going on in the stream water, when several metal show positive or negative correlations with each other apparently depending on changes in the redox potential and the turbidity. The stream water is classified as hard and the proportion of aromatic compounds in the organic matter is low.

The metal concentrations decrease down the stream and, except copper, all the metal are within the recommended limit values for all metals before the stream flows into the river Nidelva. This indicates that some of the metals probably has precipitated or been bound to organic matter in the marshland between the landfill and the river Nidelva.

Ordforklaringar

CCA = krom, kopar (kadmium), arsen

DOC = Løyst organisk karbon

DDT = diklor- difenyl- trikloretan (sprøytemiddel)

ECDF = Empirical cumulative distribution function (frekvenstabell)

EPA = Environmental Protection Agency

FSG = Fana Stein & Gjenvinning AS

FTU = Formazin Turbidity Unit

ICP-MS = Inductively Coupled Plasma Mass Spectroscopy

NAF = Norges Automobil- Forbund

NDIR = Non - Dispersive Infrared

NGU = Norges geologiske undersøkelse

NINA = Norsk institutt for naturforskning

NTU = Nefelometrisk Turbidity Unit

PCB = polykloreerte bifenyl

PAH = polyaromatiske hydrokarbon

Qinn = vassinnhald i avfall + nedbør som treff deponioverflata

Qout = fordamping + kontrollert utslepp av sigevatn frå deponiet

SFT = Statens Forurensingstilsyn (no miljødirketoratet)

SPC = statisk trykk konsentrasjon

SRC = Single Reaction Chamber

SUVA = Spesifikk ultrafiolett absorbans

TDI = Tolererbart dagleg inntak

TDS = Totalt oppløyst stoff

TOC = Totalt organisk karbon

TSAB = Total ionic strength adjustment buffer

UV254 = Ultrafiolett stråling ved 254 nm

WHO = World Health Organization (verdens helse organisasjon)

Innhold

1.0	Introduksjon	- 1 -
1.1	Mål.....	- 1 -
2.0	Bakgrunnsteori	- 3 -
2.1	Deponering av avfall	- 3 -
2.1.1	Inndeling av deponi	- 3 -
2.1.2	Spreiing frå deponi	- 4 -
2.1.3	Deponi på verdsbasis.....	- 6 -
2.1.4	Deponi i Norge	- 6 -
2.1.5	Deponering av byjord.....	- 7 -
2.2	Geokjemi i Trondheim	- 8 -
2.3	Tiller deponi	- 9 -
2.3.1	Tidlegare analyser av deponiet.....	- 12 -
2.4	Tilstandsklassar	- 13 -
2.5	Parameter som har innverknad på vasskjemien.....	- 15 -
2.5.1	Turbiditet.....	- 15 -
2.5.2	Konduktivitet.....	- 16 -
2.5.3	pH.....	- 16 -
2.5.4	Redokspotensialet.....	- 17 -
2.6	Spreiing av metall i vatn	- 18 -
2.6.1	Kompleksring	- 18 -
2.6.2	Grafiske framstillingar av speciering	- 19 -
2.6.3	Biotilgjengelegheit og toksisitet.....	- 20 -
2.6.4	Tungmetall som vert studert i denne oppgåva	- 22 -
2.7	Organiske miljøgifter	- 27 -
2.8	Hardheit.....	- 27 -
2.9	UV ₂₅₄ , DOC og SUVA.....	- 28 -
2.10	Analytisk utstyr for vassovervaking.....	- 29 -
2.10.1	Ultra Clave	- 29 -
2.10.2	ICP-MS.....	- 30 -
2.10.3	TOC analyser.....	- 31 -
2.10.4	Måling av UV ₂₅₄	- 32 -
2.11	Statistikk	- 33 -

2.11.1	Metodar for datafordeling	- 33 -
2.11.2	Statistiske berekningar	- 34 -
2.12	ArcGis	- 35 -
3.0	Metode.....	- 37 -
3.1	Jordprøver	- 37 -
3.1.1	Prøvepunkt	- 37 -
3.1.2	Prøvetaking.....	- 38 -
3.2	Vassprøver overflatevatn	- 39 -
3.2.1	Prøvepunkt	- 39 -
3.2.2	Prøvetaking.....	- 39 -
3.3	Vassprøver Bekken.....	- 40 -
3.3.1	Prøvepunkt	- 40 -
3.3.2	Prøvetaking.....	- 41 -
4.0	Resultat og diskusjon	- 43 -
4.1	Jordprøver	- 43 -
4.2	Vassprøver overflatevatn	- 52 -
4.3	Bekken.....	- 57 -
4.3.1	Parameter.....	- 57 -
4.3.2	Jern, mangan og aluminium	- 57 -
4.3.3	DOC, UV ₂₅₄ og SUVA.....	- 58 -
4.3.4	Hardheit	- 59 -
4.3.5	Tungmetall	- 60 -
4.3.6	Trender nedover bekken	- 64 -
4.3.7	Korrelasjon filtrert og ufiltrerte prøver i bekken.....	- 67 -
4.3.8	Trender og korrelasjonar for metall over tid	- 68 -
4.3.9	Korrelasjonsdiagram utvalde metall.....	- 69 -
4.3.10	Parameter mot metall	- 72 -
5.0	Konklusjon og vidare arbeid	- 75 -
	Referansar.....	- 77 -

1.0 Introduksjon

Tiller deponi har over fleire år blitt brukt som avfallsdeponi for bygningsmasser og andre masser frå Trondheim sentrum og omegn. Det deponerte materialet består av inerte masser. Sweco har over fleire år overvaka området med årlege prøver for tungmetall og organiske miljøgifter i sigevatn og grunnvatn. I rettleiar for overvaking av sigevatn frå avfallsdeponi står det at «vatn som sig gjennom eit avfallsdeponi, blir ureina av stoff som lek frå avfallet i deponiet. Sigevatn blir derfor rekna som ei mogleg kjelde til spreing av miljøgifter og anna ureining» (Snilsberg et.al., 2005, s. 2).

Mange produkt inneheld stoff som kan skape miljøproblem når dei vert deponerte som avfall. Det er difor viktig å overvake avrenning av sigevatn frå avfallsdeponi. « I samsvar med dei strategiske måla som er fastsette av styresmaktene, skal konsentrasjonen av dei farlegaste stoffa i miljøet bringast ned mot bakgrunnsnivået for naturleg førekomst av stoffet, og ned mot null for menneskeskapte stoff» (Snilsberg et al., 2005, s.4).

1.1 Mål

Målet for denne masteroppgåva er å:

Studere grad av forureining i overflatejord på Tiller deponi og i bekken frå deponiet med avrenning til Nidelva.

For gjennomføring av oppgåva er det tatt prøver av overflatevatn og jord på deponiet. Desse punkta er prøvetatt ein gong og analysert ved ICP-MS for diverse tungmetall med grenseverdier gitt i veileiar 97:04 og grenseverdiane i helsebaserte tilstandsklassar for forureina grunn (TA 2553/2009). Bekken, som renn ut ved austre del av deponiet med avrenning i Nidelva, er prøvetatt ved 4 punkt over tid. Det er tatt filtrerte og ufiltrerte prøver som er analysert for tungmetall ved ICP-MS og samanlikna med grenseverdiane gitt over. Det er også køyrt IR for å bestemme innhald av løyst organisk materiale (DOC) og UV254nm for å bestemme grad av aromatisk karbon. I felt vart det målt pH, turbiditet, konduktivitet og redokspotensial i bekken. Det er og gjort målingar av Nidelva oppstrøms og nedstrøms for å sjå kva påverknad bekken har på Nidelva.

2.0 Bakgrunnsteori

2.1 Deponering av avfall

Deponering er lagring av avfall som ikkje vert gjenvunne eller forbrunne. Det er strenge krav for kontroll av avfall, tildekking, utslipp av sigevatn og oppsamling av metangass frå deponi. Avfall Norge har følgjande formulering for mål av avfallsdeponering;

"Deponiene skal være verktøy for håndtering av uorganisk avfall og lavkontaminert avfall (med miljøgifter) som ikke kan ombrukes eller gjenvinnes på annen måte. Deponiene skal være i beredskap for håndtering av risikoavfall, avfall etter katastrofer mv. Deponiarealene skal etter avslutning kunne utvikles til alternativ bruk."(Meidell, 2013).

Avfall Norge jobbar for å vidareutvikle deponia slik at dei kan ta hand om uorganisk avfall som inneheld miljøgifter. Deponering av avfall kan føre til utslepp av sigevann og deponigass. I 1999 vart det innført sluttbehandlingsavgift på deponering av avfall, og alt avfall som vert levert til deponering på ordinære avfallsdeponi skal basiskarakteriserast (Meidell, 2013). Ifølge SFT (2003a) kan deponering av avfall føre til negative konsekvensar ved forureining av grunnen, utslipp av klimagassar samt lukt, støy og forsøpling av nærmiljøet. EUs Rådskdirektiv 1999/31/EF om deponering av avfall (EUs deponidirektiv) vart vedtatt den 26. april 1999 for å sikre minst mulig miljøbelastning frå eksisterande og framtidige deponi. Gjennom EØS-avtala har Norge forplikta seg til å oppfylle dette direktivet. Basert på EUs deponidirektiv fastsette Miljøverndepartementet 21.mars 2002 *Forskrift om deponering* (deponiføreskrifta) som trådte i kraft 1. mai 2002. «Formålet var å sikre at deponering av avfall skjer på en forsvarleg og kontrollert måte som ikkje fører til skader på miljøet eller menneskjer si helse» (SFT, 2003a, s. 4).

2.1.1 Inndeling av deponi

SFT (2003a) skriv at deponiføreskrifta definerer eit deponi som «et permanent deponeringssted for avfall ved deponering av avfallet på eller under bakken» (s.7). Deponiføreskrifta gjeld i utgangspunktet for alle deponi uansett størrelse eller mengde avfall som deponerast, samt lagringsplassar for avfall. Under er døme på deponi som omfattast av føreskrifta:

- *Deponi for forbruksavfall (husholdningsavfall med mer).*
- *Deponi for produksjonsavfall.*
- *Deponi for farlig avfall (tidlegare kalla spesialavfall).*
- *Deponi for inert avfall.*

- *Deponi for industrielt avfall, lokalisert på bedrifta sitt område.*
- *Underjordiske deponi og deponi i gruver og fjellhallar.*
- *Deponi for forureina masser (sedimenter, jord osv.), bortsett frå tilfelle der dei forureina massane vert lagt tilbake på sama stad som dei vart greve opp.*
- *Permanente lagringsplassar (dvs. i drift i meir enn eit år) som vert nytta til midlertidig lagring av avfall (SFT, 2003a, s.7).*

I deponiføreskrifta vert deponia vidare inndelt i tre ulike kategoriar som er:

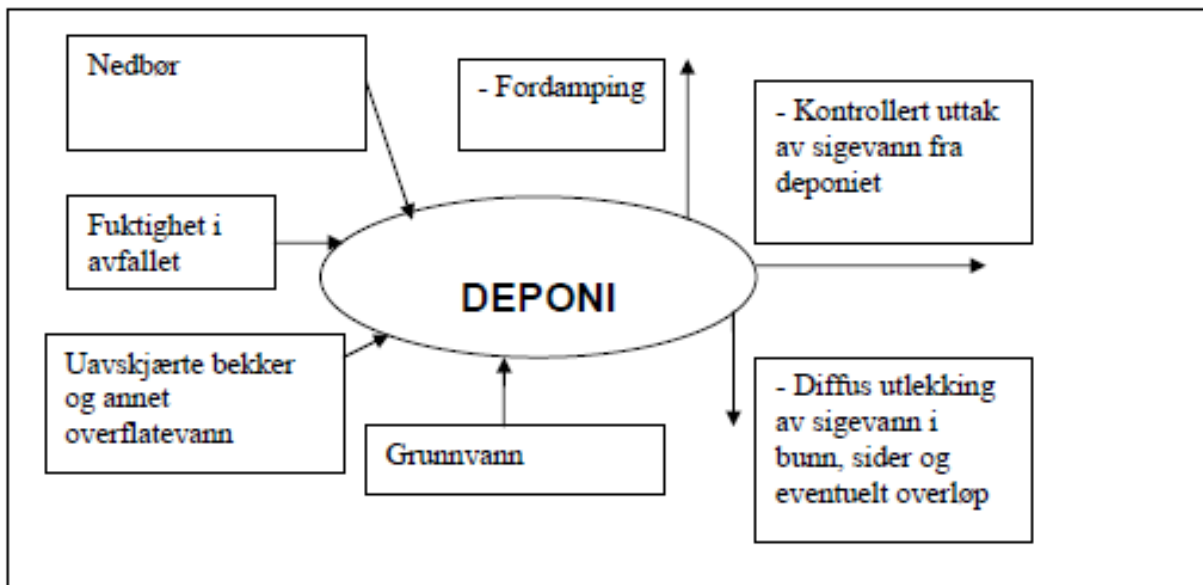
- *Kategori 1: Deponi for farlig avfall*
- *Kategori 2: Deponi for ordinært avfall*
- *Kategori 3: Deponi for inert avfall (SFT, 2003a, s .9).*

Det vert stilt ulike tekniske krav for dei ulike kategoriane for t.d. botntetting og oppsamling av sigevatn. Kategori 3, inert avfall, inneheld avfall som ikkje gjennomgår ei betydeleg fysisk, kjemisk eller biologisk omdanning. For avfall som leversat på inert deponi er det krav om at det som lekk frå avfallet er reint (SFT, 2003a).

Dei resterande deponia og lagringsplassane, som t.d. deponi for ikkje forureina jord og, in-situ behandling, fell utanfor deponiføreskrifta. Desse må få tillating etter forureiningslova § 11 (SFT, 2003a) som seier at « forureiningsmyndigheita kan etter søknad gi tillating til verksemd som kan medføre forureining» (Forurensningsloven, 2014).

2.1.2 Spreiing frå deponi

Spreiing frå deponi kan skje på ulike måtar og det er viktig å ha oversikt over desse for å kontrollere og avgrense spreiiing. I eit deponi vil stoff kunne løyse seg opp i regnvatn eller elver som går gjennom område og vert spreidde på denne måten. Stoff kan også løyse seg i vatn og trekke ned i grunnvatnet. Analyser av sigevatn og grunnvatn er difor ein god metode for å undersøke utlekking frå deponi. I denne samanheng vil og geologien rundt deponiet kartleggast, sidan den kan gi informasjon om tettleika og samansetning i grunnen. Dette er faktorar som vil virke inn på avlekkinga. Også dei hydrologiske forholda er viktig ved straumingretningar, vassledningsevne, grunnvassnivå og fluktasjonar (SFT, 2003b). Viktige faktorar for bestemming av metall i vatn kjem under kapittelet vasskjemi. Ifølge SFT (2003b) kan mangelfulle oppsamlingssystem for sigevatn frå eit deponi, medføre diffus avrenning. For å berekne kor stor den diffuse avrenninga er, må ein sjå på deponiet sin vassbalanse som er skissert under.



Figur 2-A viser vassbalanse for deponi (SFT, 2003b, s. 13).

Som figur 2-1 viser er ein veg for spreieing via fordamping. Dei fleste deponi ligg eksponert til luft som fører til at sand, leire og andre lette partikler kan virvlast opp og fraktast over større områder via lufta. Nokre kjemiske forbindelsar er og flyktige eller fordampar og vil med tida kunne gå over i lufta. Ideelt set kan vassbalansen i eit deponi skildrast ved formel 1.

$$Q_{inn} = Q_{ut} \text{ (kontrollert)} \quad 1$$

Der Q_{inn} = vassinnhald i avfall + nedbør som treff deponioverflata og Q_{ut} = fordamping + kontrollert utslepp av sigevatn frå deponiet (SFT, 2003b, s.31).

Spreieing frå deponi kan og førekome på andre måtar enn via luft og sigevatn. Dersom det skjer ras i eit området med deponert materiale vil det deponerte materiale bli spreidd over eit større område. Dersom det i tillegg rasar ut i vatn og elver, vil ein ha mindre kontroll over spreieinga og ein vil få ei ukontrollert spreieing, som er vanskeleg å få kontroll over. Døme på ei slik spreieing via elv er aluminiumsverket Ajkai Timfoldgyar Zrt i vest Ungarn der demninga til deponiet sprakk og førte til at 700.000 kubikkmeter med giftig rødt slam kom på avveggar. Slammet vart frakta med elver og førte til at det vart spreidd over eit stort område (Herard, 2010). Massetransport ut av eit deponi som følgje av gjenbruk er og ei form for spreieing. Det er då viktig å undersøke kva massane inneheld for å vite korleis ein skal handtere desse.

2.1.3 Deponi på verdsbasis

Over heile verda finn ein deponi for ulike typar avfall. Deponiareala er ved mange høve attraktive i forhold til plasseringa. Dette er grunnen til at ein ofte ser eit auka gjenbruk av nedlagte deponi som eit ønske om fortetting i byane (Ottesen R.T., 2013 [pers. med]). I dette avsnittet vil eg gi nokre døme på hendingar knytt til deponering og gjenbruk av deponi. Ei av dei alvorligare hendingane knytt til gjenbruk av deponi er Love Canal i USA. Hooker - Chemicals and Plastic Corporation dreiv eit deponi for farleg avfall. Ved avslutta drift vart deponiet seld til ein nærliggande kommune og bygd ut som bustad området. Det vart seinare påvist store helseskadar hos bebruarane som kreft og fosterskader. Det viste seg at dette skyldast helsefarlege stoff deponert i grunnen (Gibbs, 2010). Også i Myllypuro i Finland vart eit område brukt som deponi for avfall frå hushald og industri i perioden 1954-1962 og seinare brukt som bustadområdet. I 1998 merka ein setningar i grunnen og bebruarar klaga på lukt. Epidemiologiske undersøkingar viste høgare førekomst av visse sjukdomstypar som kreft og luftvegsjukdommar. Analyser av grunnen viste forhøgja verdiar av PAH₁₆, naftalen, BaP, cyanid og bly. Bustadblokkene vart rivne og innbyggjarane måtte flytte (Pukkala & Pönkä, 2001). Desse hendingane viser kor viktig det er med gode undersøkingar av områder brukt til deponi før ein tek areala i bruk til andre formål.

2.1.4 Deponi i Norge

I Norge har deponi fått eit auka fokus dei siste åra. Undersøkingar har ført til betre forståing om korleis deponi kan påverke omgivnadane og kva ein kan gjere for å få forureiningane ned mot eit minimum. I Trondheim er Fredlydalen og Ladedalen døme på gamle deponi som no er nedlagt og brukt som bygningsområder. Undersøkingar av deponia viser setningar i grunnen samt gassar som metan, karbondioksid som følgje av nedbrytings- prosessar. NGU har funne eksplosjonsfarlege forhold ved kumløkk ved NAF og Falck i Fredlydalen (Ottesen R.T., 2014 [pers. med]). I høve til inndelingane i kap. 2.1.1. vert avfall sortert etter kva det inneheld (eks. produksjon-, farleg- og inert avfall). Elektrisk utstyr skal også til gjenvinning grunna høgt innhald av miljøgifter og sjeldne jordartar. Farleg avfall skal ikkje på deponi, men leverast til sikkert oppbevaring eller destruksjon i høg- forbrenningsomnar. Eit slikt deponi for farleg avfall er Langøya utanfor Holmestrand. Fram til 1985 var det utvinning av kalkstein som har førte til eit enormt krater, som er brukt til deponering av farleg industriavfall. Avfallet blir omgjort til stabilt og miljøtrykt byggmateriale som vert brukt til fylle att kratera etter kalksteinuttaket (NOHA, u.å.). I det siste er det komen ein ny form for deponering som er å oppbevare farleg avfall i gruver i fjellet. Dette er prøvd ut i Bergen i Stendafjellet av firmaet Fana stein og gruver AS (FSG) som har konsesjon til å mot ta mellom anna forureina jord og

lausmasser i klasse 1 til klasse 5, samt nokre typar farleg avfall (FSG, u.å.a). For FSG AS er viktige miljøaspekt relatert til sikker deponering av forureina masser. Dette vert gjort ved å avgrense avrenning og utslipp av miljøgifter (tungmetaller) og avgrense støv, støy og utslipp av gassar. Avfall som kan attvinnast skal ikkje gå til deponi (FSG, u.å.b).

I det siste har det vore diskutert å starte opp eit fjelldeponi i dei gamle gruvene ved sementfabrikken til Norcem i Brevik. Her er det om lag 30 mil med sløyfer i fjellet etter at det er tatt ut store mengder kalkstein til sementproduksjon. Avfallshandteringsselskapet Noah og Norcem trur at desse gruvene vil vere det neste staden som kan fylles med avfall som må gøymast bort (Berg, 2014). Dette kan vere ei god løysing, men ein må drive god kvalitet sikring for å unngå lekkasjar. Dette kan vere via transport inn og ut, via gass og avlekking via berggrunn som kan komme ut i grunnvatn.

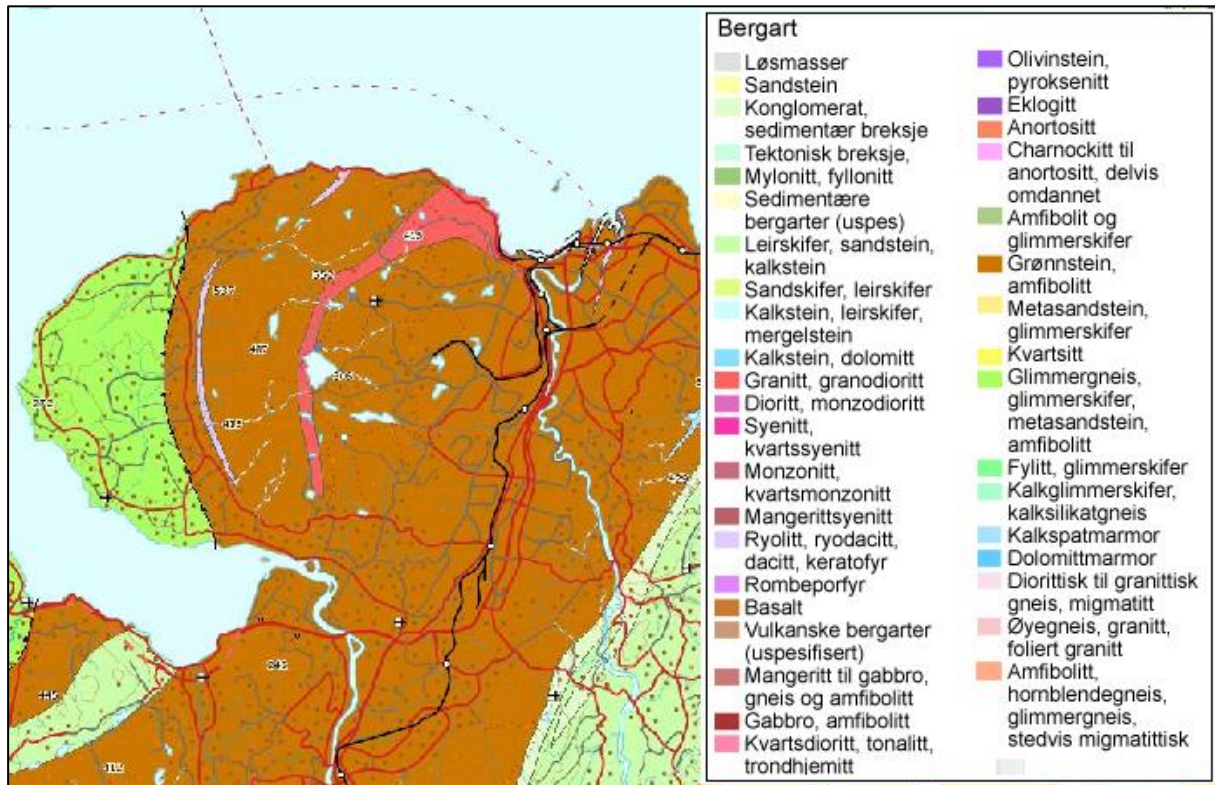
2.1.5 Deponering av byjord

I gamle byar som Trondheim har det vore stor menneskeleg aktivitet i lang tid. Dette medfører at miljøgifter, som kjem frå t.d. bygningsmateriale, maling, kull, olje og bensin har blitt samla opp i grunnen over tid (Langeland & Ottesen, 2008). Jord frå bykommunar er dominert av minerogent materiale med ulike innslag av antropogene partiklar og lågt innhald av organisk materiale (Ottesen, Alexander, Joranger, Rytter & Andersson, 2007).

I byar vil det vere mykje graving og masseforflytting. Dette vil føre til ukontrollert spreiding av forureininga og gjenbruk av forureina masser på følsame områder som barnehagar og bustad områder kan førekomme. For å unngå dette, må det leggest opp til god planlegging og kontroll av avfallsmasser. Dei fleste kommunar har ikkje noko apparat som kan ta hand om slike forureina masser (Langeland & Ottesen, 2008). I Trondheim er slike masser blitt leverast på Tiller deponi.

2.2 Geokjemi i Trondheim

Geologien i Trondheim (Figur 2-2) består av omdanna vulkanske og sedimentære bergartar frå tidleg ordovicium og tidleg silur (Ottesen & Langeland, 2001). Desse inneheld naturleg mykje nikkell og krom som fører til at undersøkingar av Trondheimsområdet viser forhøgja verdiar av desse grunnstoffa (Andersson, Eggen, Finne & Ottesen, 2011; Langeland & Ottesen, 2008). Dette må takast i betraktning ved vurdering av analyseresultata.



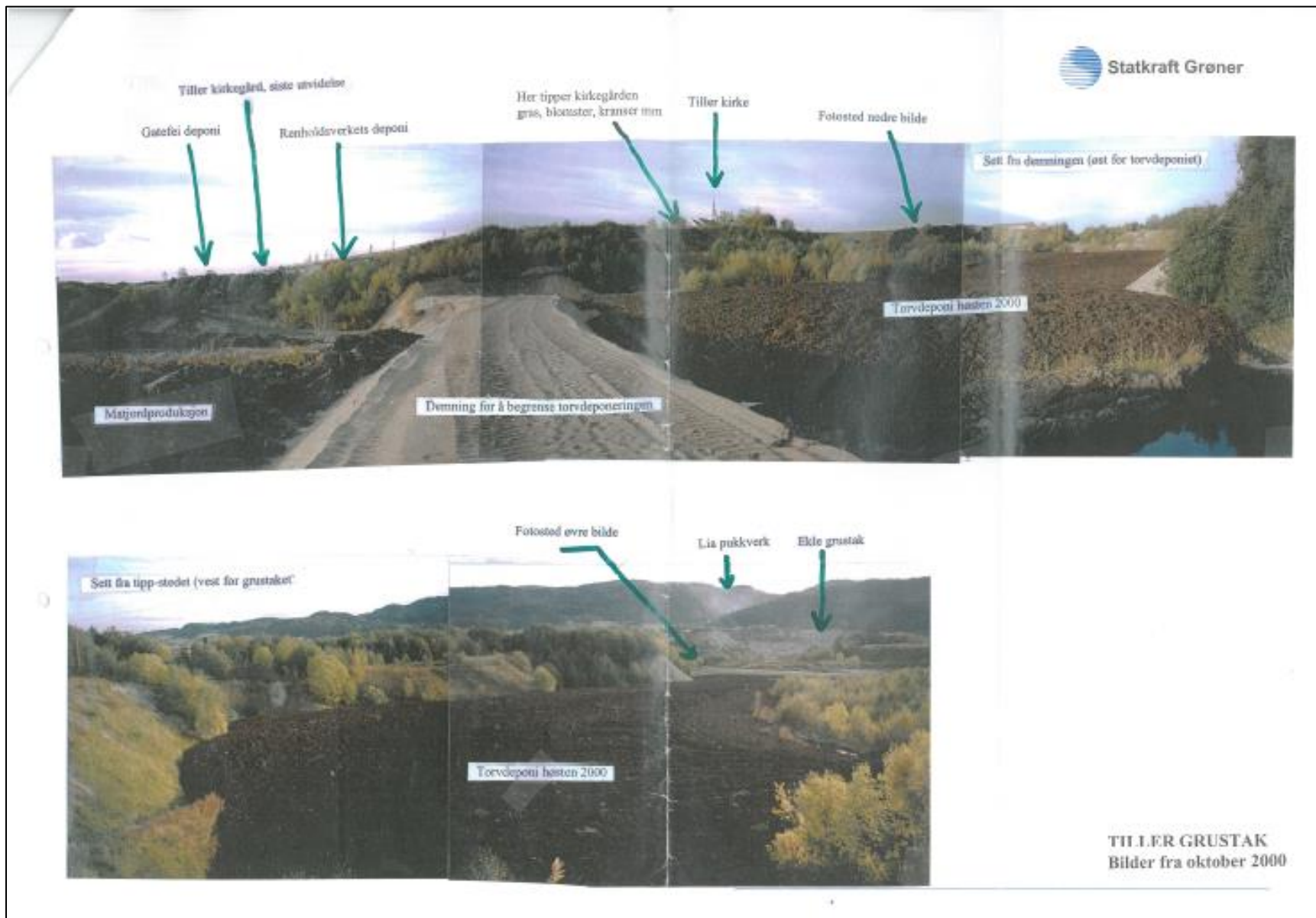
Figur 2-2 viser eit kart over ulike berggrunnar i Trondheim. Kartet her henta frå NGU.

Urbane strøk er forureina frå ei rekke ulike kjelder. I Trondheim er det funne forhøgja konsentrasjonar av arsen, kadmium, kvikksølv, bly og sink som eit resultat av forureining av trafikk, lokal industri, krematorium og sjukehusets forbrenningsomn. Konsentrasjonane av desse stoffa overskrid dei nasjonale retningslinjene for rein jord for ein stor del av sentrum (Ottesen & Langeland, 2001). Det er elles påvist generell nedgang i metall- konsentrasjonar i Trondheim frå 1994 til 2004. Dei høgaste konsentrasjonane er i dei eldste delane av byen. Arsen har auka statistisk signifikant på Heimdal men konsentrasjonane er fortsatt låge. Innhaldet av kadmium og sink har auka frå 1994-2005, medan bly og kvikksølv har gått ned (Andersson, Haugland & Ottesen, 2006).

2.3 Tiller deponi

Tiller deponi ligg ved sidan av Tiller kyrkjegard i Trondheim. Tidlegare var området brukt som grustak. Viklund (2012) skriv at Fylkesmannen i Sør-Trøndelag har gitt Trondheim kommune løyve til å bruke gamle Tiller grustak som massedeponi for inerte masser. Fylkesmannen har vidare karakterisert byjordsmassene som inerte basert på tidlegare analyser på desse (Viklund, 2012). Med bakgrunn av dette antatt at byjordsmasser er reine masser. Ved analyser av byjord viser det seg likevel at byjord ikkje alltid kan karakteriserast som rein (Langeland & Ottesen, 2008). I vedtektene til reguleringsplanen reknast innfyllingsmassene er inerte, noko som medfører at økotoksisiteten i innfyllingsmassene og i sigevatnet som renn ut frå området må vere minimal. Løyva frå fylkesmannen krev at det vert gjennomført ein kontinuerlig kontroll av deponiet for å kunne avdekke eventuelle endringar i området sitt økotoksisitet (Viklund, 2012). Den kontinuerlege kontrollen av deponiet som er beskrive over er gjennomført av Sweco, tidlegare Statkraft Grøner.

I kontakt med Sweco har det kome fram at det er blitt deponert store mengder torv (figur 2-3) i deponiet fram til år 2000. Under synfaring på deponiet hausten 2013 saman med Tor Danielsen, tidlegare tilsett ved Trondheim kommune, vart det og sagt at det for det meste er deponert myr og torv, men i tillegg og ein del reine massar og grus frå byen. Danielsen sa også at det nedst i deponiet ikkje var usannsynleg å finne andre gjenstandar, som t.d. diverse elektronisk utstyr, som ikkje skal deponerast på deponiet. Under prøveinnsamling har det blitt sett sementblokker, diverse metallgjenstandar og elektroniske utstyr som gamle komfyrar. Rundt 2000 vart det bygd ein demning ved austre del av deponiet, ned mot Nidelva, som no er fylt opp. Trondheim kommune har regulert gamle Tiller grustak som kyrkjegard frå og med 2013 (Viklund, 2012). Dette er endå ikkje kome i gong. Reguleringa medfører at grustaket må oppfyllast og planerast slik at det er egna for dette formålet. Dette krev at det øvste laget består av mineralske masser. Deponiet vart stengt for mottak av nye masser i september 2010, men det vart fylt inn masser frå sandfang og gatefei i 2011 (Viklund, 2012).



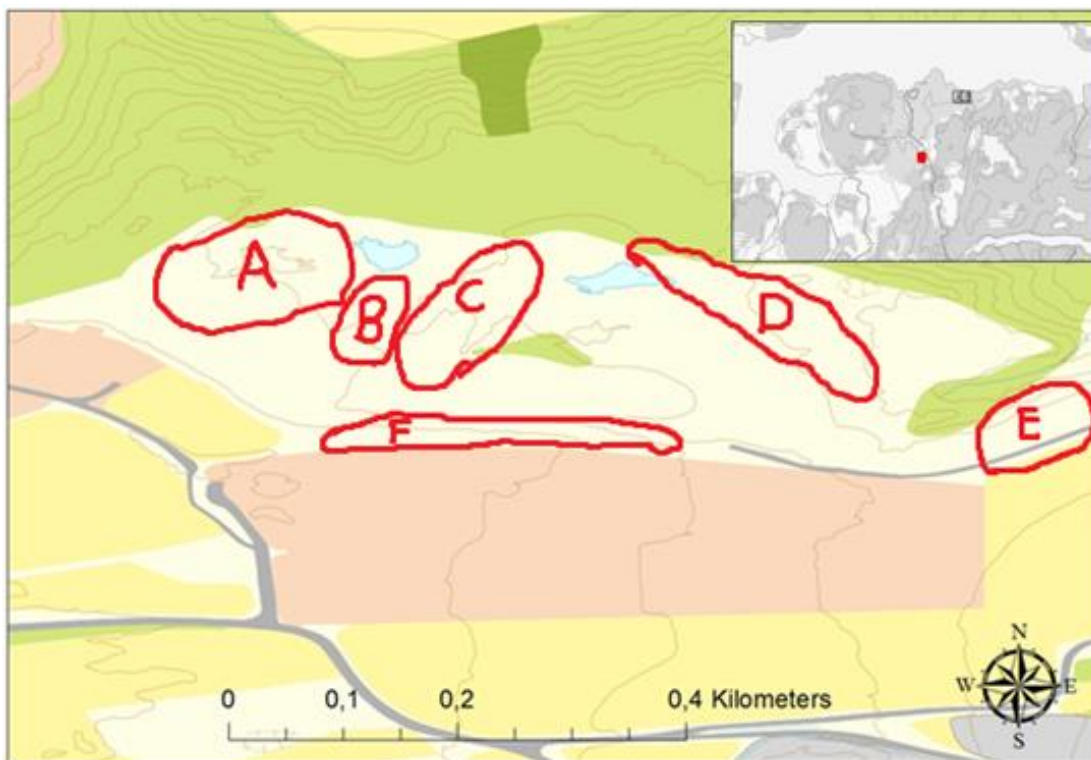
Figur 2-3 viser bilder av Tiller deponi tatt oktober 2000 av Sweco, då Grøner. Bildene viser at det er store mengder torv deponert på deponiet.

Under synfaring saman med Tor Danielsen vart deponiet delt inn i områder basert på når det vart deponert materiale der. Tabell 2-1 viser deponiet inndelt i områder.

Tabell 2-1 Inndeling av deponiet i områder utifrå når det vart deponert materiale samt ei skildring av området.

Namn på område	Skildring av området
A	Gamle innfyllingar
B	Nyare innfyllingar
C	Deponert materiale innpakka i plast
D	Nedrekant av drenering frå deponiet
E	Nøytral bakgrunn
F	Voll mot kyrkje
G	Tillertippen- deponert torv (1978-1998)

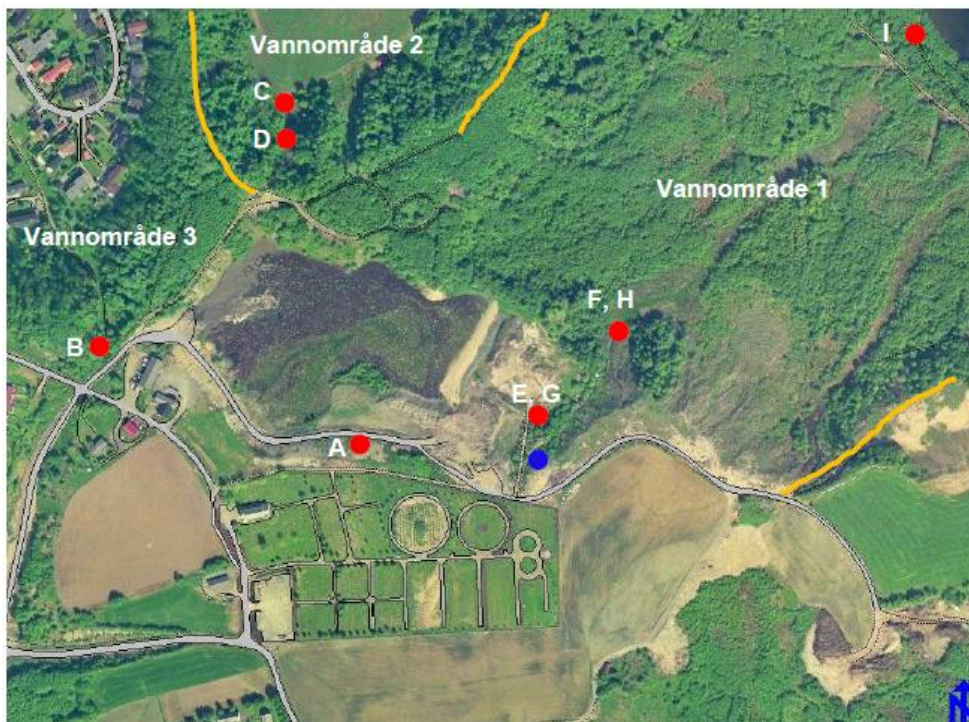
Denne inndeling av deponiet er teikna inn i figur 2-4 under. Område G, Tillertippen, er ikkje teikna inn på kartet sidan området er ikkje fokusert på i denne oppgåva. Området ligg frå deponiet og ned mot Nidelva der det kan virke som at heile flata tidlegare er brukt som deponi for torv (Gaut, S., 2014, 5. mars [pers. med]). På prøveheinting vart det observert alt frå komfyrar til metallrør i området for Tillertippen.



Figur 2-4 viser inndeling av deponiet i områder beskrive i tabell 2.1.

2.3.1 Tidlegare analyser av deponiet

Sweco Norge AS har utarbeida og utført eit årleg kontrollprogram for Tiller deponi sidan 2004 (Viklund, 2012). Det er tatt sigevassprøver og grunnvassprøver som er analysert for tungmetall og oljer. Det vart i 2011 køyrt lekktest på prøver av sandfangmasser. Dei siste prøveresultata (2011) har vist konsentrasjonar av kopar og nikkel over terskelverdiane i sigevatn. Prøvene av grunnvatn er henta frå brønn i vollen mot kyrkegarden. Denne er representert ved punkt A på figur 2-5. Denne er 4.20 djup og er meint å skulle vere mest mulig lik bakgrunnsverdiar for området (Gaut, 2014). Sidan den er plassert så nærme deponiet er det usikkert om det kan vere ei viss påverknad frå deponiet. Olje er detektert i sigevatn og grunnvatn i låge nivå, altså innanfor anbefalte grenseverdiar. Etter at Tiller deponi vart stengt for mottak av masser har nivåa av stoff minka (Viklund, 2012). Sweco sin siste rapport (2014) viser at det berre er kopar og nikkel som ligg over grenseverdien for sigevatn for både drenerør og brønnar. Sigevatn øvst i bekken og ved rør 3 viser høge verdiar for krom, bly og arsen. Sweco antar at forureininga kan vere partikkelbunde, noko som vert styrka av at det er påvist arsen i sediment øvst i Tillerbekken i 2009. Innhald av kvikksølv har variert mykje i 2011 og 2012, men ser ut som det har stabilisert seg på eit nivå under grensa for sigevatn gjennom det siste året (Gaut, 2014). Figur 2-5 viser prøvepunkta til Sweco. På kartet kan ein og sjå den oppbygde demninga mellom deponiet og prøvepunkt E.



Figur 2-5 viser oversiktskart over Tiller deponi der prøvepunkta til Sweco er merka som raude punkt. Blått punkt er plastrør/drensrør frå kyrkegarden (Gaut, 2014).

2.4 Tilstandsklassar

NGU har i samarbeid med Nasjonalt folkehelseinstitutt og Oslo kommune (2007) utarbeida rapport *Forslag for tilstandsklassar for jord*. Denne rapporten er vidare brukt i utvikling av Statens forureiningstilsyn (no Miljødirektoratet) sin utarbeiding av *Helsebaserte tilstandsklassar for forurenset grunn* (TA 2553/2009). Desse veileidarane inneheld grenseverdier for utvalte stoff som arsen, kvikksølv, kadmium, kopar, sink, krom(III), krom(VI) og nikkel, samt grenseverdier for organiske miljøgifter. Modellen delar stoffa inn i fem tilstandsklassar basert på konsentrasjonen av stoffet. Det er viktig å merke seg at grenseverdiane for dei ulike stoffa kan variere mellom veileidarane, alt etter kva som er vektlagt. Ved utarbeiding av tilstandsklassane ynskja dåverande Statens forureiningstilsyn (no Miljødirektoratet) å bruke heile skalaen slik at den øvste tilstandsklassen viser til høge konsentrasjonar som ein finn på sterkt forureina industritomter og deponi (Ottesen et al., 2007). Oversikt over inndelingar er gitt i Tabell 2-2.

Tabell 2-2 viser inndeling og bruksområder for dei ulike klassane for jord er gitt i tabellen under.

Tilstandsklasse	1	2	3	4	5
Skildring av tilstand	Meget god	God	Moderat	Dårleg	Svært dårleg
Øvre grense styrast av	Normverdi	Helsebaserte akseptkriteriar	Helsebaserte akseptkriteriar	Helsebaserte akseptkriteriar	Nivå blir ansett å vere farleg avfall
Bruksområde basert på toppjord					
Barnehagar					
Bustad områder					
Sentrum, kontor og forretning					
Industri og trafikk	(Klasse 4 dersom risikovurdert)				

Tilstandsklasse 2 og 3 representerer store volum lavt forureina masser der det er behov for billige men gode disponeringsløyisingar (Ottesen et al., 2007). I denne oppgåva er både vassprøvene og jordprøvene karakterisert utifrå grenseverdiane i veileiar 97:04. Det er laga ein fornya veileiar av dåverande SFT i 2003. Denne klassifiseringa krev at lokale faktorar for kvar målestad vert inkludert. Veileiar 97:04 baserar seg på universelle verdier og er difor enklare å ta i bruk.

Vass- og jordprøvene er samanlikna opp i mot veileder 97:04. Denne er laga for vatn og sediment, men eg har likevel valt å samanlikne jordprøvene oppimot desse grenseverdiane, for så å samanlikne veileder 97:04 oppimot grenseverdiane i helsebaserte tilstandsklasser for forureina grunn (TA2553/2009). Desse tabellane ligg i vedlegg K. TA 2553/2009 delar jordmassane inn i fem tilstandsklasser basert på arealbruk og i kva grad menneske vert eksponert for dei ulike stoffa. Ved inndeling av helsebaserte tilstandsklassar er det viktig at eksponeringa av den aktuelle kjelda ikkje skal overskride tolererbart inntak av forureininga. «Det tolererbare inntaket (TDI) for eit helseskadelige stoff vert fastsett internasjonalt av verdens helseorganisasjon (WHO), EU eller i dei enkelte land» (Ottesen et al., 2007, s. 5). Helserisiko for eit kjemisk stoff eller forbindelse i jord er ein funksjon av stoffet si evne til å utløyse helseskade. Helseskade vert berekna utifrå helsefaren og eksponeringsgrada. Eksponeringsvegane for kjemiske stoff frå jord er inhalasjon av støv, hudkontakt og via munn (barn). I tillegg kan ein ta opp stoff indirekte via grønsaker som er dyrka på forureina grunn (Ottesen et al., 2007).

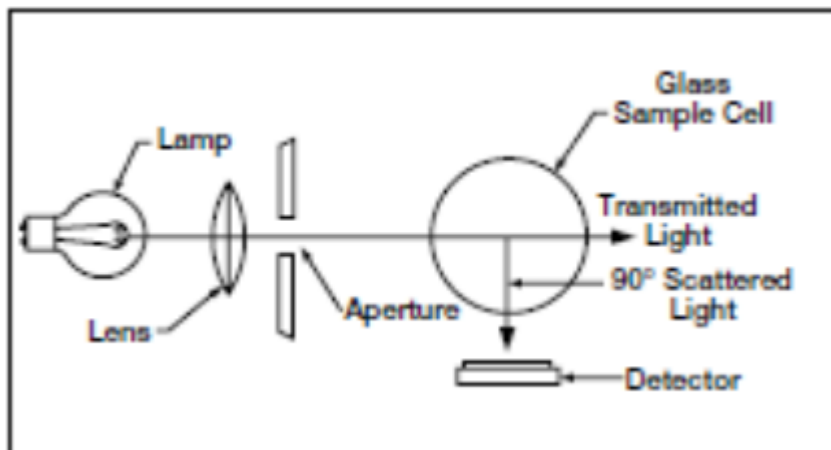
For miljøgifter i vatn og sediment vil tilstandsklasse 4 og 5 vanlegvis ha kjente effektar av stoffa på eit eller fleire element i økosystem. Effektane vil vere avhengig av tilstandsforma (biotilgjenge). Denne er igjen avhengig av innhaldet av organisk materiale og partikulært materiale, samt vatnet si hardheit og pH (Andersen et al., 1997).

2.5 Parameter som har innverknad på vasskjemien

2.5.1 Turbiditet

Turbiditet er eit grovt mål på vatnet sitt innhald av partikulært materiale og kan karakteriserast som nedsett siktbarheit grunna disse partiklene (Nøst, Schartau, & Daverdin, 1994). Måleininga for turbiditet som vert brukt i norske forskrifter er Formazin Turbidity Unit (FTU) (Klart vann, u.å.a). Verdens helseorganisasjon (WHO) har satt ei grense på 5 FTU, men hygienisk sett er det anbefalt med verdiar under 1 FTU (Hanna, u.å.) Vatn med høg turbiditet vil ha ein utsjånad som er estetisk dårleg. Eit høgt innhald av organisk materiale vil og krevje større mengder av klor for desinfeksjon, noko som igjen kan føre til helseskadelige kloreringsbiprodukt. I tilfelle der høg turbiditet er eit problem finst det ei rekke produkt som kan filtrere ut desse partiklane frå vatnet (Klart vann, u.å.a).

Ved testing av turbiditet er det viktig at prøveglaset som vassprøvene vert analysert i vert satt i målaren i nullstilling. Glaset har ujamn tjukkeleik og dette kan påverke målinga (Mikkelsen, 2014[pers. med]). Figur 2-6 viser nephelometrisk måling av turbiditet der det måliast spreining av lys i 90° frå den innkommande lysstrålen. Resultatet vert oppgitt i NTU (Nefelometrisk Turbidity Unit).



Figur 2-6 viser skisse av Nefelometrisk måling av turbiditet som måler refleksjon i 90° (Daly, 2007)

NTU vert målt med kvitt lys i henhald til EPA metode 180.1. 1 NTU svarar til 0,13 mg SiO₂/L (Hanna, u.å.) eller 1 FTU (Daly, 2007). Feilkjelder for denne kan vere at prøveglaset ikkje er satt i målaren rett. Botnslam frå elva kan bli trekt med inn i sprøyta og resultere i forhøgja turbiditet. Kondens eller fingeravtrykk på glaset vil og ha påverknad og det er difor viktig å bruke lofritt papir når ein handterer prøveglaset.

2.5.2 Konduktivitet

Konduktivitet er eit mål på vatnet sin totale ionekonsentrasjon og vert oppgitt i S/cm (Nøst et al., 1994). I denne oppgåva er leiingsevna oppgitt i størrelsesorden $\mu\text{S}/\text{cm}$. Elektrisk leiingsevne skyldas forflytting av ladning mellom ioner i vatnet. Leiingsevne er ein indikasjon på ion- og saltkonsentrasjonen i vatnet, og dermed og metallkonsentrasjonen (Belsaas, 2010). I norske overflatevann finn ein vanlegvis verdiar lågare enn 5 mS/m (Klart vann, u.å.b). Kalsium og magnesium kan bidra til forhøgja verdiar av konduktivitet, og nokre typar utstyr er svært følsame for konduktivitet som stammer frå kalsium og magnesium. For å redusere konduktivitet kan ein bruke demineraliserende filtersystem (Klart vann, u.å.b).

2.5.3 pH

pH er definert som $-\log [H^+]$ (Morgan, 1996, s. 101) og er altså omvendt proporsjonal med hydrogenion konsentrasjonen (Nøst et al., 1994). Nydestillert vatn har ein pH lik 7. Gjennomsnittleg ferskvatn i verden har ein pH mellom 6 og 9 (Morgan, 1996, s. 88). I Norge består berggrunnen hovudsakleg av granitt og gneis, som har dårleg buffer eigenskapar (Rosenqvist, 1978). Dette, saman med sur nedbør, fører til at gjennomsnittlege verdiar for ferskvatn i Norge er pH 5-8,5. pH er ein potensiometrisk metode, og responsen for glaselektroden er lineær i pH området 1-12. Ved høg pH vil hydrogenionaktiviteten vere liten, noko som fører til større usikkerhet i målingane. Ein må vere merksam på at responsfunksjonen er temperaturavhengig og at pH-metret må justerast deretter. E_0 er avhengig av ionestyrke og dersom det er stor forskjell i ionestyrke mellom prøve og standardløysing kan dette medføre feil i pH målingane. Selektiviteten til glaselektroden overfor H^+ er som regel god. Unntaket er i sterkt alkaliske løysingar der ein kan få negativ feil (alkalisk feil) ved at glaselektroden gir signifikant respons for Na^+ . Ubufrå løysingar med pH rundt 7 og låg ionestyrke vil gi mykje støy i målingane. Nøyaktigheita til pH- elektroden i det dynamiske området er i hovudsak avhengig av to viktige feilkjelder; a) overgangspotensialet (junction potensial) og b) nøyaktigheita av standardløysinga med hensyn på konsentrasjon, ionestyrke og temperatur (Skog, West, & Holler, 1988, s. 622).

For berekningar som baserar seg på aktivitet må ein ta omsyn til den totale ionekonsentrasjonen i løysinga. Ved ideelle forhold vil konsentrasjonen vere lik aktiviteten. Aktivitetkoeffisienten, $f_A = \{A\} / [A]$, går mot 1 når konsentrasjonane av alle stoff i løysinga går mot 0. Innverknad frå andre ioniske stoff i løysinga kan då ignorerast.

$$f_A \rightarrow 1 \text{ når } (C_A + \sum_i C_i \rightarrow 0,$$

der C er konsentrasjon gitt i molar eller molal og i er totalkonsentrasjonen av ion i løysinga.

Aktivitet kan utgjere ei stor feilkjelde i løysingar med høge total konsentrasjonar av ion. Det kan i slike løysingar vere store forskjellar frå målt aktivitet og den faktiske konsentrasjonen (Morgan, 1996, s.98). Dette vert handtert ved at det brukast TISAB buffer eller tilsettast inert salt til ionefattig prøver når f. eks pH skal målast i ionefattig elvevann.

2.5.4 Redokspotensialet

Redoksreaksjonar spelar ein viktig rolle i vasskjemi fordi det påverkar mobilitet og tilgjenge av mange næringsstoff som er biologisk viktige, i tillegg til ein del organisk og uorganiske speciar. Den teoretiske definisjonen er gitt ved aktiviteten til frie elektron, som i praksis ikkje eksisterer i løysing (Stefánsson, Arnórsson, & Sveinbjörnsdóttir, 2005). Redokspotensialet blir som pH beskrive ved bruk av negativ logaritme, men her av elektronaktiviteten:

$$pE = -\log \{e^-\} \text{ (Morgan, 1996)}$$

Berekningar viser at det vanlegvis ikkje er oppnådd redokslievekt, grunnen at mange reaksjonar er kinetisk seint (Stefánsson et al., 2005).

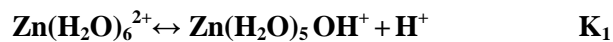
I redoksreaksjonar vil ein få ei endring i oksidasjonstilstanden til speciane som inngår i redoksreaksjonen. Redokspotensialet er eit mål på kor oksiderande eller reduserande forhold det er i vatnet. Dette er ein viktig parameter for å anslå speciering. Speciering er kva form, eller speciar, ein finn dei ulike grunnstoffa. Ved reduserande forhold vil ein finne reduserte speciar og ved oksiderande forhold vil speciane vere på oksidert form. Det er ønskeleg med oksiderande forhold, då dei fleste speciane er minst skadelege ved desse forholda. Ved reduserande forhold vil det t.d. finnast nitrogen i form av nitritt heller enn nitrat. Nitritt er skadeleg for vasslevande organismar. Vanlege verdiar for redokspotensialet i ferskvatn er mellom 100 og 400 mv. Forhold mellom 0-100 mV vert klassifisert som moderat reduserande forhold (Masscheleyn, Delaune, & Patrick Jr, 1991). Nokre element som karbon, nitrogen, oksygen, svovel, jern og mangan, er dei kvantitativt viktigaste bidraget for redoksprosessen i ferskvatn (Morgan, 1996; Triska & Higler, u.å.). Elektrodepotensialet responderer på elektronoverføringar mellom redoksensitive speciar. I system med periodiske variasjonar kan dette påverke redoksforholda, som igjen vil ha påverknad på fordeling og transformering av tungmetall (Calmano, Hong, & Foerstner, 1993).

2.6 Spreiing av metall i vatn

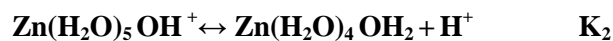
Over er det beskive ulike faktorar som og vil ha innverknad på specieringa i vatn. I dette kapittelet vil eg gå nærmare inn på kva innverknad dei ulike faktorane vil ha på speciering og korleis ein kan berekne konsentrasjonar til analyttane basert på desse.

2.6.1 Kompleksring

Metallion er positivt lada. Ved lav pH vil dei fleste metall vere løyst i vatnet som hydratiserte ion, koordinert med 4 eller 6 vassmolekyl. Vatn er i seg sjølv ei svak syre, men grunna fråstøyting av hydrogeniona i vassmolekylet når det er koordinert med metall, vil aciditeten til vassmolekyla auke (Morgan, 1996). Løyst i vatn vil dermed metall reagere som ei Lewis syre (Bradl, 2004). Morgan (1996) har eit døme med sink:

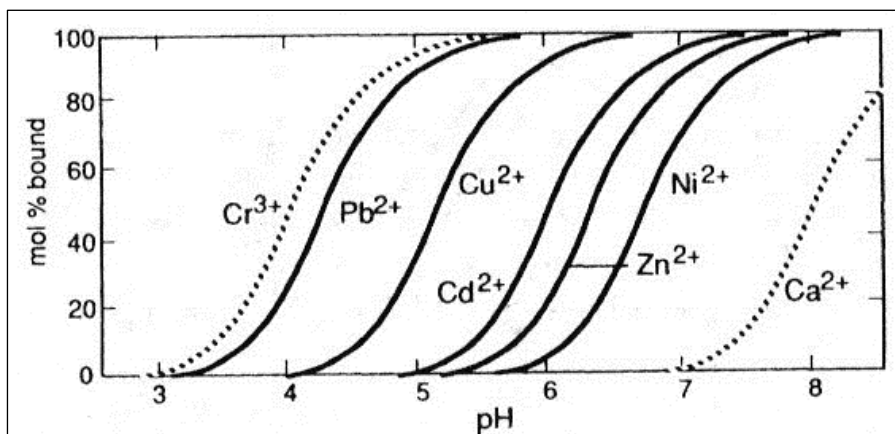


$$\text{K}_1 = [\text{ZnOH}^+] [\text{H}^+] / [\text{Zn}^{2+}]$$



$$\text{K}_2 = [\text{ZnOH}_2] [\text{H}^+] / [\text{ZnOH}^+]$$
 (s. 260)

K- verdiane er hydrolyseringskonstantar og er konstante for kvart metallion og aukar ved minkande radius og auke i ladning (Morgan, 1996). Figur 2-7 viser grad av kompleksring for nokre av metalla over pH.

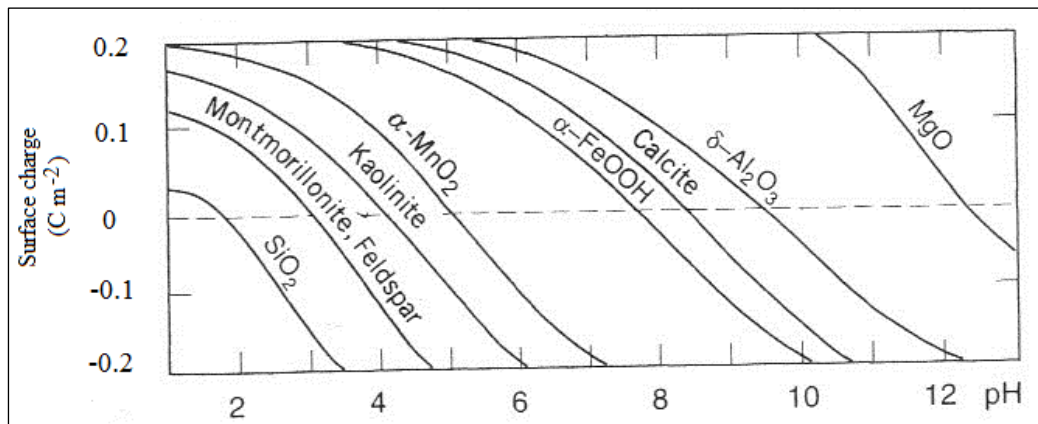


Figur 2-7 viser grad av kompleksring på hydroksyd jern % for utvalde metall over pH (Morgan, 1996, s.543)

Krom og bly, som er dei suraste metalla, vil gå i kompleks ved lågast pH som figur 2-7. Ved pH 7 vil dei fleste metall i dette tilfelle vere bunde til hydroksyjern, med unntak av kalsium som er det minst sure av dei utvalde metalla. Ved høg pH vil metalla vere bunde til ligandar.

50% av kopar vert adsorbent ved pH 4.1, medan det av kadmium og sink var adsorbent 50 % vert ein pH mellom 4,8 og 4,9 (Bradl, 2004).

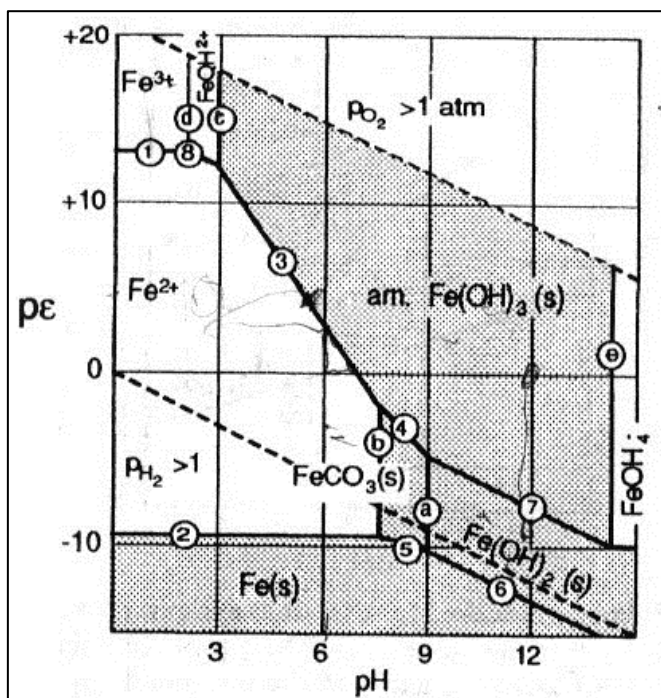
I tillegg til å danne hydroksykompleks kan metallion binde seg til andre negative ligandar i vatnet. Det organiske materiale i vatn inneheld organiske syrer. Disse vil ved nøytral pH ha ei nett negativ ladning. Dess høgare pH, dess fleire negativt lada overflateseter vil der vere tilstade (Bradl, 2004). Figur 2-8 viser overflateladning til utvalde kolloider.



Figur 2-8 viser effekten av pH på estimert overflateladning ($C m^{-2}$) for nokre få representative kolloider (Morgan, 1996, s. 539).

2.6.2 Grafiske framstillingar av speciering

I forsøk for å forklare stabilitet og fordeling til ulike løselige og uløselige speciar, kan ein nytte ulike grafiske framstillingar. Dette kan vere pC-pH diagram som viser konsentrasjon over pH eller eit pC- pE diagram som viser konsentrasjon over pE. Desse to framstillingane kan ein vidare kombinere til eit pE-pH diagram som viser fordeling av speciar ved endringar i elektron eller proton konsentrasjonen. Den sistnemnde framstillinga baserar seg på ein gitt konsentrasjon og kan ikkje brukast direkte på andre konsentrasjonar (Morgan, 1996). Figur 2-9 viser kva speciar av jern som vil vere dominerande i vatnet ved endringar av pH og pE. pH er avgjerande for grad av kompleksing, ved at det ved høg pH vil dannast fleire hydroksykompleks, medan pE er avgjerande for oksidasjonstilstanden til stoffet. Ved lav pE vil stoffet vere på redusert form og ved høg pE vil det vere på oksidert form. Linjene i diagrammet representerer likevekt. Dess lenger inn mot midten av eit felt ein bevegar seg, jo meir sannsynleg er det at jernmolekyl i løysinga vil vere på denne forma.

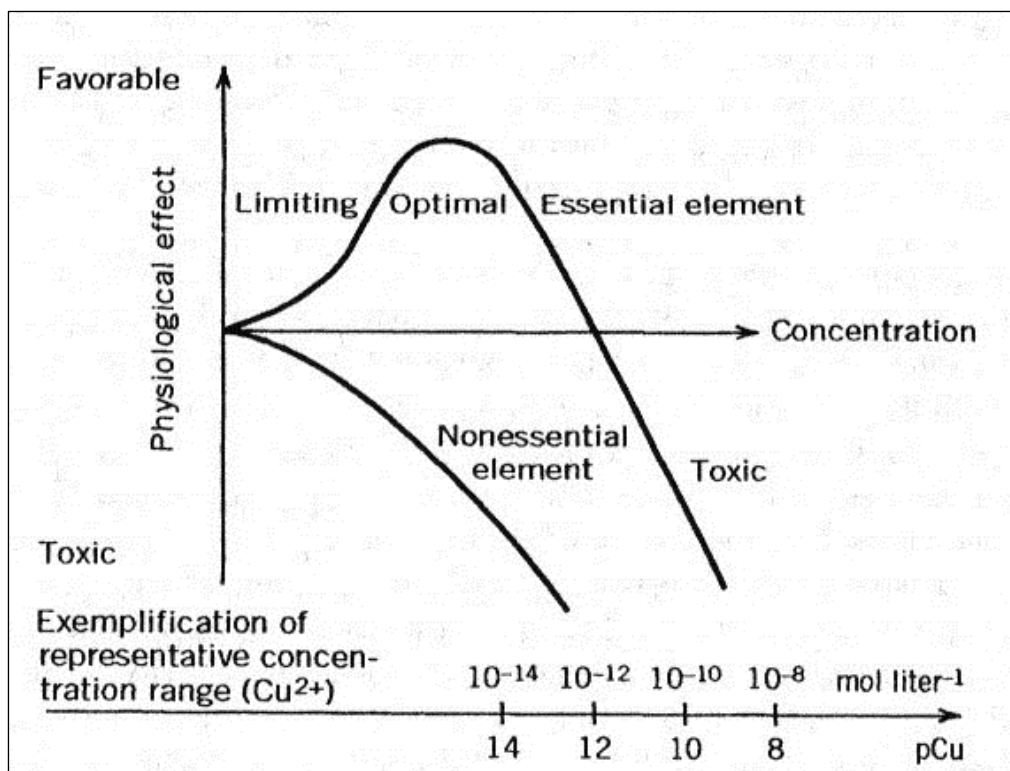


Figur 2-9 viser pE-pH diagram for jern (Morgan, 1996).

Det er ynskjeleg med oksiderande forhold i vatnet. Ved reduserande forhold kan kjemiske forbindelsar vere på redusert form. Forbindelsane kan då redusere andre forbindelsar ved sjølv å bli oksidert. Dette vil vere ugunstig for vasslevande organismar.

2.6.3 Biotilgjengelegheit og toksisitet

Kjemiske forbindelsar og grunnstoff vil ha ulik påverknad på organismar avhengig av toksisitet og biotilgjengeleg. Nokre av grunnstoffa er essensielle for organismane og vi må ha dei i ulike mengder. Dei grunnstoffa som ikkje er nødvendig for kroppen eller er nødvendig i liten grad vil kunne virke giftige ved for store dosar (Morgan, 1996). Figur 2-10 viser samanhengen mellom kopar og fysiologisk effekt. Den viser at dersom stoffet er essensielt vil det ha ei positiv verknad til ein viss konsentrasjon, før det vert toksisk. Med eit ikkje essensielt stoff vil den fysiologiske effekta vere omvendt proporsjonal med konsentrasjonen.



Figur 2-10 viser sammenhengen mellom konsentrasjon og fysiologisk effekt av stoff. Som eksempel er det brukt opptak av kopar i algar. Konsentrasjonsskalaen vil variere alt etter stoff, konsentrasjon av stoffet og organismen (Morgan, 1996, s. 633).

Ifølge Morgan (1996) kan metall delast i to grupper, A og B metall. A metall er typiske makrometall, medan ein finn tungmetall i overgangsmetalla og B-metalla. A-metall vil føretrekke ligandar av $\text{F} > \text{O} > \text{N} > \text{Cl} > \text{B} > \text{R} > \text{I} > \text{S}$. B-metall vil føretrekke nøyaktig motsett rekkefølge (Morgan, 1996, s. 284). Ein viktig faktor for metall toksisitet er den kjemiske kombinasjonen av metall og ligand i organismen. For å opptre toksisk må metallet binde seg kjemisk til organismen. Dei cellulære bindingssetene (donorgruppene) er hovudsakleg svovel, nitrogen og oksygen Dei fleste metall vil vere mest biotilgjengelige som ion (Morgan, 1996). Unntak for dette er nokre metall som er meir giftig i organiske forbindelsar.

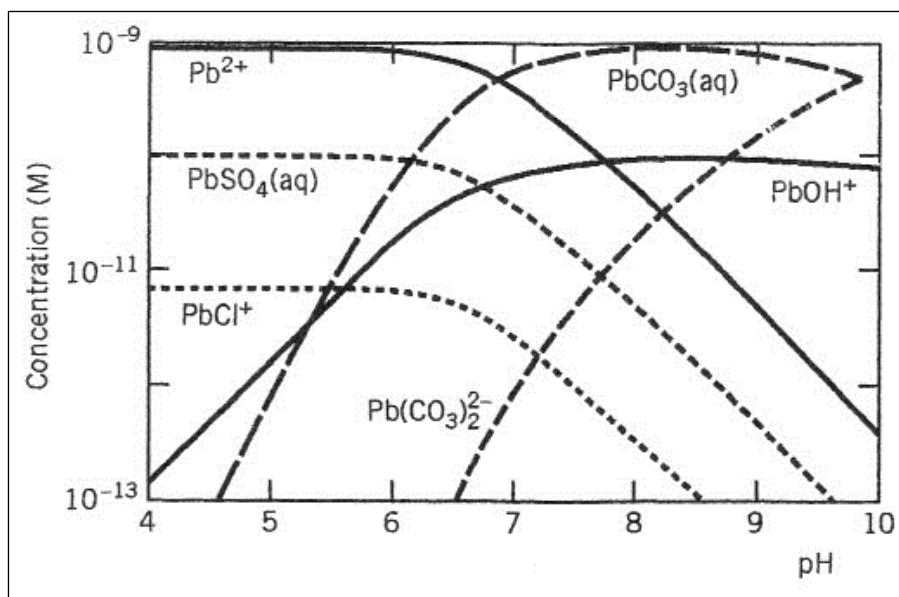
2.6.4 Tungmetall som vert studert i denne oppgåva

Arsen (As)

Arsen finn ein som uorganiske salt i naturen, men førekjem og som forureining av industriell virke og metallsmelteverk. Arsen er og å finne i CCA-impregnert trevirke og kan bli vaska ut og forureine jorda rundt (Ottesen et al., 2007). CCA står for kadmium, krom og arsen (Bjervamoen, 2006) og kopar, krom arsen (Langeland, 2008). Dersom ein ved analyser finn korrelasjon mellom desse grunnstoffa, kan dette indikere at CCA-impregnert trevirke kan vere tilstade. Frå hausten 2002 vart det satt i verk eit forbod mot bruk av CCA-impregnert trevirke, en dette gjeld ikkje næringsvirke (Bjervamoen, 2006). Arsen er eit B- metall og kan danne stabile karbonforbindelsar i vatn som metylarsensyre og dimetylarsensyre (Morgan, 1996). Det viser seg at inntak av sjømat som inneheld organiske arsenforbindelsar blir utskilt direkte frå mennesket i uendra kjemisk form (Tamaki & Frankenberger Jr, 1992). Arsen er ikkje påvist som nødvendig sporstoff for mennesket og uorganiske arsenforbindingar kan føre til akutt giftighet og i verste fall hudkreft (Ottesen et al., 2007).

Bly(Pb)

Vanlige konsentrasjonar av bly i norsk jord er frå 2-150 mg/kg med 16-20 mg/kg som vanleg verdi, men ekstremverdiar på over 5000 mg/kg i naturlige masser på påvist i Oslo (Ottesen et al., 2007). Bly er giftig og sjølv små mengder har vist seg å ha skadeleg verknad på human helse ved å t.d. skade utviklinga av sentralnervesystemet hos barn, og foster er spesielt utsatt. Høge konsentrasjonar av bly kan føre til redusert utvikling av kognitive funksjonar (Mielke, Berry, Mielke, Powell, & Gonzales, 2005; Ottesen et al., 2007). Figur 2-11 viser speciering av bly i ferskvatn. Denne viser at bly i ferskvatn kan danne kompleks med karbonat, sulfat, vatn og klor. Ved pH rundt 7 vil blykarbonat og bly ion vere dominerande. Ved pH over 7 vil ein få eit drastisk fall i frie blyion. Ved pH mindre enn 6,5 vil bortimot 100 % av blyet føreligge som frie ion. Det vil og vere eit betydeleg innslag av sulfatkompleks ved lav pH og tilsvarende konsentrasjonar av bly-hydroksykompleks ved basiske forhold. Figuren er konsentrasjonsavhengig både for metall og ligandar og kan ikkje overførast direkte til andre forhold.



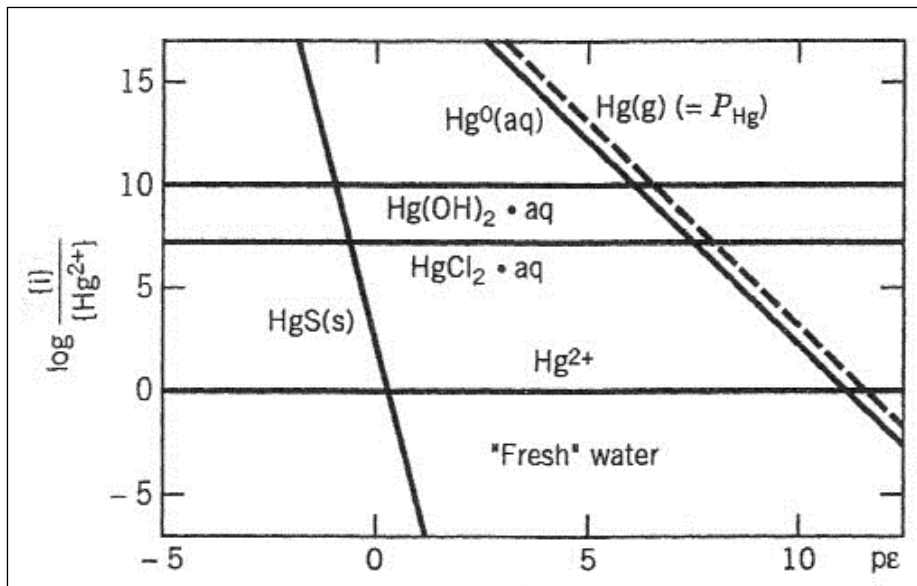
Figur 2-11 viser spesiering av Pb(II) (10^{-9} M) ved ferskvats forhold (Morgan, 1996).

Kadmium (Cd)

Naturlege verdier av kadmium i norsk jord er vanlegvis mindre enn 1 mg/kg (Salminen et al., 2006) attgjeve Ottesen et al., (2007). NGU (2006) har ifølge Ottesen et al. (2007) oppgitt i databasen at mest vanlige verdien for kadmium er 0,17 mg/kg. Kadmium er eit B- metall og vil danne stabile kompleks med blant anna svovel (Morgan, 1996). I ferskvatn vil 70-90 % av kadmium vere tilstade som frie hydratiserte ion eller andre labile kompleks. Generelt treng kadmium signifikant høgare pH enn kopar og bly før dei kan absorberast på organiske eller uorganiske partiklar (Florence, 1982). Kadmium førekjem som forureining frå industriell verksemd, overflatebehandling av metall, oppladbare batteri, plast, mineral- gjødsel, fossile brensler og bildekk (Bjervamoen, 2006). Kadmium er ikkje nødvendig for mennesket og kan hope seg opp i kroppen og ha helseskadelige effektar, då særleg på nyrene (Ottesen et al., 2007).

Kvikksølv (Hg)

Naturleg innhald av kvikksølv i norsk jord er vanlegvis mindre enn 0,3 mg/kg (Ottesen et al., 2007). Avhengig av kva det er bunde til vil kvikksølv ha ulike eigenskapar. Ulike former av kvikksølv på er metallisk kvikksølv, uorganisk kvikksølv salt og organisk bunde som t.d. metylkvikksølv. Figur 2-12 viser forholdet i aktivitet mellom kvikksølvion og andre spesiar av kvikksølv over pH.



Figur 2-12 Aktivitetsforhold diagram for Hg(II) specier i ferskvatn der pH =8, $[Cl^-] = 10^{-3} M$, $[SO_4^{2-}] = 10^{-3} M$ (Morgan, 1996, s.665)

På figur 2-12 kan ein sjå at i ferskvatn vil størsteparten av kvikksølvionane vere bunde som $Hg(OH)_2$. Det vil og vere ein liten del $HgCl_2$. Denne forma er hovudsakleg i sjøvatn, der det er meir klorion tilgjengeleg (Morgan, 1996).

Kvikksølv er helsefarleg og ikkje nødvendig for menneskjer (Ottesen et al., 2007). Metallisk kvikksølv er flyktig og skadelig ved innanding (Ottesen et al., 2007). I kroppen kan metylkvikksølv bli forveksla med metionin, og gå gjennom blod-hjerne barrieren (Kerper, Ballatori & Clarkson, 1992). Metylkvikksølv kan og krysse placentabarrieren og gå over i morsmjølk (Knutsen & Alexander, 2004). Foster er mest følsame og kvikksølvpåverking kan føre til redusert motorisk og kognitiv utvikling (Knutsen & Alexander, 2004; Ottesen et al., 2007). Metylkvikksølv er ustabil dersom ein ser på likevektskonstanten og forventar nedbrote over tid. Det viser seg at denne prosessen er kinetisk inert (Morgan, 1996, s. 630) og metylkvikksølv vert dermed ikkje demetylert og akkumulert i næringskjeda over tid. Metylkvikksølv er hydrofile, lipofile og flyktige, og kan dermed passere barrierar (Morgan, 1996). Den toksiologiske effekten av metylkvikksølv er blant anna visst i Japan i Minamatabukta, der Crisso konsernet dumpa store mengder metylkvikksølv saman med avløpsvatn. Dette førte til fiskedød og seinare menneske død (Harada, 1995). Kvikksølv kan dampe av frå grunnen og denne risikoen er årsaken til at den helsebaserte akseptverdien for kvikksølv i jord er låg (Ottesen et al., 2007).

Undersøking av utvekslinga av kvikksølv mellom jord- luft og vatn og luft er beskrevet av Poissant og Casimir (1989). Dei har funne at hastigheita av jord-luft utveksling av kvikksølv om lag 6-8 gongar høgre enn for vatn- luft. Flux hastigheita for begge varierar gjennom døgnet, og er størst på dagtid og sollys har påverknad. For vann-luft ser det ut som stabile forhold i sub-overflate luftlaget (<100 cm over vatnoverflata), altså er lite vind ein av dei viktigaste faktorane og det foregår truleg redoksreaksjonar i dette området (Poissant & Casimir, 1998). Poissant et.al. (2000) tar og med sol, vind og redoksreaksjonar i studie kvikksølvflux mellom vatn- luft, men stiller seg skeptisk til at fleirtalet av studiar på akvatiske økosystem har funne innehalde av oppløyst gassformig kvikksølv ved konsentrasjonar som er overmetta i høve til likevektskonstantane berekna frå Henrys lov og etterspør vidare forskning på dette feltet (Poissant, Amyot, Pilote, & Lean, 2000).

Kopar (Cu)

Sidan kopar er eit essensielt metall for kroppen representerer det ingen risiko for human helse i jord, før i svært høge konsentrasjonar (Ottesen et al., 2007). For vasslevande organismar kan kopar derimot vere giftig. For ferskvassfisk har akutt metalltoksisitet vore forbunde med ein forstyrning i reguleringa av natriumion. Det har vist seg at akkumulering av kopar i gjellene på ferskvassfisk inhiberer natriumionkanalane og reduserer natrium- kalium ATPase-aktiviteten (Santore, Di Toro, Paquin, Allen, & Meyer, 2001). Data modelleringsprogram foreslår at den dominerande forma av uorganiske former for kopar i typiske elver er CuCO_3 (95%). I ferskvatn kan andelen av organisk bunde kopar vere veldig høgt (Florence, 1982). $\text{Cu}(\text{CO}_3)$ og $\text{Cu}(\text{OH})^2$ virkar å vere mindre biotilgjengeleg enn til dømes Cu^{2+} og $\text{Cu}(\text{OH})^+$ (Gundersen & Steinnes, 2003).

Krom (Cr)

Krom førekjem i to hovudformer krom(III) og krom(VI). Krom(III) er lite løyselig og vert tatt opp i kroppen i liten grad. Krom(III) er og stabilt og nødvendig for menneskjer, medan krom(VI) er giftig men lite stabilt. Ein reknar med å ikkje finne denne forma i biologisk materiale. Krom(VI) finn ein derimot i ulike salt, der det er lettløyselig, og lett kan takast opp i kroppen og skade arvestoffet. I jordprøver vert det som regel ikkje testa for krom(VI) før det er påvisst høge konsentrasjonar av krom totalt. Krom(VI) reduserast til Krom(III) av organiske stoff. Dersom krom og nikkel innhaldet i jord har høg korrelasjonskoeffisient er dette ein indikasjon på at kjelda kan vere den lokale berggrunnen. Det er då liten sjanse for å finne krom(VI) (Ottesen et al., 2007). Finn ein derimot korrelasjon med andre metaller som

sink, kadmium, bly og arsen kan det tyde på at det stammar frå ein antropogen kjelde (Ottesen et al., 2007).

I ferskvatn er det funne at manganoksid er einaste forbindelsen som kan oksidere krom (III) til krom (VI). Ein må difor sjå på innhaldet av manganoksid i jord eller sediment når ein anslå speciering og skadeverknadar av krom. Organisk materiale (både løyst og partikulært), jern (II) og sulfid kan redusere krom (VI). Ved redusering av krom (VI) med jern (II) vil dette vere fordelsaktig ved redoksreaksjonen dannar bunnfall, som stabiliserar den reduserte forma av krom i ei ikkje mobil form (Fendorf, 1995). Krom(III) er eit surt metall og vil gå i kompleks ved lav pH. Krom vil danne ulike speciar av hydroksykompleks, der dei dominerande speciane rundt pH 7 vil vere $\text{Cr}(\text{OH})_4^{5+}$ og $\text{Cr}(\text{OH})_2^+$. Krom kan og danne ulike oksid, der CrO_3 vil felle ut som fast stoff (Morgan, 1996, s. 512). Florence (1982) skriv at $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$ vil vere dominerande i fersk vatn. Ved nøytral pH vil krom(III) kunne binde til humus og andre organiske substansar i sedimenta og danne ulada eller negativt lada forbindelsar (Florence, 1982).

2.6.4.1 Nikkel (Ni)

Nikkel er eit ikkje essensielt metall som finst naturleg i jorda. På nokre stadar som Trondheim kan ein finne høge konsentrasjonar i naturleg grunn. Nikkel er kreftframkallande ved inhalasjon og høge konsentrasjonar via munn kan forverre nikkelallergi. (Ottesen et al., 2007). Eit overskot av nikkel er giftig for plantar (Bjervamoen, 2006).

2.6.4.2 Sink (Zn)

Sink er eit essensielt metall for menneskjer, og det skal svært høge konsentrasjonar til før det vert risiko for human helse (Ottesen et al., 2007). Speciane av sink som er dominerande i ferskvatn er sinkion (Zn^{2+}) (50 %) og ZnCO_3 (38%) (Florence, 1982).

2.7 Organiske miljøgifter

Menneske har i dei siste åra sloppet ut mange persistente organiske miljøgifter (POPs) til miljøet som PCB, DDT, dioksin, osv. (Miljøverndepartementet, u.å.). Disse stoffa har positive eigenskapar som brennhemmande og mjukgjerande og har vore tilsett i alt frå elektronisk utstyr til maling og kle. PAH kan og vere biprodukt ved ufullstendig forbrenning (Norges geologiske undersøkelse (NGU), 2008). Det har i det siste påvist stor ukontrollert spreing og at denne typen stoff no er å finne over store delar av verda (Miljøverndepartementet, u.å.). For levande organismar kan desse ha helseskadelige effekt ved at dei er hormonhermarar. Hormonhermarar kan føre til kreft og virke reproduksjonshemmande. Mange av disse har aromatisk karakter (NGU, 2008). Auka innhald av organisk karbon fører til auka innhald av organiske miljøgifter og metaller i jorda, då disse bind seg lett til det organiske materialet (Bjervamoen, 2006)..

I denne oppgåva vert det sett på grada av aromatisk karbon som kan estimerast ved SUVA. Dette kjem eg tilbake til seinare. Sidan det hovudsakleg vert fokusert på uorganiske miljøgifter i denne oppgåva vil det ikkje bli gått nærmare inn på dei organiske.

2.8 Hardheit

Kalsiumion saman med magnesiumion og nokre gongar jern utgjer saman vatnet si hardheit. Hardt vatn kan føre til utfelling med såpe (Manahan, 2010, s. 63). Ved å finne konsentrasjonane av harde ion i vatnet kan ein klassifisere vatnet i lav, middels eller svært hardt. Formel 2 under viser utrekning for hardheit:

$$([\text{Ca}^{2+}]/7.13) + ([\text{Mg}^{2+}]/4.33) + ([\text{Sr}^{2+}]/15.60) + ([\text{Ba}^{2+}]/24.45) \text{ (ppm)} \quad 2$$

Tabell 2-3 under viser klassifisering av vatnet si hardheit i mg Ca/L (ppm) og dH°.

Tabell 2-3 angir vatnet si tilstand ved ulike grader av hardheit i henhold til klartvann.no

Tilstand	dH°	mg Ca/l
veldig mykt	0-2	0-14
Mykt	2-5	14-36
middels hardt	5-10	36-71
Hardt	10-21	71-150
veldig hardt	21	over 150

Ulike metodar for å redusere hardheit i vatnet er avherdingsfilter, omvendt osmose system (Dometic Mebranfilter) og diverse spesialfilterpatroner (Klart vann, u.å.c).

2.9 UV₂₅₄, DOC og SUVA

TOC står for *Total Organic Carbon* medan DOC står for *Dissolved Organic Carbon*. I praksis vert desse skilt ved at TOC er ufiltrerte prøver, medan DOC er filtrerte prøver som i teorien berre skal innehalde løyst organisk karbon. Grensa mellom partikulært og løyst materiale kjem an på filteret som blir brukt (Morgan, 1996). Dette er ein generell svakheit som ein og må ta i betraktning når ein analyserer forbindelsar med storleiksgradient. Organiske bindingar som inneheld aromatiske strukturar vil normalt absorbere UV-stråling ved bølgjelengder mellom 200 og 300 nm (Michail and Idelovitch, 1981 attgjeve i Cha, Choi, Kim, & Kim, 2004). Ved UV-absorbans (UVA) ved 254 nm vert humusstoff bestemt. Forholdet mellom UVA₂₅₄ og DOC blir definert som den spesifikke UVA (SUVA), som er ein indikator på kor bionedbrytbart forbindelsane i prøva er. Sidan UVA₂₅₄ representerer relativ refractory forbindelsar. Ein høg SUVA indikerer at prøva inneheld ein høg fraksjon av refractory forbindelsar (Cha et al., 2004). SUVA-verdien til vassprøvene vart rekna ved forholdet mellom UVA₂₅₄ og DOC konsentrasjonen (Fan, Harris, Roddick, & Booker, 2001). Formel 3 viser utrekning av SUVA:

$$\text{SUVA} = \frac{\text{UV}_{254}}{\text{DOC}} \cdot 100 \quad 3$$

Ved ein SUVA verdi over 4, kan ein forvente ein betydeleg del av aromatiske organiske forbindelsar i vatnet (Mikkelsen Ø., 2014 [pers. med]). Det er viktig å merke at det ikkje er berre aromatiske forbindelsar som vil påverke resultatata ved analyser med UV₂₅₄. Jernion, nitrat, nitritt og bromid kan interferere med UV₂₅₄ (Potter, 2005). Turner and Miles (1957) og Stefánsson (2007) attgjeve av Doane og Horwáth (2010) skiv at ulike pH-avhengige speciar av jern(III) i vatn absorberer lys i området 200-400 nm. Det er dermed eit potensielt problem ved måling av andre speciar i dette absorbansområde (Doane & Horwáth, 2010). Ved høge SUVA-verdiar bør ein difor sjå på eventuelle andre forbindelsar som kan påverke resultatet. SUVA-verdiar høgare enn 4-5 beskriv ei relativt hydrofobisk DOC som inneheld humus med høg molekylvekt som effektivt kan fjernast ved koagulering. Ved verdiar mindre enn 3 tyder det på at det organiske materialet har låg molekylvekt, låg tetthet og ikkje blir nemneverdig påverka av koagulering (Volk et al., 2000).

2.10 Analytisk utstyr for vassovervaking

2.10.1 Ultra Clave

For å kunne analysere jordprøver med HR- ICP-MS må prøva vere på løyst form. Før analyse må difor prøva brytast ned slik at organisk materiale og større partiklar vert oppløyst. Ein metode for dette er mikrobølgjenedbryting. I denne oppgåva vart det brukt Ultra Clave frå Milestone. Dette har eit reaksjonskammer der fleire prøver kan settast inn i kammeret og bli bråte ned samstundes. Ultra Clave kan bryte ned 77x12mL hetteglass per køyring (Milestone, u.å.).

SRC-operasjonen er svært enkel og fullstendig automatisert frå start til slutt. Prøvematerialet vert vegd inn på teflonrør. Teflonrør avgir ikkje metall og vil dermed ikkje kontaminere prøvene. Teflonrøra har lok for å unngå at kondens frå toppen av SRC kammeret skal drype inn i hetteglaset. Teflonrøra vert satt i eit stativ som vert senka inn i kammeret. Etter forsegling og før mikrobølgjenedbrytinga startar vert trykket auka med nitrogen. Dette aukar kokepunktet for nedbrytinga av reagensar, eliminerer muligheita for at prøva kan krysskontaminere via koking og sprut og hindrar tap av flyktige bestanddeler. SRC opererar ved svært høgt temperatur- og trykkforhold, opp til 200 bar og 300°C. Dette gjer at ein kan få bråte ned sjølv dei vanskeligaste prøvene. Når oppvarmingssyklusen slutter blir kammeret hurtig avkjølt til romtemperatur med vasskjøling. Trykket i kammeret blir frigjort. Deretter kan ein ta ut stativet og prøvene vert fortynna til rett volum, overført til ICP-MS rør og er klar for analyse (Milestone, u.å.).

Dekomponeringa skjer ved at grunnstoff blir overførte frå fast materiale til løysing. Dette vert gjort ved at det faste materiale vert vege opp og tilsett 50% HNO₃ med påfølgande oppvarming til 250 ved ca. 130 bars trykk. HNO₃ vil oksidere alt det organsike stoffet som overførast til NO_x medan grunnstoffa er att i syreløysinga.

Feilkjelder ved metoden kan vere sjølve forarbeidet og fortynning etter dekomponering. I tillegg vil ufullstendig nedbryting og feil i standardløysinga kunne føre til feil.

2.10.2 ICP-MS

Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry (ICP-MS) er ein analytisk teknikk som er brukt til elementanalyse (Taylor, 2001; Wolf, 2005). Teknikken vart introdusert i 1983 og har blitt akseptert som ein av de beste teknikkane for spor- og elementanalyse. Grunna god følsemd og kapasitet, spesielt for sjeldne jordmetaller, er denne metoden mykje brukt innan geokjemiske laboratorier (Wolf, 2005). Under er oppbygginga og virkemåten til ICP-MS forklart i grove trekk.

På innsida av dei konsentriske kanalane av ICP-fakkelen strøymer ein argongass. Inngangspolen (RF load coil / induksjonspole) er kobla til ein RF generator. Når en straum vert sendt gjennom induksjonsspolen frå generatoren vert det etablert oscillerende elektriske og magnetiske felt ved enden av fakkelen. Ved å utsette argongassen for ein gnist, vil elektron rive seg laus frå argonatoma, og det vert danna argonion. Disse ionene kolliderar vidare med andre argonatom slik at argonplasmaet vert danna (Wolf, 2005).

Prøva vert oftast tilført som løysing, men i nokre instrumenter kan den introdusert som gass eller fast stoff (Skoog, West, & Holler, 1988). Normalt vert prøva introdusert som aerosol, anten ved at prøva vert soge inn i væskeform i ein spraydannar, eller ved at ein laser konverterar prøva direkte til aerosol. I ICP-fakkelen, vil elementa i aerosolen gå fullstendig over til en atomisk gass som vidare ioniserast mot enden av plasmaet (Wolf, 2005). ICP plasmaet har ein temperatur på 6000-10000°K. Iona som vert danna frå ICP-utladinga er positivt ladet (M^+ eller M^{2+}) (Thomas, 2013; Wolf, 2005), noko som gjer det vanskeleg å bestemme element som dannar negative ioner (Cl, I, F). Følsemda varierer med teknikken for prøveintroduksjonen og prøvematriks (Wolf, 2005).

Iona frå prøva vert transportert til massespektret via grensekjegler med vakuum der trykket vert endra frå atmosfæretrykk i ICP-MS til eit lågtrykk ($<1 \times 10^{-5}$ torr) i massespektrometeret. Grensekjeglene samler og skimmer er metallplater med små opningar (~1mm) som har til oppgåve å samle senterdelen av ionestrålen frå ICP fakkelen. Dei små opningane fører til avgrensingar i forhold til mengde totalt oppløyst faststoff i prøven då kjeglene kan blokkerast og føre til nedsett følsemd og deteksjon. Prøva bør ikkje ha meir enn 0.2% totalt oppløyst stoff (TDS) og prøver som jord-, steinmateriale og sjøvattn må fortynnast før analyse. Ei innretning bak skimmer blokkerar foton som kjem frå ICP fakkelen.

I denne oppgåva er det brukt høgtoppløyselig ICP-MS (HR-ICP-MS) der masse spektrometeret består av både magnetisk og elektrisk sektor for å skilje og fokusere iona, noko som vert kalla dobbeltfokuserande høgtoppløyselig massespektrometer. Den magnetiske skil med omsyn på både ioneenergi og masse, medan den elektriske sektoren er spreidande på ioneenergi.

Den vanlegaste detektoren i ICP-MS er dynode detektorar. Desse har ei negativ overflate for å tiltrekke seg dei positivt ladde iona. Detektoren transformerar iona som treffer detektoren over til elektrisk signal ved ein elektronmangedoblar. Det elektriske signalet målast og ved bruk kalibreringsstandard finn ein konsentrasjon av elementa. ICP-MS kan brukast til bestemming av element i området sub ppt til high ppm (Wolf, 2005).

Sidan det er brukt HR-ICP-MS vil denne eliminere feilkjelder som interferens betre enn kvadrupol ICP-MS. Eliminering av interferensar fører til nøyaktige og truverdige kvantitative multi-element analyser av spor metall (Evisa, u.å.). HR-ICP-MS har avgrensingar ved at dei er dyrare, analysane går seinare og dei er meir komplekse i bruk og vedlikehald enn kvadrupole ICP-MS instrument. Aukinga i optisk oppløysningsevne fører og til redusert signal intensitet (Wolf, 2005).

2.10.3 TOC analyser

TOC er ein populær analytisk metode innan vann testing (Teledyne Tekmar, u.å.). Analysane i denne oppgåva vart gjort på Torch Combustion TOC Analyzer frå TELEDYNE TEKMAR. Denne baserar seg på statisk trykk konsentrasjon (SPC) for analyse av TOC ved hjelp av høy forbrenningstemperaturen med en valfri modul. Metoden er utvikla for å kunne detektere nøyaktig karboninnhald i vandige prøver ned til ppb-nivå. Torch bruker høg forbrenningstemperatur for å oksidere karbonmaterialet til karbondioksid ved å bruke Non-Dispersive Infrarød (NDIR) deteksjon. Denne prosessen gir følsemd frå 50 ppbC- 30000 ppmC. Utgangsventilen frå NDIR er lukka for å tillate at detektoren kjem under trykk. Når gassane i detektoren har nådd likevekt, blir konsentrasjonen av karbondioksid (CO₂) analysert. Trykkauka i prøvegassen gir auka sensitivitet og presisjon ved at det måler alle oksidasjonsprodukt i prøva i ei måling. Utgangssignalet er proporsjonalt med konsentrasjonen av CO₂ i bære-gassen frå oksidasjon av prøva (Teledyne Tekmar, 2011). Dersom prøvene som vert analysert er filtrert før analysering viser analyseresultata Dissolved Organic Matter (DOC).

2.10.4 Måling av UV₂₅₄

Dei spektrofotometriske målingane vart utført på ei Shimadzu UV mini- 1240. Denne er enkel å bruke og har ei rekke standard modusar, inkludert spektral skanning over eit område med bølgjelengder mellom 1100-190 nm (Shimadzu, u.å.a). Det går ein stråle gjennom prøvekommeret. Baselinja og referanse er kombinert i ei måling og blir målt først. Prøva vert overført til kyvette og plassert i strålebana. Transmisjonen er forholdet mellom intensiteten av prøven mot intensiteten av referanse ved gitt bølgelengde (Shimadzu, u.å.b). UV mini- 1240 måler refleksjon i 90°. Spektrofotometeret har kvartskyvetter, som vart vaska med både destillert vatn og prøve mellom kvar prøve. Dei analyserte vassprøvene var filtrerte.

2.11 Statistikk

Når ein har gjennomført prøvetaking og analyser av eit område vil ein få eit sett dataresultat. Data kan vere fordelt på ulike måtar, som t.d. symmetrisk, asymmetrisk, ha verdiar som ligg langt frå resten eller ha stor spreiding. Alle statistiske metodar er basert på ei spesiell datafordeling. For å gjennomføre statistiske analyser er det difor viktig å vite kva fordeling analysedataa har. Det er ulike metodar for å finne denne fordelinga. For best mogleg resultat vil ein kombinasjon vere å føretrekke (Reimann, Filzmoser, Garrett, & Dutter, 2011).

I oppgåva er det brukt histogram, boksplokk og kumulativfrekvenstabell på jordprøvene der konsentrasjonane er oppgitt i både lineær- og logaritmisk skala.

2.11.1 Metodar for datafordeling

Histogrammet er ein av dei mest brukte diagramma for berekning av datafordelinga. Det er konstruert ved at dei ulike søylene står side ved side og kvar søyle representerer eit tilsvarende område. Histogrammet viser konsentrasjon av det aktuelle stoffet på x-aksen og frekvensen på y-aksen. Utifrå histogrammet kan ein finne om dataa er symmetrisk fordelt, ekstremverdiar og om verdiane er normalfordelt (Gauskurve). Når det gjeld miljødata vil ein ofte få ei datafordeling der dei fleste verdiane er låge men nokre få verdiar som er ekstremt store (Extreme outliers). I slike tilfelle vil ein få eit diagram som er forskyve mot venstre. I slike tilfelle er det vanskeleg å kunne seie noko om fordelinga. I slike tilfelle vil det vere nyttig å bruke eit histogram der konsentrasjonen er i logaritmisk skala. Dette vil gi eit bilde av som passar betre med normalfordeling (Reimann et al., 2011).

Empirical cumulative distribution function (ECDF) (Reimann et al., 2011) viser den kumulative fordeling og vert på norsk kalla kumulativ frekvenstabell. På x-aksen er variabelen, enten lineært eller logaritmisk. På y-aksen er sannsynet for den empiriske fordelinga mellom 0 og 1 eller 0-100. Ein fordel med denne framstillinga er at den viser alle analyseresultata som eigne punkt i grafen. Ved å studere grafen kan ein finne ekstremverdiar i øvre og nedre del, og mellomrom i fordelinga. Høge verdiar kan vere ein indikator på antropogene forureiningar. Mellomrom i fordelinga kan komme av påverking av ulike naturlige faktorar som geologi, forvitring, klima eller ulike kontamineringskjelder. 50% sannsynet viser kva konsentrasjon 50 % av prøvene vil vere innanfor (Reimann et al., 2011). Bølviken (1973) skiv geologisk materiale vanlegvis vil ha ei frekvensfordeling for elementa som er lognormal. Og fleire har vist at dette stemmer godt for spormetall. Dersom grafen inneheld knekkpunkt kan det skyldast enten naturlege faktorer som geologi, forvitring eller

klima, men det kan og indikere ein forureiningskjelde (Bølviken, 1973 attgjeve i Aakre, 2012). Eit ECDF-plott kan vere eit godt grunnlag når ein skal bestemme klasseinndeling i ArcGis.

Boksplott er ein av dei mest informative framstillingane for å vise data fordeling. Den tek utgangspunkt i medianen, som delar datasettet i to like delar. Boksen inneheld 50 % av verdiane i datasettet og går frå nedre kvartil, 25 prosentilen, til øvre kvartil, 75 prosentilen. Frå boksen går det stripla linjer ut til øvre og nedre grense som kan strekke seg til opptil 1,5 gongar boksen si lengde. Enkeltverdiar som er høgare eller lågare enn dette vert kalla ekstremverdiar, eller outliers, og vert plotta som enkeltstående punkt utanfor området (Reimann et al., 2011; Midtgård, 2007).

2.11.2 Statistiske berekningar

Når ein skal sjå på datasett er det interessant å finne ein sentralverdi eller middelvei. For normalfordelte data vil ein bruke dei mest vanlege som aritmetisk gjennomsnitt (gjsnitt) eller median. For datasett som er sterkt forskyve mot venstre, som miljødata, vil det geometriske gjennomsnittet (G) vere fordelaktig. Ein kan då nytte seg av logaritme og får då:

$$\text{Aritmetisk gjennomsnitt} = \frac{1}{n} \sum \log(x_i) \quad 3$$

$$\text{Geometrisk gjennomsnitt} = 10^{\text{gjsnitt}} \text{ eller } G = e^{\text{gjsnitt}} \quad 4$$

I arbeid med miljødata vil ein og ha nytte av median. I dei tilfella der ein har ekstremverdiar kan desse fjernast før ein finn medianen. Dette vert då kalla den trimma medianen (Reimann et al., 2011).

T-testen (hypotesetest) er en vanleg metode for å evaluere nivåforskjell i median mellom to datasett der ein tar parameter som standardavvik og antal prøver i betraktning (Kjelde). Dersom analyseresultatene viser stor spreining skal det store forskjeller til for at en t-test vil angi at det er signifikant forskjell datasetta. Resultatene for testen sammenlignes mot en kritisk t-verdi (95 % konfidensintervall) (Andersson, 2006). T- testen i denne oppgåva er gjort i excel. Det er køyrt både para t- test og upara med antall like variansar. For signifikans må $t\text{-stat} > t\text{-kritisk}$ tosidig. $P < 0,05$.

Korrelasjon er eit nyttig verktøy for å berekne den lineære samanhengen mellom to datasett. Korrelasjonen (r) ligg mellom 1 og -1 og jo større absoluttverdien er, dess sterkare er samanhengen. Ekstremverdiane $r = 1$ og $r = -1$ indikerer at datasetta ligg på ei rett linje, medan datasett med r -verdi nær 0 ikkje vil ha ein lineær samanheng. Vidare vil ein positiv r -verdi indikere at dannar ei aukande rett linje, medan negativ r -verdi indikerer avtakande rett linje (Løvås, 2004).

2.12 ArcGis

I denne oppgåva er kartprogrammet ArcGis brukt for å plote analyseresultata i kart. ArcGis fungerer ved at ein lastar inn analyseresultat tabell som Excel fil. Denne fila må innehalde koordinatane for prøvepunkta. I denne oppgåva er koordinatane beskrive i Geographic Coordinate System WGS 1984. Bakgrunnskarta er henta frå geonorge.no.

Kvar analytt er plotta basert på grenseverdiane oppgitt i veileder 97:04 for vassprøver og helsebaserte tilstandsklassar for jord (TA2553/2009) for jordprøvene. Punkta er farga etter fargeinndelinga gitt i kapittel tilstandsklassar.

3.0 Metode

3.1 Jordprøver

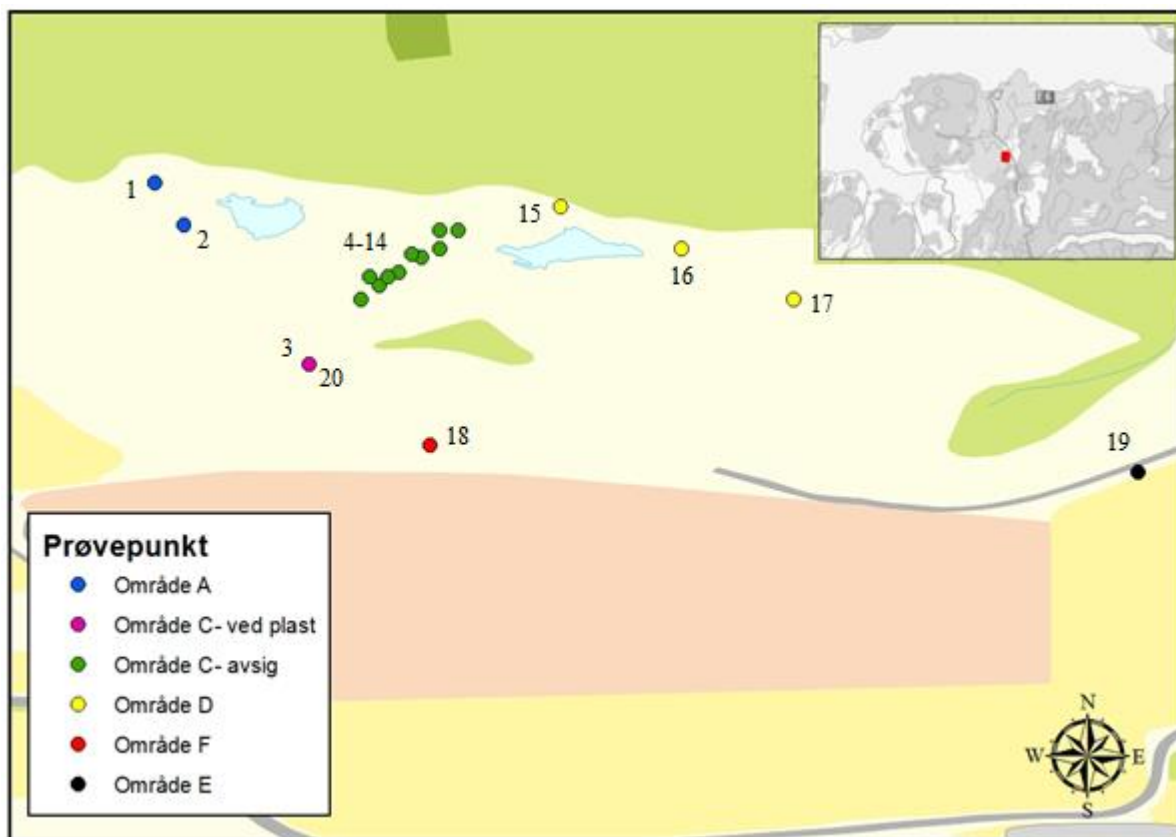
3.1.1 Prøvepunkt

Det vart teke prøver av overflate jord på deponiet. I kap. 3.2. vart deponiet inndelt i ulike områder. Denne inndelinga er brukt til punktbeskriving i tabell 3-1 og vidare i figur 3-1.

Tabell 3-1 viser koordinatar og skildring av prøvepunkt.

Nr.	Nord	Aust	Område
1	63° 21' 47,7"	10° 24' 20,7"	Område A
2	63° 21' 48,6"	10° 24' 20,1"	Område A, ved tre
3	63° 21' 44,7"	10° 24' 23,4"	Område C. Høgt oppe ved plastikk
4	63° 21' 46,1"	10° 24' 24,5"	Område C. Avrenning frå deponert materiale skjerma under plast.
5	63° 21' 46,4"	10° 24' 24,9"	
6	63° 21' 46,7"	10° 24' 25,3"	
7	63° 21' 47,0"	10° 24' 25,8"	
8	63° 21' 47,2"	10° 24' 26,2"	
9	63° 21' 46,6"	10° 24' 25,1"	
10	63° 21' 46,6"	10° 24' 24,7"	
11	63° 21' 47,0"	10° 24' 25,8"	
12	63° 21' 47,1"	10° 24' 25,6"	
13	63° 21' 47,6"	10° 24' 26,6"	
14	63° 21' 47,6"	10° 24' 26,2"	
15	63° 21' 48,1"	10° 24' 28,8"	Dreneringskant. Frå vest mot aust.
16	63° 21' 47,2"	10° 24' 31,4"	
17	63° 21' 46,1"	10° 24' 33,8"	Nedafør gravplass. Nøytral bakgrunn?
18	63° 21' 43,0"	10° 24' 26,0"	
19	63° 21' 42,4"	10° 24' 41,2"	Ved kant jordbruket. Nøytral bakgrunn med opphaveleg jord
20	63° 21' 44,7"	10° 24' 23,4"	Slam i avrenningsbekk, med bobler. Ved plast

Prøvenummer 4 til 14 og prøve nummer 20 er frå område C, avsig frå deponert materiale i skjerma under plast (tabell 2-1 og figur 2-4). Prøvene her er tatt i høve til ISO 10381-1:2002 C.9. Prøvesamling langs lineær kjelde (International Organization for Standardization (ISO), 2002). Prøvene er tatt som vist i vedlegg L.



Figur 3-1 Kart over Tiller deponi, der prøvepunktene for jordprøvene er plotta i fargar basert på inndeling av områder.

3.1.2 Prøvetaking

Jordprøvene er av overflate jord, øverste 10 cm. Grunna mykje vegetasjon måtte det nokre stadar gravast bort vegetasjon for å komme til jordlaget. Til dette vart det brukt ein plastspade. Det vart teke to jordprøver per prøvepunkt, der den eine oppbevart i plastbeholder og den andre i plastpose. Desse vart oppbevart i fryseboks fram til dekomponering. Tabell 3-2 beskriv utstyr og analyseapparaturl brukte på jordprøvene.

Tabell 3-2 viser utstyr for felt og analyser til jordprøvene

Utstyr	Produktnamn /beskriving
Plastpose	Syrefrie
Plastikkoppar	Metallfri berekna på jordprøver
Plastspade	Metallfri (teflon) hagespade frå Fiskars
Analyser	Produktnamn
Dekomponering ved mikrobølge nedbryting	Ultra Clave frå Milestone
Metallanalyser med ICP-MS	Thermo finniga element 2. HR-ICP-MS

For vidare beskriving av dekomponering med Ultra Clave og analysing ved ICP-MS, kontakt Syverin Lierhagen.

3.2 Vassprøver overflatevatn

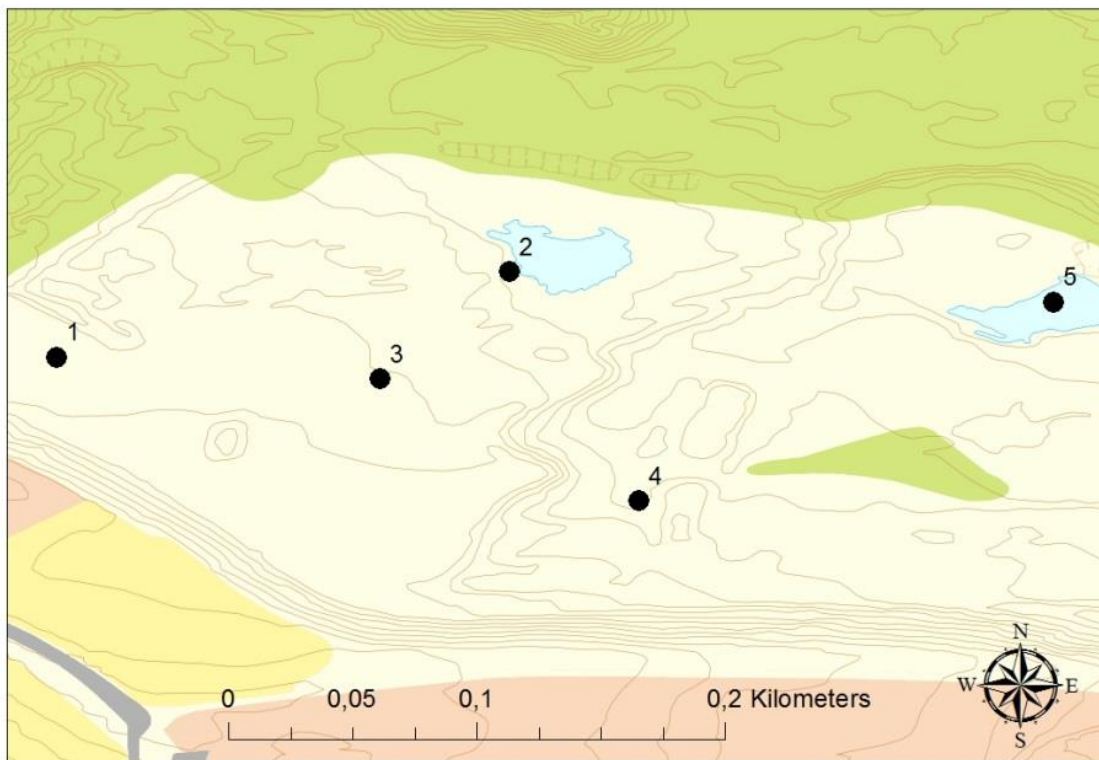
3.2.1 Prøvepunkt

Det vart tatt fem prøver av overflatevann på deponiet. Tabell 3-3 inneheld koordinatar og skildring for prøvepunkta.

Tabell 3-3 viser plassering og skildring av prøvepunkta for overflatevatn.

Prøve nr.	Nord	Aust	Skildring av område
1	63° 21' 46,6"	10° 24' 15,8"	A: dam på plassen, filtrert
2	63° 21' 47,7"	10° 24' 21,7"	A: stor dam, filtrert
3	63° 21' 46,3"	10° 24' 20,0"	A: liten dam med metall og plast, filtrert
4	63° 21' 44,7"	10° 24' 23,4"	C: liten pytt med bunnslam og bobler
5	63° 21' 47,3"	10° 24' 28,8"	C: Dam nedkant drenering C

Plassering av prøvepunkta er plotta inn på figur 3-2.



Figur 3-2 viser plassering av prøver av overflatevatn.

3.2.2 Prøvetaking

Vassprøvene av overflatevatn var filtrerte og vart tatt på same måte som dei filtrerte prøvene i bekken. Prøvetaking og prøveutstyr vert beskrive nærare i neste kapittel.

3.3 Vassprøver Bekken

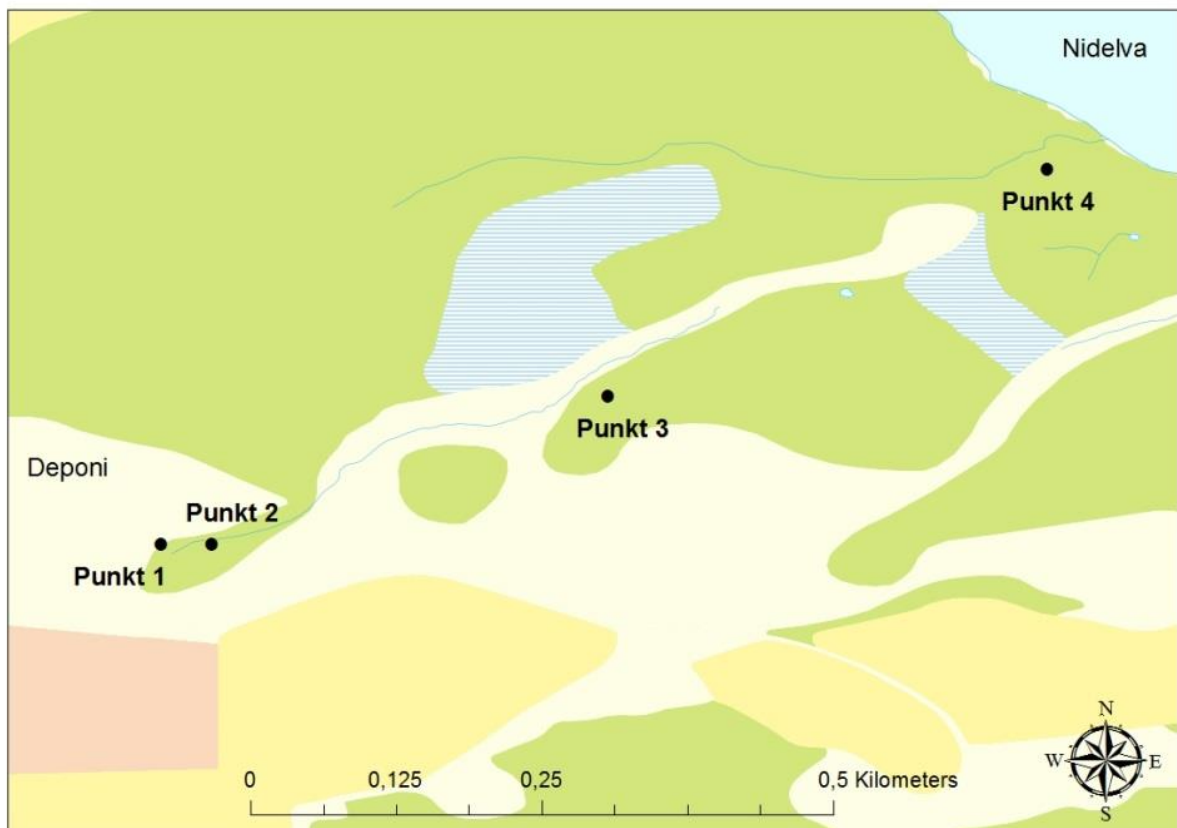
3.3.1 Prøvepunkt

Bekken renn ut frå deponiet gjennom eit rør ved punkt 1 (figur 3-3). Bekken vart prøvetatt på fire stadar. Tabell 3-4 viser koordinatar og skildring av prøvepunkta.

Tabell 3-4 viser koordinatar og skildring av prøvepunkta i bekken

Punkt nr.	Koordinatar		Punkt skildring
	Nord	Aust	
1	63° 21' 44,1"	10° 24' 37,7"	Ved rør frå deponiet
2	63° 21' 44,1"	10° 24' 39,1"	Etter avrenning kyrkjegard ved firkanta metallboks
3	63° 21' 48,2"	10° 24' 50,1"	I skogen
4	63° 21' 54,5"	10° 25' 02,3"	Nedsida av rør med avrenning Nidelva.

Figur 3-3 viser området for bekken (bekk 1) og prøvepunkta. Bekk 1 renn etter punkt 3 ut i eit myrområde, og blir vanskeleg å følgje. Figuren viser og ein annan bekk (bekk 2) som renn gjennom punkt 4. Bekk 2 kjem frå same dal som bekk 1, og myrområde vil truleg inngå som ein del av nedbørsfeltet til bekk 2. I praksis vil desse vere same bekk, då bekk 1 ikkje har noko anna utløp. Desse vil vidare bli omtalt som bekken. Punkt fire er dermed eit godt punkt for å måle deponiet si innverknad til Nidelva.



Figur 3-3 viser eit kart over bekken der prøvepunkta er plotta.

3.3.2 Prøvetaking

Grunna vanskeleg terreng vart punkt 3 berre prøvetatt ved første prøvetaking. Punkt 1- 2 og 4 er prøvetatt 9 gongar i perioden vår-haust 2013. For kvar prøvetaking vart det tatt både filtrerte og ufiltrerte prøver ved at ei 20 mL sprøyte vart skylt 3 gongar for så bli fylt med prøveløysing. Det vart først fylt i 10 mL i ICP-MS rør (15mL) ufiltrert, deretter vart sprøyta fylt igjen, tømt for luft og målt opp 10 mL som vart sakte trykt gjennom filter til ICP-MS rør. Tilbake på lab vart prøvene syrebehandla med superpure HNO₃ (1 dr./3,33 mL prøve) og oppbevart i kjøleskap fram til ICP-MS analysering.

Det vart og tatt prøve til organisk materiale ved at sprøyta først vart fylt med 20 mL som vart overført til DOC prøveglas via filter. Deretter vart sprøyta fylt med prøveløysing, tømt for luft og 10 mL vart overført til same DOC prøveglas via filter.

Det vart også målt pH, redokspotensial, konduktivitet og turbiditet på kvar prøvepunkt. Måleapparaturen låg i bekken medan vassprøvene vart tatt, slik at dei fekk tid til å innstille seg. Tabell 3-5 viser feltutstyr og analyse apparatur.

Tabell 3-5 viser utstyr for prøvetaking og analyser for vassprøvene.

Utstyr	Produktnamn	Andre spesifikasjonar
Sprøyte	NORM-JECT, 20mL	
Filter	VWR, European Article no. 514-0074	
ICP-MS rør	VWR centrifuge Tube, Trace Metal free, polypropylen 14 mL	>10 ⁻⁶ M av metall
DOC prøveglas		Vaska med ionefritt vatn
Multimeter	WTW 350i Multimeter med ConOx-elektrode	Combined Conductivity and Dissolved Oxygen Sensor
Redokspotensial	YSI Ecoline 15ORP	
Turbiditet	Turbiquant 1100 IR	
Analyse apparatur	Produktnamn	Andre spesifikasjonar
ICP-MS	Thermo finniga element 2	PrepFast introduksjon
TOC	TELEDYNE TEKMAR TOC Torch instrument	
UV ₂₅₄	Shimadzu UV mini- 1240	Med 1 cm kvartskvett

For meir detaljert informasjon angående gjennomføringa av analysane og apparaturen ta kontakt med Syverin Lierhagen for Ultra Clave og ICP-MS og Øyvind Mikkelsen for TOC og UV₂₅₄.

4.0 Resultat og diskusjon

Resultat og diskusjon kjem her saman for kvart lokalitet. Dei ulike lokalitetane (jordprøver, overflatevatn og bekken) vil utgjere underkapitela. Sidan det vert framstilt mange tabellar med resultat vert det enklare og følgje med dersom diskusjonen kjem etter kvart delkapittel. Alle kart som viser kva tilstandsklasse grunnstoffa tilhøyrar, er laga i ArcGis.

4.1 Jordprøver

Som nemnt tidlegare er jordprøvene samanlikna både oppimot helsebaserte tilstandsklassar for jord (TA 2553/2009) og veileder 97:04. Dei to tabellane under viser verdiane merka med farge utifrå klassifiseringa beskrive i kap. 4.0. Tabell 7.2 inneheld ikkje verdiane for krom sidan veileder 97:04 ikkje tilstandsklassar for dette grunnstoffet.

På følgjande sider vert resultatata presentert i tabellar og figurar. Tabell 4-1 og 4-2 inneheld analyseresultat for utvalde metall (krom, kopar, nikkel, sink, kvikksølv, kadmium, bly og arsen) frå ICP-MS for jordprøvene. Konsentrasjonane er farga etter klassifiseringa i høvesvis TA 2553/2009 og veileder 97:04. Figur 4-1 til figur 4-8 viser kart for kvart enkelt av metalla, der metallkonsentrasjonane er plotta i fargar i høve TA 2553/2009. Dei relative standardavvika (RSD %) for parallellane analysert med ICP-MS viser små variasjonar. Kopar, nikkel bly har RSD < 5%. Dei fleste prøvene av krom, arsen og sink har RSD < 5% men ved enkeltmålingar er RDS mellom 5 og 10 %. Kadmium og kvikksølv er einaste metalla som er detektert med RSD >10 %. Høgste relative standardavvik for kadmium er 49,9 % og for kvikksølv 69,7 % (vedlegg B). Kvikksølv og kadmium er dei metalla som er tilstade i minst konsentrasjon og dermed vanskeligare og få nøyaktige analyseresultat.

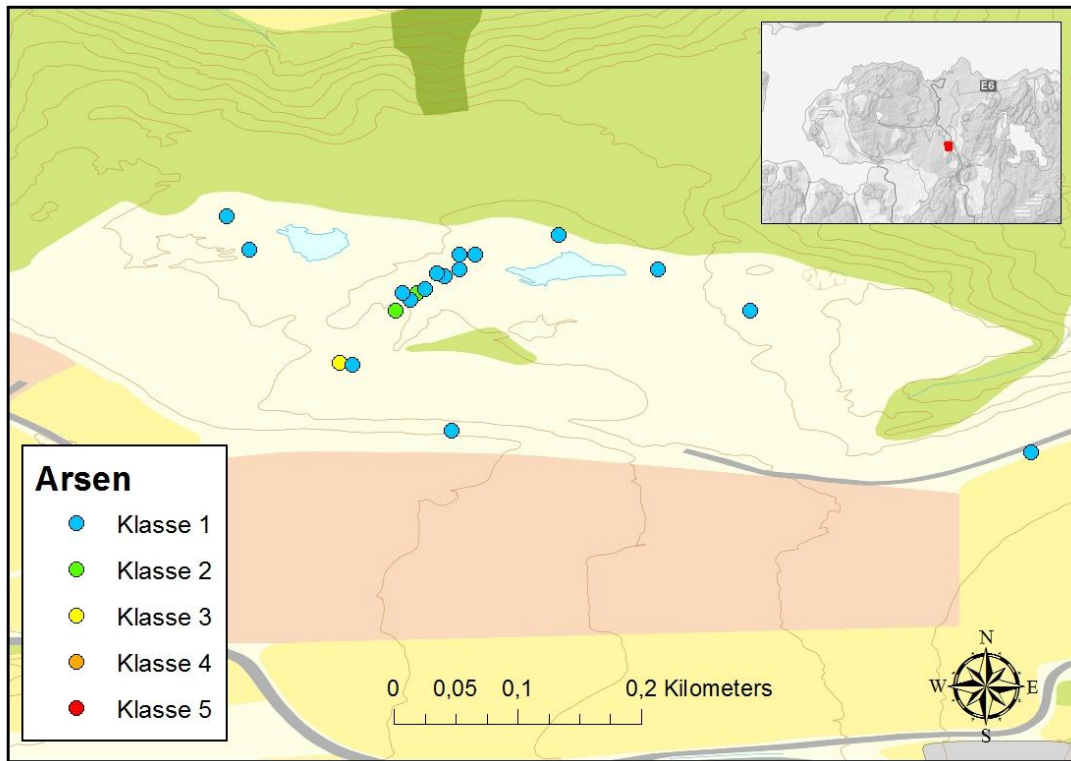
Tabell 4-1 Komponentinnhold i jordprøver. Fargar på grunnlag av terskelverdiar gitt i TA 2553/2009. Tilstandsklasse 1 er ikkje fargelagt.

Prøve Nr.	Krom mg/kg	Nikkel mg/kg	Kopar mg/kg	Sink mg/kg	Kadmium mg/kg	Bly mg/kg	Arsen mg/kg	Kvikksølv mg/kg
1	96,8	48,27	31,24	95,0	0,156	16,78	5,833	0,046
2	82,5	35,27	15,59	70,1	0,095	8,11	1,588	0,018
3	99,5	59,35	29,59	73,3	0,041	8,49	5,676	0,009
4	140,9	64,32	113,22	680,9	4,850	98,68	11,216	0,187
5	107,7	46,09	59,70	389,5	1,484	32,82	7,180	0,126
6	71,4	28,47	45,30	87,1	0,281	11,70	3,334	0,023
7	93,2	37,58	67,06	173,2	0,368	22,96	6,866	0,051
8	142,0	77,18	39,87	107,1	0,142	17,41	3,833	0,037
9	138,2	70,81	101,44	392,5	1,324	43,19	9,967	0,113
10	87,3	35,27	53,65	260,2	0,149	17,01	5,325	0,036
11	143,0	76,14	119,72	687,7	3,464	67,19	11,413	0,168
12	106,9	46,99	77,62	202,6	0,334	54,00	6,091	0,058
13	125,7	51,94	79,79	263,4	1,134	35,07	5,917	0,134
14	111,3	51,51	102,35	278,9	0,263	19,35	6,979	0,059
15	129,3	68,16	32,89	86,6	0,103	11,58	3,099	0,052
16	118,3	68,10	27,25	69,2	0,080	9,96	3,377	0,084
17	104,0	54,64	26,77	77,6	0,099	10,21	3,294	0,051
18	113,9	45,25	23,97	62,7	0,092	11,69	4,268	0,035
19	156,6	69,31	31,82	83,0	0,128	11,41	3,858	0,029
20	75,1	37,23	57,17	213,1	1,204	30,10	40,637	0,087
Tilstandsklassar frå TA 2553/2009								
Kl. 1	<50	<60	<100	<200	1,5	<60	<8	<1
Kl. 2	50- 200	60- 135	100- 200	200- 500	1,5- 10	60- 100	8- 20	1- 2
Kl. 3	200- 500	135- 200	200- 1000	500- 1000	10- 15	100- 300	20- 50	2- 4
Kl. 4	500- 2800	200- 1200	1000- 8500	1000- 5000	15- 30	300- 700	50- 600	4- 10
Kl. 5	2800- 25000	1200- 2500	8500- 25000	5000- 25000	30- 1000	700- 2500	600- 1000	10- 1000

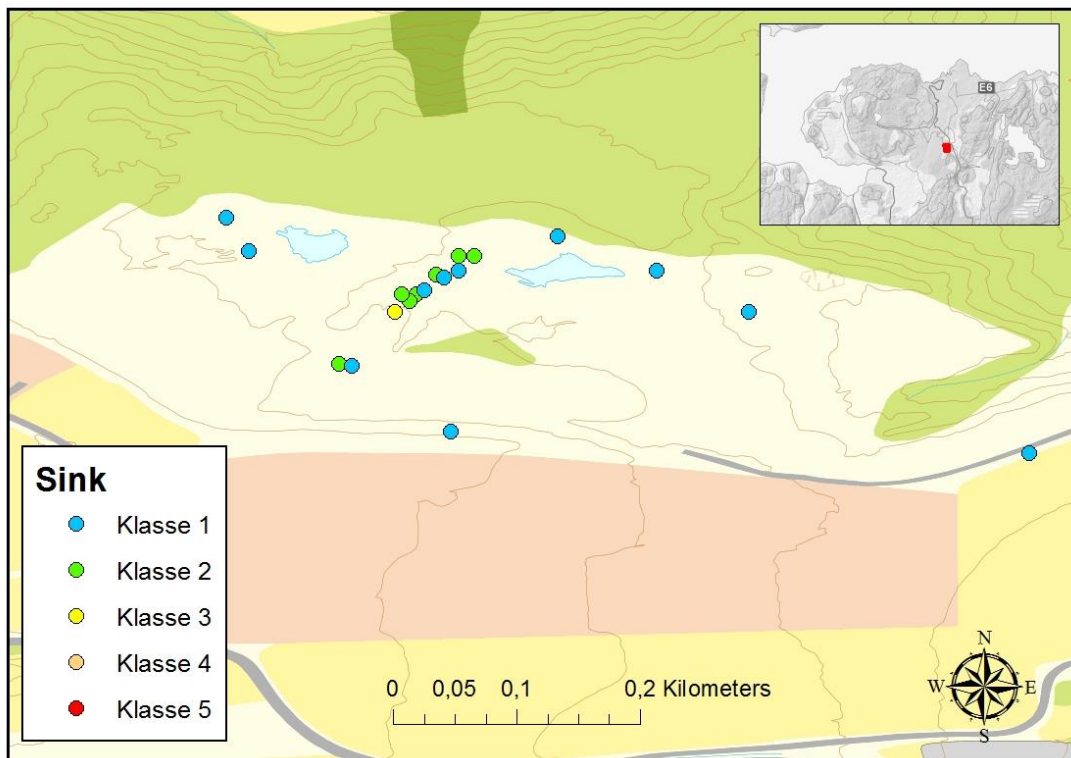
Tabell 4-2 viser komponent innhald i jordprøver. Fargar på grunnlag av grenseverdier gitt veileder 97:04. Konsentrasjonar i tilstandsklasse 1 er ikkje fargelagt.

Prøve Nr.	Nikkel mg/kg	Kopar mg/kg	Sink mg/kg	Kadmium mg/kg	Bly mg/kg	Arsen mg/kg	Kvikksølv mg/kg
1	48,27	31,24	95,0	0,156	16,78	5,833	0,046
2	35,27	15,59	70,1	0,095	8,11	1,588	0,018
3	59,35	29,59	73,3	0,041	8,49	5,676	0,009
4	64,32	113,22	680,9	4,850	98,68	11,216	0,187
5	46,09	59,70	389,5	1,484	32,82	7,180	0,126
6	28,47	45,30	87,1	0,281	11,70	3,334	0,023
7	37,58	67,06	173,2	0,368	22,96	6,866	0,051
8	77,18	39,87	107,1	0,142	17,41	3,833	0,037
9	70,81	101,44	392,5	1,324	43,19	9,967	0,113
10	35,27	53,65	260,2	0,149	17,01	5,325	0,036
11	76,14	119,72	687,7	3,464	67,19	11,413	0,168
12	46,99	77,62	202,6	0,334	54,00	6,091	0,058
13	51,94	79,79	263,4	1,134	35,07	5,917	0,134
14	51,51	102,35	278,9	0,263	19,35	6,979	0,059
15	68,16	32,89	86,6	0,103	11,58	3,099	0,052
16	68,10	27,25	69,2	0,080	9,96	3,377	0,084
17	54,64	26,77	77,6	0,099	10,21	3,294	0,051
18	45,25	23,97	62,7	0,092	11,69	4,268	0,035
19	69,31	31,82	83,0	0,128	11,41	3,858	0,029
20	37,23	57,17	213,1	1,204	30,10	40,637	0,087
Tilstandsklassar frå veileder 97:04							
Kl. 1	<50	<30	<150	0,5	<50	<5	<0,15
Kl. 2	50-250	30-150	150-750	0,5-2,5	50-250	5-25	0,15-0,6
Kl. 3	250-1000	150-600	750-3000	2,5-10	250-1000	25-100	0,6-1,5
Kl. 4	1000-3000	600-1800	3000-9000	10-20	1000-3000	100-200	1,5-3
Kl. 5	>3000	>1800	>9000	>20	>3000	>200	>3

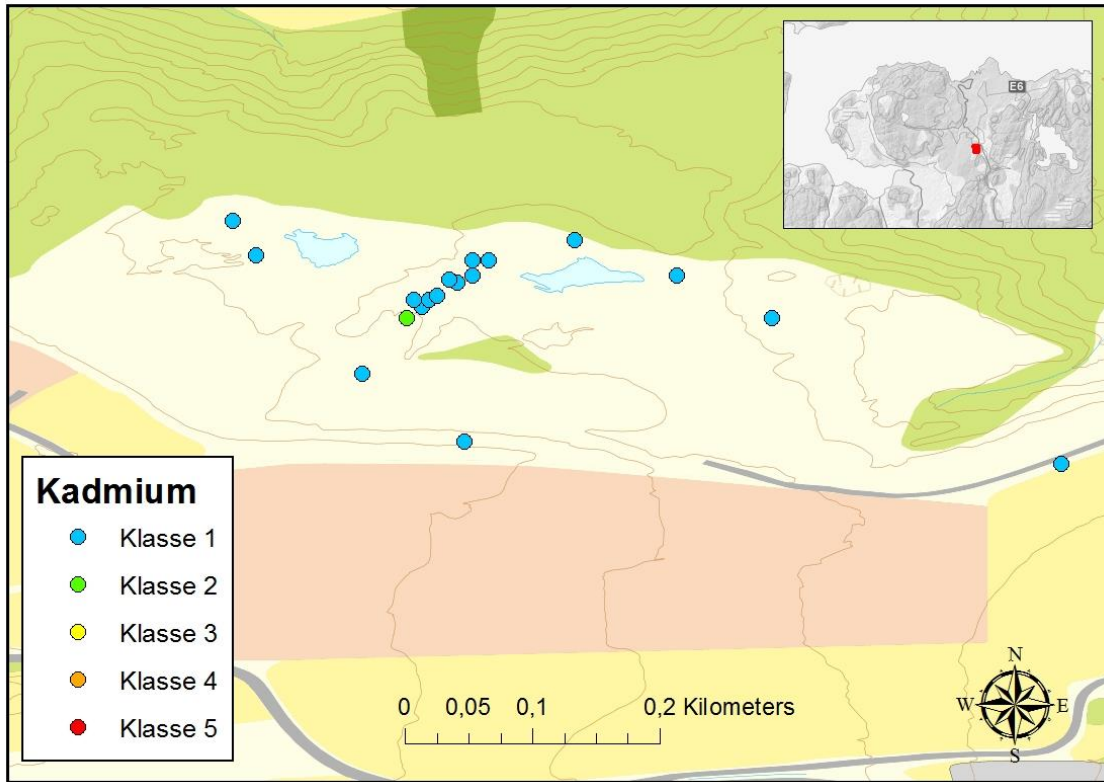
Figur 4-1 til figur 4-8 viser kart der dei ulike prøvepunktta er farga etter kva tilstandsklasse konsentrasjonane til dei ulike analyttane blir klassifisert som jamfør kap.2.4. Klassifiseringa tek utgangspunkt i TA 2553/2009.



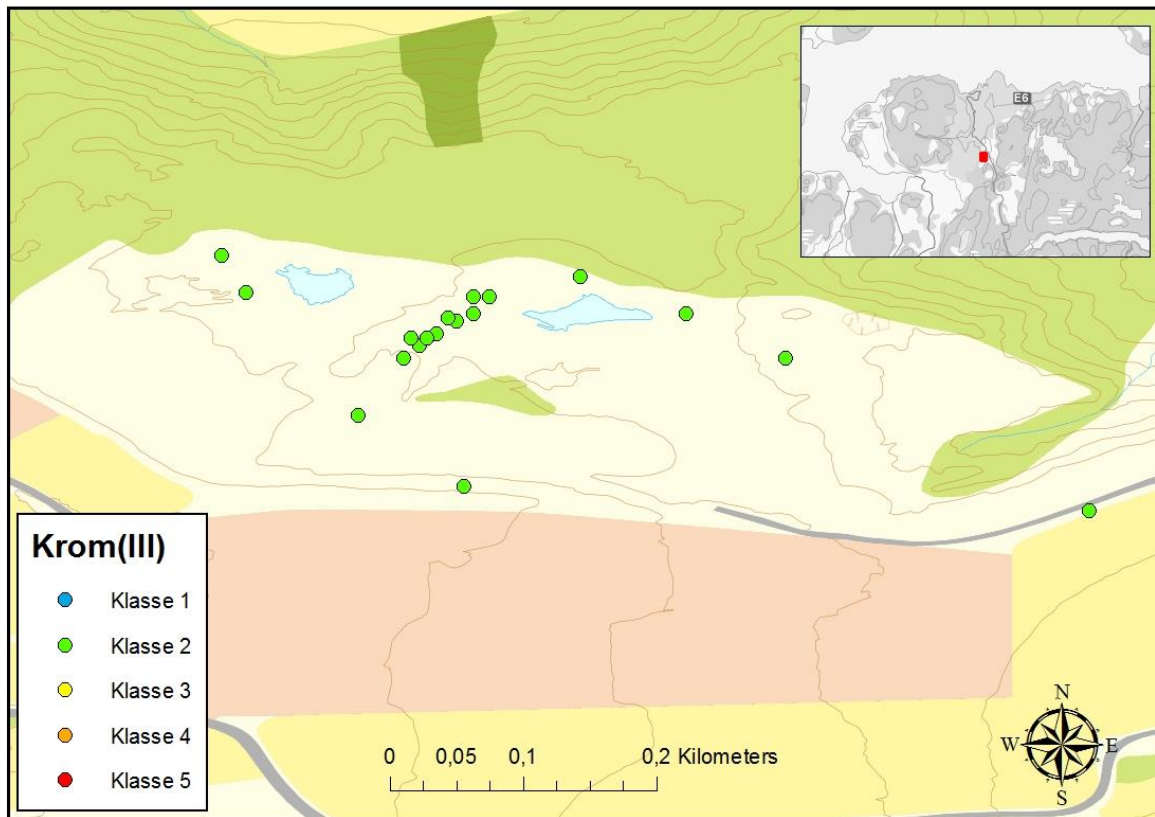
Figur 4-1 viser arsen konsentrasjonar klassifisert etter tilstandsklassar for arsen i jord gitt i TA 2553/2009.



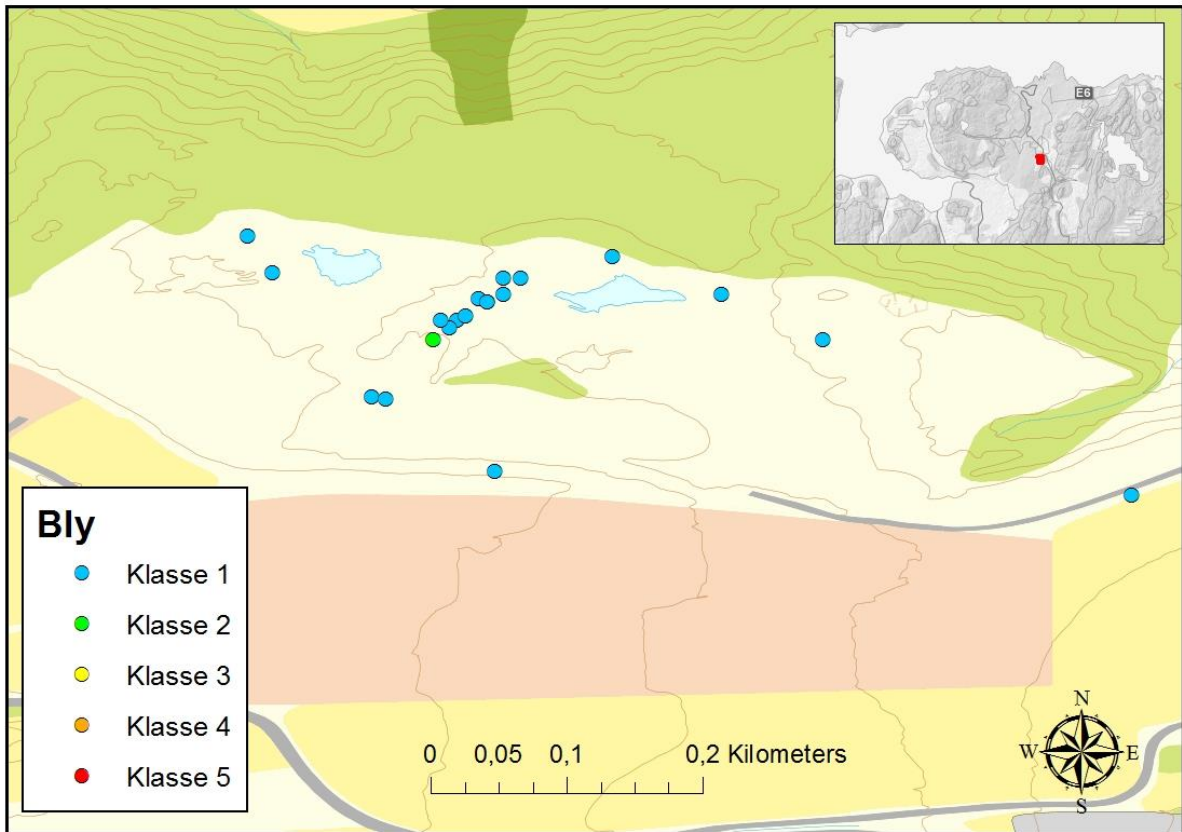
Figur 4-2 viser sink konsentrasjonar klassifisert etter tilstandsklassar for sink i jord gitt i TA 2553/2009.



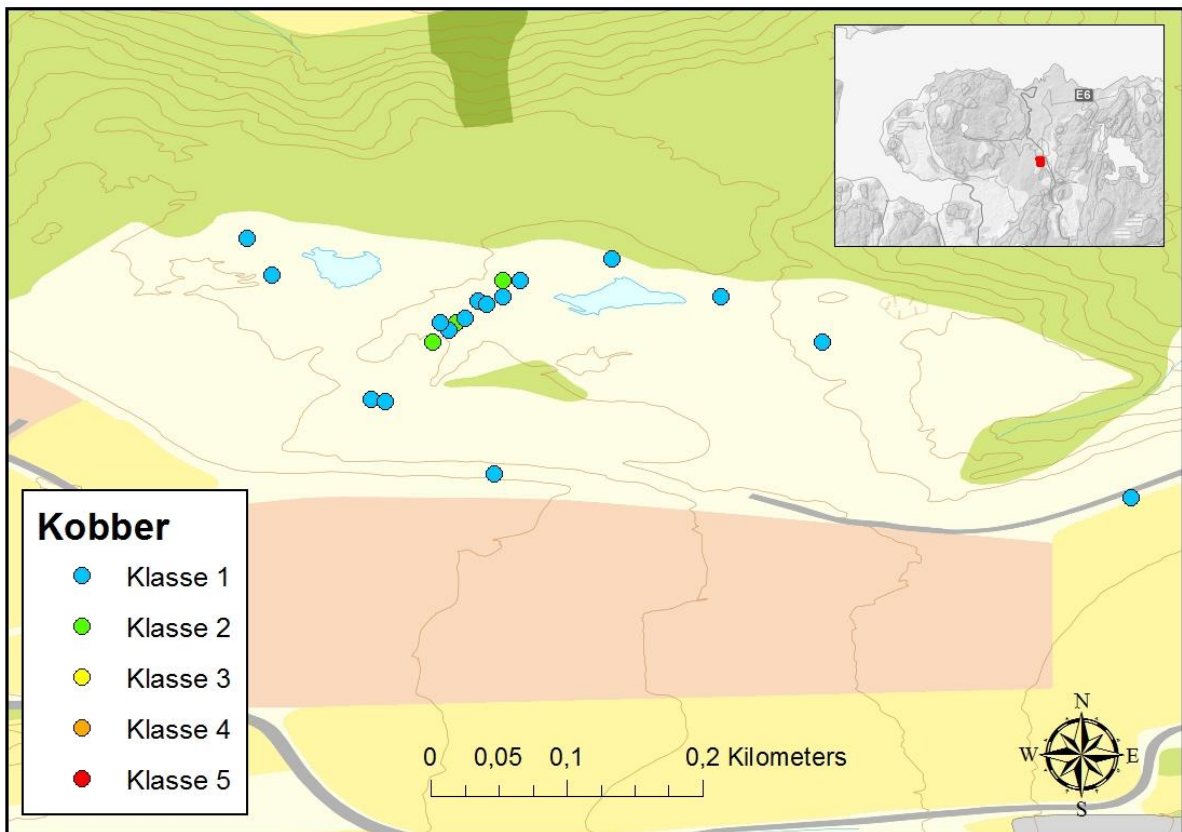
Figur 4-3 viser kadmium konsentrasjonar klassifisert etter tilstandsklassar for kadmium i jord gitt i TA 2553/2009.



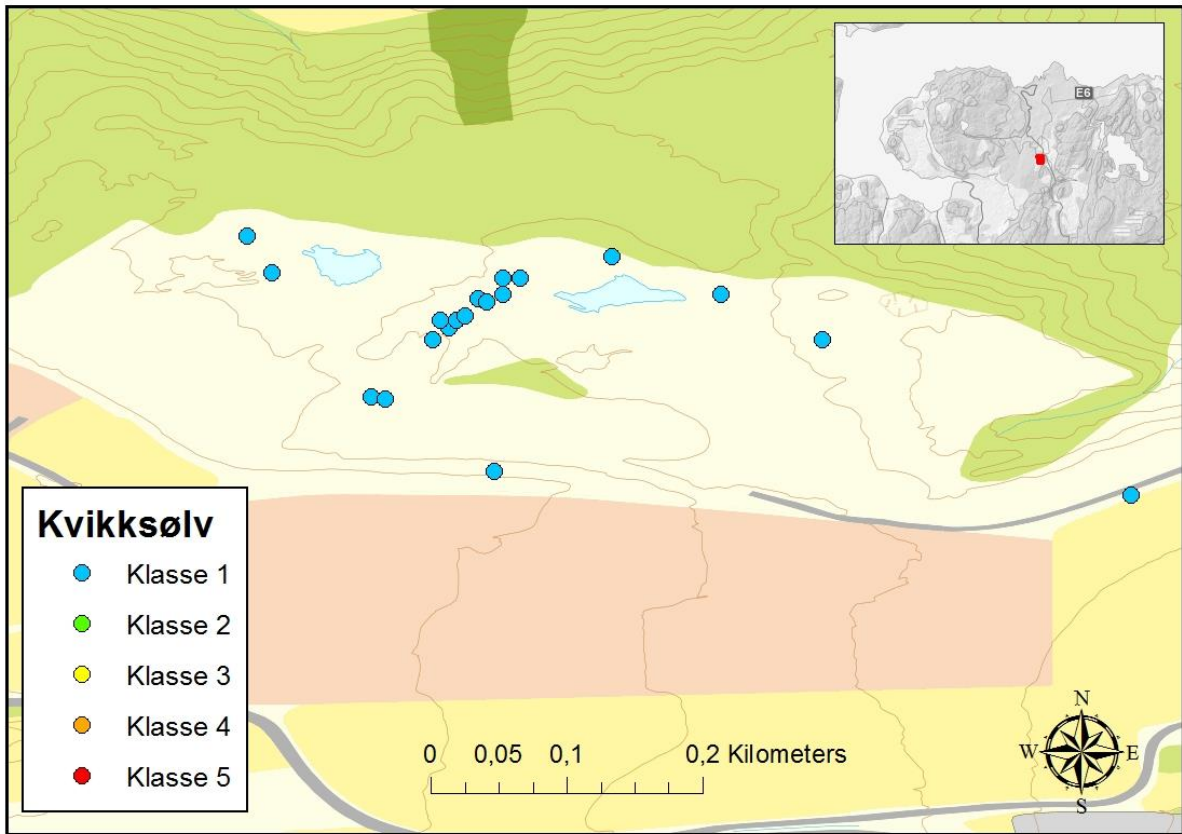
Figur 4-4 viser konsentrasjonar av totalt krom klassifisert etter tilstandsklassar for krom (III) i jord gitt i TA 2553/2009.



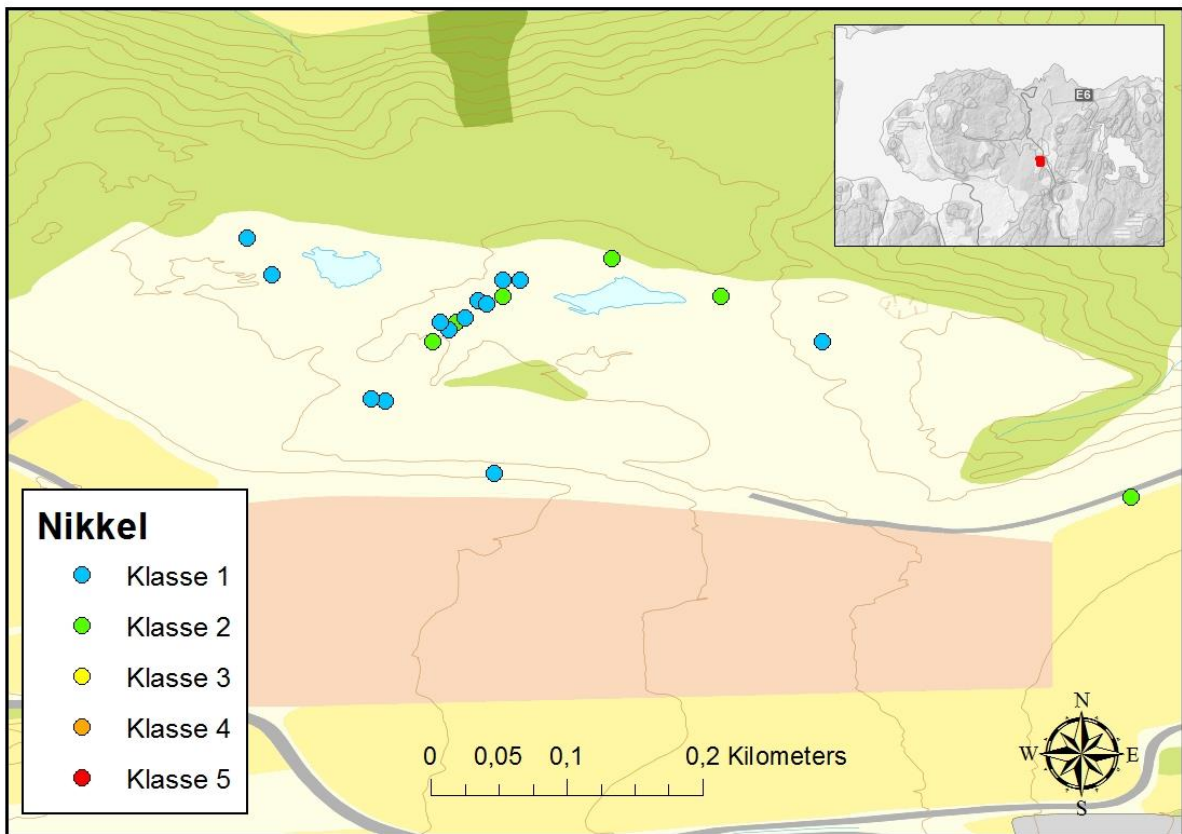
Figur 4-5 viser bly klassifisert etter tilstandsklassar for bly i jord gitt i TA 2553/2009.



Figur 4-6 viser kopar klassifisert etter tilstandsklassar for kopar i jord gitt i TA 2553/2009.



Figur 4-7 viser kvikksølv klassifisert etter tilstandsklassar for kvikksølv i jord gitt i TA 2553/2009.



Figur 4-8 viser nikkel klassifisert etter tilstandsklassar for nikkel i jord gitt i TA 2553/2009.

Jordprøvene viser jamt over låge konsentrasjonar som er innanfor tilstandsklasse 1 og 2. For kvikksølv (figur 4-7) er samtlege konsentrasjonar innafor tilstandsklasse 1. Nikkel (figur 4-8), kopar (figur 4-6) og bly (figur 4-5) har konsentrasjonar i tilstandsklasse 1 og 2. Desse grunnstoffa blir sett på som reine når det gjeld jordprøver og vil ikkje blir diskutert vidare i dette kapittelet.

Totalt krominnhald (figur 4-4) er funne i konsentrasjonar i klasse 2 i samlege prøvepunkt. Dette kan skyldast naturlege forhold, sidan berggrunnen i Trondheim, som nemnt tidlegare, naturleg inneheld mykje krom og nikkel (Langeland, 2008; Tijhuis, 2003). Undersøkingar i Trondheim viser at den antropogene påverknaden på arsen, krom, kopar og nikkel er lita samanlikna med bakgrunnsverdiar og naturlege variasjonar (Berge, 2009). Nikkel og krom viser korrelasjon på 0,9, noko som forsterkar teorien om at desse verdiane skyldast naturlege forhold (vedlegg F4). Det er ikkje funne korrelasjon mellom krom og andre metall (Tabell F1-1). Ved naturlige kjelder vil krom føreligge som krom(III). I analyseringa er det bestemt totalt krom og ved klassifisering i tilstandsklasser er det samanlikna opp i mot grenseverdiar for krom (III). Fendorf (1995) har beskrive speciering av krom og funne at mangan kan oksidere krom(III) til krom(VI), medan jern(II), sulfid og organisk materiale vil kunne redusere krom (VI) til krom (III). I jordprøvene er det funne mykje høgre verdiar for jern enn for mangan i jordmassane (vedlegg 2). Dette gir grunn til å anta at reduksjon ved jern er den dominerande reaksjonen. Dette ved at reduksjon av krom (VI) med jern (II) gir utfelling av krom-jernhydroksid, som igjen vil minske sjansen for helsefarleg krom i kontaminerte områder (Fendorf, 1995). I teoridel er det beskrive at det ikkje trengst å analyserast for krom (VI) dersom det ikkje er funne høge konsentrasjonar av krom totalt (Ottesen et al., 2007). Eg ser difor ingen grunn til vidare analysering for krom (VI).

Basert på TA 2553/2009 er det funne sink og arsen (figur 4-1 og 4-2) i konsentrasjonar som klassifiserer til klasse 3, som er moderat forureina. Ved samanlikning oppimot veileder 97:04 finn ein kadmium (figur 4-3) i konsentrasjonar klassifisert som klasse 3 ved eit punkt.

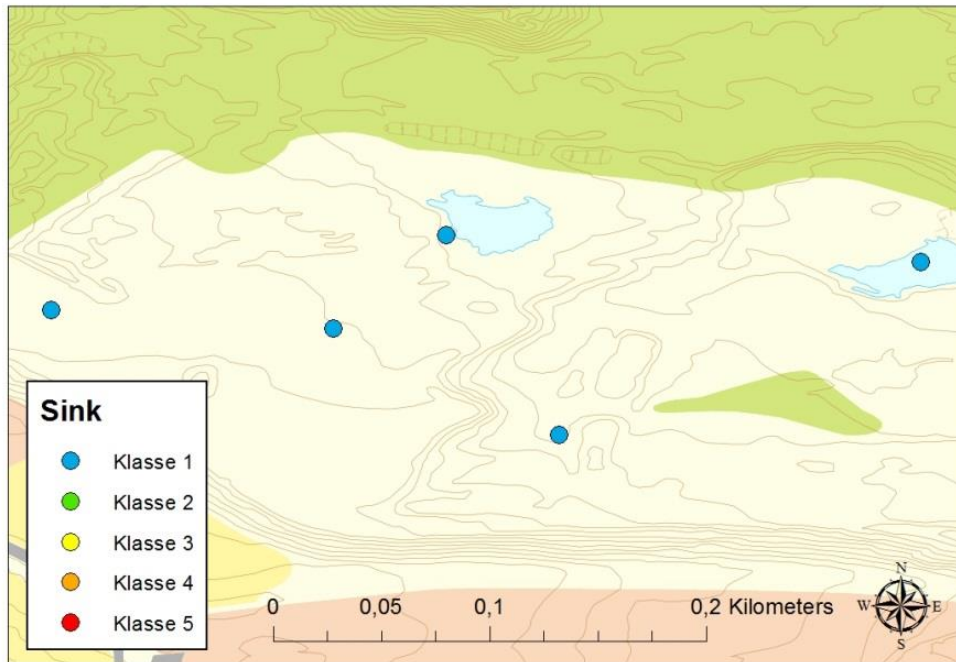
Utifrå karta skil område C seg ut med høgare konsentrasjonar for fleire av metalla. Fellesnemnaren for konsentrasjonane i klasse 3 er og at dei er funne i område C (figur 2-4). Utifrå tabell 4-1 og tabell 4-2 ser dette området ut til å ha forhøgja konsentrasjonar av fleire av grunnstoffa samanlikna med området rundt. Det vart difor gjort ein upara t-test med antatt like variansar i Excel (vedlegg E1). T-testen viser signifikant forskjell mellom område C og

området rundt for kopar, kvikksølv, sink, kadmium og bly. Desse metalla (i tillegg til arsen), er av Trondheim kommune (2014) beskrevet som metall som er å finne i byjord. Tjihuis (2003) har funnet at kadmium, sink, kvikksølv, kopar og bly hovedsakelig kjem fra antropogene kjelder. Arsen og nikkel vart vist å ha blitt delvis påverka av antropogene kjelder medan krom hovedsakelig kjem av geologien i området (Tjihuis, 2003).

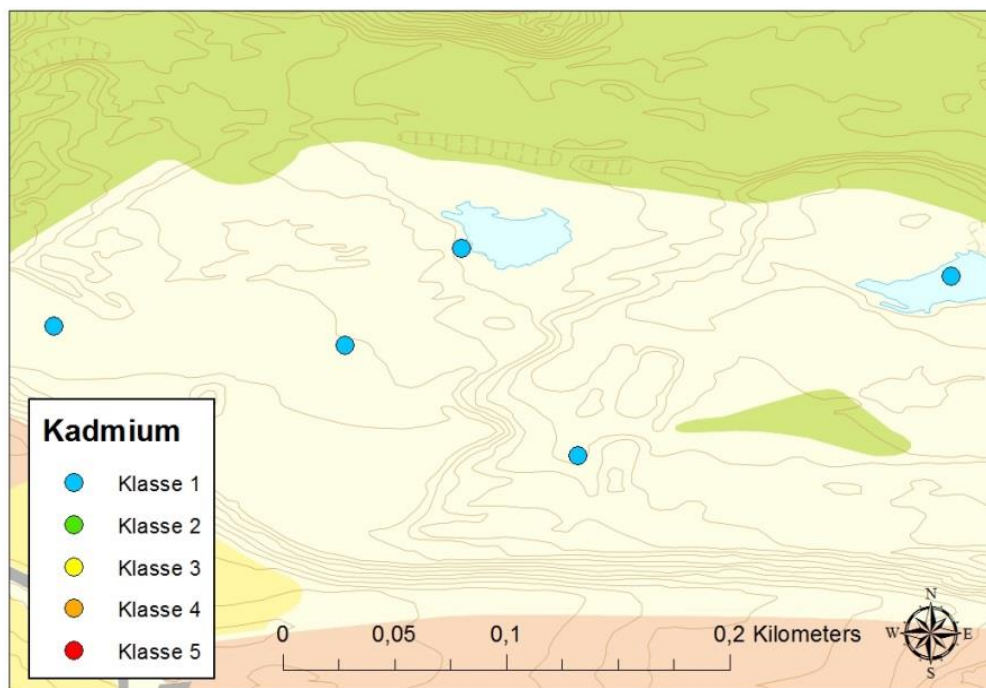
Konsentrasjonane av metalla er innanfor klasse 2 og det er difor ikkje grunn til å anta at det er deponert svært forureina materiale som lekk i haugen under plasten. Histogramma for metalla viser varierende konsentrasjonar som ikkje er normalfordelt. Dette kan vere grunna lite prøveantal (n=20). Ved kumulativ frekvenstabell finn ein knekkpunkt i grafen til fleire av metall som kan indikere at der er ulike kjelder for metalla. Kopar viser to klare knekkpunkt i grafen, noko som kan tyde på ulike kjelder for kopar. Ved nærmare undersøkingar av den kumulative frekvensfordelinga (Figur J1) viser det seg at dei høgste konsentrasjonane er i område C. Kadmium og sink viser begge 4 knekkpunkt i grafen og også her er dei høgste konsentrasjonane lokalisert i område C (Figur J2 og Figur J3). Arsen følgjer og same trend som dei føregåande (Figur J4). Statistiske diagram for samtlege metall er i vedlegg J.

4.2 Vassprøver overflatevatn

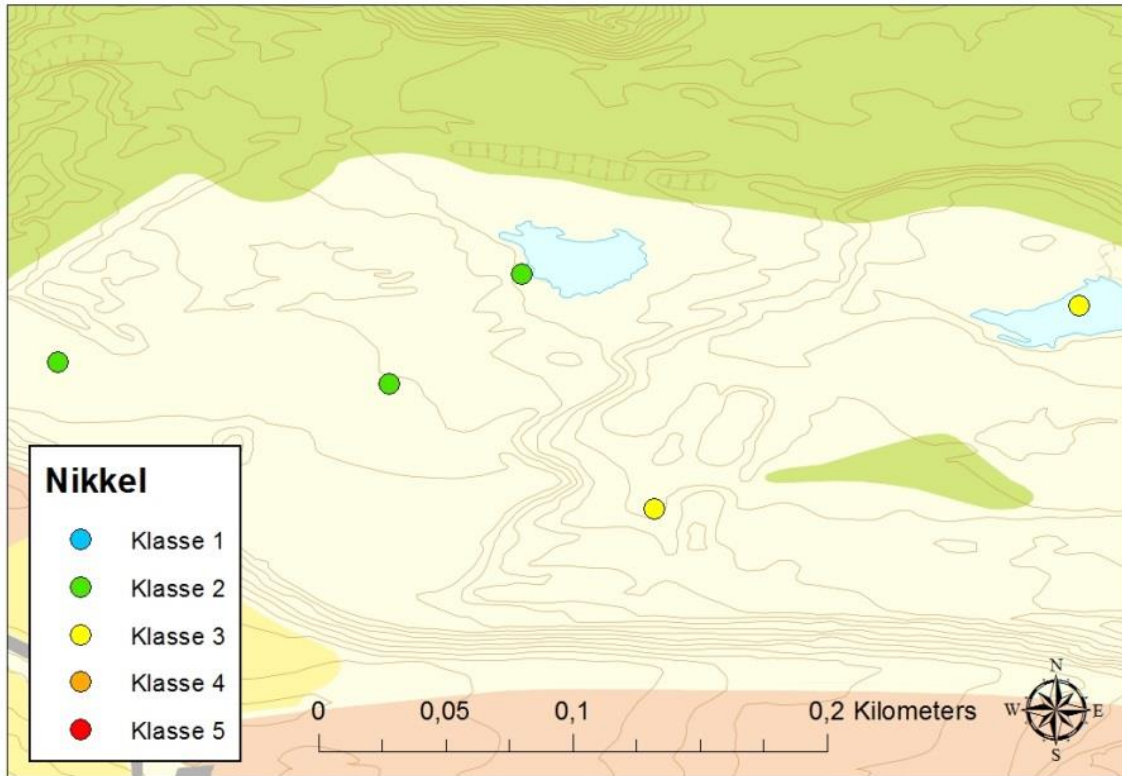
Figur 4-9 til 4-15 viser kart over deponiet der konsentrasjonane av metall i overflatevatn er plotta i høve til tilstandsklassane gitt i veileidar 97:04 (vedlegg K). For fullstendig tabell over analyseresultat og relativt standardavvik (RSD %) sjå vedlegg A1 og vedlegg A2.



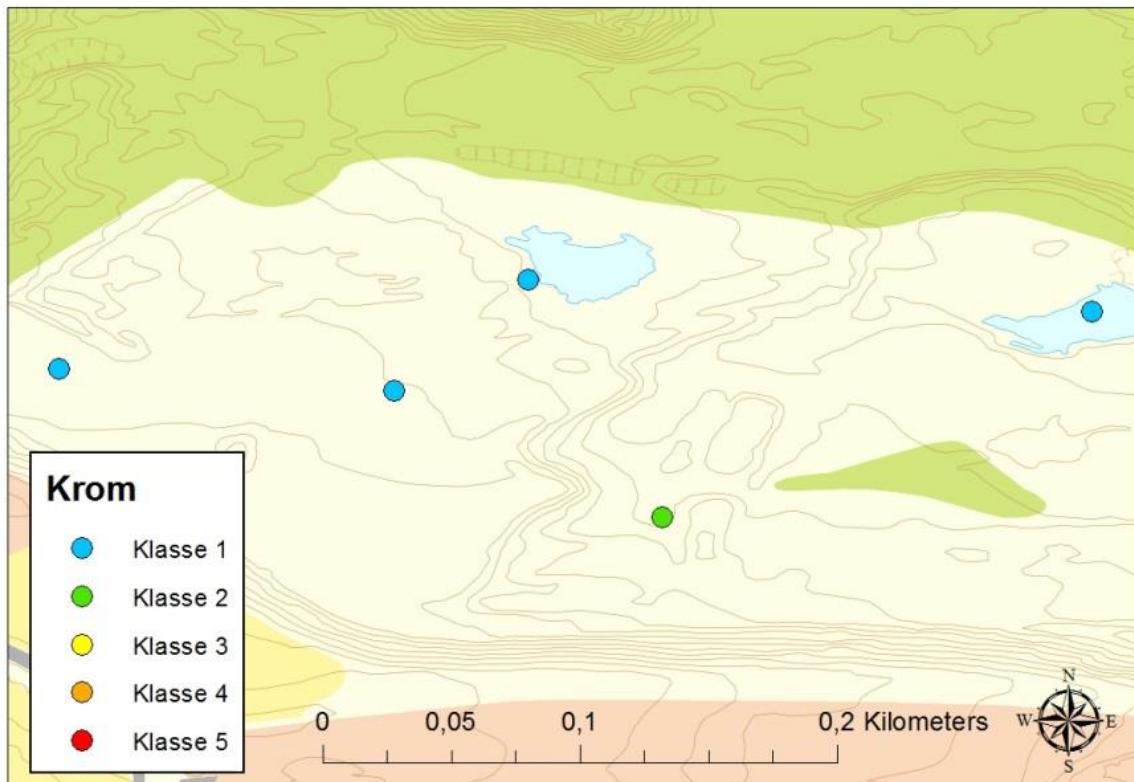
Figur 4-9 viser sink klassifisert etter tilstandsklasser for sink i vatn gitt i veileder 97:04.



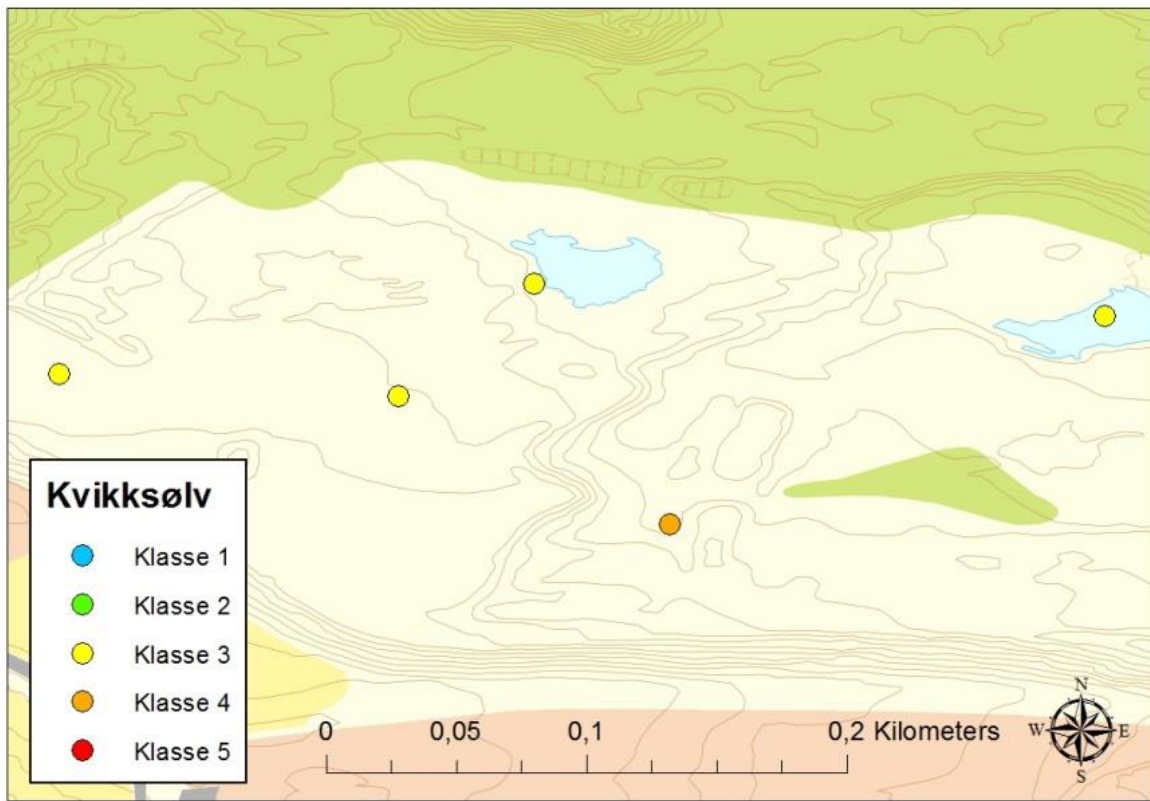
Figur 4-10 viser kadmium klassifisert etter tilstandsklasser for kadmium i vatn gitt i veileder 97:04.



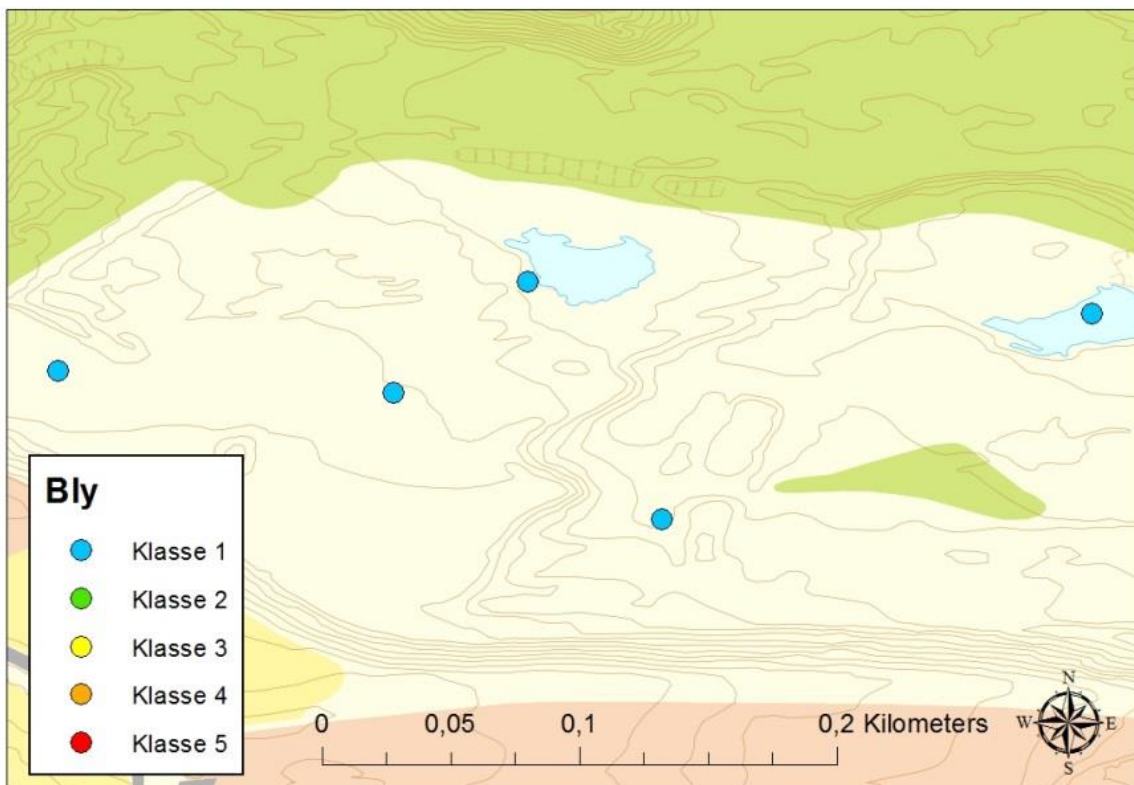
Figur 4-11 viser konsentrasjonane for nikkel klassifisert etter tilstandsklassar for nikkel i vatn gitt i veileder 97:04.



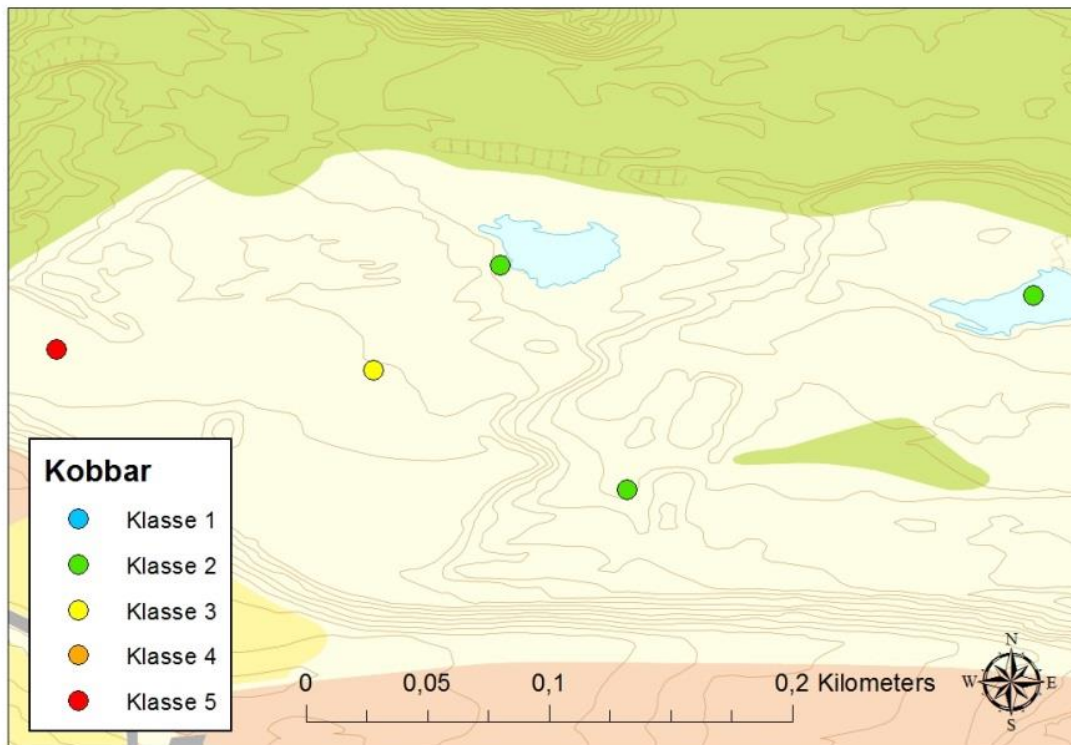
Figur 4-12 viser konsentrasjonane for krom klassifisert etter tilstandsklassar for krom i vatn gitt i veileder 97:04.



Figur 4-13 viser konsentrasjonane for kvikksølv klassifisert etter tilstandsklasser for kvikksølv i vatn gitt i veileder 97:04.



Figur 4-14 viser konsentrasjonar for bly klassifisert etter tilstandsklassar for bly i vatn gitt i veileder 97:04.



Figur 4-15 viser konsentrasjonar for kopar klassifisert etter tilstandsklassar for kopar i vatn gitt i veileder 97:04.

Prøvene for overflatevatn viser reine verdier for sink (figur 4-9), kadmium (figur 4-10), krom (figur 4-12) og bly (figur 4-14) som er innan tilstandsklasse 1 og 2. Desse grunnstoffa er difor innafor det som vert rekna for reine masser, og vil ikkje bli diskutert vidare i dette kapittelet.

Nikkel (figur 4-11) er påvist i tilstandsklasse 2 og 3. Som nemnt i teori av Langeland (2008) er jord i Trondheim naturleg rik på nikkel, så verdiane kan skyldast naturlige forhold. Nikkel vil i desse konsentrasjonane ikkje utgjere nokon fare for menneskjer.

For kopar (figur 4-15) er det funne konsentrasjonar i tilstandsklasse 2 og 3 og 5. I punkt 1 vart det funne ein konsentrasjon av kopar på $6,42 \mu\text{g/L}$ (sjå vedlegg A2). Denne verdien går innunder tilstandsklasse 5. I dette punktet låg det diverse metallgjenstandar i dammen, så forureininga kjem ikkje nødvendigvis frå dei innkøyrtte massane. Ved samanlikning med vassprøvene frå bekken (vedlegg A2), kan ein sjå at også desse og har høge utslag for kopar, noko som kan tyde på at det likevel er massene som er forureina. Kopar vil bli vidare diskutert under neste kapittel.

Kvikksølv (figur 4-13) viser høge verdier i alle punkt og har konsentrasjonar i klasse 3 og 4. Dette er over grenseverdiane som er beskrive i restriksjonane for deponiet som krev at massane er inert og reine. Skjerdal (2014) skriv i helsebiblioteket at metallisk kvikksølv er

farleg ved at det kan fordampe. Som nemnt tidlegare er organisk bunde kvikksølv, som metylkvikksølv, svært giftig og kan takast lett opp for organismar. Uorganiske kvikksølvsalter har varierende toksisitet, der dei mest løyselige forbindelsane er mest toksiske (Skjerdal, 2013). Dette gir grunn for vidare analysing av dette stoffet. Kva kjeldane til kvikksølv kan vere er vanskeleg å seie. Bjervamoen et. al (2006) skriv at kvikksølv er funne i høge konsentrasjonar fleire stadar i Norge, utan at ein finn klare kjelder (Bjervamoen, 2006). Det er og liten korrelasjon mellom jordprøvene og overflate vassprøvene. Forsøk viser at det ofte liten korrelasjon mellom konsentrasjonar i jord og vatn utan at dette kan forklarast noko vidare (Gaut. S. 2014). Jamfør Poissant & Casimir (1989) sine undersøkingar om kvikksølv beskrive i kap. 2.6.4. og giftigheita av speciar som er nemnt over, er det vanskeleg å seie kva påverknad kvikksølv konsentrasjonane i dammane vil ha på luftkvaliteten. I og med at konsentrasjonane er klassifisert i klasse 3 og det er tidvis vindstille, varmt og ope i forhold til sollys på sommars tid, kan det skje ei utveksling av kvikksølv mellom vatn og luft. For å finne ut kor helsefarleg kvikksølv er, ville ei grundigare analyse av speciering vore aktuell.

4.3 Bekken

Analyseresultatene frå bekken vert framstilt ved at resultatene er inndelt i høvande underkapittel med påfølgande kort diskusjon. Det vert og framstilt ulike korrelasjonsdiagram før det til slutt kjem ein diskusjon der alle resultatene vert diskutert oppimot kvarandre.

4.3.1 Parameter

Tabell C1-1 viser resultatene av dei målte parameterane konduktivitet, pH, turbiditet og redokspotensial. pH verdiane (figur C1-1) viste eit gjennomsnitt på 7,9 med ein maksimum verdi på 9,9 og ein minimum verdi på 6,6. Konduktiviteten (figur C1-2) i bekken hadde ein gjennomsnittsverdi på 621,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ med ein maksimumsverdi på 973 $\mu\text{S}/\text{cm}$ og ein minimumsverdi på 37,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Konduktiviteten er høgst øvst i bekken (punkt 1 og 2), og sank betrakteleg til punkt 4. Redokspotensialet (figur C1-3) i dei to øvste punkta var lavt og til tider negativt, medan det i punkt 4 var samlege verdiar over 23 mV. Redokspotensialet hadde eit gjennomsnitt på 36,1 mV med ein maksimumsverdi på 218 mV og ein minimumsverdi på -53 mV. Turbiditeten (figur C1-4) i bekken hadde gjennomsnitt på 7,0 NTU med ein maksimumsverdi på 90,9 NTU og minimumsverdi på 0,82 NTU. Maksimum verdien for turbiditet skil seg tydeleg ut frå dei andre.

4.3.2 Jern, mangan og aluminium

Jern, mangan og aluminium er som nemnt tidlegare viktige faktorar for redokspotensial. I veileder 97:04 (vedlegg K) er det gitt grenseverdier for jern og mangan. Nedre grense for tilstandsklasse 5 for jern er $> 600 \mu\text{g}/\text{L}$ og $> 150 \mu\text{g}/\text{L}$ for mangan. Tabell 4-3 viser gjennomsnittlege konsentrasjonar av mangan, aluminium og jern i dei to øvste punkta i bekken.

Tabell 4-3 viser gjennomsnittlege verdiar, standardavvik og maksimum verdi for aluminium, mangan og jern for punkt 1 og 2 i bekken

Metall	F/UF	Gjennomsnitt		Gjennomsnitt		Maksverdi
		Punkt 1	Std. Av	Punkt 2	Std.av	
Aluminium	F	2,94	1,90	2,92	0,6	7,94
	UF	144,17	303,25	91,38	216,3	945,38
Mangan	F	745,63	452,38	953,75	319,4	1818,5
	UF	796,24	392,84	960,03	312,0	1751,8
Jern	F	987,10	452,38	2 917,28	966,7	4186,8
	UF	4 630,85	392,84	3 485,42	1187,1	31196

Tabell 4-3 viser at mangan og jern er funne i konsentrasjonar mykje større enn det som er klassifisert som klasse 5 av statens forureiningstilsyn i veileder 97:04. Konsentrasjonar av visse metall i ferskvatn kan vere kontrollert av sorbsjonsprosessar på manganoksid overflater (Hem, 1978). Det er vist at kopar og nikkel ion generelt er lågare enn dei som er berekna ved oksid og hydroksid likevekter grunna kompleksing med mangan (Hem, Lind & Roberson, 1989). Sidan mangan er funne i forhøgja konsentrasjonar kan ein forvente kompleksing med mangan. Dei høge jernkonsentrasjonane kan forklarast ved at det er deponert store mengder torv, som naturleg inneheld mykje jern. I bekken kan ein sjå tydeleg utfelling av jern. Dette er naturleg ved at det i deponiet/ utgong av røret er låge redokspotensial, men ved kontakt med luft vil jern bli oksidert og vil danne kompleks som hydroksidkompleks (Morgan, 1996). Det er også interessant at det er funne betydeleg høgre verdiar i dei ufiltrerte prøvene, noko som forsterkar teorien om at metallar vil danne kompleks og felle ut. Bekkebotnen indikerer utfelling av jern, ved den raude og grumsete botnen. Heller ikkje prøvene for aluminium, mangan og jern viser signifikante forskjellar mellom filtrerte og ufiltrerte prøver (vedlegg E3), noko som kan skyldast stor variasjon og lågt antal prøver (n = 9). Maksimumsverdiane er å finne i ufiltrerte prøver for aluminium og jern. For aluminium er det nokre prøver som skil seg ut med høge verdiar (vedlegg A2).

4.3.3 DOC, UV₂₅₄ og SUVA

Tabell 4-4 viser gjennomsnittlege verdiar for DOC, UV₂₅₄ og SUVA og standardavvik for SUVA verdiane pr. punkt. Fullstendig tabell i vedlegg D.

Tabell 4-4 viser gjennomsnittlige verdiar for DOC, UV₂₅₄ og SUVA samt RDS% for DOC og standaravvik for SUVA.

Punkt	DOC ppmC	UV ₂₅₄ nm	SUVA	Std. Av. SUVA
1	10,1525	0,236	2,33	0,39
2	7,8866	2,070	0,24	0,79
3	7,4727	0,170	2,27	-
4	14,2446	0,426	2,96	0,47

SUVA verdiane gir ikkje grunn til å tru at det er deponert betydelege mengder aromatiske forbindelsar. SUVA verdiane er generelt låge med verdiar < 4 (sjå kap. 5.5). Måling den 29. juni for punkt 2 som viser verdi > 4. Sweco har ikkje påvisst betydelege mengder av oljer i bekken (Gaut, 2014). I tillegg til aromatisk karbon vil resultatane frå UV₂₅₄ bli påverka av jern og nitrat. I bekken er der svært høge jernkonsentrasjonar (vedlegg A2), så ein kan vente at SUVA verdien er påverka av jern konsentrasjonen (Potter, 2005).

4.3.4 Hardheit

Tabell 4-5 viser hardheita i samlede punkt, samt Nidelva oppstrøms og nedstrøms. For punkt 1, 2 og 4 baserar utrekning av hardheit seg på gjennomsnittlige verdiar. Utrekning av hardheit for punkta er basert på gjennomsnittlege verdiar. Hardheita er berekna frå formel 1, og samanlikna med klart-vann sine grenser gitt i tabell 2.3. Konsentrasjonane av kalsium, magnesium, strontium og barium ligg i vedlegg A.

Tabell 4-5 viser hardhet berekna som vist i formel 1, karakterisert utifrå tabell 2.3. Fullstendig tabell over konsentrasjonane i vedlegg A2.

Målepunkt	Prøvetype	°dH	ppm CaCO ₃	Karakterisert
Punkt 1 (gjsnitt)	Filtrert	19,48	347,84	Veldig hardt
Punkt 2 (gjsnitt)	Filtrert	18,29	326,62	Veldig hardt
Punkt 3	Filtrert	18,22	325,34	Veldig hardt
Punkt 4 (gjsnitt)	Filtrert	12,02	214,63	Veldig hardt
Nidelva O	Filtrert	0,70	12,51	Veldig mjukt
Nidelva N	Filtrert	0,71	12,66	Veldig mjukt

Tabell 4-5 viser at bekken har veldig hardt vatn. Hovudsakleg skyldast dette den høge konsentrasjonar av kalsium (vedlegg A2). Konsentrasjonane av magnesium, barium og strontium har difor lita innverknad på den totale hardheita. Kalsiumkonsentrasjonen kan forklarast med at det er deponert bygningsmasser. I kanten på deponiet kan ein sjå mykje betong. Herda betong inneheld ifølgje Justnes et al. (2005) ca. 25 % kalsiumhydroksid (Ca(OH)), som er berre er delvis løyseleg i vatn, men løyselegheita aukar med avtakande temperatur (Justnes, Fabeko & Dahl, 2005). Sementen gjer at betong er sterkt alkalisk (Justnes et.al., 2005) som kan bidra til å oppretthalde ein høgare pH enn forventa i bekkevatnet frå deponiet. Sidan den deponerte betongen kan komme frå rivingsarbeid vil det truleg vere ein del sementstøv. Ein kan då vente ein større del oppløyst sement enn det løyseligheta tilseier. Betong vil og korrodere over tid (Mikkelsen, Ø., 2014 [pers. med]). Marion et al. (2005) i Justnes et al. (2005) undersøkte utvaskingen av tungmetall frå betong frå fortau og fann at kun 1 % av den totale mengden tungmetaller i betongen ble vasket ut. Forholda mellom tungmetall frå utlekkinga svarar ikkje til verdiane i bekken. Det skulle t.d. vore høgre verdiar av barium, dersom dei forhøgja verdiane kun skulle skulast deponert betong. Analyser av Nidelva oppstrøms og nedstrøms for bekken, viser ingen påverknad. Dette skyldast antakeleg fortynning, då bekken utgjer liten del av totalt volum i Nidelva.

4.3.5 Tungmetall

Resultata av vassprøvene analysert ved ICP-MS vert presentert i tabell 4-2, farga etter tilstandsklasse.

Tabell 4-6 viser resultat frå ICP-MS analyser for bekken. Verdiane er farga etter tilstandsklasse grenseverdiane i veileder 97:04

Dato	Pnk.	F / UF	Kadmium µg/L	Kvikksølv µg/L	Bly µg/L	Krom µg/L	Nikkel µg/L	Kopar µg/L	Sink µg/L
12.06	1	UF	0,027	0,0044	0,094	0,25	2,96	4,61	6,60
		F	0,011	0,0031	0,020	0,14	2,93	2,74	6,58
	2	UF	0,015	0,0034	1,317	2,44	7,09	4,44	6,39
		F	0,003	0,0017	0,010	0,15	4,66	1,23	1,63
	3	UF	0,002	0,0025	0,038	0,21	2,70	1,23	0,56
		F	0,000	0,0040	0,002	0,07	2,63	1,07	1,10
	4	UF	0,001	0,0032	0,017	0,30	1,87	1,55	0,62
		F	0,001	0,0047	0,007	0,23	1,89	1,59	1,28
17.06	1	UF	0,023	0,0024	0,072	0,21	3,13	4,10	4,97
		F	0,014	0,0050	0,017	0,12	2,93	2,62	6,52
	2	UF	0,006	0,0020	0,041	0,17	5,16	1,29	2,28
		F	0,005	0,0020	0,018	0,21	5,19	1,14	2,05
	4	UF	0,001	0,0028	0,024	0,32	2,05	1,59	0,73
		F	0,001	0,0032	0,013	0,23	1,98	1,60	1,55
19.06	1	UF	0,120	0,0048	1,368	3,72	8,16	22,35	26,26
		F	0,018	0,0454	0,014	0,10	3,29	5,99	2,88
	2	UF	0,003	0,0072	0,019	0,15	5,81	0,94	0,83
		F	0,003	0,0034	0,005	0,12	5,98	0,90	1,91
	4	UF	0,002	0,0044	0,021	0,22	1,87	1,68	0,88
		F	0,001	0,0023	0,008	0,19	1,76	1,68	1,51
22.06	1	UF	0,021	0,0043	0,197	0,55	3,31	4,73	4,77
		F	0,018	0,0058	0,324	0,13	3,15	4,31	5,62
	2	UF	0,009	0,0043	0,169	0,48	3,00	3,58	2,20
		F	0,007	0,0057	0,017	0,16	2,74	2,94	2,12
	4	UF	0,002	0,0030	0,159	1,11	3,23	2,26	1,70
		F	0,003	0,0056	0,227	0,44	2,55	2,10	2,24
24.06	1	UF	0,028	0,0037	0,185	0,24	3,07	4,79	6,07
		F	0,015	0,0053	0,025	0,12	2,95	3,29	5,57
	2	UF	0,004	0,0038	0,049	0,25	3,90	1,95	1,38
		F	0,004	0,0077	0,016	0,18	3,96	1,76	2,56
	4	UF	0,002	0,0051	0,058	0,38	2,27	1,82	1,17
		F	0,006	0,0045	0,114	0,29	2,14	1,78	3,34

Tabell 4-6 fortsetter: viser resultat frå ICP-MS analyser for bekken. Verdiane er farga etter tilstandsklasse grenseverdiane i veileder 97:04

Dato	Pnk.	F / UF	Kadmium µg/L	Kvikksølv µg/L	Bly µg/L	Krom µg/L	Nikkel µg/L	Kopar µg/L	Sink µg/L
26.06	1	UF	0,026	0,0063	0,129	0,27	3,02	4,74	5,30
		F	0,011	0,0095	0,025	0,11	3,05	2,93	4,90
	2	UF	0,005	0,0056	0,018	0,17	5,02	1,36	1,30
		F	0,003	0,0052	0,009	0,16	4,89	1,20	2,46
	4	UF	0,002	0,0017	0,028	0,26	1,97	1,65	1,40
		F	0,002	0,0043	0,010	0,18	1,83	1,51	2,11
	NO*	UF	0,005	0,0059	0,043	0,19	0,73	0,84	3,50
		F	0,003	0,0049	0,012	0,11	0,63	0,67	4,61
	NN**	UF	0,003	0,0030	0,065	0,19	0,73	0,76	2,19
		F	0,004	0,0037	0,018	0,12	0,62	0,72	3,47
29.06	1	UF	0,039	0,0055	0,113	0,15	4,25	7,20	3,44
		F	0,035	0,0076	0,110	0,11	4,39	7,07	5,03
	2	UF	0,004	0,0050	0,043	0,13	5,60	1,13	1,37
		F	0,004	0,0058	0,008	0,12	5,46	0,94	2,07
	4	UF	0,004	0,0057	0,159	0,22	1,99	1,82	3,77
		F	0,003	0,0046	0,294	0,19	1,97	1,87	5,61
16.10	2	UF	0,003	0,0095	0,021	0,25	3,55	1,58	1,48
		F	0,003	0,0020	0,003	0,21	3,43	1,48	0,67
	1	UF	0,052	0,0074	0,097	0,16	3,67	8,38	5,05
		F	0,033	0,0053	0,019	0,11	3,40	6,24	4,41
	4	UF	0,002	0,0028	0,015	0,25	1,72	1,09	0,66
		F	0,002	0,0024	0,005	0,17	1,57	1,11	0,36
07.11	1	UF	0,048	0,0052	0,067	0,17	4,93	4,85	5,00
		F	0,034	0,0068	0,018	0,14	5,09	4,08	4,16
	2	UF	0,003	0,0088	0,013	0,22	3,35	1,49	0,96
		F	0,003	0,0173	0,005	0,20	3,36	1,36	0,81
	4	UF	0,001	0,0008	0,011	0,18	1,52	0,88	0,82
		F	0,001	0,0024	0,003	0,18	1,55	0,84	0,29
Tilstandsklasser frå veileder 97:04									
Klasse 1			<0,04	<0,002	<0,5	<0,2	<0,5	<0,6	<5
Klasse 2			0,04-0,1	0,002-0,005	0,5-1,2	0,2-2,5	0,5-2,5	0,6-1,5	5-20
Klasse 3			0,1-0,2	0,005-0,01	1,2-2,5	2,5-10	2,5-5	1,5-3	20-50
Klasse 4			0,2-0,4	0,01-0,02	2,5-5	10-50	5-10	3-6	50-100
Klasse 5			>0,4	>0,02	>5	>50	>10	>6	>100

*NO = Nidelva oppstrøms, **NN = Nidelva nedstrøms

Resultata frå ICP-MS viser jamt over reine verdiar i tilstandsklasse 1 og 2 for kadmium, bly, krom og sink. Unntaket er 19. juni for ufiltrerte prøver i punkt 1. Her viser alle stoff med unntak av kvikksølv, ein verdi frå klasse 3 og oppover. Kvikksølv er funne i klasse 3 ved fleire målingar og klasse 4 og 5 ved enkelt tilfelle. Nikkel er og funne i konsentrasjonar i tilstandsklasse 3 og 4 ved fleire målingar.

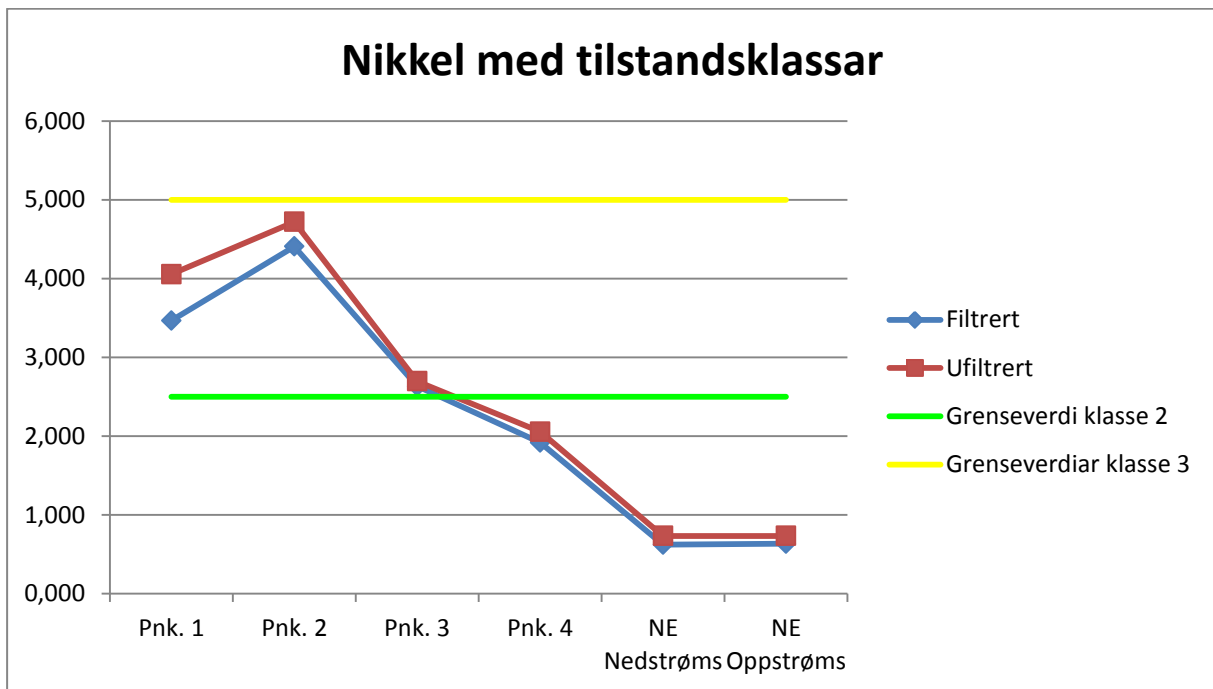
Metallet som er funne i høgst konsentrasjon samanlikna med tilstandsklassane er kopar. Kopar er funne i tilstandsklasse 5 ved fleire prøvetakingar og viser høge verdiar (over klasse 3) for dei fleste av målingane. Den mest ekstreme verdien er frå 19. juni der det er funne 22,35 µg/L i ei ufiltrert prøve. Dei ufiltrerte prøvene ser ut til å ha noko høgare konsentrasjon enn filtrerte, noko som tyder på at kopar bind seg til partikulært materiale. 98-99% av kopar vil danne kompleks med organisk materiale (Sunda & Hanson, 1987). Berge (2009) har funne at forhøgja konsentrasjonar av kopar i Trondheim kjem av naturlege forhold. Dei høgste konsentrasjonane av kopar kan truleg ikkje knytast til naturlege forhold, men kan skyldast nedgravne metallgjenstandar, som koparrør. Effekt som endra vekst, reproduksjon og oppførsel, er funne ved konsentrasjonar på 5 µg/L for laks og det er også dokumentert slike sub- lethale effektar på invertebratar som er eksponert for konsentrasjonar mellom 5-100µg/L (Flemming & Trevors, 1989). Bowen (1985), attgjeve av Flemming og Trevors (1989), har rapportert at medianverdien for koparkonsentrasjon på verdsbasis ligg 3µg/L (varians mellom 0,2 til 30 µg/L) for ferskvatn som ikkje er kontaminert (Flemming & Trevors, 1989). Kopar er som beskrive i teori (Ottesen et al., 2007) ikkje giftig for menneskjer før ved svært høge konsentrasjonar. Her er det påvist i klasse 5, svært høg. Flemming og Trevors (1989) har funne at så høge konsentrasjonar av kopar kan ha innverknad på levande organismar. Dei må difor ikkje neglisjerbare og må takast med i ei vurdering.

T-test for filtrert- og ufiltrerte prøver for kvart tungmetall viser ingen av metallane signifikante forskjellar mellom filtrerte og ufiltrerte prøver (vedlegg E2). Ein kunne forventa at nokre av metallane i større grad ville vere bunde partikulært, og dermed ville vise ein signifikant konsentrasjonsendring mellom filtrert og ufiltrert. Denne teorien vert ikkje forsterka av t-testen. Testen kan likevel ikkje sjå vekk frå at metall kan vere bunde partikulært, då konsentrasjonane for både filtrerte og ufiltrerte prøver viser store standardavvik (figur 4-16, 4-17, 4-18 og vedlegg G). Dette saman med stor varians og lågt antal prøver (n) vil gjere det vanskeleg å påvise signifikante forskjellar.

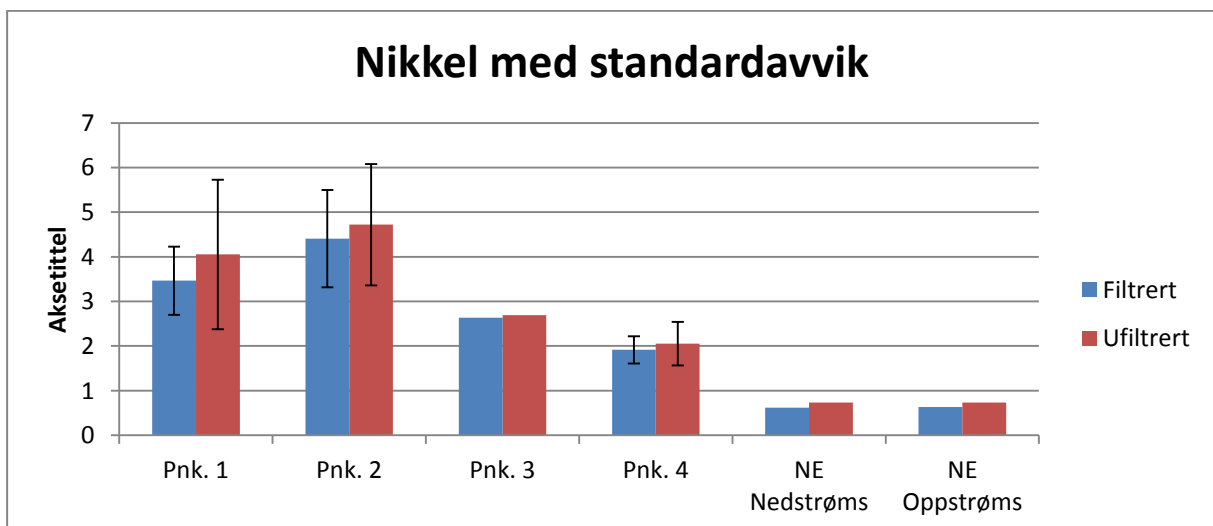
Samanlikna med veileder 97:04 er det funne forhøgja verdiar av kvikksølv, kopar og nikkel. Desse vil bli diskutert nærmare under. Sweco (2011) fann og høge konsentrasjonar av nikkel og kopar. Diagram for trendar nedover bekken, samt standardavvik for sink, kadmium, bly og krom, ligg i vedlegg G.

4.3.6 Trendar nedover bekken

Figur 4-16, figur 4-17 og figur 4-18 viser trendar og standardavvik for høvesvis nikkell, kvikksølv og kopar. Dette hadde i tabell 4-9 forhøgja verdiar i forhold til veileder 97:04. Figurane viser gjennomsnittlege verdiar for punkt 1, 2 og 4, samt Nidelva oppstrøms og nedstrøms. Punkt 3 og Nidelva er det berre prøvetatt 12. juni. Figur a) viser og aktuelle tilstandsklassar for metallet og figur b) viser med standardavvik.

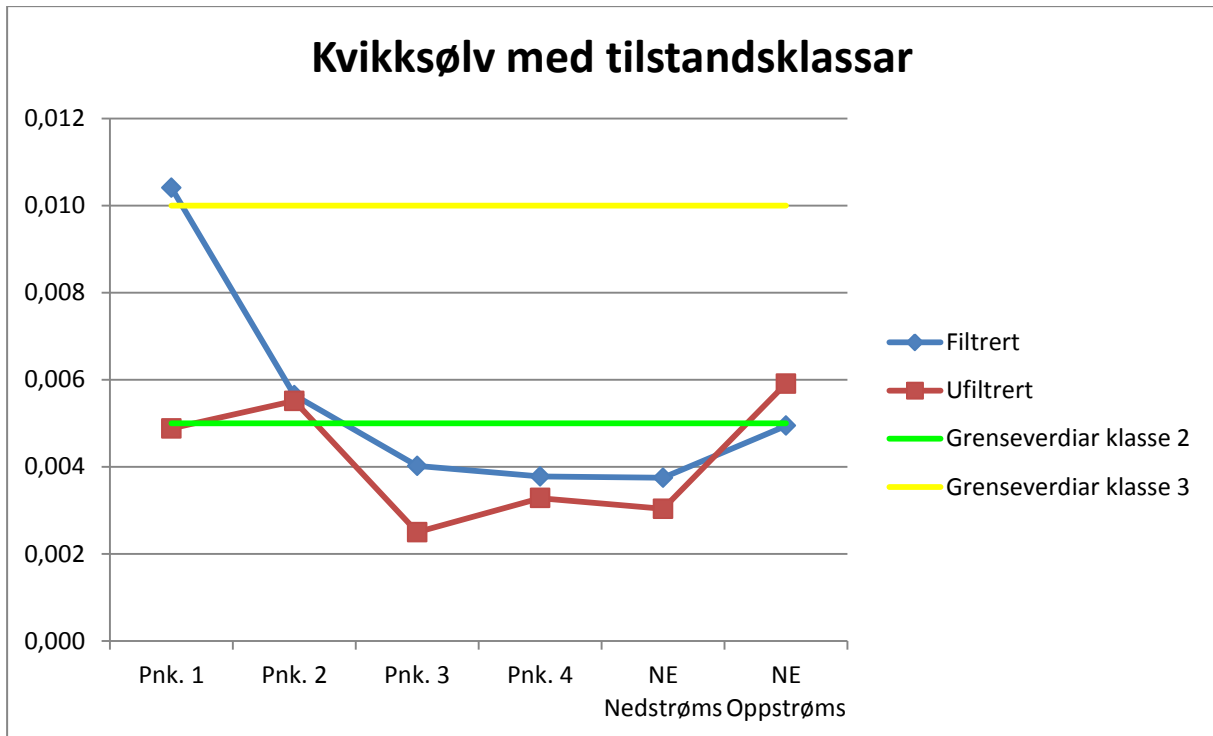


(a)

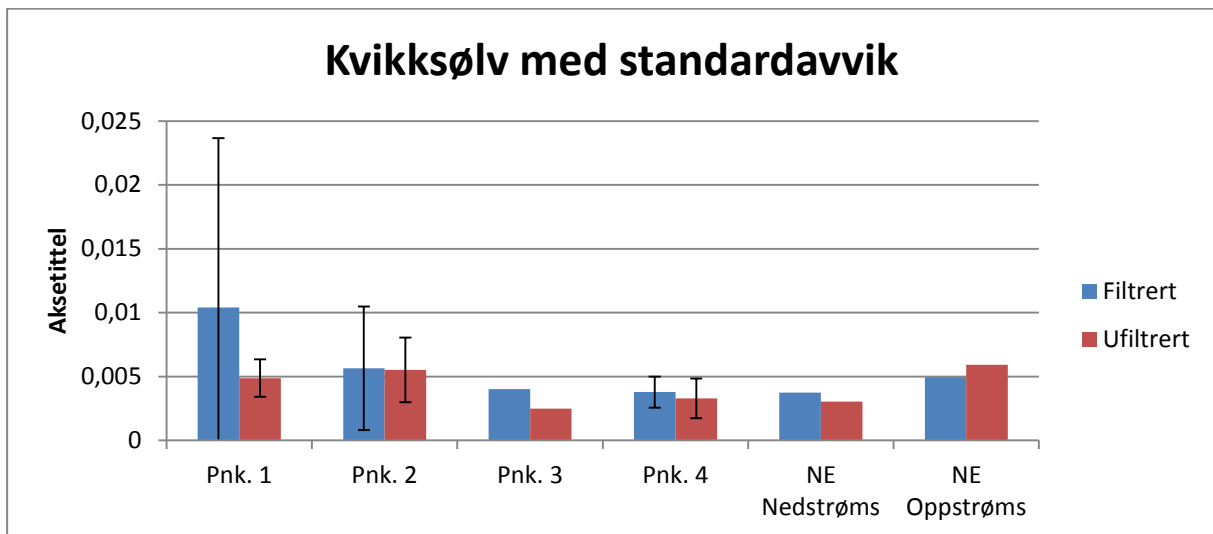


(b)

Figur 4-16 viser gjennomsnittlege verdiar for nikkell ved punkt 1-2 og 4, samt verdiar frå punkt 3 og Nidelva. a) med grenseverdiar jamfør veileder 97:04 b) med standardavvik (n = 9 for punkt 1, 2 og 4 og n = 1 for punkt 3 og Nidelva oppstrøms og nedstrøms).

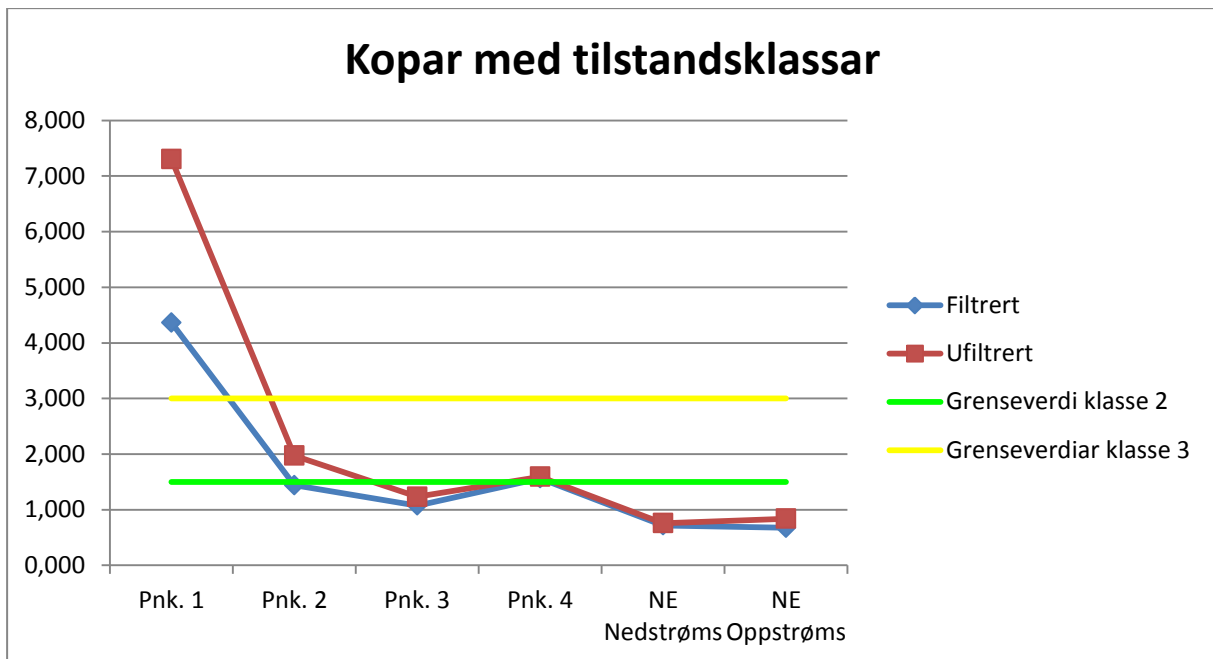


(a)

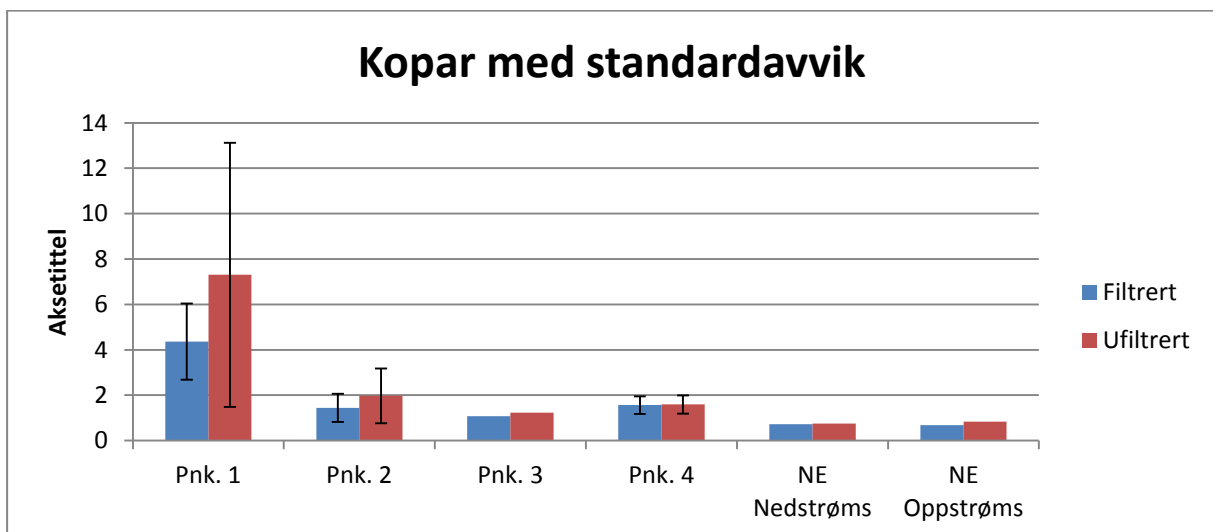


(b)

Figur 4-17 viser gjennomsnittlige målingar for kvikksølv ved punkt 1-2 og 4, saman med målingane frå punkt 3 og Nidelva. a) viser med grenseverdiar jamfør veileder 97:04 b) med standardavvik (n = 9 for punkt 1, 2 og 4 og n = 1 for punkt 3 og Nidelva oppstrøms og nedstrøms).



(a)



(b)

Figur 4-18 viser gjennomsnittlige målingar for kopar ved punkt 1-2 og 4, saman med målingane frå punkt 3 og Nidelva. a) viser med grenseverdiar jamfør veileder 97:04 b) med standardavvik (n = 9 for punkt 1, 2 og 4 og n = 1 for punkt 3 og Nidelva oppstrøms og nedstrøms).

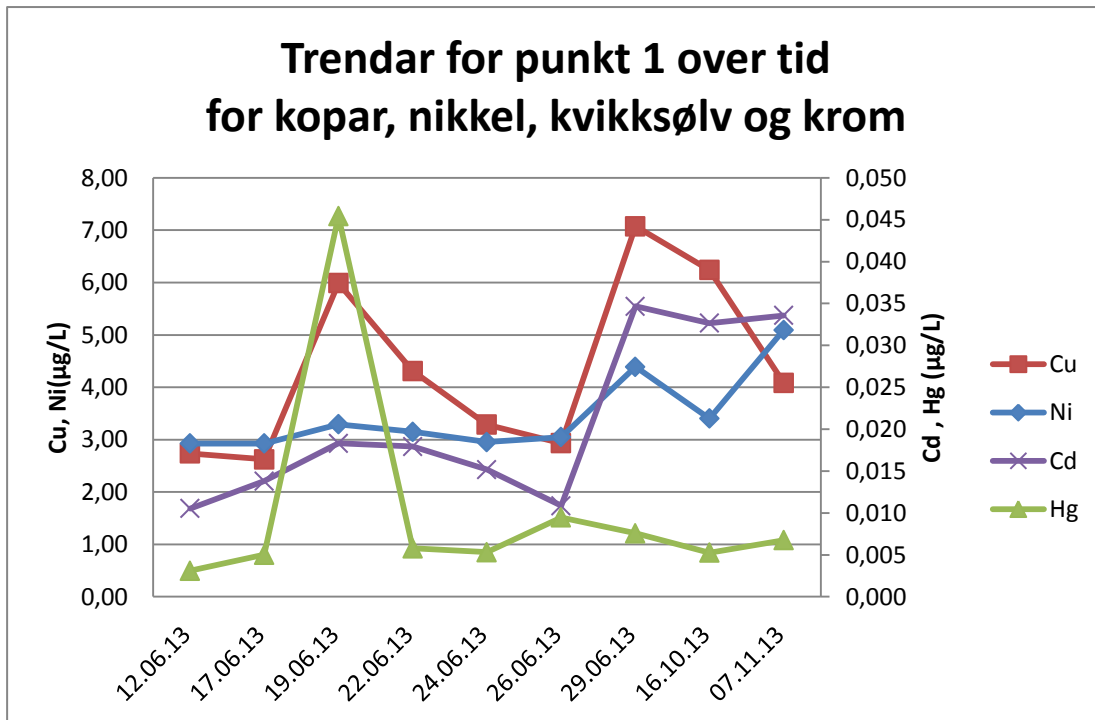
Gjennomgåande trend er at konsentrasjonane søkk nedover bekken, med dei lågaste konsentrasjonane i punkt 4. Bortsett frå kopar er alle metallkonsentrasjonane undergrenseverdien for tilstandsklasse 3 i punkt 4. Dette kan skyldast ein fortynningseffekt ved at bekken er større ved punkt 4 enn dei to øvste. Bekken har og liten påverknad til Nidelva, då vassmengda frå bekken er liten samanlikna med Nidelva. Kvikksølv viser forhøgja verdiar oppstrøms. Dette skyldast ikkje deponiet og vil difor ikkje bli diskutert vidare.

4.3.7 Korrelasjon filtrert og ufiltrerte prøver i bekken

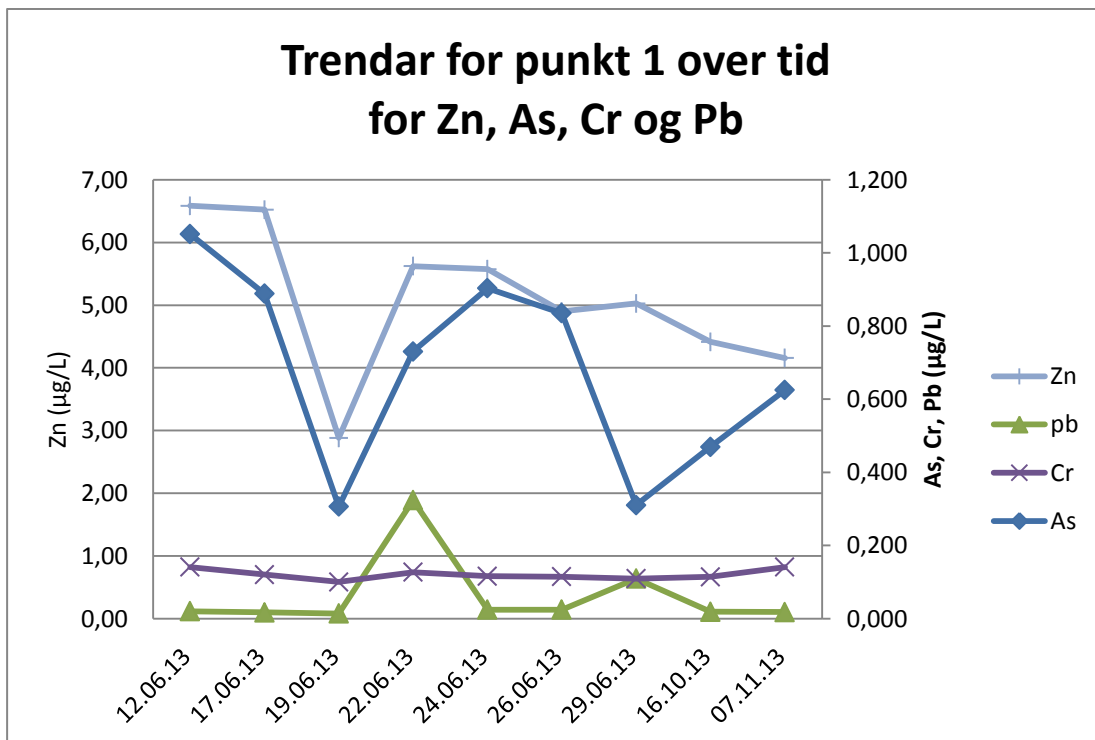
Det er liten korrelasjon mellom filtrerte og ufiltrerte prøver i punkt 1 for fleire av metalla (Vedlegg F1). Unntak er mangan, kalsium og magnesium som har korrelasjon $> 0,8$ for samtlege punkt. For filtrerte og ufiltrerte prøver av krom, jern, kopar, sink, arsen, bly og aluminium finn ein liten korrelasjon i dei øvste to punkta. I punkt 4 finn ein derimot ein høg korrelasjon ($> 0,9$). Dette indikerer at det skjer ei endring i fordeling av metallspeciar frå punkt 1 til punkt 4. Dette kan vere endring av grada metalla er bunde til partikulært materiale (kompleks eller organisk materiale), noko som medfører ein høgre konsentrasjon i ufiltrerte prøver enn i filtrerte prøver. Metall som vert løyst ut kan binde seg til eventuelle jernhydroksid som vert danna under oksiderande forhold (Calmano et al., 1993). Det partikulære materialet ser ut til å botnfelle og ligge igjen i bekkebotnen og myra sidan konsentrasjonane av metall avtek betrakteleg frå punkt 1 til punkt 4 (figur 4-16 til figur 4-18 og vedlegg G). Ved punkt 4 er det stor korrelasjon mellom filtrerte og ufiltrerte prøver. Dette saman med at grafane viser like konsentrasjonar i filtrerte og ufiltrerte prøver, tyder på at alt metall er løyst og kjem med i filtret fase. Klart vatn med lite botnfall kan tyde på at dei metalla som renn ut i Nidelva er løyst som ion og dermed er på labil form. Kadmium og kvikksølv viser liten korrelasjon mellom filtrert- og ufiltrerte prøver i alle punkt. I tillegg viser kadmium og kvikksølv høvesvis størst og nest størst relative standardavvik på ICP-MS (vedlegg A2). Det kan komme av at desse konsentrasjonane er svært låge.

4.3.8 Trendar og korrelasjonar for metall over tid

Figur 4-19 og figur 4-20 viser trendar for punkt 1 over tid for kopar, nikkell, kadmium og kvikksølv (figur 4-19) og sink, arsen, krom og bly (figur 4-20).



Figur 4-19 viser trendar for punkt 1 over tid for kopar, nikkell, kvikksølv og krom i µg/L. Elementa ser ut til å korrelere positivt, med toppar den 19. og 29. juni.



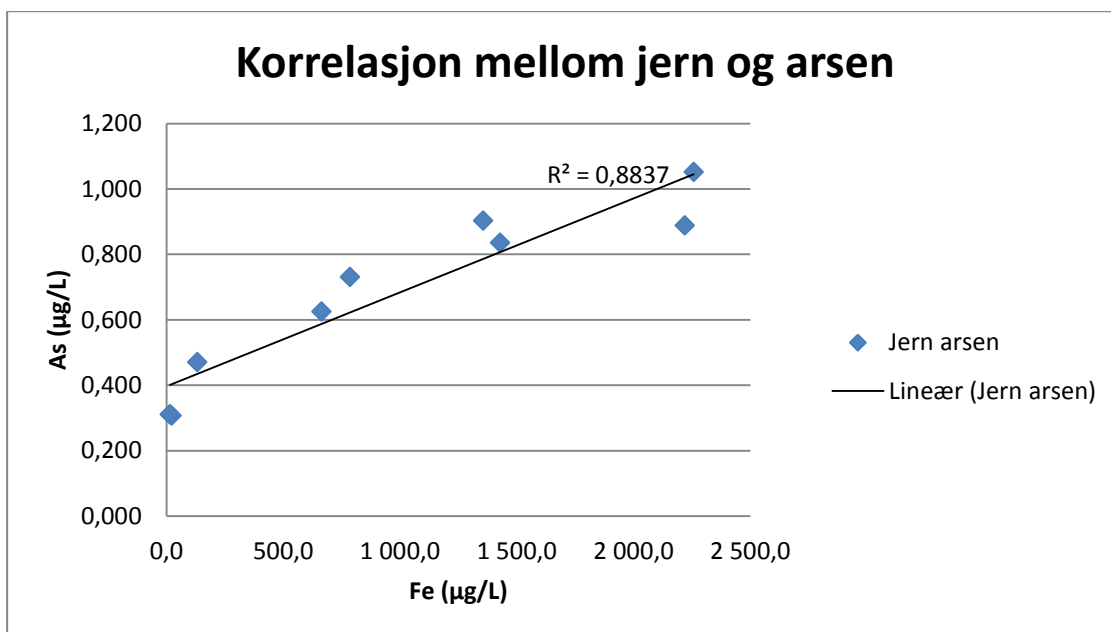
Figur 4-20 viser trendar for punkt 1 over tid for sink, bly, krom og arsen i µg/L. sink og arsen ser ut til å korrelere, då hovudsakleg målingane fram til 26. juni.

Figur 4-19 viser at kvikksølv og kopar har forhøgja konsentrasjonar 19. juni. Denne dagen var det uvanleg høgt redokspotensial (figur C1-3) i forhold til dei andre målingane. Ser ein på vêrmålingane (tabell C2-1) viser det at dette var ein tørr periode, og kommentarar frå prøvetaking viser og at det var lite vassføring og vanskeleg å ta prøver denne dagen. Også den 29. juni og 16. oktober var redokspotensialet positivt og kopar konsentrasjonane var også høge desse dagane. Kopar, nikkel, kvikksølv og krom kan virke som korrelerer med redokspotensialet. Sink og arsen har derimot motsett trend med låge konsentrasjonar ved høg redokspotensial, medan dei er å finne i høge konsentrasjonar 22. juni, etter mykje regn og mykje vatn i elva. Desse resultata tyder på at det føregår ein del redoksprosessar i elva, som vil påverke kvarandre. Figur 4-19 og figur 4-20 viser og at konsentrasjonen av ein del metall går opp når andre går ned, noko som kan tyde på at det skjer ei forskyving i komplekslikevekter (Mikkelsen Ø., 2014 [pers. med]).

Punkt 1 den 22. juni viser høge verdiar for turbiditet (Figur C1-4). Denne dagen var det mykje vatn i elva. Ein ser at det er forhøgja verdiar av bly og sink denne dagen. Dette kan tyde på at det bly og sink er bunde partikulært materiale.

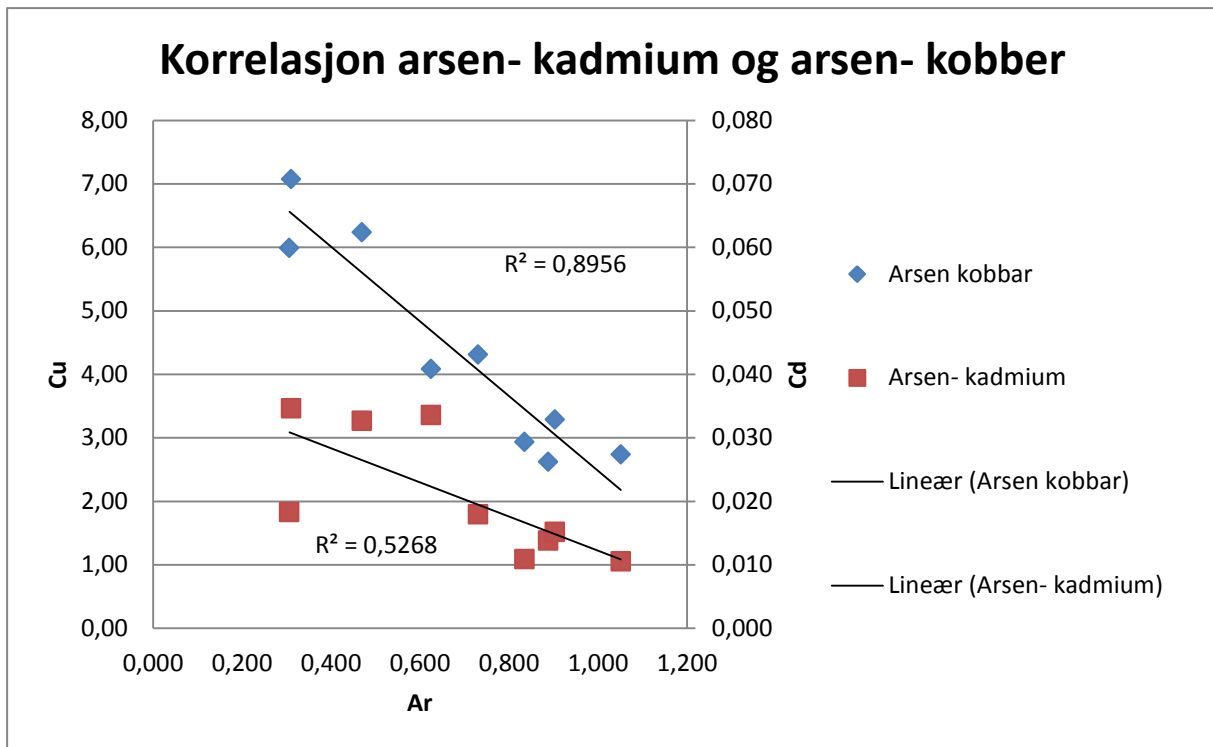
4.3.9 Korrelasjonsdiagram utvalde metall

Tabell F2-1 i vedlegg F2 viser korrelasjon mellom utvalde metall filtrerte prøver punkt 1 som ifølge figur 4-19 og 4-20 ser ut til å korrelere. Figur 4-21 til figur 4-25 viser korrelasjonsdiagram for utvalde metall med oppgitt R^2 verdi.



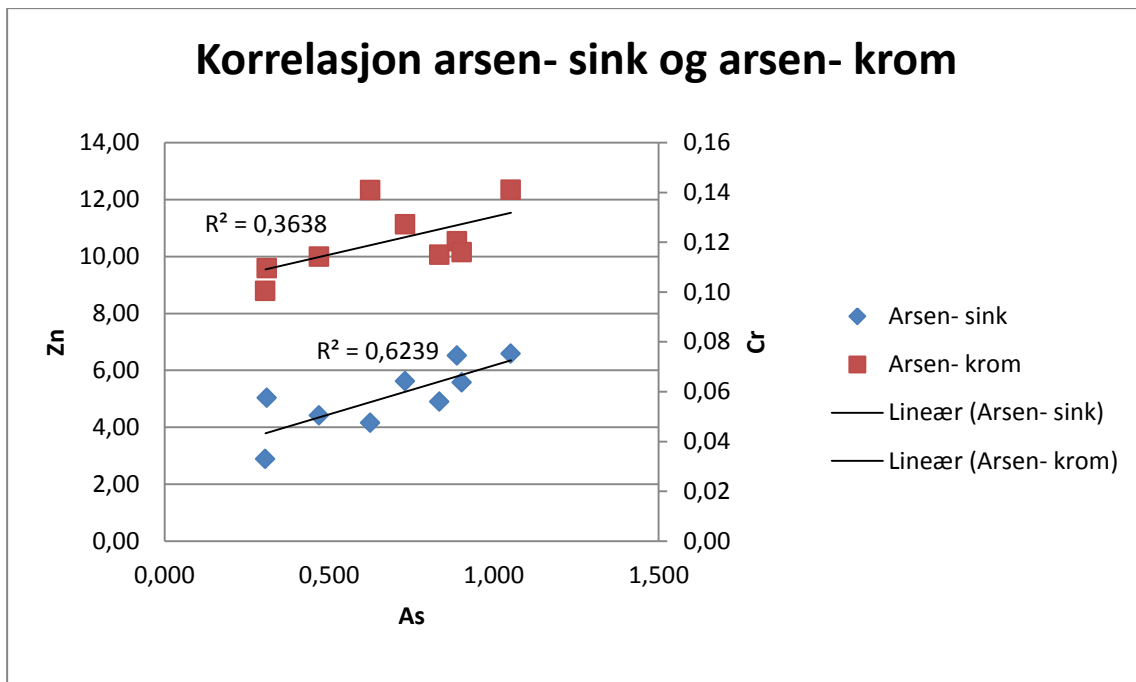
Figur 4-21 viser korrelasjon mellom jern og arsen for punkt 1. Korrelasjon på 0,94 (vedlegg F2).

I tillegg til å korrelere med arsen, korrelere jern og med samtlege metall, bortsett frå kvikksølv. Dette kan vere fordi jernkonsentrasjonane er veldig høge samanlikna med konsentrasjonane av andre metall (tabell A2-2) og jern dermed vil dominere.



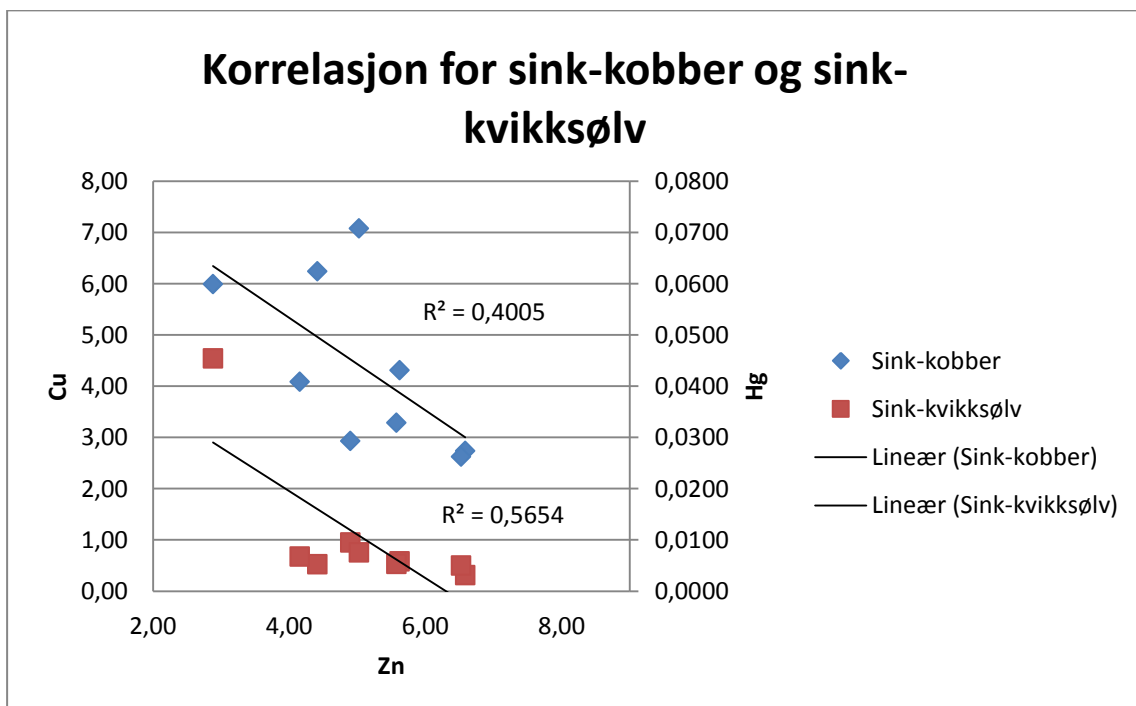
Figur 4-22 viser korrelasjon mellom arsen- kadmium og arsen- kopar. Arsen-kadmium har korrelasjon på -0,73 og arsen- kopar har korrelasjon på -0,95 (vedlegg F2).

I teori vart det nemnt CCA- impregnert trevirke og at korrelasjon mellom arsen, kadmium, og kopar er ein indikasjon på dette. Figur 4-22 viser negativ korrelasjon for arsen med både kadmium og kopar. Det er difor ingen indikasjon på at det er CCA impregnert trevirke i deponiet. Kopar og kadmium følgjer derimot kvarandre med ein korrelasjon på 0,76 (vedlegg F2).



Figur viser korrelasjon mellom arsen- sink og arsen- krom. Arsen- sink har ein korrelasjon på 0,79 og arsen- krom 0,60 (vedlegg F2).

Både sink og krom har ein positiv korrelasjon med arsen.



Figur viser korrelasjon mellom sink-kopar og sink-kvikksølv. Sink kopar har korrelasjon på -0,63 og sink-kvikksølv har korrelasjon på -0,75 (vedlegg F2).

Analysar av korrelasjon mellom metall viser korrelasjon mellom kadmium, kobbar og kvikksølv. Motsett finn ein korrelasjon mellom sink, arsen og krom. Dette kan indikere ulike kjelder. Jern har høg korrelasjon med samtlege stoff, bortsett frå kvikksølv. Dette kan skyldast dei høge konsentrasjonane av jern i bekken, som då vil dominere.

Korrelasjon mellom metall og prøvepunkt (Vedlegg F3), viser liten korrelasjon mellom dei metalla ein ville anta å finne i kompleks med organisk materiale. Kopar viser t.d. ein korrelasjon på -0,03 medan jern og mangan har høvesvis korrelasjon på -0,72 og -0,68. Krom viser størst korrelasjon på 0,67. DOC verdiane (vedlegg D) er forholdsvis stabile. Dette kan vere grunnen til at dei viser korrelasjon med metall, då metalla viser store variasjonar. Dette treng likevel ikkje bety at desse metalla ikkje bind partikulært. I tillegg til DOC kan og jern og mangan partiklar absorbere metallion. Jern viser høg korrelasjon med andre metall (vedlegg F2).

4.3.10 Parameter mot metall

pH-målingane (vedlegg C1) viste generelt høge verdiar i Norsk samanheng. Årsaken kan vere at det er deponert materiale som sement. Sement inneheld kalk kan vere med å auke pH (Justnes et al. 2005). Sidan det og er funne høge konsentrasjonar av kalsium (tabell 4-5; vedlegg A1) vil dette forsterke denne teorien om deponert sement. Høge pH-verdiar kan, som beskrive i kap. 2.6.1, føre til at vi får ei auka utfelling av metallion. Det er difor truleg at bekkebotnen vil innehalde utfelte metall. Dersom bekken endrar pH vil desse utfellingane kunne løyse seg og ein vil få auka tilførsel av metallion frå bekken til Nidelva (Calmano et al., 1993). Det er ikkje funne korrelasjonar mellom pH, andre parameter eller metall. pH målingane (figur C1-1) følgjer ingen spesielle trendar.

Turbiditeten (vedlegg C1) til bekken var jamt over lav. Dette viser at vatnet er klart, som ein og ser ved observasjon. Ei tydelig utfellinga legg seg på botnen. Punkt 1 den 22. juni har høg verdi samanlikna med andre verdiar. Denne dagen var det mykje vatn i elva. Ein ser at det er forhøga verdiar av bly og sink (tabell 4-6) denne dagen. Dette kan tyde på at det bly og sink er bunde partikulært. Målingane av turbiditet, då spesielt for punkt 1 som har verdi på 90 NTU, kan og skyldast feil i målingane ved at prøveglaset ikkje er satt nedi behaldaren på riktig måte.

Konduktiviteten (vedlegg C1) er ganske stabil, men det kan virke som at den blir påverka av nedbør (vedlegg C2). Konduktiviteten er minst den 22. juni, som er den målinga der bekken

hadde størst vassføring. Det verkar som nedbør har ei fortynningseffekt som fører til lågare konduktivitet (Mikkelsen Ø. 2014[pers. med]). Samanlikna med andre norske vassdrag frå NINA rapport 748, som stort sett ligg på <10 mS/m som svarar til $100\mu\text{S}/\text{cm}$, er konduktiviteten i bekken høg.

Redokspotensialet kan ha innverknad på metall specieringa i bekken (Calmano et al., 1993). Øvst i bekken var redokspotensialet relativt lågt. Det vart målt negative verdiar på dei øvste punkta. Dette kan skyldast at det hovudsakleg er deponert torv og myr på deponiet. Denne typen materiale inneheld lite oksygen og bidrar til reduserande forhold. Det er difor naturleg at reduksjonspotensialet nær røret vil ha låge verdiar. Etterkvar som vatnet vert eksponert for luft vil redokspotensialet stige. På punkt 4 ligg redokspotensialet høgre. Den 19. juni viste det høge verdiar for redokspotensialet for punkt 1, og ein ser og eit tydeleg fall i konsentrasjon av arsen og sink for punkt 1 denne dagen. Den 29. juni stig redokspotensialet igjen og ein får igjen eit fall i konsentrasjonen av arsen.

5.0 Konklusjon og vidare arbeid

Jordprøvene viser jamt over låge konsentrasjonar som er innanfor tilstandsklasse 1 og 2. Tilstandsklassane frå TA 2553/2009 viser enkeltprøver for sink og arsen med konsentrasjonar i tilstandsklasse 3. Samanlikna oppimot veileder 97:04 viser enkeltprøver for kadmium og arsen konsentrasjonar i tilstandsklasse 3. Det interessante for jordprøvene er at område C, som er avrenning av deponert materiale skjerma under plast, viser signifikant høgre verdjar for kopar, kvikksølv, sink, kadmium og bly. Dette kan indikere at desse massene inneheld forhøgja konsentrasjonar samanlikna med området rundt.

Analyser av overflatevatn viser reine konsentrasjonar med unntak av kvikksølv og kopar. Dette går og igjen med høge konsentrasjonar i bekken. Påverking av kvikksølv i overflatevatn er det delte meiningar om. Det kan vere ei viss utveksling av kvikksølv mellom vatn og luft, som ein må vere merksam på.

Når det gjed dei målte parameterane viste pH-målingane generelt høge verdjar i norsk samanheng. Det er ikkje funne korrelasjonar mellom pH og dei andre parametrar eller metall. Turbiditeten til bekken var jamt over låg med verdjar mellom 0,82 NTU til 17,09 NTU. Unntak er punkt 1 den 22. juni med 90,9 NTU. Denne dagen var det og forhøgja verdjar av bly og sink. Dette kan tyde på at det bly og sink er bunde partikulært. Redokspotensialet i bekken var lågt med ein minimumsverdi på -53 i punkt 3. I punkt 4 var redokspotensialet høgre. Den 19. juni vart det målt eit redokspotensial på 206 mV for punkt 1, og det var eit tydeleg fall i konsentrasjon av arsen og sink for punkt 1 denne dagen. Den 29. juni var redokspotensialet høgre, og det var eit fall i konsentrasjonen av arsen. Konduktiviteten er relativt stabil, men det kan virke som at den blir påverka av nedbør ved fortyning som fører til nedgang i konduktivitet.

Resultata frå ICP-MS viser jamt over låge verdjar innanfor grenseverdien for reine masser av kadmium, bly, krom og sink. Unntaket er den 19. juni for punkt 1 ufiltrert. Her viser alle stoff, med unntak av kvikksølv, konsentrasjonar frå klasse 3 og oppover. Det er funne forhøgja verdjar av kopar, kvikksølv og nikkel ved fleire målingar. Ved t-test av viste ingen signifikant forskjell filtrerte og ufiltrerte prøver. Det må takast med i betrakninga at prøvene har stor varians og lågt tal prøver. Kvikksølv konsentrasjonane i tillegg låge, ned mot deteksjonsgrensa for ICP-MS, og viser store relative standardavvik.

SUVA-verdiane er generelt lave (< 4). SUVA verdiane gir dermed ikkje grunn til å tru at det er mykje aromatiske forbindelsar i vatnet.

Bekken har veldig hardt vatn. Hovudsakleg skyldast dette den høge konsentrasjonen av kalsium. Denne kalsiumkonsentrasjonen kan forklarast ut i frå at det er deponert bygningsmasser som inneheld betong. I kanten på deponiet kan ein sjå betongblokker, som ved nedbryting vil frigje kalsiumion. Dette vil og vere med å oppretthalde ein høgare pH enn forventa i bekkevann frå myr.

Prøvetakinga i denne oppgåva er hovudsakleg gjort i juni, i tillegg til ei prøvetaking i oktober og ei i november. For vidare arbeid vil det vere aktuelt å ta prøver tidlegare på våren, ved snøsmelting, for å ha ei større vassføring i bekken. Når det gjeld bekken, vil det vere nyttig å ta prøver av botnslammet for å sjå kva som er felle ut. Det er då aktuelt med prøver både øvst i bekken og i myra mellom deponiet og Nidelva.

Analyser av kvikksølv i overflatevatn viste forhøgja konsentrasjonar, noko som burde vore undersøkt med tanke på avdamping. Bortsett frå kvikksølv er deponioverflata per dags dato rein og ufarleg å ferdast på i forhold til tungmetall.

For vidare arbeid med bekken må det gjerast ei vurdering på korleis byggearbeid på deponiet kan påverke bekken. Sidan det er deponert mykje myr, som har låg pH, vil byggearbeid kunne føre til ein lågare pH i bekken. Dersom ein får ei surgjering av bekken kan det føre til ei utveksling ved at tungmetall bunde i kompleks vert bytta med hydrogenion. Dette kan føre til ein plutselig propp med tungmetall vil bli vaska ut og føre til auka tilførsel til Nidelva. Bekken er forøvrig liten i forhold til Nidelva, så evt. forhøgja konsentrasjonar frå bekken vil raskt bli fortynna i Nidelva.

Referansar

- Aakre, E. K. (2012). Forurenset sjøbunn-En vurdering av miljøundersøkelser som beslutningsgrunnlag for og dokumentasjon av tiltak i norske havner og fjorder (Masteroppgåve). Trondheim: Norges teknisk- naturvitenskaplige Universitet (NTNU).
- Andersen, J. R., Bratli, J. L., Fjeld, Bjørn Faafeng, B., Grande, M., Hem, L., Holtan, H., Krogh, T., Lund, V., Rosland, D., Rosseland, B. O. & Andersen, K. J. A., (1997). Veiledning 97:04. 31.
- Andersson, M., Eggen, O., Finne, T. E., & Ottesen, R. T. (2011). Områder i Norge med naturlig høyt bakgrunnsnivå (over normverdi)- etyding for disponering av masser. 43.
- Andersson, M., Ottesen, R. T., Haugland, T. (2006). Overvåking av jordforurensing i Trondheim 1994-2004 (Vol. 123).
- Belsaas, K. (2010). Bruk av DGT og HR-ICP-MS for studier av metallers døgn-og sesongvariasjoner i vassdrag (Masteroppgåve). Trondheim: Norges teknisk- naturvitenskaplige universitet (NTNU).
- Berg, L. (2014, 24. januar). Vil fylle gravene med farlig avfall. Henta frå <http://www.nrk.no/telemark/vil-ha-nytt-deponi-under-jorda-1.11485328> [25.05.2013]
- Berge, Ø. R. (2009). Hva karakteriserer byjord?: Fordelingen av arsen, utvalgte tungmetaller, PAHsum16 og PCBsum7 i tre norske byer.
- Bjervamoen, S. G., Bjørk, T.B., Elgen, M., Gaut, S., Hauan, G., Herman, S., Ilestad, I., Johansen, C.C., Knapstad, H., Nordløkken, M., Stoeckert, K., Stokkam, T. & Ottesen, R.T. (2006). Spredning av miljøgifter fra tetteflater i Trondheim (Vol. 75).
- Bradl, H. B. (2004). Adsorption of heavy metal ions on soils and soils constituents. *Journal of Colloid and Interface Science*, 277(1), 1-18.
- Bølviken, B. (1973). *Statistisk beskrivelse av geokjemiske data*: Universitetsforlaget.
- Calmano, W., Hong, J., & Foerstner, U. (1993). Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water science and technology*, 28, 223-223.
- Cha, W., Choi, H., Kim, J., & Kim, I. S. (2004). Evaluation of wastewater effluents for soil aquifer treatment in South Korea. *Water Science & Technology*, 50(2), 315-322.
- Clemens Reimann, P. F., Robert Garrett, Rudolf Dutter (2008). *Statistical Data Analysis Explained: Applied Environmental Statistics with R* (Vol. 362).

- Daly, J. (2007). What is turbidity? Henta frå http://www.isanorcal.org/download/tech2007_presentations/turbidity.pdf [23.05.2014]
- Doane, T. A., & Horwath, W. R. (2010). Eliminating interference from iron (III) for ultraviolet absorbance measurements of dissolved organic matter. *Chemosphere*, 78(11), 1409-1415.
- Evisa, (u.å.). Instrument Database: Thermo Scientific - ELEMENT-2. Henta frå <http://www.speciation.net/Database/Instruments/Thermo-Scientific/ELEMENT2-;i125> [23.05.2013]
- Fana Stein og Gjenvinning AS (FSG). (u.å.a). Presentasjon av Fana stein & gjenvinning AS. Henta frå <http://www.fsg.no/index.php/omfsg> [23.05.2014]
- Fana Stein og Gjenvinning AS (FSG). (u.å, b). Miljøaspekter. Henta frå <http://www.fsg.no/index.php/omfsg/miljoaspekter> [23.05.2014]
- Fan, L., Harris, J. L., Roddick, F. A., & Booker, N. A. (2001). Influence of the characteristics of natural organic matter on the fouling of microfiltration membranes. *Water Research*, 35(18), 4455-4463.
- Fendorf, S. E. (1995). Surface reactions of chromium in soils and waters. *Geoderma*, 67(1), 55-71.
- Flemming, C., & Trevors, J. (1989). Copper toxicity and chemistry in the environment: a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 44(1-2), 143-158.
- Florence, T. M. (1982). The speciation of trace elements in waters. *Talanta*, 29(5), 345-364. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/0039-9140\(82\)80169-0](http://dx.doi.org/10.1016/0039-9140(82)80169-0)
- Forurensningsloven. (2007, 29. juni). § 11. *Særskilt tillatelse til forurensende tiltak*. Henta frå http://lovdata.no/dokument/NL/lov/1981-03-13-6#KAPITTEL_6 [23.05.2014]
- Gaut, S. (2014). Tiller løsmassedeponi- årsrapport 2013- endelig. Oppfølging av kontrollprogram Sweco rapport nr. 554228-R09
- Gibbs, L. M. (2010). *Love Canal: And the Birth of the Environmental Health Movement*: Island Press.
- Gundersen, P., & Steinnes, E. (2003). Influence of pH and TOC concentration on Cu, Zn, Cd, and Al speciation in rivers. *Water Research*, 37(2), 307-318.
- Hanna instrument (HANNA). (udatert). Turbidity Meters- An Introduction to HANNA Turbidity Instruments. 16. Henta frå <http://www.makab.se/downloads/bin/utskick/2007/Grumlighet-Turbiditet.pdf> [23.05.2014]

- Harada, M. (1995). Minamata disease: methylmercury poisoning in Japan caused by environmental pollution. *CRC Critical Reviews in Toxicology*, 25(1), 1-24.
- Hem, J., Lind, C., & Roberson, C. (1989). Coprecipitation and redox reactions of manganese oxides with copper and nickel. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 53(11), 2811-2822.
- Hem, J. D. (1978). Redox processes at surfaces of manganese oxide and their effects on aqueous metal ions. *Chemical Geology*, 21(3), 199-218.
- Herard, D. (2010). The Hungarian Toxic Red Sludge Spill and Determining Public Accountability.
- International Organization for Standardization (ISO). (2002). Soil quality- Sampling- Part 1: Guidance on the design of sampling programmes. 10381-1:2002(E). 32.
- Justnes, H., FABEKO, N. F., & Dahl, P. A. (2005). Innvirkning av betong, vaskevann og slam på miljøet ved deponi og muligheter for gjenbruk. *SINTEF Rapport STF50 F, 5205*.
- Kerper, L. E., Ballatori, N., & Clarkson, T. W. (1992). Methylmercury transport across the blood-brain barrier by an amino acid carrier. *Am J Physiol*, 262(5 Pt 2), R761-R765.
- Klart vann. (u.å.a). Turbiditet. Henta frå <http://www.klart-vann.no/vannkvalitet/hardtv-vann> [23.05.2014]
- Klart vann. (u.å.b). Konduktivitet. Henta frå <http://www.klart-vann.no/vannkvalitet/konduktivitet> [23.05.2014]
- Klart vann. (u.å.c). Hardt vann. Henta frå <http://www.klart-vann.no/vannkvalitet/hardtv-vann> [23.05.2014]
- Knutsen, H. K., & Alexander, J. (2004). Miljøgifter og helserisiko. *Norsk epidemiologi*, 14(2).
- Langeland, M. & Ottesen R. T. (2008). Kap 11. Byjord - en giftig historie. *Geologi for samfunnet i 150 år - arven etter Kjerulf Gråsteinen 12*. Henta frå http://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Gr%C3%A5steinen/Graasteinen12_11_Ottesen.pdf [23.05.2013].
- Løvås, G. G. (2004). *Statistikk for universiteter og høyskoler*: Universitetsforlaget.
- Manahan, S. E. (2010). *Environmental Chemistry*: Taylor and Francis Group, LLC.
- Masscheleyn, P. H., Delaune, R. D., & Patrick Jr, W. H. (1991). Effect of redox potential and pH on arsenic speciation and solubility in a contaminated soil. *Environmental Science & Technology*, 25(8), 1414-1419.
- Meidell, L. Å. (2013, 4. juli). Deponering. Henta frå <http://www.avfallnorge.no/deponering1.cfm> [10.09.2013]

- Mielke, H. W., Berry, K. J., Mielke, P. W., Powell, E. T., & Gonzales, C. R. (2005). Multiple metal accumulation as a factor in learning achievement within various New Orleans elementary school communities. *Environmental Research*, 97(1), 67-75.
- Milestone. (u.å.). UltraClave Design. Henta frå
<http://www.milestonesci.com/ultraclave.html/uc-design.html> [24.05.2014]
- Miljøverndepartementet. (u.å.) NORSK IMPLEMENTERINGSPLAN FOR STOCKHOLM-KONVENSJONEN OM PERSISTENTE ORGANISKE MILJØGIFTER (POPs).
 Henta frå
<http://www.pops.int/documents/implementation/nips/submissions/Norway.pdf>
 [24.05.2014]
- Morgan, W. S. o. J. J. (1996). *Aquatic chemistry - Chemical equilibria and rates in natural waters - third edition*. 260-263,
- Midtgård, Aa. K., Frengstad, B., Banks, D., Krog, J.R., Siewers, U., Strand, T. & Lind, B. (2007). Fordeling av sporelementer i grunnvann frå 476 borebrønner i fast fjell, analysert med ICP-MS. NGU- rapport nr.: 99.099, 169, 40-41. Henta frå
http://www.ngu.no/upload/Publikasjoner/Rapporter/1999/99_099.pdf [23.05.2014]
- Norges geologiske undersøkelse (NGU). (2008, 21. januar). Organiske miljøgifter. Henta frå
<http://www.ngu.no/no/hm/Klima-og-miljo/Forurensning/Organiske-miljogifter/>
 [23.05.2014]
- Norges geologiske undersøkelse (NGU). (u.å.). Kart berggrunn. Henta frå
<http://geo.ngu.no/kart/minkommune/?kommunenr=1601> [23.04.2014]
- Norsk avfallshåndtering AS (NOHA). (u.å.). Langøya. Henta frå
<http://www.noah.no/OmNOAH/OmLang%C3%B8ya/tabid/554/Default.aspx>
 [23.05.2013]
- Nøst, T., Schartau, A., & Daverdin, R. H. (1994). Kjemisk overvåking av norske vassdrag-Elveserien 1995. *NINA Oppdragsmelding*, 301, 1-35.
- Ottesen, R. T., Alexander, J., Joranger, T., Rytter, E., & Andersson, M. (2007). Forslag til tilstandsklasser for jord. *NGU Rapport 2007.019*.
- Ottesen, R. T., & Langedal, M. (2001). Urban geochemistry in Trondheim, Norway. *NORGES GEOLOGISKE UNDERSØKELSE*, 438, 63-69.
- Poissant, L., Amyot, M., Pilote, M., & Lean, D. (2000). Mercury water-air exchange over the upper St. Lawrence River and Lake Ontario. *Environmental Science & Technology*, 34(15), 3069-3078.

- Poissant, L., & Casimir, A. (1998). Water-air and soil-air exchange rate of total gaseous mercury measured at background sites. *Atmospheric Environment*, 32(5), 883-893.
- Potter, B. B. W., J.C. (2005). [Method 415.3 DETERMINATION OF TOTAL ORGANIC CARBON AND SPECIFIC UV ABSORBANCE AT 254 nm IN SOURCE WATER AND DRINKING WATER].
- Pukkala, E., & Pönkä, A. (2001). Increased incidence of cancer and asthma in houses built on a former dump area. *Environmental Health Perspectives*, 109(11), 1121.
- Reimann, C., Filzmoser, P., Garrett, R., & Dutter, R. (2011). *Statistical data analysis explained: applied environmental statistics with R*: John Wiley & Sons, kap 3 og 4
- Rosenqvist, I. T. (1978). Alternative sources for acidification of river water in Norway. *Science of the Total Environment*, 10(1), 39-49.
- Santore, R. C., Di Toro, D. M., Paquin, P. R., Allen, H. E., & Meyer, J. S. (2001). Biotic ligand model of the acute toxicity of metals. 2. Application to acute copper toxicity in freshwater fish and Daphnia. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 20(10), 2397-2402.
- SFT. (2003a). Veileder til deponiforeskriften(TA-1952/2003). Henta frå <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/avfall/1951/ta1951.pdf> [23.05.2013]
- SFT. (2003b). Veileder om miljørisikovurdering av bunntetting og oppsamling av sigevann ved deponier (TA-1995/2003). Henta frå <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/avfall/1995/ta1995.pdf> [23.05.2013]
- Shimadzu. (u.å.a). UVmini-1240. Henta frå <http://www.shimadzu.com/an/spectro/uv/uvmini.html> [23.05.2013]
- Shimadzu. (u.å.b). Sample Cell Selection Guide for Spectroscopy Applications. Henta frå http://store.shimadzu.com/documents/Cuvette_Guide_09-13.pdf [23.05.2013]
- Skjerdal, J. W. (2013, 05 september). Kvikksølv. Henta frå <http://www.helsebiblioteket.no/forgiftninger/aktuelt-arkiv/kvikks%C3%B8lv#> [10.04.2014]
- Skoog, D. A., West, D. M., & Holler, F. J. (1988). *Fundamentals of analytical chemistry*.
- Snilsberg, P., Nordal, Ola, Amundsen, Carl Einar, Haarstad, K., Hartnik, T., Mæhlum, T (TA-2077/2005). (2005). Rettleiar om overvaking av sigevatn frå avfallsdeponi (TA-2077/2005).

- Stefánsson, A., Arnórsson, S., & Sveinbjörnsdóttir, Á. E. (2005). Redox reactions and potentials in natural waters at disequilibrium. *Chemical Geology*, 221(3), 289-311.
- Sunda, W. G., & Hanson, A. K. (1987). Measurement of free cupric ion concentration in seawater by a ligand competition technique involving copper sorption onto C sub (18) SEP-PAK cartridges. *Limnology and Oceanography*, 32(3), 537-551
- Tamaki, S., & Frankenberger Jr, W. (1992). *Environmental biochemistry of arsenic*: Springer.
- Taylor, H. E. (2001). *Inductively coupled plasma-mass spectrometry: practices and techniques*: Academic Press.
- Teledyne Tekmar. (u.å.). TOC analyse. from http://www.microtek.no/pb/wp_84e8c564.html [24.05.2014]
- Teledyne Tekmar. (2011). Brukermanual Torch Combustion TOC Analyzer. from http://www.teledynetekmar.com/products/TOC/Torch/documentation/Torch_Product_Brochure.pdf [24.05.2014]
- Thomas, R. (2013). *Practical guide to ICP-MS: a tutorial for beginners*: CRC press.
- Tijhuis L. (2003). The Geochemistry of the Topsoil in Oslo, Norway.
Doktor Ingeniør Thesis 2003:33, Department of Geology and Mineral Resources Engineering, Norwegian University of Science and Technology, NTNU
- Triska, F. J., & Higler, L. B. (u.å.) BIOGEOCHEMICAL PROCESSES IN RIVER SYSTEMS. Henta frå <http://www.eolss.net/sample-chapters/c07/e2-07-04-01.pdf> [24.05.2014]
- Trondheim kommune. (2014). Aktsomhetskartet for forurenset grunn. from <https://www.trondheim.kommune.no/akfg/>
- Viklund, M. (2012). Rapport Tiller deponi- *Oppfølging av kontrollprogram* (Sweco rapport nr. 554228-R07) V14
- Volk, C., Bell, K., Ibrahim, E., Verges, D., Amy, G., & LeChevallier, M. (2000). Impact of enhanced and optimized coagulation on removal of organic matter and its biodegradable fraction in drinking water. *Water Research*, 34(12), 3247-3257. doi: [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00033-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00033-6)
- Wolf, R. E. (2005). What is ICP-MS?...and more importantly, what can it do?. Henta frå http://crustal.usgs.gov/laboratories/icpms/What_is_ICPMS.pdf [23.05.2014]

Vedlegg

Vedlegg A: Resultat frå ICP-MS vassprøver	I
Vedlegg B: Resultat ICP-MS for jordprøver.....	VIII
Vedlegg C: Målte parameter	X
Vedlegg D: DOC, UV ₂₅₄ og SUVA.....	XVII
Vedlegg E: T-testar	XVIII
Vedlegg F: Korrelasjonar	XXIII
Vedlegg G: Trendar i bekken	XXVII
Vedlegg H: Bilder av utstyret.....	XXXI
Vedlegg I: Ultra Clave	XXXIII
Vedlegg J: Statistiske berekningar frå R	XXXIV
Vedlegg K: Tabellar for tilstandsklassar	XLI
Vedlegg L: prøvepunkt i område C.....	XLIII
Vedlegg M: SJA- skjema	XLIV

Vedlegg A: Resultat frå ICP-MS vassprøver

A1: Informasjon om kvart prøvenummer.

Tabell A1 viser dato, filtrert/ufiltrert samt område for prøvetaking for kvart prøvenummer.

Prøve	Dato	F / Uf	Område	Prøve	Dato	F / Uf	Område
1	12.06	F	Dam A				
2	12.06	F	Dam B	34	24.06	UF	Punkt 2
3	12.06	F	Dam C	35	24.06	F	Punkt 2
4	12.06	F	Dam D	36	24.06	UF	Punkt 4
5	12.06	F	Dam E	37	24.06	F	Punkt 4
6	12.06	UF	Punkt 1	38	26.06	UF	Punkt 1
7	12.06	F	Punkt 1	39	26.06	F	Punkt 1
8	12.06	UF	Punkt 2	40	26.06	UF	Punkt 2
9	12.06	F	Punkt 2	41	26.06	F	Punkt 2
10	12.06	UF	Punkt 3	42	26.06	UF	Punkt 4
11	12.06	F	Punkt 3	43	26.06	F	Punkt 4
12	12.06	UF	Punkt 4	44	26.06	UF	NO*
13	12.06	F	Punkt 4	45	26.06	F	NO*
14	17.06	UF	Punkt 1	46	26.06	UF	NN**
15	17.06	F	Punkt 1	47	26.06	F	NN**
16	17.06	UF	Punkt 2	48	29.06	UF	Punkt 1
17	17.06	F	Punkt 2	49	29.06	F	Punkt 1
18	17.06	UF	Punkt 4	50	29.06	UF	Punkt 2
19	17.06	F	Punkt 4	51	29.06	F	Punkt 2
20	19.06	UF	Punkt 1	52	29.06	UF	Punkt 4
21	19.06	F	Punkt 1	53	29.06	F	Punkt 4
22	19.06	UF	Punkt 2	54	16.10	UF	Punkt 2
23	19.06	F	Punkt 2	55	16.10	F	Punkt 2
24	19.06	UF	Punkt 4	56	16.10	UF	Punkt 1
25	19.06	F	Punkt 4	57	16.10	F	Punkt 1
26	22.06	UF	Punkt 1	58	16.10	UF	Punkt 4
27	22.06	F	Punkt 1	59	16.10	F	Punkt 4
28	22.06	UF	Punkt 2	60	07.11	UF	Punkt 1
29	22.06	F	Punkt 2	61	07.11	F	Punkt 1
30	22.06	UF	Punkt 4	62	07.11	UF	Punkt 2
31	22.06	F	Punkt 4	63	07.11	F	Punkt 2
32	24.06	UF	Punkt 1	64	07.11	UF	Punkt 4
33	24.06	F	Punkt 1	65	07.11	F	Punkt 4

*NO = Nidelva oppstrøms, ** NN = Nidelva nedstrøms

A2: ICP-MS resultat for utvalde metall

Tabell A2-1 viser metallkonsentrasjonar av kadmium, kvikksølv, bly, magnesium, aluminium, kalsium og krom($\mu\text{g/L}$) i vassprøvene samla vår, sommar og haust 2012. Det er og oppgitt relativt standardavvik (RDS) for parallellane, der verdiar $< 5\%$ er markert med grønt, $5\text{-}10\%$ med blått, og $> 10\%$ med rødt.

Prøve Nr.	Kadmium		Kvikksølv		Bly		Magnesium		Aluminium		Kalsium		Krom	
	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$		$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %
1	0,008	1,1	0,0053	12,7	0,063	3,9	1 133	7,9	19,6	4,7	19 801	7,8	0,13	10,3
2	0,000	9,5	0,0052	8,8	0,047	1,0	9 939	3,4	5,0	2,6	72 457	7,1	0,09	1,4
3	0,002	4,5	0,0060	11,9	0,034	6,5	6 869	3,1	1,8	5,6	64 326	3,2	0,10	7,6
4	0,010	7,3	0,0112	3,7	0,009	4,1	12 296	2,0	3,3	1,5	110 139	1,4	0,32	3,8
5	0,004	17,4	0,0078	7,2	0,145	2,1	18 309	1,7	3,6	0,5	80 876	5,1	0,13	3,6
6	0,027	8,6	0,0044	8,8	0,094	5,2	18 240	3,2	34,0	11,0	101 609	2,6	0,25	11,6
7	0,011	25,3	0,0031	8,3	0,020	1,1	18 262	7,7	2,6	3,8	94 778	5,0	0,14	6,6
8	0,015	20,2	0,0034	6,6	1,317	0,3	14 395	4,2	664,4	8,3	104 891	3,4	2,44	3,6
9	0,003	15,5	0,0017	6,1	0,010	5,0	14 724	2,2	2,5	2,5	107 157	1,7	0,15	2,4
10	0,002	24,4	0,0025	16,5	0,038	6,1	16 486	1,6	38,4	12,9	100 256	3,8	0,21	2,2
11	0,000	28,5	0,0040	13,0	0,002	8,0	17 001	5,1	2,1	3,8	100 224	6,3	0,07	6,4
12	0,001	12,0	0,0032	12,9	0,017	3,0	11 330	6,7	34,7	3,7	60 336	2,1	0,30	5,0
13	0,001	23,4	0,0047	19,9	0,007	8,8	11 244	4,2	13,9	2,7	64 073	3,0	0,23	1,7
14	0,023	8,9	0,0024	6,0	0,072	2,3	18 166	1,8	34,3	10,2	100 622	2,1	0,21	5,0
15	0,014	16,9	0,0050	6,2	0,017	7,3	18 574	3,0	2,4	4,1	100 611	3,1	0,12	0,2
16	0,006	26,0	0,0020	5,8	0,041	0,4	15 340	5,6	8,8	5,4	114 687	4,6	0,17	6,3
17	0,005	12,9	0,0020	4,5	0,018	5,7	15 500	8,3	2,6	1,1	106 455	7,5	0,21	4,4
18	0,001	15,5	0,0028	10,6	0,024	10,0	10 137	3,1	45,4	6,0	59 079	2,0	0,32	3,1
19	0,001	56,0	0,0032	1,6	0,013	7,0	10 225	4,2	18,0	9,2	58 894	9,3	0,23	5,7
20	0,120	1,4	0,0048	4,3	1,368	0,6	20 130	0,7	945,4	7,1	111 633	3,2	3,72	0,9

Tabell A2-1 fortsetjing

Prøve Nr.	Kadmium		Kvikksølv		Bly		Magnesium		Aluminium		Kalsium		Krom	
	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD %
21	0,018	1,9	0,0454	6,1	0,014	6,8	19 819	6,5	2,0	3,9	108 968	4,0	0,10	5,7
22	0,003	5,6	0,0072	9,9	0,019	3,7	15 656	6,0	7,0	4,6	111 690	7,1	0,15	7,1
23	0,003	13,1	0,0034	7,9	0,005	10,7	15 445	3,5	2,3	3,9	112 036	5,7	0,12	2,8
24	0,002	42,5	0,0044	3,6	0,021	11,0	12 152	5,9	23,2	7,0	68 085	2,6	0,22	6,5
25	0,001	7,8	0,0023	8,8	0,008	2,9	12 292	5,0	12,1	3,4	67 523	8,5	0,19	5,1
26	0,021	6,4	0,0043	9,5	0,197	4,1	15 549	10,0	147,0	1,4	82 144	6,1	0,55	2,2
27	0,018	2,0	0,0058	2,6	0,324	4,0	16 831	2,5	7,9	0,8	85 623	3,4	0,13	6,7
28	0,009	6,6	0,0043	8,4	0,169	0,7	13 892	2,5	84,0	7,1	88 233	1,9	0,48	5,7
29	0,007	15,8	0,0057	9,4	0,017	6,0	13 512	6,3	3,8	2,8	87 340	3,6	0,16	7,3
30	0,002	27,1	0,0030	5,0	0,159	0,4	8 889	4,0	272,8	8,9	48 810	10,7	1,11	3,8
31	0,003	50,7	0,0056	9,8	0,227	1,4	8 464	5,9	54,2	4,0	46 740	1,7	0,44	0,4
32	0,028	7,8	0,0037	2,7	0,185	6,2	16 978	3,2	40,8	6,1	89 655	5,1	0,24	6,2
33	0,015	14,3	0,0053	3,5	0,025	3,8	16 758	3,2	2,6	3,9	88 496	2,0	0,12	6,8
34	0,004	8,8	0,0038	3,7	0,049	0,4	14 259	7,6	22,6	5,9	97 443	2,5	0,25	2,2
35	0,004	19,8	0,0077	8,6	0,016	8,7	14 317	1,4	4,0	2,4	95 294	6,0	0,18	5,2
36	0,002	38,6	0,0051	14,1	0,058	2,3	11 894	1,7	60,9	6,8	64 074	3,1	0,38	1,0
37	0,006	34,1	0,0045	7,2	0,114	0,5	11 543	2,2	24,0	3,4	65 217	6,0	0,29	7,1
38	0,026	14,9	0,0063	4,0	0,129	4,5	18 485	1,3	52,7	7,8	98 055	4,3	0,27	3,8
39	0,011	5,8	0,0095	15,0	0,025	6,7	18 458	7,5	2,5	3,5	98 526	3,9	0,11	4,8
40	0,005	7,3	0,0056	16,8	0,018	5,6	14 868	5,2	8,9	11,3	106 436	5,4	0,17	3,9
41	0,003	13,6	0,0052	3,7	0,009	5,1	15 028	6,9	2,8	4,9	113 137	2,4	0,16	7,7
42	0,002	50,8	0,0017	1,3	0,028	5,3	12 456	4,8	28,2	4,5	71 973	8,3	0,26	1,6
43	0,002	40,6	0,0043	17,7	0,010	3,3	12 001	1,4	12,3	4,2	69 351	2,4	0,18	5,1

Tabell A2-1 fortsetjing

Prøve Nr.	Kadmium		Kvikksølv		Bly		Magnesium		Aluminium		Kalsium		Krom	
	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L		µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %
44	0,005	44,9	0,0059	8,7	0,043	1,5	644	7,2	58,9	9,0	4 060	1,7	0,19	2,0
45	0,003	33,8	0,0049	9,7	0,012	5,1	616	3,8	33,2	5,0	3 930	4,8	0,11	4,0
46	0,003	10,0	0,0030	0,9	0,065	2,5	667	4,8	56,7	1,5	4 027	6,9	0,19	7,6
47	0,004	21,1	0,0037	9,9	0,018	4,3	646	3,8	31,5	7,7	4 308	4,7	0,12	2,1
48	0,039	10,5	0,0055	14,3	0,113	1,9	23 361	1,0	16,0	13,8	123 523	5,1	0,15	6,5
49	0,035	12,2	0,0076	6,4	0,110	2,0	23 411	4,6	2,5	2,0	125 301	9,6	0,11	3,9
50	0,004	29,7	0,0050	8,3	0,043	2,2	16 733	6,7	6,1	5,7	114 064	1,5	0,13	9,3
51	0,004	11,5	0,0058	3,3	0,008	8,0	16 037	2,4	2,3	8,4	104 727	3,0	0,12	10,9
52	0,004	13,1	0,0057	5,9	0,159	1,5	13 143	1,7	21,5	5,6	70 028	2,4	0,22	5,7
53	0,003	25,5	0,0046	8,2	0,294	2,8	13 154	7,4	10,0	1,5	72 692	5,3	0,19	7,4
54	0,003	23,2	0,010	2,3	0,021	2,3	14 660	4,8	11,6	4,0	103 830	1,7	0,25	5,0
55	0,003	15,3	0,002	6,2	0,003	10,6	14 448	8,6	3,0	5,3	105 039	4,4	0,21	3,1
56	0,052	6,0	0,007	18,9	0,097	0,8	21 303	5,6	16,3	3,7	109 804	1,7	0,16	5,0
57	0,033	1,7	0,005	8,8	0,019	6,7	21 484	1,1	1,8	6,4	109 993	4,1	0,11	2,2
58	0,002	18,9	0,003	4,6	0,015	6,8	13 822	1,3	23,0	3,3	70 467	3,3	0,25	1,5
59	0,002	25,6	0,002	3,2	0,005	9,5	13 945	1,8	10,0	1,6	70 736	1,4	0,17	3,5
60	0,048	4,4	0,005	8,2	0,067	2,9	24 998	0,2	11,0	1,6	120 521	4,8	0,17	3,8
61	0,034	4,9	0,007	4,5	0,018	4,1	25 414	1,7	2,1	3,0	126 708	4,6	0,14	6,0
62	0,003	21,8	0,009	13,0	0,013	1,2	15 714	2,2	9,1	1,4	105 246	1,5	0,22	0,5
63	0,003	29,5	0,017	5,8	0,005	5,7	16 346	4,1	3,0	3,7	105 302	4,2	0,20	2,4
64	0,001	17,1	0,001	12,8	0,011	5,0	14 430	1,4	17,4	3,3	73 703	3,2	0,18	1,3
65	0,001	13,7	0,002	3,0	0,003	13,8	13 556	5,5	9,1	2,1	71 668	2,8	0,18	2,4

Tabell A2-2 viser metallkonsentrasjonar av mangan, jern, nikkel, kopar, sink og arsen ($\mu\text{g/L}$) i vassprøvene samla vår, sommar og haust 2012. Det er og oppgitt relativt standardavvik (RDS) til parallellane, der verdiar $< 5\%$ er markert med grønt, $5\text{-}10\%$ med blått, og $> 10\%$ med rødt.

Prøve nr.	Mangan		Jern		Nikkel		Kopar		Sink		Arsen	
	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %	$\mu\text{g/L}$	RSD, %
1	4,18	4,5	29,8	1,2	1,04	3,4	6,42	4,2	1,45	3,3	1,251	2,7
2	48,61	3,6	202,0	3,4	1,51	5,0	1,13	1,9	1,19	2,1	0,658	5,7
3	25,45	4,0	54,1	6,1	1,61	4,3	2,81	4,4	2,08	1,6	0,825	3,5
4	553,49	6,4	12 706,2	5,4	4,71	3,3	1,05	1,4	3,54	1,4	1,466	0,9
5	50,70	1,1	441,5	3,9	3,26	0,9	0,88	3,9	2,55	8,6	1,443	3,7
6	776,41	2,1	2 425,2	5,0	2,96	2,7	4,61	4,0	6,60	0,9	1,076	3,2
7	763,77	4,8	2 258,2	3,2	2,93	3,8	2,74	4,3	6,58	0,7	1,051	2,8
8	1 116,77	6,0	5 923,5	2,1	7,09	7,2	4,44	4,3	6,39	3,0	4,473	2,2
9	1 032,70	6,1	3 012,0	1,1	4,66	3,0	1,23	3,5	1,63	1,2	2,918	2,6
10	389,05	7,2	1 002,9	2,1	2,70	5,1	1,23	4,8	0,56	1,4	0,480	2,0
11	387,90	2,0	673,2	5,6	2,63	2,1	1,07	3,1	1,10	1,9	0,403	5,4
12	18,94	3,4	97,8	4,1	1,87	2,6	1,55	3,7	0,62	8,4	0,354	4,0
13	15,43	4,2	46,9	2,0	1,89	6,8	1,59	0,5	1,28	5,2	0,321	6,0
14	746,59	7,5	2 260,8	5,6	3,13	3,9	4,10	3,8	4,97	0,9	0,951	1,8
15	749,83	3,0	2 220,0	3,8	2,93	1,8	2,62	2,4	6,52	3,3	0,888	3,5
16	1 162,67	1,6	3 733,3	3,2	5,16	8,5	1,29	4,2	2,28	0,5	3,158	1,8
17	1 153,26	8,6	3 658,5	5,4	5,19	2,9	1,14	3,3	2,05	1,9	3,153	1,6
18	21,76	3,2	133,2	5,2	2,05	1,5	1,59	4,0	0,73	4,2	0,360	4,8
19	18,12	2,1	69,1	2,9	1,98	3,2	1,60	7,3	1,55	6,1	0,350	5,1
20	801,71	3,1	31 195,8	1,2	8,16	4,4	22,35	1,2	26,26	1,9	5,204	0,8
21	252,60	4,5	22,1	5,8	3,29	3,7	5,99	7,7	2,88	6,4	0,306	6,3

Tabell A2-2 fortsetjing

Prøve nr.	Mangan		Jern		Nikkel		Kopar		Sink		Arsen	
	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %
22	1 364,03	9,0	4 347,4	7,4	5,81	6,9	0,94	1,5	0,83	3,0	3,641	0,5
23	1 371,54	2,6	4 186,8	2,3	5,98	3,4	0,90	6,5	1,91	4,8	3,538	2,7
24	19,10	4,4	86,3	4,7	1,87	1,5	1,68	1,9	0,88	9,2	0,370	7,4
25	11,10	6,8	36,0	8,0	1,76	4,3	1,68	1,9	1,51	2,4	0,352	0,8
26	298,27	8,4	1 152,7	5,7	3,31	3,1	4,73	4,9	4,77	3,1	0,808	3,2
27	281,08	1,9	785,7	4,0	3,15	4,3	4,31	2,8	5,62	4,2	0,730	1,5
28	350,11	4,8	2 424,7	3,1	3,00	6,4	3,58	6,7	2,20	2,6	2,240	1,9
29	336,53	6,6	1 001,6	4,5	2,74	2,2	2,94	4,9	2,12	3,4	1,302	3,0
30	100,47	3,4	748,9	8,7	3,23	5,9	2,26	3,8	1,70	6,0	0,536	3,4
31	66,93	5,7	244,3	6,2	2,55	10,0	2,10	4,3	2,24	6,7	0,439	2,2
32	584,28	5,3	1 420,9	3,8	3,07	4,2	4,79	3,2	6,07	5,0	0,935	2,5
33	613,88	4,2	1 356,9	2,7	2,95	4,1	3,29	6,0	5,57	2,0	0,903	7,1
34	698,60	4,0	2 090,2	4,1	3,90	7,6	1,95	1,0	1,38	8,6	2,247	0,6
35	675,08	4,2	2 033,9	2,4	3,96	5,6	1,76	2,4	2,56	2,4	2,208	1,7
36	40,32	2,9	222,4	0,3	2,27	1,2	1,82	4,4	1,17	7,2	0,419	2,2
37	21,97	4,4	99,1	3,7	2,14	3,2	1,78	3,7	3,34	3,6	0,371	5,0
38	814,83	4,7	2 055,4	7,8	3,02	5,0	4,74	1,0	5,30	6,0	1,034	2,1
39	804,97	5,8	1 429,5	8,0	3,05	9,6	2,93	1,9	4,90	7,9	0,835	2,6
40	995,69	1,2	3 032,4	4,7	5,02	1,5	1,36	3,3	1,30	2,6	3,050	2,4
41	1 017,50	7,5	3 078,5	4,2	4,89	5,5	1,20	3,3	2,46	1,8	3,049	2,5
42	33,74	5,9	132,0	3,2	1,97	2,2	1,65	4,9	1,40	5,4	0,373	5,6
43	20,55	6,2	44,1	1,1	1,83	4,4	1,51	4,5	2,11	3,9	0,351	6,1
44	9,43	1,4	82,3	0,7	0,73	3,0	0,84	0,7	3,50	3,0	0,088	12,3
45	5,11	3,8	40,3	0,8	0,63	3,5	0,67	7,2	4,61	3,4	0,076	12,6

Tabell A2-2 fortsetjing

Prøve nr.	Mangan		Jern		Nikkel		Kopar		Sink		Arsen	
	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %	µg/L	RSD, %
46	9,92	4,4	88,3	4,8	0,73	3,0	0,76	3,7	2,19	8,6	0,095	7,8
47	5,01	2,0	33,7	5,6	0,62	3,9	0,72	3,7	3,47	4,9	0,078	11,7
48	645,01	4,9	80,3	4,8	4,25	2,3	7,20	3,1	3,44	3,0	0,344	4,5
49	668,48	3,6	15,1	5,6	4,39	2,9	7,07	0,9	5,03	3,3	0,310	3,5
50	1 250,57	3,5	4 128,2	1,8	5,60	4,4	1,13	4,5	1,37	1,6	3,604	2,6
51	1 289,74	5,0	3 790,6	3,2	5,46	0,4	0,94	1,6	2,07	2,8	3,584	1,0
52	37,93	1,2	124,6	2,9	1,99	3,8	1,82	5,6	3,77	3,0	0,401	2,8
53	19,69	3,0	37,3	0,7	1,97	2,6	1,87	2,9	5,61	3,4	0,359	4,6
54	843,42	4,6	2 761,0	2,0	3,55	1,6	1,58	3,2	1,48	2,3	2,26	5,0
55	852,46	5,5	2 678,7	3,9	3,43	2,0	1,48	2,4	0,67	3,4	2,20	3,7
56	747,21	1,9	197,0	2,1	3,67	1,0	8,38	0,3	5,05	4,7	0,50	6,2
57	757,61	1,3	131,7	2,0	3,40	2,2	6,24	0,8	4,41	0,7	0,47	6,8
58	32,41	1,7	83,0	2,0	1,72	2,9	1,09	2,4	0,66	2,6	0,29	2,9
59	29,12	3,1	42,7	0,6	1,57	2,5	1,11	4,8	0,36	10,9	0,28	7,2
60	1 751,84	1,7	889,5	3,4	4,93	1,1	4,85	2,6	5,00	3,8	0,66	2,8
61	1 818,46	4,3	664,8	0,5	5,09	3,4	4,08	1,4	4,16	1,8	0,63	5,6
62	858,38	2,5	2 927,9	1,4	3,35	1,6	1,49	3,2	0,96	3,3	2,25	0,8
63	854,91	0,7	2 814,9	1,6	3,36	2,4	1,36	1,5	0,81	3,3	2,20	3,7
64	30,16	3,4	71,9	2,3	1,52	2,6	0,88	0,8	0,82	0,3	0,25	6,6
65	25,08	2,6	33,9	3,3	1,55	1,3	0,84	4,1	0,29	2,3	0,24	6,6

Vedlegg B: Resultat ICP-MS for jordprøver

Tabell B-1 viser ICP-MS resultat for jordprøvene for aluminium, krom, mangan, jern, nikkel og kopar. Det er oppgitt relativt standardavvik for parallellane der verdier < 5 % er markert med grønt, 5-10 % med blått, og > 10 % med rødt. For punktbeskriving sjå tabell 3.1.

Prøve nr.	Aluminium		Krom		Mangan		Jern		Nikkel		Kopar	
	mg/kg	RSD, %	mg/kg	RSD, %	mg/kg	RSD, %	mg/kg	RSD, %	mg/kg	RSD, %	mg/kg	RSD, %
1	34 361,6	2,1	96,79	3,4	528,3	3,9	36 212,9	2,2	48,27	2,1	31,24	1,9
2	25 274,2	3,3	82,50	3,8	570,9	1,3	32 961,0	1,4	35,27	2,2	15,59	2,5
3	36 511,3	0,9	99,47	2,4	403,8	3,3	44 657,8	3,1	59,35	3,8	29,59	2,0
4	37 784,1	3,6	140,92	2,9	689,8	0,5	44 190,5	3,5	64,32	0,7	113,22	0,8
5	28 147,5	2,5	107,69	5,9	542,3	4,0	34 274,0	4,1	46,09	1,5	59,70	3,0
6	22 850,5	3,0	71,44	2,8	501,4	1,6	28 685,2	1,0	28,47	4,0	45,30	0,8
7	29 051,0	0,4	93,21	3,2	568,9	0,9	34 434,2	2,8	37,58	1,9	67,06	1,2
8	50 417,5	5,8	141,98	1,2	793,9	0,4	46 421,2	1,9	77,18	1,9	39,87	2,9
9	38 338,5	1,5	138,23	3,3	768,7	0,9	48 258,8	1,7	70,81	3,7	101,44	2,3
10	25 528,4	1,6	87,34	0,7	506,7	3,0	30 595,8	2,3	35,27	2,5	53,65	1,0
11	40 256,7	1,7	143,04	2,4	692,9	6,0	51 852,5	4,7	76,14	1,1	119,72	2,2
12	31 011,4	2,3	106,88	0,9	597,7	1,2	37 473,2	3,9	46,99	3,0	77,62	2,2
13	30 725,6	0,1	125,69	1,3	632,3	3,0	38 407,4	2,5	51,94	2,6	79,79	2,2
14	33 660,7	0,9	111,25	1,5	685,0	2,1	44 246,3	1,4	51,51	2,9	102,35	3,3
15	45 449,9	0,1	129,33	2,1	641,6	3,2	40 888,0	3,8	68,16	2,9	32,89	1,9
16	35 238,6	1,9	118,25	4,5	559,3	3,8	35 450,1	1,3	68,10	1,1	27,25	0,5
17	36 807,1	4,5	103,96	5,3	603,3	2,4	35 602,4	4,7	54,64	2,4	26,77	2,5
18	29 025,2	1,4	113,82	2,5	789,0	1,6	26 474,9	2,2	45,25	0,7	23,97	2,8
19	38 904,7	2,9	156,57	3,9	618,8	3,6	40 248,8	1,2	69,31	3,7	31,82	1,7
A	19 106,6	1,8	75,09	1,3	1 302,3	2,8	206 503,3	2,7	37,23	0,5	57,17	1,3

Tabell B-2 viser ICP-MS resultat for jordprøvene for sink, kadmium, bly, arsen og kvikksølv. Det er oppgitt relativt standardavvik for parallellane der verdier < 5 % er markert med grønt, 5-10 % med blått, og > 10 % med rødt. For punktbeskriving sjå tabell 3.1.

Prøve nr.	Sink		Kadmium		Bly		Arsen		Kvikksølv	
	mg/kg	RSD, %	mg/kg	RSD, %	mg/kg	RSD, %	mg/kg	RSD, %	mg/kg	RSD, %
1	95,0	3,9	0,142	12,7	16,78	1,9	5,833	1,7	0,046	21,8
2	70,1	2,3	0,088	9,7	8,11	3,0	1,588	5,6	0,018	27,6
3	73,3	6,4	0,048	49,9	8,49	1,5	5,676	1,2	0,009	69,7
4	680,9	1,1	4,874	1,8	98,68	1,4	11,216	1,6	0,187	11,2
5	389,5	3,6	1,416	5,3	32,82	3,5	7,180	2,8	0,126	9,1
6	87,1	1,0	0,267	8,1	11,70	2,7	3,334	1,9	0,023	40,2
7	173,2	2,4	0,315	4,0	22,96	0,3	6,866	2,4	0,051	38,4
8	107,1	2,1	0,131	10,6	17,41	2,3	3,833	2,6	0,037	32,1
9	392,5	1,6	1,337	1,5	43,19	1,0	9,967	2,9	0,113	4,7
10	260,2	1,0	0,142	24,4	17,01	2,6	5,325	1,9	0,036	3,3
11	687,7	1,8	3,629	1,4	67,19	1,0	11,413	1,8	0,168	3,5
12	202,6	1,5	0,319	3,1	54,00	2,4	6,091	3,6	0,058	12,8
13	263,4	1,6	1,099	2,8	35,07	1,3	5,917	1,4	0,134	21,7
14	278,9	1,7	0,224	9,5	19,35	1,0	6,979	2,0	0,059	7,7
15	86,6	2,4	0,106	5,5	11,58	1,6	3,099	2,8	0,052	18,8
16	69,2	1,7	0,069	8,6	9,96	3,4	3,377	1,7	0,084	10,6
17	77,6	1,0	0,081	12,6	10,21	1,0	3,294	2,7	0,051	6,3
18	62,7	2,7	0,098	1,2	11,69	0,8	4,268	2,5	0,035	23,0
19	83,0	4,5	0,121	4,9	11,41	1,9	3,858	1,6	0,029	21,1
A	213,1	3,3	1,150	3,0	30,10	2,4	40,637	2,3	0,087	24,3

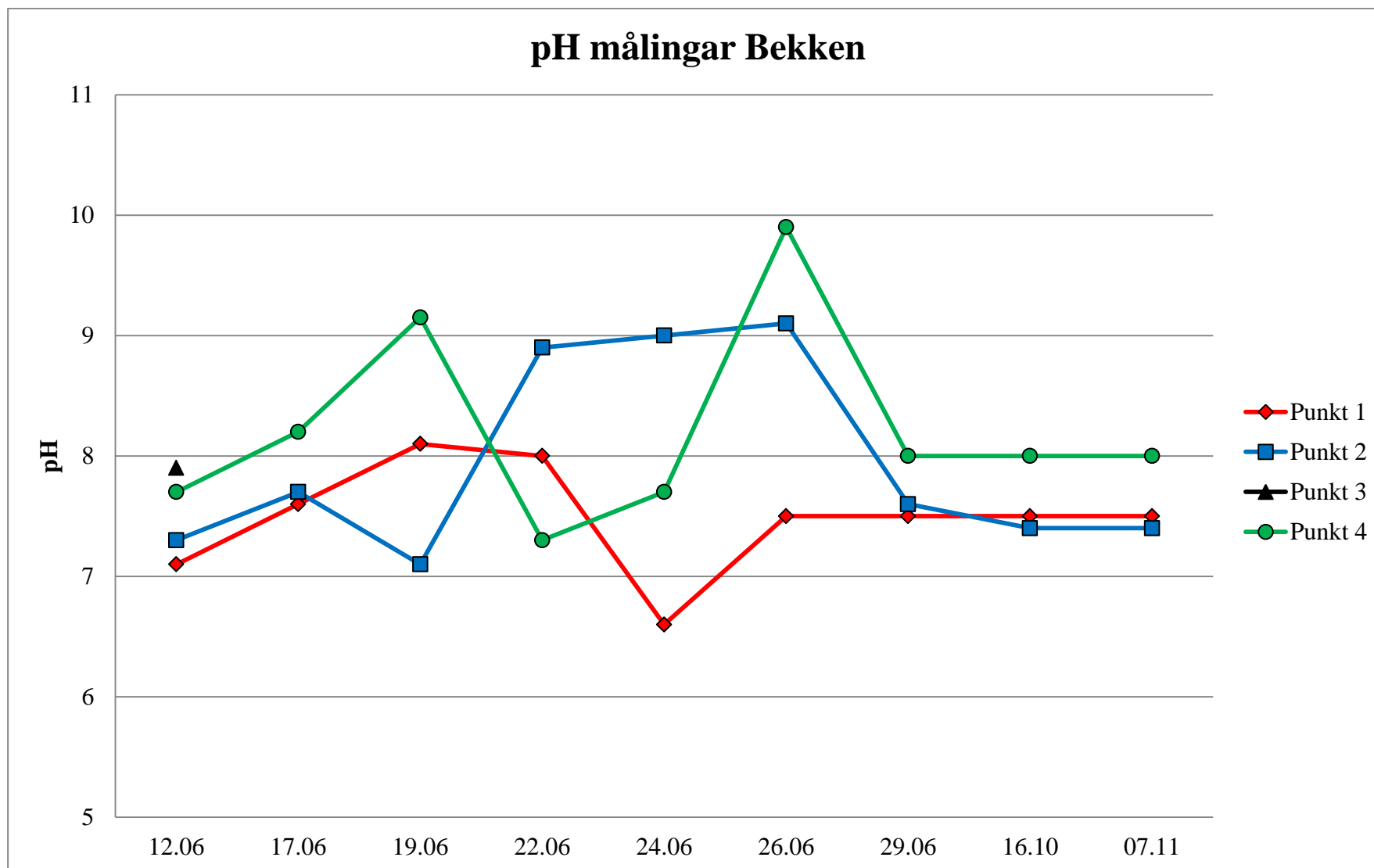
Vedlegg C: Målte parameter

Vedlegg C1: pH, konduktivitet, redokspotensial, turbiditet og temperatur

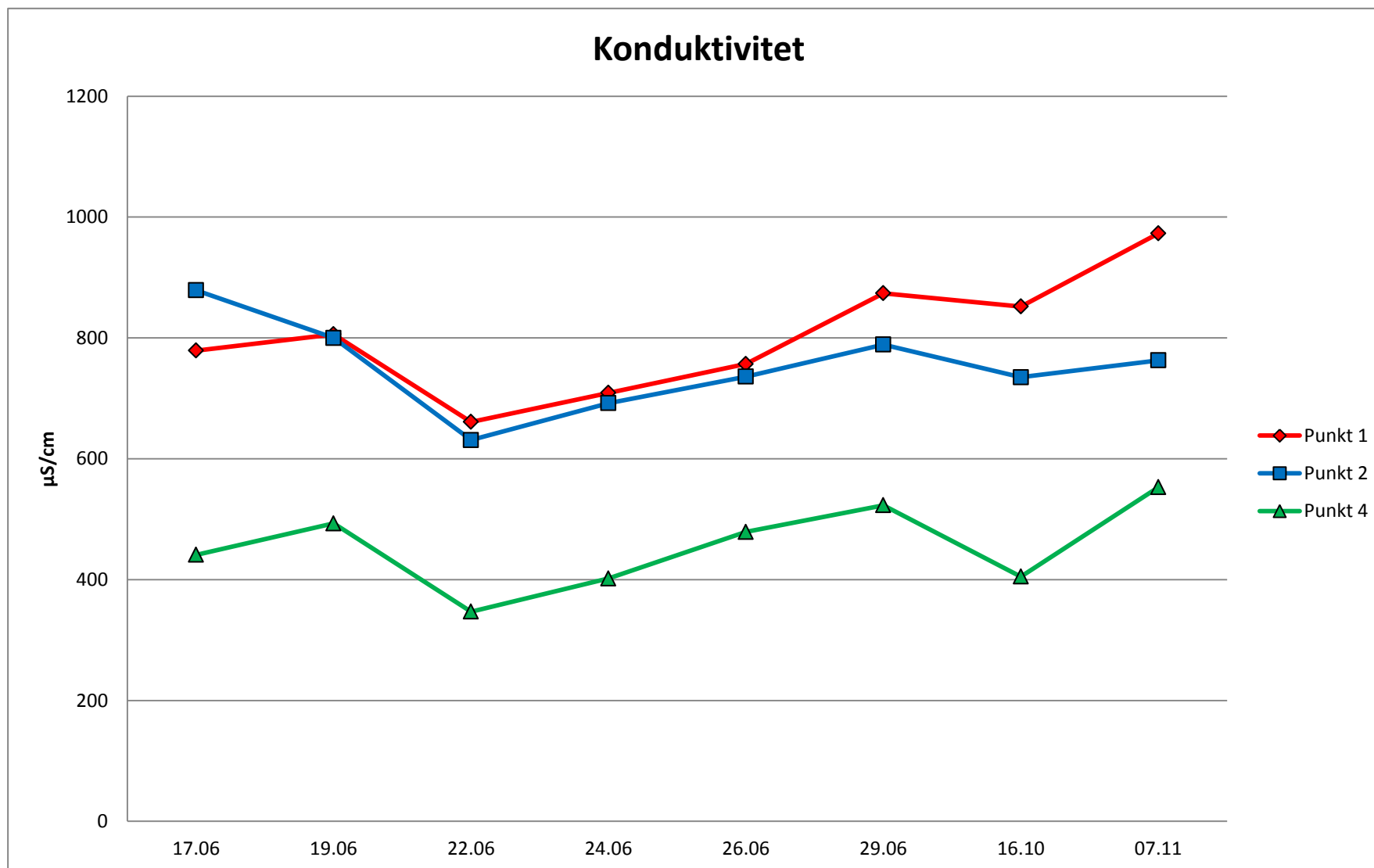
Tabell C1-1 viser dei målte parameterane pH, konduktivitet, redokspotensial, temperatur og turbiditet

Dato	Punkt	Konduktivitet ($\mu\text{S/cm}$)	PH	Turbiditet (NTU)	Redoks. (mv)	Temp. ($^{\circ}\text{C}$)
12.06.	1	11,19 (ms/cm)	7,1	2,33		
12.06.	2	10,91 (ms/cm)	7,3	4,54	- 45	
12.06.	3	10,09 (ms/cm)	7,9	3,16	- 53	
12.06.	4	6,7 (ms/cm)	7,7	1,67	80	
17.06.	1	779	7,6	2,46	-9	
17.06.	2	879	7,7	3,63	3	
17.06.	4	441	8,2	2,33	218	
19.06.	1	806	8,1	4,67	206	
19.06.	2	800	7,1	12,68	18	
19.06.	4	493	9,15	1,00	102	
22.06.	1	661	8	90,9	21	
22.06.	2	631	8,9	17,06	-22	
22.06.	4	347	7,3	17,09	72	
24.06.	1	709	6,6	3,4	-14	
24.06.	2	692	9	0,85	-22	
24.06.	4	402	7,7	4,41	74	
26.06.	1	757	7,5	3,1	-30	
26.06.	2	736	9,1	1,23	-22	
26.06.	4	479	9,9	2,07	136	
26.06.	5	37,7	8,4	1,77	118	
26.06.	6	38,3	7,7 (7,5 lab)	1,81	123	
29.06.	1	874	7,5	13,57	29	
29.06.	2	789	7,6	0,95	-37	
29.06.	4	523	8,0	3,61	59	
16.10.	1	852	7,5	2,72	28	3,5
16.10.	2	735	7,4	2,07	-24	
16.10.	4	405	8	0,99	55	
07.11.	1	973	7,5	1,1	-5	0,4
07.11.	2	763	7,4	0,82	-36	
07.11.	4	553	8	1,12	23	

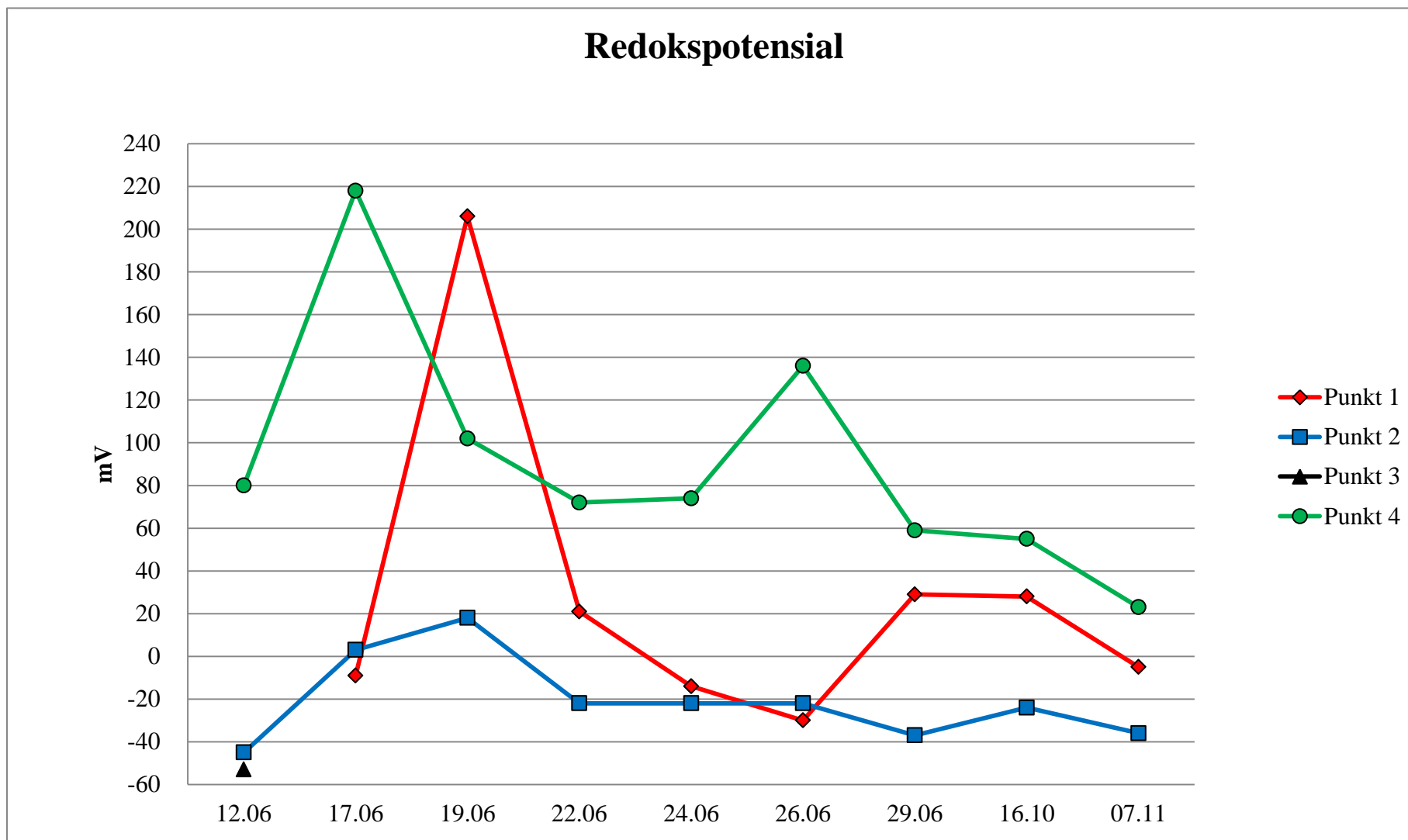
Figur C1-1 viser variasjonar for pH for dei fire punkta i bekken over tid.



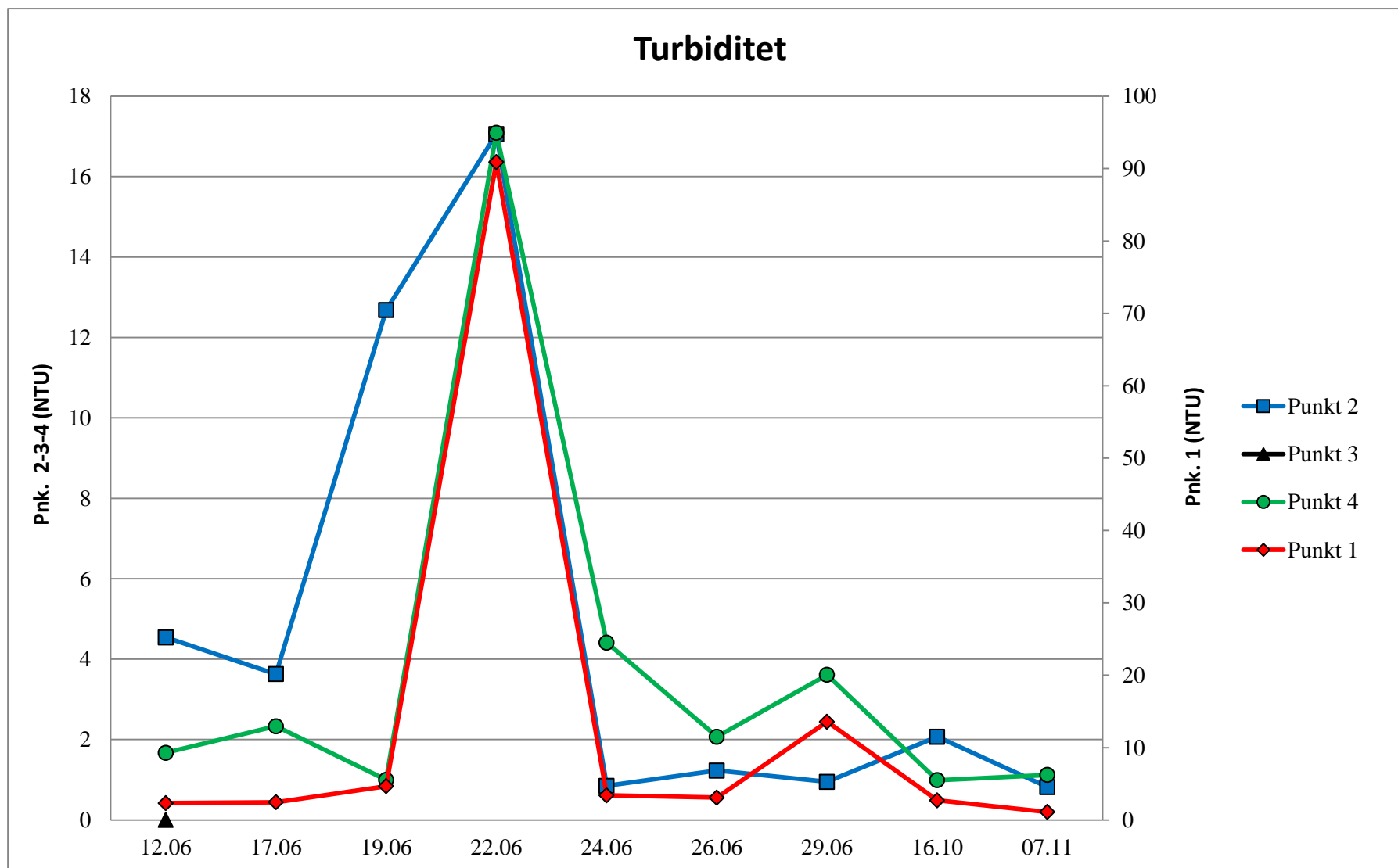
Figur C1-2 viser variasjonar for konduktiviteten for dei fire punkta i bekken over tid.



Figur C1-3 viser variasjonar for redokspotensialet for dei fire punkta i bekken over tid.



Figur C1-4 viser variasjonar for turbiditet for dei fire punkta over tid.



Vedlegg C2: Vêrmålingar

Tabell C2-1 viser vêrmålingar for prøvetaking perioden. Verdiane er henta frå yr.no. Dagar som vart prøvetatt er farga grå.

Dato	Temperatur °C				Nedbør*	Kommentar
	Maks	Min	Middel	Normal		
07.nov.13	4,1°	-2,7°	-0,1°	---	0,2 mm	0,4 grader i vatnet
06.nov.13	6,5°	-0,6°	2,2°	---	0,2 mm	
05.nov.13	4,4°	1,5°	3,4°	---	0,2 mm	
04.nov.13	8,5°	4,0°	5,4°	---	0,0 mm	
03.nov.13	7,7°	0,5°	5,5°	---	0,0 mm	
02.nov.13	7,7°	2,3°	5,6°	---	0,0 mm	
01.nov.13	8,8°	1,5°	4,9°	---	1,4 mm	
31.okt.13	8,6°	0,0°	3,5°	---	0,6 mm	
30.okt.13	5,7°	2,3°	3,1°	---	---	
29.okt.13	---	---	---	---	---	
28.okt.13	7,6°	2,6°	4,7°	---	2,4 mm	
27.okt.13	11,3°	1,4°	4,8°	---	1,0 mm	
26.okt.13	10,6°	4,4°	8,4°	---	1,4 mm	
25.okt.13	10,0°	4,7°	6,6°	---	5,6 mm	
24.okt.13	12,6°	7,3°	9,4°	---	0,0 mm	
23.okt.13	11,6°	6,2°	8,9°	---	5,2 mm	
22.okt.13	7,9°	0,7°	6,0°	---	0,6 mm	
21.okt.13	7,0°	-0,7°	3,7°	---	0,4 mm	
20.okt.13	3,2°	-5,2°	-1,0°	---	3,0 mm	
19.okt.13	4,7°	0,5°	1,6°	---	13,4 mm	
18.okt.13	5,0°	0,6°	2,5°	---	2,8 mm	
17.okt.13	6,1°	1,0°	3,2°	---	1,0 mm	
16.okt.13	5,2°	-0,7°	2,0°	---	1,8 mm	3,5 grader i vatnet
15.okt.13	7,3°	4,0°	5,0°	---	1,6 mm	
14.okt.13	---	---	---	---	---	
13.okt.13	---	---	---	---	---	
12.okt.13	---	---	---	---	---	
11.okt.13	5,7°	2,8°	---	---	0,6 mm	
10.okt.13	8,8°	2,4°	4,9°	---	0,4 mm	
09.okt.13	11,2°	6,1°	8,1°	---	11,2 mm	
08.okt.13	12,9°	9,5°	10,5°	---	11,8 mm	
07.okt.13	13,0°	9,7°	11,0°	---	13,8 mm	
06.okt.13	13,4°	5,2°	9,5°	---	2,2 mm	

Tabell C2-1 fortsetjing

Dato	Temperatur °C				Nedbør*	Kommentar
	Maks	Min	Middel	Normal		
30.jun.13	17,9°	10,1°	13,9°	---	1,6 mm	
29.jun.13	18,9°	11,4°	14,1°	---	4,0 mm	.
28.jun.13	19,6°	13,9°	15,6°	---	0,2 mm	
27.jun.13	18,1°	11,2°	14,2°	---	0,0 mm	
26.jun.13	16,3°	8,8°	12,9°	---	0,4 mm	Lite vatn i øvste punkt
25.jun.13	16,2°	11,5°	12,9°	---	6,6 mm	
24.jun.13	19,2°	12,5°	14,7°	---	0,2 mm	bra med vatn
23.jun.13	22,4°	11,4°	16,2°	---	5,0 mm	
22.jun.13	15,4°	11,7°	13,2°	---	19,2 mm	Mykje vatn
21.jun.13	23,0°	9,7°	13,7°	---	---	
20.jun.13	16,2°	9,1°	13,0°	---	6,0 mm	
19.jun.13	19,7°	8,4°	13,5°	---	0,6 mm	Lite vatn i elva, vanskelig å ta prøve punkt 1
18.jun.13	15,6°	8,4°	11,8°	---	0,4 mm	
17.jun.13	15,1°	9,2°	11,0°	---	0,4 mm	.
16.jun.13	17,9°	8,7°	13,0°	---	1,4 mm	
15.jun.13	16,5°	9,3°	12,4°	---	---	
14.jun.13	---	---	---	---	---	
13.jun.13	---	---	---	---	---	
12.jun.13	---	---	---	---	---	.
11.jun.13	---	---	---	---	---	
10.jun.13	---	---	---	---	---	
09.jun.13	---	---	---	---	---	
08.jun.13	---	---	---	---	---	
07.jun.13	---	---	---	---	0,0 mm	
06.jun.13	18,7°	5,8°	12,3°	---	2,2 mm	
05.jun.13	19,5°	7,9°	11,5°	---	1,2 mm	
04.jun.13	11,9°	5,1°	9,1°	---	4,4 mm	
03.jun.13	11,8°	7,2°	8,7°	---	14,2 mm	
02.jun.13	14,0°	10,1°	11,3°	---	0,4 mm	
01.jun.13	20,7°	11,0°	15,2°	---	0,0 mm	

* Akkumulert nedbør i mm (målt kl 7 for siste 24 timar)

Vedlegg D: DOC, UV₂₅₄ og SUVA

Tabell D-1 viser alle målinger for DOC og UV₂₅₄ samt SUVA utrekna frå formel 2. Tabellen viser og relativt standardavvik for DOC analysane.

Dato	Punkt	DOC ppmC	RSD % DOC	UV ₂₅₄ nm	Suva
17.06.13	1	9,6017	4,50	0,191	1,99
19.06.13	1	9,7017	3,30	0,242	2,49
22.06.13	1	10,7292	2,83	0,270	2,52
24.06.13	1	10,1865	2,26	0,295	2,90
26.06.13	1	9,7877	1,75	0,269	2,75
29.06.13	1	9,9955	2,31	0,203	2,03
16.10.13	1	9,7747	2,18	0,210	2,15
07.11.13	1	11,4427	1,50	0,210	1,84
12.06.13	2	7,0984	4,88	0,253	3,56
17.06.13	2	7,6385	2,66	0,141	1,85
19.06.13	2	8,1939	4,52	0,310	3,78
22.06.13	2	9,0030	1,87	0,248	2,75
24.06.13	2	7,5764	3,15	0,219	2,89
26.06.13	2	7,4300	0,05	0,283	3,81
29.06.13	2	7,9904	0,23	0,343	4,29
16.10.13	2	8,1466	0,20	0,204	2,50
07.11.13	2	7,9018	1,07	0,203	2,57
12.06.13	3	7,4727	1,71	0,170	2,27
12.06.13	4	13,2241	1,63	0,399	3,02
17.06.13	4	14,7822	0,75	0,459	3,11
19.06.13	4	12,8939	2,49	0,380	2,95
22.06.13	4	18,1348	2,98	0,673	3,71
24.06.13	4	15,1510	0,95	0,504	3,33
26.06.13	4	13,3654	1,73	0,412	3,08
29.06.13	4	13,0534	1,46	0,385	2,95
16.10.13	4	14,5112	0,02	0,329	2,27
07.11.13	4	13,0852	4,71	0,292	2,23

Vedlegg E: T-testar

E1: T-test for jordprøver

Tabell E1: T-test med to utval med antatt like variansar. Jordprøver frå område C mot jordprøver frå dei andre områda.

Statistiske berekningar	Krom		Nikkel		Kopar		Arsen	
	Område C	Utanfor	Område C	Utanfor	Område C	Utanfor	Område C	Utanfor
Gjennomsnitt	111,895764	112,586699	51,9616741	56,0445427	76,407865	27,3911894	9,89646755	3,87424303
Varians	689,807154	521,420333	276,572845	155,629648	736,468173	31,5694769	100,4705	1,95042076
Observasjoner	12	8	12	8	12	8	12	8
Gruppevarians	624,32339		229,53938		462,340902		62,1571357	
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0		0		0		0	
Fg	18		18		18		18	
t-Stat	-0,06058333		-0,59041506		4,9943999		1,67352446	
P(T<=t) ensidig	0,47617932		0,28112627		4,6987E-05		0,05575648	
T-kritisk, ensidig	1,73406361		1,73406361		1,73406361		1,73406361	
P(T<=t) tosidig	0,95235865		0,56225254		9,3974E-05		0,11151296	
T-kritisk, tosidig	2,10092204		2,10092204		2,10092204		2,10092204	
Konklusjon	Ikkje signifikant		Ikkje signifikant		Signifikant		Ikkje signifikant	

Fortsetjing tabell E1: T-test jordprøver

Statistiske beregninger	<i>Sink</i>		<i>Kadmium</i>		<i>Bly</i>		<i>Kvikksølv</i>	
	<i>Område C</i>	<i>utanfor</i>	<i>Område C</i>	<i>utanfor</i>	<i>Område C</i>	<i>utanfor</i>	<i>Område C</i>	<i>utanfor</i>
Gjennomsnitt	311,360314	77,1961688	1,24969208	0,09914413	37,4554542	11,028518	0,09008515	0,04063217
Varians	39038,4198	111,597041	2,1733886	0,00112008	640,112586	7,25365633	0,00299667	0,00054627
Observasjoner	12	8	12	8	12	8	12	8
Gruppevarians	23900,211		1,32861751		394,00078		0,00204373	
Antatt avvik gj.snitt	0		0		0		0	
Fg	18		18		18		18	
t-Stat	3,31848722		2,18688204		2,91688223		2,39662969	
P(T<=t) ensidig	0,00191103		0,0210981		0,00460171		0,0138086	
T-kritisk, ensidig	1,73406361		1,73406361		1,73406361		1,73406361	
P(T<=t) tosidig	0,00382206		0,04219619		0,00920342		0,02761721	
T-kritisk, tosidig	2,10092204		2,10092204		2,10092204		2,10092204	
Forskjell	Signifikant		Signifikant		Signifikant		Signifikant	

E2: T-test for bekken- filtrert/ ufiltrert for tungmetall

Tabell E2: T-test for to parvise utval, her gjennomført med filtrerte og ufiltrerte prøver

Statistiske beregninger	Kadmium		Kvikksølv		Bly		Krom	
	<i>F</i>	<i>UF</i>	<i>F</i>	<i>UF</i>	<i>F</i>	<i>UF</i>	<i>F</i>	<i>UF</i>
Gjennomsnitt	0,01228204	0,0241977	0,00802645	0,0051962	0,03684642	0,22288281	0,14348067	0,55504179
Varians	0,00012518	0,00082244	9,9568E-05	4,1274E-06	0,00567911	0,16931785	0,00120419	0,90379979
Observasjoner	18	18	18	18	18	18	18	18
Pearson-korrelasjon	0,62265769		0,07919912		-0,03802512		-0,23513525	
Antatt avvik gj.snitt	0		0		0		0	
Fg	17		17		17		17	
t-Stat	-2,1594611		1,19787485		-1,87418373		-1,81992878	
P(T<=t) ensidig	0,02269681		0,1237004		0,03909841		0,04321199	
T-kritisk, ensidig	1,73960673		1,73960673		1,73960673		1,73960673	
P(T<=t) tosidig	0,04539361		0,2474008		0,07819682		0,08642398	
T-kritisk, tosidig	2,10981558		2,10981558		2,10981558		2,10981558	
Forskjell	Ikkje signifikant		Ikkje signifikant		Ikkje signifikant		Ikkje signifikant	

Fortsetjing tabell E2: T-test bekken- filtrert/ufiltrert tungmetall.

Statistiske beregninger	Nikkel		Kopar		Sink		Arsen	
	<i>F</i>	<i>UF</i>	<i>F</i>	<i>UF</i>	<i>F</i>	<i>UF</i>	<i>F</i>	<i>UF</i>
Gjennomsnitt	3,9360984	4,38689684	2,90099767	4,63961726	3,44229669	4,75860454	1,68183756	2,13512812
Varians	1,07059673	2,30610251	3,76944853	24,1274491	3,68370384	32,9626271	1,36462437	2,13204201
Observasjoner	18	18	18	18	18	18	18	18
Pearson-korrelasjon	0,58253461		0,72015674		0,19425338		0,61710185	
Antatt avvik gj.snitt	0		0		0		0	
fg	17		17		17		17	
t-Stat	-1,53817664		-1,96015872		-0,98164427		-1,63032804	
P(T<=t) ensidig	0,07120501		0,03328911		0,17002006		0,06070944	
T-kritisk, ensidig	1,73960673		1,73960673		1,73960673		1,73960673	
P(T<=t) tosidig	0,14241001		0,06657821		0,34004012		0,12141889	
T-kritisk, tosidig	2,10981558		2,10981558		2,10981558		2,10981558	
Forskjell	Ikkje signifikant		Ikkje signifikant		Ikkje signifikant		Ikkje signifikant	

E3: T-test for bekken- filtrert/ ufiltrert for mangan, jern og aluminium

Tabell E3 viser t-test for bekken mellom filtrert/ ufiltrert for mangan, jern og aluminium.

Signifikante berekninger	Mangan		Jern		Aluminium	
	<i>F</i>	<i>UF</i>	<i>F</i>	<i>UF</i>	<i>F</i>	<i>UF</i>
Gjennomsnitt	849,688587	878,133393	1952,18746	4058,13485	2,92964307	117,774762
Varians	155780,041	125534,777	1791873,74	48044310,4	1,86816758	66028,7747
Observasjoner	18	18	18	18	18	18
Pearson-korrelasjon	0,94198553		-0,17766167		-0,06345945	
Antatt avvik mellom gjennomsnittene	0		0		0	
fg	17		17		17	
t-Stat	-0,90311466		-1,22574882		-1,89552488	
P(T<=t) ensidig	0,18954217		0,11850173		0,03757791	
T-kritisk, ensidig	1,73960673		1,73960673		1,73960673	
P(T<=t) tosidig	0,37908433		0,23700346		0,07515581	
T-kritisk, tosidig	2,10981558		2,10981558		2,10981558	
Forskjell	Ikkje signifikant		Ikkje signifikant		Ikkje signifikant	

Vedlegg F: Korrelasjonar

F1: Korrelasjonar filtrert/ufiltrert i bekken.

Tabell F1-1 viser korrelasjonane mellom filtrert og ufiltrerte prøver

Korrelasjon	Krom	Mangan	Jern	Nikkel	Kopar	Sink	Arsen
Punkt 1	-0,533	0,910	-0,334	0,311	0,556	-0,658	-0,374
Punkt 2	-0,149	0,994	0,598	0,805	0,537	-0,027	0,750
Punkt 4	0,960	0,963	0,988	0,959	0,985	0,897	0,977

Korrelasjon	Kadmium	Kvikksølv	Bly	Magnesium	Aluminium	Kalsium
Punkt 1	0,221	0,028	-0,111	0,988	-0,047	0,969
Punkt 2	0,174	0,372	0,061	0,899	-0,160	0,815
Punkt 4	0,467	0,304	0,981	0,980	0,986	0,964

F2: Korrelasjon mellom utvalde metall og parameter

Tabell F2-1 viser korrelasjon mellom utvalde metall for punkt 1 og 2.

Metall	Korrelasjonskoeffisient Punkt 1	Korrelasjonskoeffisient Punkt 2
Arsen- Kadmium	-0,73	-0,53
Arsen- krom	0,60	-0,51
Arsen-Sink	0,79	0,22
Arsen- Kopar	-0,95	-0,90
Kopar Sink	-0,63	
Kopar- Kvikksølv	0,39	
Jern- Aluminium	0,01	
Jern- Mangan	0,09	
Mangan- Aluminium	-0,40	
Mangan- kopar (UF)	-0,02	
Mangan- nikkel (UF)	0,28	
Nikkel og Kopar	0,45	
Jern- Arsen	0,94	
Jern- Nikkel	-0,53	
Kopar- Kadmium	0,76	
Jern- DOC	-0,13	
Kopar- DOC	-0,11	
Arsen- Kvikksølv	-0,56	
Sink- Kvikksølv	-0,75	
Magnesium- kalsium (UF)	0,95	
Korrelasjonar mellom ufiltrerte prøver og redokspotensialet		
Mangan- redokspotensial	-0,08	0,30
Jern- redokspotensial	0,94	-0,08
Aluminium- redoks.	0,95	-0,47
Korrelasjonar mellom ufiltrerte prøver og turbiditet		
Mangan- turbiditet	-0,52	-0,27
Jern- turbiditet	-0,13	0,03
Aluminium- turbiditet	0,01	0,06
DOC- turbiditet	-0,56	0,79

Tabell F2-1 fortsetjing

Korrelasjonar mellom ufiltrerte prøver for utvalde metall mot ufiltrerte prøver av jern		
Jern- bly	0,99	
Jern- sink	1,00	
Jern- arsen	1,00	
Jern- krom	0,99	
Jern- kadmium	0,91	
Jern- kvikksølv	-0,08	
Jern- Nikkel	0,89	
Jern- kopar	0,95	
Korrelasjonar mellom ufiltrerte prøver og DOC		
Kopar- DOC	-0,14	0,25
Jern- DOC	-0,15	-0,42
Nikkel- DOC	0,16	
Mangan- DOC	0,91	-0,65
Sink- DOC		-0,21
Kalsium- DOC		-0,65
Magnesium- DOC		-0,30
Kvikksølv- DOC		0,05
Kadmium- DOC		0,03
Arsen- DOC		-0,45
Nikkel- DOC		-0,58
Krom- DOC		-0,23
Bly- DOC		-0,25

F3: Korrelasjonar mellom metall totalt for bekken.

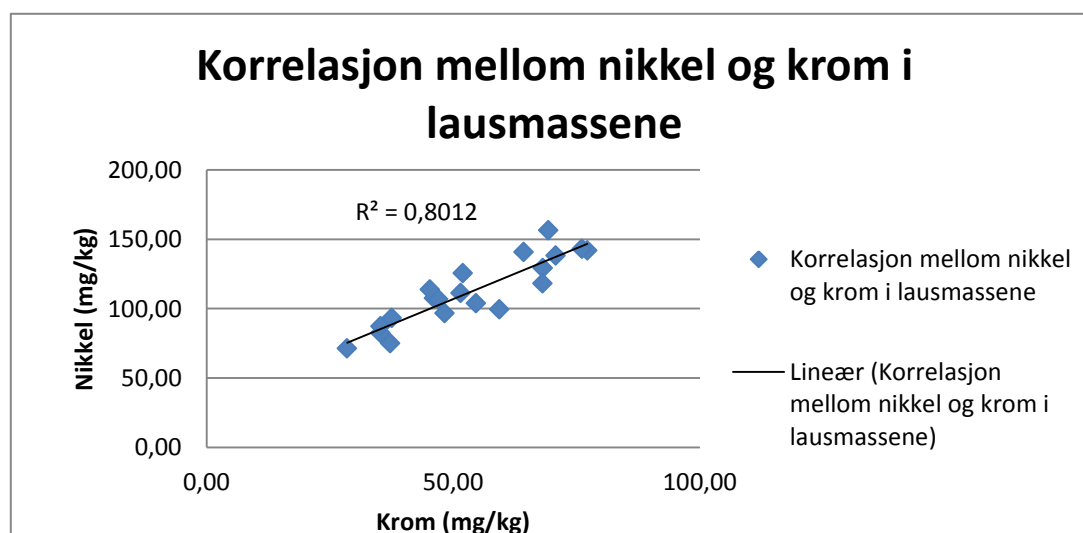
Tabell F3-1 viser korrelasjonar for filtrerte prøver i Bekken, der alle punkta er sett under ett.

Korrelasjon	Cd	Hg	Pb	Cr	Ni	Cu	Ar	Fe	Mn	DOC
Zn	0,61	0,05	0,43	-0,29	0,08	0,58	-0,23	-0,07	0,16	-0,02
DOC	-0,11	-0,13	0,39	0,67	-0,68	-0,03	-0,69	-0,72	-0,68	
Mn	0,35	-0,04	-0,32	-0,39	0,90	0,06	0,70	0,74		
Fe	-0,23	-0,14	-0,30	-0,20	0,76	-0,39	0,95			
Ar	-0,27	-0,13	-0,28	-0,13	0,79	-0,41				
Cu	0,91	0,46	0,23	-0,33	0,10					
Ni	0,29	0,05	-0,17	-0,32						
Cr	-0,39	-0,19	0,32							
Pb	0,13	-0,05								
Hg	0,26									

F4: Korrelasjon i jordprøvene

Tabell F4-1 viser korrelasjon mellom ulike metall i jordprøvene.

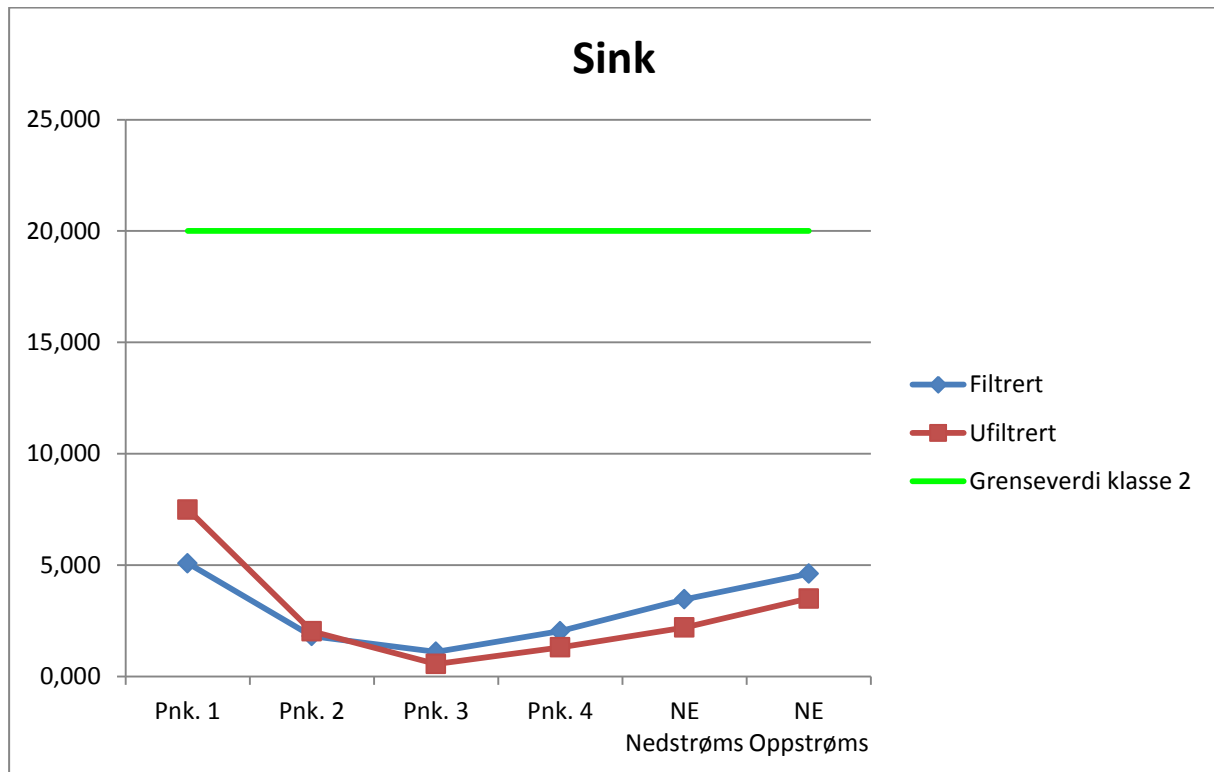
Metall	Korrelasjon
Krom-nikkel	0,90
Krom- kopar	0,35
Krom- kadmium	0,39
Krom- bly	0,39
Krom- sink	0,39
Krom- kvikksølv	0,45
Krom- Arsen	-0,22



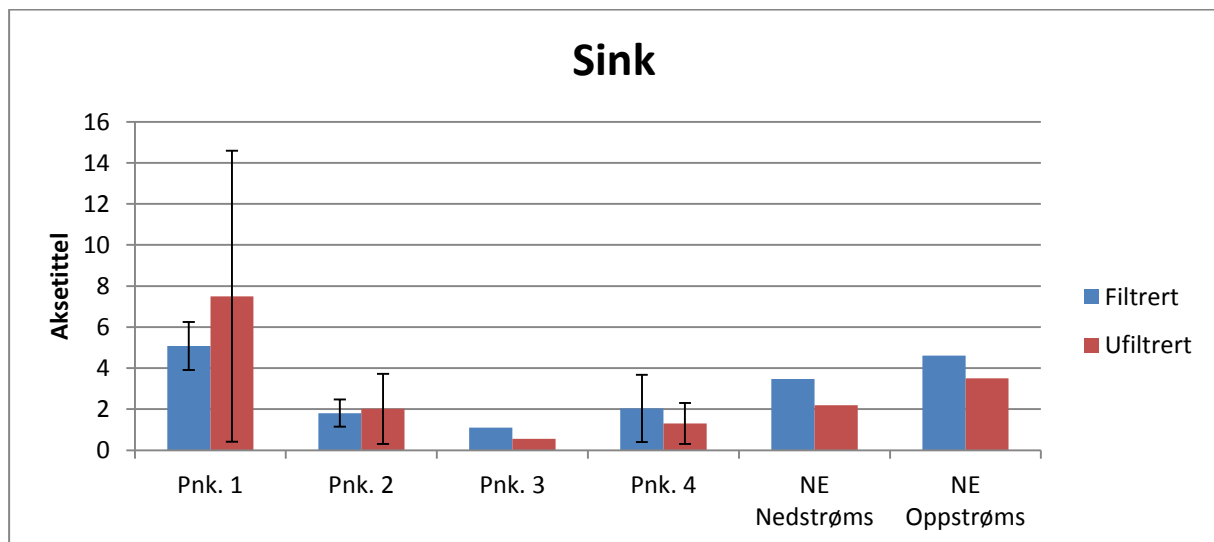
Figur F4-1 viser korrelasjon for nikkel og krom i jordprøvene. Nikkel og krom viser korrelasjon på 0,9 ved korrelasjonstest excel.

Vedlegg G: Trendar i bekken

G1: Trendar og standardavvik for sink



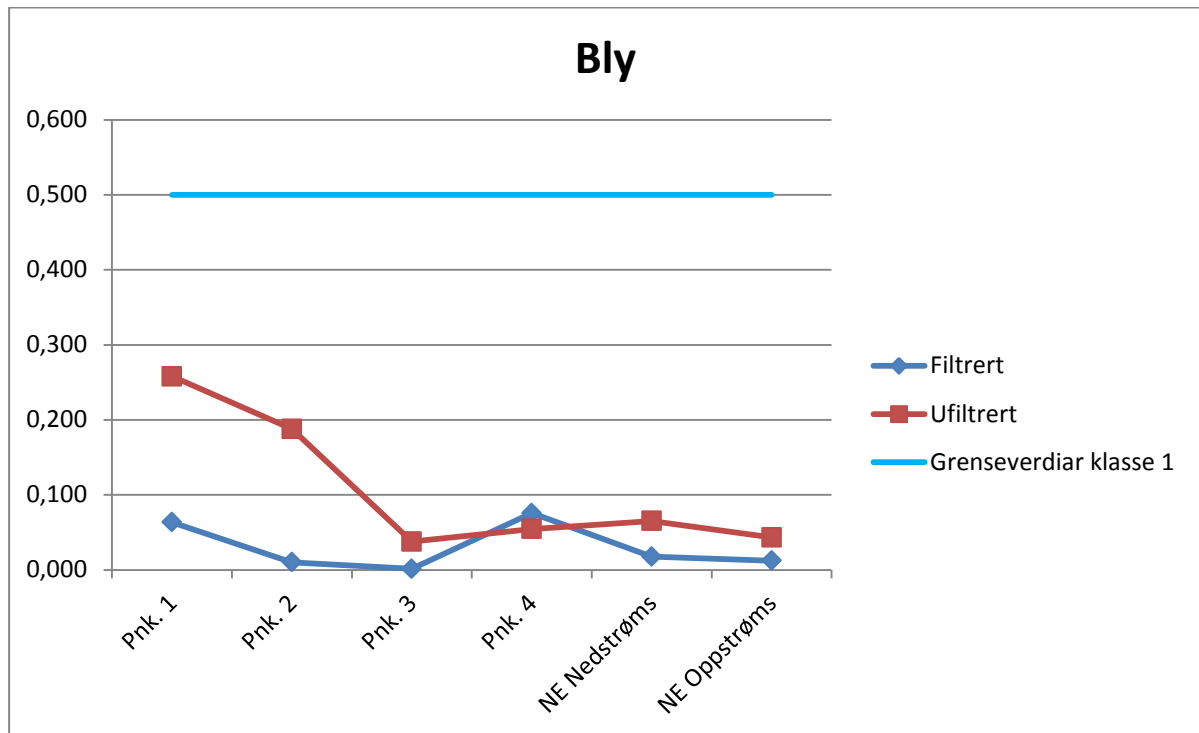
(a)



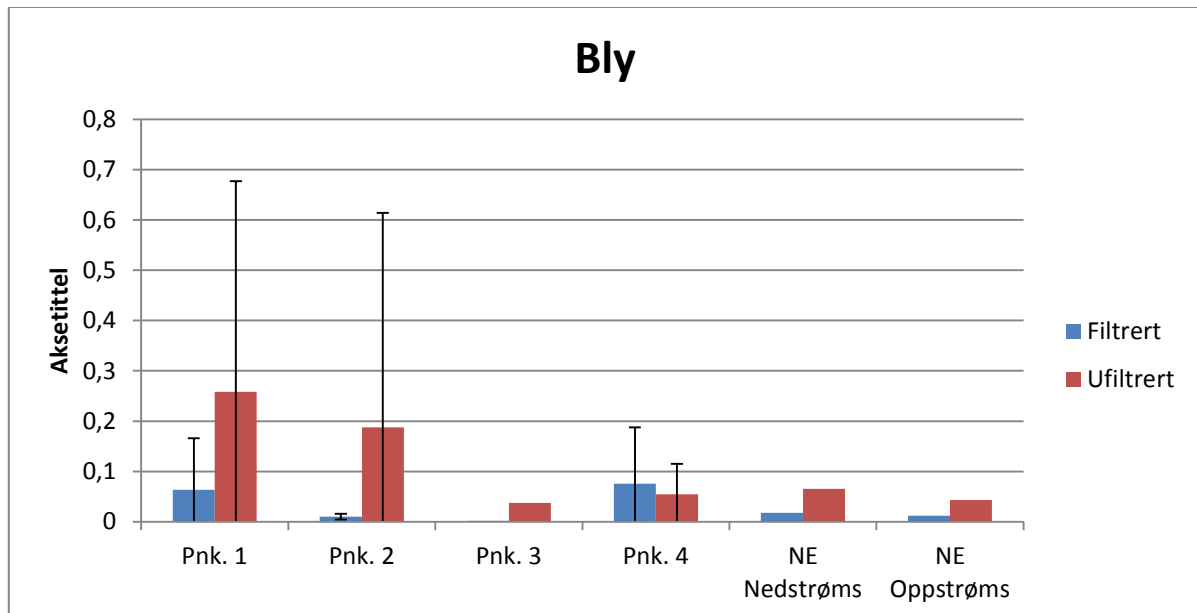
(b)

Figur G1 viser gjennomsnittlige verdier for sink ved punkt 1-2 og 4, samt verdier frå punkt 3 og Nidelva. a) viser med grenseverdier jamfør veileder 97:04 b) med standardavvik (n = 9 for punkt 1, 2 og 4 og n = 1 for punkt 3 og Nidelva oppstrøms og nedstrøms).

G2: Trendar og standardavvik for bly



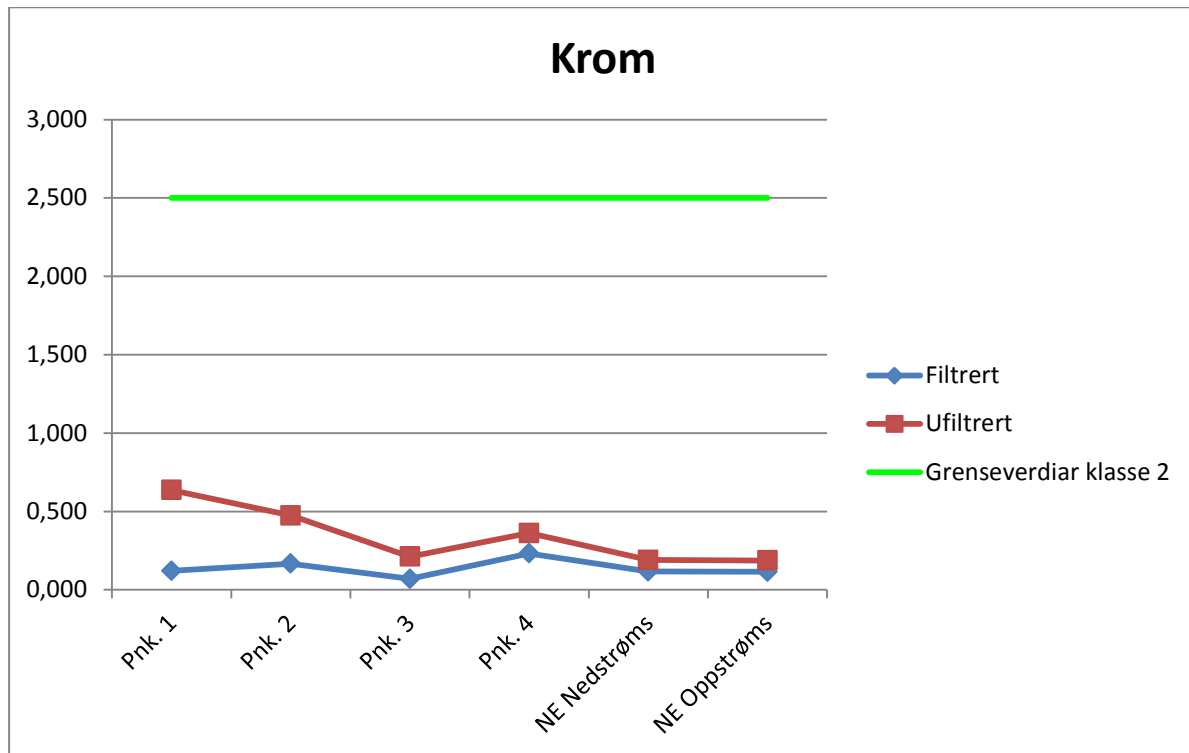
(a)



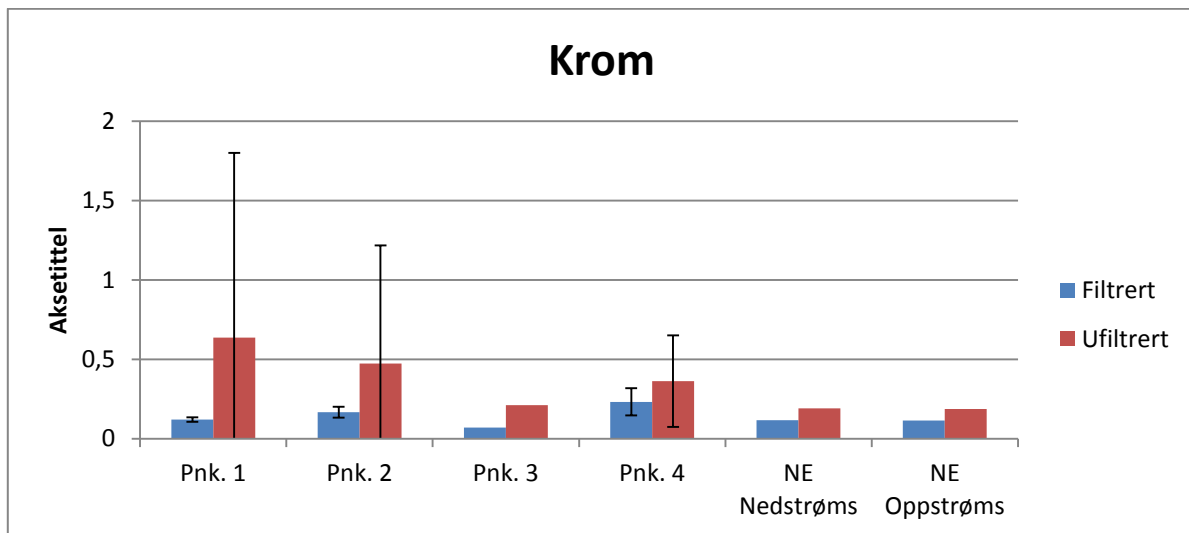
(b)

Figur G2 viser gjennomsnittlige verdier for bly ved punkt 1-2 og 4, samt verdier frå punkt 3 og Nidelva. a) viser med grenseverdiar jamfør veileder 97:04 b) med standardavvik (n = 9 for punkt 1, 2 og 4 og n = 1 for punkt 3 og Nidelva oppstrøms og nedstrøms).

G3: Trendar og standardavvik for krom



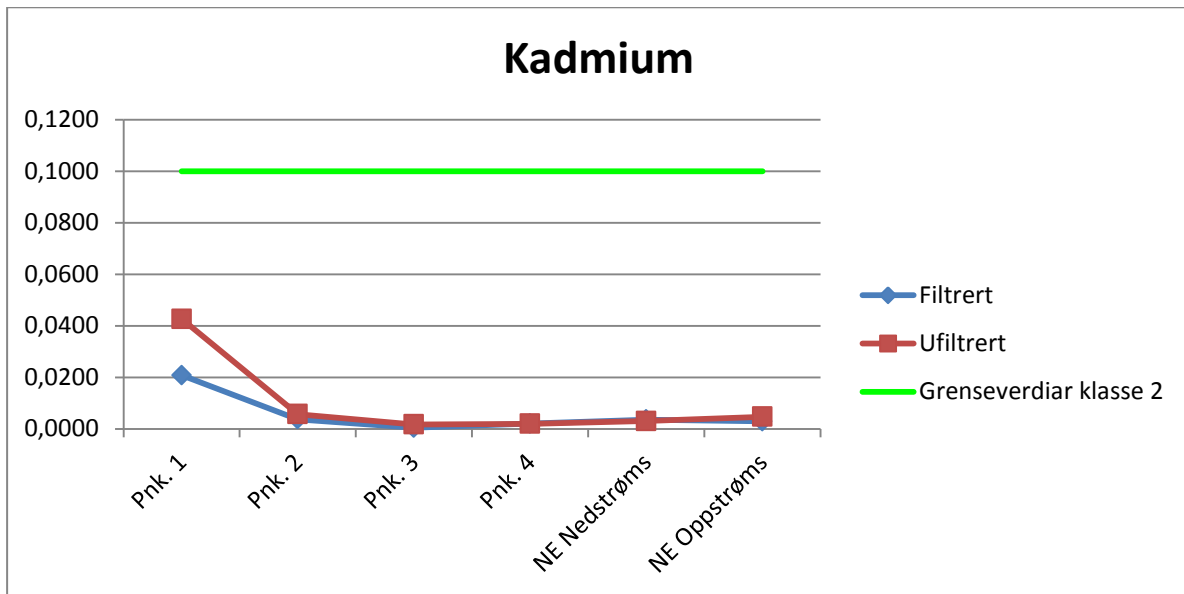
(a)



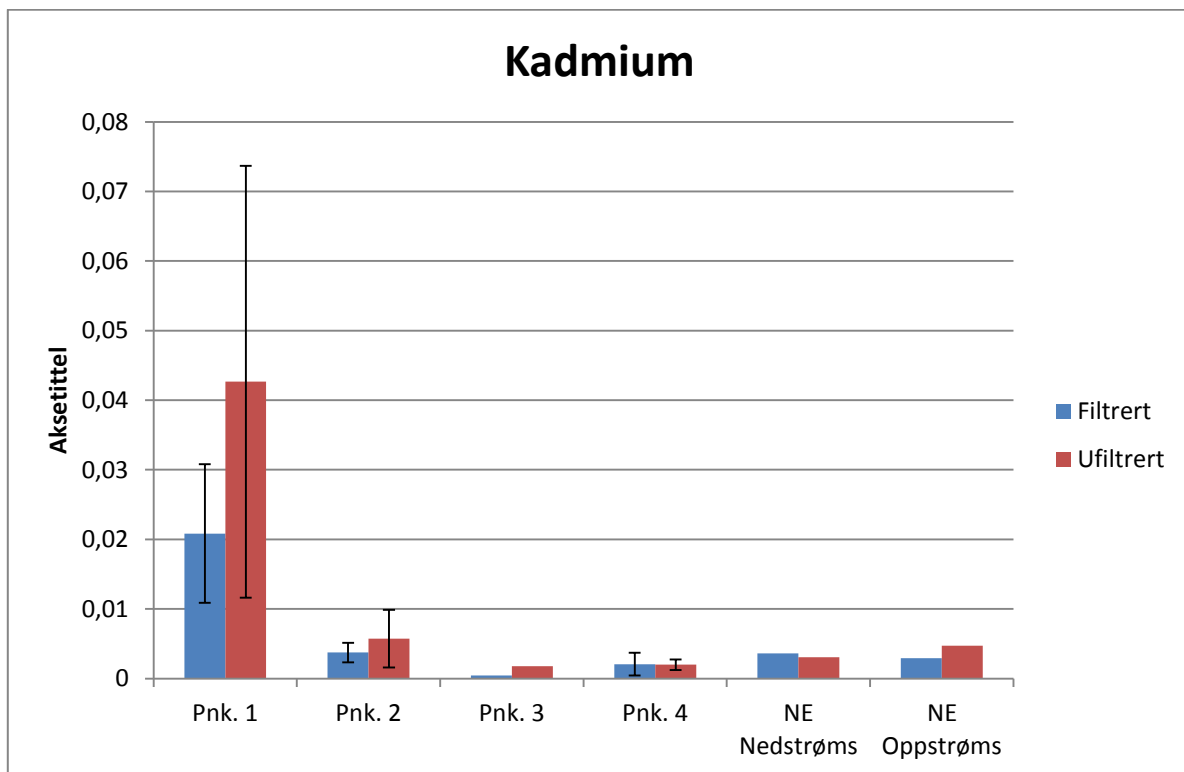
(b)

Figur G3 viser gjennomsnittlige verdier for krom ved punkt 1-2 og 4, samt verdier frå punkt 3 og Nidelva. a) viser med grenseverdiar jamfør veileder 97:04 b) med standardavvik (n = 9 for punkt 1, 2 og 4 og n = 1 for punkt 3 og Nidelva oppstrøms og nedstrøms).

G4: Trendar og standardavvik for kadmium



(a)



(b)

Figur G4 viser gjennomsnittlige verdier for kadmium ved punkt 1-2 og 4, saman verdier frå punkt 3 og Nidelva, a) med grenseverdiar jamfør veileder 97:04 b) med standardavvik (n = 9 for punkt 1, 2 og 4 og n = 1 for punkt 3 og Nidelva oppstrøms og nedstrøms).

Vedlegg H: Bilder av utstyret



Bilde H-1 viser måleapparat for pH (blå) og ledningsevne.



Bilde H-2 viser måleapparat for turbiditet.



Bilde H-3 viser måleapparat for redokspotensial



Bilde H-4 av sprøyte (NORM-JECT, 20mL), prøverør (VWR centrifuge Tube, Trace Metal free, polypropylen) og filter (VWR, European Article no. 514-0074).



Bilde H-5 viser prøveinnsamlar som vart brukt til å ta vassprøver av Nidelva.

Vedlegg I: Ultra Clave

Figur I-1 viser parameter og diagram frå ultraCLAVE samt tabell



MLS Microwave Report

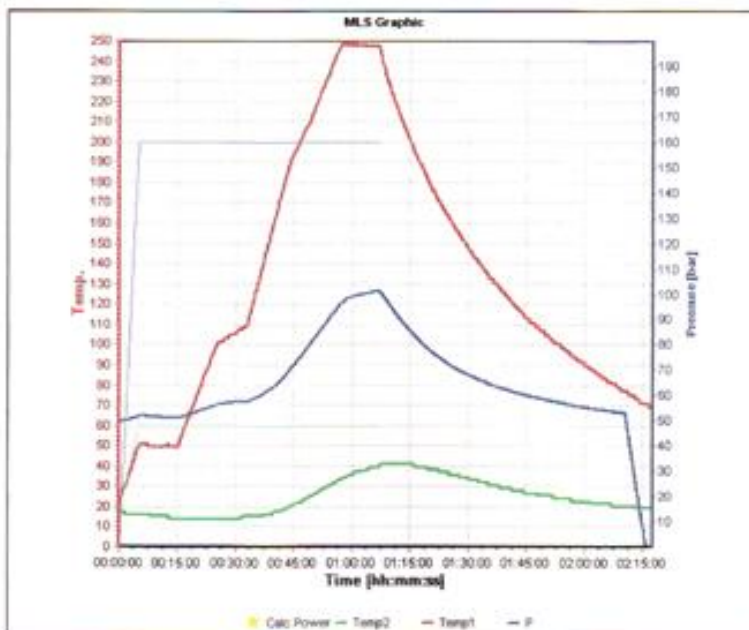
Application: ultraCLAVE

Report 01.10.2010 15:43:24

Operator: Administrator

Filename: M:\A\2010\Projects not firsihedi\KJEM\MASTER\Anette Heggøy
Svalbard\422-Anette-pnr-121-166.dpr

MLS Milestone
www.milestonesrl.com



Parameter

Signature name :
Signature date :
Signature func. :
Operator : Administrator
Date :
Method filename : Stand temp
profile acid mixtur\A28_9W
Create run : Administrator
Microwave Power : pulse
Load pressure : 50,0 bar
Release temp. : 78,0 °C
Release pressure: 10,0 bar/min
Cooling : ON
Auto open : OFF
Cooling on Temp.: 80,0 °C
Ground load : 300ml H2O + 2ml
H2SO4 + 30ml H2O2
Ventilation time: 01:10:33

Remark:

Dekomp filer ca 250mg med 5ml 50% HNO₃, fortynnet til 60ml

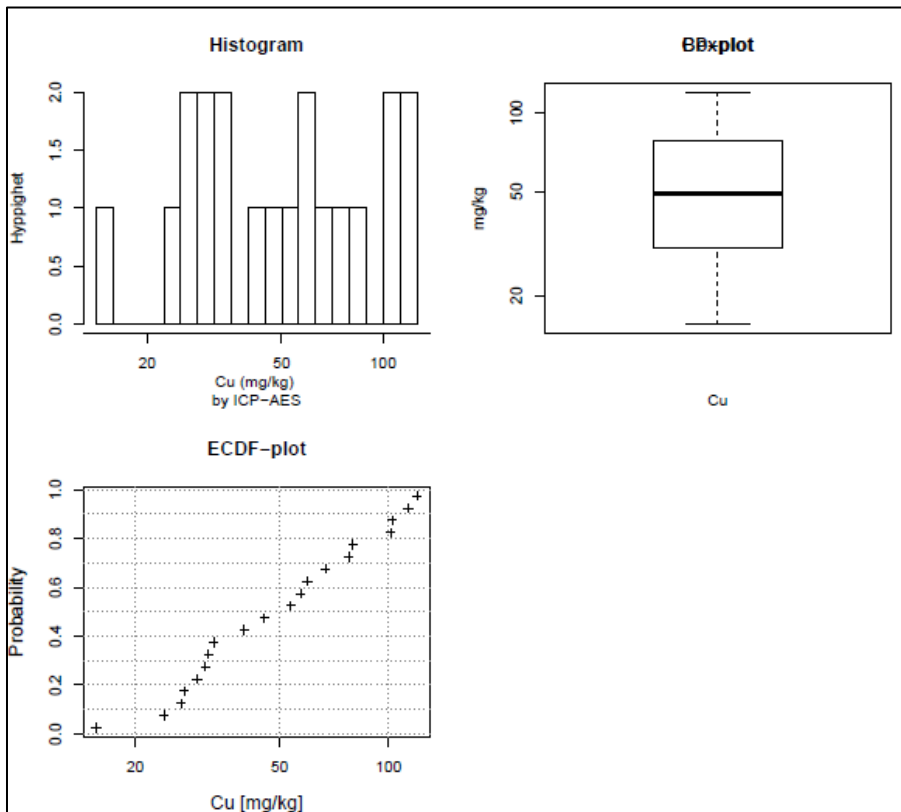
MW Program

Step	Time [hh:mm:ss]	Temp 1 [°C]	Temp 2 [°C]	Press [bar]	Energry [Watt]
1	00:05:00	50	60	160	1 000
2	00:10:00	50	60	160	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	248	60	160	1 000
8	00:10:00	248	60	160	1 000

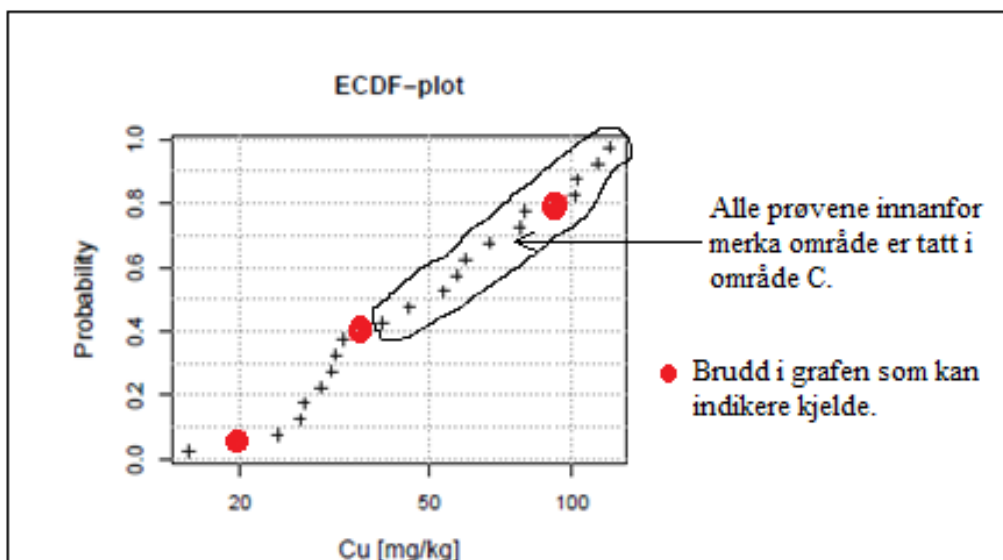
Vedlegg J: Statistiske beregninger frå R

Under er kumulativ frekvenstabell, boksplott og histogram laga for kvart enkelt av tungmetalla basert på jordprøvene.

Kopar



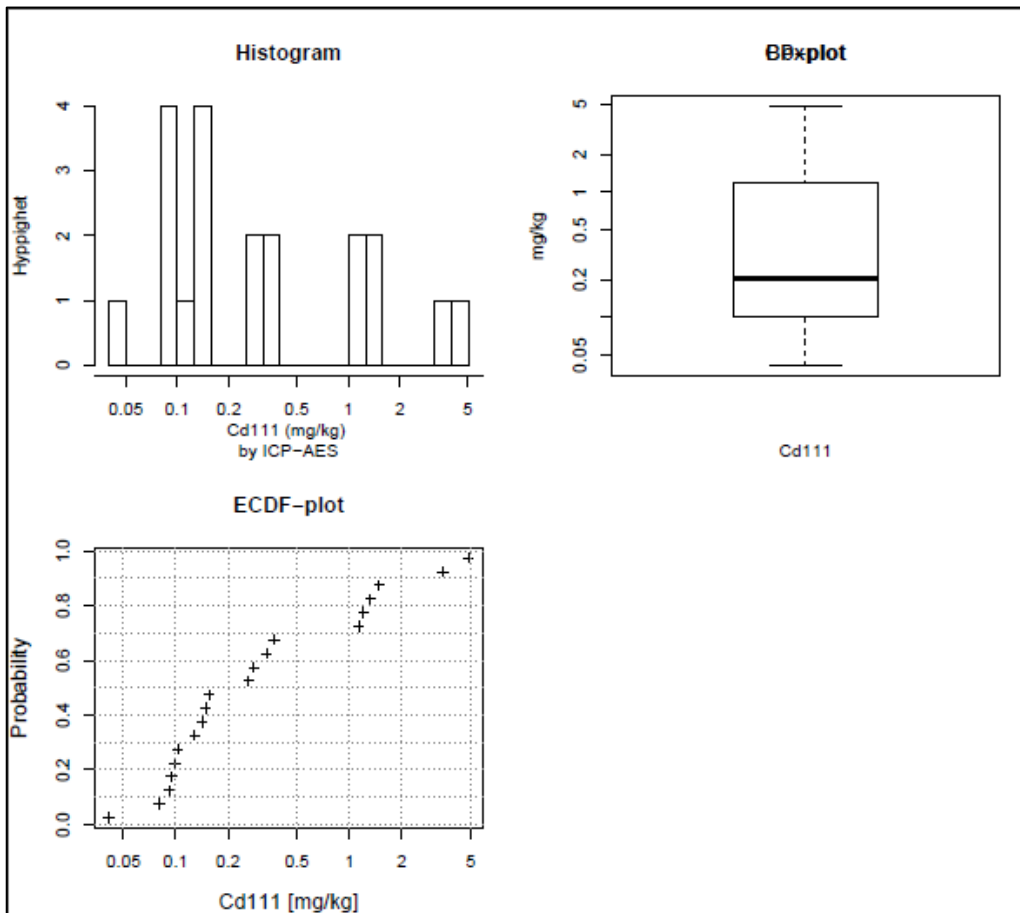
(a)



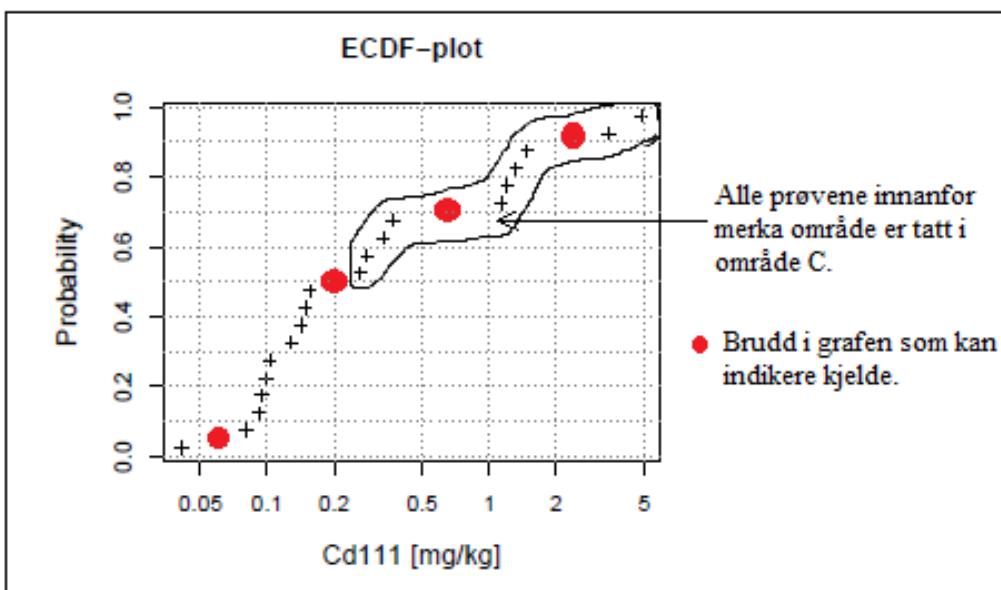
(b)

Figur J-1 (a) viser statistiske beregningar for kopar og (b) beskriving for kumulativ frekvenstabell.

Kadmium



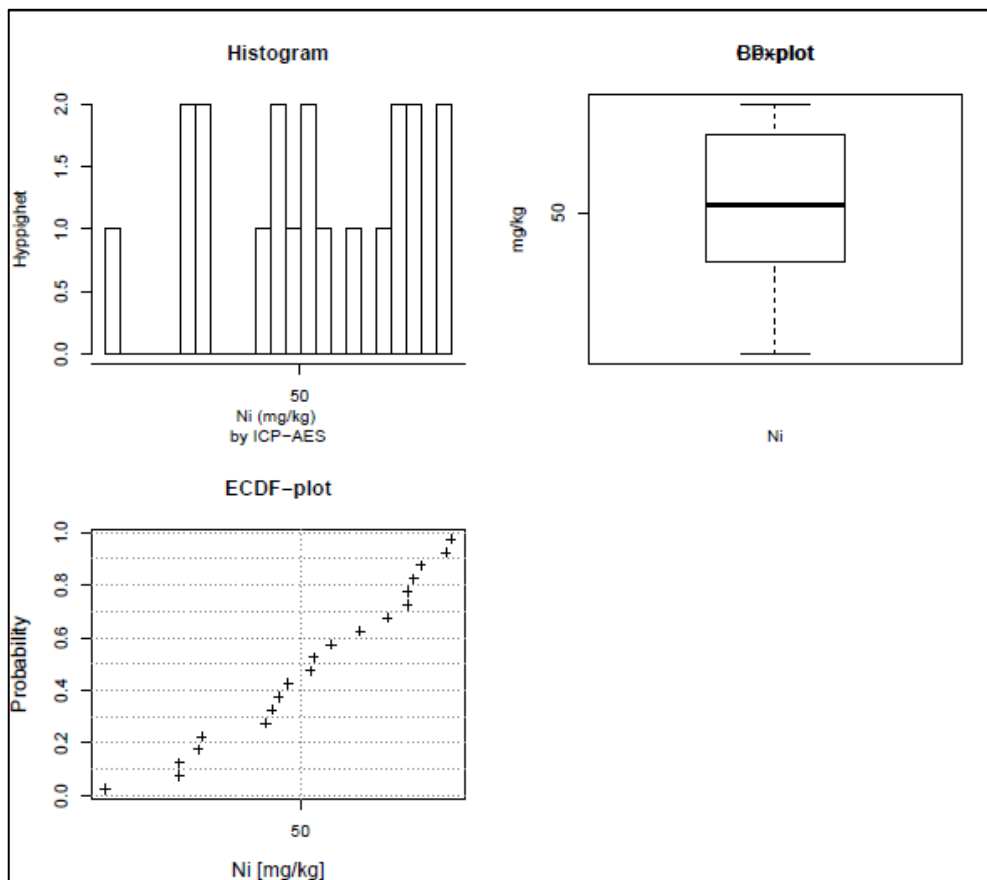
(a)



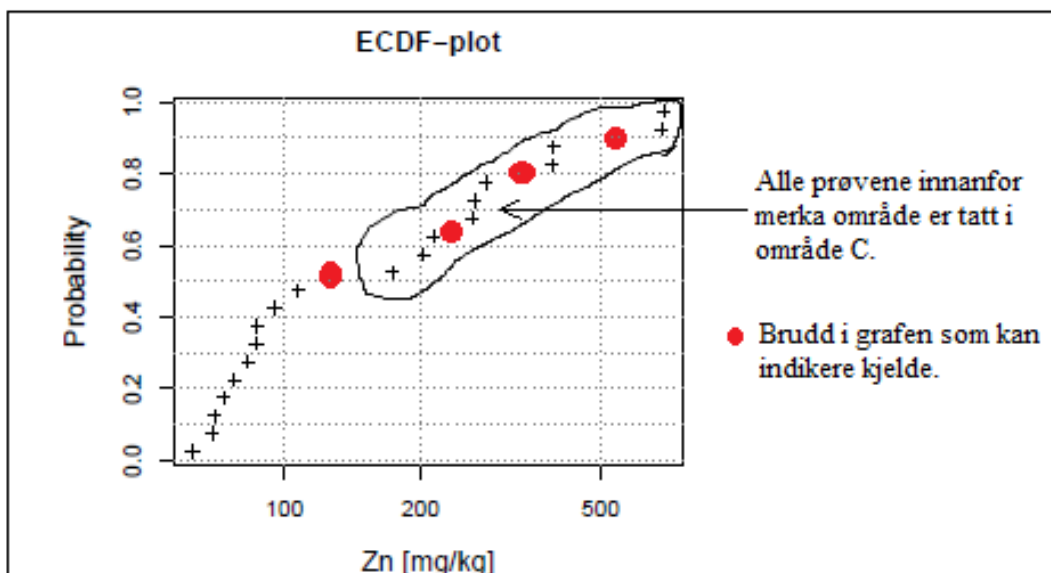
(b)

Figur J-2 (a) viser statistiske berekningar for kadmium og (b) beskriving for kumulativ frekvenstabell.

Sink



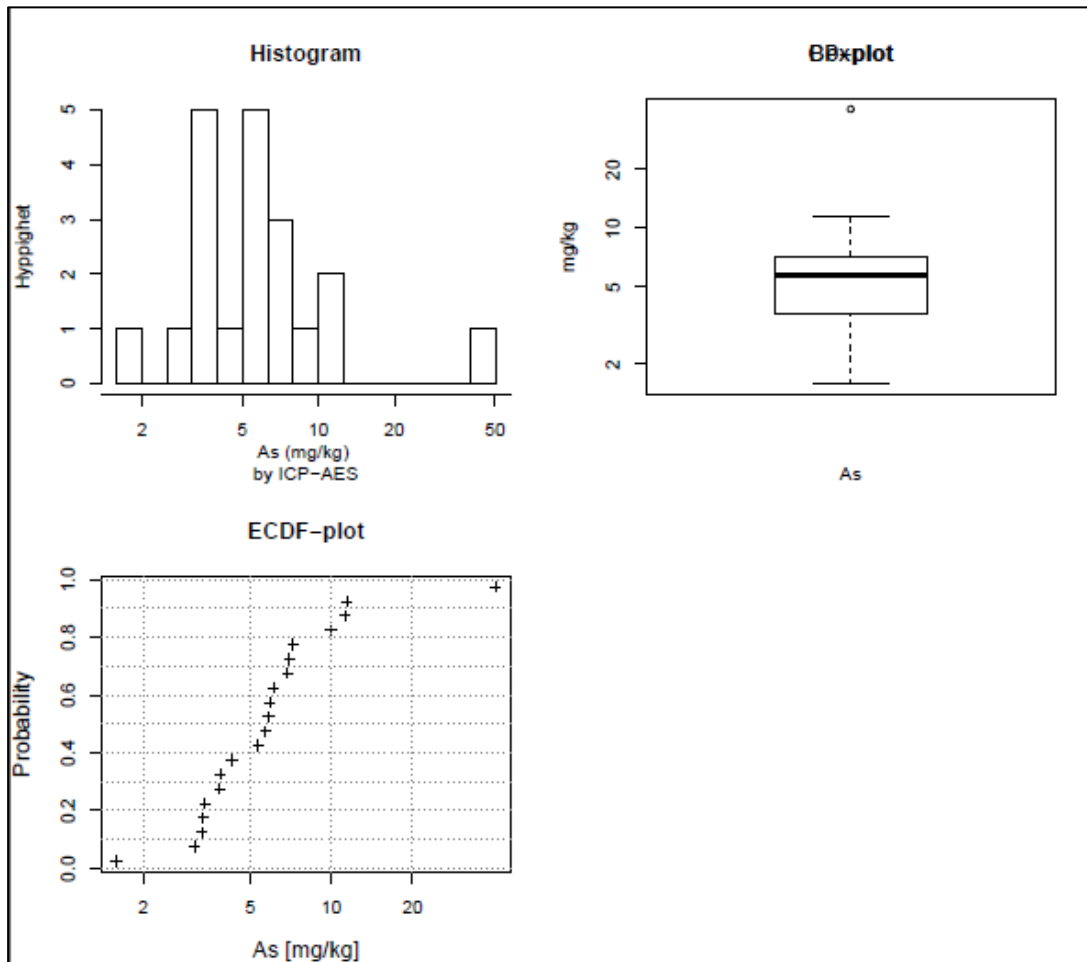
(a)



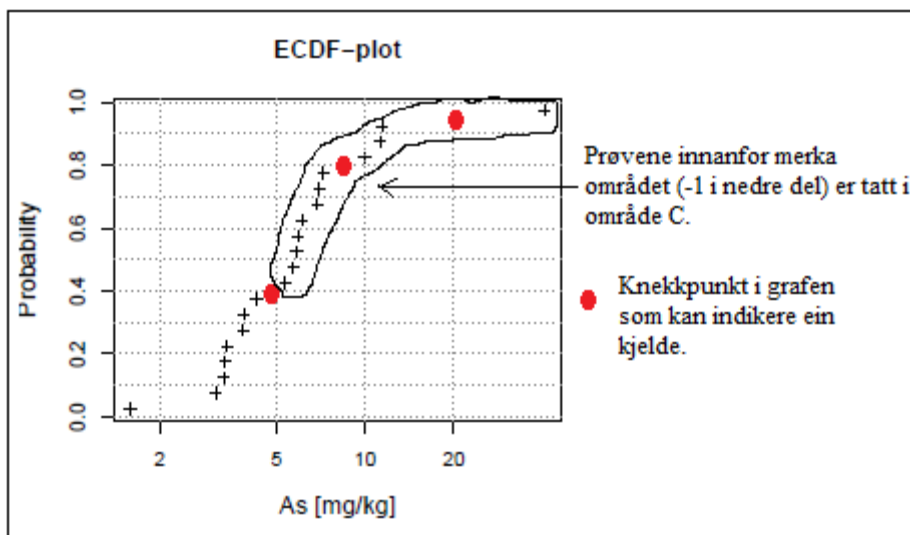
(b)

Figur J-3 (a) viser statistiske beregninger for sink og (b) beskrivelse for kumulativ frekvenstabell.

Arsen



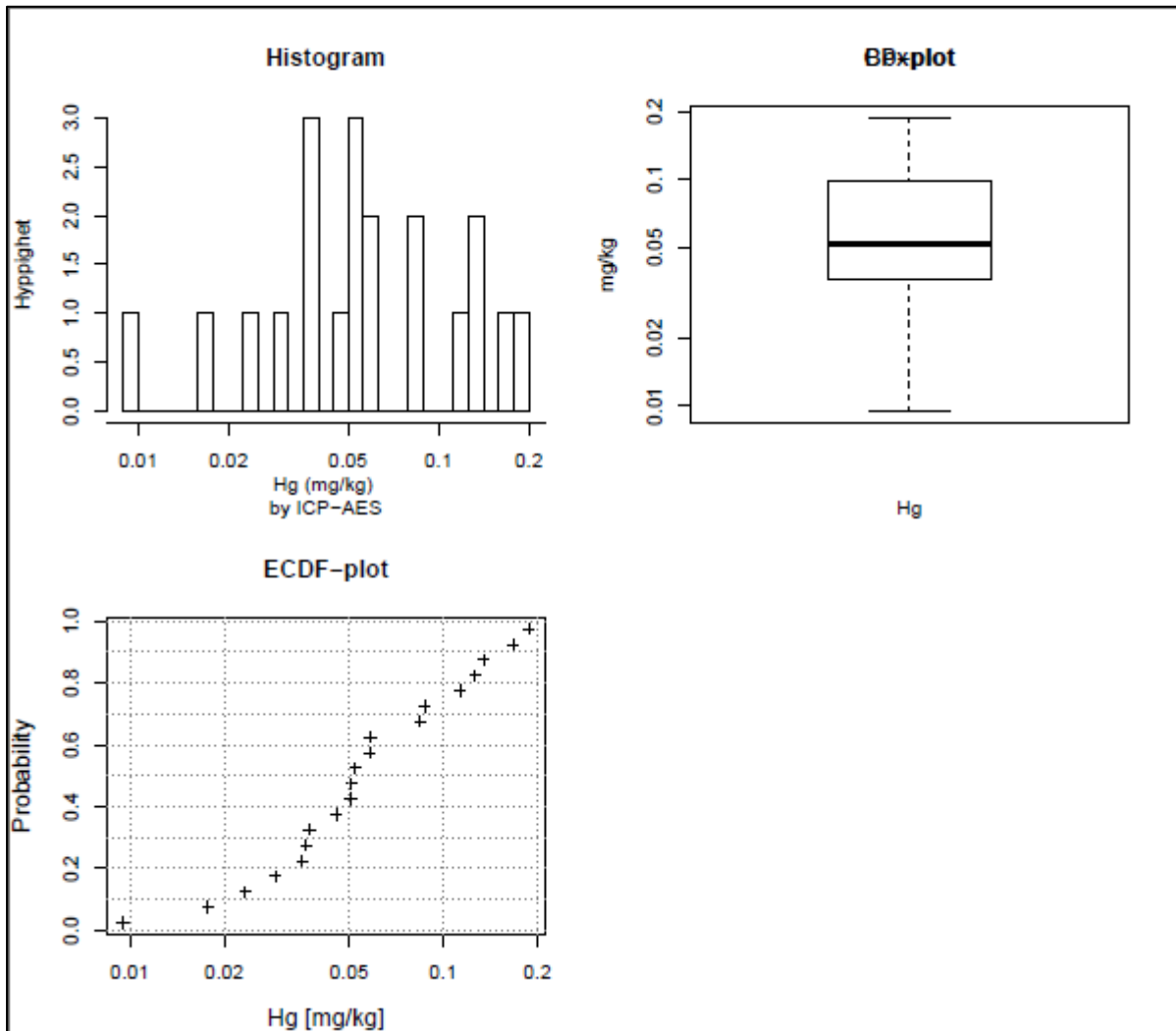
(a)



(b)

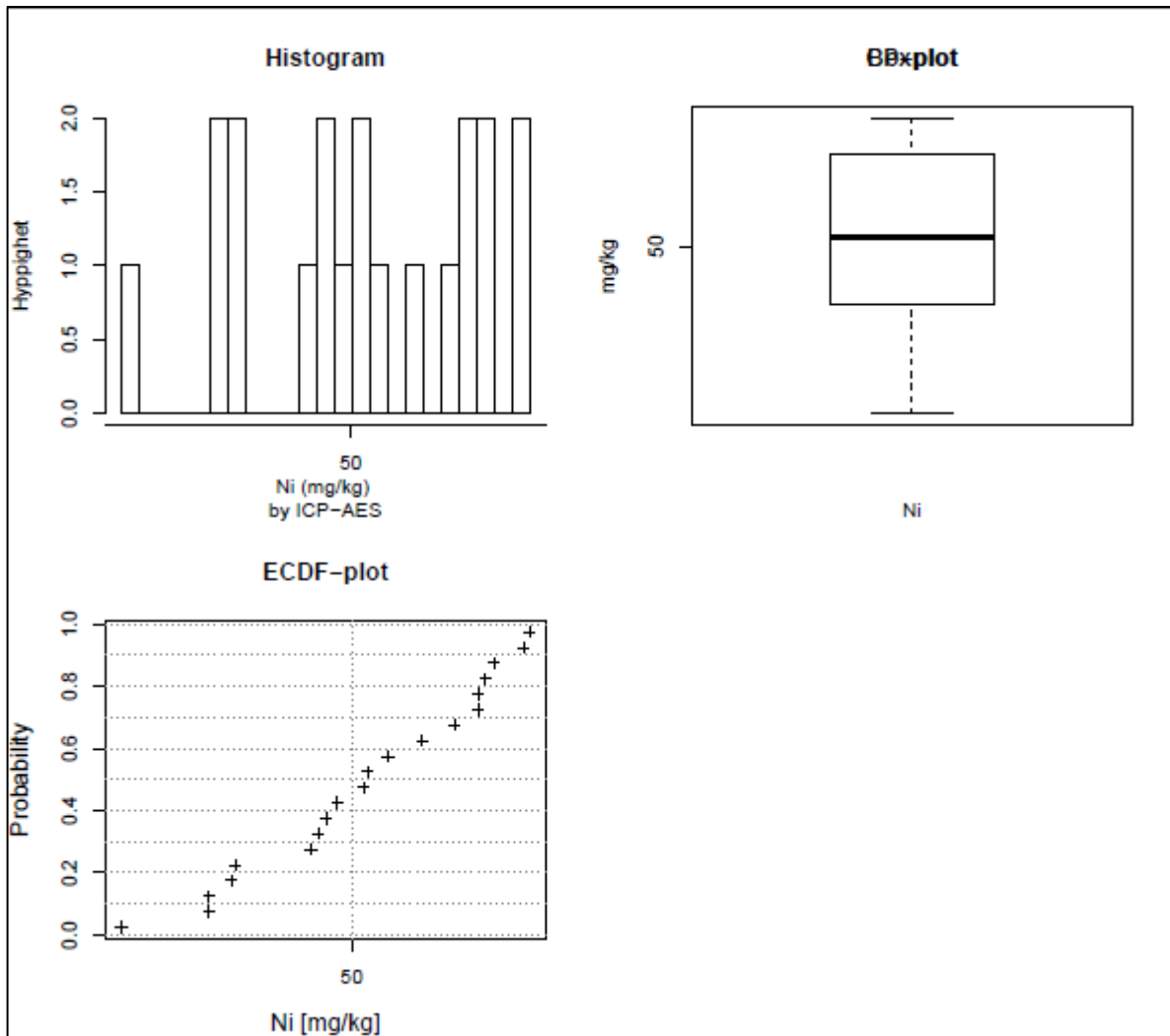
Figur J-4 (a) viser statistiske beregningar for arsen og (b) forklaring for kumulativ frekvensfordeling. Det er funne ei prøve med konsentrasjon som overstig tilstandsklasse 2 > 20 mg/kg i TA 2553/2009.

Kvikksølv



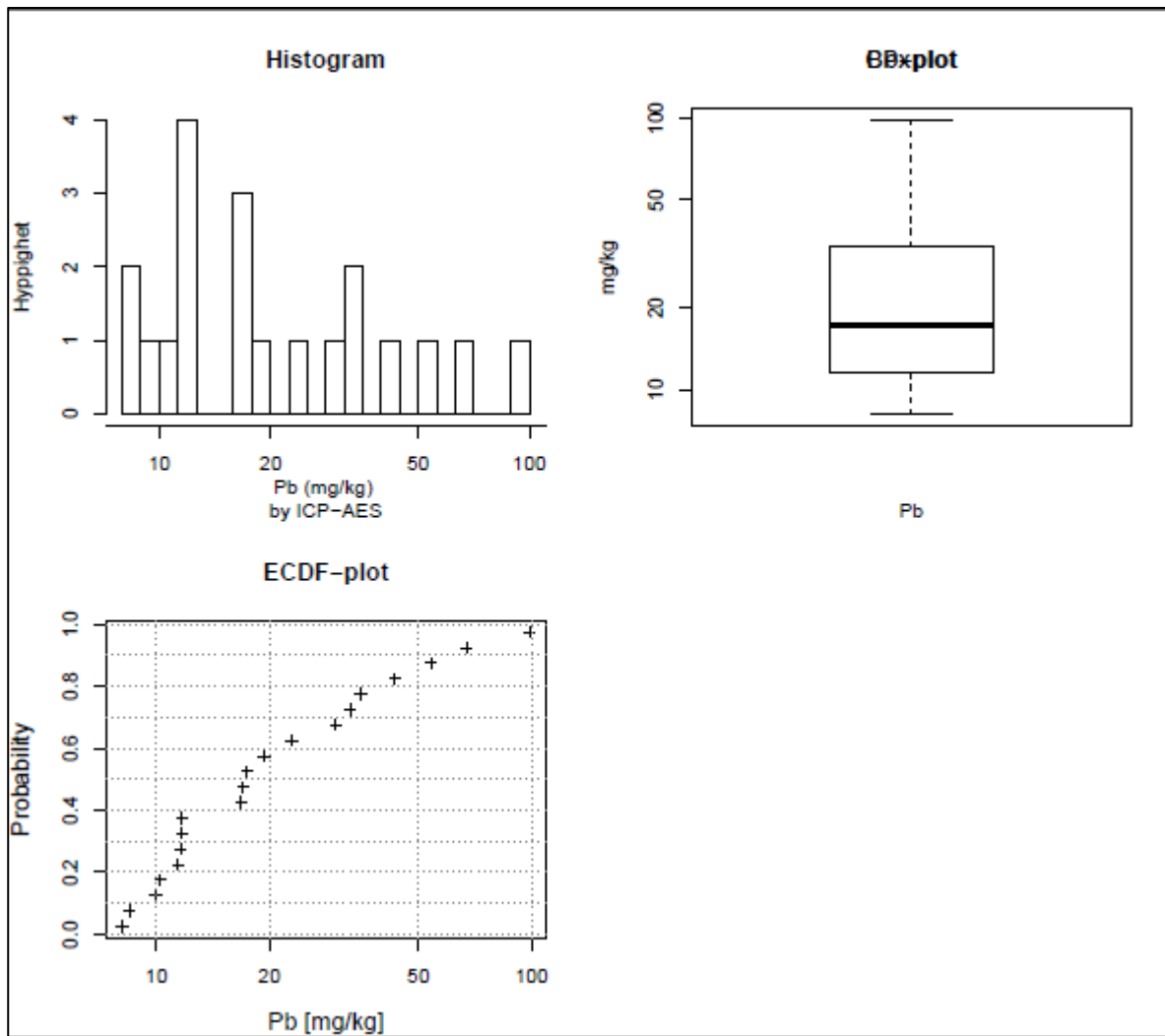
Figur J-5 viser statistiske beregninger for kvikksølv. Alle verdiane er <8 mg/kg som er satt som grense for tilstandsklasse 1 i TA 2553/2009.

Nikkel



Figur J-6 viser statistiske beregninger fornikkel. Alle verdiane er < 135 mg/kg som er satt som grense for tilstandsklasse 2 i TA 2553/2009.

Bly



Figur J-5 viser statistiske beregninger for kvikksølv. Alle verdiane er <8 mg/kg som er satt som grense for tilstandsklasse 1.

Vedlegg K: Tabellar for tilstandsklassar

Tabell 4.2 viser tilstandsklassene frå veileder 97:04.

Virkinger av:	Parametre	Tilstandsklasser				
		I «Meget god»	II «God»	III «Mindre god»	IV «Dårlig»	V «Meget dårlig»
Næringssalter	Total fosfor, µg P/l	<7	7 - 11	11 - 20	20 - 50	>50
	Klorofyll a, µg/l	<2	2 - 4	4 - 8	8 - 20	>20
	Siktedyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
	Prim. prod., g C/m ² år	<25	25 - 50	50 - 90	90 - 150	>150
	Total nitrogen, µg/l	<300	300 - 400	400 - 600	600 - 1200	>1200
Organiske stoffer	TOC, mg C/l	<2,5	2,5 - 3,5	3,5 - 6,5	6,5 - 15	>15
	Fargeall, mg Pt/l	<15	15 - 25	25 - 40	40 - 80	>80
	Oksygen, mg O ₂ /l	>9	6,5 - 9	4 - 6,5	2 - 4	<2
	Oksygenmetn. %	>80	50 - 80	30 - 50	15 - 30	<15
	Siktedyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
	KOF _{Mn} , mg O ₂ /l	<2,5	2,5 - 3,5	3,5 - 6,5	6,5 - 15	>15
	Jern, µg Fe/l	<50	50 - 100	100 - 300	300 - 600	>600
	Mangan, µg Mn/l	<20	20 - 50	50 - 100	100 - 150	>150
Forsurende stoffer	Alkalitet, mmol/l	>0,2	0,05 - 0,2	0,01 - 0,05	<0,01	0,00
	pH	>6,5	6,0 - 6,5	5,5 - 6,0	5,0 - 5,5	<5,0
Partikler	Turbiditet, FTU	<0,5	0,5 - 1	1 - 2	2 - 5	>5
	Susp. stoff, mg/l	<1,5	1,5 - 3	3 - 5	5 - 10	>10
	Siktedyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
Tarmbakterier	Termotol. coli. bakt., ant./100 ml	<5	5 - 50	50 - 200	200 - 1000	>1000

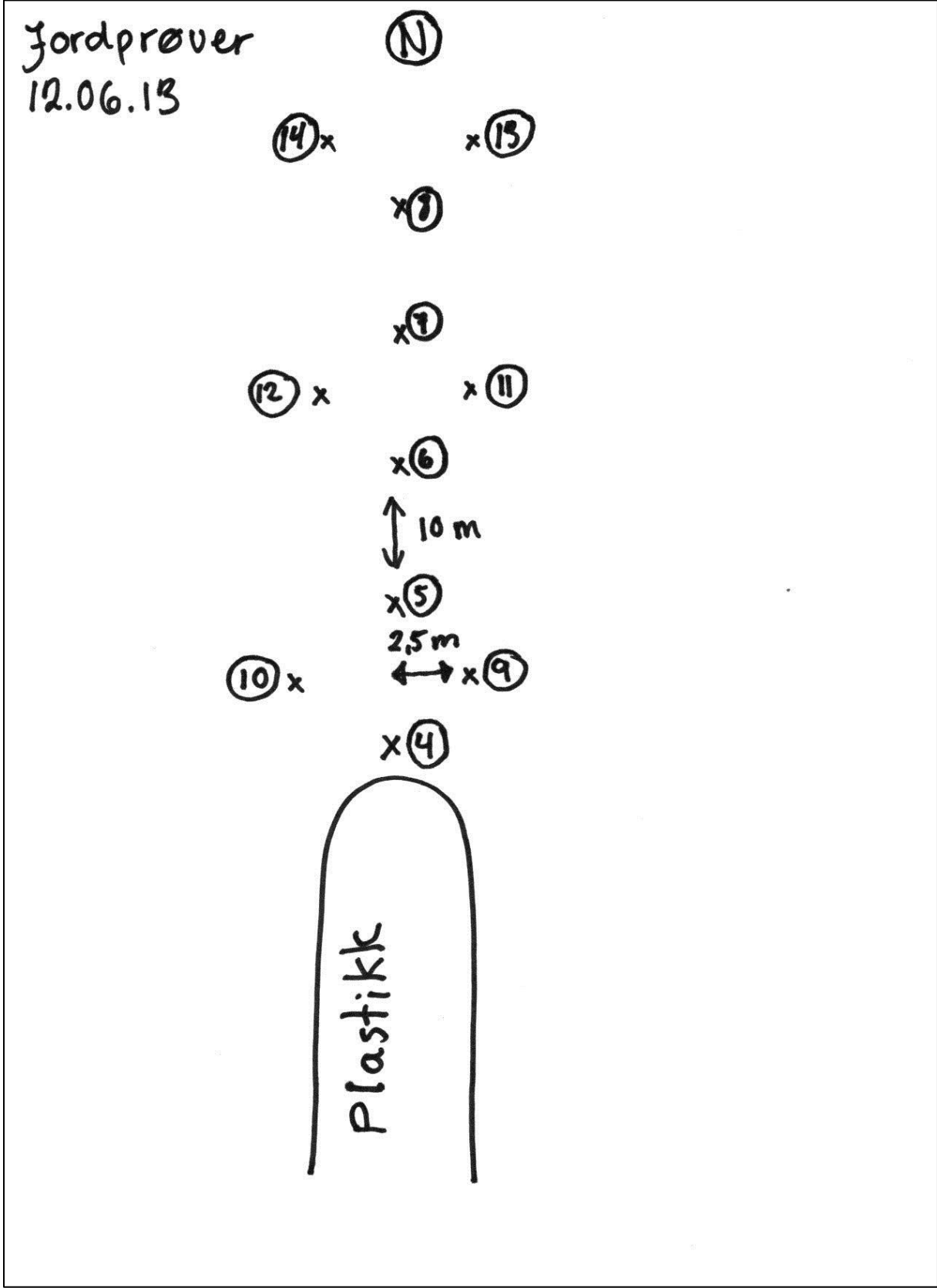
Virksomheter av miljøgifter (tungmetaller)	Parametre	Tilstandsklasser				
		I «Ubetydelig forurenset»	II «Moderat forurenset»	III «Markert forurenset»	IV «Sterkt forurenset»	V «Meget sterkt forurenset»
i vann	Kobber, µg Cu/l	<0,6	0,6 - 1,5	1,5 - 3	3 - 6	>6
	Sink, µg Zn/l	<5	5 - 20	20 - 50	50 - 100	>100
	Kadmium, µg Cd/l	<0,04	0,04 - 0,1	0,1 - 0,2	0,2 - 0,4	>0,4
	Bly, µg Pb/l	<0,5	0,5 - 1,2	1,2 - 2,5	2,5 - 5	>5
	Nikkel, µg Ni/l	<0,5	0,5 - 2,5	2,5 - 5	5 - 10	>10
	Krom, µg Cr/l	<0,2	0,2 - 2,5	2,5 - 10	10 - 50	>50
	Kvikksølv, µg Hg/l	<0,002	0,002 - 0,005	0,005 - 0,01	0,01 - 0,02	>0,02
i sediment	Kobber, mg Cu/kg	<30	30 - 150	150 - 600	600 - 1800	>1800
	Sink, mg Zn/kg	<150	150 - 750	750 - 3000	3000 - 9000	>9000
	Kadmium, mg Cd/kg	<0,5	0,5 - 2,5	2,5 - 10	10 - 20	>20
	Bly, mg Pb/kg	<50	50 - 250	250 - 1000	1000 - 3000	>3000
	Nikkel, mg Ni/kg	<50	50 - 250	250 - 1000	1000 - 3000	>3000
	Arsen, mg As/kg	<5	5 - 25	25 - 100	100 - 200	>200
	Kvikksølv, mg Hg/kg	<0,15	0,15 - 0,6	0,6 - 1,5	1,5 - 3	>3
i fisk	Kvikksølv, mg Hg/kg	<0,2	0,2 - 0,5	0,5 - 1	1 - 2	>2

Tabell 6. viser tilstandsklasser for noen tungmetaller målt i vann, i sediment og i fisk. Sediment er målt som mg stoff /kg sediment (tørrvekt), og kvikksølv i fisk er målt som mg Hg/kg filet (våtvekt).



Tabell 4.3 viser tilstandsklasser fra helsebaserte tilstandsklasser for forurenset grunn (TA 2553/2009)

Tilstandsklasse/ Stoff	1	2	3	4	5
	Meget god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Arsen	< 8	8-20	20-50	50-600	600-1000
Bly	< 60	60 -100	100-300	300-700	700-2500
Kadmium	<1,5	1,5-10	10-15	15-30	30-1000
Kvikksølv	<1	1-2	2-4	4-10	10-1000
Kobber	< 100	100-200	200-1000	1000-8500	8500-25000
Sink	<200	200-500	500-1000	1000-5000	5000-25000
Krom (III)	<50	50-200	200-500	500-2800	2800-25000
Krom (VI)	<2	2-5	5-20	20-80	80-1000
Nikkel	< 60	60- 135	135-200	200-1200	1200-2500

Vedlegg L: prøvepunkt i område C



Vedlegg M: SJA- skjema

NTNU	 <h1>Kartlegging av risikofylt aktivitet</h1>	Utarbeidet av	Nummer	Dato	
HMS		HMS-avd.	HMSRV26 01	22.03.201 1	
		Godkjent av	Side	Erstatter	
		Rektor		01.12.200 6	

Enhet:

Dato:

03.09.2013

Linjeleder:

Marie-Laure Olivier

Deltakere ved kartleggingen (m/ funksjon):

Øyvind Mikkelsen og masterstudent

(Ansv. veileder, student, evt. medveiledere, evt. andre m. kompetanse)

Kort beskrivelse av hovedaktivitet/hovedprosess:

Kartlegging av miljøtilstand i området Tiller deponi i Trondheim med hensyn på tungmetaller, og vurdering av vannkvalitet i dreneringsbekker i området til Nidelva

Er oppgaven er rent teoretisk? (JA/NEI)

Nei

"JA" betyr at veileder inntår for at oppgaven ikke inneholder noen aktiviteter som krever risikovurdering. I dette tilfellet er det ikke nødvendig å fylle ut resten av skjemaet

Signaturer:

Ansvarlig veileder: Øyvind Mikkelsen (ØM)

Student: Marianne Roset (MR)

:

ID nr.	Aktivitet/prosess	Ansvarlig	Eksisterende dokumentasjon	Eksisterende sikringstiltak	Lov, forskrift o.l.	Kommentar
--------	-------------------	-----------	----------------------------	-----------------------------	---------------------	-----------

1	Bruk av UltraClave	ØM + MR	Arbeidsmiljøloven, NTNU og NT sine HMS retningslinjer, SJA	CE godkjent utstyr	Arbeidsmiljøloven	Mulig dannelse av NOx gasser, instrumentet koblet til strøm
2	Søl av syre ved oppslutting / tilaging av løsninger (HNO3)	ØM + MR	Arbeidsmiljøloven, NTNU og NT sine HMS retningslinjer, SJA	Beskyttelsesutstyr (briller, hansker).	Arbeidsmiljøloven, NTNU og NT sine HMS retningslinjer	Ved bruk av konsentrert HNO3 skal beskyttelsesutstyr og avtrekk brukes.
3	Innsamling av prøvemateriale (inert, lett forurenset materiale)	ØM + MR	Arbeidsmiljøloven, NTNU og NT sine HMS retningslinjer, SJA	Egnet prøvetakingsutyr i plast	Arbeidsmiljøloven, NTNU og NT sine HMS retningslinjer	Prøver a ca 1/2 kilo overføres til diffusjonssikre prøveposer
4	Prøvetaking av vann i bekk/elv	ØM + MR	Arbeidsmiljøloven, NTNU og NT sine HMS retningslinjer, SJA	Rekognosering, planlegging av prøveplasser. Vernehansker / briller ved surgjøring i felt.	Arbeidsmiljøloven, NTNU og NT sine HMS retningslinjer	Prøvetaking skal foretas under trygge arbeidsbetingelser der vær- og vindforhold samt strømningsforhold alltid vurderes fortløpende, og sikringstiltak (plan for kommunikasjon) er på plass før og under prøvetaking i større elver (som her f.eks i Nidelva).
5						
6						

NTNU	Risikovurdering	Utarbeidet av	Nummer	Dato
------	------------------------	---------------	--------	------





HMS /KS

HMS-avd.	HMSRV26 03	04.02.201 1	
Godkjent av	Side	Erstatter	
Rektor		09.02.201 0	

Enhet:

Kjemi

Dato:

03.09.2013

Linjeleder:

Marie-Laure Olivier

Deltakere ved risikovurderingen (m/ funksjon):

(Ansv. veileder, student, evt. medveiledere, evt. andre m. kompetanse)

Risikovurderingen gjelder hovedaktivitet:

Kartlegging av miljøtilstand i området Tiller deponi i Trondheim med hensyn på tungmetaller, og vurdering av vannkvalitet i dreneringsbekker i området til Nidelva

Signaturer:

Ansvarlig
veileder: Øyvind MikkelsenStudent Marianne Roset
(MR)

ID nr.	Aktivitet/prosess fra kartleggingskjemaet	Mulig uønsket hendelse	Vurdering av sannsynlighet (1-5)	Vurdering av konsekvens				Risiko-verdi (menneske)	Kommentarer/ status Forslag til tiltak
				Menneske (A-E)	Ytre miljø (A-E)	Øk./ materiell (A-E)	Om-dømme (A-E)		
1	Bruk av UltraClave	Dannelse av nitrøse gasser / tap av kjølesystem / strømbrudd	2	B	A	A	A	B2	Avgasser ledes til avtrekkskap. Instrumentet stopper automatisk ved tap av kjølesystem. Ved strømbrudd forlates rommet.

2	Søl av syre ved oppslutting / tilaging av løsninger (HNO3)	Syresøl i øye / hud	2	B	A	A	A	B2	Ved bruk av konsentrerte syrer skal beskyttelsesutstyr brukes.
3	Innsamling av prøvemateriale (inert, lett forurenset materiale)	Kontakt med hud	3	A	A	A	A	A3	Det benyttes eventuelt hansker ved prøveinnsamling. Hansker tas av uten at yttersiden å komme i kontakt med hud, deretter håndvask. Innånding av støv skal unngås.
4	Prøvetaking av vann i bekk/elv	Falle i vannet	1	B	A	A	A	B1	Prøvetaking skal foretas under trygge arbeidsbetingelser der vær- og vindforhold samt strømningsforhold alltid vurderes fortløpende, og sikringstiltak (plan for kommunikasjon) er på plass før og under prøvetaking i større elver (som her f.eks i Nidelva).
5									
6									

Risikoverdi = Sannsynlighet (1, 2 ...) x konsekvens (A, B ...). Risikoverdi A1 betyr svært liten risiko. Risikoverdi E5 betyr svært stor og svært alvorlig risiko.

Sannsynlighet		Konsekvens					
Verdi	Kriterier	Gradering		Menneske	Ytre miljø: Vann, jord og luft	Øk/materiell	Omdømme
1	Svært liten: 1 gang pr 50 år eller sjeldnere	E	Svært alvorlig	Død	Svært langvarig og ikke reversibel skade	Drifts- eller aktivitetsstans >1 år.	Troverdighet og respekt betydelig og varig svekket
2	Liten: 1 gang pr 10 år eller sjeldnere	D	Alvorlig	Alvorlig personskaade. Mulig uførhet	Langvarig skade. Lang restitusjonstid	Driftsstans > ½ år, aktivitetsstans opptil 1 år	Troverdighet og respekt betydelig svekket
3	Middels: 1 gang pr år eller sjeldnere	C	Moderat	Alvorlig personskaade.	Mindre skade og lang restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1 mnd	Troverdighet og respekt svekket
4	Stor: 1 gang pr måned eller sjeldnere	B	Liten	Skade som krever medisinsk behandling	Mindre skade og kort restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1uke	Negativ påvirkning på troverdighet og respekt
5	Svært stor : Skjer ukentlig	A	Svært liten	Skade som krever førstehjelp	Ubetydelig skade og kort restitusjonstid	Drifts- eller aktivitetsstans < 1dag	Liten påvirkning på troverdighet og respekt

MATRISSE FOR RISIKOVURDERINGER ved NTNU

KONSEKVENNS	Svært alvorlig	E1	E2	E3	E4	E5
	Alvorlig	D1	D2	D3	D4	D5
	Moderat	C1	C2	C3	C4	C5
	Liten	B1	B2	B3	B4	B5
	Svært liten	A1	A2	A3	A4	A5
	Svært liten	Liten	Middels	Stor	Svært stor	
SANNSYNLIGHET						

Prinsipp over akseptkriterium. Forklaring av fargene som er brukt i risikomatriksen.

Farge	Beskrivelse
Rød	Uakseptabel risiko. Tiltak skal gjennomføres for å redusere risikoen.
Gul	Vurderingsområde. Tiltak skal vurderes.
Grønn	Akseptabel risiko. Tiltak kan vurderes ut fra andre hensyn.